การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เพื่อเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวัน

นายปฏิกรณ์ แสนสิ่ง

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรดุษฎีบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ปีการศึกษา 2551

BIO-AUGMENTATION IN ACTIVATED SLUDGE PROCESS TO ENHANCE NITROGEN REMOVAL UNDER DIURNAL VARIATION OF ORGANIC LOADING

Patikorn Saensing

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

Suranaree University of Technology

Academic Year 2008

การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เพื่อเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวัน

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาดุษฎีบัณฑิต

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

_____

(ผศ. ดร.สุดจิต ครุจิต)
ประธานกรรมการ

_____

(ผศ. ดร.สุนทร กาญจนทวี)
กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)

_____

(ผศ. ดร.กาญนิถา ครองธรรมชาติ)
กรรมการ

_____

(ดร.สมชาย ดารารัตน์)
กรรมการ

_____

(อ. ดร.ฉัตรเพชร ยศพล)
กรรมการ

_____

(ศ. ดร.ไพโรจน์ สัตยธรรม)
รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการ

_____

(รศ. น.อ. ดร.วรพจน์ ขำพิศ)
คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

ปฏิกรณ์ แสนสิ่ง : การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เพื่อเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวัน (BIO-AUGMENTATION IN ACTIVATED SLUDGE PROCESS TO ENHANCE NITROGEN REMOVAL UNDER DIURNAL VARIATION OF ORGANIC LOADING) อาจารย์ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุนทร กาญจนทวี, 185 หน้า.

การวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ด้วยการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จากกระบวนการสายรอง สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่เหมาะสม และเพื่อประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของสลัดจ์ด้วยวิธีวัดอัตราการหายใจ ระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรองใช้รูปแบบของกระบวนการแอลอีดัดแปลง (MLE) ขั้นตอนแรกศึกษาการตอบสนองของระบบเฉพาะในกระบวนการสายหลักและหลังจากนั้นศึกษาการตอบสนองของระบบที่มีการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จากกระบวนการสายรอง โดยเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นซีโอดี ทีเคเอ็น และฟอสฟอรัสเฉลี่ย 239, 32.5 และ 4.4 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ เก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกทุก 2 ชม. ในช่วงระยะเวลา 24 ชม.

ผลการทดลองพบว่า สัดส่วนสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ที่เหมาะสมเท่ากับ 3 : 1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 79.9 เป็นร้อยละ 98.8 เปรียบเทียบกับการเดินระบบแบบพื้นฐานที่อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน เท่ากัน ปริมาตรถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ร้อยละ 4.5 เปรียบเทียบกับปริมาตรของกระบวนการสายหลัก การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ช่วยทำให้กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพสูงขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติและมีศักยภาพในการลดการแปรปรวนของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจากระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ

ค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ Y_H, K_S, b_H และ μ_{maxH} 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 μ_{maxAOB} มีค่าเฉลี่ย 0.21 มิลลิกรัม/มิลลิกรัม 0.35 มิลลิกรัม/ลิตร 0.21 วัน$^{-1}$ และ 0.9 วัน$^{-1}$ ตามลำดับ และพบว่าผลการทดลองมีค่าใกล้เคียงกับค่าอ้างอิงในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1)

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ลายมือชื่อนักศึกษา_____

ปีการศึกษา 2552 ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา _____

PATIKORN SAENSING : BIO-AUGMENTATION IN ACTIVATED SLUDGE PROCESS TO ENHANCE NITROGEN REMOVAL UNDER DIURNAL VARIATION OF ORGANIC LOADING. THESIS ADVISOR : ASST. PROF. SUNTHORN KANCHANATAWEE, Ph.D., 185 PP.

ACTIVATED SLUDGE/BIO-AUGMENTATION/KINETIC/RESPIROMETRIC

This research study aims to enhance nitrogen removal in activated sludge process by using bio-augmentation, identify the appropriate ratio of return sludge to reject water and to estimate kinetic parameters of activated sludge by using respirometric measurement methods. The configuration of main-stream and side-stream of pilot wastewater treatment plant using Modified Ludzack-Ettinger (MLE) process. 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 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 results showed that the appropriate ratio of return sludge to reject water in bio-augmentation reactor was 3 : 1. Based on 5 days average sludge age are equal, nitrogen removal efficiency 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%. 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 μ_{maxH} 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 μ_{maxAOB} were 0.21 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 (ASM1).

School of Environmental Engineering Student's signature _____

Academic Year 2008 Advisor's signature _____

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ บุคคลและกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ที่ได้กรุณาให้คำปรึกษา แนะนำ ช่วยเหลืออย่างดียิ่ง ทั้งในด้านวิชาการและด้านดำเนินการวิจัยอาทิเช่น

- ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุนทร กาญจนทวี อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ที่ให้การสนับสนุน ช่วยเหลือ กำลังใจ และให้คำปรึกษาที่มีคุณค่าด้วยดีเสมอมา
- มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่สนับสนุนทุนในการทำวิจัย
- อาจารย์ ดร.ปิยะรัตน์ ปรีย์มาโนช มหาวิทยาลัยรามคำแหง ที่ให้กำลังใจ คำแนะนำที่ดี ปรัชญาชีวิตที่มีคุณค่า ตลอดจนให้การสนับสนุนทุนการศึกษา และการทำวิจัย
- คุณแสนประเสริฐ ทองยินดี ห้างหุ้นส่วนจำกัด เหรียญชัยซีเมนต์บล็อก จังหวัดนครราชสีมา ที่ให้การสนับสนุนทุนการศึกษา และการทำวิจัย
- มูลนิธิการศึกษาเชล 100 ปี ที่ให้การสนับสนุนทุนการทำวิจัย
- คุณอรวรรณ นงนุช คุณณัฐพล สุมะโน คุณบัณฑิต ดวงชาทม คุณวินัย วันบุรี คุณสุพจน์ ปลั่งพิมาย คุณบังอร มุงคุณดี คุณกิตติยาภรณ์ รองเมือง และคุณกฤษณา อายายศ ที่ให้ความช่วยเหลือ และเป็นทีมงานที่ทำให้งานนี้สำเร็จลงได้
- คุณมานพ จรโคกกรวด และเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่เอื้ออำนวยความสะดวกในการทำงานทุกอย่าง

ท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณบิดามารดา พี่สาวและพี่เขย ที่ให้การอบรมเลี้ยงดูและส่งเสริมการศึกษาเป็นอย่างดีตลอดมา จนทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิตตลอดมา

ปฏิกรณ์ แสนสิ่ง

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย) ..... ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ) ..... ข
กิตติกรรมประกาศ ..... ง
สารบัญ ..... จ
สารบัญตาราง ..... ฎ
สารบัญรูป ..... ฐ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ ..... ต

บทที่

1 บทนำ 1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา 1
1.2 วัตถุประสงค์การวิจัย 5
1.3 สมมุติฐานของการวิจัย 5
1.4 ขอบเขตของการวิจัย 5
1.5 ผลลัพธ์ของการวิจัย 6
1.5.1 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่ 6
1.5.2 เครื่องวัดอัตราการหายใจและเทคนิควิธีการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพสูง 7
2 ปริทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง 8
2.1 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ 8
2.1.1 กระบวนการไนตริฟิเคชัน 9
2.1.2 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน 11
2.2 รูปแบบกระบวนการสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ 13
2.3 ปัจจัยรบกวนการทำงานของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ 15
2.3.1 ปัจจัยรบกวนภายใน 15
2.3.2 ปัจจัยรบกวนภายนอก 15

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.4 การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียในรอบวัน 16
2.5 ข้อจำกัดของถังปรับสภาพการไหล 20
2.6 การตอบสนองของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวัน 21
2.7 ผลกระทบของสภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน 22
2.8 การเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Bio-Augmentation) 23
2.9 แหล่งของสารอาหารสำหรับกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 24
2.10 กระบวนการบำบัดในสายรอง (Side-stream treatment process) 24
2.10.1 กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนเตรท 25
2.10.2 กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 26
2.10.3 กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนไตรท์ 26
2.10.4 กระบวนการไนไตรเตชันรวมกับกระบวนการ ANAMMOX 27
2.11 การเพิ่มจำนวนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนสายรอง 29
2.11.1 กระบวนการ InNitri (Inexpensive Nitrification) 30
2.11.2 กระบวนการ ScanDeNi (Scanronment Denitrification) 31
2.11.3 กระบวนการ BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced) 32
2.12 การเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 35
2.13 พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ 36
2.14 เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด (Hybrid respirometer) 39
2.15 หลักการวัดด้วยเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด 40
2.16 กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram) 41

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.17 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย 43
2.17.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิก แบคทีเรีย (Y_H) 43
2.17.2 การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรทรอฟิก แบคทีเรีย (K_S) 44
2.17.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิก แบคทีเรีย (b_H) 45
2.17.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (μ_{maxH}) 47
2.18 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย 49
2.18.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ของออโตทรอฟิก แบคทีเรีย (Y_A) 49
2.18.2 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของ แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH}) 51
2.18.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อยของแอมโมเนียม ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (b_A) 51
2.18.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของ แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (μ_{maxAOB}) 52
2.19 สรุป 54
3 วิธีดำเนินการวิจัย 57
3.1 ขั้นตอนการวิจัย 57
3.2 รูปแบบวิธีการและอุปกรณ์การทดลอง 58
3.2.1 การเริ่มเดินระบบและพารามิเตอร์ควบคุมการทำงาน 60
3.2.2 การเตรียมน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูง 61
3.2.3 การป้อนน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง 61

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

3.2.4 การทดลองหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจน 63
3.2.5 การทดลองการตอบสนองของระบบกรณีหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง 64
3.2.6 การทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 64
3.2.7 การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของตัวอย่างสลัดจ์ในระบบ 65
3.2.8 การเตรียมตัวอย่างสลัดจ์ 66
3.2.9 การเตรียมสารอาหารสำหรับเติมให้กับตัวอย่างสลัดจ์ 66
3.3 การเก็บรวบรวมและวิเคราะห์ข้อมูลผลการทดลอง 67
3.4 เครื่องมือสำหรับการทำวิจัย 67
3.5 สถานที่ทำการวิจัย 67
3.6 สรุป 68
4 ผลการทดลองและอภิปรายผล 70
4.1 การทดลองหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจน 70
4.2 การทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง 76
4.3 การทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 82
4.3.1 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 0.2 : 1 (Bio0.2:1) 85
4.3.2 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 1 : 1 (Bio1:1) 86
4.3.3 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 (Bio3:1) 88

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

4.3.4 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 5 : 1 (Bio5:1) 93

4.4 การประเมินประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบ 94

4.5 การประเมินประสิทธิภาพถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 99

4.6 การประยุกต์กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 100

4.7 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) 102

4.7.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_H) 102

4.7.2 การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (K_S) 103

4.7.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (b_H) 104

4.7.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (μ_{maxH}) 107

4.8 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB}) 108

4.8.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (Y_{AOB}) 108

4.8.2 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH}) 110

4.8.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (b_A) 111

4.8.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (μ_{maxAOB}) 112

4.9 สรุปผลการทดลอง 114

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

5 สรุปผลการวิจัย 117
5.1 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่ 117
5.2 เครื่องวัดอัตราการหายใจที่มีความคล่องตัวและประสิทธิภาพสูง 118
5.3 ข้อจำกัดของการวิจัย 119
5.4 สถาพปัญหาและแนวทางการแก้ไขปัญหา 120
5.5 การประยุกต์ผลการวิจัย 121
5.6 ข้อเสนอแนะในการวิจัยต่อไป 122
รายการอ้างอิง 123
ภาคผนวก
ภาคผนวก ก. แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) 129
ภาคผนวก ข. องค์ประกอบน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูง. 134
ภาคผนวก ค. รายละเอียดเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด 136
ภาคผนวก ง. ข้อมูลการทดลอง 3 วัน ต่อเนื่อง 141
ภาคผนวก จ. ผลการเปรียบเทียบข้อมูลทางสถิติโดยใช้ t-test 152
ภาคผนวก ฉ. ข้อมูลการทดลองฟอสฟอรัส 154
ภาคผนวก ช. พารามิเตอร์การเดินระบบ 161
ภาคผนวก ซ. รายละเอียดการทดลองวัดอัตราการหายใจ 175
ประวัติผู้เขียน 185

สารบัญตาราง

ตารางที่ **หน้า**

1.1 คุณภาพแหล่งน้ำจืดทั่วประเทศ พ.ศ. 2545 และ พ.ศ. 2550 (เปรียบเทียบเป็นร้อยละ) 1
2.1 เปรียบเทียบการปรับปรุงกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยวิธีการบำบัดแบบธรรมดาและกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 34
2.2 พารามิเตอร์จลนศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 37
2.3 เปรียบเทียบข้อดีและข้อด้อยของเครื่องวัดอัตราการหายใจ 40
2.4 กระบวนการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย 43
2.5 กระบวนการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย 49
3.1 รายละเอียดการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรอง 59
3.2 พารามิเตอร์สำหรับควบคุมการเดินระบบ 60
3.3 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 65
3.4 วิธีการทดลองและข้อมูลสำหรับการแปลผลเพื่อประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของตัวอย่างสลัดจ์ 66
4.1 การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกการทดลองการเดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน 71
4.2 รายละเอียดการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง 77
4.3 รายละเอียดการทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 83
4.4 ลักษณะน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 84
4.5 ค่าการออกแบบถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 84
4.6 พารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบถังปฏิกิริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 84
4.7 เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลักของทุกการทดลอง 96

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่ **หน้า**

4.8 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์..... 99
4.9 สรุปค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) และ แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB})..... 114

สารบัญรูป

รูปที่ **หน้า**

1.1 ลักษณะการผันแปรปริมาณการไหลของน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียจริง ในช่วง 4 วันที่มีแนวโน้มคล้ายคลึงกัน 2

1.2 เปรียบเทียบลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ บำบัดน้ำเสียในรอบวันที่ไม่ผ่านและผ่านถังปรับสภาพการไหล 3

2.1 ลำดับปฏิกิริยาการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนทางชีวภาพ 11

2.2 ขั้นตอนกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน 13

2.3 กระบวนการ Pre-denitrification 14

2.4 กระบวนการ Post-denitrification 14

2.5 ลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลของน้ำเสียชุมชนในรอบวัน หรือในช่วงระยะเวลา 24 ชม. วันที่ 20 ธันวาคม ค.ศ. 1999 16

2.6 เปรียบเทียบลักษณะแนวโน้มการผันแปรของปริมาณการไหลน้ำเสียชุมชน ระหว่างวันทำการและวันหยุดทำการในช่วงระยะเวลา 1 สัปดาห์ 17

2.7 แนวโน้มการผันแปรค่าซีโอดีในน้ำเสียเข้าช่วงระยะเวลา 6 วัน 18

2.8 แนวโน้มการผันแปรค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าช่วงระยะเวลา 6 วัน 18

2.9 แนวโน้มการผันแปรของค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกช่วงระยะเวลา 6 วัน 19

2.10 แนวโน้มการผันแปรของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกช่วงระยะเวลา 6 วัน 19

2.11 รูปแบบการรวมถังปฏิกิริยา SHARON-ANAMMOX 29

2.12 รูปแบบกระบวนการ InNitri (Inexpensive Nitrification) 31

2.13 รูปแบบกระบวนการ ScanDeNi (Scanronment Denitrification) 32

2.14 รูปแบบกระบวนการ BABE 32

2.15 รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด 40

2.16 ตำแหน่งขั้ววัดออกซิเจนเครื่องวัดอัตราการหายใจไฮบริดแบบธรรมดา (เส้นประ) และเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (เส้นทึบ) 41

2.17 กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram) 42

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่ **หน้า**

2.18 รูปแบบการเกิดยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย 44
2.19 แนวคิดการเน่าเปื่อยแบบดั้งเดิมที่ไม่รวมการใช้สารอาหารจากการเน่าเปื่อย 46
2.20 แนวคิดการเน่าเปื่อยแบบ Death-regeneration 46
2.21 รูปแบบการเกิดยีลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย 50
3.1 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง 57
3.2 รูปแบบกระบวนการบำบัดน้ำเสียนำร่องที่รวมกระบวนการสายหลัก และกระบวนการสายรอง 58
3.3 แนวโน้มการผันแปรความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเสียเข้าทุก 15 นาที ที่ป้อนเข้ากระบวนการสายหลักด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ (ข้อมูลได้จากการคำนวณ) 62
3.4 แนวโน้มการผันแปรความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้าทุก 15 นาที ที่ป้อนเข้ากระบวนการสายหลักด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ (ข้อมูลได้จากการคำนวณ) 62
3.5 แนวโน้มการผันแปรความเข้มข้นของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้าทุก 15 นาที ที่ป้อนเข้ากระบวนการสายหลักด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ (ข้อมูลได้จากการคำนวณ) 63
4.1 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องและรายละเอียดทางชลศาสตร์ของกระบวนการสายหลัก (กระบวนการ MLE) 70
4.2 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน 72
4.3 แนวโน้มของค่าซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน 72
4.4 แนวโน้มของค่าทีเคเอ็นการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน 73
4.5 แนวโน้มของค่าทีเคเอ็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน 73
4.6 แนวโน้มของค่าฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน 74

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่ **หน้า**

4.7 แนวโน้มของค่าฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน 74

4.8 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องที่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง 77

4.9 เปรียบเทียบแนวโน้มของค่าซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง 78

4.10 เปรียบเทียบแนวโน้มของค่าซีโอดีภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง 78

4.11 เปรียบเทียบแนวโน้มของค่าไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง 79

4.12 เปรียบเทียบแนวโน้มของค่าไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง 80

4.13 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องที่รวมกระบวนการสายหลักเข้ากับกระบวนการสายรอง 82

4.14 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio0.2:1 85

4.15 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio0.2:1 86

4.16 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio1:1 87

4.17 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio1:1 87

4.18 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1 89

4.19 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1 89

4.20 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1-2TKN 91

4.21 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1-2TKN 91

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่ **หน้า**

4.22 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1-syn 92
4.23 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1-syn 92
4.24 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio5:1 93
4.25 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio5:1 94
4.26 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจากการเดินระบบภายใต้
สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์การทดลอง
5d-SRT, 5d-SRT-Ana และ Bio3:1 97
4.27 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ 98
4.28 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลองสำหรับประมาณค่า Y_H 103
4.29 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง OC และความเข้มข้นของค่าซีโอดี 103
4.30 กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_S 104
4.31 แนวโน้มการลดลงของอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดในช่วงเวลา 9 วัน ของ
เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย 105
4.32 การลดลงของปริมาณ MLVSS ในช่วงระยะเวลา 9 วัน 105
4.33 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR_{end}$ และเวลาของเฮเทอโรทรอฟิก
แบคทีเรีย 106
4.34 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR_{max}$ และของเฮเทอโรทรอฟิก
แบคทีเรีย 106
4.35 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลองสำหรับประมาณค่า μ_{maxH} 107
4.36 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง lnOUR และเวลาสำหรับประมาณค่า μ_{maxH} 108
4.37 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่า Y_{AOB} 109
4.38 กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง OC และค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม 109
4.39 กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_{NH} 110
4.40 กราฟอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดในช่วงระยะเวลา 9 วันของแอมโมเนียม
ออกซิไดซิงแบคทีเรีย 111

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่ **หน้า**

4.41 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR_{max}$ และเวลาของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย 112
4.42 การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่า μ_{maxAOB} 113
4.43 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง lnOUR และเวลาสำหรับประมาณค่า μ_{maxAOB} 113

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
Δ	=	Delta
e	=	electron
f_P	=	Inert particulate fraction of the biomass
$G^0(W)$	=	Gibb's free energy (kj/e-eqv)
H^+	=	Hydrogen ion
H_2O	=	Water
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_La	=	Mass transfer coefficient
K_{NH}	=	Saturation constant for ammonium (mg NH_4-N/L)
K_{NO2}	=	Saturation constant for nitrite (mg NO_2-N/L)
K_{NO3}	=	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_4Cl	=	Ammonium chloride
NH_4^+-N	=	Ammonium nitrogen ion
$(NH_4)_2SO_4$	=	Diammonium sulfate
NO_2^--N	=	Nitrite nitrogen ion
NO_3^--N	=	Nitrate nitrogen ion
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)
t	=	Time

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

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_{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
ANAMMOX	=	Anaerobic ammonium oxidation
AOB	=	Ammonium oxidizing bacteria
ASM	=	Activated sludge model
ASM1	=	Activated sludge model no.1
ASM2, ASM2d	=	Activated sludge model no.2, 2d
ASM3	=	Activated sludge model no.3
AUR	=	Ammonium uptake rate
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
CANON	=	Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite
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
eqv	=	Electron equivalence
HCl	=	Hydrochoric acid
hr	=	Time (hour)
HRT	=	Hydraulic retention time (hrs)
I/O	=	Input/output port
IWA	=	International Water Association
kj	=	Kilo joul
LabVIEW	=	Laboratory Virtual Instrument Engineering Work Bench
LFS	=	Flowing gas-static liquid; continously aerate bioreactor without liquid inputs or outputs where the oxygen is measured in the liquid phase
LSF	=	Static gas-flowing liquid; non aerate bioreactor with continously liquid inputs or outputs where the oxygen is measured in the liquid phase
LSS	=	Static gas-static liquid; bioreactor without liquid/gas where the oxygen is measured in the liquid phase
ln	=	Natural logarithm

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

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_2O	=	Nitrus oxide
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)
SBR	=	Sequencing batch reactor
sec	=	Time (second)
SHARON	=	Single Reactor High Ammonium Removal Over Nitrite
SRT	=	Solid retention time (day)
ss	=	Steady state condition
TKN	=	Total Kjedahl Nitrogen (mg/L)
TN	=	Total nitrogen
TP	=	Total phosphorus (mg/L)
UASB	=	Upflow anaerobic sludge blanket

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

USB	=	Universal serial bus
VDC	=	Direct current voltage
VSS	=	Volatile suspended solids

บทที่ 1
บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ปัจจุบันความต้องการในมาตรฐานคุณภาพชีวิตที่ดีขึ้นของผู้คนนับวันยิ่งเพิ่มสูงขึ้น ปัจจัยที่สำคัญมากประการหนึ่งที่บ่งชี้ระดับคุณภาพชีวิตของผู้คนก็คือ น้ำสะอาดสำหรับการอุปโภคและบริโภค จากรายงานประจำปี พ.ศ. 2548 และ พ.ศ. 2550 ของกรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม สรุปสถานการณ์คุณภาพแหล่งน้ำจืดในช่วงระยะเวลา 6 ปีย้อนหลัง ตั้งแต่ พ.ศ. 2545 – พ.ศ. 2550 พบว่า คุณภาพน้ำโดยรวมมีแนวโน้มเสื่อมโทรมลงโดยพิจารณาจากจำนวนแหล่งน้ำที่อยู่ในเกณฑ์ดีมีจำนวนลดลงและแหล่งน้ำที่อยู่ในเกณฑ์เสื่อมโทรมและพอใช้เพิ่มจำนวนขึ้น (ตารางที่ 1.1) สาเหตุที่สำคัญของการเสื่อมคุณภาพของแหล่งน้ำเนื่องมาจากการปล่อยของเสียลงสู่แหล่งน้ำโดยไม่ได้ทำการบำบัดน้ำเสียให้ได้ถูกต้องตามมาตรฐานที่กฎหมายกำหนดไว้ ซึ่งแหล่งน้ำเสียมาจากน้ำเสียชุมชน น้ำเสียอุตสาหกรรมและน้ำเสียเกษตรกรรมร้อยละ 70, 20 และ 10 ตามลำดับ (กรมควบคุมมลพิษ, 2550) จากข้อมูลดังกล่าวชี้ให้เห็นว่าการเสื่อมคุณภาพของแหล่งน้ำมีสาเหตุหลักเนื่องมาจากน้ำเสียชุมชนและยังคงมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตราบใดที่สาเหตุของการเสื่อมคุณภาพของแหล่งน้ำยังไม่ได้รับการแก้ไขที่ถูกต้องหรือทำให้ลดจำนวนลงอย่างเป็นระบบ และระบบบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพต่ำเป็นสาเหตุสำคัญที่ส่งผลทำให้เกิดการเน่าเสียของแหล่งรองรับน้ำทิ้งตามมา

ตารางที่ 1.1 คุณภาพแหล่งน้ำจืดทั่วประเทศ พ.ศ. 2545 และ พ.ศ. 2550 (เปรียบเทียบเป็นร้อยละ)

ระดับคุณภาพแหล่งน้ำ	พ.ศ. 2545	พ.ศ. 2550
ดี	40	19
พอใช้	25	35
เสื่อมโทรม	32	44
เสื่อมโทรมมาก	3	2
รวม	100	100

บทที่ 2
ปริทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

เนื่องจากคำว่า “นิวเทรียนท์ (Nutrient)” ตรงกับคำว่าธาตุอาหาร ซึ่งหมายรวมถึงทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ดังนั้นระบบบีเอ็นอาร์ (Biological nutrient removal, BNR) จึงใช้สำหรับกำจัดธาตุอาหารทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสไปพร้อมกัน น้ำเสียชุมชนมีไนโตรเจนในรูปอินทรีย์และแอมโมเนียมเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งเรียกรวมกันว่า ไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen, TN) ไนโตรเจนเหล่านี้เป็นของเสียจากเมตาบอลิสม์ (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) เพื่อเปลี่ยนรูปให้กลายมาเป็นเกลือแอมโมเนียมในรูปต่าง ๆ เช่น แอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) แอมโมเนียมซัลเฟต ($(NH_4)_2 SO_4$) หรือแอมโมเนียอิสระ (NH_3) เสียก่อนจึงจะถูกออกซิไดซ์โดยออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (Autotrophic bacteria, X_{BA}) ได้ (ชื่ออื่นที่นิยมเรียก ได้แก่ ไนตริฟายเออร์ (Nitrifier)) หรือไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Nitrifying bacteria, X_{BA})

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

2.1.1 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

เมื่อน้ำเสียผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันจนสารอินทรีย์ไนโตรเจนเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนียมแล้ว จะเกิดกระบวนการสังเคราะห์หรือแอสสิมิเลชัน (Assimilation) ของไนโตรเจนเอาไปสร้างเซลล์ใหม่ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียในขณะเดียวกันถ้าสารอาหารชนิดคาร์บอนลดลงจนเหลือน้อยและระบบยังอยู่ในสภาวะแอโรบิก จะเกิดการหายใจ (Respiration) โดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ขึ้น กระบวนนี้มี 2 ขั้นตอน ได้แก่ ไนไตรเตชัน (Nitritation) และไนเตรเตชัน (Nitratation) กระบวนการไนตริฟิเคชันนี้ทั้งเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะมีบทบาททั้งคู่ แต่เมื่อเปรียบเทียบกันแล้วชนิดหลังมีบทบาทมากกว่ามาก (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ในขั้นตอนไนไตรเตชัน แอมโมเนียมถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทโดยแบคทีเรียกลุ่มไนโตรโซโมนาส (*Nitrosomonas*) และในขั้นตอนไนเตรเตชันไนไตรท์ถูกออกซิไดซ์ต่อไปเป็นไนเตรทโดยแบคทีเรียกลุ่มไนโตรแบคเตอร์ (*Nitrobacter*) แบคทีเรียกลุ่มอื่นที่มีส่วนในการไนตริฟิเคชัน ได้แก่ *Nitrospira, Nitrococus* และ *Nitrosocystis* แม้ว่าจะมีความผันแปรของชนิดของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในน้ำเสียแต่โดยบทบาทแล้วแบคทีเรียกลุ่มไนโตรโซโมนาสและแบคทีเรียกลุ่มไนโตรแบคเตอร์มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบมากกว่าปฏิกิริยาไนไตรเตชันและไนเตรเตชัน แสดงในสมการที่ (2.1) และ (2.2) โดยที่สมการรวมกระบวนการไนตริฟิเคชัน แสดงในสมการที่ 2.3 (Henze *et al*., 2002)

$$NH_4^+ + \tfrac{3}{2}O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \qquad (2.1)$$

$$(\Delta G^O\,(W) = -270\ kJ/mol\ NH_4^+ - N)$$

$$NO_2^- + \tfrac{1}{2}O_2 \rightarrow NO_3^- \qquad (2.2)$$

$$(\Delta G^O\,(W) = -80\ kJ/mol\ NO_2^- - N)$$

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+ \qquad (2.3)$$

จากสมการที่ (2.1) และ (2.2) จะพบว่าพลังงานที่ได้จากกระบวนการไนตริฟิเคชัน (จากการออกซิเดชันของแอมโมเนียมและไนไตรท์ในขั้นตอนไนไตรเตชันและไนเตรเตชันตามลำดับ) มีค่าน้อยกว่าการออกซิไดซ์อินทรีย์คาร์บอนด้วยกลุ่มเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียซึ่งมีค่าเท่ากับ -110 kJ/e-eqv ดังนั้นออโตทรอฟิกแบคทีเรียจึงมีอัตราเจริญเติบโตต่ำและมีโอกาสถูกซะล้าง

ออกจากระบบได้ง่ายกว่าเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย ซึ่งเป็นปัญหาสำคัญในโรงงานบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ต้องการให้เกิดการไนตริฟิเคชัน

ออโตทรอฟิกแบคทีเรียใช้แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์หรือไบคาร์บอเนต (HCO_3^-) สำหรับการสร้างเซลล์ โดยทั่วไปสมมุติให้เซลล์จุลินทรีย์ให้มีโครงสร้างเฉลี่ยเป็น $C_5H_7O_2N$ การสร้างเซลล์ใหม่จากขั้นตอนไนไตรเตชันและไนเตรเตชัน ดังสมการที่ (2.4) และ (2.5) ตามลำดับ

$$15CO_2 + 13NH_4^+ \rightarrow 10NO_2^- + 3C_5H_7O_2N + 23H^+ + 4H_2O \quad (2.4)$$

$$5CO_2 + NH_4^+ + 10NO_2^- + 2H_2O \rightarrow 10NO_3^- + C_5H_7O_2N + H^+ \quad (2.5)$$

เมื่อรวมสมการที่ (2.1) กับ (2.4) และสมการที่ (2.2) กับ (2.5) จะได้สมการที่ (2.6) และ (2.7) ตามลำดับ

$$80.7NH_4^+ + 114.55O_2 + 160.4HCO_3^- \rightarrow C_5H_7O_2N + 79.7NO_2^- + 82.7H_2O + 155.4H_2CO_3 \quad (2.6)$$

$$134.5NO_2^- + NH_4^+ + 62.25O_2 + HCO_3^- + 4H_2CO_3 \rightarrow C_5H_7O_2N + 134.5NO_3^- + 82.7H_2O \quad (2.7)$$

และเมื่อรวมสมการ (2.6) และ (2.7) จะได้สมการของกระบวนการไนตริฟิเคชันทั้งหมด ดังสมการที่ (2.8)

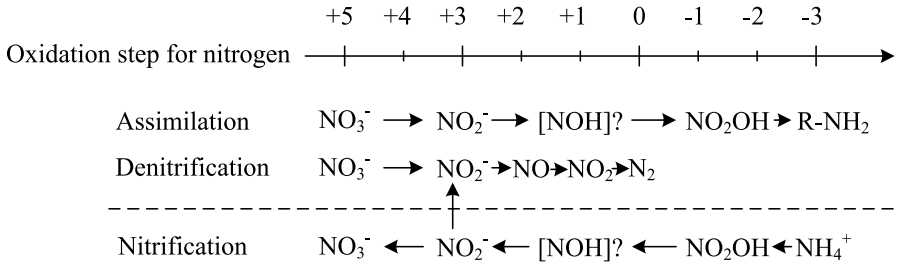
$$NH_4^+ + 1.86O_2 + 1.98HCO_3^- \rightarrow 0.02C_5H_7O_2N + 0.98NO_3^- + 1.88H_2CO_3 + 1.04H_2O \quad (2.8)$$

จากสมการที่ (2.6) แสดงให้เห็นว่า 113 มิลลิกรัม ของจุลินทรีย์ ($C_5H_7O_2N$) เกิดจากแอมโมเนียม 1129.8 มิลลิกรัม ดังนั้นยีลด์ (Yield) จึงเท่ากับ 113/1129.8 = 0.10 มิลลิกรัม (VSS)/มิลลิกรัม NH_4^+-N และจากสมการที่ (2.7) ยีลด์จากการออกซิไดซ์ไนไตรท์เท่ากับ 0.06 มิลลิกรัม (VSS)/มิลลิกรัม NO_2^--N

2.1.2 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) เป็นกระบวนการเปลี่ยนรูปไนเตรทไปเป็นแก๊สไนโตรเจน กล่าวคือ เมื่อไนโตรเจนถูกเปลี่ยนรูปมาอยู่ในรูปของไนเตรทแล้วจะสามารถถูกลดรูปหรือถูกกำจัดออกจากระบบได้สองทาง ได้แก่ วิธีแอสสิมิเลชัน (Assimilation) โดยจุลินทรีย์นำไนโตรเจนไปสังเคราะห์โปรตีนหรือสร้างเซลล์แต่มีสัดส่วนน้อยและวิธีดิสสิมิเลชัน (Dissimilation) ซึ่งดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Denitrifying bacteria, DNB) เป็นได้ทั้งเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและออโตทรอฟิกแบคทีเรียเหมือนกับในขั้นตอนไนตริฟิเคชันแต่ต่างกันตรงที่สภาวะนี้ต้องเป็นแบบแอนอกซิก (Anoxic) กล่าวคือไม่มีออกซิเจนอิสระแต่มีไนเตรทปฏิกิริยาในขั้นตอนนี้เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียมีบทบาทมากกว่าออโตทรอฟิกแบคทีเรียอย่างมากและเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียต้องการอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการเติมอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ระบบด้วยวิธีใดวิธีหนึ่ง จากรูปที่ 2.1 จะเห็นว่าไนโตรเจนถูกลดรูปตั้งแต่วาเลนซี +5 จนถึง 0 กลายเป็นแก๊สไนโตรเจน (N_2) ในขณะที่ถูกลดรูปสารตัวกลางที่เกิดขึ้นได้แก่ ไนไตรท์ แก๊สไนตริกออกไซด์ (NO) และแก๊สไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ซึ่งไนไตรท์จะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ และแก๊สไนตริกออกไซด์เป็นก๊าซพิษ (Henze *et al*., 2002)



รูปที่ 2.1 ลำดับปฏิกิริยาการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนทางชีวภาพ (Henze *et al*., 2002)

พลังงานที่เกิดขึ้นจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชันโดยใช้น้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอน แสดงในสมการที่ (2.9) และ (2.10) และรวมสมการ (2.9) กับ (2.10) จะได้สมการที่ (2.11)

$$\frac{1}{70}C_{18}H_{19}O_9N + \frac{28}{70}H_2O \rightarrow \frac{17}{70}CO_2 + \frac{1}{70}HCO_3^- + \frac{1}{70}NH_4^+ + H^+ + e^- \quad (2.9)$$

ΔG^O (W) = -32 kJ/e-eqv

$$\frac{1}{10}N_2 + \frac{3}{5}H_2O \rightarrow \frac{1}{5}NO_3^- + \frac{6}{5}H^+ + e^- \quad (2.10)$$

ΔG^O (W) = 71 kJ/e-eqv

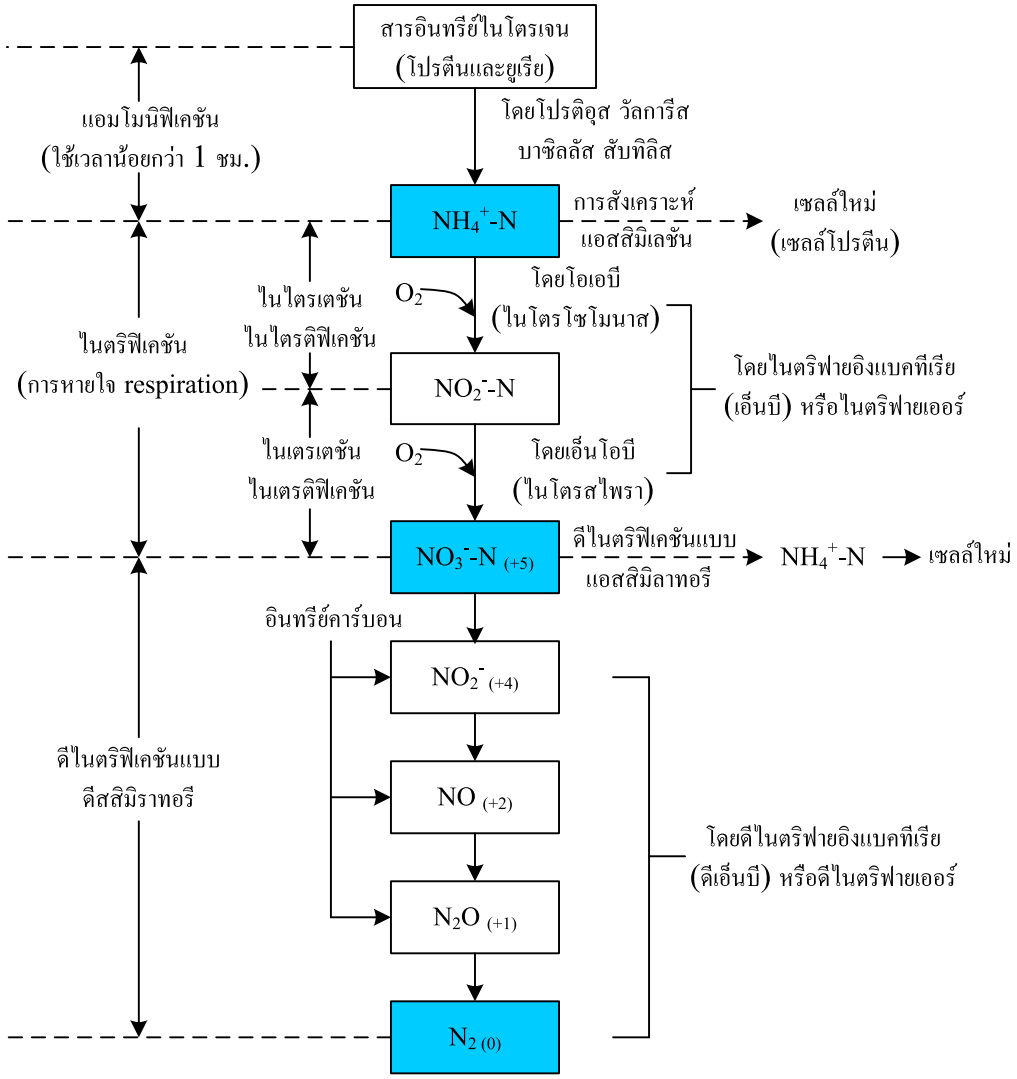
$$\frac{1}{70}C_{18}H_{19}O_9N + \frac{1}{5}NO_3^- + \frac{1}{5}H^+ \rightarrow \frac{7}{10}N_2 + \frac{17}{70}CO_2 + \frac{1}{70}HCO_3^- + \frac{1}{70}NH_4^+ + \frac{1}{5}H_2O \quad (2.11)$$

ΔG^O (W) = -103 kJ/e-eqv

ในกรณีที่มีแอมโมเนียมปรากฏในน้ำเสีย จุลินทรีย์จะนำไปใช้สำหรับการสร้างเซลล์ดังสมการที่ 2.12

$$0.52C_{18}H_{19}O_9N + 3.28NO_3^- + 0.48NH_4^+ + 2.80H^+ \rightarrow C_5H_7NO_2 + 1.64N_2 + 4.36CO_2 + 3.8H_2O \quad (2.12)$$

วัตถุประสงค์ของการไนตริฟิเคชันเพื่อลดผลกระทบของแหล่งรองรับน้ำจากแอมโมเนียในรูปของความต้องการออกซิเจนและความเป็นพิษ ลดปริมาณธาตุอาหารที่เป็นสาเหตุของยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) และควบคุมปริมาณไนโตรเจนสำหรับการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ โดยการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมให้กลายเป็นไนเตรท ในขณะที่การดีไนตริฟิเคชันเป็นการลดปริมาณไนเตรทให้กลายเป็นไนไตรท์ แก๊สไนตริกออกไซด์ และแก๊สไนโตรเจน เมื่อเปรียบเทียบการกำจัดไนโตรเจนโดยวิธีอื่น เช่น การเติมครอรีน การแลกเปลี่ยนอิออน และการไล่แอมโมเนีย พบว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเป็นวิธีที่ประหยัดและนำมาใช้งานอย่างแพร่หลาย (Metcalf and Eddy, 2003) ขั้นตอนโดยรวมกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแสดงในรูปที่ 2.2



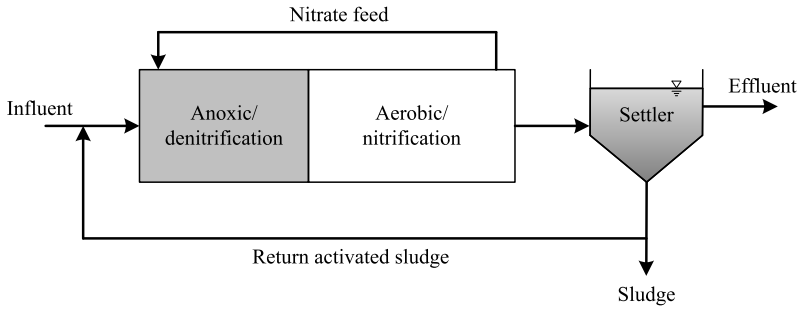
รูปที่ 2.2 ขั้นตอนกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.2 รูปแบบกระบวนการสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

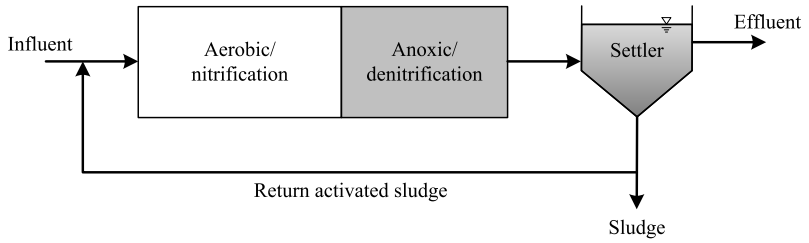
รูปแบบเบื้องต้นของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพที่ประยุกต์ใช้งานโดยทั่วไปสำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชน แบ่งได้ 2 ลักษณะ ได้แก่ พรี-ดีไนตริฟิเคชัน (Pre-denitrification, Pre-DN) และโพสต์-ดีไนตริฟิเคชัน (Post-denitrification, Post-DN)

รูปแบบกระบวนการพรี-ดีไนตริฟิเคชันประกอบด้วยถังแอนอกซิกในตอนแรกและตามด้วยถังเติมอากาศซึ่งจะเกิดการไนตริฟิเคชันในส่วนนี้ รูปแบบกระบวนการนี้เรียกว่า กระบวนการแอลอีดัดแปร (Modified Ludzack-Ettinger, MLE) (รูปที่ 2.3) ไนเตรทที่เกิดขึ้นในถังเติมอากาศจะ

หมุนเวียนกลับมายังถังแอนอกซิกและใช้คาร์บอนจากน้ำเสียเป็นตัวให้อิเล็กตรอนในปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (Metcalf and Eddy, 2003)



รูปที่ 2.3 กระบวนการ Pre-denitrification (Metcalf and Eddy, 2003)



รูปที่ 2.4 กระบวนการ Post-denitrification (Metcalf and Eddy, 2003)

รูปแบบกระบวนการโพสต์-ดีไนตริฟิเคชัน (รูปที่ 2.4) การดีไนตริฟิเคชันจะเกิดหลังจากการไนตริฟิเคชันแล้ว และใช้คาร์บอนจากการเน่าเปื่อยของสลัดจ์ (Endogenous decay) เนื่องจากบีโอดี (Biological oxygen demand, BOD) ถูกใช้จนหมดในขั้นตอนไนตริฟิเคชันจึงไม่เหลือมากพอที่จะทำให้เกิดการลดไนเตรทได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) และปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นช้ากว่ากระบวนการพรี-ดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งสามารถแก้ปัญหาได้โดยการเติมคาร์บอนจากภายนอก ได้แก่ เมธานอล เอธานอล อะเซติก กลูโคส โมลาส น้ำเสีย และน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ (Reject water) (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544; Gerardi, 2002; Metcalf and Eddy, 2003)

2.3 ปัจจัยรบกวนการทำงานของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

ปัจจัยที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีสาเหตุมาจาก 2 ปัจจัยคือ ปัจจัยรบกวนภายใน (Internal disturbance) ได้แก่ วิธีการเดินระบบ การจัดรูปแบบถังปฏิกิริยา ปัจจัยรบกวนภายนอก (External disturbance) ได้แก่ การผันแปรของปริมาณการไหลของน้ำเสีย การผันแปรของลักษณะน้ำเสียหรือภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และอุณหภูมิของน้ำเสีย (Metcalf and Eddy, 2003)

2.3.1 ปัจจัยรบกวนภายใน

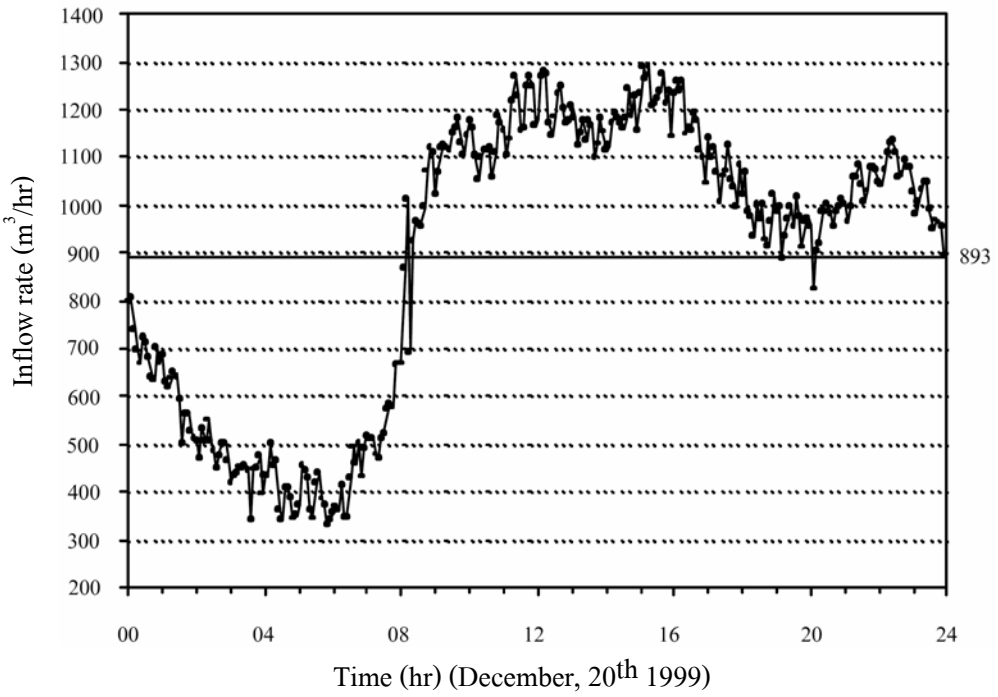
ปัจจัยรบกวนภายในบางกรณีอาจส่งผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบมากกว่าปัจจัยรบกวนภายนอก เช่น การเจริญเติบโตของจุลชีพเส้นใย ส่งผลให้ความสามารถในการตกตะกอนของสลัดจ์ลดลง ดังนั้นการออกแบบและเดินระบบบำบัดน้ำเสียต้องตระหนักอยู่เสมอถึงความสัมพันธ์ของแต่ละหน่วยปฏิบัติการซึ่งไม่อาจแยกออกจากหน่วยปฏิบัติการอื่นและเดินระบบโดยลำพังได้ การเปลี่ยนแปลงวิธีการเดินระบบในบางหน่วยปฏิบัติการไม่เพียงแต่ส่งผลกระทบต่อหน่วยปฏิบัติการนั้นแต่ส่งผลกระทบต่อทั้งระบบ และผู้ดูแลระบบเองก็เป็นส่วนหนึ่งที่ทำให้เกิดปัจจัยรบกวนภายในได้โดยการเปลี่ยนรูปแบบกระบวนการหรือการกำหนดค่าพารามิเตอร์การควบคุมการเดินระบบ (Metcalf and Eddy, 2003)

2.3.2 ปัจจัยรบกวนภายนอก

ปัจจัยรบกวนภายนอกที่ส่งผลต่อการทำงานของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ได้แก่ การผันแปรของปริมาณการไหล การผันแปรของลักษณะของน้ำเสียหรือภาระบรรทุกสารอินทรีย์และอุณหภูมิของน้ำเสีย ความต้องการออกซิเจนเปรียบได้เช่นเดียวกับการเพิ่มขึ้นหรือลดลงของภาระบรรทุกของระบบ ระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่ความต้องการออกซิเจนสูงสุดและต่ำสุดอาจมีค่า 3 – 5 เท่าของความต้องการออกซิเจนในสภาวะปกติ และในระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็กอาจมีค่าสูงถึง 10 – 16 เท่า (Metcalf and Eddy, 2003; WEF and ASCE/EWRI, 2006) การผันแปรของภาระบรรทุกในช่วงกว้างส่งผลให้การทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียขาดเสถียรภาพ เช่น เกิดสภาวะเกินหรือต่ำของภาระบรรทุก และเกิดสภาวะการทำงานของอุปกรณ์เกินกว่าหรือต่ำกว่าค่าที่ออกแบบไว้ การผันแปรของปริมาณการไหลที่เพิ่มสูงขึ้นจนถึงค่าสูงสุดและมีค่าต่างจากค่าอัตราการไหลเฉลี่ยมากจะส่งผลทำให้เกิดการพัดพาเอาจุลินทรีย์ออกไปจากระบบ ส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียลดลงหรือล้มเหลวได้ (WEF and ASCE/EWRI, 2006)

2.4 การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียในรอบวัน

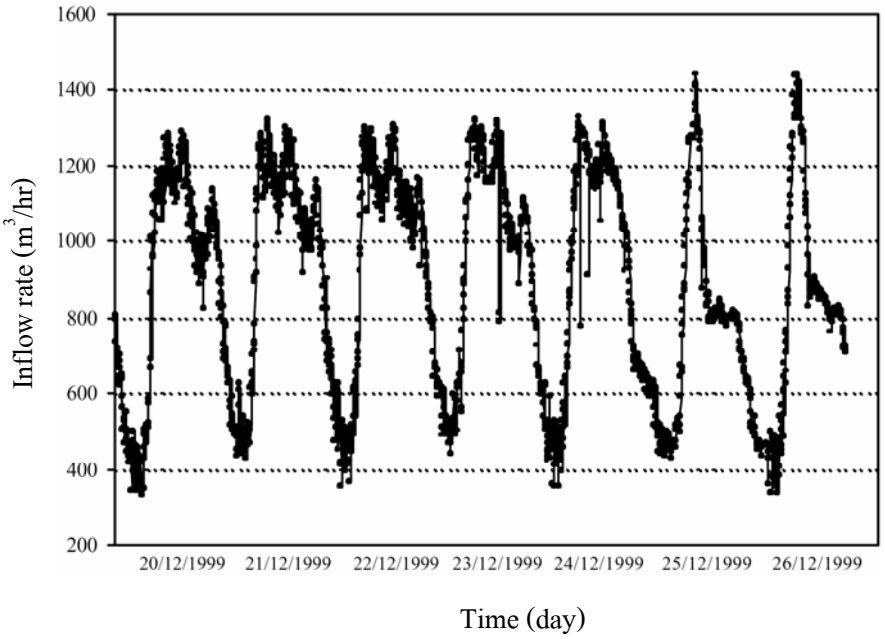
การพิจารณาและให้ความสนใจเฉพาะประสิทธิภาพระบบในระยะยาวหรืออยู่บนสมมุติฐานระบบบำบัดน้ำเสียทำงานอยู่ภายใต้สภาวะคงที่ตลอดเวลาทำให้ขาดข้อมูลและความเข้าใจสภาวะหรือปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นกับระบบบำบัดน้ำเสียจริง รูปที่ 2.5 แสดงลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลที่เกิดขึ้นจริงในโรงงานระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในช่วงระยะเวลา 24 ชม. ที่มีขนาดสมมูลกับประชากร 130,000 คน (Comas matas, 2000) ปริมาณการไหลของน้ำเสียลดลงต่ำสุดในช่วงเวลา 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 2.5 ลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลของน้ำเสียชุมชนในรอบวันหรือในช่วงระยะเวลา 24 ชม. วันที่ 20 ธันวาคม ค.ศ. 1999 (Comas matas, 2000)

รูปที่ 2.6 แสดงปริมาณการไหลของน้ำเสียชุมชนในช่วงระยะเวลา 1 สัปดาห์ ซึ่งพบว่าลักษณะการไหลในวันทำการ (วันที่ 20 – 24 ธันวาคม ค.ศ. 1999) มีลักษณะแนวโน้มการผันแปรที่คล้ายคลึงกัน และปริมาณการไหลในวันหยุดทำการ (วันที่ 25 – 26 ธันวาคม ค.ศ. 1999) จะมีค่า

อัตราการไหลของน้ำเสียสูงสุดสูงกว่าในวันทำการ (Comas matas, 2000) ทั้งนี้ลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลจะแตกต่างกันในแต่ละชุมชนขึ้นอยู่กับแหล่งกำเนิดน้ำเสียหรือพฤติกรรมการใช้น้ำของคนในชุมชน ฤดูกาล อุณหภูมิ แต่โดยทั่วไปจะมีแนวโน้มการผันแปรที่คล้ายคลึงกัน (Grady *et al*., 1999; Metcalf and Eddy, 2003; WEF and ASCE/EWRI, 2006)

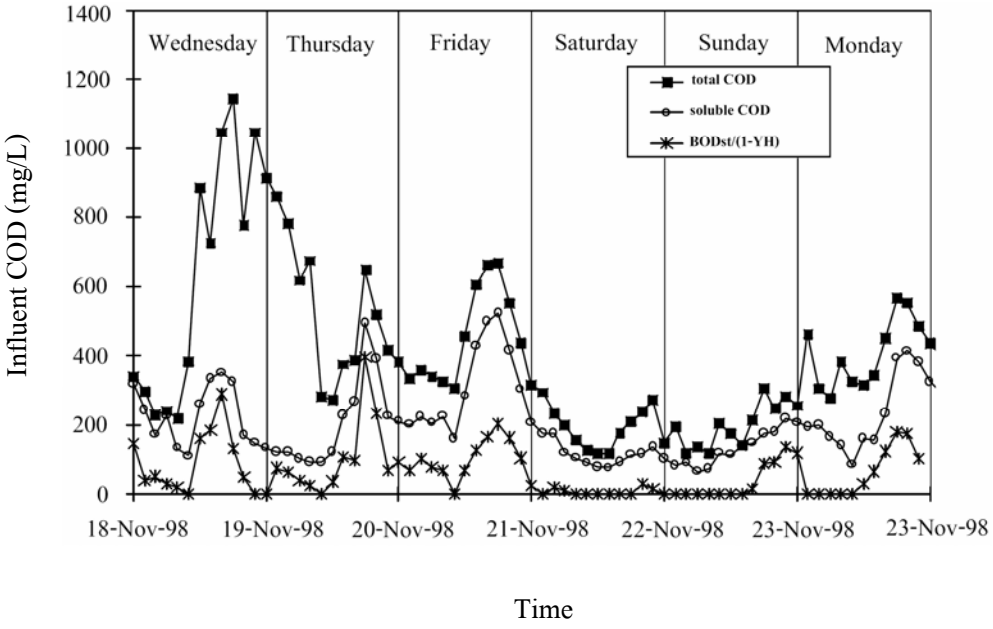


รูปที่ 2.6 เปรียบเทียบลักษณะแนวโน้มการผันแปรของปริมาณการไหลน้ำเสียชุมชนระหว่างวันทำการและวันหยุดทำการในช่วงระยะเวลา 1 สัปดาห์ (Comas matas, 2000)

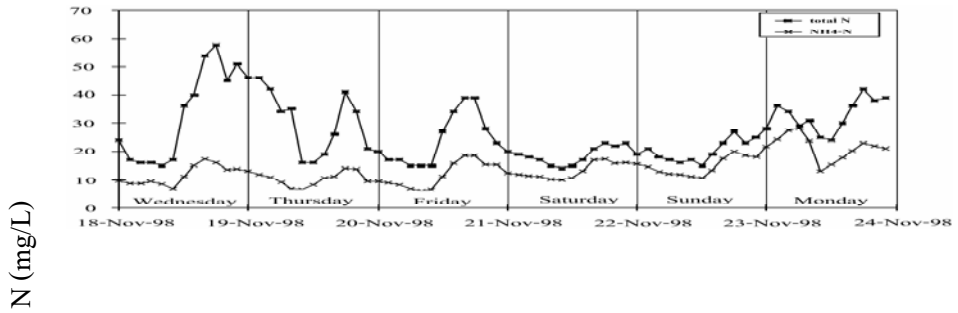
ในทำนองเดียวกัน การผันแปรของลักษณะน้ำเสีย เช่น ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ของแข็งแขวนลอยก็มีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกันกับแนวโน้มการผันแปรของปริมาณการไหล (Grady *et al*., 1999; Henze *et al*., 2002; Metcalf and Eddy, 2003) รูปที่ 2.7 และรูปที่ 2.8 แสดงลักษณะการผันแปรของค่าซีโอดีและไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าในระบบบำบัดน้ำเสียจริงช่วงระยะเวลา 6 วัน ซึ่งพบว่าในวันทำการจะมีการผันแปรของค่าซีโอดีและค่าไนโตรเจนสูงกว่าวันหยุดทำการ (Petersen, 2000)

ในขณะเดียวกันค่าซีโอดีและค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกก็มีแนวโน้มการผันแปรขึ้นลงเช่นเดียวกับลักษณะการผันแปรของค่าซีโอดีในน้ำเสียเข้า (รูปที่ 2.9 และ 2.10) และลักษณะแนวโน้มของค่าซีโอดีหรือไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจะเกิดขึ้นล่าช้ากว่าแนวโน้มในน้ำเสียเข้า สาเหตุเนื่องมาจากระยะเวลาเก็บกัก (HRT) ของระบบบำบัดน้ำเสีย และขึ้นอยู่กับรูปแบบของถัง

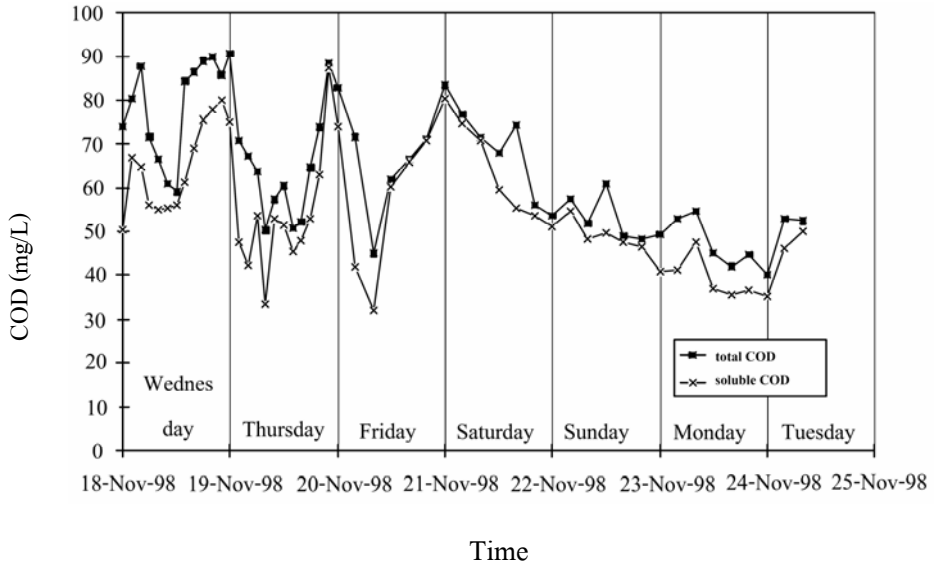
ปฏิกิริยาและพารามิเตอร์ในการเดินระบบ เช่น อัตราการหมุนเวียนสลัดจ์และอัตราการหมุนเวียนภายในซึ่งส่งผลให้ค่าพารามิเตอร์ทางชลศาสตร์เปลี่ยนแปลงไปด้วย



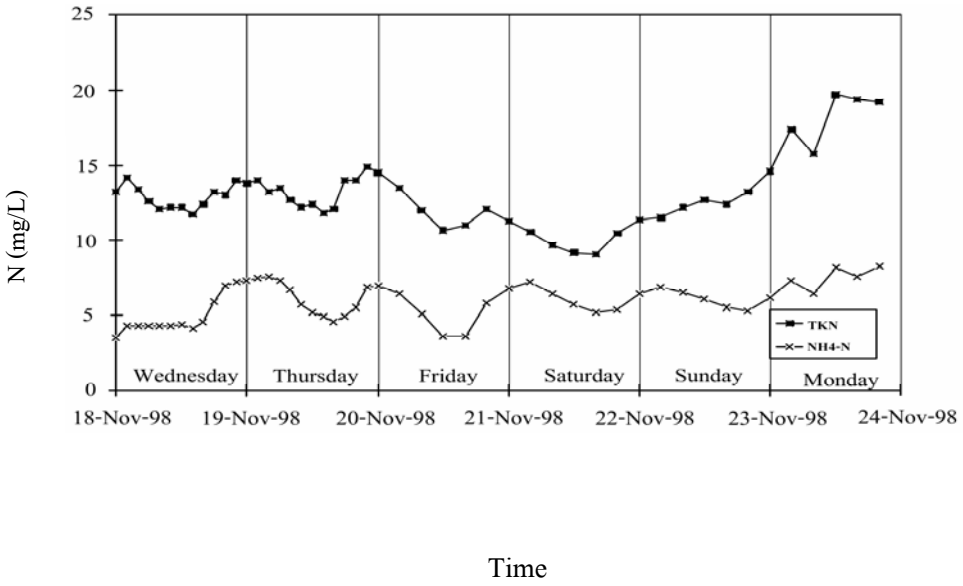
รูปที่ 2.7 แนวโน้มการผันแปรค่าซีโอดีในน้ำเสียเข้าช่วงระยะเวลา 6 วัน (Petersen, 2000)



รูปที่ 2.8 แนวโน้มการผันแปรค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าช่วงระยะเวลา 6 วัน (Petersen, 2000)



รูปที่ 2.9 แนวโน้มการผันแปรของค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกช่วงระยะเวลา 6 วัน (Petersen, 2000)



รูปที่ 2.10 แนวโน้มการผันแปรของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกช่วงระยะเวลา 6 วัน (Petersen, 2000)

สภาวะการผันแปรของปริมาณการไหลและการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันหรือในช่วงระยะเวลา 24 ชม. ย่อมส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ออกแบบมาสำหรับการกำจัดธาตุอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) เนื่องจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพอาศัยกระบวนการทางชีวเคมีที่ซับซ้อนและมีความเชื่อมโยง

ระหว่างหน่วยปฏิบัติการภายในระบบและต้องการความมีเสถียรภาพหรือสภาวะคงตัวของระบบที่สูงกว่าการกำจัดเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดี (Chemical oxygen demand, COD) เท่านั้น ดังนั้นหากเกิดการเปลี่ยนแปลงขึ้นกับหน่วยปฏิบัติการใดหน่วยปฏิบัติการหนึ่งย่อมส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการทำงานทั้งหมดของระบบ (Metcalf and Eddy, 2003)

2.5 ข้อจำกัดของถังปรับสภาพการไหล

ระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็กจะประสบปัญหาเกี่ยวกับสภาวะการผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่ การติดตั้งหรือก่อสร้างถังปรับสภาพการไหล (Equalization tank, EQ) ก่อนป้อนน้ำเสียเข้าสู่กระบวนการบำบัดทางชีวภาพสามารถลดช่วงการผันแปรของปริมาณการไหลและสามารถลดผลต่างของความเข้มข้นในน้ำเสียลงได้ แต่ไม่ได้ช่วยทำให้สภาพปัญหาการผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์หมดไปอย่างสมบูรณ์ (WEF and ASCE/EWRI, 2006)

ในการออกแบบหรือก่อสร้างโรงงานบำบัดน้ำเสียจริง การก่อสร้างถังปรับสภาพการไหลให้มีขนาดใหญ่เพียงพอที่จะรองรับปริมาณน้ำเสียที่อาจเกิดขึ้นสูงสุดในรอบวันได้อาจไม่สามารถดำเนินการตามทฤษฎีได้เพราะมีข้อจำกัดทางด้านงบประมาณ หรือหลีกเลี่ยงการก่อสร้างถังปรับสภาพการไหลโดยใช้หน่วยปฏิบัติการอื่นเพื่อทดแทนการทำงานของถังปรับสภาพการไหล เช่น ถังตกตะกอนแรกหรือการก่อสร้างบ่อสูบน้ำเสียให้มีขนาดใหญ่ขึ้น แต่ในทางปฏิบัติวิธีการดังกล่าวมักไม่ค่อยประสบความสำเร็จในการควบคุมการทำงานให้ได้ตามที่ต้องการ

ปริมาตรของถังปรับสภาพการไหลขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นในรอบวันและระดับการผันแปรของปริมาณการไหล กล่าวคือ อัตรการไหลของน้ำเสียต่ำสุดและสูงสุดที่แตกต่างกันมากจะต้องใช้เวลาเพื่อเก็บกักน้ำสูงกว่าโรงงานบำบัดน้ำเสียที่มีอัตรการไหลของน้ำเสียต่ำสุดและสูงสุดที่แตกต่างกันน้อย ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็กจะประสบปัญหากับสภาวะผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่ โดยทั่วไปถังปรับสภาพการไหลมีเวลาเก็บกักน้ำเสียประมาณ 4 – 6 ชม.ของอัตราการไหลเฉลี่ย และต้องเผื่อค่าความปลอดภัยสำหรับการก่อสร้างจริงประมาณร้อยละ 10 – 20 (Metcalf and Eddy, 2003; WEF and ASCE/EWRI, 2006) หรือในกรณีที่มีการผันแปรของปริมาณการไหลสูงอาจจำเป็นต้องออกแบบถังปรับสภาพการไหลให้สามารถเก็บพักน้ำที่เกิดขึ้นได้ทั้งวันก่อนทำการบำบัดในขั้นตอนต่อไป

ดังนั้นการก่อสร้างถังปรับสภาพการไหลให้สามารถลดการผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงสุดจะต้องออกแบบให้มีเวลาเก็บพักน้ำมากที่สุดเท่าที่จะปีนไปได้ แต่ในทางปฏิบัติจะมีข้อจำกัดในเรื่องงบประมาณสำหรับก่อสร้างและการควบคุมเครื่องสูบน้ำและอุปกรณ์ที่ติดตั้งในถังปรับสภาพการไหล จากเหตุผลดังกล่าวชี้ให้เห็นว่าโรงงานบำบัดน้ำเสีย

ส่วนใหญ่ยังคงประสบปัญหาเกี่ยวกับการผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวัน

2.6 การตอบสนองของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวัน

โดยทั่วไปพบว่ากระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดินระบบภายใต้สภาวะสิ่งแวดล้อมที่มีการเปลี่ยนแปลง (Stentrom and Andrews, 1979) การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียส่งผลกระทบต่อการออกแบบ การเดินระบบ การควบคุมและประสิทธิภาพของระบบ (Henze *et al*., 2002; Metcalf and Eddy, 2003) ลักษณะการผันแปรดังกล่าวมักถูกมองข้ามในระยะสั้น (Short-term) เช่น สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวันหรือในรอบสัปดาห์ โดยทั่วไปจะพิจารณาหรือให้ความสนใจต่อประสิทธิภาพของระบบในระยะยาว (Long-term) แต่ในขณะเดียวกัน พารามิเตอร์ควบคุมที่ใช้ในการเดินระบบนิยมกำหนดให้เป็นค่าคงที่ ซึ่งเป็นการควบคุมระบบที่ไม่เหมาะสมมากนักเพราะค่าพารามิเตอร์ควบคุมบางอย่างใช้ได้เฉพาะในกรณีระบบอยู่ภายใต้สภาวะคงที่เท่านั้น

การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียในรอบวันพบว่า ระบบจะมีการตอบสนองต่อสารอาหารที่อยู่ในรูปของสารละลายได้เร็วกว่าในรูปของของแข็งแขวนลอย แต่อย่างไรก็ตามอัตราการกำจัดสารอาหารของจุลินทรีย์จะขึ้นอยู่กับระดับความเข้มข้นของสารอาหารในถังปฏิกิริยา โดยที่จุลินทรีย์สามารถกำจัดสารอาหารได้เร็วขึ้นเมื่อระดับความเข้มข้นของสารอาหารเพิ่มสูงขึ้น แต่ในทางตรงกันข้าม ความสามารถของจุลินทรีย์ในการกำจัดสารอาหารจะลดลงเมื่อระดับความเข้มข้นของสารอาหารในถังปฏิกิริยาลดน้อยลง ระดับกิจกรรมของจุลินทรีย์สะท้อนให้เห็นถึงการเปลี่ยนแปลงมวลของสารอาหารในถังปฏิกิริยา ถ้าระบบบำบัดน้ำเสียเป็นชนิดแอโรบิกระดับความต้องการออกซิเจนจะเป็นตัวบ่งชี้การเปลี่ยนแปลงมวลของสารอาหารดังกล่าว (Grady *et al*., 1999)

การเปลี่ยนแปลงมวลของสารอาหารที่เข้าสู่ถังปฏิกิริยา ส่งผลทำให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงตลอดเวลาด้วยเช่นกัน แม้ว่าจะควบคุมอายุสลัดจ์ของระบบให้คงที่ก็ตาม อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะไม่สามารถแยกวิเคราะห์โดยใช้เฉพาะค่าอายุสลัดจ์เพียงลำพังภายใต้สภาวะการเปลี่ยนแปลง แต่ในการวิเคราะห์ประสิทธิภาพของระบบในระยะยาว การควบคุมอายุสลัดจ์ก็ยังถือได้ว่าเป็นพารามิเตอร์ควบคุมที่ยอมรับได้ ทั้งนี้ความเข้มข้นของสารอาหารในน้ำทิ้งออกภายใต้สภาวะการเปลี่ยนแปลงจะมีค่าเฉลี่ยสูงกว่าความเข้มข้นของสารอาหารภายใต้สภาวะคงที่ (Grady *et al*., 1999) และกรณีที่เกิดการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า

ออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของสารอาหารได้ช้ากว่าเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียส่งผลทำให้มีแอมโมเนียมในน้ำทิ้งออกเพิ่มสูงขึ้นในช่วงแรกของการเปลี่ยนแปลง (Viraj de Silva and Rittmann, 2000)

2.7 ผลกระทบของสภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรทโดยอาศัยออโตทรอฟิกแบคทีเรียหรือไนตริฟายอิงแบคทีเรีย ซึ่งโดยธรรมชาติของออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำกว่าเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและมีสัดส่วนเพียงร้อยละ 3 – 10 ของปริมาณจุลินทรีย์ทั้งหมดภายในระบบ (Gerardi, 2002) ดังนั้นจึงจำเป็นต้องเดินระบบที่อายุสลัดจ์สูงเพื่อป้องกันการพัดพาเอาออโตทรอฟิกแบคทีเรียออกไปจากระบบและควรเลือกอายุสลัดจ์ที่ระบบสามารถกำจัดทั้งอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนได้พร้อมกัน

โดยส่วนใหญ่การผันแปรของภาระบรรทุกของอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจะมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกัน แต่การออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้กลายเป็นไนไตรท์และไนเตรทนั้นไม่ได้เป็นไปอย่างตรงไปตรงมาแม้ระบบบำบัดจะอยู่ในภาวะแอโรบิกและมีค่าออกซิเจนสูงถึง 7 – 8 มิลลิกรัม/ลิตร ก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากออโตทรอฟิกแบคทีเรียเจริญเติบโตสู้เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียไม่ได้และจะไม่เจริญเติบโตจนมีปริมาณที่มีนัยสำคัญในสลัดจ์ตราบใดที่ระบบยังมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนสูงอยู่ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีความอ่อนไหวต่อสภาวะที่อุณหภูมิและความเข้มข้นของออกซิเจนมีค่าต่ำ และออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารต่ำ (K_{NH} = 1 มิลลิกรัม/ลิตร) สัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารบ่งบอกให้ทราบถึงความสามารถของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในการเจริญเติบโตที่ครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญเติบโตสูงสุด กล่าวคือ ในถังปฏิกิริยาแบบไหลต่อเนื่องที่มีออโตทรอฟิกแบคทีเรียอาศัยอยู่จะต้องมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมต่ำออโตทรอฟิกแบคทีเรียจึงจะสามารถเจริญเติบโตได้เร็วและยิ่งความเข้มข้นของแอมโมเนียมยิ่งต่ำมากเท่าใด การเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียก็จะมีค่าสูงมากยิ่งขึ้น (Grady *et al*., 1999) ปัจจัยที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันที่สำคัญอีกประการหนึ่งก็คือ อุณหภูมิของน้ำเสีย เนื่องจากอุณหภูมิส่งผลต่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ดังนั้นที่อุณหภูมิต่ำกระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ช้ากว่าที่อุณหภูมิสูง และเพื่อที่จะชดเชยการลดลงของอุณหภูมิจำเป็นจะต้องเพิ่มอายุสลัดจ์สำหรับการเดินระบบให้สูงขึ้นอย่างมาก

2.8 การเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Bio-Augmentation)

การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ ถือได้ว่าเป็นวิธีการหนึ่งที่ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งเป็นแนวคิดการเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์ที่เฉพาะเจาะจงกับสารอาหารหรือสภาวะสิ่งแวดล้อม แต่เนื่องจากการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียจำเป็นต้องอาศัยชนิดของจุลินทรีย์หลากหลายชนิดเพราะจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มมีความสามารถหรือมีความเฉพาะเจาะจงกับสารอาหารต่างชนิดกัน

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 การเพิ่มปริมาตรถังปฏิกิริยา การเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบ และการเพิ่มจำนวนถังปฏิกิริยา แต่การเพิ่มประสิทธิภาพโดยที่ไม่จำเป็นต้องเพิ่มขนาดถังปฏิกิริยาน่าจะเป็นทางออกสำหรับปัญหาดังกล่าว โดยเฉพาะการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีประสิทธิภาพต่ำและมีการผันแปรของไนโตรเจนในกระแสเข้าเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง

2.9 แหล่งของสารอาหารสำหรับกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ (Reject water) ได้แก่ น้ำทิ้งจากการแยกน้ำจากสลัดจ์และน้ำล้นจากระบบย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก ซึ่งมีภาระบรรทุกไนโตรเจนประมาณร้อยละ 10 – 25 เมื่อเปรียบเทียบกับภาระบรรทุกของกระบวนการสายหลัก (Main-stream) หรือในบางกรณีอาจสูงถึงร้อยละ 30 และมีสัดส่วนของปริมาตรเพียงประมาณร้อยละ 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) ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งไนโตรเจนความเข้มข้นสูงที่เกิดขึ้นในกระบวนการสายรอง (Side-stream) ของระบบ

น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์สามารถหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักเพื่อบำบัดรวมกับน้ำเสียเข้าได้อีกครั้ง แต่ในกรณีที่ระบบบำบัดน้ำเสียเดิมได้ออกแบบไว้เฉพาะการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนเท่านั้น การหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอาจทำให้ระบบการเติมอากาศไม่เพียงพอสำหรับการออกซิไดซ์แอมโมเนียมที่เพิ่มเข้ามา และเนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ช้ากว่าปฏิกิริยาการกำจัดอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้นอายุสลัดจ์ในการเดินระบบจะต้องนานมากพอ ส่งผลทำให้ต้องก่อสร้างถังปฏิกิริยาให้มีขนาดใหญ่ขึ้น ถ้าในกรณีที่ระบบได้ออกแบบไว้เฉพาะกระบวนการไนตริฟิเคชันจำเป็นต้องเพิ่มถังแอนอกซิกที่ใหญ่มากพอหรืออาจจำเป็นต้องเติมคาร์บอนเพิ่มเข้าไปในระบบ

รูปแบบการบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์สามารถใช้กระบวนการทางฟิสิกส์-เคมี หรือกระบวนการทางชีววิทยา การบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์โดยใช้กระบวนการทางชีววิทยาจะมีค่าใช้จ่ายต่ำกว่าการบำบัดโดยใช้กระบวนการทางฟิสิกส์-เคมี การบำบัดสลัดจ์โดยใช้กระบวนการย่อยแบบแอนแอโรบิกได้รับความสนใจนำมาใช้ในโรงงานบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เพิ่มมากขึ้น แต่ก็ยังมีคำถามถึงความเหมาะสมเนื่องจากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมสูง แม้ว่าวิธีการหมุนเวียนกลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักอีกครั้งจะเป็นวิธีที่ยอมรับโดยทั่วไป แต่การแยกบำบัดน่าจะเป็นวิธีหรือทางเลือกที่ดีกว่า (Volcke, 2006)

2.10 กระบวนการบำบัดในสายรอง (Side-stream treatment process)

กระบวนการบำบัดในสายรอง คือกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมสูงและมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนต่ำ และได้นำมาประยุกต์ใช้สำหรับบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก สามารถจำแนกได้ 4 กลุ่ม ได้แก่ กลุ่มแรกเป็น

กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนเตรท (Nitrification/denitrification over nitrate) ซึ่งถือว่าเป็นวิธีการกำจัดไนโตรเจนแบบธรรมดา กลุ่มที่ 2 เป็นกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์โดยที่กระบวนการนี้เป็นการรวมวิธีการกำจัดไนโตรเจนแบบธรรมดาเข้ากับวิธีเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองแล้วหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักของระบบ กลุ่มที่ 3 เป็นกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนไตรท์ (Nitrification/denitrification over nitrite) กระบวนการนี้สามารถลดความต้องการสำหรับการเติมอากาศและความต้องการคาร์บอนสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันของระบบลงได้ และกลุ่มสุดท้ายเป็นการรวมกระบวนการไนไตรเตชันเข้ากับกระบวนการ ANAMMOX (Parital nitrification to nitrite with an ANAMMOX) ซึ่งจะกล่าวโดยสรุปดังต่อไป

2.10.1 กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนเตรท

น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์สามารถบำบัดด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนเตรท และอาจกล่าวได้ว่าเป็นวิธีพื้นฐานสำหรับการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ ถ้ามีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักโดยตรง การกำจัดไนโตรเจนจะเกิดขึ้นด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมสูง ดังนั้นการออกซิไดซ์แอมโมเนียมจะส่งผลให้ค่า pH ของระบบลดลงอย่างรวดเร็วเนื่องจากมีโปรตอนเกิดขึ้น ดังสมการที่ (2.3) ถ้าหากค่า pH ของระบบลดลงต่ำมากการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียมจะลดลงและเกิดแอมโมเนียอิสระขึ้น ตลอดจนเกิดการยับยั้งจากกรดไนตรัส (HNO_2) ได้ แต่อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มักมีด่างในรูปของไบคาร์บอเนตละลายอยู่ ผลกระทบจากสภาวะดังกล่าวจะลดลงได้ถ้ามีการเพิ่มการไล่แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ออกจากระบบให้เร็วขึ้น

การควบคุมค่า pH ของกระบวนการสามารถกระทำได้ด้วยการเติมด่างหรือการเพิ่มถังปฏิกิริยาสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันหรือเติมคาร์บอนจากแหล่งภายนอก ถ้าหากระบบเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์จะมีการสร้างด่างขึ้นเพื่อเป็นการชดเชยโปรตอนที่เกิดขึ้นจากขั้นตอนการไนตริฟิเคชันได้เกือบทั้งหมด และวิธีการนี้มีค่าใช้จ่ายต่ำกว่าวิธีการเติมสารเคมี (Hellinga *et al*., 1998; Mulder, van Loosdrecht, Hellinga, and van Kempen, 2001)

การประยุกต์ใช้กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาสามารถนำไปใช้ได้เป็นอย่างดีตราบใดที่มีปริมาณออกซิเจนเติมให้กับระบบและมีปริมาณคาร์บอนสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอย่างเพียงพอ แต่เป็นที่ทราบกันดีว่าน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มักมีปริมาณคาร์บอนต่ำซึ่งอาจจะไม่เพียงพอสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้

2.10.2 กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

วิธีนี้ยังคงอาศัยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนถือได้ว่าเป็นประโยชน์ที่ได้จากการบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในสายรองของระบบ

2.10.3 กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนไตรท์

การบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียมสูงโดยการออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้เป็นเพียงตัวกลางไนไตรท์ เป็นวิธีการที่ประหยัดค่าใช้จ่ายสำหรับการเติมอากาศซึ่งเรียกว่า ปฏิกิริยาไนไตรเตชัน ดังสมการที่ (2.13)

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \qquad (2.13)$$

จากสมการที่ (2.13) จะพบว่าสามารถลดการเติมออกซิเจนได้มากกว่าร้อยละ 25 เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา โปรตอนที่เกิดขึ้นจำนวน 2 โมลต่อโมลของแอมโมเนียมที่ถูกออกซิไดซ์ จะถูกชดเชยประมาณร้อยละ 50 ด้วยการไล่แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ออกจากระบบให้เร็วขึ้น ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของไนไตรท์แสดงในสมการที่ (2.14)

$$NO_2^- + 0.5CH_3OH + H^+ \rightarrow 0.5N_2 + 0.5CO_2 + 1.5H_2O \qquad (2.14)$$

จากสมการที่ (2.14) สามารถลดการเติมคาร์บอนจากภายนอกได้ร้อยละ 40 เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา ดังนั้นในทางทฤษฎีถ้ามีการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียมเกิดขึ้นทั้งหมดรวมกับการไล่แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ออกจากระบบด้วยสามารถแสดงได้ดังสมการที่ (2.15)

$$NH_4^+ + 2O_2 + 0.83CH_3OH + HCO_3^- \rightarrow 0.5N_2 + 1.83CO_2 + 4.17H_2O \qquad (2.15)$$

กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนไตรท์จะลดการปล่อยแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ได้มากกว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาและเสถียรภาพของระบบขึ้นอยู่กับความแตกต่างระหว่างอัตราการเจริญเติบโตของ

แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับออกซิเจนและลักษณะการยับยั้งระหว่างแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียกับไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (van Kempen *et al*., 2001; Volcke, 2006)

กระบวนการ SHARON (Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite) (Hellinga *et al*., 1998) เป็นกระบวนการหนึ่งที่ใช้หลักการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนไตรท์ กระบวนการ SHARON เดินระบบที่อุณหภูมิสูงประมาณ 30 – 40°C และอายุสลัดจ์ประมาณ 1 วัน ภายใต้สภาวะดังกล่าวอัตราการเจริญเติบโตของไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรียจะมีค่าน้อยกว่าแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียขณะที่ไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรียจะถูกชะล้างออกจากระบบ ดังนั้นจึงไม่มีไนเตรทเกิดขึ้นในระบบ เนื่องจากการเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์ต่ำ จึงทำให้มีจุลินทรีย์ที่ไวงานสูงและเจริญเติบโตได้ดีภายในระบบ (van Kempen *et al*., 2001) ข้อดีของกระบวนการ SHARON มีความเหมาะสมในการนำมาใช้สำหรับลดภาระบรรทุกไนโตรเจนของน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียมสูง (> 500 มิลลิกรัม/ลิตร) มากกว่าที่จะนำมาใช้เพื่อกำจัดไนโตรเจนของระบบให้ได้ตามมาตรฐานในกรณีกฎหมายมีความเข้มงวดสูง

2.10.4 กระบวนการไนไตรเตชันรวมกับกระบวนการ ANAMMOX

กระบวนการ ANAMMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation) เป็นปฏิกิริยาออกซิเดชันของแอมโมเนียมภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก (ANAMMOX) ซึ่งเป็นการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไปเป็นแก๊สไนโตรเจนโดยตรงซึ่งใช้ไนไตรท์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนและใช้แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน (Mulder, van de Graaf, Robertson, and Kuenen, 1995) กระบวนการนี้ถือว่ามีไนเตรทเกิดขึ้นในปริมาณน้อย กระบวนการ ANAMMOX สามารถลดค่าใช้จ่ายสำหรับการเติมอากาศและคาร์บอนได้เป็นจำนวนมากเมื่อเปรียบเทียบกับการกำจัดไนโตรเจนโดยวิธีที่ได้กล่าวไว้ในหัวข้อ 2.10.1 - 2.10.3 ปฏิกิริยา ANAMMOX แสดงในสมการที่ (2.16)

$$NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O \qquad (2.16)$$

ปฏิกิริยาออกซิเดชันของแอมโมเนียมภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกในสมการที่ (2.16) พบว่าแอมโมเนียมจะทำปฏิกิริยากับไนไตรท์ในสัดส่วน 1 : 1 กล่าวคือ แอมโมเนียมประมาณร้อยละ 50 ควรที่จะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรท์ในขั้นตอนแรกของกระบวนการไนตริฟิเคชัน หรือเรียกขั้นตอนนี้ว่า “Partial nitritation” สำหรับน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่มี

ปริมาณคาร์บอเนตมากเพียงพออาจไม่มีความจำเป็นต้องควบคุมค่า pH ของกระบวนการ เนื่องจากมีการชดเชยโปรตอนที่สร้างขึ้นในขั้นตอนการไนไตรเตชันด้วยการไล่แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ออกจากระบบ ดังสมการที่ (2.17)

$$NH_4^+ + 0.75O_2 + HCO_3^- \rightarrow 0.5N_2 + CO_2 + 2H_2O \qquad (2.17)$$

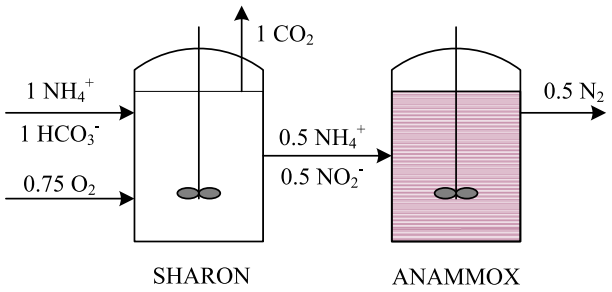
จากสมการที่ (2.17) แสดงให้เห็นว่า สามารถลดการเติมอากาศได้ร้อยละ 63 เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา และสามารถลดการเติมอากาศได้ร้อยละ 50 เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนไตรท์ พร้อมกันนี้ไม่จำเป็นต้องเติมคาร์บอนเข้าระบบ ตลอดจนการเกิดยีลด์ (Yield) และแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ในปริมาณน้อยกว่ากระบวนการอื่น

จุลินทรีย์ในกระบวนการ ANAMMOX มีลักษณะที่สำคัญ ได้แก่ มีอัตราการเจริญเติบโตและยีลด์ที่ต่ำมาก โดยมีระยะเวลาการแบ่งตัวประมาณ 10.6 วัน (Anh, 2006) กระบวนการจะถูกยับยั้งด้วยออกซิเจนและไนไตรท์ และการเริ่มเดินระบบจะใช้เวลานานประมาณ 100 - 150 วัน (van Dongen, Jetten, and van Loosdrecht, 2001) และกำหนดอายุสลัดจ์ระบบมากที่สุดเท่าที่จะเป็นไปได้ ในปัจจุบันรูปแบบถังปฏิกิริยาที่ได้ประยุกต์ใช้มีหลายชนิด โดยแบ่งได้เป็น2 กลุ่ม ได้แก่ ถังปฏิกิริยาแบบฟิล์มตรึงและถังปฏิกิริยาแบบสลัดจ์แขวนลอย (Strous, 2000)

กระบวนการ SHARON-ANAMMOX ปฏิกิริยาออกซิเดชันของแอมโมเนียมภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก ควรจะมีกระบวนการไนไตรเตชันเพื่อเตรียมสัดส่วนของแอมโมเนียมและไนไตรท์ให้เหมาะสมก่อนป้อนเข้าสู่กระบวนการ ANAMMOX ซึ่งดำเนินการในถังปฏิกิริยาที่แยกออกมาต่างหากเพื่อให้ปฏิกิริยาออกซิเดชันของแอมโมเนียมภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกเกิดขึ้นโดยลำพัง แม้ว่าการดำเนินการในถังปฏิกิริยาเดี่ยวจะทำให้ระบบรับภาระบรรทุกได้สูงและประหยัดพื้นที่สำหรับการก่อสร้างก็ตาม แต่การดำเนินการในรูปแบบสองถังปฏิกิริยาจะมีความยืดหยุ่นและทำให้ระบบมีเสถียรภาพสูงกว่า (Volcke, 2006)

ปฏิกิริยารวมทั้งหมดของกระบวนการแสดงในสมการที่ (2.18) การออกแบบและดำเนินการในรูปแบบ 2 ถังปฏิกิริยาของกระบวนการ SHARON-ANAMMOX ได้แก่ ถังปฏิกิริยาแรกเป็นกระบวนการไนไตรเตชันและตามด้วยถังปฏิกิริยากระบวนการ ANAMMOX ซึ่งแยกถังปฏิกิริยาออกจากกันอย่างอิสระโดยที่ถังปฏิกิริยาแรกเป็นการไนไตรเตชันเพื่อเตรียมไนไตรท์และแอมโมเนียมในสัดส่วนประมาณร้อยละ 50 ก่อนป้อนเข้าสู่กระบวนการ ANAMMOX (รูปที่ 2.11)

$$NH_4^+ + 0.75O_2 + HCO_3^- \rightarrow 0.5HN_4^+ + 0.5NO_2^- + CO_2 + 1.5H_2O \quad (2.18)$$



รูปที่ 2.11 รูปแบบการรวมถังปฏิกิริยา SHARON-ANAMMOX (Volcke, van Loosdrecht, and Vanrolleghem, 2005)

2.11 การเพิ่มจำนวนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนสายรอง

จากแนวคิดการเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนได้เป็นอย่างดี เนื่องจากออโตทรอฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทหลักในกระบวนการไนตริฟิเคชันมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำ การเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถช่วยทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียมีปริมาณของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในสัดส่วนที่เพิ่มสูงขึ้นย่อมส่งผลทำให้ระบบมีประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย

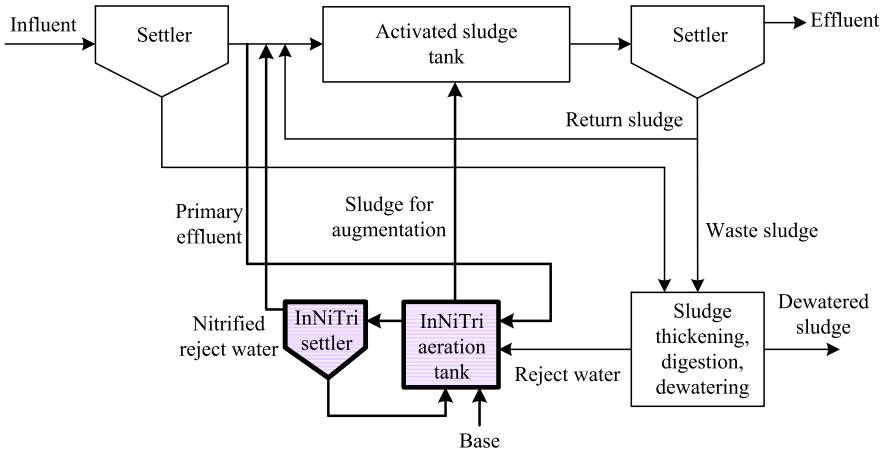
การเพิ่มจำนวนออโตทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนการสายรอง เป็นวิธีการหนึ่งที่สามารถนำไปประยุกต์ใช้ประสบความสำเร็จกับโรงงานบำบัดน้ำเสียจริง โดยหลักการนี้ยังคงใช้วิถีการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียมด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา ซึ่งอาศัยแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียและไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรียจากระบบหมุนเวียนสลัดจ์และใช้ไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกหรือไนโตรเจนจากแหล่งภายนอกสำหรับการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย โดยที่ออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะเจริญเติบโตบนฟล้อค (Flocs) และจะถูกหมุนเวียนกลับไปยังกระบวนการสายหลักของระบบบำบัดน้ำเสียอีกครั้ง (Volcke, 2006) ทั้งนี้ปฏิกิริยาในกระบวนการสายรองของระบบจะต้องทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ (การเปลี่ยนแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรท) ถ้ามีการเจริญเติบโตเฉพาะแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียอาจทำให้เกิดการสะสมของไนไตรท์ในน้ำทิ้งออกเพิ่มสูงขึ้นได้ (van Loosdrecht and Salem, 2006)

ภายใต้สภาวะสิ่งแวดล้อมที่มีอุณหภูมิต่ำ กระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ช้าลง การแก้ไขปัญหาดังกล่าวสามารถกระทำได้โดยการเพิ่มปริมาตรถังปฏิกิริยาและเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบ หรือการเติมออโตทรอฟิกแบคทีเรียเข้าสู่ระบบ หลักการเพิ่มพูนออโตทรอฟิกแบคทีเรียเป็นวิธีหนึ่งที่ประยุกต์ใช้ได้ผลดีทั้งการออกแบบก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียใหม่และปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่ประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันต่ำ ซึ่งสามารถลดขนาดถังปฏิกิริยาและลดอายุสลัดจ์ของระบบลงได้เมื่อเปรียบกับหลักการออกแบบหรือการปรับปรุงด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาที่รับภาระบรรทุกเท่ากัน (Yuan, Bogaert, Leten, and Verstraete, 2000; Plaza, Trela, and Hultman, 2001; Volcke, 2006)

การป้อนสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนเข้าสู่กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ซึ่งมีสัดส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนต่ำ อาจจะไม่มีความจำเป็นต้องเติมคาร์บอนเข้าสู่ระบบหรืออาจต้องเติมในปริมาณที่น้อยลง เพราะคาร์บอนที่ต้องการสำหรับการดีไนตริฟิเคชันส่วนหนึ่งมาจากการหายใจแบบเอ็นโดจีเนียสของสลัดจ์ (Barends, Salem, van der Roest, and van Loosdrecht, 2005) หรือที่เรียกกระบวนนี้ว่าโพสท์-ดีเอ็น (Post-DN) ความเข้มข้นของสลัดจ์ที่ป้อนเข้าสู่กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ยิ่งมีค่าสูงจะยิ่งทำให้มีคาร์บอนเพิ่มสูงขึ้นด้วย 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) โดยที่กระบวนการดังกล่าวได้ถูกนำไปจดสิทธิบัตรเป็นที่เรียบร้อยแล้วซึ่งจะกล่าวโดยสรุปดังต่อไปนี้

2.11.1 กระบวนการ InNitri (Inexpensive Nitrification)

กระบวนการ InNitri มีรูปแบบกระบวนการเป็นถังปฏิกิริยาเดี่ยว (ถังเติมอากาศ) โดยเน้นการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันของระบบ สภาพความเป็นกรดที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะถูกชดเชยด้วยการเติมด่างจากภายนอกเข้าไปในกระบวนการ โดยที่ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นภายในสายหลักของระบบ (รูปที่ 2.12) กระบวนการ InNitri ในสายรองจะทำหน้าที่บำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์และน้ำล้นจากถังตกตะกอนขั้นต้นบางส่วนเพื่อเป็นการเติมคาร์บอนและลดอุณหภูมิของกระบวนการ InNitri แต่อย่างไรก็ตามกระบวนการนี้ก็ยังไม่ชัดเจนในเหตุผลที่ต้องเติมบีโอดี (Biological oxygen demand, BOD) และยังไม่มีถังปฏิกิริยาสำหรับการดีไนตริฟิเคชันที่ชัดเจนเพื่อควบคุม pH ของระบบ การเติมน้ำล้นบางส่วนจากถังตกตะกอนขั้นต้นก็ไม่ได้ช่วยทำให้ออโตทรอฟิกแบคทีเรียเพิ่มการเจริญเติบโตขึ้นได้ (Volcke, 2006)



รูปที่ 2.12 รูปแบบกระบวนการ InNitri (Inexpensive Nitrification) (Kos, 1998)

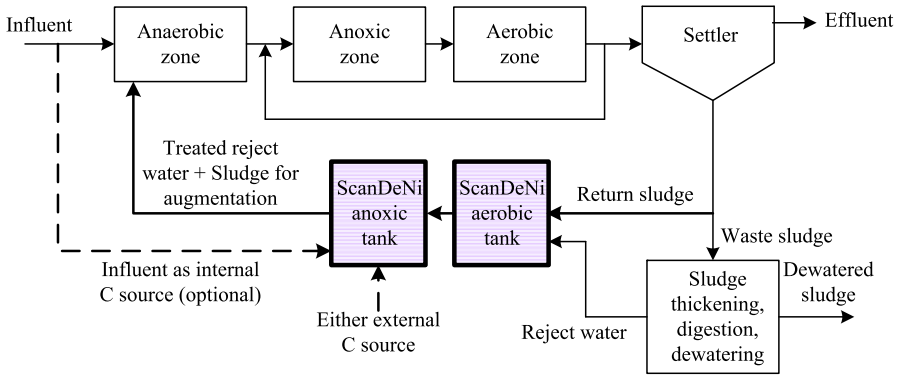
จากผลการจำลองโดยใช้โปรแกรมคอมพิวเตอร์ การเพิ่มพูนจุลินทรีย์โดยใช้กระบวนการ InNitri สามารถลดอายุสลัดจ์ได้ร้อยละ 60 หรือประมาณ 7-10 วัน เมื่อเทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาต้องเดินระบบที่อายุสลัดจ์ 10-30 วัน จึงจะเกิดไนตริฟิเคชันได้สมบูรณ์ที่อุณหภูมิ 10^{O}C (Gerardi, 2002; Metcalf and Eddy, 2003) และกระบวนการ InNitri เดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำเพียงแค่ 4 วัน ที่อุณหภูมิ 25^{O}C (Kos, 1998)

2.11.2 กระบวนการ ScanDeNi (Scanronment Denitrification)

กระบวนการ ScanDeNi มี 2 ถังปฏิกิริยา ได้แก่ ถังแอโรบิกในขั้นตอนแรกและตามด้วยถังแอนอกซิก แต่ไม่มีการหมุนเวียนสลัดจ์ระหว่างถังปฏิกิริยาทั้งสอง (รูปที่ 2.13) การเดินระบบไม่มีรายงานสภาพปัญหาเรื่องการควบคุม pH ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากอัตราส่วนของสลัดจ์หมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีค่าสูง กระบวนนี้ไม่ได้ใช้ประโยชน์จากอุณหภูมิของน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่มีค่าสูงและแหล่งคาร์บอนสำหรับการดีไนตริฟิเคชันมาจากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์หรืออาจเติมจากภายนอกก็สามารถกระทำได้

ในกรณีถังปฏิกิริยาที่สองกลายเป็นสภาวะแอนแอโรบิกในขณะที่เกิดการดีไนตริฟิเคชันซึ่งอาจทำให้ระบบมีความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มมากขึ้น (Rosen and Huijbregsen, 2003) ข้อดีอื่น ๆ ที่พบ ได้แก่ ช่วยลดสารตรึงผิวจากสลัดจ์หมุนเวียนและน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ ส่งผลให้ลดค่าใช้จ่ายสำหรับการเติมอากาศและเพิ่มความสามารถในการตกตะกอนของสลัดจ์ เนื่องจากการเติมอากาศให้กับสลัดจ์ซึ่งเหมือนกับกระบวนการ Contact stabilization

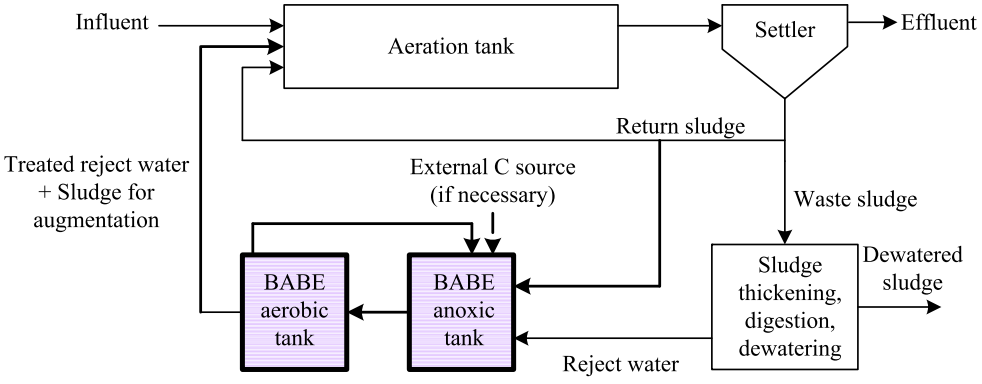
เพียงแต่เพิ่มเติมส่วนแอนอกซิกเข้ามา กระบวนการ ScanDeNi มีการเรียงลำดับถังปฏิกิริยาแบบ Post-DN ป้อนสลัดจ์หมุนเวียนทั้งหมดเข้ากระบวนการและไม่มีการหมุนเวียนสลัดจ์ภายใน



รูปที่ 2.13 รูปแบบกระบวนการ ScanDeNi (Scanronment Denitrification)
(Rosen and Huijbregsen, 2003)

2.11.3 กระบวนการ BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced)

กระบวนการ BABE เป็นกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ที่มีลักษณะการเดินระบบแบบขนานกับกระบวนการสายหลัก ซึ่งในกระบวนการสายหลักเป็นกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการสายรองเป็นกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเพื่อควบคุมค่า pH ของระบบและเพิ่มจำนวนออโตทรอฟิกแบคทีเรียจากสลัดจ์ในระบบหมุนเวียน กระบวนการ BABE สามารถเดินระบบเป็นแบบถังปฏิกิริยาเดี่ยวหรือถังปฏิกิริยาคู่แบบอนุกรมก็ได้ (รูปที่ 2.14)



รูปที่ 2.14 รูปแบบกระบวนการ BABE (Salem *et al*., 2002)

การเดินระบบกระบวนการ BABE ในถังปฏิกิริยาแบบเอสบีอาร์ (Sequencing batch reactor, SBR) (Salem *et al*., 2003) โดยมีวัฏจักรดังนี้คือ ในช่วงแรกสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนและน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์จะถูกป้อนเข้าถังปฏิกิริยาพร้อมกันแล้วเติมอากาศซึ่งในขั้นตอนนี้จะเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันขึ้น ในช่วงที่สองจะหยุดการเติมอากาศจะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันตามมาและเริ่มมีการตกตะกอนของสลัดจ์ และในช่วงสุดท้ายของวัฏจักรขณะที่สลัดจ์ยังตกตะกอนไม่เสร็จสมบูรณ์จะผ่องถ่ายสลัดจ์ทั้งหมดออกจากถังปฏิกิริยา SBR ไปยังกระบวนการสายหลักของระบบ และการปรับตัวของจุลินทรีย์กับสิ่งแวดล้อมใหม่จะเกิดขึ้นในขั้นตอนนี้ (Volcke, 2006)

การเดินระบบกระบวนการ BABE ในถังปฏิกิริยาคู่แบบอนุกรม ซึ่งประกอบด้วยถังแอนอกซิกและตามด้วยถังแอโรบิก และหมุนเวียนสลัดจ์จากถังแอโรบิกกลับบางส่วน จะใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ป้อนเข้าถังแอนอกซิกสำหรับเป็นแหล่งคาร์บอนในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ถ้าน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีปริมาณคาร์บอนต่ำเกินไปอาจจำเป็นต้องเติมคาร์บอนจากแหล่งภายนอกเพื่อช่วยให้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดได้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น กระบวนการ BABE มีข้อแตกต่างจากกระบวนการ ScanDeNI ที่สำคัญ ได้แก่ แบ่งสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนมาป้อนเข้าถังปฏิกิริยาเพียงบางส่วน มีการเรียงลำดับถังปฏิกิริยาแบบ Pre-DN และไม่มีการหมุนเวียนสลัดจ์ภายใน

ทั้งนี้เนื่องจากกระบวนการ BABE เป็นรูปแบบกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา ดังนั้นอาจมีไนเตรทหลงเหลืออยู่ในสลัดจ์ การหมุนเวียนสลัดจ์ที่มีไนเตรทสูงกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอาจเป็นการเพิ่มภาระให้กับกระบวนการสายหลักได้ ถ้ากระบวนการสายหลักของระบบไม่มีถังปฏิกิริยาหรือคาร์บอนสำหรับการดีไนตริฟิเคชันที่เพียงพอและความแตกต่างของอุณหภูมิระหว่างถังปฏิกิริยาส่งผลทำให้เกิดการชะงักการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ทั้งออโตทรอฟิกแบคทีเรียและเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียได้ (Head and Oleszkiewicz, 2004, 2005)

แนวคิดการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองเป็นการใช้ประโยชน์จากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่มีค่าอุณหภูมิสูงซึ่งจะส่งผลทำให้จุลินทรีย์มีระดับกิจกรรมสูงขึ้นและเปรียบเสมือนกับการบำบัดน้ำทิ้งไปพร้อมกัน กระบวนการ BABE ได้รวมการบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์และการเพิ่มปริมาณออโตทรอฟิกแบคทีเรียในสภาวะเอ็นโดจีนัสเข้าไว้ด้วยกัน (Salem *et al*., 2002; 2003) เนื่องจากในถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์เป็นการผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนซึ่งมีอุณหภูมิตามสภาวะสิ่งแวดล้อมที่กำลังเดินระบบกับน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกซึ่งมีอุณหภูมิสูง (อุณหภูมิของถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกประมาณ 30 – 37^{o}C) กล่าวคืออุณหภูมิในถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์จะเพิ่มสูงขึ้นถ้าสัดส่วนของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนมีค่าลดลง

อายุสลัดจ์ที่เหมาะสมสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรอง ต้องพิจารณาถึงความเหมาะสมและประสิทธิภาพสูงสุดของระบบโดยรวมทั้งหมด แม้ว่าการเพิ่มอายุสลัดจ์ในการเดินระบบจะส่งผลให้ประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มสูงขึ้นก็ตาม แต่ตรงกันข้ามกลับทำให้อัตราการเน่าเปื่อยของจุลินทรีย์เพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วยย่อมส่งผลทำให้ปริมาณจุลินทรีย์ที่ไวงานมีจำนวนลดลง (Salem *et al*., 2003; Barends *et al*., 2005)

การประยุกต์การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ทำให้สามารถเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำกว่าค่าวิกฤติร้อยละ 50 (Salem *et al*., 2003) วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันด้วยกระบวน BABE สามารถใช้งานได้ดีกับระบบบำบัดน้ำเสียจริง จากผลการจำลองโดยใช้โปรแกรมคอมพิวเตอร์และศึกษาในระบบบำบัดน้ำเสียจริงพบว่ากระบวนการ BABE ช่วยทำให้กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีความสามารถในการรองรับภาระบรรทุกและประสิทธิภาพของกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มสูงขึ้น ช่วยเพิ่มศักยภาพกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้การปรับปรุงกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดิมที่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนต่ำให้น้ำทิ้งออกมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดไม่เกิน 10 มิลลิกรัม/ลิตร โดยใช้กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาต้องเพิ่มขนาดถังปฏิกิริยาโดยรวมประมาณ 2.3 เท่า เปรียบเทียบกับปริมาตรระบบบำบัดน้ำเสียเดิม แต่ในขณะที่การปรับปรุงประสิทธิภาพระบบด้วยกระบวนการ BABE ต้องเพิ่มขนาดถังปฏิกิริยาโดยรวมทั้งหมดขึ้นเพียง 0.8 เท่า และสามารถประหยัดพื้นที่สำหรับการก่อสร้างได้ประมาณร้อยละ 50 (Salem *et al*., 2002) แสดงรายละเอียดในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 เปรียบเทียบการปรับปรุงกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยวิธีการบำบัดแบบธรรมดาและกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Salem *et al*., 2002)

รายละเอียด	เพิ่มขึ้นร้อยละ (ปริมาตรที่เพิ่ม/ปริมาตรเดิม)	
	ปรับปรุงด้วยกระบวนการบำบัดแบบธรรมดา	ปรับปรุงด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์
ปริมาตรถังเติมอากาศ	88	22
ปริมาตรถังแอนอกซิก	1,300	370
ปริมาตรกระบวนการสายรอง	0	14
ปริมาตรรวมทั้งหมด	225	75

2.12 การเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์

วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพและศักยภาพของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ให้สามารถรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันนั้นมีหลายวิธีด้วยกัน เช่น การเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบ การเพิ่มขนาดและจำนวนถังปฏิกิริยา ซึ่งวิธีการดังกล่าวมักจะมีต้นทุนในการก่อสร้างสูง โดยเฉพาะโรงงานระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่ได้ก่อสร้างและเดินระบบมาก่อนแล้ว ทางเลือกสำหรับการปรับปรุงและเพิ่มประสิทธิภาพอาจจะมีให้เลือกไม่มากนัก วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพระบบนั้นควรพิจารณาและคำนึงถึงการใช้ประโยชน์จากทรัพยากรที่มีอยู่แล้วในระบบ เช่น แหล่งไนโตรเจนความเข้มข้นสูง แหล่งคาร์บอน และอุณหภูมิของน้ำทิ้ง โดยเฉพาะกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดิมที่มีกระบวนการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกอยู่ก่อนแล้วยิ่งมีความเหมาะสมที่จะนำกระบวนการบำบัดในสายรองมาประยุกต์ใช้เพราะไม่ต้องก่อสร้างระบบเพิ่มทั้งหมด

การเพิ่มศักยภาพกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ให้สามารถรองรับกับสภาวะผันแปรภาระบรรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในรอบวันได้นั้น ระบบจะต้องมีปริมาณออโตทรอฟิกแบคทีเรียในสัดส่วนที่สูงมากพอ กล่าวคือจะต้องมีกระบวนการสำหรับเพิ่มจำนวนออโตทรอฟิกแบคทีเรียโดยเฉพาะ และแหล่งไนโตรเจนที่สำคัญก็คือน้ำทิ้งจากกระบวนการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกที่เกิดขึ้นภายในระบบ เนื่องจากน้ำทิ้งจากแหล่งดังกล่าวมีค่าความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงซึ่งเหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียปกติ

เมื่อเปรียบเทียบในลักษณะที่สำคัญของกระบวนการบำบัดน้ำเสียในกระบวนการสายรองและลักษณะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันแล้วจะพบว่า กลุ่มของจุลินทรีย์ที่ต้องทำการเพิ่มจำนวนในกระบวนการสายรองนั้นจะต้องมีอัตราการเจริญเติบโตที่รวดเร็วเพื่อให้ทันต่อสภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวันและมีสภาวะการทำงานที่เหมือนกับกระบวนการสายหลักเพื่อร่นระยะเวลาในการปรับตัวของจุลินทรีย์หลังจากหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลัก ดังนั้นกระบวนเพิ่มพูนจุลินทรีย์จึงเป็นกระบวนการที่เหมาะสมและเข้ากันได้กับกระบวนการสายหลักที่เป็นกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์และเป็นกระบวนการที่ใช้เวลาเก็บกักและอายุสลัดจ์ต่ำกว่ากระบวนการ SHARON และกระบวนการ SHARON-ANAMMOX ที่ได้นำเสนอในหัวข้อ 2.10.3 และ 2.10.4

การเลือกกระบวนการบำบัดในสายรองจะต้องพิจารณาความเป็นไปได้ที่สำคัญดังต่อไปนี้ ควรมีรูปแบบกระบวนการเหมือนกับกระบวนการสายหลักซึ่งจุลินทรีย์ไม่ต้องใช้เวลาในการปรับตัวมากนัก จุลินทรีย์สามารถทำงานได้ทันทีเมื่อถูกหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการ

สายหลักอีกครั้ง รูปแบบกระบวนการควรจะต้องใช้เวลาเก็บกักน้อยเพราะถังปฏิกิริยาจะได้มีขนาดเล็กเพื่อเป็นการประหยัดทั้งค่าก่อสร้างและค่าดำเนินการ และจะต้องไม่ทำให้กระบวนการสายหลักรับภาระบรรทุกเพิ่มสูงขึ้น

จากเหตุผลที่กล่าวมาข้างต้น กระบวนการบำบัดในสายรองที่เหมาะสมและเข้ากันได้ดีกับกระบวนการสายหลักซึ่งเป็นกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาจึงเป็นรูปแบบกระบวนการที่ใช้เทคนิคการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ และเหตุผลที่สำคัญก็คือระบบใช้เวลาเก็บกักและอายุสลัดจ์ต่ำเพียง 2 – 6 ชม. เท่านั้น ซึ่งถือว่าเป็นรูปแบบกระบวนการที่มีราคาค่าก่อสร้างและการควบคุมดูแลระบบง่ายกว่ารูปแบบของกระบวนการ SHARON และกระบวนการ SHARON-ANAMMOX (Salem *et al*., 2002)

2.13 พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

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

พารามิเตอร์จลนศาสตร์กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสียและสิ่งแวดล้อม ดังนั้นค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์จึงมีค่าไม่แน่นอนด้วย และในทำนองเดียวกันการผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะของน้ำเสียที่เกิดขึ้นในรอบวันย่อมมีผลทำให้ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงไปด้วยเช่นกัน ค่าพารามิเตอร์ปริมาณสารสัมพันธ์และค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและออโตทรอฟิกแบคทีเรียที่กำหนดไว้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (Activated Sludge Model No.1, ASM1) แสดงรายละเอียดในตารางที่ 2.2 (Jeppsson, 1996)

ตารางที่ 2.2 พารามิเตอร์จลนศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (Jeppsson, 1996)

พารามิเตอร์	สัญลักษณ์	หน่วย	20°C	10°C	ช่วงค่าอ้างอิง
Stoichiometric Parameters					
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	–
Kinetic Parameters					
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	–

พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ถือได้ว่าเป็นตัวบ่งชี้ที่สำคัญและมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพของระบบ 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*) ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ (Yield, *Y*)

ทั้งนี้ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์จะเปลี่ยนแปลงไปตามอุณหภูมิ ดังนั้นก่อนการนำไปประยุกต์ใช้งานจะต้องปรับค่าให้ตรงกับอุณหภูมิที่เป็นจริงและนอกจากนี้ยังมีปัจจัยอื่นที่ส่งผลกระทบค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่สำคัญ ได้แก่ สารพิษและสารยับยั้ง ซึ่งออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะมีความอ่อนไหวต่อสารพิษและสารยับยั้งมากกว่าเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและไม่สามารถฟื้นคืนสภาพได้บ่อยครั้งเท่ากับเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย จากเหตุผลดังกล่าวจะพบว่าความล้มเหลวในการกำจัดไนโตรเจนของระบบจะเกิดขึ้นก่อนความล้มเหลวในการกำจัดซีโอดีหรือบีโอดี (Gerardi, 2002)

ปัจจุบันเทคนิคการวัดอัตราการหายใจหรืออัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate, OUR) ถูกนำมาใช้สำหรับประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพอย่างแพร่หลาย เนื่องจากมีความแม่นยำในการวัดสูง เมื่อเปรียบเทียบกับการวัดโดยใช้เครื่องมือวิเคราะห์ราคาแพง (Gapes and Keller, 2001) เทคนิคการวัดอัตราการใช้ออกซิเจนให้ผลการทดลองที่รวดเร็วโดยใช้เวลาในการทดลองเพียง 1 - 1.5 ชม. ก็สามารถจำแนกหรือบ่งชี้ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของสลัดจ์ได้โดยที่ไม่ต้องวิเคราะห์ความเข้มข้นสารอาหารในห้องปฏิบัติการ (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)

เนื่องจากพารามิเตอร์ส่วนใหญ่ในแบบจำลอง ASM1 สามารถประมาณค่าได้ด้วยวิธีวัดอัตราการหายใจ ความถูกต้องของการแปลผลข้อมูลจากการทดลองขึ้นอยู่กับการออกแบบการทดลองที่เหมาะสม ได้แก่ ระดับความซับซ้อนของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่นำมาใช้ในการแปลผล ขั้นตอนการเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลอง (De Pauw and Vanrolleghem, 2006)

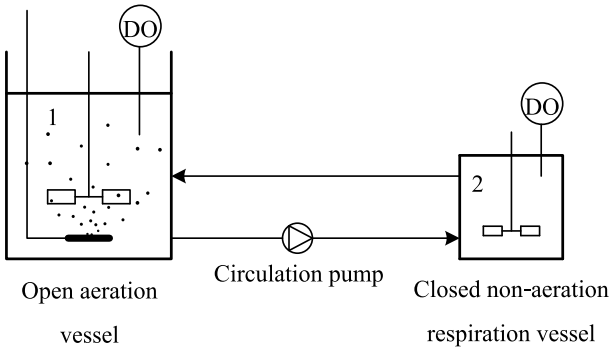
และในปัจจุบันแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เริ่มมีบทบาทมากยิ่งขึ้น ทั้งในด้าน การวิจัย การออกแบบ และการควบคุมการทำงานของระบบ (Henze *et al*., 2002)

2.14 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 ระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจชนิดนี้ประกอบด้วยภาชนะเปิดสำหรับการเติมอากาศ (Aeration vessel) และภาชนะปิดสำหรับวัดอัตราการหายใจ (Respiration vessel) และมีการติดตั้งขั้ววัดออกซิเจน (DO probe) ที่ภาชนะทั้งสอง ในขณะที่กำลังทำการทดลองจะสูบหมุนเวียนสลัดจ์อย่างต่อเนื่องระหว่างภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ (รูปที่ 2.15) รายละเอียดเกี่ยวกับชนิดของเครื่องวัดอัตราการหายใจสามารถค้นคว้าเพิ่มเติมได้จาก Spanjers *et al*. (1998)

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



รูปที่ 2.15 รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด (Vanrolleghem and Spanjers, 1998)

ตารางที่ 2.3 เปรียบเทียบข้อดีและข้อด้อยของเครื่องวัดอัตราการหายใจ (Petersen, 2000)

ชนิดเครื่องวัดอัตราการหายใจ	ข้อดี	ข้อด้อย
Static gas-static liquid (LSS)	ใช้งานง่าย	มีปริมาณออกซิเจนกำจัดความถี่ในการวัด OUR ต่ำ
Flowing gas-static liquid (LFS)	ความถี่ในการวัด OUR สูง	ต้องการค่า K_La สำหรับการคำนวณ OUR
Static gas-flowing liquid (LSF)	ไม่ต้องการค่า K_La สำหรับการคำนวณ OUR	ความถี่ในการวัด OUR ต่ำ
Hybrid respirometer (LFS + LSF)	ไม่ต้องการค่า K_La สำหรับการคำนวณ OUR ความถี่ในการวัด OUR สูง	ใช้ขั้ววัดออกซิเจน 2 ขั้ววัด

หมายเหตุ : K_La = Mass transfer coefficient

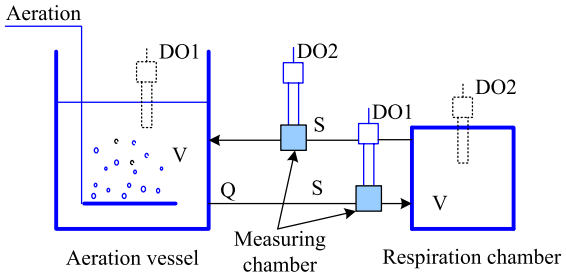
2.15 หลักการวัดด้วยเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด

เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดได้ทำการติดตั้งขั้ววัดออกซิเจน (DO) ก่อนและหลังภาชนะวัดอัตราการหายใจ (รูปที่ 2.16) (รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจไฮบริดแบบพื้นฐานจะติดตั้งขั้ววัดออกซิเจนที่ภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ) โดยออกซิเจนที่ไหลเข้า ($S_{O,1}$) และไหลออกจากภาชนะวัดอัตราการหายใจ ($S_{O,2}$) จะถูกอ่านด้วยขั้ววัดออกซิเจน

DO1 และ DO2 อัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate, OUR) สามารถคำนวณได้จากการสมดุลมวลรอบภาชนะวัดอัตราการหายใจ ตามสมการที่ (2.19) (Vanrolleghem and Spanjers, 1998)

$$OUR = - \frac{dS_{O,2}}{dt} + \frac{Q}{V_2}\left(S_{O,1} - S_{O,2} \right) \tag{2.19}$$

โดยที่ OUR คือ อัตราการใช้ออกซิเจน (มิลลิกรัม/ลิตร.นาที) Q คือ อัตราการไหลเวียนสลัดจ์ (ลิตร/นาที) และ V_2 คือ ปริมาตรภาชนะวัดอัตราการหายใจ (ลิตร)



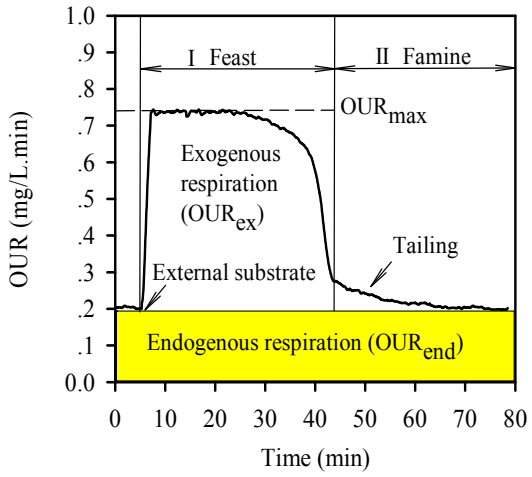
รูปที่ 2.16 ตำแหน่งขั้ววัดออกซิเจนเครื่องวัดอัตราการหายใจไฮบริดแบบธรรมดา (เส้นประ) และเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (เส้นทึบ)

2.16 กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram)

ปัจจุบันอัตราการหายใจหรืออัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ทำการวัดโดยใช้เครื่องวัดอัตราการหายใจ ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าเป็นเครื่องมือมาตรฐานสำหรับการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ กราฟแสดงอัตราการหายใจ (รูปที่ 2.11) เป็นข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจน (OUR) ที่ได้จากเครื่องวัดอัตราการหายใจซึ่งสามารถแปลความหมายได้ดังต่อไปนี้

จุลินทรีย์ในตัวอย่างสลัดจ์จะใช้ออกซิเจนสำหรับการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส (Endogenous respiration, OUR_{end}) ซึ่งเป็นการหายใจของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะที่ไม่มีสารอาหารจากภายนอก แต่ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 จะพิจารณาว่า การหายใจแบบเอ็นโดจีนัสมีการใช้สารอาหารส่วนหนึ่งที่เกิดจากการเน่าเปื่อยของจุลินทรีย์หรือที่เรียกหลักการนี้ว่า Death-regeneration จากรูปที่ 2.17 จะเป็นพื้นที่ส่วนล่างของกราฟอัตราการใช้ออกซิเจน และหลังจากเติมสารอาหารที่ย่อยได้ง่าย เช่น อะซิเตทหรือแอมโมเนียมให้กับตัวอย่างสลัดจ์

อัตราการใช้ออกซิเจนจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจนถึงระดับอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (Maximum respiration rate, OUR_{max})



รูปที่ 2.17 กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram)

ตำแหน่งสูงสุดของ OUR_{max} จะสัมพันธ์กับปริมาณของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในสลัดจ์ในช่วงแรก (I) นี้เรียกว่า ช่วงมีสารอาหาร (Feast) ถ้าปริมาณสารอาหารมากเกินพอ ระดับ OUR_{max} จะคงที่ไปจนกว่าสารอาหารจะถูกใช้จนหมดและหลังจากนั้นค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะลดลงอย่างรวดเร็ว การหายใจของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในช่วงนี้เรียกว่าการหายใจแบบเอกโซจีนัส (Exogenous respiration, OUR_{ex}) ช่วงถัดไป (II) เป็นระยะการขาดสารอาหาร (Famine) ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะยังไม่ลดลงเท่ากับค่าอัตราการใช้ออกซิเจนก่อนการเติมสารอาหารให้กับตัวอย่างสลัดจ์ ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะค่อยลดต่ำลงซึ่งกราฟส่วนนี้เรียกว่า Tailing สาเหตุเนื่องมาจากจุลินทรีย์จะใช้สารอาหารที่ถูกเก็บไว้ในรูปของสารพอลิเมอร์โดยจะถูกดึงนำกลับมาใช้และอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ก็จะลดลงไปที่ระดับเดิมก่อนทำการทดลอง แนวคิดการสะสมสารพอลิเมอร์ไม่ได้นำมารวมพิจารณาไว้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) แต่จะนำมาพิจารณาในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 3 (ASM3)

2.17 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

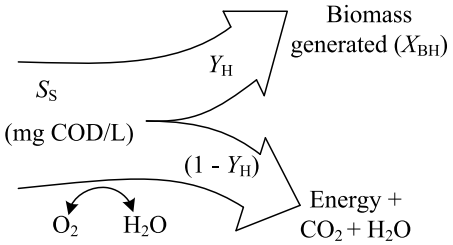
ตารางที่ 2.4 แสดงความสัมพันธ์ของการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) การเจริญเติบโตและการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์จะมีรูปแบบตามสมการโมโนด (Monod) ซึ่งจะพบว่ามีความเกี่ยวข้องกับการใช้ออกซิเจนทั้งอัตราการเจริญเติบโตและอัตราการเน่าเปื่อย กราฟอัตราการหายใจจึงเป็นข้อมูลที่รวมเอาพารามิเตอร์ในสมการโมโนดเข้าไว้ด้วยกัน ดังนั้นจึงสามารถใช้มูลดังกล่าวเพื่อแปลผลหาค่าพารามิเตอร์ที่สำคัญได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ (Yield, Y_H) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (Saturation constant for substrate, K_S) อัตราการเน่าเปื่อย (Decay rate, b_H) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rate, μ_{maxH})

ตารางที่ 2.4 กระบวนการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

Component i →		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		$b_H X_{BH}$

2.17.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_H)

ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ยีลด์เป็นค่าที่บ่งบอกถึงการสร้างมวลจุลินทรีย์จากการย่อยสลายสารอาหารและการใช้ออกซิเจน ยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_H) หมายถึงปริมาณของจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นจากเดิมต่อหน่วยของอินทรีย์คาร์บอนที่ถูกใช้ไปสำหรับการเจริญเติบโต ลักษณะการสร้างเซลล์จากสารอาหารจำพวกอินทรีย์คาร์บอนของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียแสดงในรูปที่ 2.18 ซึ่งมีหน่วย มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี ในเบื้องต้นค่ายีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียมีผลต่อค่าพารามิเตอร์อื่นที่ต้องใช้ค่ายีลด์ประกอบในการคำนวณ ดังนั้นความถูกต้องในการประมาณค่ายีลด์จึงมีความสำคัญทั้งในการวิเคราะห์ปริมาณสลัดจ์ที่จะเกิดขึ้นและการวิเคราะห์ปริมาณการใช้ออกซิเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย ตลอดจนความถูกต้องของพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้อง



รูปที่ 2.18 รูปแบบการเกิดยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

จากตารางที่ 2.4 จะพบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย และอัตราการกำจัดสารอาหารในรูปของซีโอดี สามารถแสดงด้วยสมการที่ (2.20) และ (2.21) และเมื่อหารสมการที่ (2.20) ด้วยสมการที่ (2.21) จะได้ความสัมพันธ์ดังสมการที่ (2.22) แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ใต้กราฟอัตราการใช้ออกซิเจนภายใต้สภาวะการหายใจแบบเอกโซจีนัสมีความสัมพันธ์กันกับปริมาณสารอาหาร (S_S) ที่เติมลงไป ดังนั้นการสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไป (Oxygen consumed, OC_{ex}) กับปริมาณสารอาหารที่เติม ค่าความชัน (Slope) ที่ได้จะมีค่าเท่ากับ (1 - Y_H) ดังสมการที่ (2.23)

$$OUR_{ex} = - \frac{dS_O}{dt} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH} \tag{2.20}$$

$$\frac{dS_S}{dt} = - \frac{1}{Y_H} \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH} \tag{2.21}$$

$$\int OUR_{ex} dt = - (1 - Y_H) \int dS_S \tag{2.22}$$

$$OC_{ex} = (1 - Y_H) S_S \tag{2.23}$$

2.17.2 การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (K_S)

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ในตารางที่ 2.4 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สามารถอธิบายได้ด้วยสมการโมโนด (Monod) ซึ่งเป็นความสัมพันธ์

ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxH}) ความเข้มข้นสารอาหาร (S_S) และค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_S) ดังนั้นการประมาณค่าพารามิเตอร์ดังกล่าวกับชนิดของสารอาหารสามารถแสดงความสัมพันธ์ได้ดังสมการที่ (2.24)

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_{BH} \tag{2.24}$$

การทดลองได้ดำเนินการตามขั้นตอนที่เสนอไว้โดย Cech, Chudoba, and Grau (1984) ซึ่งวิธีการนี้เป็นการวัดผลต่างระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดและอัตราการใช้ออกซิเจนที่สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสดังสมการที่ (2.25) อัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในสลัดจ์จะเพิ่มขึ้นเมื่อระดับของสารอาหารเพิ่มสูงขึ้นจนถึงระดับอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด แม้ว่าจะเพิ่มสารอาหารให้กับสลัดจ์ในปริมาณที่สูงขึ้นก็ตามแต่อัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (OUR_{max}) จะยังคงมีค่าเท่าเดิม ทั้งนี้เพราะอัตราการใช้สารอาหารจะเป็นสัดส่วนกับปริมาณจุลินทรีย์ในสลัดจ์ตามสมการที่ (2.26) และ (2.27) ข้อมูล OUR_{max} ของแต่ละการทดลองจะหารด้วยค่า OUR_{max} สูงสุดในชุดการทดลองนั้นเพื่อปรับเปลี่ยนให้อยู่ในรูปความสัมพันธ์ μ_H/μ_{maxH} สูงสุดเท่ากับ 1

$$OUR_{ex} = OUR_{max} - OUR_{end} \tag{2.25}$$

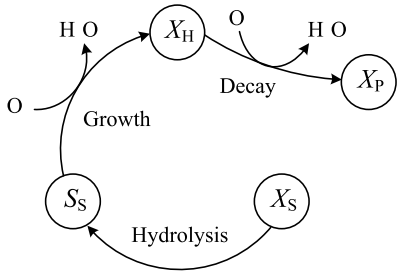
$$\mu_H = \frac{Y_H}{(1 - Y_H)} \frac{OUR_{ex}}{X_{BH}} \tag{2.26}$$

$$\mu_H = \mu_{maxH} \frac{S_S}{(K_S + S_S)} \tag{2.27}$$

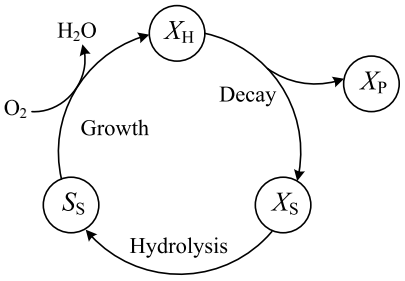
2.17.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (b_H)

อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียสามารถวิเคราะห์ในลักษณะการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรง (Lineal-death) สมมุติฐานของแนวคิดนี้จะพิจารณาว่าการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่มีสารอาหารจะสัมพันธ์กับการลดลงของปริมาณจุลินทรีย์เพียงเท่านั้น (รูปที่ 2.19) แต่สมมุติฐานตามแนวคิด Death-regeneration ที่นำมาใช้ใน ASM1 จะพิจารณารวมไปถึงการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่ใช้สารอาหารที่เกิดจากการย่อยสลายของเซลล์จุลินทรีย์ที่เน่าเปื่อย

เข้าไปด้วย (รูปที่ 2.20) แต่ทั้งนี้อัตราการเจริญเติบโตโดยรวมจะมีค่าน้อยกว่าอัตราการเน่าเปื่อย (Spanjers *et al*., 1998)



รูปที่ 2.19 แนวคิดการเน่าเปื่อยแบบดั้งเดิมที่ไม่รวมการใช้สารอาหารจากการเน่าเปื่อย



รูปที่ 2.20 แนวคิดการเน่าเปื่อยแบบ Death-regeneration

จากตารางที่ 2.4 การลดลงของปริมาณจุลินทรีย์จะสัมพันธ์กับการใช้ออกซิเจน สมการที่ (2.28) สามารถนำมาใช้ในการประมาณค่าอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตลอดช่วงการทดลอง และสมการที่ (2.29) แสดงถึงการเปลี่ยนแปลงของปริมาณจุลินทรีย์ เมื่อรวมสมการทั้ง 2 เข้าด้วยกัน จะได้ความสัมพันธ์สุดท้ายดังสมการที่ (2.31) ดังนั้นการสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง lnOUR กับเวลาจะได้กราฟเส้นตรงดังสมการที่ (2.32) และค่าความชัน (Slope) ที่ได้คือค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียแบบเชิงเส้นตรง ($b_H^{\text{Lineal-death}}$) ทั้งนี้ค่าคงที่อัตราการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรงดังกล่าวจะต้องแปลงไปเป็นค่าคงที่อัตราการเน่าเปื่อยในแบบจำลอง Death-regeneration โดยใช้สมการที่ (2.33) (Orhon and Artan, 1994) โดยที่ f_p คือค่าสัดส่วนของสารเฉื่อยแขวนลอยของจุลินทรีย์มีค่าเฉลี่ย 0.08

$$\mathrm{OUR}_{\mathrm{end}} = - \frac{dS_{\mathrm{O}}}{dt} = b_{\mathrm{H}} X_{\mathrm{BH}} \tag{2.28}$$

$$\frac{dX_{\mathrm{BH}}}{dt} = - b_{\mathrm{H}} X_{\mathrm{BH}} \tag{2.29}$$

$$X_{\mathrm{BH}} = X_{\mathrm{BH}}^{0} e^{- b_{\mathrm{H}} t} \tag{2.30}$$

$$\mathrm{OUR}_{\mathrm{end}} = b_{\mathrm{H}} X_{\mathrm{BH}}^{0} e^{b_{\mathrm{H}} t} \tag{2.31}$$

$$\ln \mathrm{OUR}_{\mathrm{end}} = \ln(b_{\mathrm{H}} X_{\mathrm{BH}}^{0}) - b_{\mathrm{H}} t \tag{2.32}$$

$$b_{\mathrm{H}}^{\text{Death-regeneration}} = \frac{b_{\mathrm{H}}^{\text{Lineal-death}}}{(1 - Y_{\mathrm{H}}(1 - f_{\mathrm{p}}))} \tag{2.33}$$

2.17.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (μ_{maxH})

อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย เป็นพารามิเตอร์จลนศาสตร์ที่มาคู่กันกับค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_{S}) และเป็นพารามิเตอร์จลนศาสตร์ที่มีความสำคัญต่อการวิเคราะห์ความสามารถในการกำจัดสารอาหารในรูปอินทรีย์คาร์บอนและการเพิ่มขึ้นของปริมาณจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ วิธีการทดลองที่เสนอโดย Kappeler and Gujer (1992) เป็นการเติมสารอาหารที่ย่อยง่าย ความเข้มข้นสูงให้กับสลัดจ์ในสภาวะที่มีปริมาณออกซิเจนมากเกินพอ การเติมสารอาหารที่มีความเข้มข้นสูงลงในสลัดจ์ความเข้มข้นต่ำเพื่อให้เกิดความมั่นใจว่าจะมีการเจริญเติบโตเป็นแบบทวีคูณ (Exponential growth) ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียในสภาวะที่มีสารอาหารมากเกินพอ

จากแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ในตารางที่ 2.4 การเจริญเติบโตและการเปลี่ยนแปลงปริมาณของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียจะมีความสัมพันธ์กับการใช้ออกซิเจนตามสมการที่ (2.34) และสมการที่ (2.37) ในสภาวะที่มีปริมาณสารอาหารและออกซิเจนมากเกินพอ สามารถปรับลดพารามิเตอร์และหาความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงได้ตามสมการที่ (2.42)

และประมาณค่า ($\mu_{maxH} - b_H$) ได้จากค่าความชัน (Slope) ของกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง lnOUR และเวลา

$$OUR = - \frac{dS_O}{dt} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH} + b_H X_{BH} \tag{2.34}$$

$$if \ S_S >> K_S \rightarrow \frac{S_S}{K_S + S_S} \approx 1 \tag{2.35}$$

$$if \ S_O >> K_{OH} \rightarrow \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \approx 1 \tag{2.36}$$

$$OUR = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} \mu_{maxH} X_{BH} + b_H X_{BH} \tag{2.37}$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH} - b_H X_{BH} \tag{2.38}$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = (\mu_{maxH} - b_H) X_{BH} \tag{2.39}$$

$$X_{BH} = X_{BH}^0 e^{(\mu_{maxH} - b_H)t} \tag{2.40}$$

$$OUR = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} (\mu_{maxH} + b_H) X_{BH}^0 e^{(\mu_{maxH} - b_H)t} \tag{2.41}$$

$$\ln OUR = \ln \left(\frac{(1 - Y_H)}{Y_H} (\mu_{maxH} + b_H) X_H^0 \right) + (\mu_{maxH} - b_H)t \tag{2.42}$$

2.18 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย

2.18.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_A)

ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 กระบวนการไนตริฟิเคชันจะพิจารณาเป็นเพียงขั้นตอนเดียว กล่าวคือ แอมโมเนียมจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนเตรทโดยตรง ค่ายีลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_A) เท่ากับปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่อปริมาณแอมโมเนียมที่ถูกใช้ไป ทั้งนี้กระบวนการไนตริฟิเคชันอาจจะพิจารณาละเอียดเป็นสองขั้นตอน (ตารางที่ 2.5) ได้แก่ กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) และไนไตรติฟิเคชัน (Nitritification) ซึ่งแอมโมเนียมจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนไตรท์ก่อนโดยอาศัยแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (Ammonium oxidizing bacteria, X_{AOB}) จากนั้นจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรทด้วยไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (Nitrite oxidizing bacteria, X_{NOB})

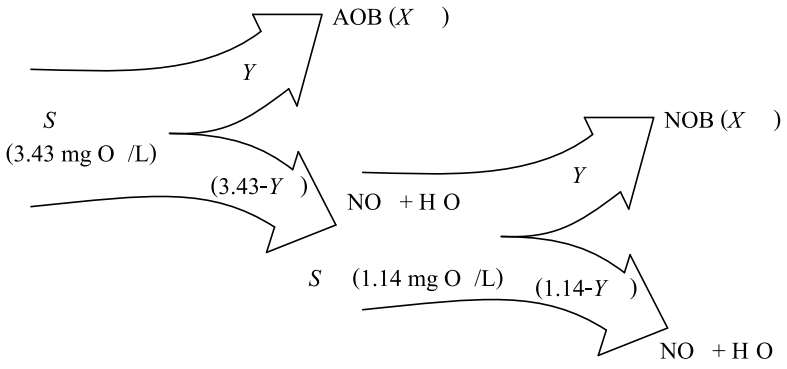
ตารางที่ 2.5 กระบวนการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย

Component i →		1	2	3	4	5	6
j	Process ↓	X_{AOB}	X_{NOB}	S_O	S_{NH}	S_{N02}	S_{N03}
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 กระบวนการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (ต่อ)

Component i →		Process rate, ρ_j
j	Process ↓	
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	$b_A X_{NOB}$

ดังนั้นยีลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรียทั้งหมด (Y_A) จึงเท่ากับผลรวมยีลด์ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียและไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย ($Y_{AOB} + Y_{NOB}$) กล่าวคือ Y_{AOB} จะมีค่าเท่ากับปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่อปริมาณแอมโมเนียมที่ถูกใช้ไปในขั้นตอนการไนไตรเตชัน และ Y_{NOB} จะมีค่าเท่ากับปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่อปริมาณไนไตรท์ที่ถูกใช้ไปในขั้นตอนการไนเตรทเตชัน (รูปที่ 2.21)



รูปที่ 2.21 รูปแบบการเกิดยีลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย

การแปลผลการทดลองเพื่อประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยีลด์) ของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีลักษณะคล้ายคลึงกับการแปลผลจากการทดลองสำหรับการประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย ซึ่งดำเนินการทดลองด้วยวิธีวัดอัตราการหายใจแบบกะในตัวอย่างสลัดจ์ภายใต้สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส โดยเติมสารอาหารแอมโมเนียมให้กับสลัดจ์ตัวอย่าง อัตราการใช้ออกซิเจนของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย แสดงในสมการที่ (2.43) และอัตราการใช้แอมโมเนียมในสมการที่ (2.44) และเมื่อหารสมการที่ (2.43) ด้วยสมการที่ (2.44) จะได้สมการที่ (2.45) และ (2.46) สร้างกราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไปกับปริมาณแอมโมเนียมที่เติม ความชัน (Slope) ที่ได้มีค่าเท่ากับ ($3.43 - Y_{AOB}$)

$$OUR_{ex} = - \frac{dS_O}{dt} = \frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}} \mu_{maxAOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,AOB} + S_O} X_{AOB} \quad (2.43)$$

$$AUR = \frac{dS_{NH}}{dt} = - \frac{1}{Y_{AOB}} \mu_{maxAOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,AOB} + S_O} X_{AOB} \quad (2.44)$$

$$\int \mathrm{OUR}_{ex}\,dt = -\,(3.43 - Y_{AOB}) \int dS_{NH} \tag{2.45}$$

$$\mathrm{OC}_{ex} = (3.43 - Y_{AOB}) S_{NH} \tag{2.46}$$

2.18.2 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH})

จากตารางที่ 2.5 พารามิเตอร์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH}) จะมีความสัมพันธ์กับพารามิเตอร์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxAOB}) และความเข้มข้นสารอาหาร (S_{NH}) ซึ่งสามารถอธิบายได้ด้วยสมการโมโนด ดังสมการที่ (2.47)

$$\mu_{AOB} = \mu_{maxAOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \tag{2.47}$$

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

2.18.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (b_A)

ค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียสามารถประมาณค่าในลักษณะเดียวกับการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรงเช่นเดียวกับการประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย จากตารางที่ 2.5 การลดลงของจุลินทรีย์จะสัมพันธ์กับอัตราการใช้ออกซิเจน สมการที่ (2.48) สามารถนำมาใช้ในการประมาณค่าอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตลอดช่วงระยะที่ทำการทดลอง และสมการที่ (2.49) แสดงถึงการเปลี่ยนแปลงของปริมาณจุลินทรีย์ เมื่อรวมสมการทั้ง 2 เข้าด้วยกันจะได้ความสัมพันธ์สุดท้ายดังสมการที่ (2.51) ดังนั้นการสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง lnOUR กับเวลาจะได้กราฟเส้นตรงดังสมการที่ (2.52) และค่าความชัน (Slope) ของกราฟคือ อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

$$\mathrm{OUR}_{\mathrm{end}} = - \frac{dS_{\mathrm{O}}}{dt} = b_{\mathrm{A}} X_{\mathrm{AOB}} \tag{2.48}$$

$$\frac{dX_{\mathrm{AOB}}}{dt} = - b_{\mathrm{A}} X_{\mathrm{AOB}} \tag{2.49}$$

$$X_{\mathrm{AOB}} = X^{0}_{\mathrm{AOB}} e^{- b_{\mathrm{A}} t} \tag{2.50}$$

$$\mathrm{OUR}_{\mathrm{end}} = b_{\mathrm{A}} X^{0}_{\mathrm{AOB}} e^{b_{\mathrm{A}} t} \tag{2.51}$$

$$\ln \mathrm{OUR}_{\mathrm{end}} = \ln(b_{\mathrm{A}} X^{0}_{\mathrm{AOB}}) - b_{\mathrm{A}} t \tag{2.52}$$

2.18.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (μ_{maxAOB})

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

จากแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ในตารางที่ 2.5 การเจริญเติบโตและการเปลี่ยนแปลงปริมาณของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียจะมีความสัมพันธ์กับการใช้ออกซิเจนตามสมการที่ (2.53) และสมการที่ (2.54) ในสภาวะที่มีปริมาณสารอาหารและออกซิเจนมากเกินพอสามารถปรับลดพารามิเตอร์และหาความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงได้ตามสมการที่ (2.61) ซึ่งสามารถที่จะประมาณค่า ($\mu_{\mathrm{maxAOB}} - b_{\mathrm{A}}$) ได้จากค่าความชันของกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง lnOUR และเวลา ในการศึกษานี้จะแปลผลข้อมูลการทดลองบนพื้นฐานกระบวนการไนไตรเตชันเพื่อประมาณพารามิเตอร์เฉพาะค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียเท่านั้น

$$\text{OUR} = -\frac{dS_O}{dt} = \frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}}\mu_{maxAOB}\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,AOB}+S_O}X_{AOB} + b_A X_{AOB} \tag{2.53}$$

$$if\ S_{NH} >> K_{NH} \rightarrow \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \approx 1 \tag{2.54}$$

$$if\ S_O >> K_{O,AOB} \rightarrow \frac{S_O}{K_{O,AOB}+S_O} \approx 1 \tag{2.55}$$

$$\text{OUR} = \frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}}\mu_{maxAOB}X_{AOB} + b_A X_{AOB} \tag{2.56}$$

$$\frac{dX_{AOB}}{dt} = \mu_{maxAOB}\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}}\frac{S_O}{K_{O,AOB}+S_O}X_{AOB} - b_A X_{AOB} \tag{2.57}$$

$$\frac{dX_{AOB}}{dt} = (\mu_{maxAOB} - b_A)X_{AOB} \tag{2.58}$$

$$X_{AOB} = X^0_{AOB}e^{(\mu_{maxAOB} - b_A)t} \tag{2.59}$$

$$\text{OUR} = \frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}}(\mu_{maxAOB} + b_A)X^0_{AOB}e^{(\mu_{maxAOB} - b_A)t} \tag{2.60}$$

$$\ln \text{OUR} = \ln\left(\frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}}(\mu_{maxAOB} + b_A)X^0_{AOB}\right) + (\mu_{maxAOB} - b_A)t \tag{2.61}$$

2.19 สรุป

กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ โดยแอมโมเนียมที่อยู่ในน้ำเสียจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนโตรทและแก๊สไนโตรเจนตามลำดับ กระบวนการนี้อาศัยจุลินทรีย์กลุ่มออโตทรอฟิกแบคทีเรียซึ่งมีจำนวนเพียงร้อยละ 3 – 10 ของจุลินทรีย์ภายในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์และสัดส่วนนี้ขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสียและการเดินระบบ รูปแบบกระบวนแอลอีดัดแปลง (Modified Ludzack-Ettinger, MLE) เป็นกระบวนกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพแบบพื้นฐานที่นิยมนำมาประยุกต์ใช้งานอย่างกว้างขวางเนื่องจากเป็นกระบวนการที่ไม่ซับซ้อนซึ่งง่ายต่อการเดินระบบและบำรุงรักษา โดยถังแรกเป็นแอนอกซิกและตามด้วยถังแอโรบิกหรือเรียกว่าเป็นกระบวนการแบบพรี-ดีไนตริฟิเคชัน (Pre-denitrification) ซึ่งการกำจัดไนโตรเจนจะใช้น้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอน

สาเหตุที่ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ลดต่ำลงเนื่องมาจากมีปัจจัยรบกวนสำคัญและถูกมองข้ามไปคือ สภาวะผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในรอบวันหรือในรอบ 24 ชม. ระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็กจะเกิดสภาวะการผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกมากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่ รูปแบบการผันแปรนั้นขึ้นอยู่กับลักษณะหรือพฤติกรรมการใช้น้ำของแต่ละชุมชนและมีความแตกต่างกันระหว่างวันทำการและวันหยุดทำการ ฤดูกาล และสภาวะแวดล้อม

การติดตั้งถังปรับสภาพการไหลสามารถช่วยลดความแตกต่างช่วงของการผันแปรที่เกิดขึ้นได้ แต่ก็มีข้อจำกัดที่สำคัญคือ ต้องก่อสร้างถังปรับสภาพการไหลให้มีขนาดใหญ่มากหรือสามารถเก็บรองรับน้ำเสียได้มากกว่า 1 วัน ซึ่งไม่สามารถเป็นไปได้ในทางปฏิบัติ แม้ว่าจะมีถังปรับสภาพการไหลที่มีขนาดใหญ่เพียงพอแต่ยังคงเหลือสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกที่ไม่สามารถทำให้หมดไปได้อย่างสิ้นเชิง ดังนั้นสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกจึงเป็นปัญหาของระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ยังไม่มีวิธีการแก้ไขได้อย่างลงตัว

อัตราการเจริญเติบโตหรือระยะเวลาการแบ่งตัวของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีค่าประมาณ 2 – 3 วัน ซึ่งช้ากว่าช่วงเวลาของการผันแปรที่เกิดขึ้นในรอบวัน ดังนั้นถ้าหากค่าไนโตรเจนเพิ่มขึ้นสูงกว่าระดับความสามารถสูงสุดของออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะกำจัดได้จึงเป็นผลให้มีไนโตรเจนหลุดออกมากับน้ำทิ้งเพิ่มสูงขึ้นตามลักษณะการผันแปรที่เกิดขึ้นดังกล่าว สภาพปัญหานี้จะพบมากขึ้นในกรณีที่เดินระบบภายใต้สภาวะที่อุณหภูมิและอายุสลัดจ์ของระบบต่ำ การเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีหลายวิธีด้วยกัน เช่น การเพิ่มอายุสลัดจ์ การเพิ่มขนาดและจำนวนถังปฏิกิริยา แต่วิธีการดังกล่าวล้วนจำเป็นต้องเพิ่มขนาดของถังปฏิกิริยาและต้องการพื้นที่สำหรับก่อสร้างอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพระบบโดยที่ไม่ต้องเพิ่มจำนวนถังปฏิกิริยาน่าจะเป็นทางออกที่ดีกว่า

การเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนต้องเพิ่มจำนวนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนให้มีมากขึ้น ซึ่งใช้เทคนิคการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองของระบบแล้วป้อนกลับเข้ามากระบวนการสายหลักอีกครั้ง วิธีนี้เรียกว่า กระบวนการ BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced) กระบวนการ BABE เป็นการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสายรองของระบบโดยใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์จะมีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงแต่ความเข้มข้นของซีโอดีต่ำและมีอุณหภูมิสูงประมาณ 30 – 35^{o}C ซึ่งเหมาะสำหรับการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียชุมชนธรรมดา กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์มีความเหมาะสมมากกว่ากระบวนการบำบัดในสายรองอื่น เช่น กระบวนการ SHARON เนื่องจากใช้เวลาเก็บกักและอายุสลัดจ์ระบบต่ำเพียง 4 – 6 ชม. ขณะที่กระบวนการ SHARON ต้องใช้เวลาเก็บกักและอายุสลัดจ์ประมาณ 1 วัน และจากข้อมูลการประเมินการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนต่ำให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงขึ้นโดยมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำทิ้งออกน้อยกว่า 10 มิลลิกรัม/ลิตร ถ้าการปรับปรุงด้วยกระบวนการกำจัดไนโตรเจนแบบธรรมดาต้องเพิ่มปริมาตรโดยรวมขึ้น 2.3 เท่า ของปริมาตรเดิม ขณะที่การปรับปรุงด้วยกระบวนการ BABE ต้องเพิ่มปริมาตรเพียง 0.8 เท่า ของปริมาตรเดิมและประหยัดพื้นที่ก่อสร้างร้อยละ 50

จากข้อดีของกระบวนการ BABE จึงมีความเป็นไปได้ที่จะนำไปประยุกต์ใช้สำหรับเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกที่เกิดขึ้นในรอบวันโดยออกแบบถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพุนจุลินทรีย์ให้สามารถที่จะกำจัดไนโตรเจนได้โดยใช้คาร์บอนจากแหล่งภายใน ได้แก่ คาร์บอนจากการย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกและคาร์บอนจากการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนด้วยการออกแบบให้มีถังแอนอกซิกในตอนแรกและตามด้วยถังแอโรบิกเพื่อเป็นการลดภาระบรรทุกไนโตรเจนให้กับกระบวนการสายหลัก เมื่อเปรียบเทียบลักษณะที่สำคัญกระบวนการบำบัดน้ำเสียและการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองและลักษณะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันแล้วจะพบว่า กลุ่มของจุลินทรีย์ที่ต้องทำการเพิ่มจำนวนในกระบวนการสายรองนั้นจะต้องมีอัตราการเจริญเติบโตที่รวดเร็วเพื่อให้ทันต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวันและมีสภาวะการทำงานที่เหมือนกับกระบวนการสายหลักเพื่อร่นระยะเวลาในการปรับตัวของจุลินทรีย์หลังจากหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลัก ดังนั้นกระบวนเพิ่มพูนจุลินทรีย์จึงเป็นกระบวนการที่เหมาะสมและเข้ากันได้อย่างลงตัวกับกระบวนการสายหลัก

การเลือกกระบวนการบำบัดในสายรองต้องพิจารณาความเป็นไปได้ที่สำคัญดังต่อไปนี้ควรมีรูปแบบกระบวนการเหมือนกับกระบวนการสายหลักซึ่งจุลินทรีย์ไม่ต้องใช้เวลาในการปรับตัวมากนัก จุลินทรีย์สามารถทำงานได้ทันทีเมื่อถูกหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลัก

อีกครั้ง รูปแบบกระบวนการควรต้องใช้เวลาเก็บกักน้อยเพราะถังปฏิกิริยาจะได้มีขนาดเล็กเพื่อเป็นการประหยัดทั้งค่าก่อสร้างและค่าดำเนินการ และต้องไม่ทำให้กระบวนการสายหลักรับภาระบรรทุกเพิ่มสูงขึ้น

ปัจจุบันเทคนิคการวัดอัตราการหายใจหรืออัตราการใช้ออกซิเจนถูกนำมาใช้สำหรับประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์เนื่องจากให้ผลการทดลองที่รวดเร็ว ไม่ต้องวิเคราะห์ความเข้มข้นสารอาหารในห้องปฏิบัติการ เป็นเครื่องมือสำหรับการวิจัยที่ต้องการรายละเอียดสูง ใช้สำหรับการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียและการประเมินศักยภาพระบบบำบัดน้ำ การทำงานของเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริดได้รวมเอาหลักการเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สไหลผ่าน-ของเหลวสถิตย์และหลักการเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สสถิตย์-ของเหลวไหลผ่านเข้าไว้ด้วยกัน การรวมข้อดีของเครื่องวัดการหายใจ 2 ชนิดเข้าด้วยกันทำให้เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริดมีความสามารถสูงและยืดหยุ่นมากขึ้น การใช้ขั้ววัดออกซิเจนสองอันทำให้สามารถเพิ่มความถี่ในการเก็บข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนได้สูงขึ้นตามลำดับ

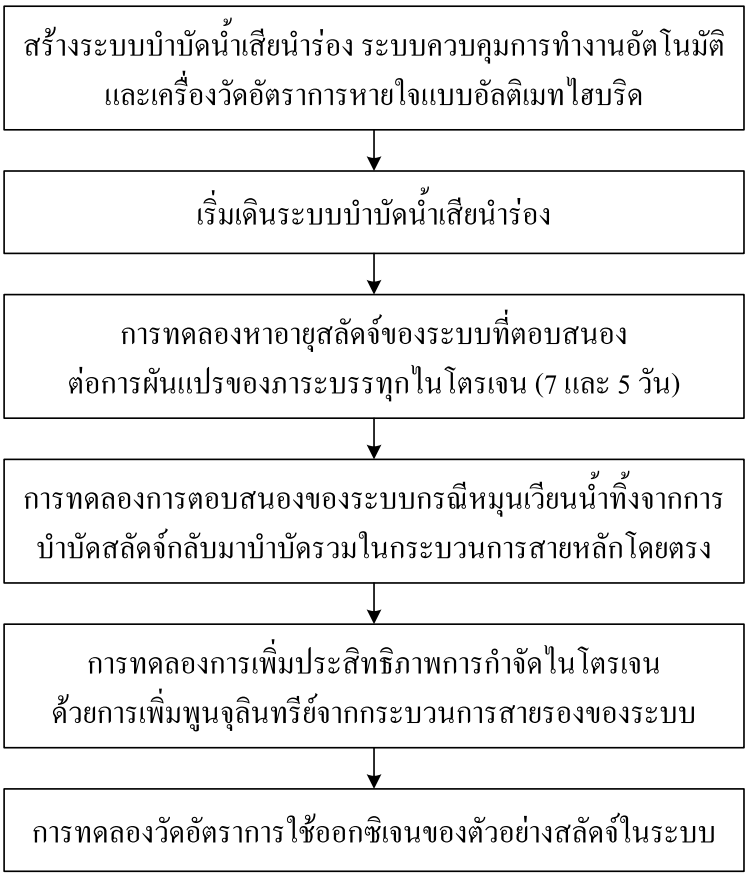
ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์เป็นตัวแปรที่บ่งบอกถึงระดับของปฏิกิริยาหรือระดับความสามารถในการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์ ซึ่งจุลินทรีย์แต่ละชนิดจะมีลักษณะจำเพาะต่อสารอาหารแตกต่างกัน จุลินทรีย์ที่มีบทบาทในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์สำหรับกำจัดอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจน ได้แก่ เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) ซึ่งทำหน้าที่หลักในการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดี และออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BA}) ทำหน้าที่หลักในการกำจัดไนโตรเจน และในส่วนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียสามารถแบ่งย่อยได้อีกตามชนิดและขั้นตอนของการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ได้แก่ แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB}) และไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{NOB}) ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์จึงเป็นข้อมูลที่มีความสำคัญต่อการออกแบบโรงงานระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ การตรวจสอบติดตามการทำงานและการควบคุมระบบให้มีความถูกต้องและมีประสิทธิภาพมากกว่าการใช้เฉพาะข้อมูลเชิงปริมาณเพียงอย่างเดียว เช่น ซีโอดี ทีเคเอ็น ฟอสฟอรัส และ MLVSS

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

บทที่ 3
วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 ขั้นตอนการวิจัย

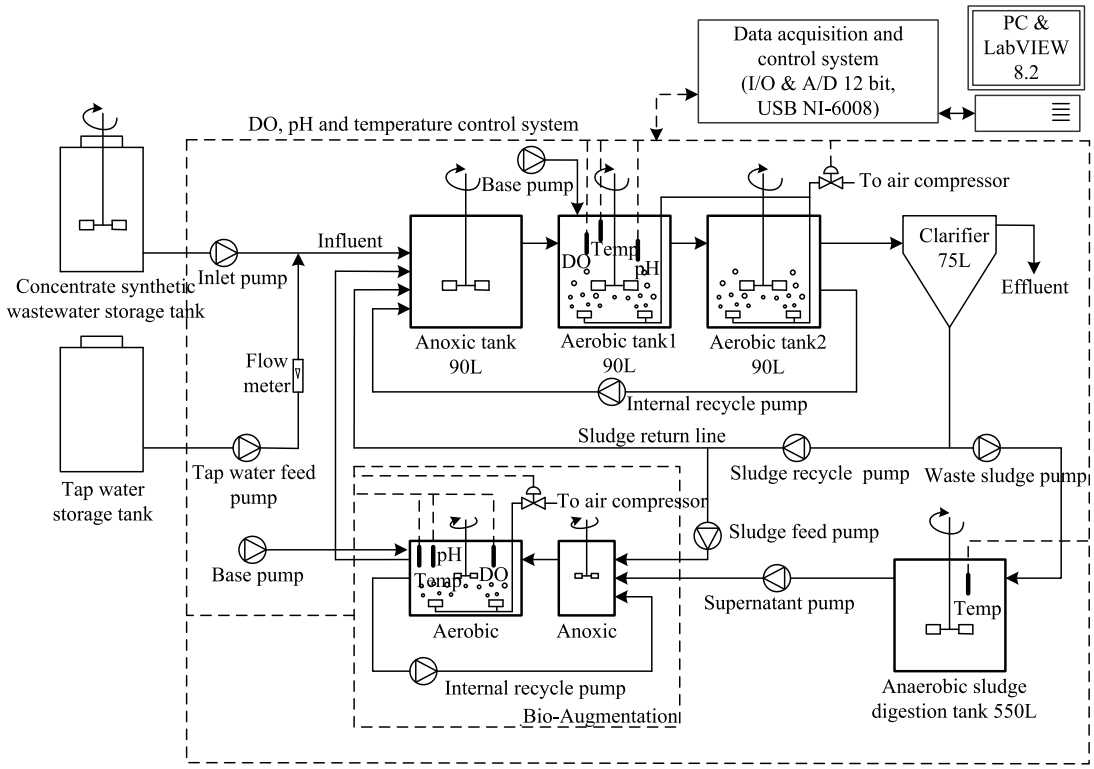
การวิจัยเป็นการวิจัยเชิงทดลอง (Experimental research) เพื่อศึกษาการตอบสนองของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ต่อการผันแปรของภาระบรรทุกในระยะสั้น (Short-term) หรือภายในระยะเวลา 24 ชม. โดยจำลองสภาวะที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียจริงใน 2 ลักษณะ ได้แก่ สภาวะคงที่และสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และในขั้นตอนสุดท้ายเป็นการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในระบบ ขั้นตอนการดำเนินการทดลองแสดงรายละเอียดในรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

3.2 รูปแบบวิธีการและอุปกรณ์การทดลอง

การทดลองเป็นการศึกษาการตอบสนองของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบ 24 ชม. โดยทำการทดลองในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่องเพื่อให้เหมือนกับระบบบำบัดน้ำเสียจริง น้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ที่เตรียมไว้จะถูกป้อนระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ซึ่งประกอบไปด้วย กระบวนการสายหลัก (Main-stream) โดยใช้รูปแบบกระบวนการแอลอีดัดแปลง (Modified Ludzack-Ettinger, MLE) และกระบวนการสายรอง (Side-stream) ประกอบไปด้วย ถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกและถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ โดยที่ถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ใช้รูปแบบกระบวนการ MLE เช่นเดียวกับกระบวนการสายหลักแต่มีทิศทางการไหลตรงกันข้าม (รูปที่ 3.2)



รูปที่ 3.2 รูปแบบกระบวนการบำบัดน้ำเสียนำร่องที่รวมกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรอง

การทำงานของอุปกรณ์ในระบบถูกควบคุมด้วยโปรแกรมควบคุมอัตโนมัติที่พัฒนาขึ้นจากโปรแกรมสำเร็จรูป LabVIEW 8.2 (Student edition, National instruments) ซึ่งพารามิเตอร์ที่ใช้ในการควบคุมการทำงานหรือเดินระบบ ได้แก่ ออกซิเจน อุณหภูมิ และ pH โดยเชื่อมต่อขั้วัดกับอุปกรณ์แปลงจากสัญญาณระบบอนาล็อก (Analog) เป็นสัญญาณระบบดิจิตอล (Digital) ด้วยUSB NI-6008 (I/O, A/D 12 bit USB-DAQ, National instruments)

กระบวนการ MLE เป็นรูปแบบกระบวนการพรีดีไนตริฟิเคชัน (Pre-denitrification) และมีการหมุนเวียนสลัดจ์ภายในระหว่างถังเติมอากาศสุดท้ายกลับมาที่ต้นทางของถังแอนอกซิก กระบวนการ MLE เป็นกระบวนการสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพอีกรูปแบบหนึ่งที่มีรูปแบบถังปฏิกิริยาที่ไม่ซับซ้อนและง่ายต่อการประยุกต์ใช้งาน รายละเอียดการออกแบบถังปฏิกิริยาระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องแสดงในตารางที่ 3.1 (Metcalf and Eddy, 2003)

ตารางที่ 3.1 รายละเอียดการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรอง

รายละเอียด	ค่าการออกแบบ	
	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อัตราไหลน้ำเสียเข้า (ลิตร/นาที)	0.75	ขึ้นกับการทดลอง
ปริมาตรถังแอนอกซิก (ลิตร)	90	ขึ้นกับการทดลอง
ปริมาตรถังแอโรบิก (ลิตร)	180	ขึ้นกับการทดลอง
ปริมาตรถังตกตะกอน (ลิตร)	75	ขึ้นกับการทดลอง
อัตราส่วนแอนอกซิก/แอโรบิก	1/3	1/3
เวลาเก็บกักถังแอนอกซิก (ชม.)	2	2
เวลาเก็บกักถังแอโรบิก (ชม.)	4	4
เวลาเก็บกักถังตกตะกอน (ชม.)	1	-
ปริมาตรถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก (ลิตร)	-	550
เวลาเก็บกักถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก (วัน)	-	45

3.2.1 การเริ่มเดินระบบและพารามิเตอร์ควบคุมการทำงาน

หลังจากที่ได้พัฒนาโปรแกรมคอมพิวเตอร์ สร้างเครื่องมือวัด และสร้างระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องตามรูปแบบถังปฏิกิริยาที่กำหนดในรูปที่ 3.2 ตลอดจนทดสอบการทำงานแล้วเสร็จ 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) หลังจากนั้นเดินระบบตามค่าพารามิเตอร์ที่ได้กำหนดไว้จนกระทั่ง ระบบปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงที่ซึ่งใช้เวลาประมาณ 3 – 4 เท่าของอายุสลัดจ์ของระบบ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ในการควบคุมการเดินระบบแสดงรายละเอียด ในตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์สำหรับควบคุมการเดินระบบ

พารามิเตอร์	ค่าเฉลี่ยพารามิเตอร์ควบคุมระบบ	
	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	-

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

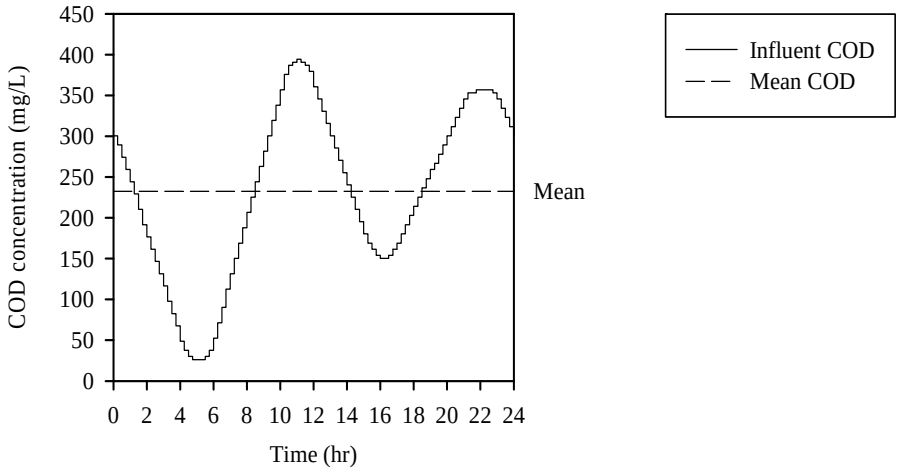
3.2.2 การเตรียมน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูง

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

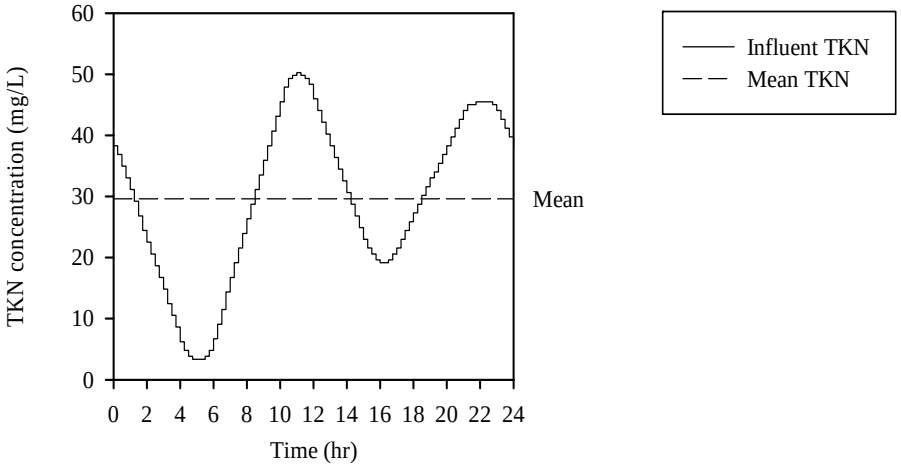
3.2.3 การป้อนน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง

การทดลองได้ออกแบบลักษณะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันให้มีแนวโน้มการผันแปรเหมือนกับการผันแปรของปริมาณการไหล (Grady *et al*., 1999; Comas matas, 2000; Petersen, 2000; Metcalf and Eddy, 2003; WEF and ASCE/EWRI, 2006) และได้ออกแบบให้มีอัตราส่วนความเข้มข้นสูงสุด/ความเข้มข้นเฉลี่ย อัตราส่วนความเข้มข้นต่ำสุด/ความเข้มข้นเฉลี่ย และอัตราส่วนความเข้มข้นสูงสุด/ความเข้มข้นต่ำสุดเท่ากับ 1.8, 0.1 และ 26.2 ตามลำดับ

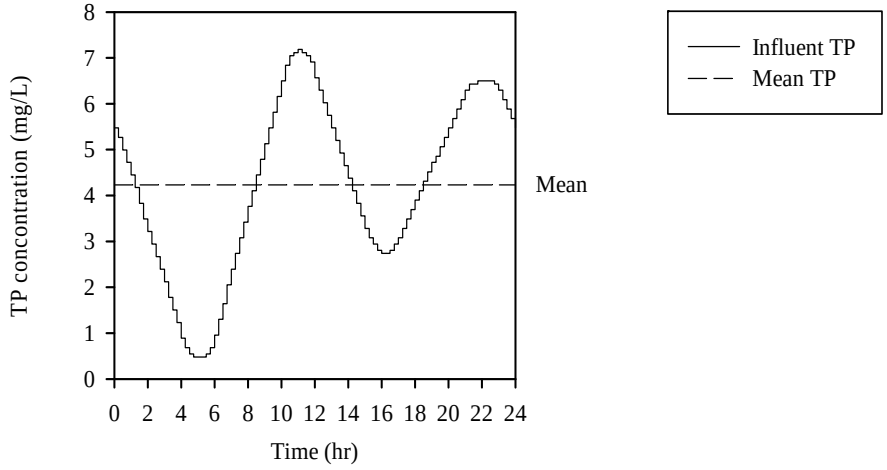
เนื่องจากการทดลองได้กำหนดให้มีการผันแปรเฉพาะในส่วนของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ดังนั้นเพื่อไม่ให้การป้อนน้ำเสียส่งผลกระทบต่อระยะเวลาเก็บกัก (HRT) ของระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง การป้อนน้ำเสียเข้าระบบได้แบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ ส่วนแรกเป็นการป้อนน้ำเจือจาง (น้ำประปา) ด้วยอัตราการไหลคงที่เฉลี่ย 0.71 ลิตร/นาที และในส่วนที่ 2 เป็นการป้อนน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้นข้นสูงด้วยเครื่องสูบที่ทำงานเป็นห้วง (Pulse) โดยที่ความถี่ของห้วงขึ้นอยู่กับระดับความเข้มข้นของน้ำเสียที่กำหนดไว้ในโปรแกรมคอมพิวเตอร์และเปลี่ยนระดับความเข้มข้นทุก 15 นาที จนกระทั่งครบ 24 ชม (รูปที่ 3.3 - 3.5) การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์เครื่องสูบน้ำเสียสังเคราะห์มีอัตราการไหลเฉลี่ย 40 มิลลิลิตร/นาที และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์เครื่องสูบน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นสูงมีอัตราการไหลเฉลี่ย 45 มิลลิลิตร/นาที และมีช่วงอัตราการไหลต่ำสุด – สูงสุดอยู่ระหว่าง 5 – 75 มิลลิลิตร/นาที 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

ขั้นตอนนี้เป็นการทดลองเพื่อหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนที่มีรูปแบบการเดินระบบแบบพื้นฐานเฉพาะกระบวนการสายหลัก ซึ่งเป็นรูปแบบการเดินระบบพื้นฐานที่ยอมรับโดยทั่วไป โดยเริ่มทำการทดลองที่ค่าอายุสลัดจ์ของระบบเฉลี่ย 7 วัน (ค่าอายุสลัดจ์ที่กำหนดขึ้นครั้งแรกในการเริ่มเดินระบบ) เก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกใน 2 สภาวะการทดลอง ได้แก่ การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์และหลังจากนั้นเป็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ซึ่งในแต่ละเงื่อนไขการทดลองเก็บรวบรวมตัวอย่างน้ำทิ้งออกทุก 2 ชม. ต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 3 วัน (36 ตัวอย่าง) และหลังจากนั้นลดอายุสลัดจ์ของระบบลงไปที่เฉลี่ย 5 วันโดยเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกในลักษณะเดียวกันกับการทดลองที่อายุสลัดจ์ 7 วัน

การเปลี่ยนเงื่อนไขการทดลองจากสภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ไปเป็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้เว้นระยะเวลา 1 วัน เพื่อให้ระบบเปลี่ยนถ่ายเข้าสู่สภาวะการทดลองใหม่และครบรอบของสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ได้ตั้งค่าไว้ในโปรแกรมคอมพิวเตอร์ ส่วนการทดลองที่ต้องปรับเปลี่ยนอายุสลัดจ์ของระบบได้ทำการเดินระบบต่อเนื่องอย่างน้อย 2 เท่าของอายุสลัดจ์เพื่อให้ระบบปรับตัวเข้ากับเงื่อนไขของการทดลองใหม่ก่อนทำการเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกจากระบบ

3.2.5 การทดลองการตอบสนองของระบบกรณีหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

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

3.2.6 การทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

ในขั้นตอนนี้เป็นการทดลองเพื่อศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพและศักยภาพของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ และสัดส่วนที่เหมาะสมของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์โดยเดินระบบพร้อมกันทั้งกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรอง การทดลองนี้แบ่งสลัดจ์ 1.7 – 42.5 มิลลิลิตร/นาที จากสายท่อหมุนเวียนสลัดจ์ (Sludge return line) ของกระบวนการสายหลักป้อนเข้าถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (รูปที่ 3.2) เพื่อรวมกับน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกซึ่งมีอัตราการไหลเข้าสู่ถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์คงที่เฉลี่ย 8.5 มิลลิลิตร/นาที การทดลองในขั้นตอนนี้ศึกษาใน 2 สภาวะ ได้แก่ การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์และหลังจากนั้นเป็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์เช่นเดียวกับการทดลองในหัวข้อ 3.2.4 และ 3.2.5

การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ลดลงเหลือ 1 วัน (12 ตัวอย่าง) และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ลดลงเหลือ 2 วัน (24 ตัวอย่าง) การเปลี่ยนเงื่อนไขการทดลองในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำเสียใหม่ได้ทำการเดินระบบต่อเนื่องเป็นระยะเวลาอย่างน้อยเท่ากับค่าอายุสลัดจ์ที่ใช้ในการเดินระบบก่อนทำการเก็บรวบรวมข้อมูลและตัวอย่างน้ำทิ้งออกจากระบบ รายละเอียดการทดลองในขั้นตอนนี้แสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

การทดลอง	สัดส่วน สลัดจ์ : น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์	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 (ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าเพิ่มขึ้น 2 เท่า)	-	x*
Bio3:1-syn	3 : 1 (น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์สังเคราะห์)	-	x*
Bio5:1	5 : 1	x*	x

หมายเหตุ : * เก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออก 1 วัน (12 ตัวอย่าง)

3.2.7 การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของตัวอย่างสลัดจ์ในระบบ

การวัดอัตราการหายใจหรืออัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate, OUR) ดำเนินการโดยใช้เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดที่ได้พัฒนาขึ้นมาสำหรับวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของตัวอย่างสลัดจ์โดยเฉพาะ (ดูรายละเอียดของเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดในภาคผนวก ค) การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนเริ่มต้นด้วยการเติมตัวอย่างสลัดจ์ลงไปในเครื่องวัดอัตราการหายใจและเติมอากาศจนกระทั่งตัวอย่างสลัดจ์เข้าสู่สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส และหลังจากนั้นเติมสารอาหารที่ย่อยได้ง่ายให้กับตัวอย่างสลัดจ์ เช่น อะซิเตทเพื่อวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียหรือแอมโมเนียมเพื่อวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย ขณะทำการทดลองควบคุมอุณหภูมิตัวอย่างสลัดจ์เฉลี่ย 28^{o}C และค่า pH อยู่ระหว่าง 7.5 – 7.8 รายละเอียดการทดลองและพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่แปลผลจากข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนแสดงในตารางที่ 3.4 (ขั้นตอนการทดลองและตัวอย่างการแปลผลข้อมูลการทดลองโดยละเอียดดูในภาคผนวก ซ)

ตารางที่ 3.4 วิธีการทดลองและข้อมูลสำหรับการแปลผลเพื่อประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของตัวอย่างสลัดจ์

พารามิเตอร์	แหล่งข้อมูล	อ้างอิงวิธีการทดลอง
อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxH} และ μ_{maxAOB})	OUR	Kappeler and Gujer (1992)
อัตราการเน่าเปื่อย (b_H และ b_A)	OUR	Spanjers and Vanrolleghem (1995)
สัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ (Y_H และ Y_{AOB})	OUR	Muller, Wentzel, and Ekama (2004) Jubany (2007)
ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_S และ K_{NH})	OUR	Cech *et al*. (1984)

3.2.8 การเตรียมตัวอย่างสลัดจ์

การเตรียมตัวอย่างสลัดจ์ก่อนนำไปวัดอัตราการการใช้ออกซิเจนโดยการเติมอากาศให้กับตัวอย่างสลัดจ์ทิ้งไว้อย่างน้อย 24 ชม. และควบคุมอุณหภูมิเฉลี่ย 28°C เพื่อให้สลัดจ์อยู่ในสภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสและไม่มีสารอาหารตกค้างในสลัดจ์ 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) และสารอาหารที่มีค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม 1 กรัม/ลิตร (ละลายแอมโมเนียมคลอไรด์ 2.97 กรัมในน้ำกลั่น 1 ลิตร) ก่อนการเติมสารละลายให้กับตัวอย่างสลัดจ์ได้ปรับอุณหภูมิให้เท่ากับอุณหภูมิที่กำหนดสำหรับการทดลอง (28°C) เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิในตัวอย่างสลัดจ์อย่างฉับพลันซึ่งจะส่งผลต่อการอ่านค่าของขั้ววัดออกซิเจนได้

3.3 การเก็บรวบรวมและวิเคราะห์ข้อมูลผลการทดลอง

เนื่องจากเป็นการทดลองและศึกษาการตอบสนองของระบบในระยะสั้น (Short-term) หรือภายในระยะเวลา 24 ชม. โดยได้ทำการเก็บรวบรวมข้อมูลพารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบและตัวอย่างน้ำทิ้งออกจากระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องทุก 2 ชม. (12 ตัวอย่าง/วัน) ต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 3 วัน (ขึ้นอยู่กับสภาวะและเงื่อนไขของการทดลอง) เพื่อนำไปวิเคราะห์หาค่าซีโอดี (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 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์แปลผลจากข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนโดยใช้หลักการสมดุลมวลและสมการเชิงเส้นตรงบนพื้นฐานของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) (Henze *et al*., 2000) (ตัวอย่างการแปลผลข้อมูลการทดลองโดยละเอียดดูในภาคผนวก ช)

3.4 เครื่องมือสำหรับการทำวิจัย

3.4.1 ชุดเครื่องมือวิเคราะห์ซีโอดี

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 โดยออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องโดยใช้รูปแบบกระบวนการกำจัดไนโตรเจนพื้นฐานที่มีลักษณะเหมือนกับกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาและออกแบบให้มีขนาดใหญ่ขึ้นเพื่อให้สามารถจำลองสถานการณ์การทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียจริงได้ครบทุกส่วน รูปแบบกระบวนการที่ออกแบบขึ้นมาสำหรับการทดลองช่วยให้มองเห็นถึงความเชื่อมโยงของแต่ละหน่วยปฏิบัติการได้เป็นอย่างดี พร้อมกันนี้ได้เพิ่มระบบควบคุมแบบอัตโนมัติ ได้แก่ การควบคุมค่าออกซิเจนละลาย ค่าอุณหภูมิ และค่า pH เพื่อให้ระบบทำงานอยู่ภายใต้สภาวะหรือเงื่อนไขที่เหมือนกัน ซึ่งส่งผลให้ผลการทดลองมีความถูกต้องและมีความน่าเชื่อถือมากยิ่งขึ้น

การทดลองแบ่งออกเป็น 4 ขั้นตอน ได้แก่ ขั้นตอนแรกเป็นการทดลองเพื่อหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนที่มีรูปแบบการเดินระบบแบบพื้นฐานเฉพาะกระบวนการสายหลัก ขั้นตอนที่ 2 เป็นการทดลองเพื่อศึกษาการตอบสนองของระบบกรณีหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนโรบิกกลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง ขั้นตอนที่ 3 เป็นการทดลองเพื่อเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกด้วยวิธีการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ การทดลองทั้งหมดได้ทำการทดลองเปรียบเทียบการตอบสนองของระบบใน 2 ลักษณะคือ การเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ขั้นตอนสุดท้าย เป็นการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของตัวอย่างสลัดจ์ในระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง

อุปกรณ์การทดลองเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีรูปแบบกระบวนการแอลอีดัดแปลง (MLE) ซึ่งเป็นกระบวนการสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ ระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องแบ่งออกเป็น 2 กระบวนการ ได้แก่กระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรอง โดยที่กระบวนการสายหลักจะประกอบด้วยถังแอนอกซิก ถังแอโรบิกและถังตกตะกอน ปริมาตร 90, 180 และ 75 ลิตร ตามลำดับ และมีเวลาเก็บกักเฉลี่ย 2, 4 และ 1 ชม. ตามลำดับ กระบวนการสายรองประกอบด้วยถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกปริมาตร 550 ลิตร เวลาเก็บกักเฉลี่ย 45 วัน และถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ได้กำหนดเวลาเก็บกักถังแอนอกซิกและถังแอโรบิกเท่ากับ 2 และ 4 ชม. ปริมาตรของถังปฏิกิริยาขึ้นอยู่กับสัดส่วนผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนและน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก

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

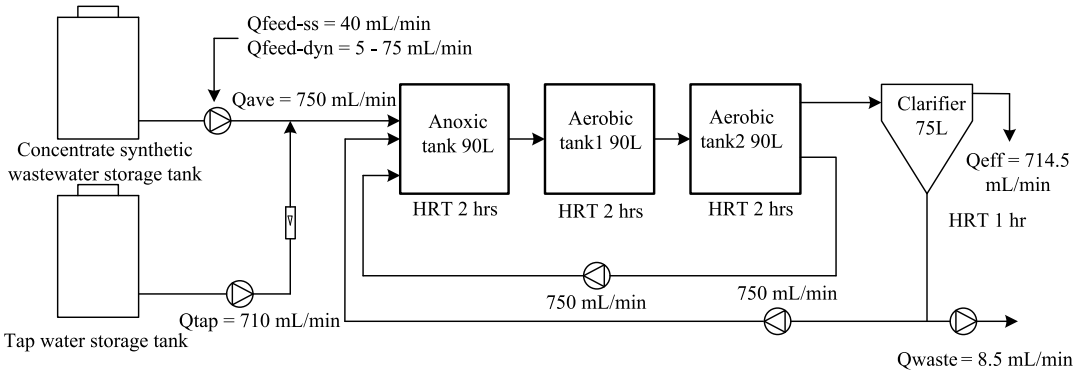
การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในระบบได้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ลักษณะตามชนิดของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ได้แก่ การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) และการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB}) พารามิเตอร์จลนศาสตร์สำคัญที่สามารถแปลผลได้จากข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจน ได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ (Y) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K) อัตราการเน่าเปื่อย (b) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) โดยในขั้นตอนการทดลองได้ควบคุมพารามิเตอร์ให้เหมือนกับพารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบในระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง เช่น ค่า pH 7.5 และอุณหภูมิ 28°C

เครื่องวัดอัตราการหายใจที่ใช้ในการทดลองได้พัฒนาขึ้นมาสำหรับการวิจัยโดยเฉพาะเรียกว่า เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด เครื่องมือวัดชนิดนี้มีข้อดีที่สำคัญได้แก่ สามารถทำการทดลองได้ต่อเนื่องและเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองได้ละเอียดทุก 3 วินาที ซึ่งช่วยทำให้ความถูกต้องการวัดเพิ่มสูงขึ้น การทดลองใช้เวลาสั้นลงและเป็นเครื่องวัดอัตราการหายใจที่ดีกว่าเครื่องวัดอัตราการหายใจที่มีอยู่ทั่วไปในปัจจุบัน

บทที่ 4
ผลการทดลองและอภิปรายผล

4.1 การทดลองหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจน

ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ขึ้นอยู่กับอายุของจุลินทรีย์ในระบบ กล่าวคือ ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบจะเพิ่มขึ้นเมื่ออายุสลัดจ์ของระบบมากขึ้น อายุสลัดจ์ที่แนะนำสำหรับเดินระบบกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ เช่น กระบวนการแอลอีดัดแปลง (MLE) อยู่ระหว่าง 7 – 20 วัน (Geradi, 2002; Metcalf and Eddy, 2003) การเดินระบบที่อายุสลัดจ์น้อยกว่าค่าอายุสลัดจ์ต่ำสุดที่กำหนดไว้จะส่งผลให้ออโตโทรฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนถูกพัดพาทิ้งออกจากระบบจนหมดการเดินระบบในสภาวะเช่นนี้จะไม่มีการกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้น ยกเว้นไนโตรเจนบางส่วนที่นำไปสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์ประมาณร้อยละ 25 – 30 เท่านั้น (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2542) รูปแบบและรายละเอียดทางชลศาสตร์กระบวนการสายหลักแสดงในรูปที่ 4.1



รูปที่ 4.1 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องและรายละเอียดทางชลศาสตร์ของกระบวนการสายหลัก (กระบวนการ MLE)

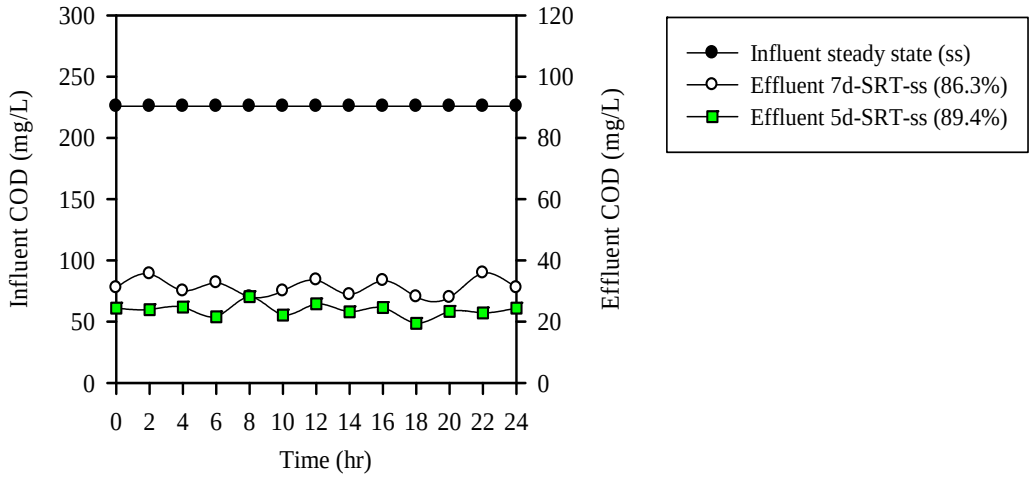
การทดลองในขั้นตอนแรกนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและการตอบสนองของระบบภายใต้สภาวะภาระบรรทุกคงที่ (Steady state, ss) และภายใต้สภาวะภาระบรรทุกผันแปร (Dynamic, dyn) ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในกรณีการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำกว่าอายุสลัดจ์ที่แนะนำสำหรับการเดินระบบโดยทั่วไป โดยเริ่มทำการทดลองที่อายุสลัดจ์เฉลี่ยระบบ 7 วัน และหลังจากนั้นลดอายุสลัดจ์เฉลี่ยระบบลงไปที่ 5 วัน และเดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกจากระบบ แสดงในตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออกการทดลองการเดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน

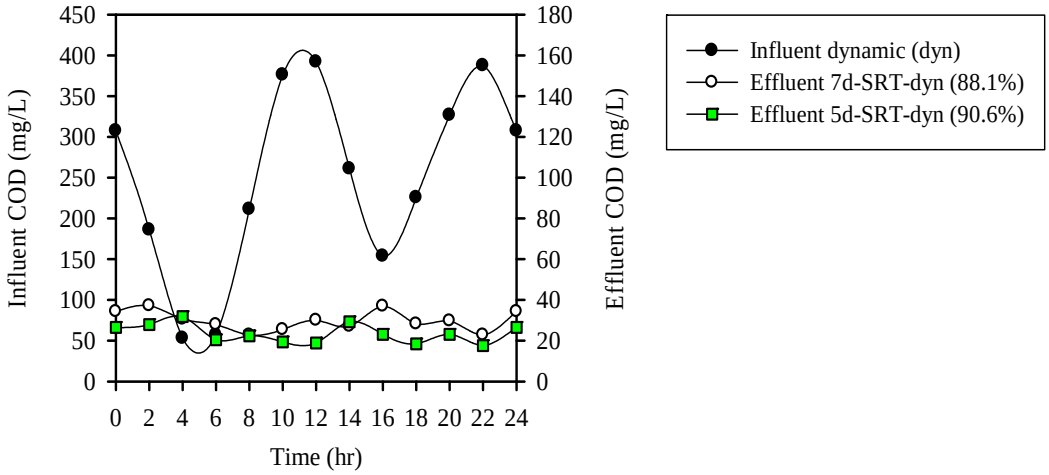
การทดลอง	อายุสลัดจ์ระบบ (วัน)	การเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลอง	
		ภายใต้สภาวะคงที่	ภายใต้สภาวะผันแปร
7d-SRT	7	3 วัน (36 ตัวอย่าง)	3 วัน (36 ตัวอย่าง)
5d-SRT	5	3 วัน (36 ตัวอย่าง)	3 วัน (36 ตัวอย่าง)

จากผลการทดลองประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 7 (7d-SRT-ss) และ 5 วัน (5d-SRT-ss) มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 86.3 และ 89.4 (รูปที่ 4.2) (ข้อมูลการทดลองที่แสดงในกราฟเป็นข้อมูลเฉลี่ยของการทดลองในช่วงระยะเวลา 3 วัน ข้อมูลการทดลองต่อเนื่อง 3 วัน (ดูรายละเอียดในภาคผนวก ง) และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 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 จ) และแนวโน้มของค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีลักษณะคงที่เช่นเดียวกับแนวโน้มของค่าซีโอดีในน้ำเสียเข้า การทดลองนี้แสดงให้เห็นถึงข้อดีของการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำซึ่งจะทำให้จุลินทรีย์ในระบบไวงาน (Active) สูงกว่าการเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์สูง



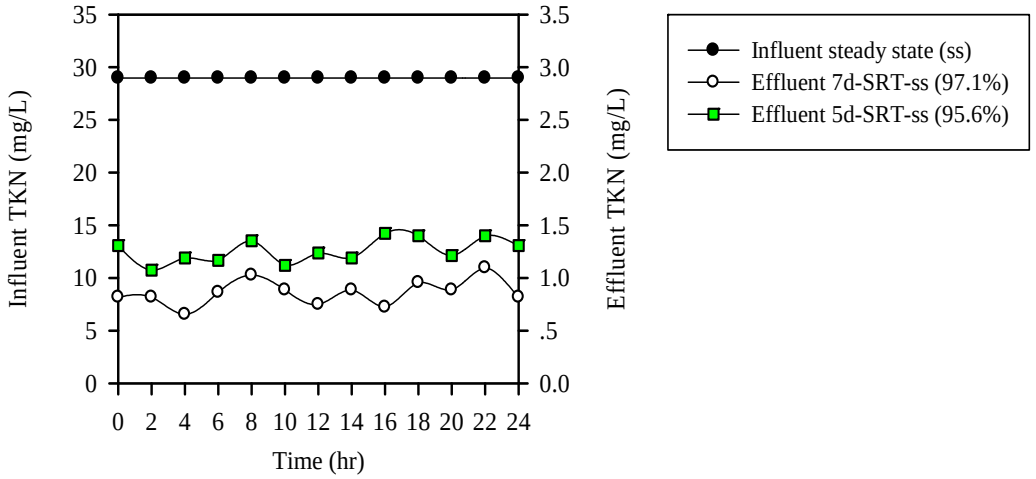
รูปที่ 4.2 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน



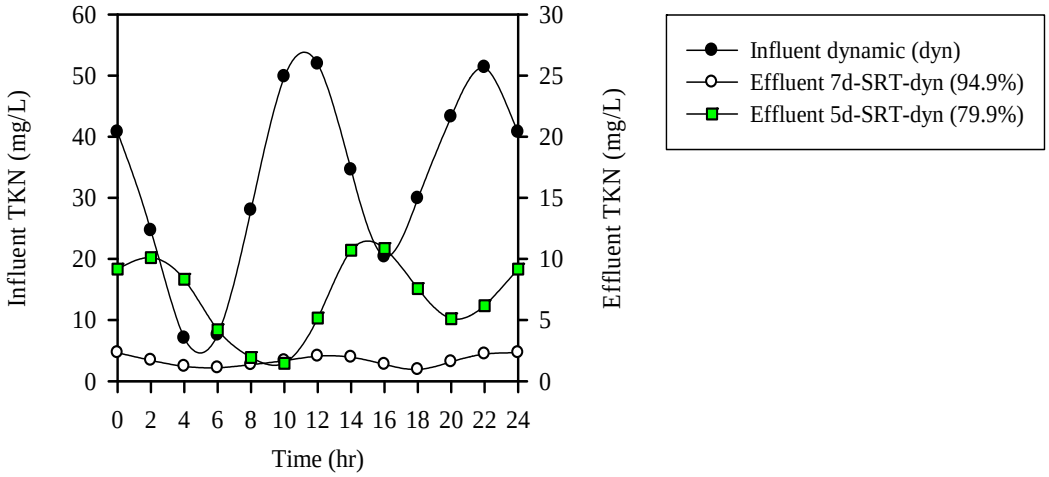
รูปที่ 4.3 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน

ในทางตรงกันข้ามเมื่อลดอายุสลัดจ์ระบบจาก 7 วัน เป็น 5 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ลดลงจากร้อยละ 97.1 เหลือร้อยละ 95.6 (รูปที่ 4.4) และในทำนองเดียวกันภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงจากร้อยละ 94.9 เหลือร้อยละ 79.9 (รูปที่ 4.5) ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเฉลี่ย 1.6 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อายุสลัดจ์ระบบ 7 วัน และ 6.4 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อายุ

สลัดจ์ระบบ 5 วัน และมีค่าสูงสุดประมาณ 11.5 มิลลิกรัม/ลิตร ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ระบบ 5 วัน มีค่าต่ำกว่าที่อายุสลัดจ์ระบบ 7 วัน อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95

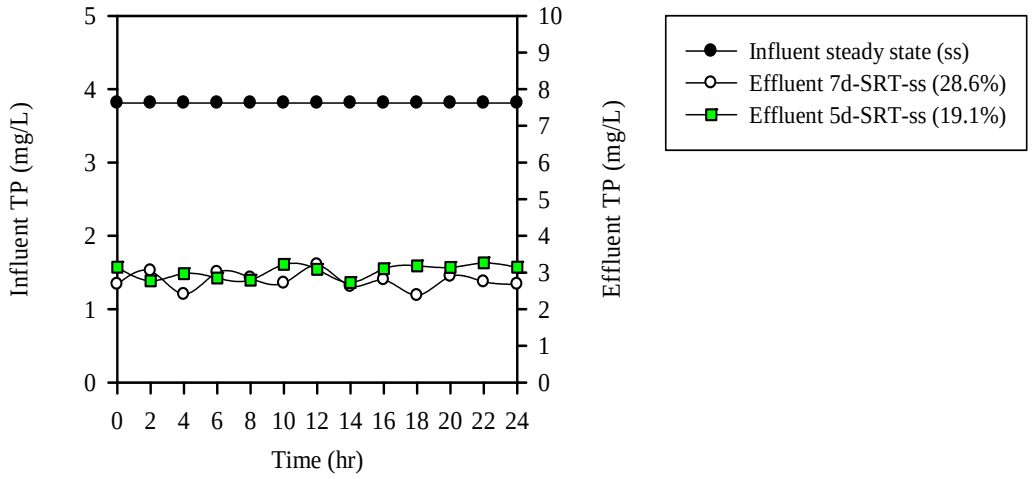


รูปที่ 4.4 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน

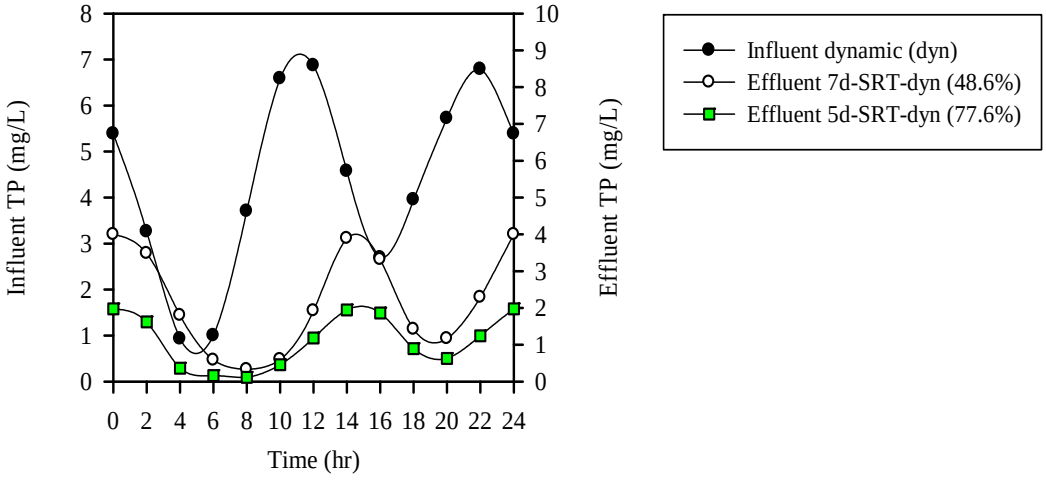


รูปที่ 4.5 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน

ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสเมื่อลดอายุสลัดจ์ระบบลงจาก 7 วัน เป็น 5 วัน การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์พบว่ามีแนวโน้มลดลงเช่นเดียวกับไนโตรเจนจากร้อยละ 28.6 เหลือร้อยละ 19.1 (รูปที่ 4.6) ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์กลับมีค่าเพิ่มสูงขึ้นจากร้อยละ 48.6 เป็นร้อยละ 77.6 (รูปที่ 4.7)



รูปที่ 4.6 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน



รูปที่ 4.7 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ อายุสลัดจ์ระบบ 5 และ 7 วัน เดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน

จากผลการทดลองที่ผ่านมาจะพบว่า การกำจัดซีโอดีไม่ได้รับผลกระทบจากอายุสลัดจ์ของระบบ เนื่องจากการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำจุลินทรีย์จะมีระดับกิจกรรมสูงกว่าการเดินระบบที่อายุสลัดจ์สูง ดังนั้นค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกจึงค่อนข้างคงที่แม้ว่าจะเกิดการผันแปรของค่าซีโอดีในน้ำเสียเข้าก็ตาม เมื่อพิจารณาระยะการแบ่งตัวของจุลินทรีย์ที่กำจัดอินทรีย์คาร์บอนมีช่วงเวลา 15 – 30 นาที (Geradi, 2002) เปรียบเทียบกับระยะเวลาการเปลี่ยนแปลงระดับความเข้มข้นที่ป้อนเข้าสู่ระบบทุก 15 นาที จะพบว่าจุลินทรีย์สามารถปรับตัวและทำการย่อยสลายอินทรีย์คาร์บอนที่เพิ่มขึ้นได้ในทันที ดังนั้นน้ำทิ้งออกจึงมีค่าซีโอดีไม่เปลี่ยนแปลงตามลักษณะการผันแปรของค่าซีโอดีในน้ำเสียเข้า

ในขณะเดียวกันเมื่อเปรียบเทียบกับช่วงระยะการแบ่งตัว 2 – 3 วัน (Geradi, 2002) ของออโตโทรฟิกแบคทีเรียซึ่งมีบทบาทสำคัญในการกำจัดไนโตรเจนพบว่า การผันแปรของไนโตรเจนเกิดขึ้นเร็วกว่าระยะการแบ่งตัว ขณะที่ปริมาณจุลินทรีย์มีค่าคงที่จะมีอัตราการกำจัดไนโตรเจนจำเพาะสูงสุดคงที่และเมื่อเกิดการเพิ่มขึ้นของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าเร็วกว่าช่วงระยะเวลาการแบ่งตัวจึงทำให้ไนโตรเจนหลงเหลือในน้ำทิ้งออกสูงขึ้นตามไปด้วยและมีลักษณะการผันแปรหรือแนวโน้มเหมือนกับไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกสูงสุดจะเพิ่มสูงขึ้นเมื่อลดอายุสลัดจ์ของระบบลง จากผลการทดลองในขั้นตอนนี้สามารถสรุปได้ว่าที่อายุสลัดจ์ระบบ 5 วัน ระบบตอบสนองต่อการผันแปรของภาระบรรทุกมากกว่าอายุสลัดจ์ระบบ 7 วัน

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ซึ่งให้ผลตรงกันข้ามกับการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง (กระบวนการ MLE) ซึ่งเป็นกระบวนการที่ออกแบบสำหรับการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ ดังนั้นการกำจัดฟอสฟอรัสส่วนใหญ่จึงถูกนำไปใช้สำหรับการสร้างเซลล์โดยเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียเท่านั้น

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอย (Mixed liquor suspended solids, MLSS) การทดลองที่อายุสลัดจ์ 7 วัน มีค่าเฉลี่ย 3,906 มิลลิกรัม/ลิตร จะพบว่ามีค่าสูงกว่าการทดลองที่อายุสลัดจ์ 5 วัน ซึ่งมีค่า MLSS เฉลี่ย 3,032 มิลลิกรัม/ลิตร แต่มีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงกว่าเนื่องมาจากการทดลองที่อายุสลัดจ์เฉลี่ย 5 วัน มีปริมาณจุลินทรีย์ที่ไวงานมากกว่า (Grady *et al*., 1999) และมีปริมาณซีโอดีเข้าระบบเฉลี่ยสูงกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ (รูปที่ 4.3)

จากรูปที่ 4.5 และ 4.7 จะพบว่าตำแหน่งสูงสุดของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในน้ำเสียเข้าอยู่ที่เวลาประมาณ 11.00 น. และในขณะเดียวกันตำแหน่งสูงสุดค่าความเข้มข้นในน้ำทิ้งออกอยู่ที่เวลาประมาณ 15.00 น. ซึ่งมีช่วงระยะล่าช้าหรือเกิดการหน่วงประมาณ 4 ชม. เกิดเนื่องมาจากระยะเวลาเก็บกักจริงของระบบทั้งหมดของถังปฏิกิริยากวนสมบูรณ์แบบไหลต่อเนื่องและมีการหมุนเวียน

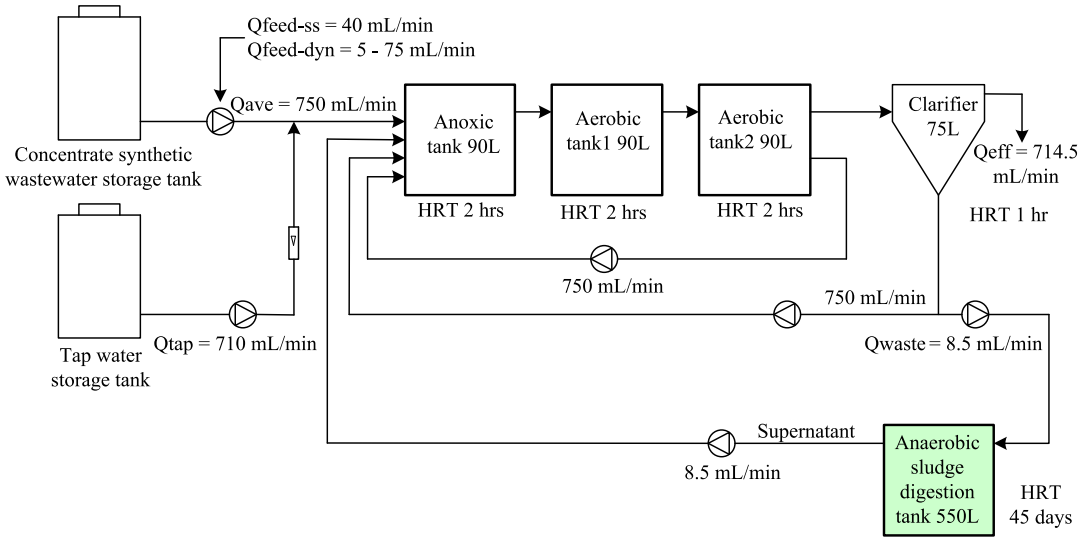
สลัดจ์กลับไปยังต้นทางของกระบวนการ จากรูปที่ 4.1 ค่าออกแบบระยะเวลาเก็บกักของถังแอนอกซิก 2 ชม. และถังเติมอากาศ 4 ชม. รวมเวลาเก็บกัก 6 ชม.

จากพารามิเตอร์เดินระบบที่กำหนดอัตราการหมุนเวียนสลัดจ์ร้อยละ 100 ของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าเฉลี่ย ส่งผลให้อัตราการไหลภายในระบบจริงเพิ่มขึ้นเป็น 2 เท่า ถังปฏิกิริยาในส่วนนี้จึงมีเวลาเก็บกักจริงประมาณ 3 ชม. ถังตกตะกอนมีค่าออกแบบเวลาเก็บกัก 1.7 ชม. ปริมาตรสำรองสำหรับพักสลัดจ์ให้มีการอัดตัวที่ก้นถังตกตะกอนประมาณ 1 ใน 3 ส่วน ดังนั้นจึงเหลือปริมาตรที่ใช้งานจริงประมาณ 2 ใน 3 ส่วน หรือประมาณ 1 ชม. รวมระยะเวลาเก็บกักทั้งระบบจริงประมาณ 4 ชม. จากข้อมูลผลการทดลองที่แนวโน้มการผันแปรในน้ำทิ้งออกเกิดขึ้นล่าช้าหรือเกิดการหน่วงขึ้นหลังจากป้อนน้ำเสียเข้าต้นทางของระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องประมาณ 4 ชม. สามารถอธิบายได้จากพฤติกรรมที่เกิดขึ้นจริงดังที่กล่าวมาแล้วข้างต้น

ข้อมูลการทดลองอื่น เช่น ผลการทดลองเกี่ยวกับฟอสฟอรัสและรายละเอียดเกี่ยวกับพารามิเตอร์ในการควบคุมการเดินระบบในแต่ละการทดลอง แสดงในภาคผนวก ฉ และ ช

4.2 การทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

การทดลองในขั้นตอนนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและการตอบสนองของระบบในสภาวะคงที่และสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนในกรณีหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง (รูปแบบและรายละเอียดทางชลศาสตร์ของระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องแสดงในรูปที่ 4.8) การบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ตามวิธีนี้ถือว่าเป็นวิธีพื้นฐานและยอมรับโดยทั่วไป น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีค่า ซีโอดี ทีเคเอ็น และฟอสฟอรัสเฉลี่ย 406, 356 และ 82.5 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ และทำการทดลองที่อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน ซึ่งเป็นค่าอายุสลัดจ์ที่ได้จากผลการทดลองในข้อที่ 4.1 โดยทดลองเดินระบบใน 2 สภาวะ ได้แก่ การเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ รายละเอียดการทดลองแสดงในตารางที่ 4.2

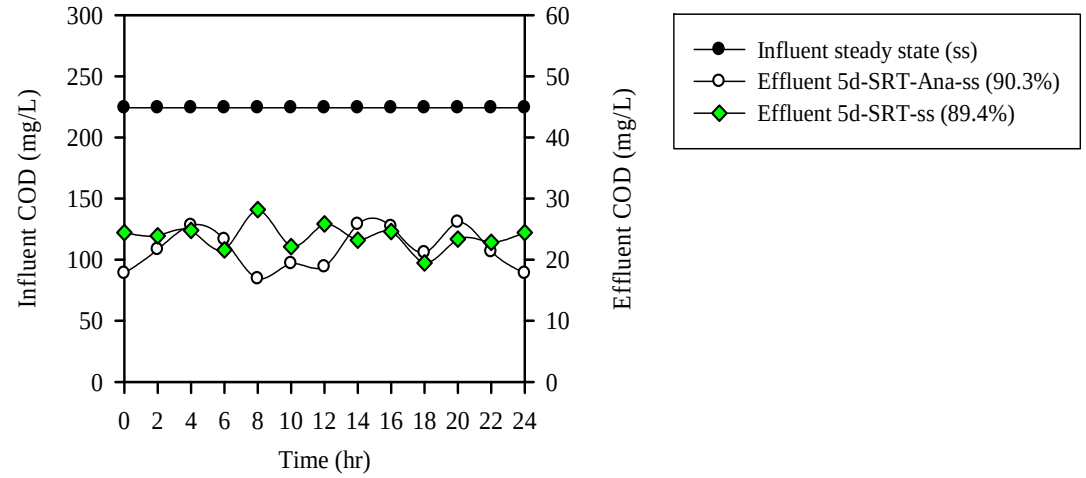


รูปที่ 4.8 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องที่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

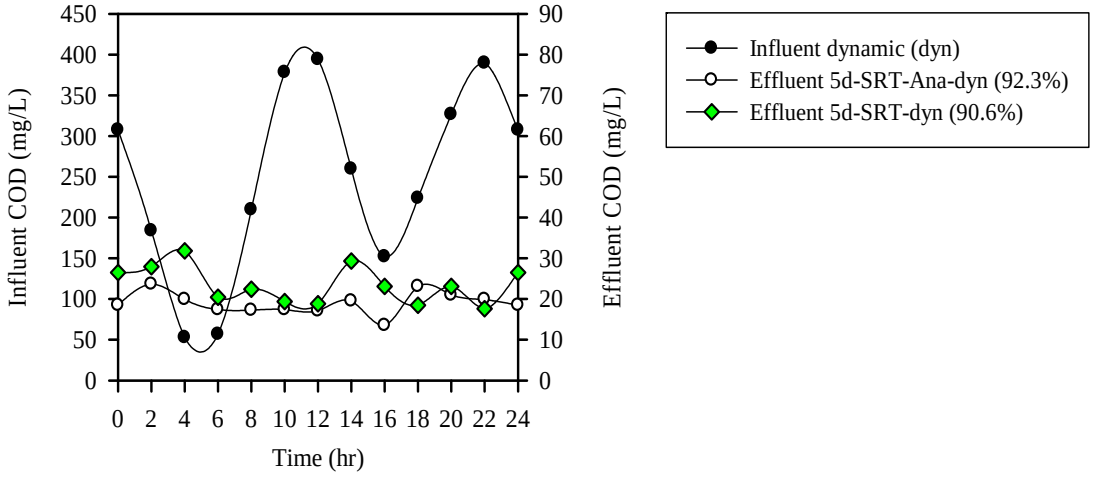
ตารางที่ 4.2 รายละเอียดการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

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

จากผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 90.3 เปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีการทดลองที่อายุสลัดจ์ระบบ 5 วัน เท่ากัน และมีรูปแบบการเดินระบบแบบพื้นฐานซึ่งมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 89.4 (รูปที่ 4.9) (ข้อมูลการทดลองที่แสดงในกราฟเป็นข้อมูลเฉลี่ยของการทดลองในช่วงระยะเวลา 3 วัน ข้อมูลการทดลองต่อเนื่อง 3 วัน ดูรายละเอียดในภาคผนวก ฉ) และไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 92.3 (รูปที่ 4.10) ซึ่งสูงกว่าการเดินระบบแบบพื้นฐานอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ



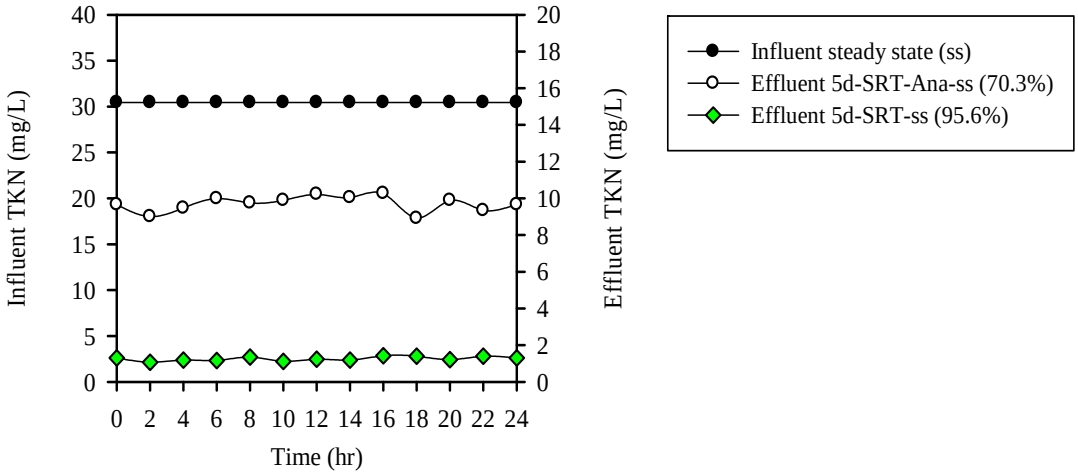
รูปที่ 4.9 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง



รูปที่ 4.10 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าซีโอดีภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

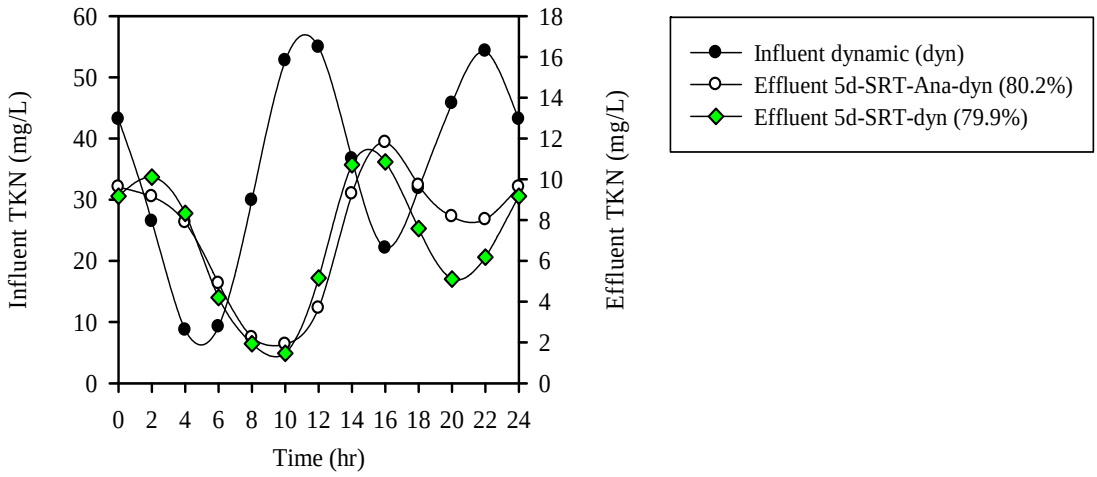
ผลการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบลดลงเหลือเพียงร้อยละ 70.3 (รูปที่4.11) ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเฉลี่ย 9.7 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งสูงกว่าค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกการเดินระบบแบบพื้นฐานที่อายุสลัดจ์ 5 วัน เท่ากัน ซึ่งมีค่าเฉลี่ย 1.3 มิลลิกรัม/ลิตร แนวโน้มของค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีลักษณะคงที่เหมือนกับแนวโน้มค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า

ผลการทดลองนี้ชี้ให้เห็นว่า การหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรงซึ่งเป็นวิธีที่นิยมปฏิบัติและยอมรับโดยทั่วไปไม่ได้เป็นการช่วยทำให้กระบวนการสายหลักมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนเพิ่มสูงขึ้นแม้ว่าจะเป็นการนำคาร์บอนที่เกิดจากการย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกมาเติมให้กับกระบวนการสายหลักก็ตาม สาเหตุอาจเนื่องมาจากการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีปริมาณคาร์บอนไม่เพียงพอที่สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจึงทำให้มีไนโตรเจนเหลือออกมากับน้ำทิ้งเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วย การทดลองเดินระบบในรูปแบบพื้นฐานและหมุนวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง น้ำเสียเข้ามีค่าซีโอดีเฉลี่ย 222 และ 225 มิลลิกรัม/ลิตร ไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ย 28.2 และ 32.7 มิลลิกรัม/ลิตร



รูปที่ 4.11 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

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 และมีค่าสูงสุดประมาณ 11.5 มิลลิกรัม/ลิตร การทดลองเดินระบบในรูปแบบพื้นฐานและการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง น้ำเสียเข้ามีค่าซีโอดีเฉลี่ย 247 และ 246 มิลลิกรัม/ลิตร ไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ย 33.4 และ 36.4 มิลลิกรัม/ลิตร



รูปที่ 4.12 เปรียบเทียบแนวโน้มค่าไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบแบบพื้นฐานและการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง

จากข้อมูลการทดลองพบว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 สาเหตุเนื่องมาจากการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีปริมาณคาร์บอนเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วยจึงส่งผลให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดได้สมบูรณ์มากยิ่งขึ้น แต่อย่างไรก็ตาม น้ำทิ้งออกจากระบบยังคงมีค่าไนโตรเจนสูงและยังคงมีแนวโน้มการผันแปร

เกิดขึ้นในลักษณะเช่นเดียวกับการเดินระบบในรูปแบบพื้นฐานตามรูปแบบกระบวนการที่ได้แสดงไว้ในรูปที่ 4.1

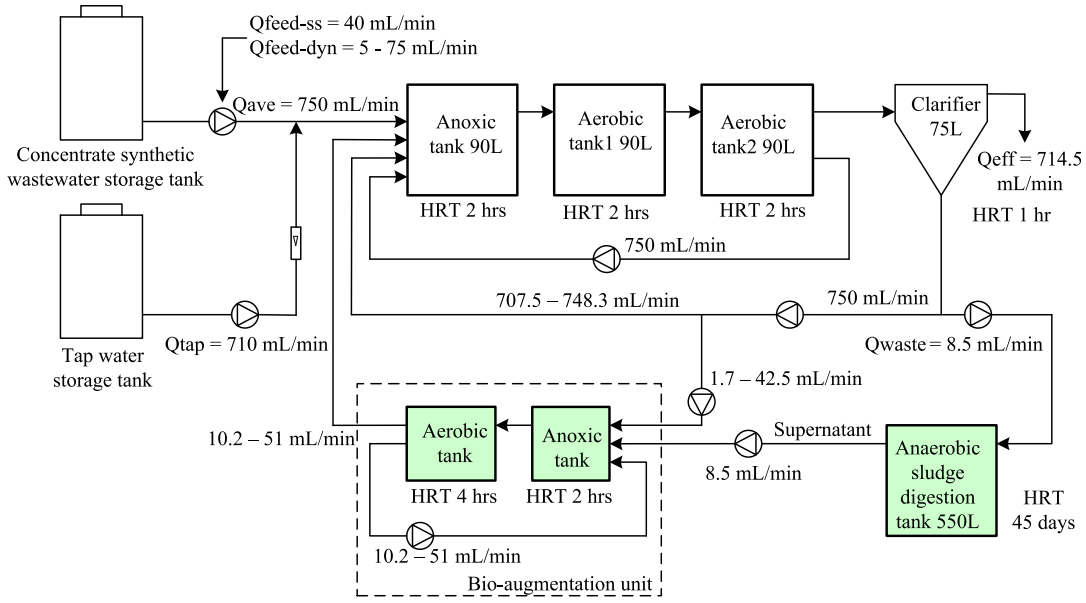
การเดินระบบกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์สำหรับการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ (กระบวนการ MLE) ที่อายุสลัดจ์ต่ำกว่าช่วงที่แนะนำ 7 – 20 วัน (Geradi, 2002; Metcalf and Eddy, 2003) มีผลทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนลดลงและเกิดการผันแปรของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกเหมือนกับลักษณะการผันแปรของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า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

แต่อย่างไรก็ตาม การเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำกลับพบว่าจุลินทรีย์ไวงานในระบบมีสัดส่วนที่เพิ่มสูงขึ้นและลดความต้องการออกซิเจนของระบบเนื่องจากปริมาณออกซิเจนที่ใช้สำหรับการย่อยสลายจุลินทรีย์ที่ตายหรือเน่าเปื่อยลดลง (Grady *et al*., 1999) การเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียจะเป็นจุลินทรีย์กลุ่มเด่นในระบบ และเนื่องจากออโตทรอฟิกแบคทีเรียเจริญเติบโตสู้เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียไม่ได้และจะไม่เจริญเติบโตจนมีปริมาณที่มีนัยสำคัญในสลัดจ์ตราบใดที่ระบบยังมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนสูงอยู่ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

จากเหตุผลดังกล่าวจึงเป็นข้อจำกัดที่สำคัญในการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่เดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำ โดยเฉพาะสิ่งแวดล้อมที่ไม่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนการสายหลัก เช่น น้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีสูงแต่มีค่าไนโตรเจนต่ำ ดังนั้นเพื่อให้ระบบสามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงขึ้นและมีศักยภาพเพียงพอที่จะรองรับการผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนในรอบวันได้จำเป็นต้องเพิ่มจำนวนหรือสัดส่วนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนการสายหลักให้มากขึ้นด้วยการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จากกระบวนการสายรองของระบบซึ่งใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียเนื่องจากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงแต่มีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดีต่ำและมีอุณหภูมิสูงซึ่งเหมาะสำหรับสำหรับการเจริญเติบของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียชุมชน

4.3 การทดลองการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

การทดลองหาอายุสลัดจ์ของระบบที่ตอบสนองต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนและการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง ซึ่งเป็นการทดลองอ้างอิงที่สำคัญ ทั้งนี้เนื่องจากเป็นรูปแบบการเดินระบบที่เป็นมาตรฐานและเป็นที่นิยมและยอมรับโดยทั่วไป การทดลองในขั้นตอนนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ตลอดจนสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในถังปฏิกิริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ที่เหมาะสม ซึ่งได้รวมการเดินระบบทั้งกระบวนการสายหลักและกระบวนการสายรองไปพร้อมกันและเดินระบบที่อายุสลัดจ์เฉลี่ย 5 วัน รูปแบบกระบวนการและรายละเอียดทางชลศาสตร์ของระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องแสดงในรูปที่ 4.13



รูปที่ 4.13 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องที่รวมกระบวนการสายหลักเข้ากับกระบวนการสายรอง

การทดลองในขั้นตอนได้ลดจำนวนการเก็บรวบรวมข้อมูลและตัวอย่างน้ำทิ้งออกลงเพื่อให้สามารถทำการทดลองได้รวดเร็วขึ้นและลดการทำงานที่ไม่จำเป็นลง การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ใช้เวลาในการเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออก 1 วัน และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ใช้เวลาในการเก็บ

รวบรวมข้อมูลการทดลองและตัวอย่างน้ำทิ้งออก 2 วัน และเดินระบบต่อเนื่องอย่างน้อย 10 วัน (2 เท่าของอายุสลัดจ์ระบบ) ก่อนทำการเก็บรวบรวมข้อมูลในแต่ละเงื่อนไขการทดลองรายละเอียดการทดลองในขั้นตอนนี้แสดงในตารางที่ 4.3

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 (ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าเพิ่มขึ้น 2 เท่า)	-	1 วัน (12 ตัวอย่าง)
Bio3:1-syn	3 : 1 (น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์สังเคราะห์)	-	1 วัน (12 ตัวอย่าง)
Bio5:1	5 : 1	1 วัน (12 ตัวอย่าง)	2 วัน (24 ตัวอย่าง)

เนื่องจากได้ออกแบบระยะเวลาเก็บกักของถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ไว้ที่ 6 ชม. (ระยะเวลาเก็บกักถังแอนอกซิกและถังแอโรบิกเท่ากับ 2 และ 4 ชม.) ซึ่งเท่ากับระยะเวลาเก็บกักของถังแอนอกซิกและถังแอโรบิกในกระบวนการสายหลัก การเปลี่ยนสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในแต่ละการทดลองจะทำให้ปริมาตรรวมของถังปฏิกิริยาเพิ่มขึ้น เนื่องจากการทดลองได้กำหนดให้อัตราการไหลของน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์คงที่เฉลี่ย 8.5 มิลลิลิตร/นาที ลักษณะของน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แสดงในตารางที่ 4.4

การปรับเปลี่ยนสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ใหม่จำเป็นต้องปรับเพิ่มปริมาตรของถังปฏิกิริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ด้วยเพื่อให้ระยะเวลาเก็บกักมีค่าเฉลี่ยเท่ากันทุกการทดลอง รายละเอียดแสดงในตารางที่ 4.5 และพารามิเตอร์การควบคุมการทำงานของถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์แสดงในตารางที่ 4.6

ตารางที่ 4.4 ลักษณะน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์

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

ตารางที่ 4.5 ค่าการออกแบบถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์

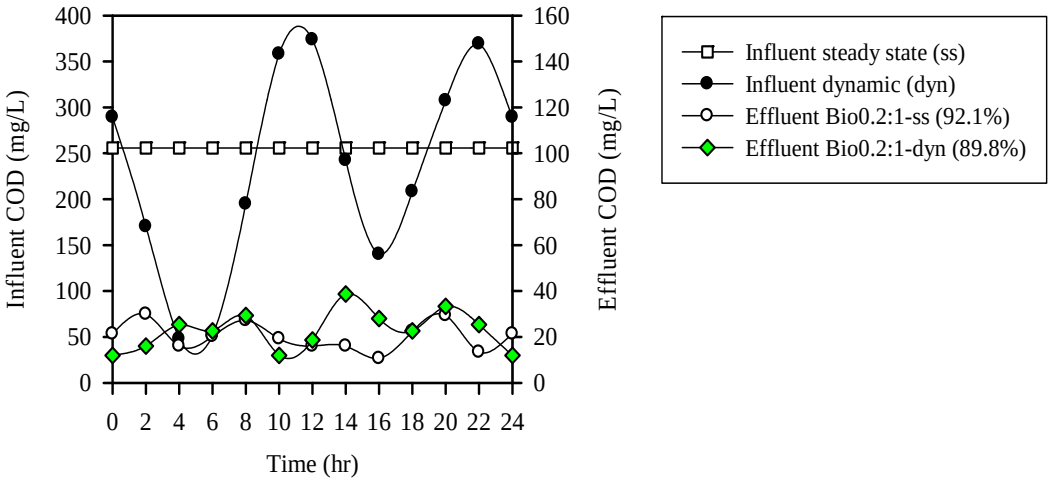
การทดลอง	ปริมาตรรวมถังแอนอกซิกและถังแอโรบิก (ลิตร)	สัดส่วนปริมาตรต่อกระบวนการสายหลัก (ร้อยละ)	อัตราการป้อนสลัดจ์จากระบบหมุนเวียน (มิลลิลิตร/นาที)
Bio0.2:1	3.7	1.4	1.7
Bio1:1	6.2	2.3	8.5
Bio3:1	12.3	4.5	25.5
Bio5:1	18.4	6.8	42.5

ตารางที่ 4.6 พารามิเตอร์ควบคุมการเดินระบบถังปฏิกิริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

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

4.3.1 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 0.2 : 1 (Bio0.2:1)

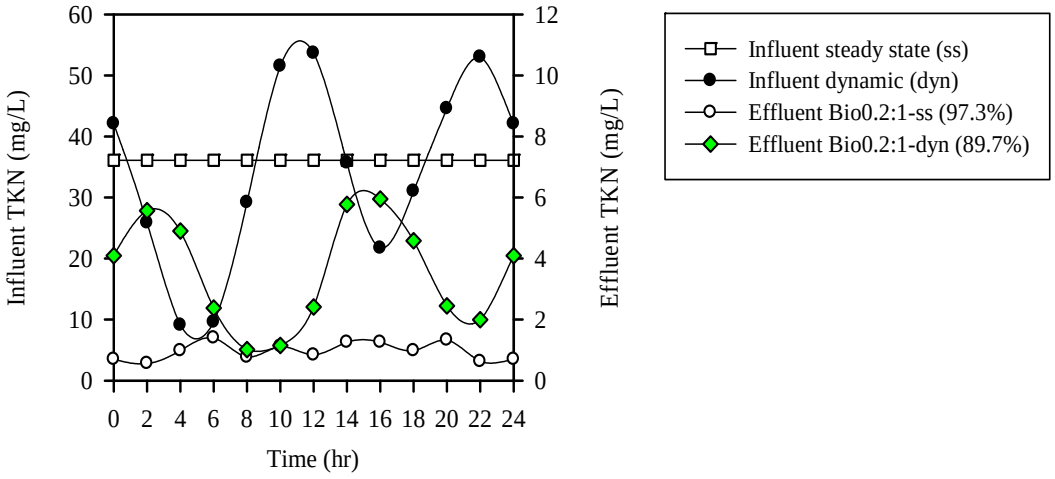
การทดลองได้เริ่มจากสัดส่วนผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนและน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ในถังปฏิกิริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนต่ำสุดเท่ากับ 0.2 : 1 ซึ่งสัดส่วนนี้ได้ทดลองโดย Salem *et al.* (2003) ในระบบบำบัดน้ำเสียจริง ผลจากการทดลองพบว่า แนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีลักษณะค่อนข้างคงที่และไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 ระหว่างค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกในการทดลองภายใต้สภาวะคงที่และการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และมีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 92.1 และ 89.8 โดยแนวโน้มค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีลักษณะค่อนข้างคงที่เหมือนกับการทดลองที่ผ่านมา (รูปที่ 4.14) (ข้อมูลการทดลองที่แสดงในกราฟเป็นข้อมูลเฉลี่ยของการทดลองในช่วงระยะเวลา 2 วัน ข้อมูลการทดลองต่อเนื่อง 2 วัน ดูรายละเอียดในภาคผนวก ฉ)



รูปที่ 4.14 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio0.2:1

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

การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของไนโตรเจนในน้ำออกเป็นค่าที่บ่งชี้ระดับความแปรปรวนของไนโตรเจน จากผลการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 7.2 ± 3.2 มิลลิกรัม/ลิตร (ค่าเฉลี่ย ± ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน) และมีค่าไนโตรเจนสูงสุดประมาณ 11.8 มิลลิกรัม/ลิตร (รูปที่ 4.10) และในการทดลอง Boi0.2:1 ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 3.5 ± 1.8 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่าไนโตรเจนสูงสุดประมาณ 6.3 มิลลิกรัม/ลิตร จากผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบมีค่าเพิ่มสูงขึ้นและระดับความแปรปรวนของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกแคบลง ผลจากการทดลองในสัดส่วนนี้ถือว่าระบบยังไม่มีศักยภาพเพียงพอที่จะรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนได้ เพราะไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังมีค่าสูงและมีแนวโน้มเหมือนกับการผันแปรในน้ำเสียเข้า

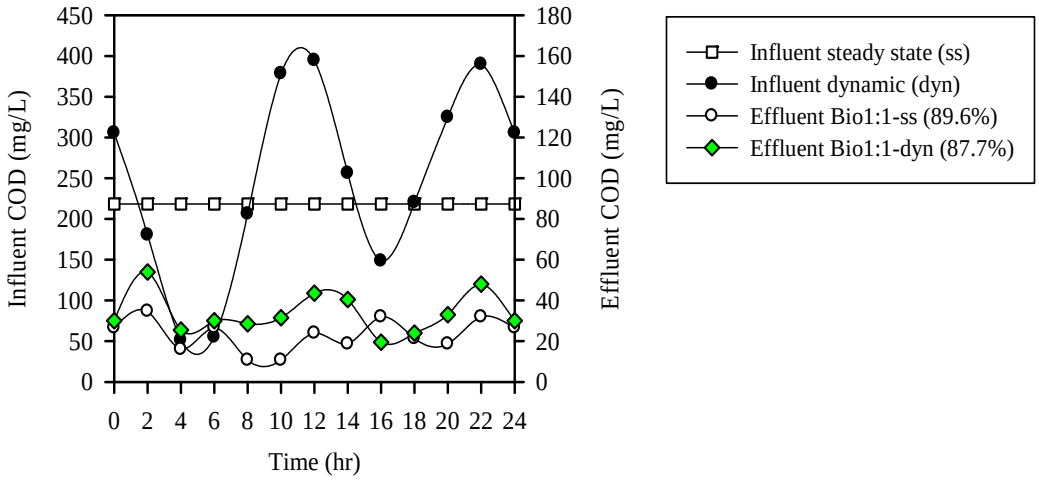


รูปที่ 4.15 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio0.2:1

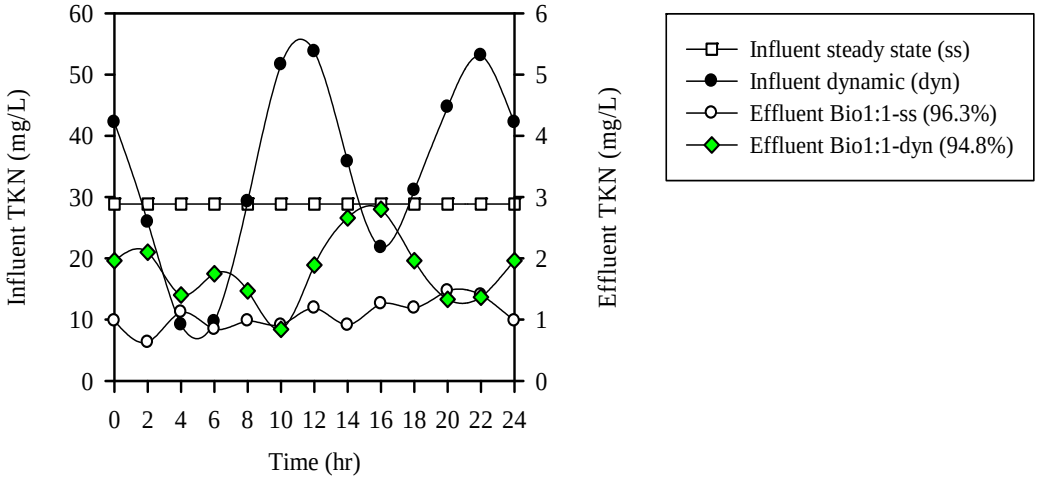
4.3.2 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 1 : 1 (Bio1:1)

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

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



รูปที่ 4.16 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio1:1



รูปที่ 4.17 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio1:1

การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ 1.8 ± 0.6 มิลลิกรัม/ลิตรและมีค่าไนโตรเจนสูงสุดประมาณ 2.9 มิลลิกรัม/ลิตร และค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังปรากฏให้เห็นแนวโน้มลักษณะการผันแปรเช่นเดียวกับแนวโน้มในน้ำเสียเข้า การเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ให้สูงขึ้นนอกจากจะช่วยทำให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงขึ้นยังช่วยทำให้ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าความแปรปรวนลดลง (ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานมีค่าลดลง) แต่อย่างไรก็ตามค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังพบว่ามีการผันแปรขึ้นลงตามลักษณะของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าซึ่งเห็นได้อย่างชัดเจน ผลการทดลองในสัดส่วนนี้ถือว่าระบบยังไม่มีศักยภาพเพียงพอที่จะรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนได้

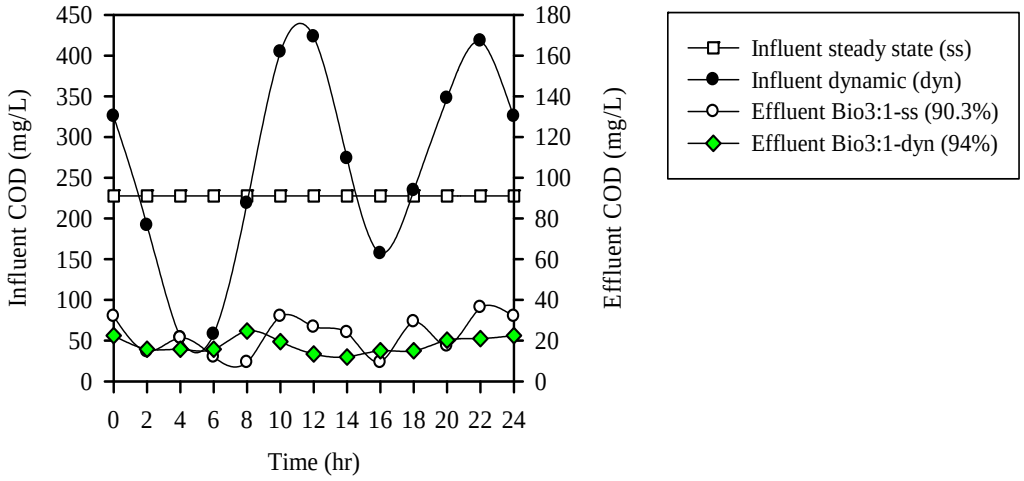
หลังจากที่ได้ทดลองในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 0.2 : 1 และสัดส่วนที่ 1 : 1 ซึ่งเป็นสัดส่วนที่ได้มีการศึกษาไว้โดย Salem *et al*. (2003) ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อเปรียบเทียบกับการเดินระบบที่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักโดยตรง แต่อย่างไรก็ตามระบบยังไม่มีศักยภาพสูงเพียงพอที่จะรองรับต่อสภาวะผันแปรของไนโตรเจนได้ กล่าวคือค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังมีลักษณะแนวโน้มการผันแปรเหมือนในน้ำเสียเข้า

4.3.3 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 (Bio3:1)

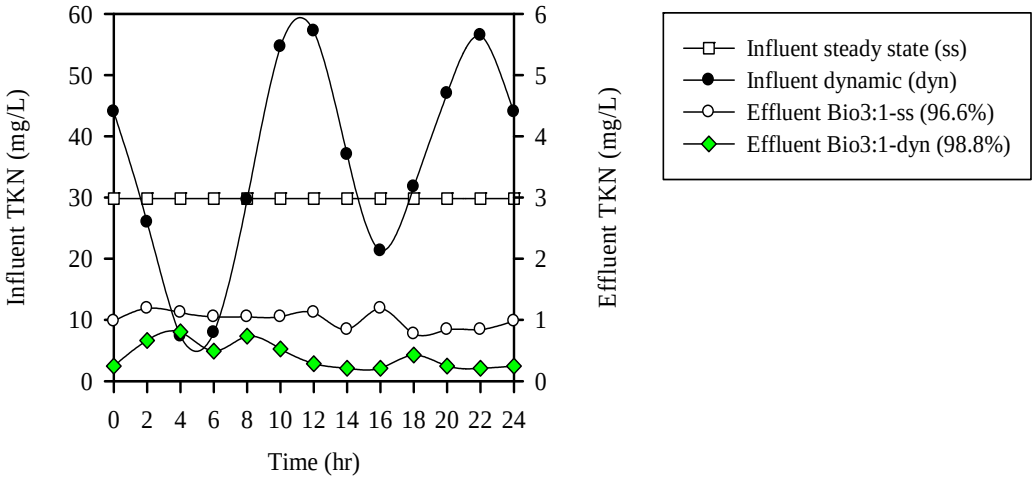
แนวโน้มของค่าซีโอดีและไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีลักษณะค่อนข้างคงที่ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 90.3 และ 94 (รูปที่ 4.18) และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยร้อยละ 96.6 และ 98.8 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรสูงกว่าการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญ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

ผลการทดลองที่น่าสนใจมากก็คือ การทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ซึ่งพบว่าค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกไม่เกิดการผันแปรในลักษณะเหมือนกับการผันแปรในน้ำเสียเข้า กราฟแนวโน้มของไนโตรเจนมีลักษณะราบเรียบและอยู่ในระดับที่ต่ำกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าต่ำกว่าการทดลอง Bio0.2:1 และ Bio1:1 ผลการทดลองนี้ชี้ให้เห็นว่า การเพิ่ม

สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ขึ้นเป็น 3 : 1 ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลักมีศักยภาพสูงขึ้นในระดับที่เพียงพอที่จะรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าได้เป็นอย่างดี



รูปที่ 4.18 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1



รูปที่ 4.19 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1

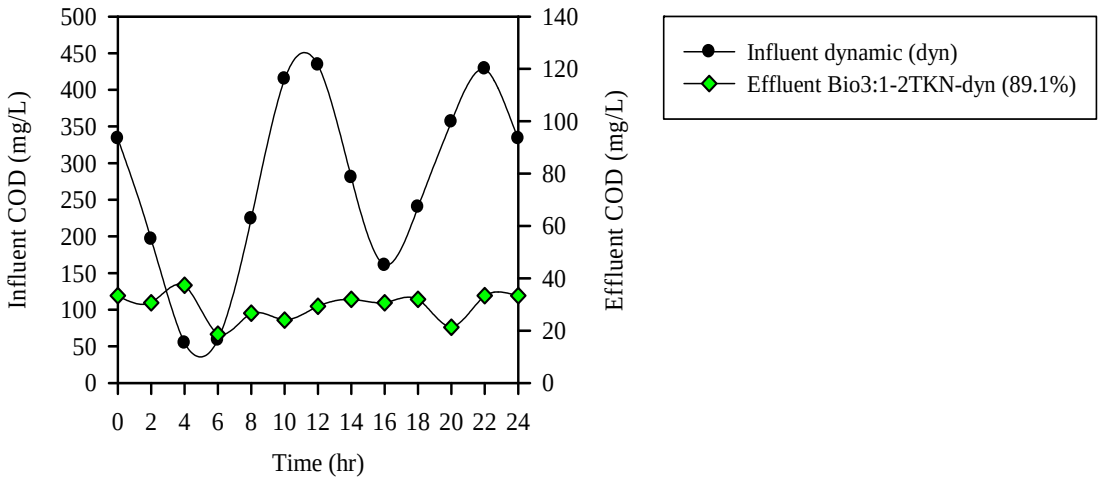
พร้อมกันนี้ได้ทำการทดลองที่ค่าสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 เพิ่มอีกใน 2 ลักษณะ ได้แก่ การทดลองเพิ่มความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าขึ้น 2 เท่าของความเข้มข้นน้ำเสียเข้าปกติ (Bio3:1-2TKN) และการทดลองใช้น้ำเสียสังเคราะห์แทนน้ำทิ้งจากการ

บำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก (Bio3:1-syn) เพื่อประเมินความสามารถของระบบในการรองรับภาระบรรทุกที่เพิ่มสูงขึ้นมากกว่าเดิมทั้งในด้านของน้ำเสียเข้าและน้ำเสียที่ป้อนให้กับกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

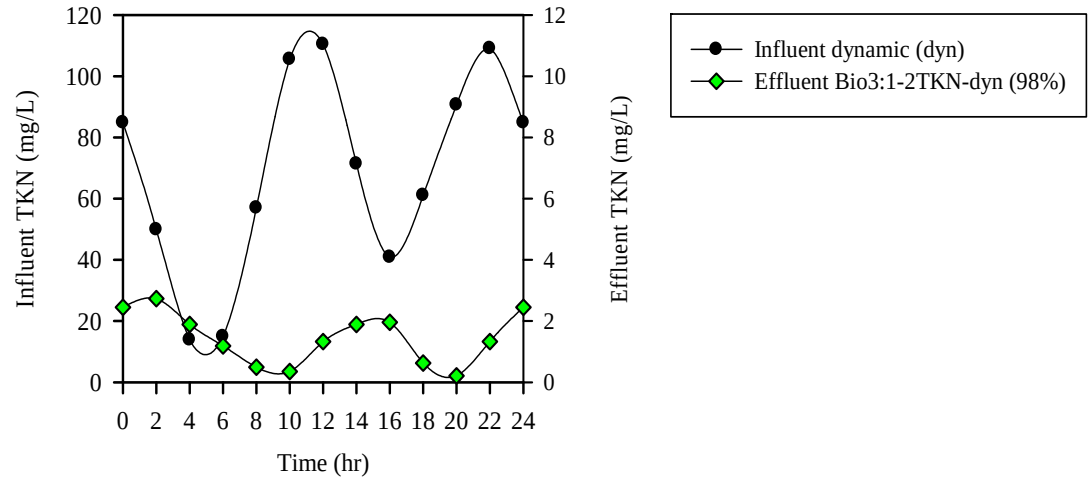
การทดลองแรกเป็นการทดลองเฉพาะภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์และเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองในช่วงระยะเวลา 1 วัน โดยเพิ่มระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าจากความเข้มข้นปกติเฉลี่ย 35.5 มิลลิกรัม/ลิตร เป็นความเข้มข้นเฉลี่ย 68 มิลลิกรัม/ลิตร และมีช่วงค่าต่ำสุดและสูงสุดอยู่ระหว่าง 7.5 – 119 มิลลิกรัม/ลิตร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

จากผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมีค่าลดลงเหลือเพียงร้อยละ 89.1 ลักษณะแนวโน้มของค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกค่อนข้างคงที่ (รูปที่ 4.20) ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยร้อยละ 98 ส่วนค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีลักษณะแนวโน้มการผันแปรเหมือนกับการผันแปรในน้ำเสียเข้า (รูปที่ 4.21) น้ำทิ้งออกมีค่าไนโตรเจนเท่ากับ 1.4 ± 0.8 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่าสูงสุดประมาณ 2.7 มิลลิกรัม/ลิตร ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงเมื่อเปรียบเทียบกับการทดลอง Bio3:1 อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 แต่อย่างไรก็ตามผลการทดลองนี้แสดงให้เห็นว่า สัดส่วนระหว่างสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 3 : 1 สามารถทำให้กระบวนการสายหลักมีศักยภาพสูงเพียงพอที่จะรองรับการผันแปรของไนโตรเจนที่เพิ่มขึ้นเท่าตัวได้ แม้ว่าค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจะมีค่าเฉลี่ยสูงขึ้นและมีแนวโน้มการผันแปรเหมือนค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าก็ตาม แต่ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกต่ำกว่าการทดลอง Bio1:1

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



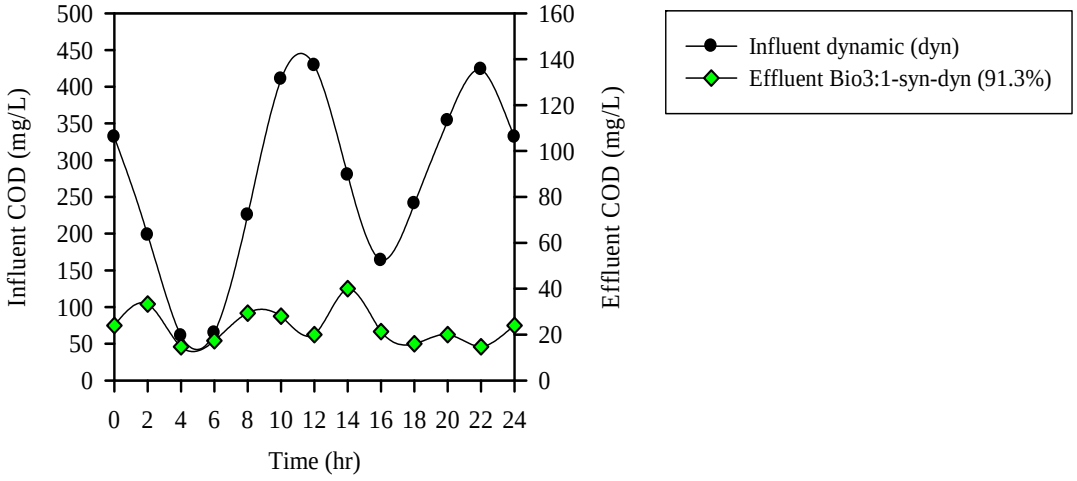
รูปที่ 4.20 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1-2TKN



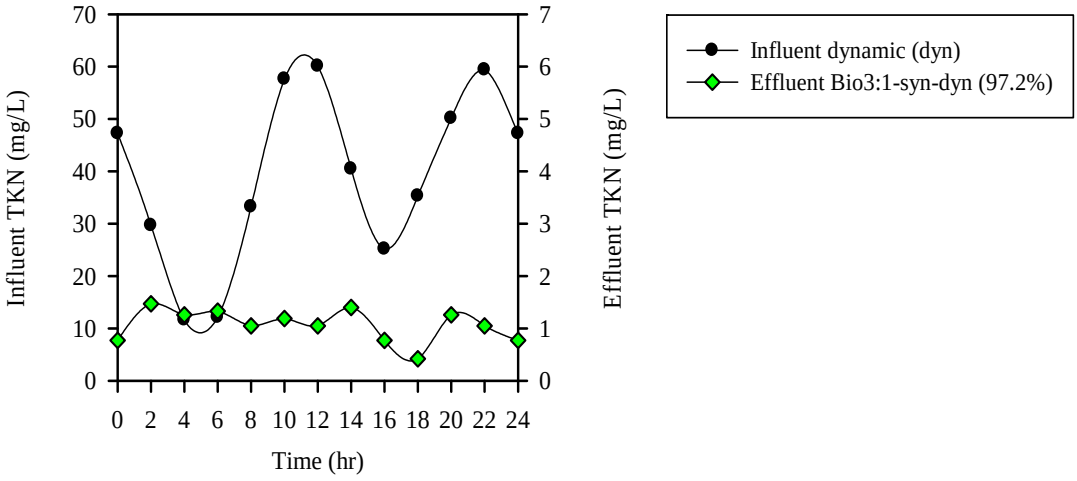
รูปที่ 4.21 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1-2TKN

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 ผลการทดลองที่ผ่านมาแสดงให้เห็นว่า สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 ทำให้กระบวนการสาย

หลักมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้นและมีศักยภาพที่จะรองรับการผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในรอบวันได้อย่างมีประสิทธิภาพ กล่าวคือ ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีลักษณะค่อนข้างคงที่แม้ว่าระบบจะทำงานอยู่ภายใต้สภาวะผันแปรก็ตาม



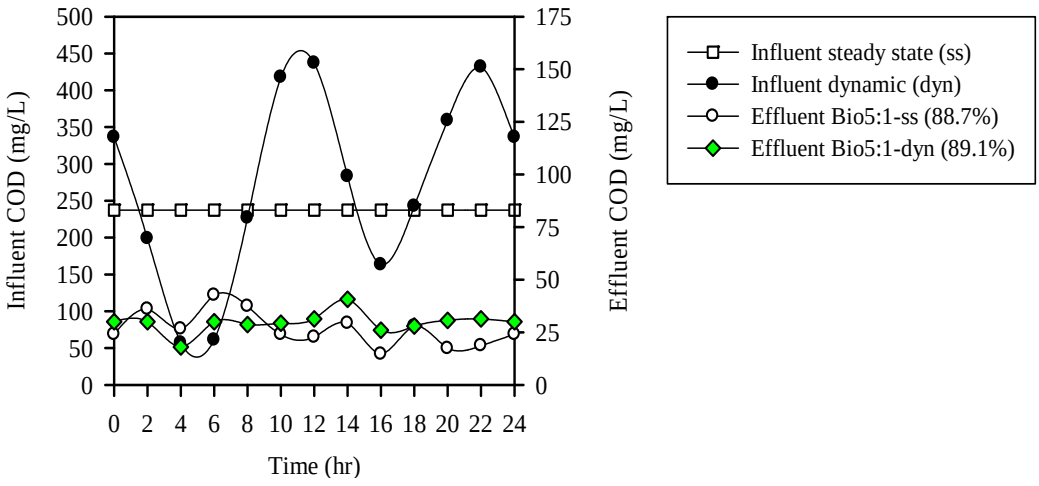
รูปที่ 4.22 แนวโน้มค่าซีโอดีการทดลอง Bio3:1-syn



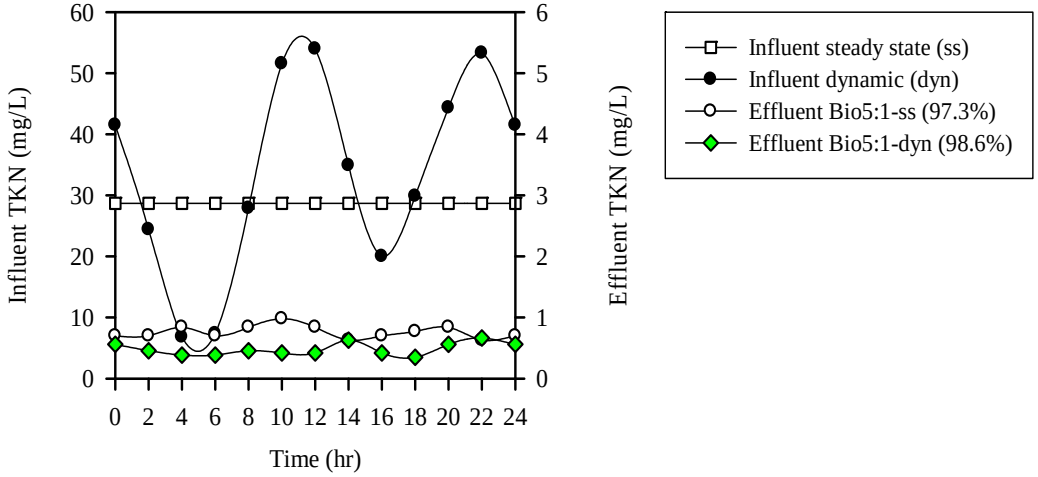
รูปที่ 4.23 แนวโน้มค่าไนโตรเจนการทดลอง Bio3:1-syn

4.3.4 การทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 5 : 1 (Bio5:1)

การทดลองในขั้นตอนนี้ ถังปฏิกิริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์กลับมาใช้น้ำทิ้งจากระบบย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกตามปกติเหมือนกับการทดลอง Bio0.2:1, Bio1:1 และ Bio3;1 ที่ผ่านมา แนวโน้มของค่าซีโอดีและไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีลักษณะค่อนข้างคงที่ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 88.7 และ 89.1 (รูปที่ 4.24) และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยร้อยละ 97.3 และ 98.6 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีการทดลองภายใต้สภาวะคงที่เท่ากับการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ต่ำกว่าการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเท่ากับ 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 ที่ผ่านจะมาพบว่ามีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่อง ซึ่งแสดงให้เห็นว่า การเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์นอกจากจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยรวมของระบบสูงขึ้นแล้วยังช่วยลดความแปรปรวนของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกได้อีกด้วยแม้ว่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าจะมีการผันแปรขึ้นลงก็ตามแต่ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังคงมีลักษณะคงที่

4.4 การประเมินประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบ

การศึกษาการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในส่วนนี้มีวัตถุประสงค์หลักเพื่อเพิ่มจำนวนออโตโทรฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจน โดยใช้น้ำทิ้งจากกระบวนการย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกเป็นแหล่งอาหารสำหรับการเจริญเติบโตและเนื่องจากเป็นน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงแต่ความเข้มข้นของคาร์บอนต่ำ จากผลการทดลองเปรียบเทียบระหว่างการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์จะพบว่า อายุสลัดจ์ของระบบจะส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนมากกว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี

เนื่องจากการศึกษานี้เป็นการทดลองเพื่อวิเคราะห์การตอบสนองของระบบในระยะสั้นหรือภายในระยะเวลา 24 ชม. ดังนั้นข้อมูลการทดลองที่ได้จึงเป็นการอธิบายในรายละเอียดพฤติกรรม

ของระบบซึ่งมักจะถูกมองข้ามไป แต่โดยแท้จริงแล้วสภาวะที่เกิดขึ้นกับระบบบำบัดน้ำเสียจริงจะมีลักษณะการผันแปรขึ้นลงของทั้งปริมาณการไหลและระดับความเข้มข้นของสารอาหาร และการศึกษานี้ให้ความสำคัญต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนมากกว่าการกำจัดซีโอดีและฟอสฟอรัส ดังนั้นการวิเคราะห์ระบบจึงให้ความสำคัญต่อข้อมูลของไนโตรเจนมากกว่าข้อมูลของซีโอดีและฟอสฟอรัส

แต่โดยพื้นฐานแล้วกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่าไนโตรเจนและฟอสฟอรัส และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในกระบวนการสายหลักโดยภาพรวมพบว่า ประสิทธิภาพค่อนข้างคงที่โดยมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 89.9 ทั้งการทดลองภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ซึ่งถือว่าระบบมีเสถียรภาพในการกำจัดซีโอดีสูงและคงที่ในทุกสภาวะการทดลอง ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนค่อนข้างมีความแตกต่างกันอย่างชัดเจนโดยเฉพาะเมื่อเปลี่ยนแปลงเงื่อนไขการทดลองและลดอายุสลัดจ์ระบบลงน้อยกว่า 7 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนการทดลองที่ผ่านมาทั้งหมดแสดงในตารางที่ 4.7

การทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบลดลงจากเฉลี่ยร้อยละ 97.1 เหลือร้อยละ 95.6 เมื่อลดอายุสลัดจ์ของระบบจาก 7 วัน ลงมาที่ 5 วัน (การเดินระบบในรูปแบบพื้นฐาน) และที่อายุสลัดจ์ 5 วัน เท่ากันเปรียบเทียบกับการเดินระบบที่หมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลัก โดยตรงกลับพบว่าประสิทธิภาพของระบบลดลงอย่างมากเหลือเพียงร้อยละ 70.3 เท่านั้น และประสิทธิภาพของระบบเพิ่มสูงขึ้นอย่างมากเมื่อมีการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จากกระบวนการสายรองของระบบ แต่อย่างไรก็ตามในการทดลองการเพิ่มพูนจุลินทรีย์แม้ว่าปริมาณ MLSS ในระบบจะมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นอย่างต่อเนื่องแต่ประสิทธิภาพของระบบไม่ได้เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยเฉลี่ยร้อยละ 96.9 แสดงให้เห็นว่า ภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกของสารอินทรีย์ การเพิ่มสัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ให้สูงขึ้นส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยรวมของระบบไม่มากนัก

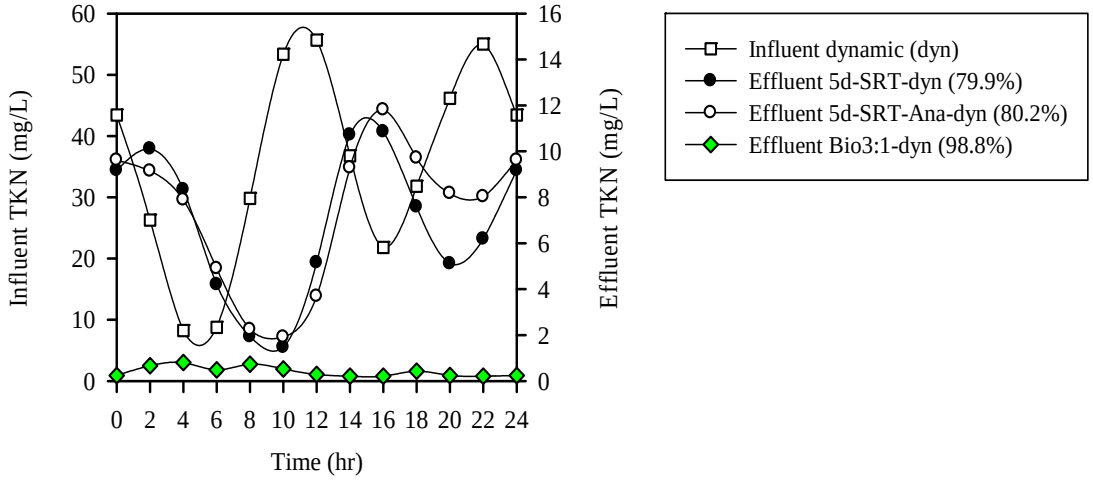
ตารางที่ 4.7 เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลัก ของทุกการทดลอง

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 ในระบบมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นอย่างต่อเนื่องเหมือนกับการทดลองภายใต้สภาวคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยรวมของระบบสูงกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ โดยมีประสิทธิภาพสูงสุดเฉลี่ยร้อยละ 98.8 ที่สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1

รูปที่ 4.26 เปรียบเทียบค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจากการเดินระบบ 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

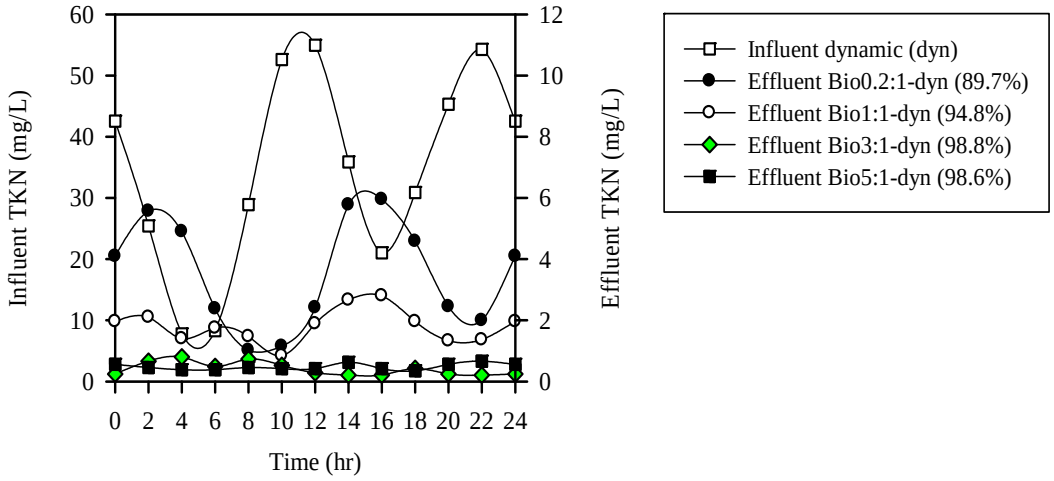
การรวมกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์เข้ากับกระบวนการสายหลัก นอกจากจะช่วยทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้นเฉลี่ยร้อยละ 98.8 (การทดลอง Bio3:1) ยังส่งผลให้ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีลักษณะคงที่เช่นเดียวกับค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกที่เกิดจากการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าเท่ากับ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



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

ในรูปที่ 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 การประเมินประสิทธิภาพถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์

กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ซึ่งถือว่าเป็นกระบวนการที่มีบทบาทสำคัญที่ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการสายหลักเพิ่มสูงขึ้นเป็นลำดับ จากผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นตามสัดส่วนของสลัดจ์ที่เพิ่มขึ้น ความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอย (MLSS) ในถังปฏิกิริยาอยู่ระหว่าง 2,225 – 10,880 มิลลิกรัม/ลิตร และประสิทธิภาพจะเพิ่มขึ้นสูงสุดอยู่ที่สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 5 : 1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเฉลี่ยเท่ากันร้อยละ 98.1 สรุปประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ แสดงในตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์

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 และปริมาณสลัดจ์ที่ป้อนเข้าถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์มีค่าร้อยละ 3.4 – 5.7 ของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนรูปแบบถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ได้ออกแบบและปรับปรุงใหม่ให้มีรูปแบบกระบวนการเหมือนกับกระบวนการสายหลัก (กระบวนการ MLE) นอกจากจะช่วยทำให้จุลินทรีย์ปรับตัวได้อย่างรวดเร็วกับสิ่งแวดล้อมใหม่แล้วยังนำอินทรีย์คาร์บอนเกิดขึ้นภายในระบบและจากการหายใจ

ในสภาวะเอ็นโดจีนัสของสลัดจ์ในระบบหมุนเวียนมาช่วยให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น ซึ่งช่วยลดปริมาณไนเตรทที่จะกลายไปเป็นภาระของกระบวนการสายหลักลงได้ด้วย

จากผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า สัดส่วนของสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่เหมาะสมมีค่าเท่ากับ 3 : 1 เมื่อเปรียบเทียบสัดส่วนปริมาตรของถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 3 : 1 ต่อปริมาตรของกระบวนการสายหลักมีค่าร้อยละ 4.5 (เปรียบเทียบเฉพาะสัดส่วนของปริมาตรถังแอนอกซิกและถังแอโรบิก) ซึ่งเป็นสัดส่วนปริมาตรถังปฏิกิริยาน้อยกว่าสัดส่วนที่เสนอไว้โดย Salem *et al*. (2003) ประมาณร้อยละ 10 (เปรียบเทียบเฉพาะปริมาตรถังแอโรบิก) แต่ทั้งนี้รูปแบบกระบวนการและอุณหภูมิที่ทำการศึกษามีความแตกต่างกัน กล่าวคือ รูปแบบกระบวนการที่ได้ทำการศึกษาโดย Salem *et al*. (2003) เป็นรูปแบบกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาและอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 15 - 21^{o}C แต่ในการศึกษานี้ใช้รูปแบบกระบวนการ MLE ซึ่งเป็นกระบวนการสำหรับการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพและเดินระบบที่อุณหภูมิเฉลี่ย 28^{o}C

4.6 การประยุกต์กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

จากผลการทดลองที่ผ่านมาทั้งหมดทำให้มองเห็นถึงแนวทางในการแก้ไขปัญหาการเดินระบบที่ยังคงประสบอยู่จนทุกวันนี้เกี่ยวกับความไม่มีเสถียรภาพในการทำงานของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยเฉพาะระบบบำบัดน้ำเสียจริงที่สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์แทบไม่มีโอกาสเกิดขึ้น การผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันจึงยังคงเป็นปัญหาที่ยังไม่สามารถแก้ไขได้อย่างมีประสิทธิภาพและมีเหตุผลที่เหมาะสมทางเศรษฐศาสตร์ กล่าวคือ ระบบบำบัดน้ำเสียต้องมีถังปรับสภาพการไหลที่สามารถเก็บพักน้ำเสียได้มากกว่า 1 วัน และมีระบบควบคุมการสูบน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียอย่างมีประสิทธิภาพและคงที่ตามค่าการออกแบบในทฤษฎีตลอดเวลาซึ่งเป็นไปไม่ได้ในทางปฏิบัติ

การผันแปรของปริมาณการไหลที่เกิดขึ้นในรอบวันจึงยังคงเป็นปัญหาที่ไม่สามารถหลีกเลี่ยงได้ และการผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบมากกว่าการผันแปรของภาระบรรทุกอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดีเนื่องจากออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำหรือมีระยะเวลาการแบ่งตัว 2 – 3 วัน ซึ่งนานกว่าช่วงระยะเวลาการผันแปร ที่เกิดขึ้นในรอบ 1 วัน และมีปริมาณเพียงร้อยละ 3 – 10 ของจุลินทรีย์ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ทั้งหมด (Geradi, 2002) โดยสัดส่วนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในระบบขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสีย กล่าวคือ ถ้าความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำเสียมีค่าสูงจะทำให้มีออโตทรอฟิกแบคทีเรียในสัดส่วนที่เพิ่มสูงขึ้น แต่ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันนั้นไม่ได้เป็นไปอย่างตรงไปตรงมา แม้ว่าระบบบำบัดจะอยู่ในภาวะแอโรบิกและมีค่าออกซิเจนสูงถึง 7 – 8 มิลลิกรัม/ลิตร ก็ตาม

ทั้งนี้เนื่องจากธรรมชาติของออโตทรอฟิกแบคทีเรียเจริญเติบโตสู้เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนไม่ได้และจะไม่เจริญเติบโตจนมีปริมาณที่มีนัยสำคัญในสลัดจ์ตราบใดที่ระบบยังมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนสูงอยู่ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ข้อดีของกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ที่สำคัญ ได้แก่ ใช้เวลาเก็บกักและค่าอายุสลัดจ์ระบบต่ำทำให้ลดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและการเดินระบบ มีความยืดหยุ่นในการเดินระบบสูง เพราะมีรูปแบบและพารามิเตอร์ในการเดินระบบเหมือนกับกระบวนการสายหลัก จุลินทรีย์เป็นกลุ่มเดียวกับกระบวนการสายหลักทำให้จุลินทรีย์ไม่ต้องปรับตัวกับสิ่งแวดล้อมใหม่ เป็นกระบวนการที่เชื่อถือได้เพราะเป็นกระบวนการไนตริฟิเคชัน/ดีไนตริฟิเคชันพื้นฐาน และเป็นกระบวนการที่สามารถนำอินทรีย์คาร์บอนที่เกิดขึ้นภายในระบบ ได้แก่ อินทรีย์คาร์บอนจากการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสของสลัดจ์ในระบบหมุนเวียนและคาร์บอนจากการย่อยสลัดจ์ส่วนเกินมาใช้ประโยชน์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและเพื่อชดเชยด่างในระบบ

กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์เป็นกระบวนการบำบัดในสายรองอีกรูปแบบหนึ่งสำหรับบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงแต่มีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนต่ำและมีอุณหภูมิสูง ซึ่งเป็นสิ่งแวดล้อมที่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียชุมชน และการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบไม่จำเป็นต้องสร้างโรงงานบำบัดน้ำเสียขึ้นมาใหม่ทั้งหมด โดยเฉพาะโรงงานบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีกระบวนการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกอยู่ก่อนแล้วย่อมเป็นการลดต้นทุนการก่อสร้างได้มากขึ้น และควรหลีกเลี่ยงวิธีการบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบดั้งเดิมที่นิยมปฏิบัติกันมานานเพราะผลการทดลองได้ชี้ให้เห็นว่าวิธีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้ามาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรงทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนต่ำกว่าการบำบัดในสายรองด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

พร้อมกันนี้ยังพบว่าการเพิ่มภาระบรรทุกไนโตรเจนขึ้น 2 เท่า ไม่ได้ส่งผลให้ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกของกระบวนการสายหลักมีค่าแตกต่างจากการเดินระบบในสภาวะผันแปรปกติมาก บ่งบอกให้ทราบว่าการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ทำให้กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีศักยภาพสูงขึ้นอย่างชัดเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และมีความเป็นไปได้สูงที่จะนำมาประยุกต์ใช้แก้ปัญหาได้ในทันที เพราะเป็นกระบวนการที่เหมือนกันและเข้ากันได้กับกระบวนการสายหลักเดิมที่มีอยู่ก่อนแล้วและปริมาตรของถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ร้อยละ 4.5 และแบ่งสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนร้อยละ 3.4 (อัตราการหมุนเวียนสลัดจ์ของระบบร้อยละ 100 ของอัตราไหลน้ำเสียเข้า) จากข้อมูลการเปรียบเทียบการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาให้ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกต่ำกว่า 10 มิลลิกรัม/ลิตร การปรับปรุงประสิทธิภาพระบบด้วยกระบวนการธรรมดาและกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จะต้อง

เพิ่มปริมาตรระบบขึ้นทั้งหมด 2.3 และ 0.8 เท่า และกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถประหยัดพื้นที่สำหรับก่อสร้างได้ประมาณร้อยละ 50 (Salem *et al*, 2002) ซึ่งแสดงให้เห็นถึงข้อดีของการนำกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ไปประยุกต์ใช้เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาหรือกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพที่ปัจจุบันมีประสิทธิภาพต่ำ ตลอดจนกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดิมที่มีระบบย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกอยู่แล้ว สามารถที่จะนำเทคนิคการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ไปประยุกต์ใช้ได้ทันที และมีค่าใช้จ่ายต่ำกว่าการสร้างระบบบำบัดน้ำเสียขึ้นมาใหม่ การเลือกสัดส่วนระหว่างสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่เหมาะสมนั้นต้องพิจารณาจากลักษณะการผันแปรของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและลักษณะการเดินระบบในปัจจุบัน ตลอดจนคุณภาพน้ำทิ้งที่ต้องการ

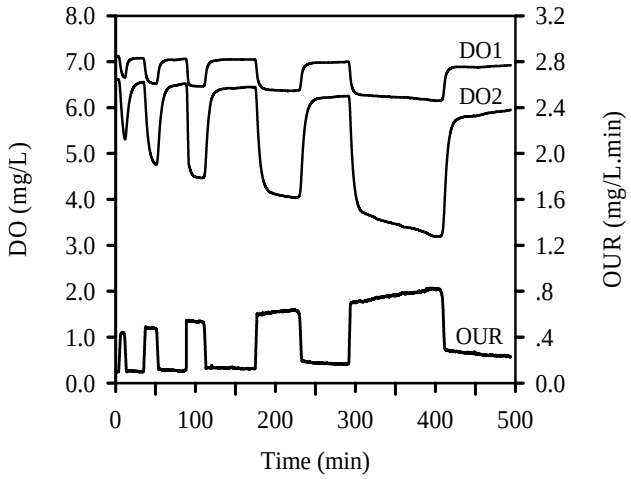
4.7 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH})

4.7.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_H)

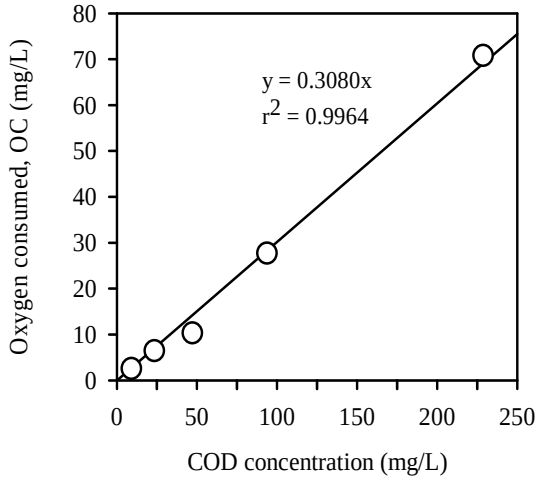
ยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียสามารถประมาณค่าได้จากทดลองวัดอัตราการหายใจแบบกะ (Batch) การทดลองนี้ใช้ตัวอย่างสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องความเข้มข้นเฉลี่ย 1,200 มิลลิกรัม/ลิตร และใช้สารละลายโซเดียมอะซิเตทซึ่งเป็นสารอาหารในรูปของซีโอดีที่ย่อยสลายง่าย (Readily biodegradable COD, rbCOD) เติมให้กับตัวอย่างสลัดจ์จำนวน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

ผลการทดลองมีค่าใกล้เคียงกับค่าที่อ้างอิงในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) ที่ระบุค่ายีลด์เท่ากับ 0.67 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี ที่อุณหภูมิมาตรฐาน 20°C (Henze *et al*., 2000) การทดลองที่ใช้อะซิเตทเป็นสารอาหารที่ศึกษาโดย Muller *et al*. (2004) ซึ่งใช้ตัวอย่างสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องกระบวนการ MLE เหมือนกัน ได้ค่ายีลด์เท่ากับ 0.69 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี และจากรายงานที่ศึกษาโดย Dricks, Pind, Mosbaek, and Henze, 1999) ได้ค่ายีลด์เท่ากับ

0.71 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี แสดงให้เห็นว่าค่ายีลด์จากผลการศึกษานี้อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้



รูปที่ 4.28 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลองสำหรับประมาณค่า Y_H

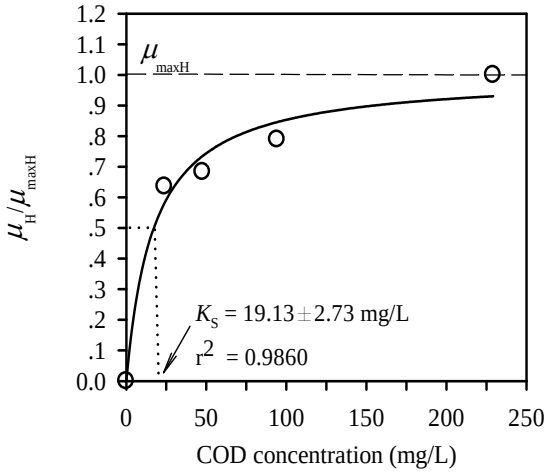


รูปที่ 4.29 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง OC และความเข้มข้นของค่าซีโอดี

4.7.2 การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (K_S)

การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียจะใช้ชุดข้อมูลจากการทดลองสำหรับการประมาณค่ายีลด์ (Y_H) จำนวน 4 ชุดข้อมูล ความเข้มข้นของซีโอดีอยู่ในช่วงระหว่าง 25 – 229.3 มิลลิกรัม/ลิตร ผลจากการจำลองสถานการณ์แบบไม่เชิง

เส้นตรง (Nonlinear) โดยใช้ความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ตามสมการที่ (2.16) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_S) มีค่าเท่ากับ 19.1 มิลลิกรัม/ลิตร (รูปที่ 4.30)

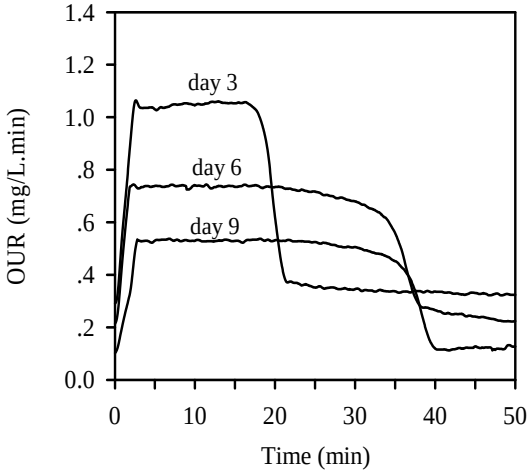


รูปที่ 4.30 กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_S

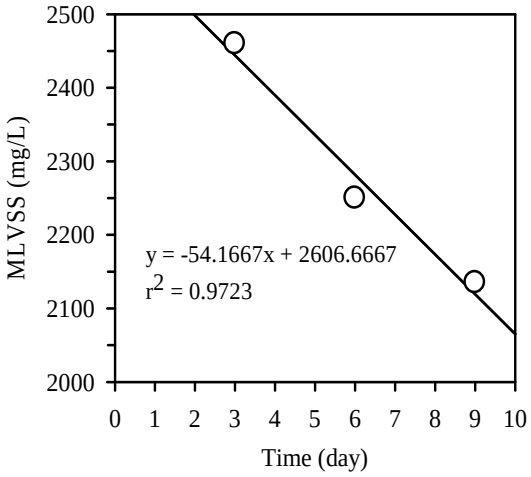
ผลการประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร พบว่ามีค่าใกล้เคียงมากกับค่าที่อ้างอิงใน ASM1 ที่ระบุค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 20 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อุณหภูมิมาตรฐาน 20°C (Henze *et al*., 2000) จากรายงานที่ศึกษาโดย Penya-Roja, Seco, Ferrer, and Serralta, 2002) ที่อุณหภูมิ 20°C ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 20.4 มิลลิกรัม/ลิตร และจากรายงานการศึกษาที่อุณหภูมิใกล้เคียงกับการศึกษานี้ (30°C) โดย Dosta (2007) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 15 มิลลิกรัม/ลิตร และโดยทั่วไปค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารน้ำเสียชุมชนมีค่าอยู่ระหว่าง 5 – 30 มิลลิกรัม/ลิตร (Jeppsson, 1996)

4.7.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (b_H)

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

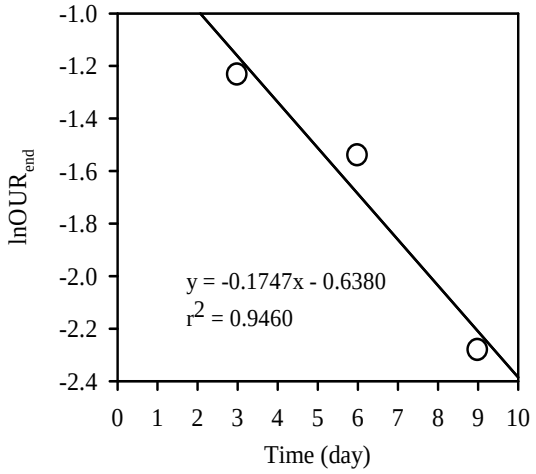


รูปที่ 4.31 แนวโน้มการลดลงของอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดในช่วงเวลา 9 วัน ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

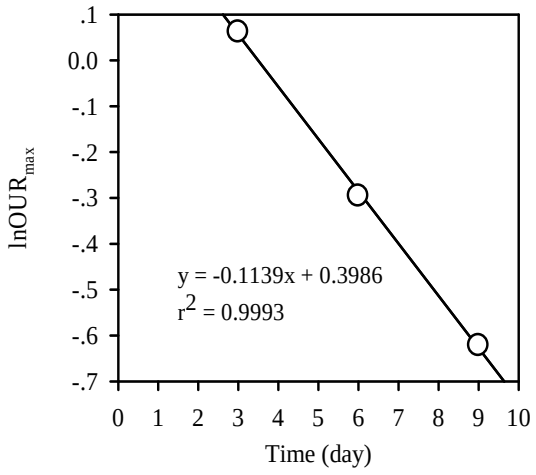


รูปที่ 4.32 การลดลงของปริมาณ MLVSS ในช่วงระยะเวลา 9 วัน

เมื่อเปรียบเทียบระหว่างข้อมูลอัตราการหายใจของจุลินทรีย์ในสภาวะเอ็นโดจีนัส (OUR_{end}) ตามความสัมพันธ์ในสมการที่ (2.21) (รูปที่ 4.33) และอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (OUR_{max}) พบว่าข้อมูล OUR_{max} มีความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงสูงกว่าข้อมูล OUR_{end} (รูปที่ 4.34) ค่าความชัน ($b_H^{Lineal\text{-}death}$) มีค่าเท่ากับ 0.11 วัน$^{-1}$ และเมื่อแทนค่าลงในสมการที่ (2.22) โดยใช้ค่ายีลด์จากผลการทดลองที่ผ่านมา ($Y_H = 0.69$) จะได้ค่า $b_H^{Death\text{-}regeneration}$ เท่ากับ 0.31 วัน$^{-1}$



รูปที่ 4.33 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $lnOUR_{end}$ และเวลาของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย



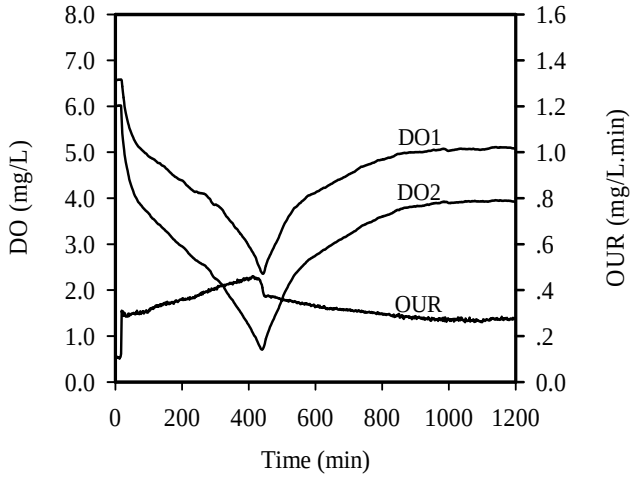
รูปที่ 4.34 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $lnOUR_{max}$ และเวลาของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

ค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยที่ได้จากการทดลองมีค่าน้อยกว่าค่าที่อ้างอิงใน ASM1 (0.62 วัน$^{-1}$) ที่อุณหภูมิมาตรฐาน 20^{o}C (Henze *et al*., 2000) จากรายงานผลการศึกษาโดย Manser, Gujer, and Siegrist (2006) อัตราการเน่าเปื่อยมีค่าเท่ากับ 0.28 วัน$^{-1}$ ที่อุณหภูมิ 20^{o}C และจากรายงานการศึกษาที่อุณหภูมิใกล้เคียงกับการศึกษานี้ (30^{o}C) โดย Dosta (2007) อัตราการเน่าเปื่อยมีค่าเท่ากับ 0.04 วัน$^{-1}$ และโดยทั่วไปอัตราการเน่าเปื่อยมีค่าอยู่ระหว่าง 0.05 ─ 1.6 วัน$^{-1}$ (Jeppsson, 1996)

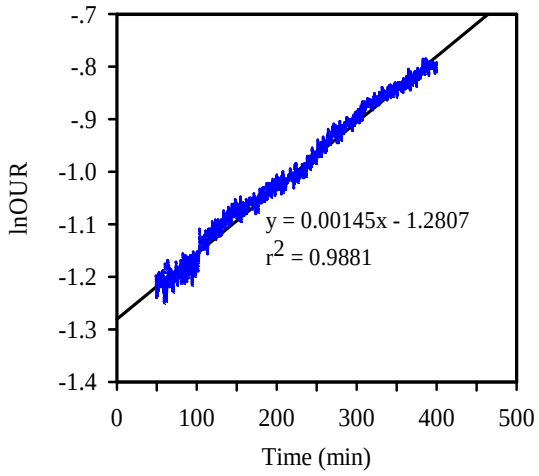
4.7.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (μ_{maxH})

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$^{-1}$)

ค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxH}) ที่ได้จากการทดลองมีค่าต่ำกว่าที่อ้างอิงใน ASM1 (6 วัน$^{-1}$) ที่อุณหภูมิ 20^{o}C (Henze *et al*., 2000) แต่มีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาที่รายงานไว้โดย Guisasola (2005) 1.68 วัน$^{-1}$ ที่อุณหภูมิ 25^{o}C โดยทั่วไปอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดมีค่าอยู่ระหว่าง 0.6 ─ 13.2 วัน$^{-1}$ (Jeppsson, 1996)



รูปที่ 4.35 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลอง
สำหรับประมาณค่า μ_{maxH}



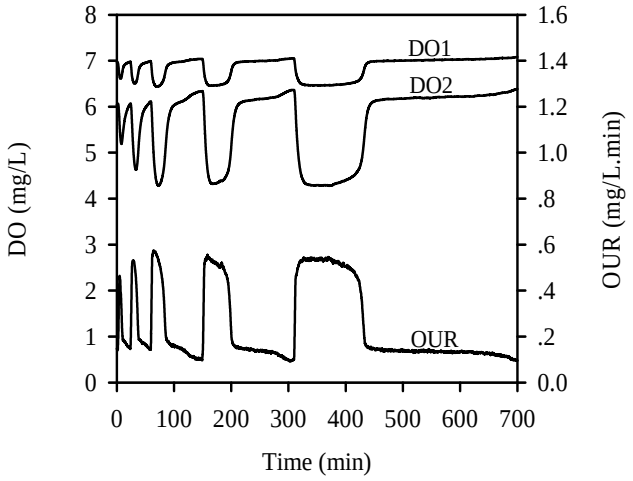
รูปที่ 4.36 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง lnOUR และเวลา สำหรับประมาณค่า μ_{maxH}

4.8 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB})

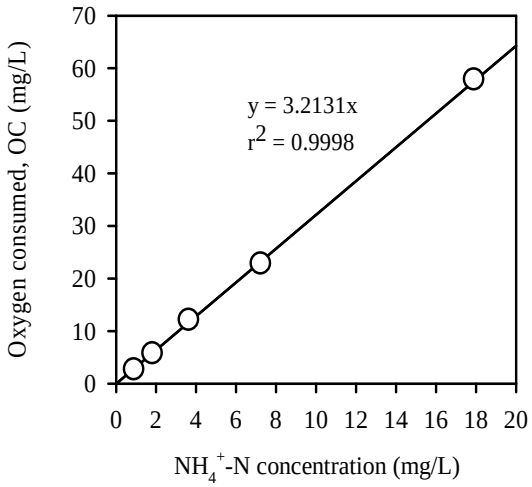
4.8.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (Y_{AOB})

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

ผลการทดลองมีค่าเท่ากับผลการศึกษาที่รายงานโดย Dosta (2007) ซึ่งอุณหภูมิการทดลองใกล้เคียงกัน (30°C) ได้ระบุค่ายีลด์เท่ากับ 0.22 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมแอมโมเนียม และผลการทดลองมีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาที่รายงานโดย Marsili-Libelli and Tabani (2002) ที่อุณหภูมิ 20°C และ Guisaaola (2005) ที่อุณหภูมิ 25°C ได้ระบุค่ายีลด์เท่ากับ 0.21มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมแอมโมเนียม และผลการศึกษาที่รายงานโดย Jubany (2007) ระบุค่ายีลด์เท่ากับ 0.18 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมแอมโมเนียม ที่อุณหภูมิ 25°C



รูปที่ 4.37 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่า Y_{AOB}



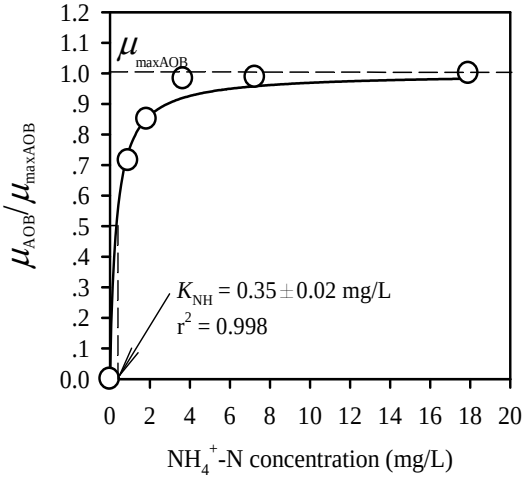
รูปที่ 4.38 กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง OC และค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม

เนื่องจากในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเด็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) ได้ระบุค่ายีลด์ (Y_A) เท่ากับ 0.24 (Henze *et al*., 2000) ซึ่งเป็นผลรวมระหว่างยีลด์ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียและไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย ($Y_{AOB} + Y_{NOB}$) โดยที่ Y_{NOB} มีค่าอ้างอิงเท่ากับ 0.08 มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมไนไตรท์ (Marsili-Libelli and Tabani, 2002; Guisasola, 2005; Jubany, 2007)

4.8.2 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH})

การแปลผลการทดลองใช้ข้อมูลจากการทดลองสำหรับการประมาณค่ายีลด์ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย จำนวน 5 ชุดข้อมูล ความเข้มข้นของแอมโมเนียมอยู่ระหว่าง 0.9 – 17.2 มิลลิกรัม/ลิตร ผลจากการจำลองสถานการณ์แบบไม่เชิงเส้นตรง (Nonlinear) โดยใช้ความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ตามสมการที่ (2.36) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_{NH}) มีค่าเท่ากับ 0.35 มิลลิกรัม/ลิตร (รูปที่ 4.39)

จากผลการทดลอง ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_{NH}) ต่ำกว่าค่าอ้างอิงที่ระบุในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 ซึ่งมีค่าเท่ากับ 1 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อุณหภูมิ 20°C (Henze *et al*., 2000) แต่มีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาที่รายงานโดย Jubany (2007) 0.34 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อุณหภูมิการทดลอง 25°C จากผลการศึกษาที่รายงานโดย Marsili-Libelli and Tabani (2002); Penya-roja *et al*. (2002) ได้ระบุค่าค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 0.24 และ 0.25 มิลลิกรัม/ลิตร ที่อุณหภูมิ 20°C และผลการศึกษาที่รายงานโดย Dosta (2007) ที่อุณหภูมิ 30°C ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารเท่ากับ 1.27 มิลลิกรัม/ลิตร

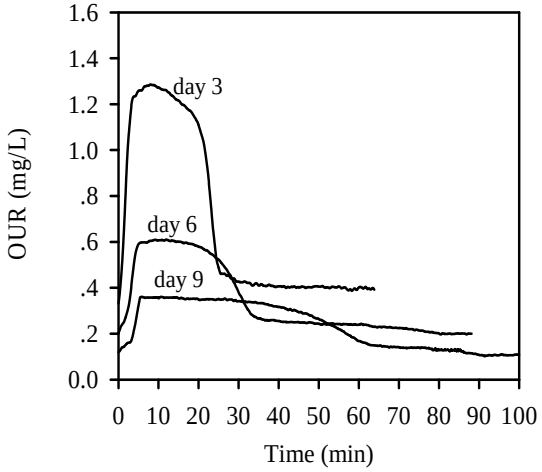


รูปที่ 4.39 กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_{NH}

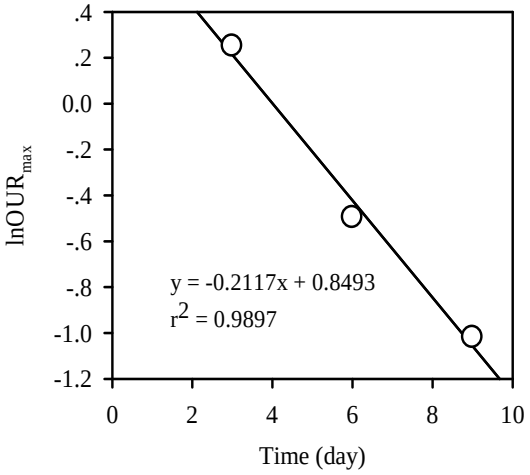
4.8.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (b_A)

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

เนื่องจากแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) ไม่ได้ระบุค่าอ้างอิงอัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียไว้ แต่ทั้งนี้ผลจากการทดลองมีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาที่รายงานโดย Dosta (2007) ที่อุณหภูมิ 30^{o}C และ Jubany (2007) อุณหภูมิ 25^{o}C ซึ่งระบุค่าอัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียเท่ากับ 0.2 วัน$^{-1}$



รูปที่ 4.40 กราฟอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดในช่วงระยะเวลา 9 วัน ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

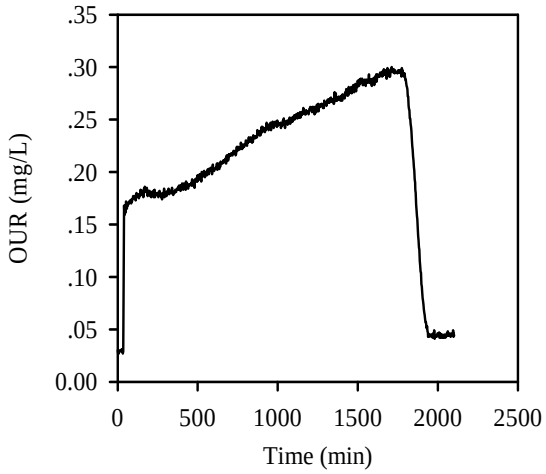


รูปที่ 4.41 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $\ln OUR_{max}$ และเวลาของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

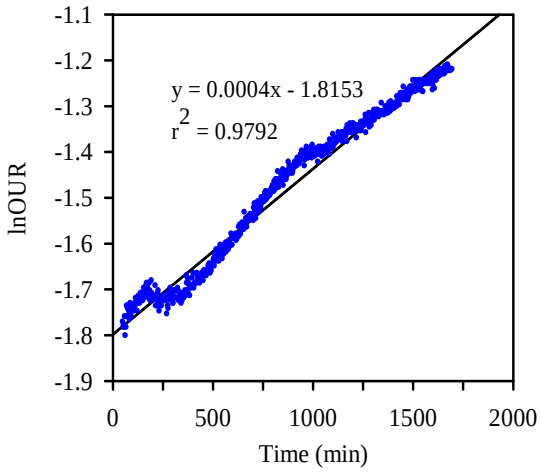
4.8.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (μ_{maxAOB})

การทดลองใช้ตัวอย่างสลัดจ์ความเข้มข้นเฉลี่ย 65 มิลลิกรัม/ลิตร และสารอาหารแอมโมเนียมความเข้มข้นเฉลี่ย 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 $b_A = 0.21$ วัน$^{-1}$)

ผลการทดลองมีค่าใกล้เคียงกับค่าที่อ้างอิงในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 โดยระบุค่าอ้างอิงเท่ากับ 0.8 วัน$^{-1}$ ที่อุณหภูมิ 20^{o}C จากผลการทดลองที่รายงานโดย Jubany (2007) ที่อุณหภูมิ 25^{o}C และ Dosta (2007) ที่อุณหภูมิ 30^{o}C อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดเท่ากับ 1.2 วัน$^{-1}$ และจากผลการทดลองที่รายงานโดย Guisasola (2005) ที่อุณหภูมิ 25^{o}C อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดเท่ากับ 1.27 วัน$^{-1}$



รูปที่ 4.42 การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่า μ_{maxAOB}



รูปที่ 4.43 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง lnOUR และเวลาสำหรับประมาณค่า μ_{maxAOB}

ผลการทดลองประมาณค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียที่สำคัญ ได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ (Y) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K) ค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อย (b) และค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) โดยวิธีวัดอัตราการหายใจและแปลผลข้อมูลพารามิเตอร์จากความสัมพันธ์สมการโมโนดและบนพื้นฐานของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) สรุปผลการทดลองในตารางที่ 4.9

ตารางที่ 4.9 สรุปค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) และแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB})

พารามิเตอร์	สัญลักษณ์	ค่าสัมประสิทธิ์ ($28^{o}C$)	ASM1/ ASM3 ($20^{o}C$)	ช่วงค่าอ้างอิง
เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย	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
แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย	X_{AOB}			
Yield coefficient (mg/mg)	Y_{AOB}	0.21	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 ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าสูงสุด 11.5 มิลลิกรัม/ลิตร แต่ในขณะเดียวกันการเดินระบบภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจะมีค่าเฉลี่ยสูงกว่าการเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่ทั้ง 2 ค่าอายุสลัดจ์ และพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อปรับลดอายุสลัดจ์ของระบบจาก 7 วันเหลือ 5 วัน โดยมีประสิทธิภาพร้อยละ 88.1 และ 90.6 ค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกในการทดลองทั้ง 2 สภาวะมีลักษณะค่อนข้างคงที่ ชี้ให้เห็นว่าการผันแปรของภาระบรรทุกของอินทรีย์คาร์บอนไม่ได้ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพและการทำงานของระบบโดยรวม

4.9.2 การทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกกลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักโดยตรงและอายุสลัดจ์ระบบ 5 วัน น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีค่าซีโอดีและทีเคเอ็นเฉลี่ย 406 และ 356 มิลลิกรัม/ลิตร โดยเปรียบเทียบกับการเดินระบบในรูปแบบ

พื้นฐานที่อายุสลัดจ์ 5 วัน เท่ากัน การทดลองภายใต้สภาวะภาระบรรทุกสารอินทรีย์คงที่พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงเหลือเพียงร้อยละ 70.3 และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ร้อยละ 80.3 ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าร้อยละ 90.3 และ 92.3 ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบโดยรวมยังถือว่าคงที่และมีศักยภาพสูง

4.9.3 การทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักโดยตรง ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกยังคงมีลักษณะและแนวโน้มการผันแปรเหมือนกับค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า ไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกมีค่าสูงสุด 11.8 มิลลิกรัม/ลิตร ผลการทดลองในขั้นตอนนี้ชี้ให้เห็นว่า การหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักโดยตรงเป็นวิธีการที่มีประสิทธิภาพต่ำ ดังนั้นจึงควรทำการบำบัดด้วยกระบวนการที่เหมาะสมก่อนหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอีกครั้ง

4.9.4 ถังปฏิกิริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์มีเวลาเก็บกักในถังแอนอกซิกและถังแอโรบิกเท่ากับ 2 และ 4 ชม. ซึ่งเท่ากับเวลาเก็บกักของกระบวนการสายหลักแต่มีทิศทางการไหลตรงกันข้าม การทดลองได้แบ่งย่อยออกเป็น 4 ลักษณะตามอัตราส่วนการผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก ซึ่งได้แก่ อัตราส่วน 0.2 : 1, 1 : 1, 3 : 1 และ 5 : 1 การทดลองได้ทำการเปรียบประสิทธิภาพการเดินระบบใน 2 ลักษณะ คือ การเดินระบบภายใต้สภาวะคงที่และภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ผลการทดลองในส่วนนี้พบว่าค่าซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีแนวโน้มค่อนข้างคงที่ในทุกอัตราส่วนการทดลองและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทุกการทดลองค่าเฉลี่ยร้อยละ 89.9 แต่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบจะมีความแตกต่างกันอย่างชัดเจน การทดลองสัดส่วนสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 3 : 1 ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์นอกจากประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนมีค่าสูงสุดร้อยละ 98.8 ยังพบว่าค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีแนวโน้มค่อนข้างคงที่เหมือนกับผลการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ การเพิ่มสัดส่วนของสลัดจ์หมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ให้สูงขึ้นเป็น 5 : 1 ก็ได้ผลการทดลองในลักษณะเดียวกัน ซึ่งแสดงให้เห็นว่านอกจากจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบสูงขึ้นแล้วยังสามารถช่วยทำให้ระบบมีศักยภาพในการรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกได้

4.9.5 การเพิ่มภาระบรรทุกให้กับกระบวนการสายหลักและถังปฏิกิริยาสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ขึ้นประมาณ 2 เท่า ในสัดส่วนการทดลองสัดส่วนสลัดจ์หมุนเวียนต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ 3 : 1 ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ยังคงพบว่าประสิทธิภาพของ

บทที่ 5
สรุปผลการวิจัย

งานวิจัยนี้สามารถบรรลุเป้าหมายสำคัญที่ตั้งไว้ 2 ประการ ได้แก่ สามารถพัฒนากระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่ที่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้แม้ว่าจะเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์ต่ำและเกิดการผันแปรของภาระบรรทุกไนโตรเจนในรอบวันได้อย่างมีประสิทธิภาพ และเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดซึ่งเป็นเครื่องมือที่พัฒนาขึ้นมาเพื่อใช้สำหรับประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์โดยเฉพาะ โดยได้ผ่านการทดสอบการทำงานหรือประเมินผลลัพธ์จากค่าพารามิเตอร์ที่ได้ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่าอ้างอิงในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1) และมีค่าใกล้เคียงกับผลการทดลองของนักวิจัยคนอื่น ๆ ที่ใช้เทคนิคการวัดแบบเดียวกัน ซึ่งเป็นสิ่งที่แสดงให้เห็นและยืนยันได้ว่าเครื่องมือวัดและวิธีการทดลองมีความเที่ยงตรงและเชื่อถือได้

5.1 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่

ระบบบำบัดน้ำเสียรูปแบบใหม่ได้ออกแบบให้มี 2 กระบวนการ ได้แก่ กระบวนการบำบัดสายหลักและกระบวนการบำบัดสายรอง โดยพัฒนาจากกระบวนการกำจัดไนโตรเจนพื้นฐานที่เรียกว่า กระบวนการแอลอีดัดแปลง (MLE) แต่มีทิศทางการไหลในตรงกันข้าม โดยหน้าที่ของกระบวนการสายรองนอกจากจะบำบัดน้ำเสียแล้วยังทำหน้าที่เพิ่มจำนวนออโตทรอฟิกแบคทีเรียซึ่งเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีบทบาทหลักในการกำจัดไนโตรเจนและจะถูกแบ่งมาจากระบบหมุนเวียนสลัดจ์และใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตและหมุนเวียนกลับเข้ากระบวนการสายหลักอีกครั้ง

โดยพื้นฐานของกระบวนการ MLE จะใช้อินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดีจากน้ำเสียซึ่งเป็นคาร์บอนจากแหล่งภายนอกเป็นสารให้อิเล็กตรอนเพื่อเปลี่ยนไนเตรทให้กลายเป็นแก๊สไนโตรเจนในขั้นตอนการดีไนตริฟิเคชัน แต่กระบวนการบำบัดในสายรองจะใช้อินทรีย์คาร์บอนจากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์และอินทรีย์คาร์บอนจากการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสของสลัดจ์ในระบบหมุนเวียนซึ่งเป็นอินทรีย์คาร์บอนจากแหล่งภายในเป็นสารให้อิเล็กตรอนเพื่อเปลี่ยนไนเตรทให้กลายเป็นแก๊สไนโตรเจน กล่าวคือ กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่ที่พัฒนาขึ้นจะใช้ประโยชน์จากทั้งแหล่งคาร์บอนภายนอกและภายในเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนให้สูงขึ้น

กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่นี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้แม้ว่าจะเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์ระบบต่ำเพียง 5 วัน ที่อุณหภูมิเฉลี่ย 28°C (ค่าแนะนำโดยทั่วไป 7 – 20 วัน) และพบว่าระบบมีความสามารถลดความแปรปรวนของค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกได้อย่างมีประสิทธิภาพ แม้ว่าระบบจะทำงานอยู่ภายใต้สภาวะคงที่หรือสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์หรือไม่ก็ตาม ค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจากระบบจะมีลักษณะราบเรียบและคงที่แม้ว่าค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าจะผันแปรขึ้นลงตลอดเวลาก็ตาม ขณะที่กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาไม่สามารถรองรับกับสภาวะดังกล่าวได้ เช่น สภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์หรือไนโตรเจนในรอบวัน ซึ่งในสภาวะดังกล่าวแนวโน้มค่าไนโตรเจนในน้ำทิ้งออกจะมีลักษณะเหมือนกับแนวโน้มของค่าไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและผลกระทบจะยิ่งรุนแรงขึ้นเมื่อค่าอายุสลัดจ์ของระบบต่ำลง

ผลการวิจัยนี้ทำให้มองเห็นแนวทางที่ชัดเจนขึ้นในการนำเทคโนโลยีที่เหมาะสมมาช่วยแก้ปัญหาระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนต่ำ หรือกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ประสบปัญหาความไม่สม่ำเสมอของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์หรือไนโตรเจนที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียในรอบวัน เนื่องจากกระบวนการนี้ได้พิจารณาถึงความเป็นไปได้และความมีเสถียรภาพของระบบ ไม่ใช่การก้าวกระโดดของเทคโนโลยีจนขาดการเชื่อมโยงกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดิมที่ก่อสร้างไว้ก่อนแล้ว และไม่จำเป็นต้องก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียใหม่ทั้งระบบ เพราะส่วนที่เพิ่มเติมเข้ามามี 2 ส่วน ได้แก่ ถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิกและถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ ซึ่งในระบบบำบัดน้ำเสียบางแห่งมีระบบย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกอยู่ก่อนแล้วยิ่งจะเป็นการหยัดค่าก่อสร้างลงได้อีก เพราะจะเหลือเพียงส่วนของถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์เท่านั้น เมื่อเปรียบเทียบปริมาตรกับกระบวนการสายหลักถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์มีปริมาตรเพียงร้อยละ 4.5 เท่านั้น

5.2 เครื่องวัดอัตราการหายใจที่มีความคล่องตัวและประสิทธิภาพสูง

เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด ซึ่งเป็นเครื่องมือที่พัฒนาขึ้นมาสำหรับประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ในปัจจุบันการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ด้วยวิธีวัดการหายใจถือได้ว่าเป็นวิธีมาตรฐานและได้รับการยอมรับอย่างกว้างขวาง แม้ว่ารูปแบบของเครื่องมือชนิดนี้จะเผยแพร่ครั้งแรกตั้งแต่ปี ค.ศ. 1998 ซึ่งรวมระยะเวลาประมาณ 10 ปี มาแล้วเครื่องมือชนิดนี้ยังไม่มีการพัฒนาในเชิงการค้ามีเพียงการพัฒนาเพื่องานวิจัยเท่านั้น ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงมีเป้าหมายส่วนหนึ่งเพื่อพัฒนาเครื่องมือชนิดนี้ขึ้นมาโดยใช้เวลาประมาณ 6 ปี จึงแล้วเสร็จและสามารถใช้งานได้อย่างสมบูรณ์ เนื่องจากเครื่องวัด

อัตราการหายใจเป็นเครื่องมือที่มีความสำคัญและจำเป็นต่อการวิจัยขั้นสูงและการทำงานด้านการออกแบบ การตรวจสอบติดตามการทำงานของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ทั้งนี้เครื่องมือดังกล่าวยังสามารถประยุกต์ใช้สำหรับการควบคุมการทำงานของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ได้เป็นอย่างดี

จากผลการทดลอง ค่าสัมประสิทธิ์พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของตัวอย่างสลัดจ์ที่แปลผลได้อยู่ในช่วงค่าอ้างอิงและใกล้เคียงกับนักวิจัยอื่น ๆ ที่ใช้เทคนิการวัดและแปลผลด้วยวิธีวัดอัตราการหายใจเหมือนกัน แต่อาจแตกต่างกันที่ชนิดของเครื่องวัดอัตราการหายใจที่นำมาใช้งาน แสดงให้เห็นว่าเครื่องมือที่พัฒนาขึ้นสามารถให้ข้อมูลที่เที่ยงตรงและเชื่อถือได้ ซึ่งการทดลองของนักวิจัยแต่ละคนมีความคลาดเคลื่อนเกิดขึ้นทั้งนั้นและย่อมมีความแตกต่างกันไปตามสภาวะสิ่งแวดล้อมของแหล่งที่มาของตัวอย่างสลัดจ์ สารอาหารที่ใช้และระยะเวลาการทดลอง ตลอดจนเครื่องมือที่นำมาใช้สำหรับการแปลผลการทดลอง

เครื่องวัดอัตราการหายแบบอัลติเมทไฮบริดนี้เป็นจุดเริ่มต้นที่จะทำให้นักวิจัยในประเทศมองเห็นโอกาสในการเพิ่มคุณภาพงานวิจัยของตนเองได้อย่างเท่าเทียมกับนักวิจัยในต่างประเทศ เนื่องจากไม่ได้ถูกจำกัดด้วยเครื่องมืออีกต่อไป และเครื่องวัดอัตราการหายใจชนิดนี้เป็นเครื่องมือที่ถือว่ามีคุณสมบัติที่ดีกว่าเครื่องวัดการหายใจชนิดอื่น ๆ เพราะนอกจากจะมีความคล่องตัวสูงแล้วยังสามารถทำการทดลองได้อย่างต่อเนื่องและสามารถเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองได้ถี่มากขึ้น โดยปัจจุบันสามารถเก็บรวบรวมข้อมูลการทดลองและสามารถคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนได้ละเอียดทุก 3 วินาที

5.3 ข้อจำกัดของการวิจัย

5.3.1 เนื่องจากการวิจัยนี้จำกัดขอบเขตการทดลองเฉพาะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์และถือว่าภาระทางชลศาสตร์ของระบบคงที่ เนื่องจากการทดลองได้แบ่งการป้อนน้ำเสียเข้าเป็น 2 ส่วน คือ การป้อนน้ำเจือจางอัตราไหลคงที่ 0.71 ลิตร/นาที (น้ำประปาที่เก็บพักทิ้งไว้อย่างน้อย 1 วัน ปริมาตรถัง 1,000 ลิตร) และน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นสูงโดยมีอัตราการไหลช่วงระหว่าง 5 – 75 มิลลิลิตร/นาที (อัตราการไหลเข้าเฉลี่ย 0.75 ลิตร/นาที) การเดินระบบในสภาวะการทดลองนี้จะทำให้เกิดความคลาดเคลื่อนของอัตราการไหลจากค่าเฉลี่ยน้อยกว่าร้อยละ 4.7 ดังนั้นการตอบสนองของระบบจึงไม่ได้รวมปัจจัยสภาวะทางชลศาสตร์ของระบบเข้าไปด้วย

5.3.2 การศึกษาในครั้งนี้เป็นการทดลองในห้องปฏิบัติการโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียนำร่องและสังเคราะห์น้ำเสียขึ้นมาแทนน้ำเสียชุมชนจริง น้ำเสียสังเคราะห์มีสัดส่วนขององค์ประกอบคงที่ตลอดระยะเวลาที่ทำการทดลองซึ่งต่างจากน้ำเสียที่เกิดขึ้นจริงในชุมชน และการตอบสนองของระบบที่ใช้น้ำเสียสังเคราะห์จะเกิดขึ้นเร็วกว่าน้ำเสียจริง ตลอดจนการเลือกเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำกว่าค่าที่แนะนำในการเดินระบบสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพโดยทั่วไป

ดังนั้นการตอบสนองของระบบกรณีเดินระบบที่อายุสลัดจ์สูงอาจต่ำกว่าผลการทดลองที่ได้ในการทดลองนี้

5.3.3 การศึกษาและประมาณพารามิเตอร์ยังคงเป็นการศึกษาตัวอย่างจากจุลินทรีย์ที่บำบัดน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ ไม่ได้เปรียบเทียบกับตัวอย่างสลัดจ์จากระบบบำน้ำเสียจริงหรือใช้ทดลองโดยใช้น้ำเสียชุมชนจริง ดังนั้นข้อมูลการทดลองจึงไม่ใช่ตัวแทนของจุลินทรีย์จากระบบบำบัดชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่บำบัดน้ำเสียชุมชนจริง

5.4 สภาพปัญหาและแนวทางการแก้ไขปัญหา

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

5.4.2 เนื่องจากพารามิเตอร์ในการเดินระบบ เช่น อุณหภูมิ pH และออกซิเจนละลายถูกควบคุมด้วยโปรแกรมคอมพิวเตอร์โดยเครื่องคอมพิวเตอร์ต้องทำงาน 24 ชม. ซึ่งมีความเสี่ยงต่อสภาวะที่เครื่องคอมพิวเตอร์หยุดทำงานหรือกระแสไฟฟ้าตก สภาพปัญหานี้อาจต้องเริ่มเดินระบบใหม่เพราะถ้าระบบขาดออกซิเจนเกินกว่า 4 ชม. ย่อมทำให้สูญเสียเวลาโดยไม่มีความจำเป็น การแก้ปัญหานี้สามารถทำได้โดยมีระบบสำรองไฟฟ้าที่เพียงพอ และแยกการเดินท่ออากาศส่วนหนึ่งไปยังถังเติมอากาศโดยตรงโดยไม่ผ่านระบบควบคุม วิธีดังกล่าวจะช่วยแก้ปัญหาระบบขาดอากาศได้ในระดับหนึ่งแม้ว่าระบบควบคุมอัตโนมัติจะไม่ทำงานก็ตาม

5.4.3 การทำงานกับระบบควบคุมอัตโนมัติจะพบปัญหาที่สำคัญอีกประการก็คือการทำงานล้มเหลวของขั้ววัดและการรบกวนจากระบบไฟฟ้าในระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง ในบางกรณีพบว่าค่าที่อ่านได้ไม่ตรงกับค่าจริง เช่น ขั้ววัดออกซิเจนอ่านค่าได้สูงกว่าค่าที่กำหนด 2 มิลลิกรัม/ลิตร เป็นผลให้ระบบควบคุมไม่เติมอากาศให้กับระบบ ซึ่งจะทำให้ระบบขาดออกซิเจนได้ ดังนั้นการทำงานกับระบบควบคุมอัตโนมัติต้องเพิ่มความระมัดระวังและตรวจสอบการทำงานและทำความสะอาดขั้ววัดอย่างสม่ำเสมอตลอดจนทำการสอบเทียบขั้ววัดให้ถี่ขึ้น

5.4.4 ถังตกตะกอนเป็นส่วนสำคัญที่ช่วยทำให้สลัดจ์ในระบบหมุนเวียนมีความเข้มข้นสูงและมีค่าคงที่ ตลอดจนมีการหมุนเวียนถ่ายเทอย่างต่อเนื่องและสม่ำเสมอ ระดับความลาดเอียงของก้นถังตกตะกอนประมาณ 60° ไม่เพียงพอที่จะทำให้การหมุนเวียนตะกอนเป็นไปอย่างสม่ำเสมอ เนื่องจากสลัดจ์ที่เกิดจากการใช้น้ำเสียสังเคราะห์จะเกิดคราบเมือกเหนียวติดกับผนังก้นถัง

ตกตะกอนได้ดีกว่าสลัดจ์ที่เกิดจากน้ำเสียจริง สภาวะดังกล่าวทำให้สลัดจ์ติดค้างที่ผนังก้นถังและไม่เคลื่อนตัวลงไปตามแรงโน้มถ่วง การแก้ปัญหานี้ต้องออกแบบก้นถังตกตะกอนให้มีความลาดเอียงไม่ต่ำกว่า 70° ซึ่งพบว่าปัญหาการติดค้างของสลัดจ์หมดไป

5.5 การประยุกต์ผลการวิจัย

5.5.1 กระบวนกำจัดไนโตรเจนรูปแบบใหม่ที่ได้พัฒนาขึ้นสามารถนำไปใช้สำหรับแก้ปัญหาประสิทธิภาพในการทำงานต่ำของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ทั้งในลักษณะการก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียใหม่และปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีประสิทธิภาพต่ำ หรือการนำหลักการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ไปใช้เฉพาะส่วนก็สามารถทำได้ โดยเฉพาะระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบธรรมดาที่ออกแบบไว้สำหรับการกำจัดเฉพาะบีโอดีหรือซีโอดีเท่านั้น การเพิ่มประสิทธิภาพระบบให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ต้องมีค่าการลงทุนสูงมากเพราะต้องออกแบบให้ระบบมีขนาดใหญ่ขึ้นและสามารถเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์สูงได้ การเพิ่มประสิทธิภาพด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์จะมีค่าใช้จ่ายที่ถูกกว่าวิธีการข้างต้น

5.5.2 ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ประสบปัญหาเรื่องการผันแปรของปริมาณการไหลและการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์หรือไนโตรเจนอย่างรวดเร็ว หรือกับโรงงานอุตสาหกรรมบางชนิดที่มีถังปรับสภาพการไหลไม่เพียงพอต่อการเก็บพักน้ำเสีย สามารถนำหลักการหรือรูปแบบของกระบวนการนี้ไปประยุกต์ใช้ได้ และได้ผ่านการทดสอบสอบแล้วว่าระบบสามารถรองรับกับสภาวะการผันแปรที่เกิดขึ้นในรอบวันได้อย่างมีประสิทธิภาพ

5.5.3 ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดิมที่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ส่วนเกินกลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง ผลการทดลองได้แสดงให้เห็นแล้วว่าวิธีบำบัดแบบดั้งเดิมที่เคยปฏิบัติกันมามีประสิทธิภาพต่ำกว่าการแยกบำบัด และถ้ามีระบบย่อยสลัดจ์อยู่แล้วจะเป็นการประหยัดค่าก่อสร้างได้มากขึ้นและประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบก็สูงกว่าวิธีการบำบัดแบบดั้งเดิม

5.5.4 เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดเป็นเครื่องมือที่พัฒนาขึ้นสำหรับใช้ในการวิจัยเป็นหลัก แต่เครื่องมือนี้เป็นประโยชน์อย่างมากสำหรับวิศวกรที่ออกแบบก่อสร้างและควบคุมดูแลการเดินระบบ เพราะสามารถนำเครื่องมือชนิดนี้ไปทดลองและวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่จำเป็น มาใช้ในการออกแบบก่อสร้างต่อไป ตลอดจนผู้ควบคุมระบบสามารถใช้ข้อมูลพารามิเตอร์ที่เป็นจริงสำหรับการตัดสินการเลือกพารามิเตอร์การเดินระบบที่เหมาะสม

5.5.5 เครื่องวัดอัตราการหายใจสามารถนำไปประยุกต์ใช้สำหรับการควบคุมการเดินระบบแบบอัตโนมัติ ซึ่งจะช่วยให้ระบบทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพและมีความปลอดภัยในกรณี

ที่เป็นน้ำเสียที่มีสารพิษปะปนเข้ามากับน้ำเสีย การวัดอัตราการใช้ออกซิเจนจะช่วยป้องกันระบบไม่ให้ล้มเหลวจากสารพิษที่ปะปนมากับน้ำเสียได้

5.5.6 เครื่องวัดอัตราการหายใจสามารถใช้วิเคราะห์พารามิเตอร์ได้มากกว่าที่ได้นำเสนอในบทที่ 4 ดังนั้นเพื่อให้มีฐานข้อมูลพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เพื่อใช้ในประเทศและเป็นมาตรฐานสำหรับการออกแบบ เครื่องวัดอัตราการหายใจสามารถนำไปใช้งานได้โดยตรงซึ่งจะเป็นประโยชน์อย่างมากสำหรับนักวิจัยหรือผู้ที่มีส่วนเกี่ยวข้องทุกฝ่าย

5.6 ข้อเสนอแนะในการวิจัยต่อไป

5.6.1 จากผลการศึกษาทำให้ทราบว่า กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถช่วยทำให้กระบวนการสายหลักมีศักยภาพสูงขึ้นสามารถรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกที่เกิดขึ้นในรอบวันได้ และการศึกษาในครั้งนี้ใช้เพียงน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์เท่านั้น ดังนั้นการศึกษาในขั้นต่อไปควรเป็นการประยุกต์กับโรงงานบำบัดน้ำเสียจริง ทั้งในน้ำเสียจากอุตสาหกรรมและน้ำเสียชุมชน โดยเฉพาะกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ยังคงประสบปัญหากับปริมาณการไหลไม่คงที่และมีสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกต่ำหรือเกินกว่าค่าที่ออกแบบไว้

5.6.2 รูปแบบกระบวนการ SHARON เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงอีกรูปแบบหนึ่งที่อาจจะนำมาใช้แทนกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ได้เนื่องจากจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนยังคงเป็นกลุ่มเดียวกันกับกระบวนการสายหลัก

5.6.3 ผลการเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง รูปแบบกระบวนการที่ศึกษาในครั้งนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ ดังนั้นการศึกษาในครั้งต่อไปควรศึกษาหรือปรับปรุงรูปแบบกระบวนการในสายรองให้มีความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสให้สูงขึ้นมากกว่าปัจจุบัน

5.6.4 ทำการศึกษาและทดลองเพื่อประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่บำบัดน้ำเสียจริงและทำเป็นฐานข้อมูลที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการวิจัยและการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีอยู่ในประเทศต่อไป

ภาคผนวก ก

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (ASM1)

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

Component	i →	1	2	3	4
j	Process ↓	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 ($ML^{-3}T^{-1}$)		$r_i = \sum_i v_{ij}\rho_j$			
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 แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (Henze *et al*., 2000) (ต่อ)

Component $i \rightarrow$		5 X_{BH}	6 X_{BA}	7 X_P	8 S_O
j	Process $\downarrow$				
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 ($ML^{-3}T^{-1}$)		$r_i = \sum_i \nu_{ij} \rho_j$			
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 แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (Henze *et al*., 2000) (ต่อ)

Component i →		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 ($ML^{-3}T^{-1}$)		$r_i = \sum_i v_{ij}\rho_j$				
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 แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (Henze *et al*., 2000) (ต่อ)

Component	$i \rightarrow$	Process rate, ρ_j
j	Process $\downarrow$	
1	Aerobic growth of heterotrophs	$\mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_S + S_O} X_{BH}$
2	Anoxic growth of heterotrophs	$\eta_g \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} X_{BH}$
3	Aerobic growth of autotrophs	$\mu_{maxA} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{OA} + S_O} X_{BA}$
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: Hetertrophic growth and decay: μ_{maxH}, K_S, K_{OH}, K_{NO}, b_H Autotrophic growth and decay: μ_{maxA}, 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

องค์ประกอบน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูง

ตารางที่ ข1 องค์ประกอบน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ความเข้มข้นสูง

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
แคลเซี่ยมคาร์บอเนต ($CaCO_3$)	400
แม็กนีเซียมซัลเฟต ($MgSO_4$)	120
นมผง (Milk powder)	300
แป้งข้าวจ้าว (Rice powder)	2,200
นมสด (Fresh milk)	145
น้ำมันพืช (Soy oil)	22
สารละลายธาตุที่จำเป็น (Trace elements)	2 mL/L
ความเข้มข้นของซีโอดีเฉลี่ย (COD)	4,415
ความเข้มข้นของทีเคเอ็นเฉลี่ย (TKN)	570
ความเข้มข้นของฟอสฟอรัสเฉลี่ย (TP)	76

ตารางที่ ข2 องค์ประกอบสารละลายธาตุที่จำเป็น

รายการ	น้ำหนัก (มิลลิกรัม/ลิตร)
เฟอริกคลอไรด์ ($FeCl_3$)	50
กรดบอริก (H_3BO_3)	45
คอเปอร์ซัลเฟต ($CuSO_4$)	10
โปแตสเซียมไอโอไดน์ (KI)	10
แมงกานีสคลอไรด์ ($MnCl_2$)	30
ซิงค์คลอไรด์ ($ZnCl_2$)	30
โคบอลด์คลอไรด์ ($CoCl_2$)	90
นิเกิลคลอไรด์ ($NiCl_2$)	10

ภาคผนวก ค

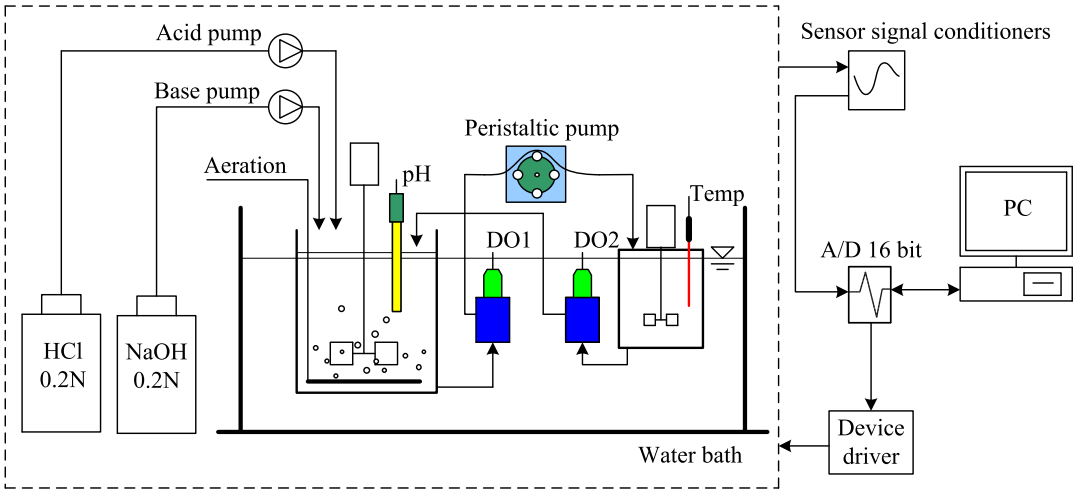
รายละเอียดเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด

เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด

ค1. รูปแบบอุปกรณ์

เครื่องวัดอัตราการใช้ออกซิเจนที่ใช้ในการทดลอง เรียกว่า เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (Ultimate hybrid respirometer) (รูปที่ ค1) ประกอบด้วยภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจปริมาตร 1.86 และ 0.84 ลิตร โดยที่ภาชนะวัดอัตราการหายใจจะปิดสนิทเพื่อป้องการกันซึมผ่านของอากาศจากภายนอกเพราะอาจจะส่งผลให้เกิดความผิดพลาดต่อการวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในสลัดจ์ได้

เพื่อให้เกิดการผสมที่เพียงพอและทั่วถึงจึงได้มีการติดตั้งเครื่องกวนที่สามารถปรับค่าความเร็วใบพัดได้ทั้งสองภาชนะ เครื่องสูบหมุนเวียนสลัดจ์ระหว่างภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจเป็นชนิดเพอริสตาลติค เครื่องเติมกรดและด่างเป็นชนิดไดอะแฟรม ภาชนะเติมอากาศ ภาชนะวัดการหายใจ และท่อส่งสลัดจ์ ติดตั้งอยู่ในอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิที่ 28°C เพื่อลดความแตกต่างของอุณหภูมิระหว่างภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ



รูปที่ ค1 รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด

ขั้ววัดออกซิเจนจำนวน 2 ขั้ววัด เป็นชนิดโพลาโรกราฟิก การควบคุมค่า pH ของระบบได้ติดตั้งขั้ววัด pH ที่ภาชนะเติมอากาศกำหนดค่า pH ในภาชนะเติมอากาศเท่ากับ 7.5 ± 0.03 (ค่า pH สำหรับการเดินระบบบำบัดน้ำเสียนำร่อง) ค่า pH สำหรับการทดลองสามารถเลือกกำหนดช่วงระหว่าง 7.5 - 8.3 ซึ่งเป็นช่วงของค่า pH ที่ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดีที่สุด ในขณะทำการทดลอง ถ้าค่า pH อยู่นอกช่วงค่าที่กำหนด เครื่องเติมสารเคมีจะเติมสารละลายกรด HCl (0.2N) หรือด่าง NaOH (0.2N) เพื่อรักษาระดับค่า pH ให้คงที่

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

ค2. การสอบเทียบขั้ววัด

ค2.1 การสอบเทียบขั้ววัดอุณหภูมิ

ขั้ววัดอุณหภูมิเป็นขั้ววัดชนิดแรกที่ต้องทำการสอบเทียบ เนื่องจากการสอบเทียบขั้ววัด ได้แก่ ขั้ววัดออกซิเจน และขั้ววัดพีเอช ต้องดำเนินการภายใต้อุณหภูมิของน้ำที่กำหนดไว้สำหรับควบคุมการทดลอง (28°C) หรืออุณหภูมิมาตรฐานที่อ้างอิงตามข้อกำหนดไว้ในสารละลายมาตรฐานที่ใช้สำหรับการสอบเทียบขั้ววัด ดังนั้นการสอบเทียบขั้ววัดอุณหภูมิจึงถือได้ว่ามีความสำคัญอย่างยิ่งและเป็นการสอบเทียบอันดับแรกที่จะส่งผลต่อค่าความถูกต้องของขั้ววัดอื่นที่เหลือที่ต้องใช้อุณหภูมิเป็นค่าอ้างอิงหรือเป็นตัวแปรในการคำนวณ ขั้ววัดอุณหภูมิที่ใช้ในชุดเครื่องมือดังกล่าวมีทั้งหมด 2 ขั้ววัด ได้แก่ ขั้ววัดอุณหภูมิน้ำซึ่งเป็นขั้ววัดชนิดแพลทตินัม 100 โอห์ม (Pt-100) และขั้ววัดอุณหภูมิอากาศซึ่งเป็นชนิดเซมิคอนดักเตอร์และใช้ข้อมูลอ้างอิงอุณหภูมิจากโรงงานผู้ผลิตขั้ววัดชนิดดังกล่าว

การดำเนินการสอบเทียบขั้ววัดอุณหภูมิของน้ำได้กำหนดตำแหน่งอุณภูมิอ้างอิง 3 ตำแหน่ง ช่วงระหว่าง 0 - 50°C การกำหนดช่วงการสอบเทียบแคบเพื่อลดความผิดพลาดจากการวัดได้มากขึ้น เช่น อุณหภูมิที่ใช้สำหรับการทดลอง 28°C ได้กำหนดตำแหน่งสำหรับการสอบเทียบทั้งหมด 3 ค่า ได้แก่ 20, 30 และ 40°C โดยเครื่องวัดอุณหภูมิที่นำมาใช้อ้างอิงในการสอบเทียบเป็นเครื่องวัดอุณหภูมิที่ได้มาตรฐานจากห้องปฏิบัติการ

ค2.2 การสอบเทียบขั้ววัดออกซิเจน

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

ค2.3 การสอบเทียบขั้ววัดพีเอช

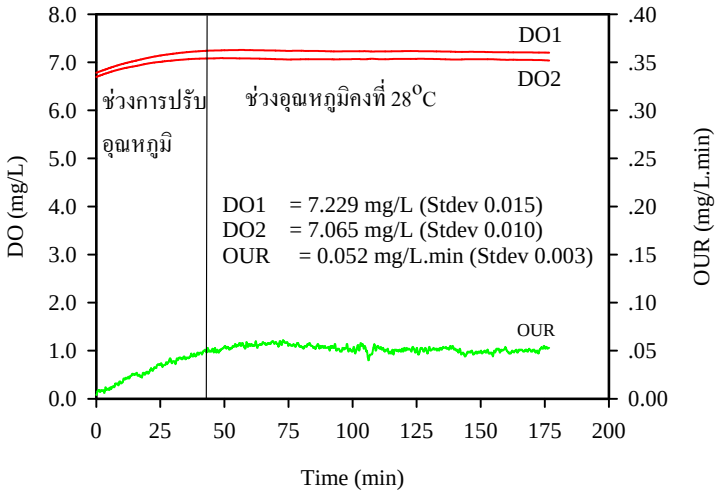
ขั้ววัดพีเอช เป็นอีกขั้ววัดหนึ่งที่มีความสำคัญไม่น้อยไปกว่าขั้ววัดอุณหภูมิและขั้ววัดออกซิเจน ขั้ววัดพีเอชได้ถูกออกแบบให้มีการชดเชยค่าพีเอชจากการเปลี่ยนแปลงของอุณภูมิเอาไว้ด้วย ดังนั้นจึงต้องใช้ข้อมูลจากอุณหภูมิของน้ำสำหรับการแปลผล ทั้งนี้การสอบเทียบขั้ววัดพีเอชได้กำหนดตำแหน่งพีเอชอ้างอิงไว้ทั้งหมด 3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

ค3. การสอบเทียบเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด

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 (ความเข้มข้นร้อยละ10) และ $CoCl_2$ (ความเข้มข้นร้อยละ1) จนกระทั่งระดับออกซิเจนลดลงเท่ากับศูนย์เท่ากันทั้งสองขั้ววัด แล้วบันทึกค่าออกซิเจนที่อ่านได้ และหลังจากนั้นถ่ายน้ำที่ใช้ในการสอบเทียบทิ้งออกและทำความสะอาดภาชนะด้วยน้ำสะอาด

การทดสอบผลการสอบเทียบขั้ววัดออกซิเจนทำได้โดยการเติมด้วยน้ำสะอาดปริมาตร 2.7 ลิตร เดินระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจและเติมอากาศจนกระทั่งระดับออกซิเจนถึงค่าจุดอิ่มตัว และเมื่ออุณหภูมิได้ตามที่กำหนด 28°C ระดับค่าออกซิเจนจะคงที่ทั้ง 2 ขั้ววัด และขั้ววัดออกซิเจนที่ 1 จะต้องอ่านค่าได้สูงกว่าหรือเท่ากับขั้ววัดออกซิเจนที่ 2 เท่านั้นจึงจะยอมรับได้ว่าการสอบเทียบเครื่องมือมีความถูกต้อง และถ้าขั้ววัดออกซิเจนที่ 1 อ่านค่าได้น้อยกว่าขั้ววัดออกซิเจนที่ 2 ต้องดำเนินการสอบเทียบใหม่อีกครั้ง

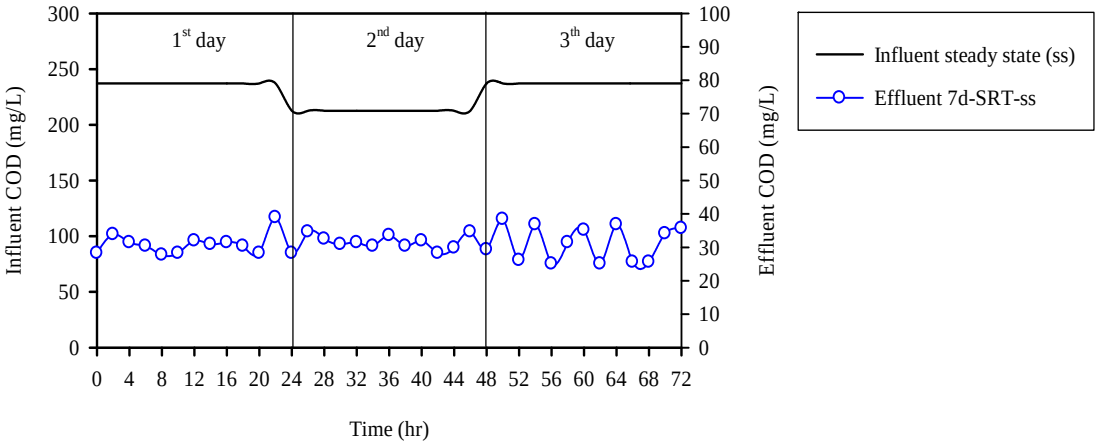
ผลการสอบเทียบเครื่องวัดอัตราการหายใจโดยใช้น้ำสะอาดแทนตัวอย่างสลัดจ์มีค่าอัตราการใช้ออกซิเจนเท่ากับ 0.052 ± 0.003 มิลลิกรัม/ลิตร.นาที (รูปที่ ค2) จากข้อมูลค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน อาจกล่าวได้ว่าการคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนมีความเที่ยงตรงสูงมากพอและสามารถยอมรับได้ และนำค่าอัตราการใช้ออกซิเจนนี้ไปลบออกจากค่าอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลองในตัวอย่างสลัดจ์จริง



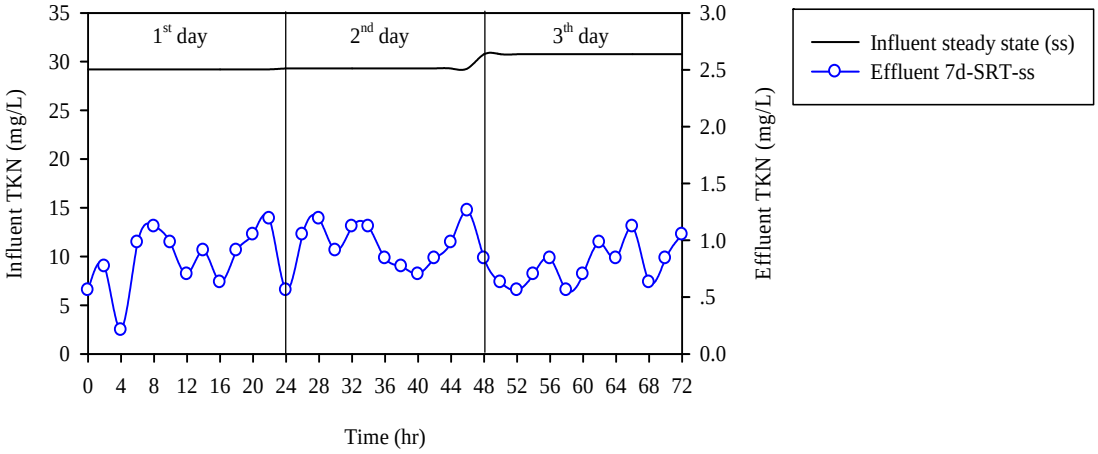
รูปที่ ค2 ผลการสอบเทียบเครื่องวัดอัตราการหายใจด้วยน้ำสะอาด

ภาคผนวก ง

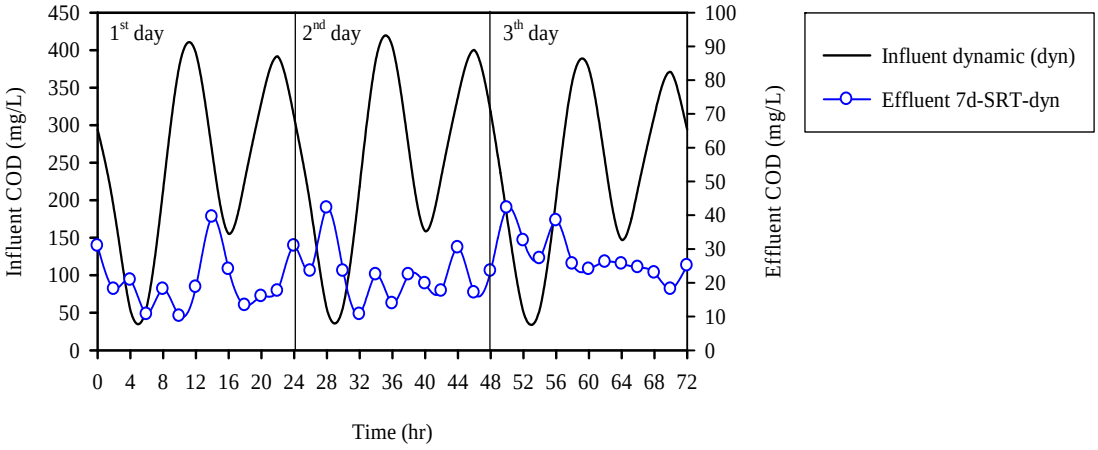
ข้อมูลการทดลอง 3 วัน ต่อเนื่อง



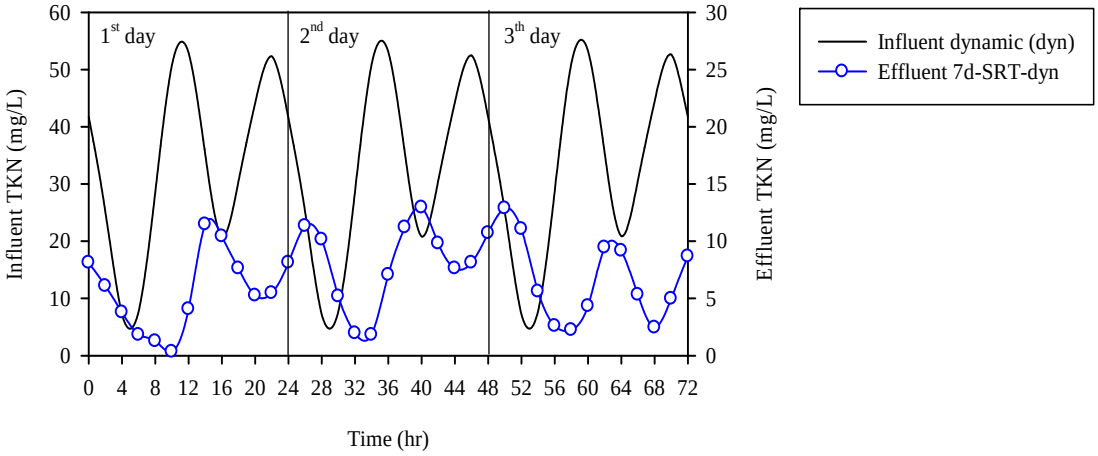
รูปที่ ง1 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง 7d-SRT-ss อายุสลัดจ์ 7 วัน เดินระบบแบบพื้นฐาน เฉพาะกระบวนการสายหลัก ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



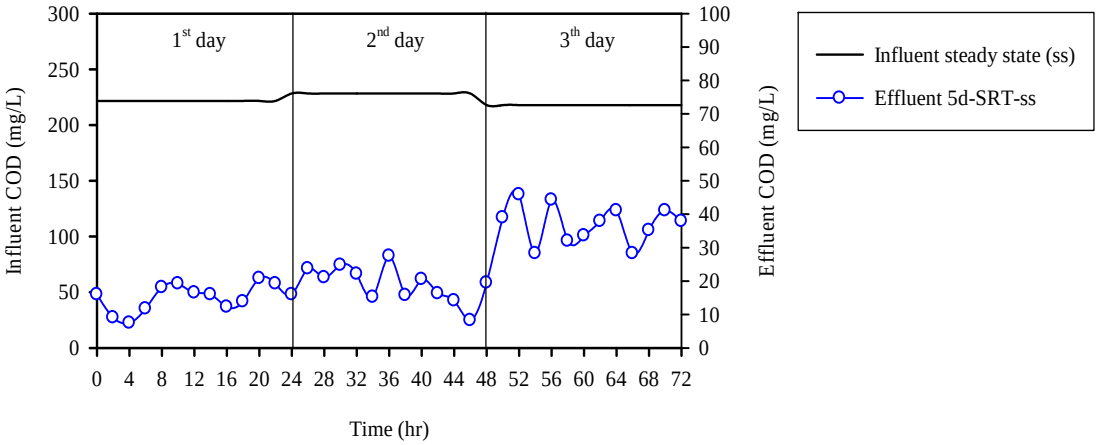
รูปที่ ง2 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง 7d-SRT-ss อายุสลัดจ์ 7 วัน เดินระบบแบบพื้นฐาน เฉพาะกระบวนการสายหลัก ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



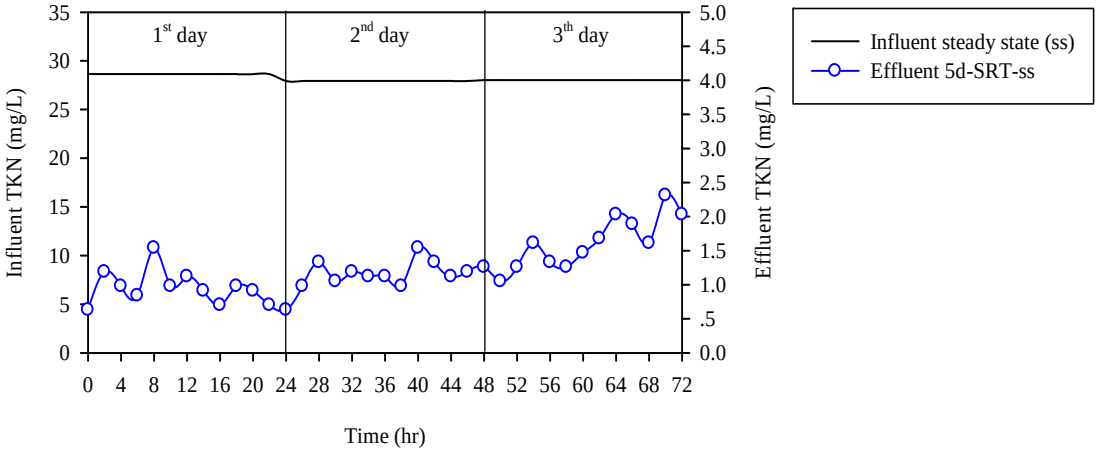
รูปที่ ง3 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง 7d-SRT-dyn อายุสลัดจ์ 7 วัน เดินระบบแบบพื้นฐาน เฉพาะกระบวนการสายหลัก ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



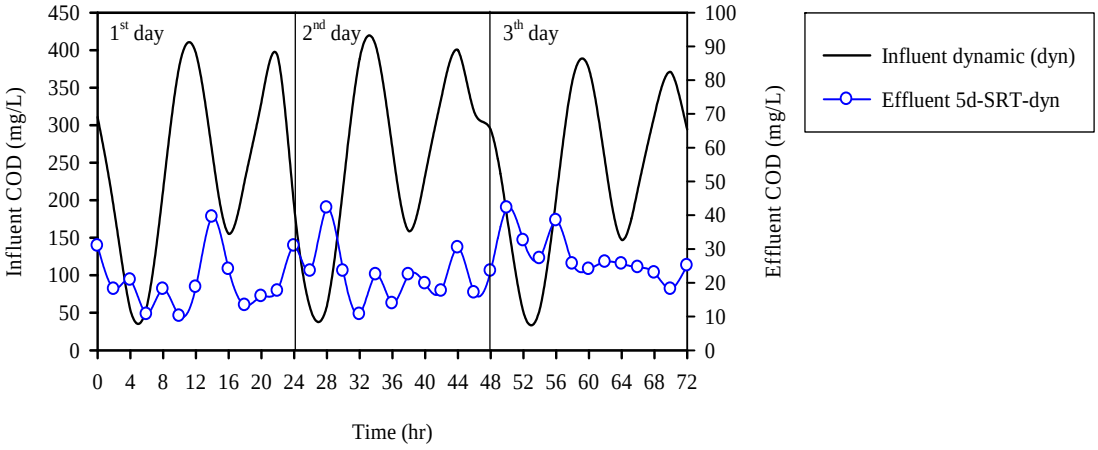
รูปที่ ง4 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง 7d-SRT-dyn อายุสลัดจ์ 7 วัน เดินระบบแบบพื้นฐาน เฉพาะกระบวนการสายหลัก ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



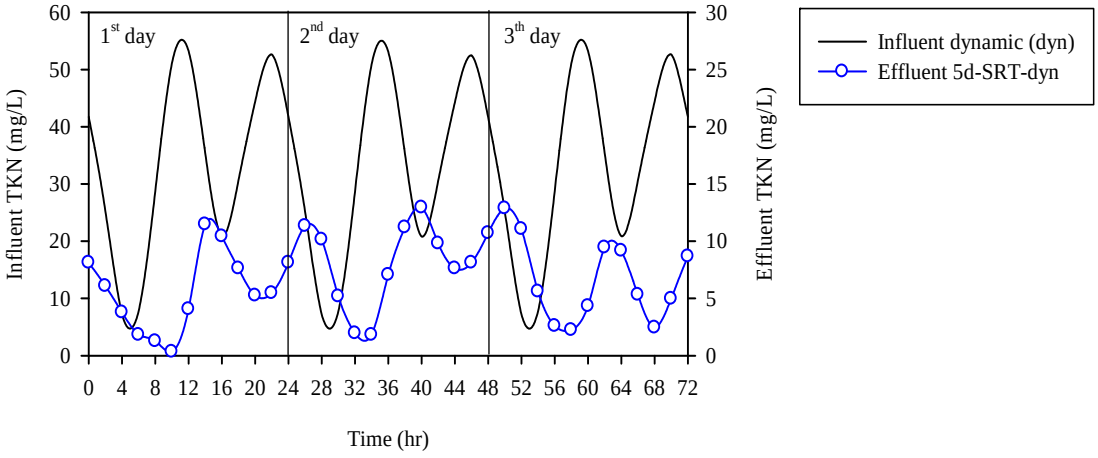
รูปที่ ง5 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง 5d-SRT-ss อายุสลัดจ์ 5 วัน เดินระบบแบบพื้นฐาน เฉพาะกระบวนการสายหลัก ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



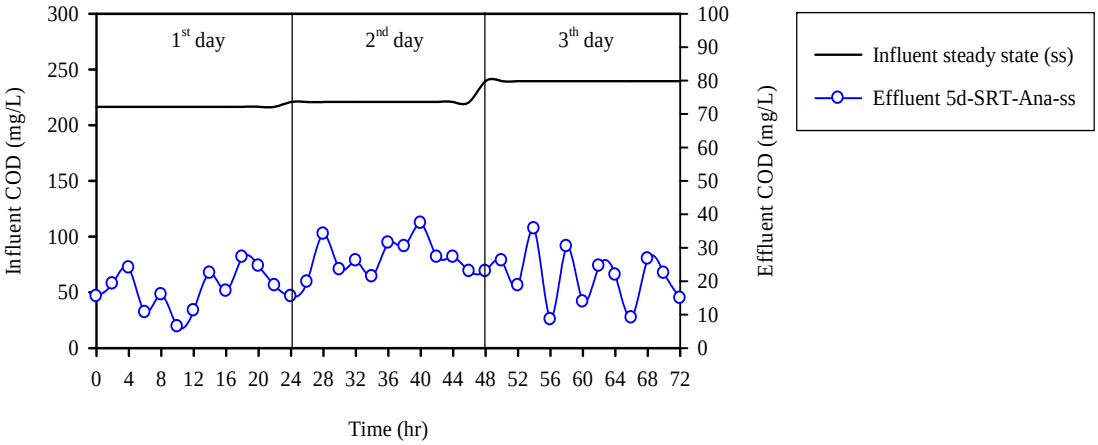
รูปที่ ง6 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง 5d-SRT-ss อายุสลัดจ์ 5 วัน เดินระบบแบบพื้นฐาน เฉพาะกระบวนการสายหลัก ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



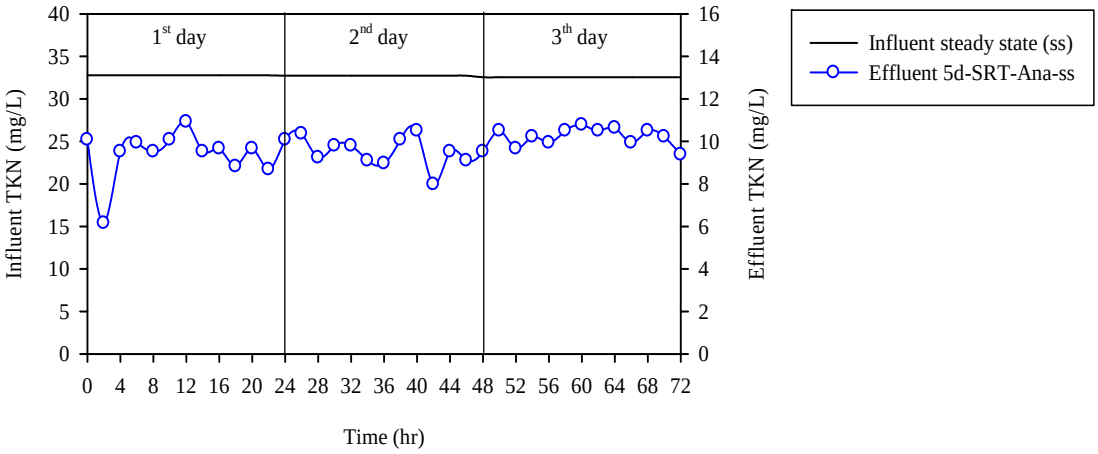
รูปที่ ง7 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง 5d-SRT-dyn อายุสลัดจ์ 5 วัน เดินระบบแบบพื้นฐาน เฉพาะกระบวนการสายหลัก ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



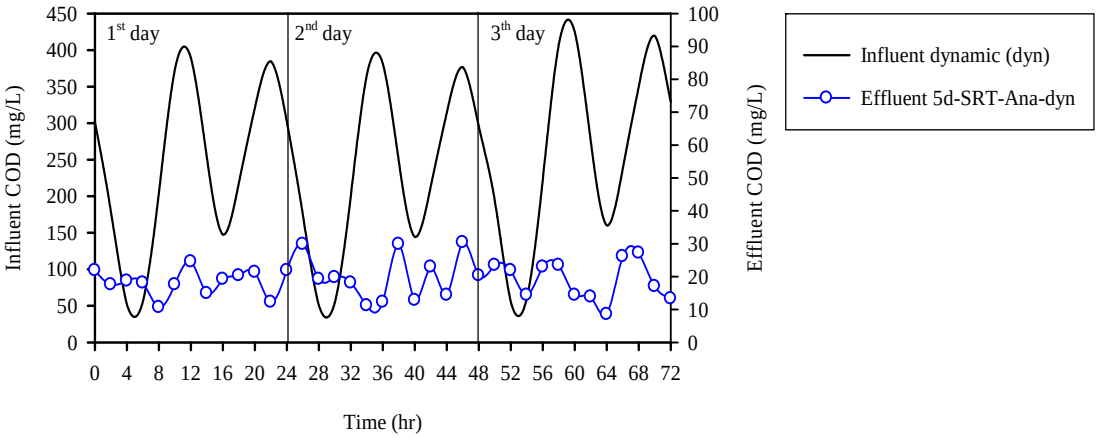
รูปที่ ง8 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง 5d-SRT-dyn อายุสลัดจ์ 5 วัน เดินระบบแบบพื้นฐาน เฉพาะกระบวนการสายหลัก ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



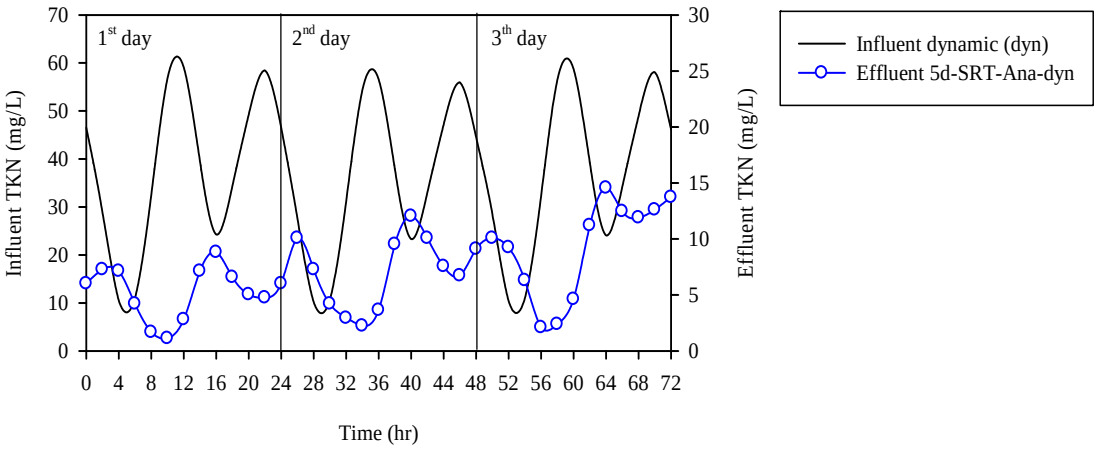
รูปที่ ง9 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง 5d-SRT-Ana-ss อายุสลัดจ์ 5 วัน ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



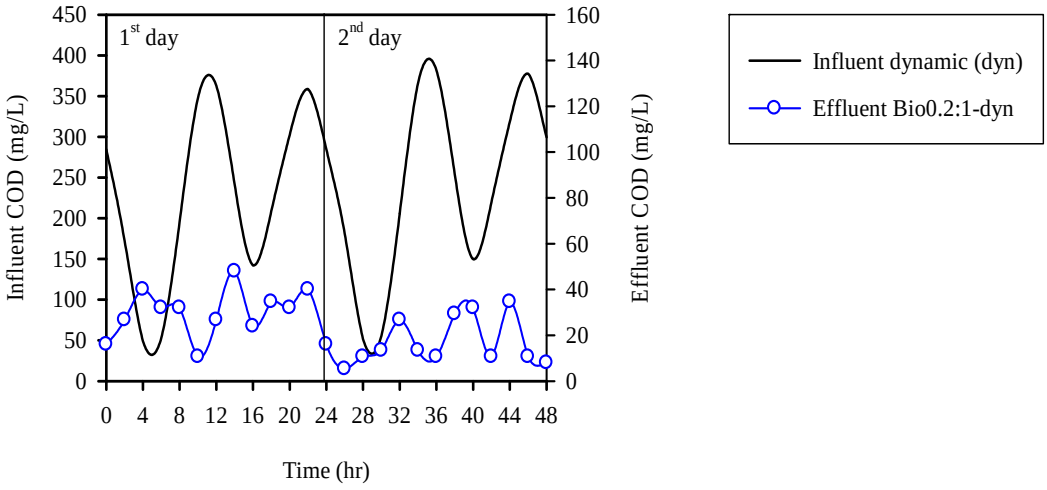
รูปที่ ง10 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง 5d-SRT-Ana-ss อายุสลัดจ์ 5 วัน ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



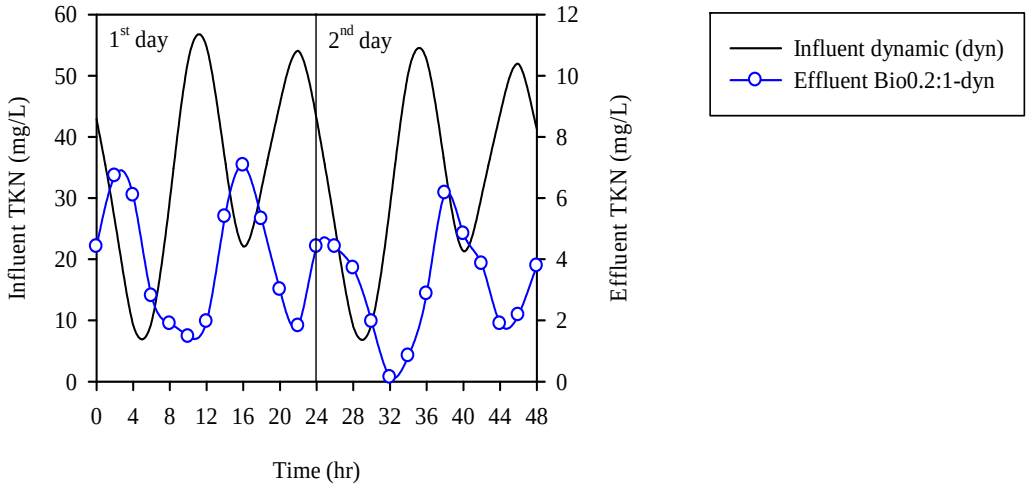
รูปที่ ง11 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง 5d-SRT-Ana-dyn อายุสลัดจ์ 5 วัน ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



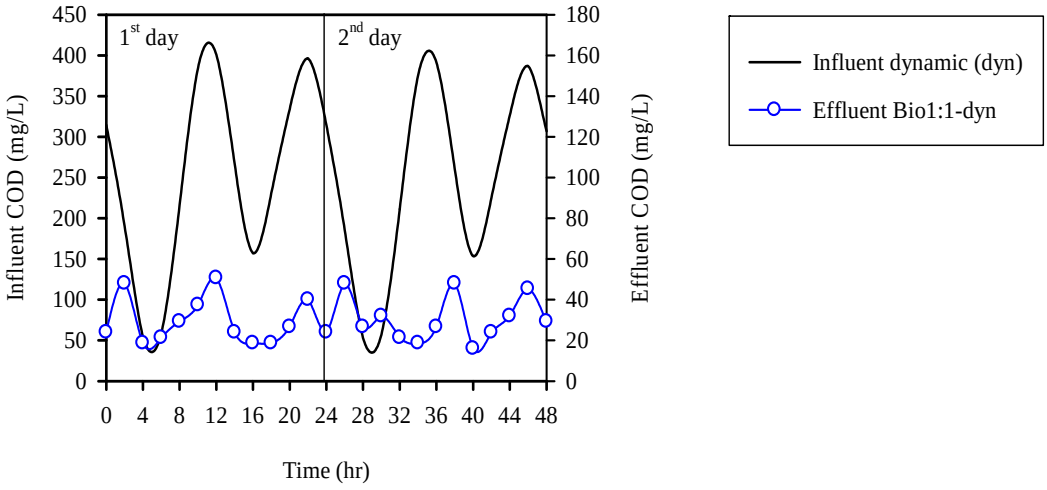
รูปที่ ง12 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง 5d-SRT-Ana-dyn อายุสลัดจ์ 5 วัน ระยะเวลา 3 วัน ต่อเนื่อง



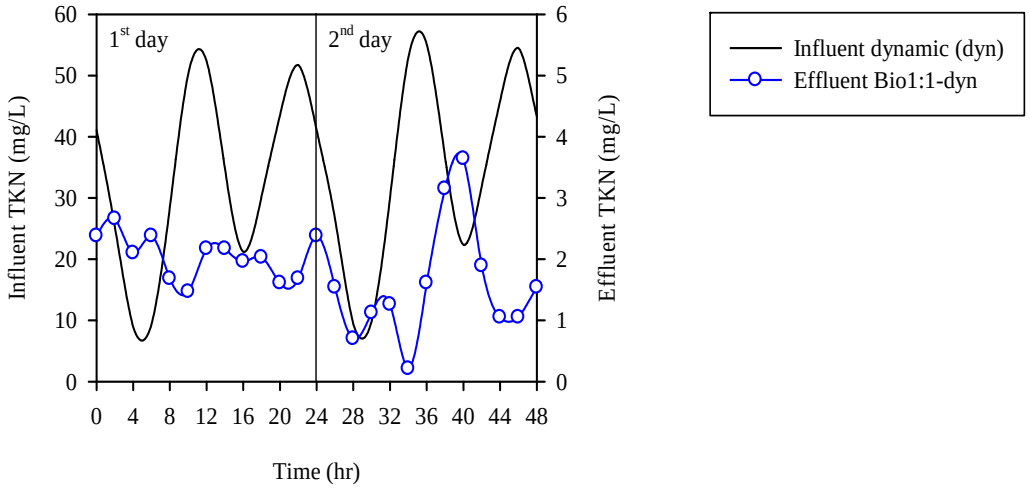
รูปที่ ง13 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง Bio0.2:1-dyn ระยะเวลา 2 วัน ต่อเนื่อง



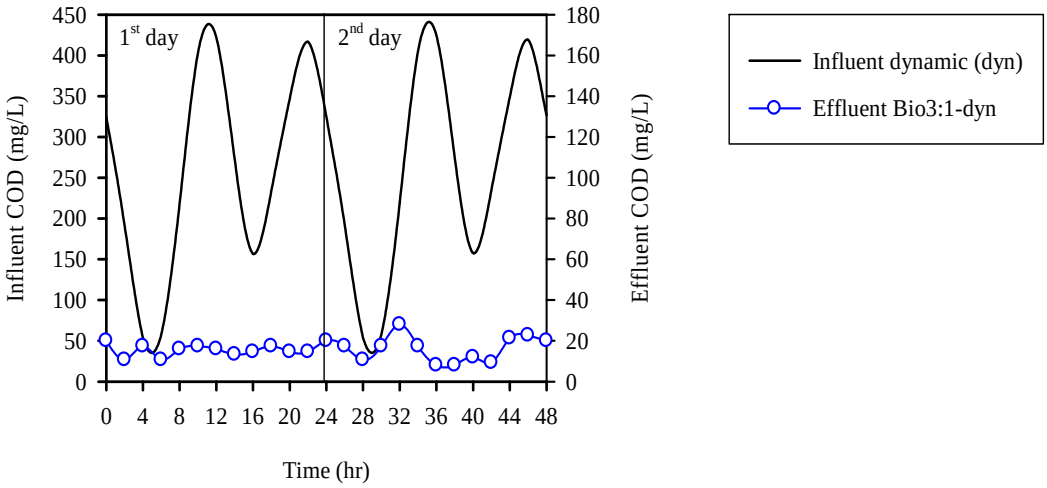
รูปที่ ง14 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง Bio0.2:1-dyn ระยะเวลา 2 วัน ต่อเนื่อง



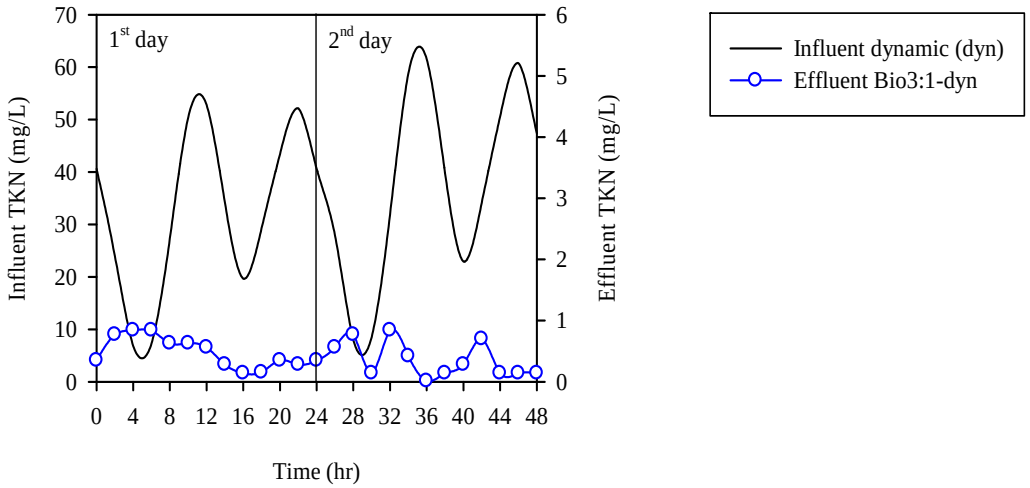
รูปที่ ง15 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง Bio1:1-dyn ระยะเวลา 2 วัน ต่อเนื่อง



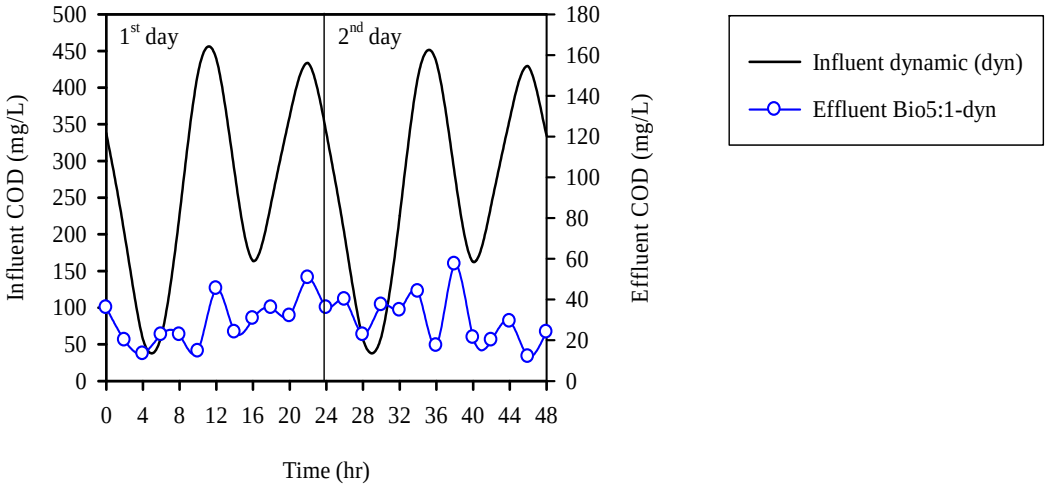
รูปที่ ง16 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง Bio1:1-dyn ระยะเวลา 2 วัน ต่อเนื่อง



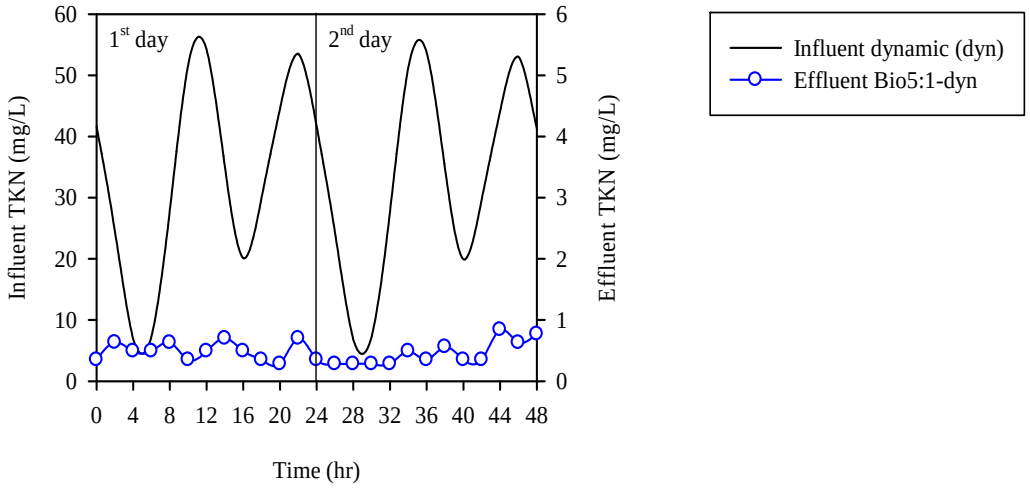
รูปที่ ง17 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง Bio3:1-dyn ระยะเวลา 2 วัน ต่อเนื่อง



รูปที่ ง18 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง Bio3:1-dyn ระยะเวลา 2 วัน ต่อเนื่อง



รูปที่ ง19 แนวโน้มค่าซีโอดีผลการทดลอง Bio5:1-dyn ระยะเวลา 2 วัน ต่อเนื่อง



รูปที่ ง20 แนวโน้มค่าทีเคเอ็นผลการทดลอง Bio5:1-dyn ระยะเวลา 2 วัน ต่อเนื่อง

ภาคผนวก จ

ผลการเปรียบเทียบข้อมูลทางสถิติโดยใช้ t-test

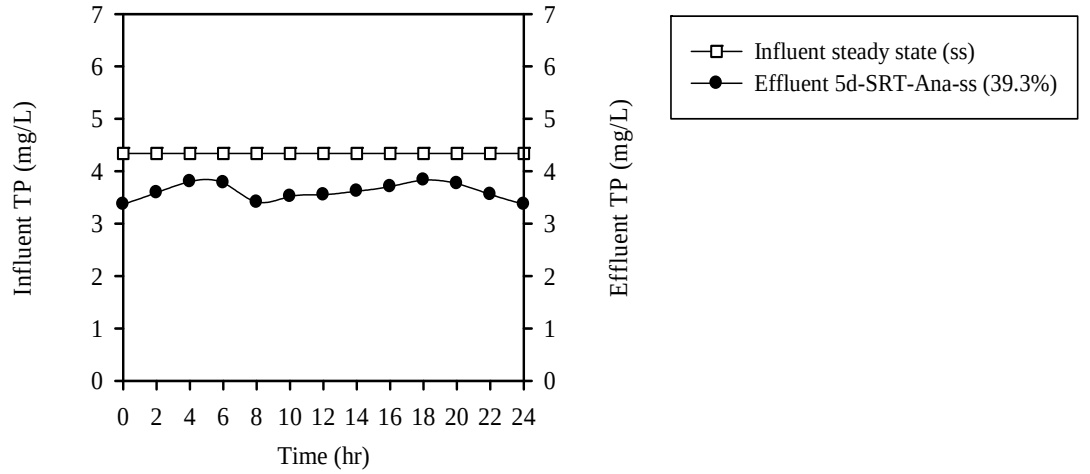
ตารางที่ จ1 ผลการเปรียบเทียบข้อมูลทางสถิติน้ำทิ้งออกโดยใช้สถิติ t-test (ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95)

เปรียบเทียบผลการทดลอง	ผลการทดสอบทางสถิติ (t –test)		
	ค่า COD	ค่า TKN	ค่า TP
7d-SRT-ss และ 5d-SRT-ss	P ≤ 0.001	P ≤ 0.001	P = 0.013
7d-SRT-dyn และ 5d-SRT-dyn	P = 0.004	P ≤ 0.001	P = 0.027
5d-SRT-dyn และ 5d-SRT-ss	P = 0.761*	P ≤ 0.001	P ≤ 0.001
5d-SRT-ss และ 5d-SRT-Ana-ss	P = 0.138*	P ≤ 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 ≤ 0.001	-
Bio3:1-ss และ Bio3:1-dyn	P = 0.038	P ≤ 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 ≤ 0.001	-
Bio3:1-dyn และ Bio5:1-dyn	P ≤ 0.001	P = 0.447*	-
Bio3:1-ss และ Bio0.2:1-dyn	P = 0.653*	P ≤ 0.001	-
Bio3:1-dyn และ Bio0.2:1-dyn	P = 0.005	P ≤ 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 ≤ 0.001	P ≤ 0.001	-
Bio3:1-dyn และ Bio3:1-syn-dyn	P = 0.006	P ≤ 0.001	-
Bio3:1-2TKN-dyn และ Bio3:1-syn-dyn	P = 0.047	P = 0.277*	-

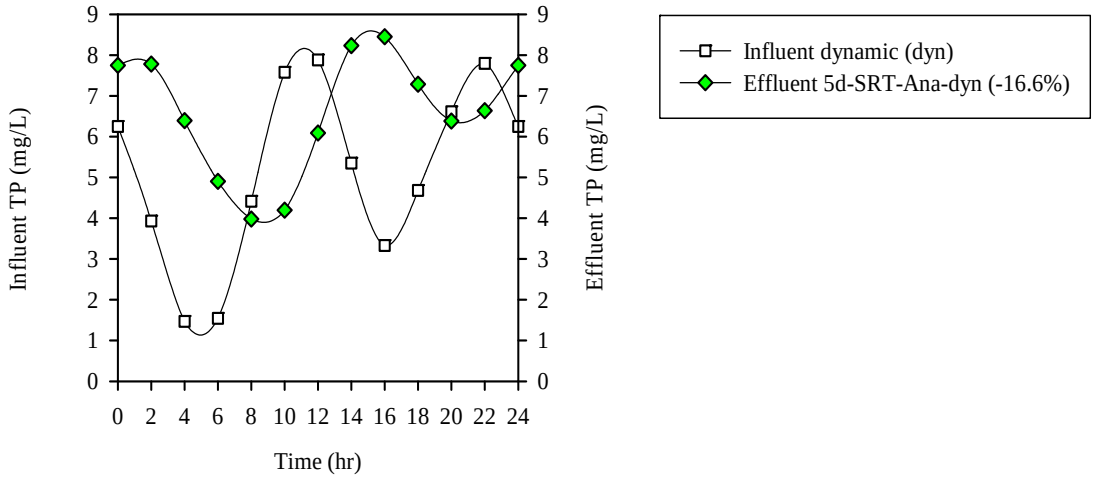
หมายเหตุ : * P value มากกว่าหรือเท่ากับ 0.05 หมายถึงข้อมูลไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95

ภาคผนวก ฉ

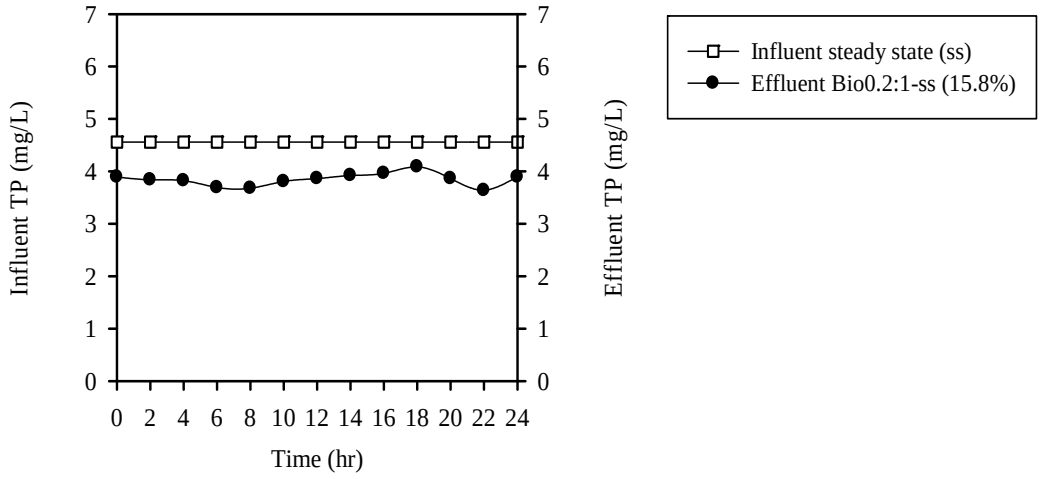
ข้อมูลการทดลองฟอสฟอรัส



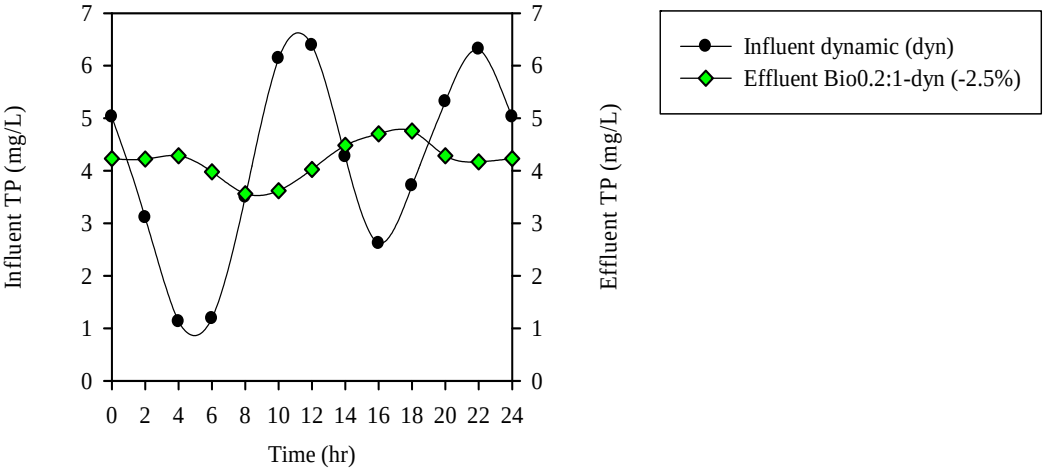
รูปที่ ฉ1 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง 5d-SRT-Ana-ss (ค่าเฉลี่ยระยะเวลา 3 วัน)



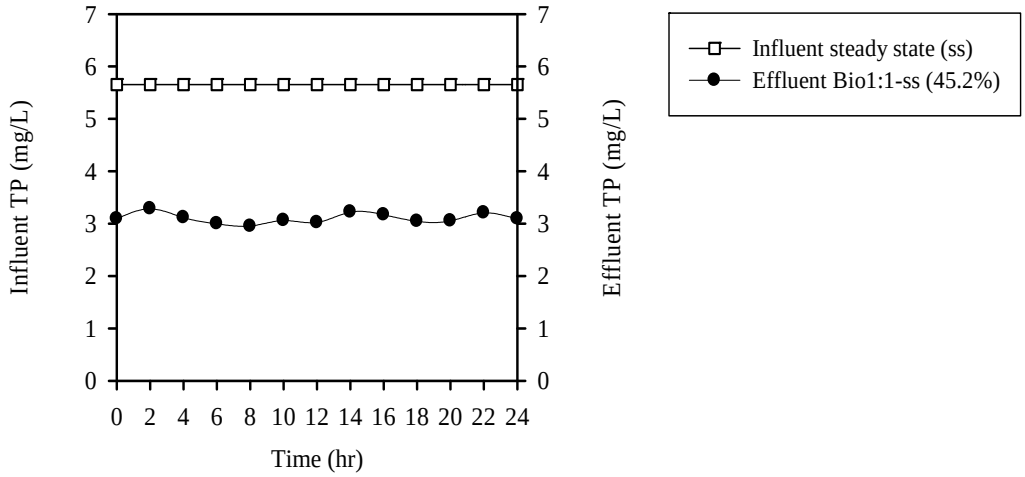
รูปที่ ฉ2 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง 5d-SRT-Ana-dyn (ค่าเฉลี่ยระยะเวลา 3 วัน)



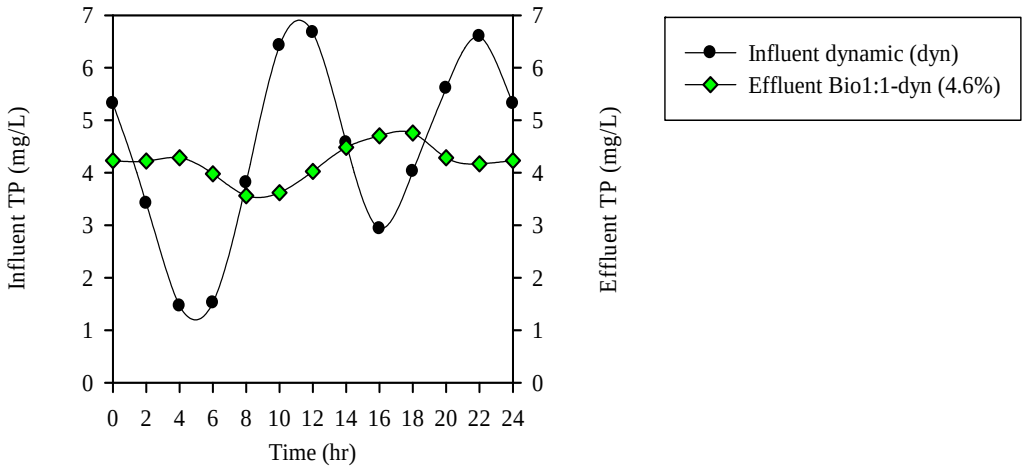
รูปที่ ฉ3 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio0.2:1-ss



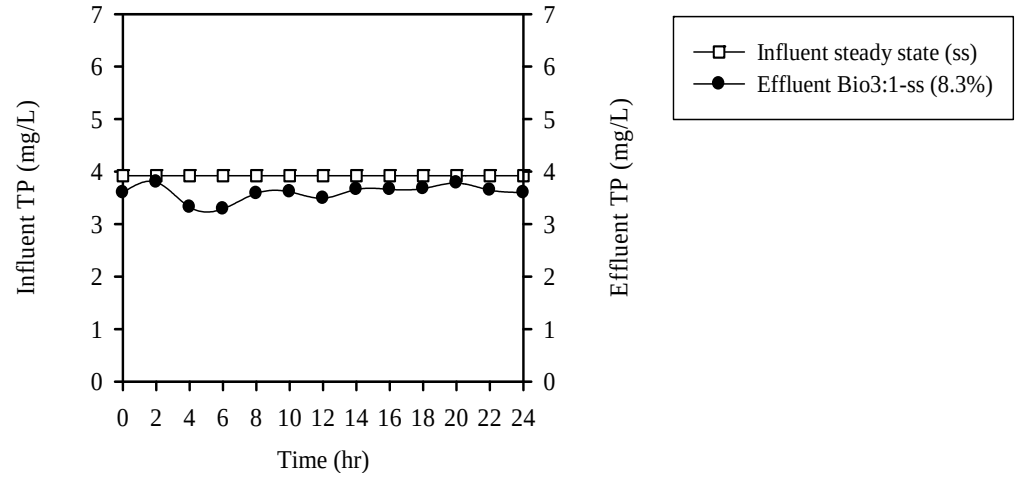
รูปที่ ฉ4 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio0.2:1-dyn



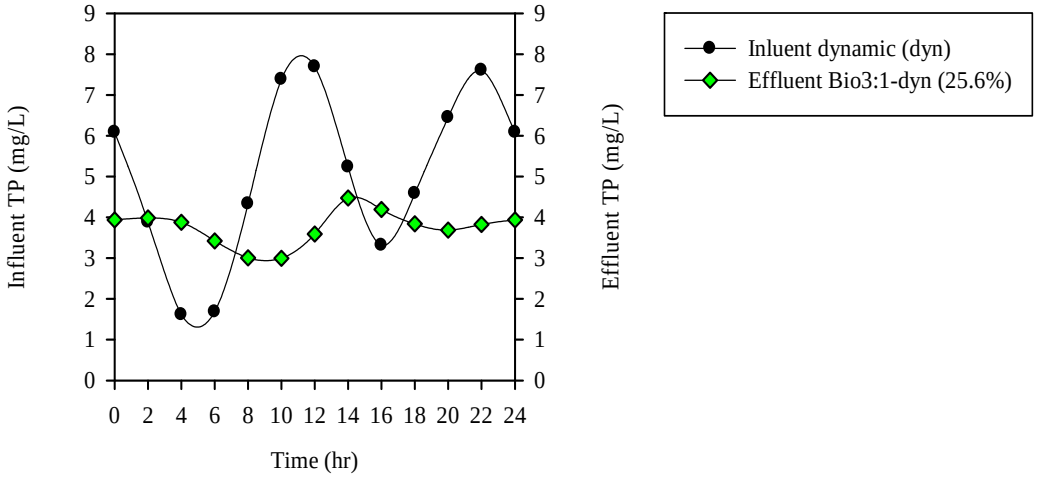
รูปที่ ฉ5 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio1:1-ss



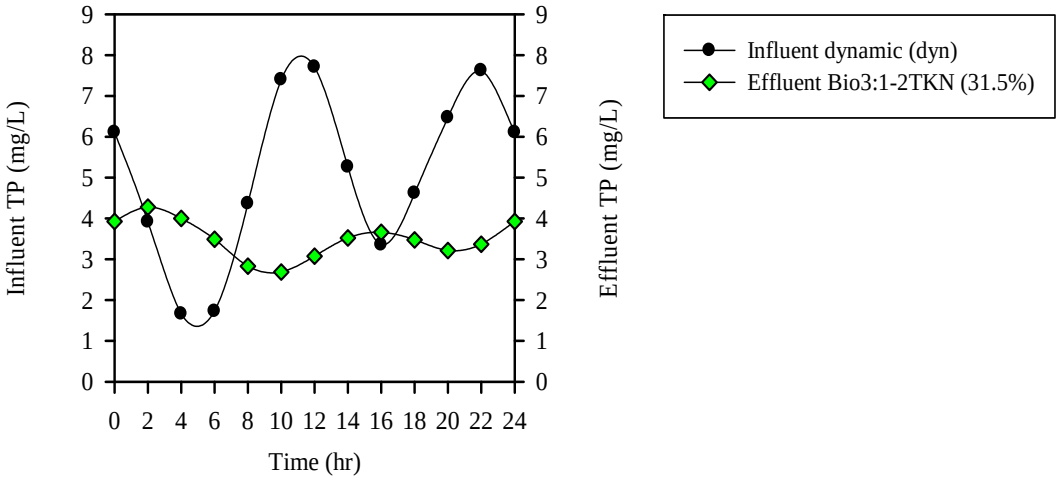
รูปที่ ฉ6 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio1:1-dyn



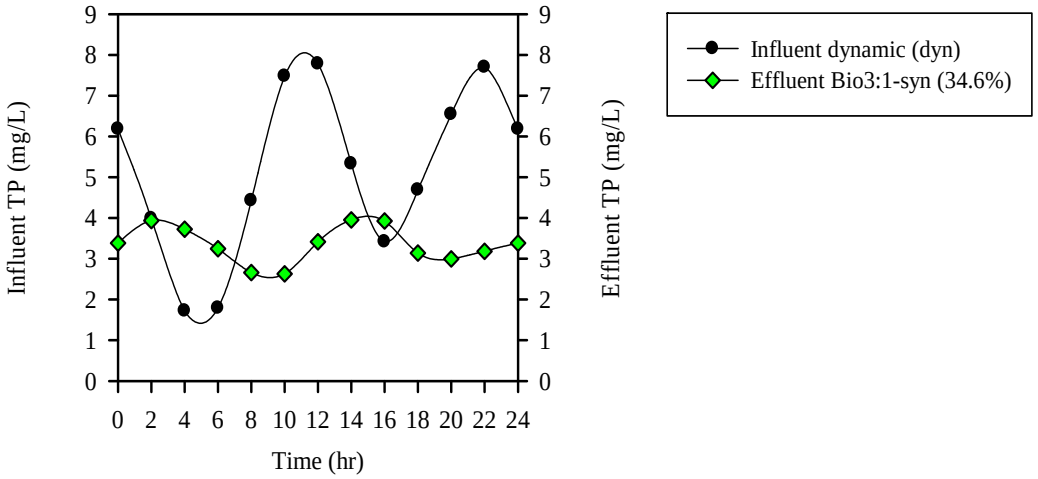
รูปที่ ฉ7 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio3:1-ss



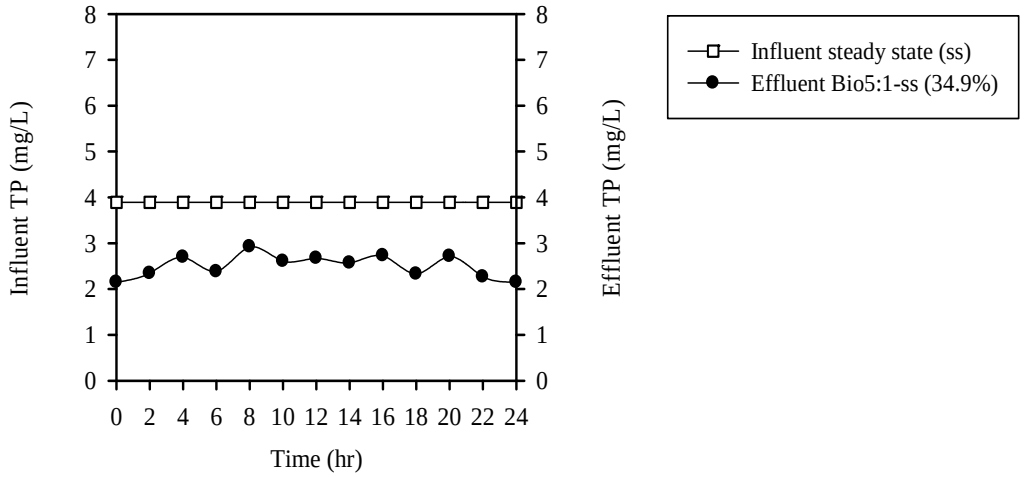
รูปที่ ฉ8 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio3:1-dyn



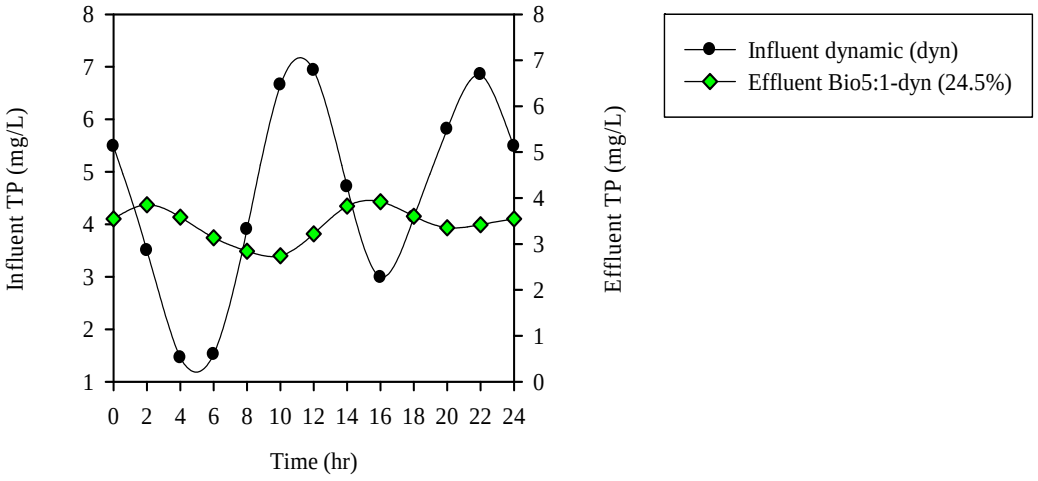
รูปที่ ฉ9 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio3:1-2TKN



รูปที่ ฉ10 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio3:1-syn



รูปที่ ฉ11 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio5:1-ss



รูปที่ ฉ12 แนวโน้มค่าฟอสฟอรัสการทดลอง Bio5:1-dyn

ภาคผนวก ช

พารามิเตอร์การเดินระบบ

ตารางที่ ช1 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองอายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 7 วัน

พารามิเตอร์	การทดลอง	
	สภาวะคงที่	สภาวะผันแปร
อุณหภูมิ (^{o}C)	28.1 ± 0.1	28.1 ± 0.2
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.1 ± 0.1	2.2 ± 0.3
pH	7.5 ± 0.1	7.4 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	3,722 ± 79	3,907 ± 70
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	10,523 ± 384	10,523 ± 384
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.7 ± 1.5	6.3 ± 2.0
อายุสลัดจ์ (วัน)	7.1 ± 0.2	7.70 ± 0.62
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	229 ± 14.2	247.7 ± 114
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	31.3 ± 2.9	29.4 ± 4.8
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของซีโอดีในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	29 – 421
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	86.3	88.1
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	29.8 ± 0.9	32 ± 14.8
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	0.9 ± 0.1	1.6 ± 0.5
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	4 – 55
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	97.1	94.9
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.9 ± 0.2	4 ± 1.9
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.8 ± 0.3	2.1 ± 1.3
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	0.5 – 7
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	28.6	48.5

ตารางที่ ช2 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองอายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	การทดลอง	
	สภาวะคงที่	สภาวะผันแปร
อุณหภูมิ (^{o}C)	28.3 ± 0.6	27.9 ± 0.1
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.2 ± 0.5	2.2 ± 0.4
pH	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	3,122 ± 200	3,032 ± 151
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	9,381 ± 336	9,348 ± 946
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.7 ± 2.1	3.0 ± 2.7
อายุสลัดจ์ (วัน)	4.9 ± 0.3	4.8 ± 0.6
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	223 ± 5	247 ± 114
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	23.7 ± 2.9	23.2 ± 4.8
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของซีโอดีในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	29 – 422
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	89.4	90.6
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	28.2 ± 0.4	33.4 ± 15.5
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	1.3 ± 0.1	6.4 ± 3.3
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	4 – 57
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	95.6	79.9
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.7 ± 0.1	4.6 ± 2
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3 ± 0.2	1 ± 0.7
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	0.5 – 8
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	19.1	77.6

ตารางที่ ช3 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับมาบำบัดรวมในกระบวนการสายหลักโดยตรง อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	การทดลอง	
	สภาวะคงที่	สภาวะผันแปร
อุณหภูมิ (^{o}C)	28.5 ± 0.3	28 ± 0.1
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.1 ± 0.1	2.3 ± 0.7
pH	7.5 ± 0.1	7.3 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	3,492 ± 133	3,585 ± 73
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	9,203 ± 372	9,640 ± 588
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	5.3 ± 1.7	2.4 ± 1.3
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	233 ± 216	75 ± 65
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.3 ± 0.1	5.1 ± 0.5
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	226 ± 11	246 ± 116
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	21.9 ± 3.3	23.3 ± 4.8
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของซีโอดีในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	30 – 429
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	90.3	92.3
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	32.7 ± 0.1	36.4 ± 15.8
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	9.7 ± 0.4	7.2 ± 3.2
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	7 – 61
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	70.3	80.2
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.9 ± 0.1	5.6 ± 2.2
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3 ± 0.8	6.5 ± 1.5
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	2 – 9
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	39.3	-16.6

ตารางที่ ช4 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 0.2 : 1 อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	27.8 ± 0.2	35 ± 0.1
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.1 ± 0.1	2.4 ± 0.3
pH	7.5 ± 0.1	7.9 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	3,613 ± 100	2,225 ± 78
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	10,980 ± 339	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.4 ± 0.6	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	80
อายุสลัดจ์ (วัน)	4.3	0.40
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	256 ± 6	110 ± 12
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	20.1 ± 6.2	96 ± 13.9
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	92.1	12.7
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	36.1 ± 0.5	258.5 ± 10.3
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	0.99 ± 0.32	176.8 ± 7.4
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	97.3	31.6
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.6 ± 0.2	46.4 ± 4.4
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.8 ± 0.1	26.9 ± 1.1
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	15.8	42

ตารางที่ ช5 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 0.2 : 1
อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	28.2 ± 0.2	35 ± 0.1
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.3 ± 0.3	3.3 ± 0.1
pH	7.5 ± 0.1	7.7 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	3,733 ± 43	2,270 ± 227
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	11,620 ± 989	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.4 ± 3.7	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	30 ± 10
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.4 ± 0.2	0.40
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	231 ± 110	116 ± 19
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	23.7 ± 8	80 ± 4
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของซีโอดีในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	26 – 405	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	89.8	31
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	34.2 ± 15	385 ± 94
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.5 ± 1.8	204.8 ± 6.7
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	6 – 58	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	89.7	46.8
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.1 ± 1.8	51.4 ± 5.6
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.2 ± 0.4	28.2 ± 5.4
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	1 – 7	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	-2.5	45

ตารางที่ ช6 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 1 : 1 อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	28.3 ± 0.2	35 ± 0.1
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.4 ± 0.1	2.4 ± 0.2
pH	7.6 ± 0.1	7.4 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	4,130 ± 79	5,805 ± 50
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	11,980 ± 28	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	5.6 ± 0.6	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	55 ± 7
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.3	0.4
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	218 ± 5	81 ± 2
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	22.7 ± 8.2	56 ± 20
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	89.6	30.6
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	28.7 ± 0.6	259.5 ± 6.2
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	1.1 ± 0.2	96.3 ± 5
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	96.3	62.91
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	5.7 ± 0.1	32 ± 0.8
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.1 ± 0.1	30.8 ± 0.1
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	45.2	3.7

ตารางที่ ช7 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 1 : 1 อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	28.2 ± 0.2	35.00 ± 0.01
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.4 ± 0.1	3.3 ± 0.1
pH	7.5 ± 0.1	7.9 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	4,327 ± 81	5,855 ± 203
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	12,060 ± 142	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	6.9 ± 1.3	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	75 ± 25
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.7 ± 0.3	0.4
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	245 ± 116	93 ± 3
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	30.2 ± 9.2	84.4 ± 4.4
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของซีโอดีในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	28 – 428	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	87.7	9.8
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	34.3 ± 15.1	285.7 ± 12.4
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	1.8 ± 0.6	122.5 ± 4.9
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	6 – 58	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	94.8	57.1
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.4 ± 1.8	35 ± 2.2
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.2 ± 0.4	31.7 ± 0.3
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	1 – 7	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	4.6	9.2

ตารางที่ ช8 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	28.4 ± 0.6	35 ± 0.1
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.3 ± 0.8	2.2 ± 0.2
pH	7.7 ± 0.1	7.6 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	4,460 ± 104	10,430 ± 297
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	12,670 ± 212	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.8 ± 0.3	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	80 ± 14
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.5	0.4
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	228 ± 2.4	49.9 ± 2.3
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	22 ± 9.5	48
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	90.3	3.7
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	29.8 ± 0.5	126
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	1 ± 0.2	21
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	96.6	83.3
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.9	15
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.6 ± 0.2	14.8 ± 0.3
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	8.3	2.9

ตารางที่ ช9 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1
อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	28.3 ± 0.2	32.1 ± 0.4
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.6 ± 0.5	2.2 ± 0.2
pH	7.7 ± 0.1	7.5 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	4,643 ± 103	9,830 ± 125
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	12,595 ± 337	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.2 ± 3.1	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	120 ± 10
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.1 ± 0.3	0.4
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	261 ± 125	32.7 ± 2.5
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	15.6 ± 3.5	26.7 ± 4.9
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของซีโอดีในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	29 – 458	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	94	18.5
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	35.5 ± 17.9	155.2 ± 7.1
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	0.4 ± 0.2	6.1 ± 1.6
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	4 – 62	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	98.8	96.1
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	5 ± 2.1	18.9 ± 0.6
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.7 ± 0.4	17.6 ± 1.4
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	1 – 8	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	25.6	6.9

ตารางที่ ช10 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 และเพิ่มความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า 2 เท่า อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	29.7 ± 0.4	32.7 ± 0.5
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.3 ± 0.1	2.2 ± 0.2
pH	7.6 ± 0.1	7.6 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	4,633 ± 156	10,050 ± 14
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	12,600 ± 339	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	5 ± 3.7	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	80
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.2	0.4
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	267 ± 128	44.2 ± 1.2
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	29.1 ± 5.5	9.3 ± 6.1
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของซีโอดีในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	30 – 470	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	89.1	78.9
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	68 ± 32.7	155 ± 0.6
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	1.4 ± 0.8	1.8
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	7 – 120	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	98	98.9
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	5.1 ± 2.1	21.3 ± 6.2
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.5 ± 0.5	18.9
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	1 – 8	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	31.5	11.5

ตารางที่ ช11 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 3 : 1 และใช้น้ำเสียสังเคราะห์แทนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	27.9 ± 0.3	32.4 ± 0.5
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.5 ± 0.4	2.3 ± 0.1
pH	7.6 ± 0.1	7.4 ± 0.2
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	4,777 ± 161	10,240 ± 113
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	12,560 ± 85	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.6 ± 1.1	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	40
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.4	0.4
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	267 ± 125	431 ± 58
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	29.1 ± 5.5	191 ± 19
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของซีโอดีในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	36 – 464	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	91.3	55.7
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	38.8 ± 16.4	224 ± 0.6
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	1.1 ± 0.3	110.3
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	8 – 65	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	97.2	52.8
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	5.1 ± 2.1	22
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.4 ± 0.5	20.2 ± 0.3
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	1 – 8	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	34.6	8.1

ตารางที่ ช12 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะคงที่ของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 5 : 1 อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	27.9 ± 0.2	35 ± 0.1
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.1 ± 0.1	2.2 ± 0.2
pH	7.7 ± 0.2	7.6 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	4,520 ± 66	9,810 ± 184
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	12,200 ± 57	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	5.3 ± 1	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	90 ± 14
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.2	0.4
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	237 ± 7	49.2 ± 3.4
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	26.8 ± 8.5	40
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	88.7	18.7
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	28.7 ± 0.1	93.7 ± 0.8
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	0.8 ± 0.1	1.8
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	97.3	98.1
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	5.1 ± 2.1	12.4 ± 0.1
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.5 ± 0.2	10.4 ± 0.2
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	34.9	15.8

ตารางที่ ช13 พารามิเตอร์การเดินระบบและผลการทดลองภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนสลัดจ์ต่อน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ 5 : 1
อายุสลัดจ์ระบบเฉลี่ย 5 วัน

พารามิเตอร์	กระบวนการสายหลัก	กระบวนการสายรอง
อุณหภูมิ (^{o}C)	27.7 ± 0.3	35
ออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.2 ± 0.1	2.2 ± 0.1
pH	7.6 ± 0.1	7.6 ± 0.1
MLSS ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	4,603 ± 59	10,880 ± 360
MLSS ในระบบหมุนเวียนสลัดจ์ (มิลลิกรัม/ลิตร)	13,060 ± 264	-
MLSS ในน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	6.8 ± 1.4	-
MLSS ในน้ำทิ้งจากถังย่อยสลัดจ์ส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก (มิลลิกรัม/ลิตร)	-	285 ± 35
อายุสลัดจ์ (วัน)	5.4 ± 0.1	0.4
ซีโอดีน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	270 ± 129	48 ± 3
ซีโอดีน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	29.5 ± 5.1	40.7 ± 5.3
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของซีโอดีในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	32 – 473	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	89.1	15.5
ทีเคเอ็นน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	33.3 ± 16	91.7 ± 5.8
ทีเคเอ็นน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	0.5 ± 0.1	1.8
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	4 – 58	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	98.6	98.1
ฟอสฟอรัสน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	4.5 ± 1.9	13.2 ± 0.5
ฟอสฟอรัสน้ำทิ้งออก (มิลลิกรัม/ลิตร)	3.4 ± 0.4	10.9 ± 0.4
ค่าต่ำสุด – สูงสุดของฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้า (มิลลิกรัม/ลิตร)	1 – 7	-
ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส (ร้อยละ)	24.5	17.5

ภาคผนวก ซ

รายละเอียดการทดลองวัดอัตราการหายใจ

วิธีการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนโดยใช้เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (Ultimate hybrid respirometer)

ซ1. การเตรียมการทดลอง

ตัวอย่างสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียก่อนนำมาวิเคราะห์โดยใช้เครื่องวัดอัตราการหายใจต้องเตรียมตัวอย่างสลัดจ์ให้อยู่ในสภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส ทั้งนี้ตัวอย่างสลัดจ์ที่นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียจริงจำเป็นต้องกรองแยกสลัดจ์ด้วยผ้าหรือตะแกรงร่อนที่มีรูขนาดเล็กกว่า 200 ไมครอน เนื่องจากสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียจริงมีปริมาณของแข็งที่มีขนาดใหญ่เจือปนเป็นจำนวนมาก การเติมสลัดจ์เข้าเครื่องวัดอัตราการหายใจโดยตรงอาจส่งผลให้ระบบเครื่องมือวัดเกิดการอุดตัน ได้นอกจากนี้ยังจะทำให้การวิเคราะห์ปริมาณ MLSS และ MLVSS สูงกว่าค่าความเป็นจริง ขั้นตอนการเตรียมการทดลองถือว่าเป็นขั้นตอนแรกที่จะส่งผลต่อความถูกต้องและระดับความน่าเชื่อถือของข้อมูลที่ได้จากการวัดในแต่ละการทดลอง ซึ่งจะต้องมีความระมัดระวังเป็นพิเศษ ขั้นตอนการเตรียมตัวอย่างสลัดจ์มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

ซ1.1 เติมอากาศให้กับสลัดจ์ที่ผ่านการกรองทิ้งไว้ประมาณ 12 – 24 ชม. ในกรณีที่นำสลัดจ์มาจากระบบบำบัดน้ำเสียจริง ควรเติมอากาศนานขึ้นหรือมากกว่า 24 ชม. เพื่อให้เกิดความมั่นใจว่ามีการใช้สารอาหารที่ตกค้างในน้ำสลัดจ์ไปจนหมด ทั้งนี้เพื่อให้ร่นระยะเวลาการเติมอากาศให้สั้นลงควรล้างสลัดจ์ด้วยน้ำกลั่น (หรือน้ำสะอาดที่ไม่มีคลอรีน) 3 – 4 ครั้ง แล้วเติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะเอ็นโดจีนัสซึ่งอาจใช้ระยะเวลาประมาณ 2 ชม. ก่อนเริ่มทำการทดลองในขั้นต่อไปได้

ซ1.2 นำสลัดจ์ที่เติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะเอ็นโดจีนัสลงไปในภาชนะเครื่องวัดอัตราการหายใจปริมาตรรวมทั้งหมด 2.7 ลิตร โดยระดับความเข้มข้นของตัวอย่างสลัดจ์ขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ของการทดลอง

ซ1.3 เปิดสวิทช์ของอุปกรณ์เครื่องวัดอัตราการหายใจต่อไปนี้ให้ทำงานไปพร้อมกัน ได้แก่ เครื่องกวนที่ภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ ปั้มหมุนเวียนสลัดจ์ โดยอุปกรณ์ดังกล่าวต้องทำงานที่สภาวะเดียวกันกับสภาวะที่ทำการสอบเทียบเครื่องวัดอัตราการหายใจในขั้นตอนก่อนการทดลอง

ซ1.4 ควบคุมการเติมอากาศให้ระดับออกซิเจนที่ภาชนะเติมอากาศมีค่าอยู่ในช่วง 6 – 7 มิลลิกรัม/ลิตร ควรปรับค่าออกซิเจนให้ต่ำกว่าค่าอิ่มตัวของออกซิเจนในน้ำประมาณ 7.4 มิลลิกรัม/ลิตร กล่าวคือ การเติมออกซิเจนควรน้อยกว่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดของตัวอย่างสลัดจ์ในเครื่องวัดอัตราการหายใจจึงจะทำให้ค่าออกซิเจนลดต่ำลงและสามารถคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนได้ แต่ตรงกันข้ามถ้ามีการเติมออกซิเจนมากกว่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดของตัวอย่างสลัดจ์ในเครื่องวัดอัตราการหายใจ ออกซิเจนที่เติมเข้าไปจะไปทดแทนออกซิเจนที่ถูกใช้ไปได้หมด ดังนั้นระดับออกซิเจนในเครื่องวัดอัตราการหายใจจึงคงที่และเป็นผลให้ไม่สามารถคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนได้ (การปรับระดับการเติมกาศขึ้นอยู่กับการทดลองต้องปรับเปลี่ยนไปตามพารามิเตอร์การทดลอง เช่น ความเข้มข้นของสลัดจ์ ความเข้มข้นของสารอาหาร และสัดส่วนของอาหารต่อสลัดจ์ เป็นต้น)

ซ1.5 กำหนดค่าพารามิเตอร์ควบคุมการทดลองที่โปรแกรมคอมพิวเตอร์ ดังต่อไปนี้

ซ1.5.1 อุณหภูมิ 28°C และช่วงค่าความผิดพลาด 0.2°C

ซ1.5.2 ปริมาตรของภาชนะวัดการหายใจ 0.84 ลิตร

ซ1.5.3 อัตราการหมุนเวียนสลัดจ์ภายใน 0.245 ลิตร/นาที

ซ1.5.4 พีเอช 7.5 และช่วงค่าความผิดพลาด 0.05

ซ1.5.5 ช่วงระยะเวลาสำหรับการตรวจสอบค่า pH 5 – 10 วินาที สำหรับการควบคุมการเติมกรดหรือด่าง (ควรทำการทดลองเบื้องต้นเพื่อให้แน่ใจว่าช่วงระยะเวลาที่เหมาะสมอยู่ในช่วงใด)

ซ1.6 หลังจากเริ่มเดินระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจแล้ว ระบบควบคุมจะปรับอุณหภูมิและพีเอช ตัวอย่างสลัดจ์ในระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจให้เท่ากับค่าที่กำหนดไว้ในข้อ ซ1.4.1 และ ซ1.4.4 จนกว่าพีเอชของตัวอย่างจะมีค่าเท่ากับหรืออยู่ในช่วงค่าที่กำหนด ขณะเดียวกันที่หน้าจอแสดงผลค่าพีเอชจะสว่างขึ้นเพื่อแจ้งให้ทราบว่าระบบพร้อมสำหรับการบันทึกข้อมูลของพีเอช แต่ทั้งนี้ต้องตรวจสอบว่าอุณหภูมิของตัวอย่างสลัดจ์ได้ตามที่กำหนดหรือไม่ ซึ่งต้องรอให้พารามิเตอร์ควบคุม ได้แก่ อุณหภูมิ และ พีเอช ได้ตามที่กำหนดจึงจะสามารถเริ่มทำการทดลองในขั้นต่อไปได้

ซ1.7 ทำการปรับอุณหภูมิของสารละลายสารอาหารที่จะเติมให้กับตัวอย่างสลัดจ์ (สารละลายโซเดียมอะซิเตทและสารละลายแอมโมเนียมครอไรด์) ให้เท่ากับ 28°C เพื่อลดผลกระทบการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิอย่างฉับพลันในตัวอย่างสลัดจ์ซึ่งจะส่งผลให้ขั้ววัดออกซิเจนอ่านค่าคลาดเคลื่อนได้ สภาพปัญหานี้จะเกิดขึ้นในสภาวะที่อุณหภูมิสิ่งแวดล้อมต่างจากอุณหภูมิที่กำหนดสำหรับการทดลองมาก เช่น การทดลองในช่วงฤดูหนาวที่อุณหภูมิน้ำโดยทั่วไปประมาณ 16 – 18°C

ซ2. ขั้นตอนการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่ายีลด์ (Y_H) และค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_S) ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

ซ2.1 นำสลัดจ์ที่เติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะเอ็นโดจีนัสมาเจือจางสลัดจ์ให้มีความเข้มเข้นประมาณ 1,000 - 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร เติมลงในเครื่องวัดอัตราการหายใจและดำเนินการตามขั้นตอนการเตรียมการทดลองในข้อที่ ซ1.2 – ซ1.5

ซ2.2 เมื่อระดับอุณหภูมิและพีเอชอยู่ในช่วงที่กำหนดแล้ว ให้กดปุ่มบันทึกข้อมูลพารามิเตอร์การทดลองในโปรแกรมคอมพิวเตอร์

ซ2.3 เติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท 5 มิลลิลิตร (สารอาหารมีค่าเท่ากับ 13 มิลลิกรัม COD/มิลลิลิตร) ลงในภาชนะเติมอากาศ (Aeration chamber) ของเครื่องวัดอัตราการหายใจ หลังจากนั้นค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะเพิ่มสูงขึ้นจนถึงค่าสูงสุดและจะคงที่ไประยะหนึ่งและจะลดลงเมื่อสารอาหารถูกใช้ไปจนหมด ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนที่แสดงผลบนหน้าจอคอมพิวเตอร์จะลดลงมาอยู่ในระดับเดิมหรือใกล้เคียงกับอัตราการใช้ออกซิเจนก่อนทำการเติมสารอาหาร (ถ้าต้องการทำการทดลองซ้ำ ต้องรอประมาณ 10 – 20 นาที ก่อนเริ่มทำการทดลองใหม่)

ซ2.4 ทดลองซ้ำในลักษณะเดียวกับการทดลองในข้อ ซ2.3 โดยเพิ่มปริมาตรของสารอาหาร (สารละลายโซเดียมอะซิเตท) เป็น 10, 25, 50 และ 75 มิลลิลิตร ตามลำดับ

ซ2.5 นำตัวอย่างสลัดจ์ไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

ซ3. ขั้นตอนการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่ายีลด์ (Y_{AOB}) และค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_{NH}) ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

ซ3.1 นำสลัดจ์ที่เติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะเอ็นโดจีนัสมาเจือจางสลัดจ์ให้มีความเข้มเข้นประมาณ 1,000 - 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร เติมลงในเครื่องวัดอัตราการหายใจและดำเนินการตามขั้นตอนการเตรียมการทดลองในข้อที่ ซ1.2 – ซ1.5

ซ3.2 เมื่อระดับอุณหภูมิและพีเอชอยู่ในช่วงที่กำหนดแล้ว ให้กดปุ่มบันทึกข้อมูลพารามิเตอร์การทดลองในโปรแกรมคอมพิวเตอร์

ซ3.3 เติมสารละลายแอมโมเนียมครอไรด์ 2.5 มิลลิลิตร (สารอาหารมีค่าเท่ากับ 1 มิลลิกรัม NH_4^+/มิลลิลิตร) ลงในภาชนะเติมอากาศ (Aeration chamber) ของเครื่องวัดอัตราการหายใจ หลังจากนั้นค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะเพิ่มสูงขึ้นจนถึงค่าสูงสุดและจะคงที่ไประยะหนึ่งและจะลดลงเมื่อสารอาหารถูกใช้ไปจนหมด ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนที่แสดงผลบนหน้าจอคอมพิวเตอร์จะลดลงมาอยู่ในระดับเดิมหรือใกล้เคียงกับอัตราการใช้ออกซิเจนก่อนทำการเติมสารอาหาร (ถ้าต้องการทำการทดลองซ้ำ ต้องรอประมาณ 10 – 20 นาที ก่อนเริ่มทำการทดลองใหม่)

ซ3.4 ทดลองซ้ำในลักษณะเดียวกับการทดลองในข้อ ซ3.3 โดยเพิ่มปริมาตรของสารอาหาร (สารละลายแอมโมเนียมครอไรด์) เป็น 5, 10, 25 และ 50 มิลลิลิตร ตามลำดับ

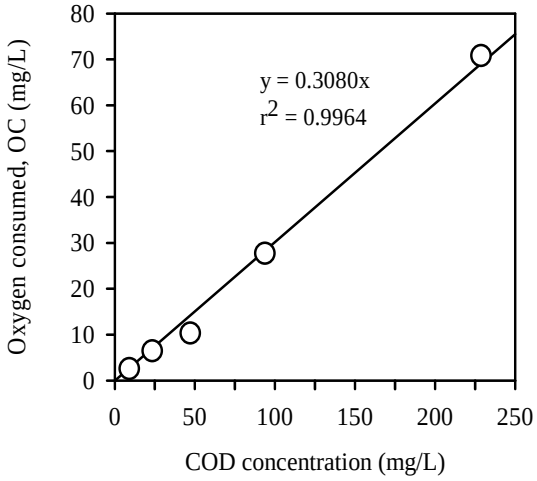
ซ3.5 นำตัวอย่างสลัดจ์ไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

ซ4. ขั้นตอนการการแปลผลข้อมูลและประมาณค่ายีลด์ (*Y*) และค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (*K*) ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

ซ4.1 ปริมาตรของตัวอย่างสลัดจ์เริ่มต้น 2.7 ลิตร เมื่อเติมอาหารครั้งแรก 10 มิลลิลิตร ปริมาตรสุดท้ายเท่ากับ 2.71 ลิตร ดังนั้นการคำนวณความเข้มข้นจริงของแต่ละการทดลองจึงต้องรวมปริมาตรสะสมทุกครั้ง เช่น เมื่อเติมสารอาหาร 10 มิลลิลิตร (13 มิลลิกรัม COD/มิลลิลิตร) ความเข้มข้นของค่า COD การทดลองนี้จะเท่ากับ (10 × 13)/2.71 = 130/2.71 = 47.97 มิลลิกรัม/ลิตร

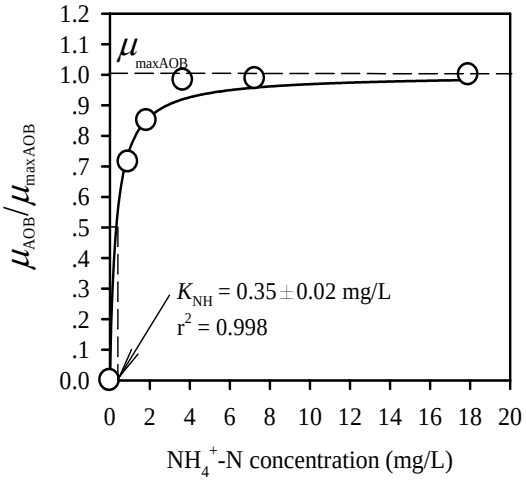
ซ4.2 ข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนที่ได้จากการทดลองจะต้องนำไปคำนวณพื้นที่ใต้กราฟ โดยนับเริ่มต้น (t_0) ที่ตำแหน่งเวลาเติมสารอาหารลงไปและสิ้นสุด (t_f) ที่เวลาอัตราการใช้ออกซิเจนลดลงต่ำสุดโดยพิจารณาเฉพาะช่วงมีสารอาหาร (Feast) เท่านั้น (รูปที่ 2.17) กรณีที่ทำการทดลองต่อเนื่องต้องแยกข้อมูลเพื่อการประมวลผลในแต่ละการทดลอง การหาปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไป (Oxygen consumed, OC_{ex}) จะนำข้อมูลไปคำนวณพื้นที่ใต้กราฟโดยใช้โปรแกรม Microsoft Excel หรือ Origin Pro ซึ่งมีฟังก์ชันการใช้งานที่ง่ายและสะดวก (ฟังก์ชัน Integration) แต่เนื่องจากกราฟอัตราการใช้ออกซิเจนได้รวมปริมาณออกซิเจนที่ใช้สำหรับการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสไว้ด้วย ดังนั้นจะต้องลบพื้นที่ตรงนี้ออกไปซึ่งคำนวณโดยใช้สมการหาพื้นที่สี่เหลี่ยมพื้นฐาน ค่าที่เหลือจึงเป็นปริมาณออกซิเจนที่ใช้ไปสำหรับการย่อยสลายสารอาหารที่เติมลงไปหรือที่เรียกว่า การหายใจแบบเอ็กโซจีนัส

ซ4.3 นำข้อมูลความเข้มข้นสารอาหารที่เติมในแต่ละครั้ง (ข้อ ซ4.1) และข้อมูลค่า OC_{ex} ไปสร้างกราฟจะได้ความสัมพันธ์เชิงเส้นตรง ($y = ax + b$) ซึ่งค่าความชัน (Slope) หรือค่า a มีค่าเท่ากับ ($1 - Y_H$) ในกรณีการแปลผลการทดลองของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียหรือ a มีค่าเท่ากับ ($3.43 - Y_{AOB}$) ในกรณีการแปลผลการทดลองของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย ตัวอย่างเช่น จากรูปที่ ซ1. ความชันจากกราฟมีค่าเท่ากับ 0.31 ซึ่งเท่ากับ ($1 - Y_H$) ดังนั้นค่า $Y_H = (1 - 0.31) = 0.69$ มิลลิกรัมเซลล์ (COD)/มิลลิกรัมซีโอดี และในกรณีการแปลผลข้อมูลของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียก็สามารถแปลผลได้ในลักษณะเดียวกัน



รูปที่ ซ1 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง OC_{ex} และความเข้มข้นของค่าซีโอดี

ซ4.4 ให้นำค่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดของแต่ละการทดลองมาเรียงลำดับตามความเข้มข้นของสารอาหารที่เติม จากนั้นเอาค่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดใน 5 การทดลองหารค่าอัตราการใช้ออกซิเจนทั้งหมด (รวมค่าตัวของมันเองด้วย) ซึ่งค่าที่ได้จะมีค่าสูงสุดเท่ากับ 1 หลังจากนั้นให้นำข้อมูลไปสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นสารอาหารที่เติม (แกน x) และค่าผลหารที่ได้ (แกน y) ดังตัวอย่างในรูปที่ ซ2 (สร้างกราฟโดยใช้โปรแกรม SigmaPlot)



รูปที่ ซ2 กราฟแสดงผลการจำลองสถานการณ์การประมาณค่า K_{NH}

ซ4.5 หลังจากได้กราฟตามรูปที่ ซ2 แล้วให้ใช้ฟังก์ชัน Dynamic Fit ในโปรแกรม SigmaPlot (เลือกฟังก์ชันย่อย Ligand binding และ One site saturation ตามลำดับ) โดยกำหนดค่า $\mu_{max} = 1$ ซึ่งการแปลผลการทดลองของเฮเทอโรทรอฟิกและแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียสามารถแปลผลได้ในลักษณะเดียวกัน

ซ5 ขั้นตอนการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่าอัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย (b_H) และแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (b_A)

ซ5.1 นำสลัดจ์ที่เตรียมไว้เติมลงในเครื่องวัดอัตราการหายใจโดยไม่ต้องทำการเจือจางและดำเนินการตามขั้นตอนการเตรียมการทดลองในข้อที่ ซ1.2 – ซ1.5

ซ5.2 เมื่อระดับอุณหภูมิและพีเอชอยู่ในช่วงที่กำหนดแล้ว ให้กดปุ่มบันทึกข้อมูลพารามิเตอร์การทดลองในโปรแกรมคอมพิวเตอร์

ซ5.3 เติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท 10 มิลลิลิตร และหลังจากค่าอัตราการใช้ออกซิเจนที่แสดงผลบนหน้าจอคอมพิวเตอร์ลดลงมาอยู่ในระดับเดิมให้เว้นระยะเวลาประมาณ 10 – 15 นาที

ซ5.4 เติมสารละลายแอมโมเนียมครอไรด์ 10 มิลลิลิตร และหลังจากค่าอัตราการใช้ออกซิเจนที่แสดงผลบนหน้าจอคอมพิวเตอร์ลดลงมาอยู่ในระดับเดิมให้เว้นระยะเวลาประมาณ 10 – 15 นาที จึงหยุดการทดลอง

ซ5.5 นำตัวอย่างสลัดจ์ไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

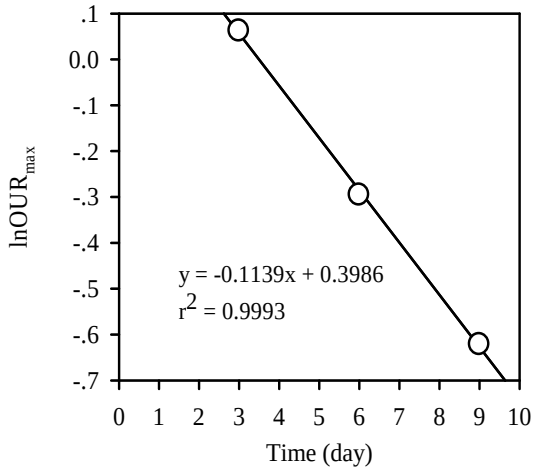
ซ5.6 ทดลองซ้ำในข้อ ซ5.3 – ซ5.5 จำนวนอย่างน้อย 3 ครั้ง อาจดำเนินการทดลองทุกวันหรือเว้นช่วงเวลา 1 – 2 วัน ก็ได้

ซ5.7 การทดลองอาจรวมข้อ ซ5.3 และ ซ5.4 ก็ได้โดยรวมสารอาหารที่ต้องเติมเข้าด้วยกัน กราฟแสดงอัตราการหายใจจะแสดงค่าสูงสุดอยู่ 2 ตำแหน่ง ตำแหน่งแรกเป็นข้อมูลของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียและตำแหน่งที่ 2 เป็นข้อมูลของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

ซ6 ขั้นตอนการแปลผลข้อมูลและประมาณค่าอัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

ซ6.1 การแปลผลข้อมูลสามารถใช้ข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนได้ 2 ชนิด โดยเลือกใช้ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนในสภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส (OUR_{end}) หรือค่าอัตราการใช้ออกซิเจนในสภาวะการหายใจแบบเอ็กโซจีนัส (OUR_{ex}) กรณีใช้ค่าอัตราการหายใจแบบเอ็กโซจีนัสจะใช้ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (OUR_{max})

ซ6.2 ให้นำค่าสูงสุดของข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนที่ได้ในแต่ละวันมาหาค่า $lnOUR_{max}$ และสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างเวลา (วัน) ในแกน x และ $lnOUR_{max}$ ในแกน y จากนั้นให้หาความสัมพันธ์เชิงเส้นตรง (y = ax + b) โดยค่าความชันของกราฟหรือ a คือค่าอัตราการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรง ($b_H^{\text{Lineal death}}$) ดังตัวอย่างในรูป ซ3



รูปที่ ซ3 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง $lnOUR_{max}$ และเวลาของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

ซ6.3 จากตัวอย่างในกราฟให้นำค่า a = 0.11 ที่ได้ไปแทนค่าในสมการที่ (2.22) โดยแทนค่า $Y_H = 0.69$ (ผลการทดลองที่ผ่านมา) และค่า $f_p = 0.08$ (ค่าคงที่) จะได้ค่าอัตราการเน่าเปื่อย (b_H) ในแบบจำลอง ASM1 = 0.31 วัน$^{-1}$

ซ6.4 ส่วนการแปลผลการทดลองของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียจะทำเฉพาะตามขั้นตอนในข้อ ซ6.2 เท่านั้น

ซ7. ขั้นตอนการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนสำหรับประมาณค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย (μ_{maxH}) และแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (μ_{maxA})

ซ7.1 นำสลัดจ์ที่เติมอากาศจนกระทั่งสลัดจ์เข้าสู่สภาวะเอ็นโดจีนัสมาเจือจางให้มีความเข้มเข้นประมาณ 200 - 1,000 มิลลิกรัม/ลิตร เติมลงในเครื่องวัดอัตราการหายใจและดำเนินการตามขั้นตอนการเตรียมการทดลองในข้อที่ ซ1.2 – ซ1.5

ซ7.2 เมื่อระดับอุณหภูมิและพีเอชอยู่ในช่วงที่กำหนดแล้ว ให้กดปุ่มบันทึกข้อมูลพารามิเตอร์การทดลองในโปรแกรมคอมพิวเตอร์

ซ7.3 เติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท 300 มิลลิลิตร (สารอาหารมีค่าเท่ากับ 13 มิลลิกรัม COD/มิลลิลิตร) และรอจนกระทั่งจุลินทรีย์ใช้อาหารที่เติมลงไปจนหมดซึ่งอาจใช้เวลาประมาณ 8 – 12 ชม. (ระยะเวลาขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสลัดจ์และสารอาหารที่เติม)

ซ7.4 นำตัวอย่างสลัดจ์ไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

ซ7.5 เติมสารละลายแอมโมเนียมครอไรด์ 20 มิลลิลิตร (การทดลองนี้เพื่อวัดอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย ก่อนทำการทดลองต้องปรับปริมาตรของตัวอย่างสลัดจ์ให้เท่ากับ 2.7 ลิตร กรณีใช้ตัวอย่างสลัดจ์เดิม หรืออาจเปลี่ยนตัวอย่างสลัดจ์ใหม่ก็ได้) การทดลองนี้ใช้เวลนานเช่นเดียวกับการทดลองในข้อ ซ7.3

ซ7.6 นำตัวอย่างสลัดจ์ไปวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

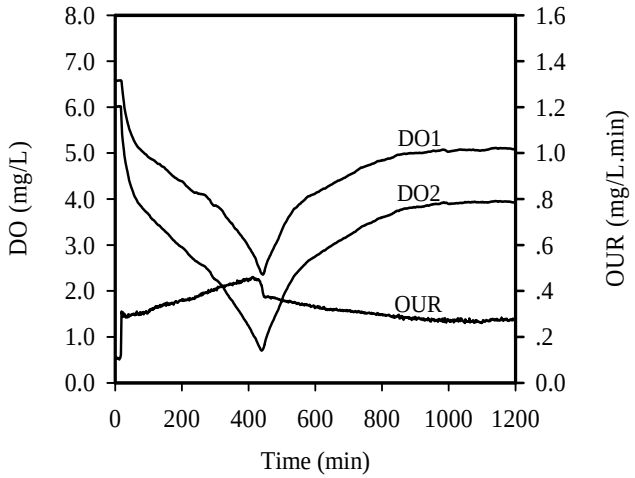
ซ7.7 การทดลองนี้ค่อนข้างจะมีความยุ่งยากและมีโอกาสผิดพลาดสูงเนื่องจากการเติมอาหารที่มีความเข้มข้นสูงจะส่งผลให้เกิดการยับยั้งของปฏิกิริยาขึ้น การทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียมีโอกาสผิดพลาดหรือล้มเหลวมากกว่าการทดลองวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย)

ซ8 ขั้นตอนการแปลผลข้อมูลและประมาณค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

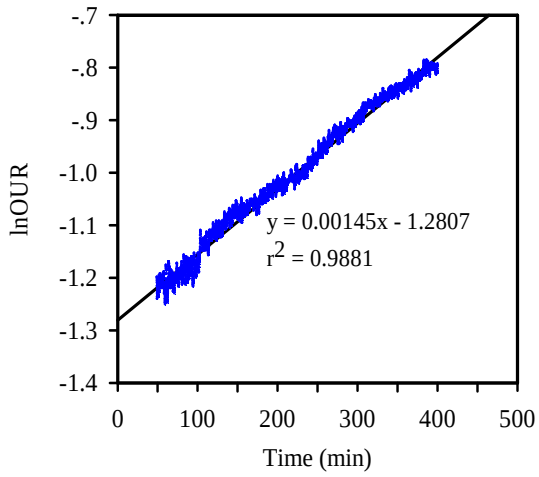
ซ8.1 นำข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนเฉพาะส่วนที่เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องและเป็นเชิงเส้นตรงไปหาค่า lnOUR ตัวอย่างในรูปที่ ซ4 ช่วงที่อัตราการเพิ่มขึ้นเป็นเชิงเส้นตรงเริ่มตั้งแต่นาทีที่ 50 จนถึงประมาณนาทีที่ 400

ซ8.2 สร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า lnOUR กับ เวลาจะได้ความสัมพันธ์เชิงเส้นตรง (y = ax + b) โดยค่าความชันของกราฟหรือค่า a คือค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ที่ทำการทดลอง ตัวอย่างในรูปที่ ซ5 ค่า a = 0.00145 นาที$^{-1}$ ต้องปรับค่าให้มีหน่วยเป็นต่อวัน = 0.00145 × 1440 = 2.1 ซึ่งมีค่าเท่ากับ ($\mu_{maxH} - b_H$) เมื่อแทนค่า b_H = 0.11 วัน$^{-1}$ (ค่าที่ได้จากการทดลอง) จะได้ (μ_{maxH} – 0.11) = 2.1 ดังนั้นค่า μ_{maxH} จะเท่ากับ 2.1 + 0.11 = 2.2 วัน$^{-1}$

ซ8.3 การแปลผลการทดลองของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียจะมีขั้นตอนในลักษณะเดียวกับการแปลผลการทดลองของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย



รูปที่ ซ4 แนวโน้มอัตราการใช้ออกซิเจนการทดลอง
สำหรับประมาณค่า μ_{maxH}



รูปที่ ซ5 กราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่าง lnOUR และเวลา
สำหรับประมาณค่า (μ_{maxH})

รายการอ้างอิง

กรุงเทพมหานคร, สำนักการระบายน้ำ. (2549). **คุณภาพน้ำคลองปี พ.ศ. 2545 - 2548** [ออนไลน์]. ได้จาก: http://dds.bma.go.th/News_dds/information/WQMO_service1.htm

กรมควบคุมมลพิษ. (2548). **สรุปสถานการณ์มลพิษของประเทศไทยปี พ.ศ. 2548** [ออนไลน์]. ได้จาก: http://infofile.pcd.go.th/mgt/pollution2548.pdf

กรมควบคุมมลพิษ. (2550). **สรุปสถานการณ์มลพิษของประเทศไทยปี พ.ศ. 2550** [ออนไลน์]. ได้จาก: http://infofile.pcd.go.th/mgt/report50.pdf

กรมควบคุมมลพิษ และ สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. (2546). **เล่ม 2 รายละเอียดสนับสนุนเกณฑ์แนะนำการออกแบบระบบรวบรวมน้ำเสียและโรงปรับปรุงคุณภาพน้ำของชุมชน.** (พิมพ์ครั้งที่ 1). กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.

ธงชัย พรรณสวัสดิ์. (2544). **การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ.** (พิมพ์ครั้งที่ 1). กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.

Ahn, Y.-H. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry.** 41: 1709-1721.

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 Autonoma de Bacelona, Spain.

De Pauw, D. J. W., and Vanrolleghem, P. A. (2006). Designing and performing experiments for model calibration using an automated iterative procedure. **Wat. Sci. Technol.** 53(1): 117-127.

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 ptocesses 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 Autonoma de Bacelona, Spain.

Gut, L. (2006). **Assessment of a partial nitrification/Anammox system for nitrogen removal.** Ph.D. Thesis, Department of Land and Water Resource Enginerring, 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., Harremoes, P., Jansen, J. C., and Arvin, E. (2002). **Wastewater treatment: Biologicaland 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 Quimica, Universitat Autonoma de Bacelona, 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.

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.). Botton: McGraw-Hill.

Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M., Hellinga, C., and van Kempen, R. (2001). Full scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. **Water Sci.Technol**. 43(11): 127-134.

Mulder, A., van de Graaf, A.A., Robertson, L.A., and Kuenen, J.G. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiology Ecology**. 16: 177–184.

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). C**alibration, 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(EE2): 245-260.

Strous, M. (2000). **Microbiology of anaerobic ammonium oxidation.** Ph.D. Thesis, Faculty of Applied Sciences, TU Delft University, Netherlands.

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 Dongen, U., Jetten, M. S. M., and van Loosdrecht, M. C. M. (2001). The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. **Water Sci. Technol.** 44(1): 153-160.

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 nitritation in a SHARON reactor.** Ph.D. Thesis, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium.

Volcke, E. I. P., van Loosdrecht, M. C. M., and Vanrolleghem, P. A. (2005). Controlling the nitrite:ammonium ratio in a SHARON reactor in view of its coupling with an Anammox process. **Water Sci. Technol.** 53(4): 45-54.

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.

ประวัติผู้เขียน

นายปฏิกรณ์ แสนสิ่ง เกิดเมื่อวันที่ 1 พฤษภาคม พ.ศ. 2513 ภูมิลำเนาอยู่ที่บ้านเลขที่ 25 หมู่ 3 บ้านโนนยาง ตำบลกำแมด อำเภอกุดชุม จังหวัดยโสธร เริ่มเข้ารับการศึกษาระดับประถมศึกษาที่โรงเรียนบ้านโนนยาง ระดับมัธยมต้นที่โรงเรียนกำแมดขันติธรรมวิทยาคม ระดับมัธยมปลายที่โรงเรียนกุดชุมวิทยาคม และเริ่มเข้าศึกษาระดับปริญญาตรีที่ คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น จังหวัดขอนแก่น เมื่อปี พ.ศ. 2533 และสำเร็จการศึกษาเมื่อปี พ.ศ. 2537 หลังจากสำเร็จการศึกษาได้เข้าทำงานกับ บริษัท เค. เอส. พี. เอ็นวายเทค จำกัด จังหวัดขอนแก่น เป็นเวลา 5 ปี จากการทำงานด้านสิ่งแวดล้อมได้แก่ งานขายสินค้า งานบริการ งานออกแบบ งานก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียและน้ำประปา จึงเกิดแรงจูงใจที่จะศึกษาต่อในระดับปริญญาโทด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม โดยได้เข้าศึกษาต่อในสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ในปี พ.ศ. 2543 สำเร็จการศึกษาในปี พ.ศ. 2546 และได้ทำวิทยานิพนธ์เรื่อง **การศึกษาประสิทธิภาพการผสมสำหรับการสร้างฟล้อคโดยใช้ตาข่ายร่วมกับใบพัดรัชทอนเทอร์ไบน์ 2 ชั้น**

ในปี พ.ศ. 2546 ได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาเอก สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และในขณะศึกษาได้ทำงานเป็นผู้ช่วยนักวิจัยโครงการวิจัยเรื่อง **การพัฒนาระบบกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพโดยใช้แหล่งคาร์บอนภายใน** และทำงานเป็นผู้ช่วยสอน 3 รายวิชา ได้แก่ วิชาเคมีวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม วิชาหน่วยปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม และวิชาปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม