

ผลกระทบของตำแหน่งตัวกลางและอายุสัปดาห์ที่มีต่อการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ
ของระบบแอกติเวเต็ดสลักจ์ผสมผสานฟิล์มตรึง

นิภาวรรณ กลิ่นหอม

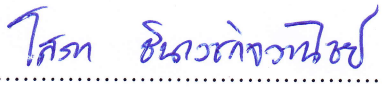
วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม
คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา
มกราคม 2559
ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยบูรพา


คณะกรรมการควบคุมวิทยานิพนธ์และคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ได้พิจารณา
วิทยานิพนธ์ของ นิภาวรรณ กลิ่นหอม ฉบับนี้แล้ว เห็นสมควรรับเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตาม
หลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม ของมหาวิทยาลัยบูรพาได้

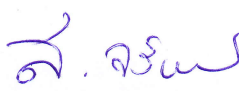
คณะกรรมการควบคุมวิทยานิพนธ์

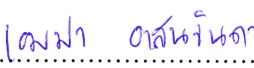

.....อาจารย์ที่ปรึกษาหลัก
(รองศาสตราจารย์ ดร.ธงชัย ศรีวิริยรัตน์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

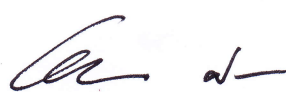

.....ประธาน
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.โสภา ชินเวชกิจวานิชย์)


.....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.ธงชัย ศรีวิริยรัตน์)


.....กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สมถวิล จริตควรร)


.....กรรมการ
(ดร.เอมมา อาสนจินดา)

คณะวิทยาศาสตร์อนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตาม
หลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม ของมหาวิทยาลัยบูรพา


.....คณบดีคณะวิทยาศาสตร์
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เอกรัฐ ศรีสุข)

วันที่ 22 เดือน มกราคม พ.ศ. 2559

งานวิจัยฉบับนี้ได้รับทุนสนับสนุนจากศูนย์ความเป็นเลิศด้านอนามัย
สิ่งแวดล้อม พืชวิทยา และการบริหารจัดการสารเคมี
ประจำปีการศึกษา 2554

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยความกรุณาของ รองศาสตราจารย์ ดร.ชงชัย ศรีวิริยรัตน์ อาจารย์ที่ปรึกษาหลัก ที่กรุณาให้คำปรึกษาและคอยตรวจทานข้อบกพร่องอย่างละเอียดถี่ถ้วน และเอาใจใส่ด้วยดีเสมอมา ผู้วิจัยรู้สึกซาบซึ้งเป็นอย่างยิ่ง จึงขอกราบขอบพระคุณเป็นอย่างสูงไว้ ณ โอกาสนี้

ขอขอบคุณศูนย์ความเป็นเลิศด้านอนามัยสิ่งแวดล้อม พิชัยวิทยา และการบริหารจัดการสารเคมี ที่ให้ทุนสนับสนุนช่วยเหลือในการทำงานวิจัยจนงานวิจัยครั้งนี้เสร็จสิ้นไปด้วยดี

ขอขอบคุณภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา ที่ช่วยอำนวยความสะดวกทางด้านสถานที่ และเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ตัวอย่าง

ขอกราบขอบพระคุณ บิดา มารดา ที่ให้กำลังใจและสนับสนุนผู้วิจัยเสมอมา

นิภาวรรณ กลิ่นหอม

53910952: สาขาวิชา: วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม; วท.ม. (วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม)

คำสำคัญ: Bioweb®/ IFAS/ การกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ/ ดีไนตริฟิเคชัน/ ไนตริฟิเคชัน

นิภาวรรณ กลิ่นหอม: ผลกระทบของตำแหน่งตัวกลางและอายุสลัดจ์ที่มีต่อการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพของระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ผสมผสานฟิล์มตรึง (EFFECTS OF MEDIA LOCATION AND SLUDGE AGE ON BIOLOGICAL NITROGEN REMOVAL IN INTEGRATED FIXED FILM ACTIVATED SLUDGE (IFAS)) คณะกรรมการผู้ควบคุมวิทยานิพนธ์: ธงชัย ศรีวิริยรัตน์, Ph.D. 70 หน้า. ปี พ.ศ. 2558.

การวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเปรียบเทียบการเกิดดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพแบบ Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) ที่มีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกหรือมีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกริยาเติมอากาศ โดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียจำลองที่เรียกว่า Anaerobic/Oxic (A/O) จำนวน 2 ระบบ ติดตั้งตัวกลาง Bioweb® ภายในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิก เรียกว่า ระบบ IFAS 1 และติดตั้งกลางตัวกลางชนิดเดียวกันภายในถังปฏิกริยาเติมอากาศ เรียกว่า ระบบ IFAS 2 การทดลองเดินระบบที่อายุสลัดจ์ เท่ากับ 9 และ 6 วัน ตามลำดับ และมีระยะกักเก็บทางชลศาสตร์ เท่ากับ 9 ชั่วโมง บำบัดน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์ทั้งหมด เท่ากับ 800 mg COD/L และไนโตรเจนทั้งหมด เท่ากับ 60 mg N/L ผลการทดลองพบว่า ระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียใน ไนโตรเจนใกล้เคียงกันเท่ากับ 95.2 % และ 100 % ตามลำดับ พบว่า มีการสะสมของไนโตรที่ไนโตรเจนในระบบ IFAS 1 เนื่องจากอุณหภูมิประมาณ 28 ± 2 องศาเซลเซียส นั้นไม่เหมาะสมต่อการเจริญของจุลินทรีย์กลุ่ม Nitrobacter spp. ขณะที่ระบบ IFAS 2 สามารถออกซิไดซ์ไนโตรที่ป็นไนเตรทไนโตรเจนได้สมบูรณ์ เนื่องจากมีจุลินทรีย์กลุ่ม Nitrobacter spp. เพิ่มเติมในชั้นไบโอฟิล์ม ผลการทดลองสรุปได้ว่า การติดตั้งตัวกลางภายในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกไม่สามารถเพิ่มศักยภาพของระบบ IFAS สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้เท่ากับการติดตั้งตัวกลางภายในถังปฏิกริยาเติมอากาศ เพราะชั้นไบโอฟิล์มบนตัวกลางในถังปฏิกริยาเติมอากาศสามารถทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ การลดอายุสลัดจ์ให้เหลือ 6 วัน ทำให้ระบบล้มเหลวในการเข้าสู่สภาวะคงตัว เนื่องจากมีจุลินทรีย์ประเภทเส้นใย เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวอย่างใดก็ตาม ระบบ IFAS 2 มีศักยภาพในการกำจัดแอมโมเนียใน ไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบ IFAS 1 แต่ระบบทั้งสองสามารถกำจัดสารอินทรีย์ไม่แตกต่างกัน สรุปได้ว่าระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มี การติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกริยาเติมอากาศมีประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มี การติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกเพียงอย่างเดียว

53910952: MAJOR: ENVIRONMENTAL SCIENCE; M.Sc. (ENVIRONMENTAL SCIENCE)

KEYWORDS: BIOWEB®/ IFAS/ BIOLOGICAL NUTRIENT REMOVAL/ DENITRIFICATION/
NITRIFICATION

NIPAWAN KLINHOAM: EFFECTS OF MEDIA LOCATION AND SLUDGE AGE ON
BIOLOGICAL NITROGEN REMOVAL IN INTEGRATED FIXED FILM ACTIVATED SLUDGE
(IFAS). ADVISORY COMMITTEE: TONGCHAI SRIWIRIYARAT, Ph.D. 70 P. 2015.

This objective of this research was to compare denitrification of the Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) wastewater treatment systems integrated with the fixed film media of Bioweb® in either anoxic or aerobic bioreactor. The experiments were conducted by using two pilot-scale biological wastewater treatment systems called Anaerobic/Oxic (A/O) operated with the sludge ages of 9 and 6 days, respectively, and the hydraulic retention time (HRT) of 9 hours. The A/O systems with the fixed film media in the anoxic and aerobic zones were called IFAS 1 and IFAS 2, respectively. Both IFAS systems were fed with synthetic municipal wastewater containing the total organic matter concentration of 800 mg COD/L and total nitrogen concentration of 60 mg N/L. The experimental results revealed that both IFAS systems could achieve the organic matters and ammonium nitrogen removal efficiencies of 95.2% and 100%, respectively. However, the nitrite accumulation was found in the IFAS 1 system because the growth rate of *Nitrobacter* spp. was limited at relatively high operating temperature of 28 ± 2 °C. In contrast, the IFAS with fixed film media installed in the aerobic tank could complete nitrification without the significant accumulation of nitrite nitrogen as a result of supplemented amount of *Nitrobacter* spp. in biofilm layer. The experimental results could also be concluded that the integration of fixed film media in the anoxic zone did not enhance the denitrification as compared to the IFAS system installed with the media in the aerobic zone. The biofilm layer provided the denitrification in the aerobic zone. When the sludge age was reduced to 6 days, both IFAS systems failed to achieve the steady state conditions as a result of the growth of filamentous bacteria causing sludge bulking in the final clarifiers. However, the IFAS 2 system provided better nitrification than the IFAS 1, but could equally achieve to remove the organic matters. In conclusion, the IFAS system with media installed in the aerobic reactor provided better performances than the IFAS system with fixed film media installed only in the anoxic zone.

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ	จ
สารบัญ.....	ฉ
สารบัญตาราง	ซ
สารบัญภาพ	ฅ
บทที่	
1 บทนำ.....	1
ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....	2
สมมติฐานของการวิจัย.....	2
ขอบเขตของงานวิจัย	3
ตัวแปรที่ใช้ในการศึกษา	3
ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับจากการวิจัย	3
2 ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	4
น้ำเสียชุมชน	4
กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ.....	7
การกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ.....	13
3 วิธีดำเนินการวิจัย	19
รูปแบบการวิจัย.....	19
อุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการทดลอง	23
การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์.....	25
วิธีดำเนินการทดลอง.....	25
การศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน	26
การทดลอง Batch test เพื่อหาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน	26
การทดลอง Batch test เพื่อหาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน	27
การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ.....	28

สารบัญ (ต่อ)

บทที่	หน้า
4 ผลการทดลองและอภิปรายผล	29
ลักษณะของน้ำเสีย	29
ปริมาณจุลินทรีย์แขวนลอยและจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มที่ค่าอายุสัปดาห์ 9 วัน	29
ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนที่ค่าอายุสัปดาห์ 9 วัน	30
อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันที่ค่าอายุสัปดาห์ 9 วัน	35
ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนที่ค่าอายุสัปดาห์ 6 วัน	40
5 สรุปผลการทดลอง	46
ผลการทดลองที่ค่าอายุสัปดาห์ 9 วัน	46
ผลการทดลองที่ค่าอายุสัปดาห์ 6 วัน	47
บรรณานุกรม	48
ภาคผนวก	52
ภาคผนวก ก	53
ภาคผนวก ข	58
ภาคผนวก ค	60
ประวัติย่อของผู้วิจัย	70

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	ลักษณะน้ำเสียชุมชน.....	5
2	ลักษณะน้ำเสียชุมชน.....	6
3	ประเภทของตัวกลางในระบบ IFAS.....	11
4	ลักษณะของน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ในปริมาตร 220 ลิตร	24
5	สารเคมีที่ใช้เตรียมสารอาหารเพิ่มเติมในปริมาตร 1 ลิตร.....	24
6	ค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของคุณลักษณะน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์.....	29
7	ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ภายในถังปฏิกริยาและบนตัวกลางของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2.....	30
8	ความเข้มข้น MLSS ภายในถังปฏิกริยาของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2	41
9	ปริมาณสารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปซีโอดี 800 mgCOD/L ที่อายุสลัดจ์ 9 วัน	61
10	ปริมาณสารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปซีโอดี 800 mgCOD/L ที่อายุสลัดจ์ 6 วัน	62
11	ปริมาณสารอินทรีย์บ่งชี้ในรูปซีโอดี 800 mgCOD/L ที่อายุสลัดจ์ 6 วัน	63
12	ปริมาณของแข็งแขวนลอยบ่งชี้ในรูปของ MLSS ที่อายุสลัดจ์ 9 วัน.....	64
13	ปริมาณของแข็งแขวนลอยบ่งชี้ในรูปของ MLSS ที่อายุสลัดจ์ 6 วัน.....	65
14	ปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจน, ไนไตรท์ไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนที่อายุ สลัดจ์ 9 วัน	66
15	ปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจนที่อายุสลัดจ์ 6 วัน.....	67
16	ปริมาณไนเตรทไนโตรเจน ที่อายุสลัดจ์ 6 วัน.....	68
17	ปริมาณไนไตรท์ไนโตรเจน ที่อายุสลัดจ์ 6 วัน.....	69

สารบัญภาพ

ภาพที่		หน้า
1	ขั้นตอนการเกิดไบโอฟิล์ม	8
2	การเปลี่ยนแปลงรูปต่าง ๆ ของสารประกอบไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ	14
3	แผนภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบ A/O หรือ MLE ของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2.....	19
4	ระบบบำบัดน้ำเสียจำลอง A/O หรือ MLE ของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2	20
5	ถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 ที่มีการติดตั้งตัวกลาง	21
6	ถังปฏิกริยาเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2	22
7	ถังตกตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2	22
8	ตัวกลาง Bioweb® ที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2	23
9	ชุดอุปกรณ์สำหรับการทดลอง Batch test	27
10	จุลินทรีย์ที่ยึดเกาะติดบนผิวตัวกลาง Bioweb® ภายในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกของระบบ IFAS 1 (ก) และ ถังปฏิกริยาเติมอากาศของระบบ IFAS 2 (ข)	30
11	ความเข้มข้นสารอินทรีย์และแอมโมเนียมไนโตรเจนภายในถังปฏิกริยาต่าง ๆ ของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2	32
12	ความเข้มข้นไนโตรที่ไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนภายในถังปฏิกริยาต่าง ๆ ของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2	33
13	สมมูลของมวลสาร COD แอมโมเนียมไนโตรเจน ไนโตรที่ไนโตรเจน และไนเตรทไนโตรเจนของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2.....	35
14	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนโตรที่และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับเวลาของจุลินทรีย์ในระบบ IFAS 1 ในถังปฏิกริยาเติมอากาศ...	37
15	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนโตรที่และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับเวลาของจุลินทรีย์ในระบบ IFAS 2 ในถังปฏิกริยาเติมอากาศ...	37
16	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนโตรที่และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับเวลาของจุลินทรีย์แวนลอยในระบบ IFAS 2 ในถังปฏิกริยาเติมอากาศ	38

สารบัญญภาพ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
17	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับ เวลาของจุลินทรีย์ในระบบ IFAS 1 ในถังปฏิกริยาแอนนอซิก 39
18	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับ เวลาของจุลินทรีย์ในระบบ IFAS 2 ในถังปฏิกริยาแอนนอซิก 39
19	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับ เวลาของจุลินทรีย์แขวนลอยในระบบ IFAS 1 ในถังปฏิกริยาแอนนอซิก..... 40
20	ประสิทธิภาพการกำจัด COD และความเข้มข้นของ COD ในน้ำทิ้งของระบบบำบัด น้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2..... 43
21	ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนและความเข้มข้นของแอมโมเนีย ในโตรเจนในน้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 44
22	ความเข้มข้นของไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจนภายในถังปฏิกริยาเติมอากาศของ ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 45
23	กราฟมาตรฐานแอมโมเนียที่ความเข้มข้น 6.25-100 มิลลิกรัมต่อลิตร..... 55
24	กราฟมาตรฐานไนไตรท์ที่ความเข้มข้น 1.25-20 มิลลิกรัมต่อลิตร 56
25	กราฟมาตรฐานไนเตรทความเข้มข้น 1.25-20 มิลลิกรัมต่อลิตร 57

บทที่ 1

บทนำ

ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

การเพิ่มขึ้นของประชากรอย่างรวดเร็วในปัจจุบัน ส่งผลให้ความต้องการใช้น้ำสำหรับการอุปโภคบริโภค รวมถึงกระบวนการผลิตภาคอุตสาหกรรมและเกษตรกรรมเพิ่มมากขึ้น เมื่อน้ำเสียเหล่านี้ถูกปล่อยออกสู่แหล่งน้ำสาธารณะจะก่อให้เกิดปัญหาความเสื่อมโทรมและเกิดการเน่าเสียของแหล่งน้ำได้ สำหรับน้ำเสียชุมชน มักมีองค์ประกอบของธาตุอาหารที่สำคัญ ได้แก่ ธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งหากมิได้มีการกำจัดธาตุอาหารเหล่านี้ให้เหมาะสม แล้วปล่อยลงสู่แหล่งน้ำปิด อาจก่อให้เกิดปัญหายูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) หรือสภาวะที่แหล่งน้ำอุดมไปด้วยธาตุอาหารไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัส ซึ่งจะก่อให้เกิดปัญหาการเจริญจำนวนมากของสาหร่ายและพืชน้ำต่าง ๆ จนเต็มพื้นที่ผิวของแหล่งน้ำธรรมชาติ เมื่อสาหร่ายและพืชน้ำเหล่านี้ตายลงก็จะเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพและมีการใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำนั้น ทำให้เกิดการเน่าเสีย กลายเป็นปัญหาคุณภาพแหล่งน้ำต่อไป นอกจากนี้ ธาตุอาหารไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของสารประกอบในเตรท ยังก่อให้เกิดโรคเด็กตัวเขียวหรือ Blue baby syndrome (Methemoglobinemia) ซึ่งเป็นปัญหาทางด้านสาธารณสุข ดังที่กล่าวมา ธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียนั้นก่อให้เกิดปัญหาต่าง ๆ ต่อคุณภาพแหล่งรองรับน้ำทิ้ง ดังนั้น เพื่อการรักษาคุณภาพของแหล่งน้ำให้ยั่งยืน จึงจำเป็นต้องมีการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสีย ก่อนปล่อยลงสู่แหล่งรองรับน้ำทิ้ง

ระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไป เช่น ระบบแอกติเวเตดสลัดจ์ (Activated sludge process) สามารถกำจัดธาตุอาหารได้ในระดับหนึ่ง ซึ่งตามประกาศของกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม ปี 2553 กำหนดว่า น้ำทิ้งที่ระบายออกจากระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชนต้องมีไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen) น้อยกว่า 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total phosphorus) น้อยกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้ระบบแอกติเวเตดสลัดจ์ไม่สามารถกำจัดธาตุอาหารได้ตามมาตรฐานที่กำหนดไว้ ดังนั้น จึงมีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพเพื่อให้สามารถกำจัดธาตุอาหารได้มีประสิทธิภาพเพิ่มมากขึ้น ระบบบำบัดน้ำเสียเหล่านี้ ได้แก่ กระบวนการ Bardenpho กระบวนการเอ็มยูซีที (Modified university of cape town process) หรือระบบ Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) เป็นต้น

ระบบ IFAS หรือระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเตดสลัดจ์ผสมผสานฟิล์มตรึง (Integrated Fixed Film Activated Sludge: IFAS) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ผสมผสาน

ระหว่างระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีจุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในน้ำเสียและระบบไบโอฟิล์มซึ่งมีจุลินทรีย์ยึดเกาะติดอยู่กับผิวของตัวกลาง (Media) มีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์ในระบบเพื่อแก้ไขปัญหา เช่น จุลินทรีย์มีการเจริญเติบโตไม่ได้ เนื่องจากอุณหภูมิที่ต่ำลง หรือระบบรองรับภาระบรรทุกอินทรีย์ที่เพิ่มมากขึ้น การติดตั้งตัวกลางในระบบจะเป็นการเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์ม ทำให้ระบบมีปริมาณจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นและระบบมีประสิทธิภาพคงเดิมโดยไม่ต้องส่งผลกระทบต่อถังตกตะกอนที่ไม่ได้ถูกออกแบบมาเพื่อรองรับปริมาณจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น โดยไม่ต้องก่อสร้างขยายขนาดถังปฏิบัติการเดิมอากาศและถังตกตะกอนในแก้ไขปัญหาดังกล่าว ระบบ IFAS เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพสูง สามารถกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารได้อย่างมีประสิทธิภาพ และรองรับปริมาณน้ำเสียได้เพิ่มมากขึ้นโดยไม่ต้องส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของถังตกตะกอนและคุณภาพน้ำทิ้ง เหมาะสำหรับโรงบำบัดน้ำเสียที่ต้องการปรับปรุงประสิทธิภาพ แต่มีข้อจำกัดในเรื่องของงบประมาณค่าใช้จ่ายและพื้นที่ในการก่อสร้าง ซึ่งปัจจุบันระบบ IFAS กำลังเป็นที่นิยมอย่างแพร่หลาย ในประเทศสหรัฐอเมริกา กลุ่มประเทศยุโรปและประเทศในเอเชียหลาย ๆ ประเทศ เช่น จีน ญี่ปุ่น เป็นต้น

วัตถุประสงค์ของการศึกษานี้เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารในโตรเจนออกจากรน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลางเฉพาะในถังปฏิบัติการแอนน็อกซิกกับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลางเฉพาะในถังปฏิบัติการเติมอากาศที่ค่าอายุสลัดจ์ (Solid Retention Time: SRT) ที่แตกต่างกัน

วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1. เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารในโตรเจนระหว่างระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลางเฉพาะในถังปฏิบัติการแอนน็อกซิกกับระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลางเฉพาะในถังปฏิบัติการเติมอากาศ
2. เพื่อศึกษาผลกระทบของค่าอายุสลัดจ์ที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารในโตรเจน
3. เพื่อศึกษาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันและไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิบัติการแอนน็อกซิกและถังปฏิบัติการเติมอากาศ

สมมติฐานของการวิจัย

1. ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารในโตรเจนทางชีวภาพเพิ่มสูงขึ้นจากการเกิดดีไนตริฟิเคชันที่มากขึ้นด้วยจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มบนตัวกลางในถังปฏิบัติการ

แอนน็อกซิก หรือจากการเกิดไนตริไฟเคชัน ที่มากขึ้นด้วยจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มบนตัวกลาง ในถังปฏิกริยาเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS

2. ค่าอายุสลัดจ์ที่ต่างกันทำให้เกิดผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และธาตุอาหารไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลางเฉพาะในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกหรือระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลางเฉพาะในถังปฏิกริยาเติมอากาศ

ขอบเขตของงานวิจัย

1. น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมจากสารเคมีภายในห้องปฏิบัติการ เพื่อให้มีคุณลักษณะคล้ายคลึงกับน้ำเสียชุมชนมากที่สุด
2. เป็นการศึกษาเชิงทดลองภายในห้องปฏิบัติการ โดยใช้แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS ที่มีกระบวนการแอนแอโรบิก-ออกซิก (Anaerobic-Oxic Process)
3. ตัวกลางที่ใช้ในการศึกษาเป็นแบบ Bioweb®

ตัวแปรที่ใช้ในการศึกษา

1. ตัวแปรอิสระ (Independent variables) ได้แก่ อายุสลัดจ์ ตำแหน่งของตัวกลาง
2. ตัวแปรตาม (Dependent variables) ได้แก่ ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และธาตุอาหารไนโตรเจน
3. ตัวแปรควบคุม (Controlled variables) ได้แก่ อุณหภูมิ (28 ± 2) องศาเซลเซียส, ประเภทน้ำเสีย (น้ำเสียสังเคราะห์), ระยะเวลาเก็บทางชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time, HRT) 9 ชั่วโมง, ควบคุมค่าออกซิเจนละลาย (Dissolve Oxygen, DO) 4-5 mg/L และอัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อธาตุอาหารไนโตรเจนทั้งหมด (C/N Ratio)

ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับจากการวิจัย

ผลการศึกษานี้ ทำให้ทราบถึงผลกระทบของค่าอายุสลัดจ์ที่มีต่อกำจัดสารอินทรีย์ และธาตุอาหารไนโตรเจนและการเกิดดีไนตริไฟเคชันของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลาง ในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกเพื่อนำความรู้ที่ได้จากการศึกษาไปประยุกต์ใช้ในการออกแบบหรือเดินระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่สามารถกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนที่มีประสิทธิภาพสูง

บทที่ 2

ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

น้ำเสียชุมชน

น้ำเสีย หมายถึง น้ำที่มีสิ่งเจือปนต่าง ๆ มากมาย จนกระทั่งกลายเป็นน้ำที่ไม่เป็นที่ต้องการ เป็นที่น่ารังเกียจของคนทั่วไป ไม่เหมาะสำหรับใช้ประโยชน์อีกต่อไป หรือถ้าปล่อยลงสู่ลำน้ำธรรมชาติ ก็จะทำให้คุณภาพน้ำของธรรมชาติเสียหาย (กรมควบคุมมลพิษ, 2545)

น้ำเสียชุมชน หมายถึง น้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมประจำวันของประชาชนที่อาศัยอยู่ในชุมชน และกิจกรรมที่เป็นอาชีพ ได้แก่ น้ำเสียที่เกิดจากการประกอบอาหารและชำระล้างสิ่งสกปรกทั้งหลาย ภายในครัวเรือน และอาคารประเภทต่าง ๆ เป็นต้น

ลักษณะของน้ำเสีย (Wastewater characteristics)

น้ำเสียที่เกิดจากบ้านพักอาศัยจะประกอบไปด้วยน้ำเสียจากกิจกรรมต่าง ๆ ในชีวิตประจำวัน ซึ่งกรมควบคุมมลพิษ (2545) ได้จำแนกเป็นองค์ประกอบต่าง ๆ ดังนี้

1. สารอินทรีย์ ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน เช่น เศษก๋วยเตี๋ยว น้ำแกง เศษใบตอง ฟืชผัก ซึ้นเนื้อ เป็นต้น ซึ่งสามารถย่อยสลายได้โดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ทำให้ระดับออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved oxygen) ลดลงเกิดสภาพเน่าเหม็นได้
2. สารอนินทรีย์ ได้แก่ แร่ธาตุต่าง ๆ ที่อาจไม่ทำให้เกิดน้ำเน่าเหม็น แต่อาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต ได้แก่ คลอไรด์ ซัลเฟต เป็นต้น
3. โลหะหนักและสารพิษ อาจอยู่ในรูปของสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ และสามารถสะสมอยู่ในวงจรอาหาร เกิดเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต เช่นปรอท โครเมียม ทองแดง ปกติจะอยู่ในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม และสารเคมีที่ใช้ในการกำจัดศัตรูพืชที่ปนมากับน้ำทิ้งจากการเกษตร สำหรับในเขตชุมชนอาจมีสารมลพิษนี้มาจากอุตสาหกรรมในครัวเรือนบางประเภท เช่น ร้านชุบทอง อยู่ซ่อมรถ และน้ำเสียจากโรงพยาบาล เป็นต้น
4. ไขมันและสารลอยต่าง ๆ เป็นอุปสรรคต่อการสังเคราะห์แสงและกีดขวางการกระจายของออกซิเจนจากอากาศสู่น้ำ นอกจากนั้นยังทำให้เกิดสภาพไม่น่าดู
5. ของแข็ง เมื่อจมตัวสู่ก้นลำน้ำทำให้เกิดสภาพไร้ออกซิเจนที่ท้องน้ำ ทำให้แหล่งน้ำตื้นเขิน มีความขุ่นสูง มีผลกระทบต่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ
6. สารก่อให้เกิดฟอง/ สารซักฟอก ได้แก่ ผงซักฟอก สบู่ ฟองจะกีดกันการกระจายของออกซิเจนในอากาศสู่น้ำ และอาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ

7. จุลินทรีย์ น้ำเสียจากโรงฟอกหนัง โรงฆ่าสัตว์ หรือโรงงานอาหารกระป๋อง จะมี จุลินทรีย์เป็นจำนวนมาก จุลินทรีย์เหล่านี้ใช้ออกซิเจนในการดำรงชีวิตสามารถลดระดับของ ออกซิเจนละลายน้ำทำให้เกิดสภาพน้ำเหม็น นอกจากนี้จุลินทรีย์บางชนิดอาจเป็นเชื้อโรคที่เป็น อันตรายต่อประชาชน เช่น จุลินทรีย์จากโรงพยาบาล

8. ธาตุอาหาร ได้แก่ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เมื่อมีปริมาณสูงจะทำให้เกิดการเจริญ และเพิ่มปริมาณอย่างรวดเร็วของสาหร่าย (Algae bloom) ซึ่งเป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้ระดับ ออกซิเจนในน้ำลดต่ำลงมากในช่วงกลางคืน อีกทั้งยังทำให้เกิดวัชพืชน้ำ ซึ่งเป็นปัญหาแก่การสัญจร ทางน้ำ

9. กลิ่น เกิดจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์แบบ ไร้ออกซิเจน หรือกลิ่นอื่น ๆ จากโรงงานอุตสาหกรรมต่าง ๆ เช่น โรงงานทำปลาป่น โรงฆ่าสัตว์ เป็นต้น

จากการตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่สำคัญของน้ำเสียชุมชน พบว่า มีลักษณะ ดังตารางที่ 1 ซึ่งตามประกาศของกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม ปี พ.ศ. 2553 กำหนดค่ามาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนไว้ดังตารางที่ 2

ตารางที่ 1 ลักษณะน้ำเสียชุมชน (กรมควบคุมมลพิษ, 2545)

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น			
	หน่วย	น้อย	ปานกลาง	มาก
1. ของแข็งทั้งหมด (Total Solids)	มก./ล	350	720	1200
1.1 ของแข็งละลายน้ำ (Dissolved Solids)	มก./ล	250	500	580
1.2 ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids)	มก./ล	100	220	350
2. ปริมาณตะกอนหนัก (Settleable Solids)	มก./ล	5	10	20
3. ค่าบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand: BOD)	มก./ล	110	220	400
4. ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD)	มก./ล	250	500	1000
5. ไนโตรเจนทั้งหมด (Total as N)	มก./ล	20	40	85
5.1 อินทรีย์ไนโตรเจน (Organic)	มก./ล	8	15	35
5.2 แอมโมเนีย (Free Ammonia)	มก./ล	12	25	50
5.3 ไนไตรท์ (Nitrite)	มก./ล	0	0	0
5.4 ไนเตรท (Nitrate)	มก./ล	0	0	0

ตารางที่ 1 (ต่อ)

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น			
	หน่วย	น้อย	ปานกลาง	มาก
6. ฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total as P)	มก./ล	4	8	15
6.1 สารอินทรีย์ (Organic)	มก./ล	1	3	5
6.2 สารอนินทรีย์ (Inorganic)	มก./ล	3	5	10
7. คลอไรด์ (Chloride) ⁽¹⁾	มก./ล	30	50	100
8. ซัลเฟต (Sulfate) ⁽¹⁾	มก./ล	20	30	50
9. สภาพด่าง (Alkaline as CaCO ₃)	มก./ล	50	100	200
10. ไขมัน (Grease)	มก./ล	50	100	150
11. โคลิฟอร์มแบคทีเรียทั้งหมด (Total Coliform)	MPN/100 ml	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹

หมายเหตุ ⁽¹⁾ เป็นค่าที่เพิ่มจากค่าที่ตรวจพบในน้ำใช้ปกติ

ตารางที่ 2 ลักษณะน้ำเสียชุมชน (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2553)

พารามิเตอร์	มาตรฐาน
ความเป็นกรดเป็นด่าง	5.5-9.0
บีโอดี	ไม่เกิน 20 มิลลิกรัมต่อลิตร
ของแข็งแขวนลอย	ไม่เกิน 30 มิลลิกรัมต่อลิตร
น้ำมันและไขมัน	ไม่เกิน 5 มิลลิกรัมต่อลิตร
ฟอสฟอรัสทั้งหมด	ไม่เกิน 2 มิลลิกรัมฟอสฟอรัสต่อลิตร
ไนโตรเจนทั้งหมด	ไม่เกิน 20 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (Biological treatment process)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพเป็นการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย โดยอาศัยจุลินทรีย์ต่าง ๆ ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์เหล่านี้ เพื่อใช้ในการเจริญและสร้างเซลล์ใหม่ ซึ่งเป็นกระบวนการที่นิยมกันมากที่สุดเมื่อเทียบกับกระบวนการบำบัดอื่น ๆ โดยสามารถแบ่งออกเป็น กระบวนการบำบัดน้ำเสียชีวภาพแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ นอกจากนั้น กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้อากาศ จำแนกได้เป็น 2 ประเภทหลัก คือ ระบบจุลินทรีย์แขวนลอย (Suspended growth system) และ ระบบจุลินทรีย์เกาะติดผิวตัวกลาง (Attached growth system)

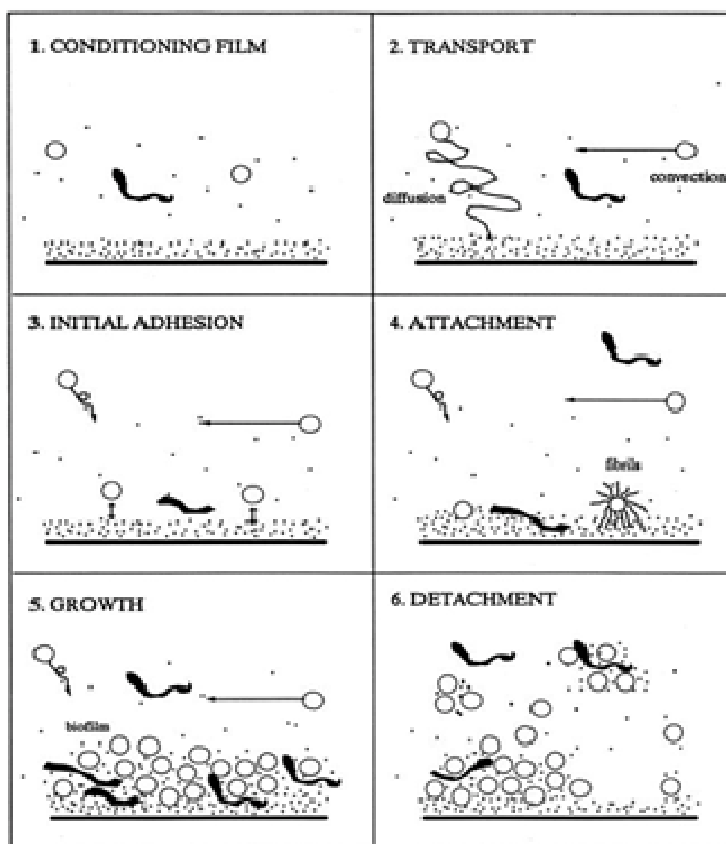
1. ระบบจุลินทรีย์แขวนลอย

ระบบที่มีจุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย มีการกวนที่เหมาะสม และมีปริมาณออกซิเจนที่เพียงพอกับปริมาณจุลินทรีย์ ระบบจุลินทรีย์แขวนลอยประกอบด้วยระบบหลัก คือ ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge System: AS) และระบบสระเติมอากาศ (Aerated Lagoon System) สำหรับระบบบำบัดน้ำแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์นั้นเป็นระบบบำบัดน้ำเสียชนิดจุลินทรีย์แขวนลอย นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในหลายประเทศซึ่งจะประกอบไปด้วยถังปฏิกรณ์เติมอากาศและถังตกตะกอน กระบวนการในการบำบัดจะอาศัยจุลินทรีย์ที่มีปริมาณมากพอในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จุลินทรีย์จะลอยอยู่ในน้ำสลัดจ์ของถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ซึ่งมักใช้เครื่องจักรทำหน้าที่ให้จุลินทรีย์ลอยอยู่ภายในถังตลอดเวลาเติมอากาศ การควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ให้ได้ตามต้องการ ต้องมีระบบแยกน้ำใสออกจากน้ำสลัดจ์ จึงนิยมใช้ถังตกตะกอนในการแยกน้ำที่ออกจากสลัดจ์ เพื่อปล่อยน้ำที่ใสไหลล้นออกจากถังตกตะกอนส่วนบริเวณก้นถังตกตะกอนที่มีความเข้มข้นของน้ำสลัดจ์จำนวนมากมักจะนำกลับมาสู่ถังเติมอากาศเพื่อช่วยในการควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์เติมอากาศได้ ถ้าพบว่า สลัดจ์มีมากเกินไปความต้องการก็อาจสูบล้างถ่ายจากก้นถังตกตะกอนหรือถังปฏิกรณ์เติมอากาศโดยตรง แล้วจึงนำสลัดจ์ส่วนเกินนี้ไปบำบัดและกำจัดทิ้งต่อไป น้ำทิ้งที่ผ่านการกำจัดสารอินทรีย์จะบ่งชี้ในรูปของ Chemical Oxygen Demand (COD)

2. ระบบจุลินทรีย์เกาะติดผิวตัวกลาง

จุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้ส่วนใหญ่จะเกาะติดอยู่กับตัวกลางที่เหมาะสม โดยเจริญเป็นเมือกบาง ๆ เรียกว่า ไบโอฟิล์ม (Biofilm) หรือแผ่นฟิล์มชีวภาพ ระบบการเจริญแบบเกาะติดเป็นระบบที่ควบคุมการทำงานได้ง่ายและสิ้นเปลืองพลังงานน้อยกว่าระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง เช่น ระบบโปรยกรอง (Trickling Filter: TF) และระบบแผ่นชีวภาพ (Rotating Biological Contactor: RBC) เป็นต้น

ไบโอฟิล์ม (Biofilm) คือ กลุ่มสังคมของจุลินทรีย์ที่เกาะติดบนพื้นผิวและฝังตัวอยู่ภายใต้สารกลุ่มโพลีเมอร์ที่จุลินทรีย์นั้นสร้างขึ้นแล้วหลั่งออกมาออกเซลล์ (Costerton et al., 1987) กลุ่มของไบโอฟิล์มสามารถรวมถึงแบคทีเรีย ฟังไจ ยีสต์ โปรโตซัว และกลุ่มสิ่งมีชีวิตชนิดอื่น ๆ (Jordan, 2003) กระบวนการเกิดไบโอฟิล์มนั้นจัดเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นและเปลี่ยนแปลงอยู่ตลอดเวลา (Dynamic process) (Davey & O'Toole, 2000; Escher & Characklis, 1990) ได้อธิบายขั้นตอนกลไกการเกิดไบโอฟิล์ม ไว้ดังต่อไปนี้ แสดงในภาพที่ 1



ภาพที่ 1 ขั้นตอนการเกิดไบโอฟิล์ม (Escher & Characklis, 1990)

กลไกการเกิดไบโอฟิล์ม (Biofilm formation)

1. อาหารที่มีน้ำเป็นองค์ประกอบไหลผ่านผิวของบริเวณที่จะเกิดเป็นไบโอฟิล์ม ทำให้บริเวณผิวนั้นได้รับการปรับสภาพ (Conditioning film) กลายเป็นพื้นที่ผิวที่มีความเหมาะสมต่อการก่อตัวของไบโอฟิล์ม

2. แบคทีเรียซึ่งมีอยู่ทั่วไปเกาะติดบนผิวที่ถูกปรับสภาพ (Attachment on conditioned film) ปัจจัยหลายประการที่ส่งผลต่อการเกาะติดของจุลินทรีย์บน Conditioned film เช่น pH อุณหภูมิของผิว อัตราการไหล ปริมาณอาหาร เวลา ช่วงอายุของเชื้อ และความไม่ชอบน้ำ (Surface hydrophobicity) แบคทีเรียจะเกาะผิวโดยใช้ Fimbriae, Pili, Flagella โดย Exopolysaccharides ซึ่งเป็นสารเมือกที่ทำให้จุลินทรีย์เกาะกันได้ด้วยแรงหลายแบบ ไม่ใช่เฉพาะคุณสมบัติความเป็นเมือกเท่านั้น เช่น แรงไฟฟ้าสถิตย์ แรงจากพันธะโคเวเลนต์ พันธะไฮโดรเจน Dipole interaction และ Hydrophobic interactions การเกาะกันในระยะแรกไม่แข็งแรงนักอาจจะหลุดได้ถ้ามีกระแสน้ำไหลแรง ๆ (Reversible attachment) ต่อมาจะค่อย ๆ เพิ่มความแข็งแรงมากขึ้น (Irreversible attachment)

3. ขึ้นต่อมาเมื่อเริ่มปักหลักได้ เซลล์ที่ได้รับบาดเจ็บและอดอาหารจะพักรักษาตัว เริ่มมีการสังเคราะห์กรดไขมันและโปรตีน จากนั้นแบคทีเรียเริ่มมีการแบ่งตัวและสร้างเป็น Microcolonies (กลุ่มจุลินทรีย์ที่เกิดจากการแบ่งตัวของเซลล์แรก ๆ ที่เกาะติด) ฉะนั้นเซลล์ที่อยู่ใน Microcolony เดียวกันจึงจัดได้ว่าเป็นญาติกัน มีความคล้ายคลึงทางพันธุกรรมมากที่สุด ในขั้นนี้เซลล์จุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่จะผลิตสารกลุ่มโพลีเมอร์ที่มีคุณสมบัติเป็นเมือกออกมานอกเซลล์คลุมอยู่ที่ผิวของกลุ่มเซลล์ เรียกสารกลุ่มนี้ว่า Extracellular Polymeric Substances (EPS) อาจประกอบด้วย โพลีแซคคาไรด์ โปรตีน ฟอสโฟไลพิด กรดไทโคอิก กรดนิวคลีอิก และสารโพลีเมอร์อื่น ๆ (Costerton et al., 1987) สารเหล่านี้จะช่วยให้เซลล์ยึดเกาะพื้นผิวได้ดีและมีความเสถียรมากขึ้นจากสภาพแวดล้อมรอบ ๆ ที่มีการแปรปรวนอยู่ตลอดเวลา (Kumar & Anand, 1998) นอกจากนี้สาร EPS จะมีหน้าที่สำคัญในการเชื่อมโยงเซลล์ภายในและยึดเหนี่ยวเซลล์จุลินทรีย์กับพื้นผิวแล้ว ยังมีความสำคัญต่อการอยู่รอดของไบโอฟิล์มด้วย EPS มีหน้าที่ห่อหุ้มและกักเก็บสารอาหารไว้สำหรับเซลล์ภายใน ช่วยป้องกันเซลล์จากสภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสม เช่น ความแห้ง สารเคมีต่าง ๆ เป็นต้น (Carpentier & Cerf, 2000)

4. เมื่อเวลาผ่านไประยะเวลาหนึ่ง Microcolony ที่มีจำนวนจุลินทรีย์มากและมีความหนาแน่นมากจะมีบางส่วนที่หลุดลอกออกมา โดยเฉพาะบริเวณที่มีการไหลของของเหลวตลอดจะมีการหลุดลอกอยู่เสมอ

3. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเตดสลัดจ์ผสมผสานฟิล์มตรึง (Integrated Fixed Film Activated Sludge: IFAS)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ผสมผสานระหว่างระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเตดสลัดจ์กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิล์มตรึง โดยใช้ตัวกลางในการยึดเกาะของจุลินทรีย์ ในปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในประเทศสหรัฐอเมริกา กลุ่มประเทศยุโรปและแถบเอเชีย เพื่อนำมาแก้ไขปัญหาของระบบบำบัดน้ำเสีย

เช่น สภาวะอุณหภูมิต่ำในบางช่วงเวลาของปีซึ่งทำให้จุลินทรีย์เจริญได้ไม่ดี (Hubbell, Pehrson, & Schuler, 2006) หรือในกรณีที่มีปริมาณสารอินทรีย์และไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบสูงขึ้นเกินกว่าระบบจะรองรับได้ การเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดโดยการติดตั้งตัวกลางจะสามารถรองรับปริมาณน้ำเสียได้เพิ่มมากขึ้น (Copithorn, Sturdevant, Farren, & Sen, 2006) โดยไม่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของถังตกตะกอนที่ไม่ได้ถูกออกแบบมาเพื่อรองรับภาระอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นเหมาะสำหรับโรงบำบัดน้ำเสียที่มีพื้นที่และงบประมาณจำกัดแต่ต้องการเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานให้สูงขึ้น นอกจากนี้การเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์ที่เป็นไบโอฟิล์ม ซึ่งมีอายุสัปดาห์สูง และจุลินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำเสียซึ่งมีอายุสัปดาห์ต่ำ นั้นสามารถช่วยกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ในเวลาเดียวกันได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Su & Ouyang, 1996; Azimi, Hooshyari, & Nabi, 2007)






ประเภทของระบบ IFAS (Types of IFAS System)

1. ระบบ IFAS ประเภทตัวกลางเกาะติด (Fixed media IFAS system)

เป็นตัวกลางที่มีลักษณะยึดติดอยู่กับที่เพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะในการสร้างไบโอฟิล์ม วัสดุที่นำมาใช้ เช่น แผ่นพลาสติกพีวีซี หรือเส้นเชือกถักเป็นโครงสร้างตาข่าย เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูงและลงทุนไม่มาก

2. ระบบ IFAS ประเภทตัวกลางเคลื่อนที่กระจัดกระจาย (Dispersed media IFAS system) เป็นตัวกลางที่สามารถเคลื่อนที่ได้อย่างอิสระภายในถังปฏิกริยา วัสดุที่นำมาใช้ เช่น พลาสติก หรือฟองน้ำ การเคลื่อนที่ของตัวกลางภายในถังปฏิกริยาขึ้นอยู่กับความหนาแน่นของวัสดุที่นำมาใช้ เป็นระบบที่ตัวกลางผสมได้ดีในน้ำเสียและมีพื้นที่ผิวสูง แต่มีค่าใช้จ่ายสูงในการติดตั้ง อุปกรณ์ป้องกันการสูญเสียตัวกลางออกจากระบบ ตารางที่ 3 แสดงประเภทตัวกลางในระบบ IFAS

ตารางที่ 3 ประเภทของตัวกลางในระบบ IFAS (Brentwoodprocess, 2009)

ประเภทของตัวกลางในระบบ IFAS		
FIXED IN PLACE TYPES	ข้อดี	ข้อด้อย
 Fabric Web Type	<ol style="list-style-type: none"> ติดตั้งง่าย ราคาไม่แพง ไม่ต้องซ่อมบำรุง เพิ่มประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างรวดเร็ว ไม่สูญเสียตัวกลางออกจากระบบ 	<ol style="list-style-type: none"> อาจเกิดกลิ่นเน่าเหม็น เกิดหนองแดงในระบบ
 Rope Type	<ol style="list-style-type: none"> เพิ่มประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างรวดเร็ว ไม่สูญเสียวัสดุตัวกลางออกจากระบบ 	<ol style="list-style-type: none"> เกิดความเสียหายกับวัสดุที่กีดขวาง อาจเกิดกลิ่นเน่าเหม็น
 PVC Sheet media	<ol style="list-style-type: none"> เพิ่มประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างรวดเร็ว ไม่สูญเสียวัสดุตัวกลางออกจากระบบ 	<ol style="list-style-type: none"> โครงสร้างของตัวกลางกีดขวางการผสมของมวลตะกอน อาจเกิดกลิ่นเน่าเหม็น อาจเกิดการอุดตันจากมวลตะกอน
DISPERSED TYPES		
 Polypropylene Finned Cylinders	<ol style="list-style-type: none"> มีพื้นที่ผิวสูง ผสมได้ดีในน้ำเสีย 	<ol style="list-style-type: none"> อุปกรณ์เติมอากาศและตัวกรองอาจเกิดการเน่าเหม็น ยุ่งยากในการรักษาในระบบเติมอากาศ
 Sponges		

จากการศึกษาวิจัยเกี่ยวกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS ที่มีการประยุกต์ใช้ตัวกลางหลาย ๆ ประเภท ซึ่งตัวกลางแต่ละชนิดมีคุณสมบัติและความเหมาะสมในการยึดเกาะของจุลินทรีย์ที่แตกต่างกัน เช่น รั้งบวบเป็นตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวขรุขระ น้ำหนักเบา ภายในมีช่องว่าง จุลินทรีย์ยึดเกาะได้ดี แต่ไม่คงทน เมื่อเทียบกับตัวกลางที่ทำจากพลาสติก เช่น โพลีเมอร์ฟอง ออกซิบอล ซึ่งมีความคงทนและสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ (คุณภา คำเพชร, 2548) ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Welander, Henrysson, and Welander (1997) ที่พบว่าตัวกลางทรงลูกบาศก์ขนาด 3.3 มิลลิเมตรที่ทำจากเซลลูโลส ซึ่งมีลักษณะภายในขรุขระและมีพื้นที่ผิวด้านนอกไม่เรียบมีปฏิกิริยาในตรีฟิเคชันสูงสุด ในอัตรา 40 กรัมแอมโมเนียมไนโตรเจนต่อลูกบาศก์เมตรต่อชั่วโมง เมื่อเทียบกับตัวกลางรูปทรงกระบอกที่ทำจากพลาสติก คณะวิจัยของ Liu, van Groenestijn, Doddema, and Wang (1996) ได้ทดลองใช้ตัวกลางชนิด Fibrous carriers packed เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันภายในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิก จากผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพ การกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด ฟอสฟอรัสทั้งหมด และซีโอดี เฉลี่ย ร้อยละ 75, 92 และ 88 ตามลำดับ ที่ HRT 20-30 ชั่วโมง และอุณหภูมิ 10-15 องศาเซลเซียส ในขณะที่คณะวิจัยนำโดย Su and Ouyang (1997) ได้ทดลองใช้แผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor: RBC) ในการยึดเกาะของไบโอฟิล์มภายในถังปฏิกริยา พบว่า สามารถกำจัดซีโอดีได้ถึงร้อยละ 72 และสามารถกำจัดฟอสฟอรัส และไนโตรเจนทั้งหมดให้เหลือต่ำกว่า 0.5 และ 8-10 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ ที่ HRT 10 ชั่วโมง นอกจากนี้ยังพบว่า อัตราการหมุนเวียนตะกอนกลับและอัตราการหมุนเวียนภายใน เท่ากับ 0.25 และ 2.0 ตามลำดับ มีความเหมาะสมในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเพื่อแก้ปัญหาการเกิดยูโทรฟิเคชัน ต่อมาคณะวิจัยของ Nam, Lee, Kim, Kim, and Park (1998) ได้ศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียที่มีและไม่มีถังปฏิกริยาไร้อากาศ (Anaerobic) โดยใช้ตัวกลางที่ทำจากเซรามิค (Synthetic Activated Ceramic: SAC) ในอัตราร้อยละ 15 ของปริมาตรถัง จากการทดลองพบว่า ระบบที่มีถังปฏิกริยาไร้อากาศวางไว้หน้าถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกสามารถกำจัดซีโอดีไนโตรเจนทั้งหมด และฟอสฟอรัสทั้งหมด ให้เหลือต่ำกว่า 5.0, 5.6 และ 3.1 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ ซึ่งให้ผลที่ใกล้เคียงกันกับระบบที่ไม่มีถังปฏิกริยาไร้อากาศ จากการศึกษ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของทั้งสองระบบต่ำ เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ในถังปฏิกริยาเดิมอากาศซึ่งกลุ่มจุลินทรีย์ใช้เป็นแหล่งคาร์บอนในการจับใช้ฟอสฟอรัสเพื่อสร้างเซลล์ใหม่มีไม่เพียงพอกับความต้องการ ที่ประเทศญี่ปุ่น Takizawa, Aravinthan, and Fujita (1996) ได้ทำการทดลองโดยใช้ตัวกลางที่เป็นพลาสติกกลวงขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 3 มิลลิเมตร ในอัตราร้อยละ 24 ของปริมาตรถัง เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนระหว่างระบบที่มีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกริยาเดิมอากาศกับระบบที่ติดตั้งตัวกลางทั้งในถังปฏิกริยาเดิมอากาศ และถังปฏิกริยา

แอนน็อกซิก พบว่า ระบบที่มีการติดตั้งตัวกลางเพิ่มในถังปฏิบัติการแอนน็อกซิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้ร้อยละ 73 ซึ่งสูงกว่าระบบที่ติดตั้งตัวกลางเฉพาะในถังปฏิบัติการเติมอากาศเพียงอย่างเดียว ซึ่งมีประสิทธิภาพเพียงร้อยละ 65 ที่ภาระไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบเท่ากับ 0.219 กิโลกรัมไนโตรเจนต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันที่อุณหภูมิ 15 องศาเซลเซียส และที่ HRT เท่ากับ 4 ชั่วโมง

การกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ (Biological Nutrient Removal, BNR)

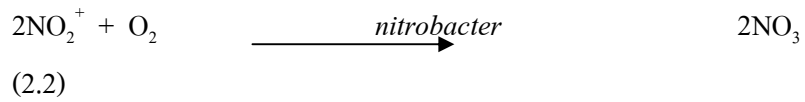
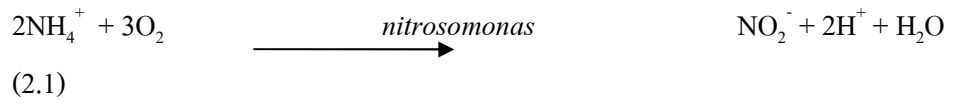
การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสหรือการกำจัดธาตุอาหาร (Nutrient) ก่อนการปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมมีความสำคัญและเป็นสิ่งที่จำเป็น เนื่องจากอาจก่อให้เกิดปัญหายูโทรฟิเคชัน ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อปริมาณออกซิเจนและสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในแหล่งน้ำ รวมทั้งความเป็นพิษของแอมโมเนียและไนไตรท์ไนโตรเจนต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ นอกจากนี้ ไนเตรทไนโตรเจนยังก่อให้เกิดปัญหาทางด้านสาธารณสุข คือ โรคเด็กตัวเขียว ซึ่งเกิดจากการที่เด็กอ่อนบริโภคน้ำที่มีไนเตรทสูงเกินไป เนื่องจากองค์ประกอบของน้ำเสียชุมชน มีปริมาณของไนโตรเจนทั้งหมดประมาณ 20-85 มิลลิกรัม/ลิตร และฟอสฟอรัสทั้งหมดประมาณ 4-15 มิลลิกรัมต่อลิตร (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) ซึ่งจากสาเหตุดังกล่าวการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกจากรน้ำเสียจึงเป็นสิ่งที่มีความสำคัญและจำเป็น เป็นอย่างยิ่ง

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ (Nitrogen Removal)

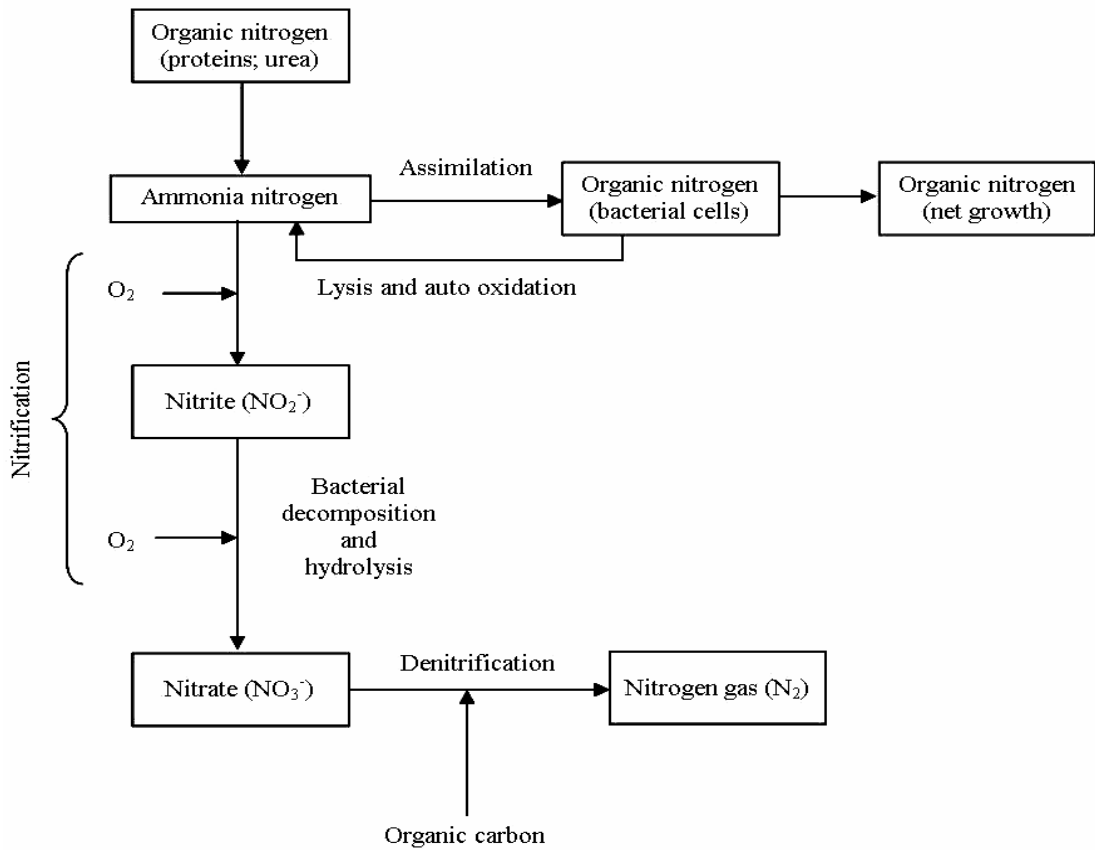
ไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียมียู่ 4 ชนิด คือ แอมโมเนีย (Ammonia) สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen) ไนไตรท์ (Nitrite) และไนเตรท (Nitrate) โดยเท่าที่พบในน้ำเสียชุมชนจะมีองค์ประกอบของสารอินทรีย์และแอมโมเนียร้อยละ 60 และ 40 ตามลำดับ และจะอยู่ในรูปของไนไตรท์และไนเตรทไม่ถึงร้อยละ 1 ภาพที่ 2 แสดงขั้นตอนที่เกิดขึ้นในกระบวนการกำจัดไนโตรเจน โดยเริ่มจากกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) ในการเปลี่ยนสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนไปอยู่ในรูปของแอมโมเนีย ซึ่งแอมโมเนียจะถูกกำจัดได้ 2 ทาง คือ ถูกจุลินทรีย์ดึงไปใช้เป็นสารอาหารและใช้ในการสร้างเซลล์ หรือถูกแบคทีเรียกลุ่มออกโตโทรฟิเคเปลี่ยนแปลงเป็นไนไตรท์และไนเตรท เรียกว่ากระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) จากนั้นไนไตรท์และไนเตรท จะถูกกำจัดออกจากรน้ำเสียได้ด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ซึ่งเปลี่ยนไนเตรทและ ไนไตรท์ให้เป็นก๊าซไนโตรเจนออกจากระบบ

ไนตริฟิเคชันทางชีวภาพ (Biological Nitrification)

การเกิดไนตริฟิเคชันทางชีวภาพของแอมโมเนียไนโตรเจน มีอยู่ 2 ขั้นตอนซึ่งเกี่ยวข้องกับจุลินทรีย์ 2 ประเภท ได้แก่ *Nitrosomonas* และ *Nitrobacter* ดังแสดงในสมการ (2.1), (2.2) และ (2.3) ตามลำดับ



สมการที่ (2.3) แสดงการรวมของสมการ (2.1) และ (2.2)



ภาพที่ 2 การเปลี่ยนแปลงรูปต่าง ๆ ของสารประกอบไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003)

การเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันทางชีวภาพได้นั้น จะขึ้นอยู่กับมวลของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง (Nitrifying bacteria) ที่มีอยู่ในระบบว่ามีมากน้อยเพียงใด โดยจะขึ้นอยู่กับอัตราการเจริญของจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟิก (Autotrophic organisms) และจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก (Heterotrophic organisms) ว่าเป็นการเจริญขยายพันธุ์ของจุลินทรีย์กลุ่มใดมากกว่ากัน กล่าวคือจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟิกเป็นพวกที่ดำรงชีพและเจริญโดยใช้สารอนินทรีย์ เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ เป็นแหล่งคาร์บอน ส่วนจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกเป็นกลุ่มที่ดำรงชีพและเจริญโดยใช้สารอินทรีย์และคาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอน ซึ่งโดยทั่วไปแล้วปริมาณผลิตเซลล์ที่เกิดจากกระบวนการออโตโทรฟิก จะมีปริมาณน้อยกว่าที่เกิดจากกระบวนการเฮเทอโรโทรฟิก 10 ถึง 20 เท่า โดยที่กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการออโตโทรฟิก คือจะใช้การออกซิไดซ์สารประกอบไนโตรเจนโดยเฉพาะพวกแอมโมเนียเป็นหลัก โดยพบว่า จำนวนหรือจุลินทรีย์ไนตริฟายอิงจะมีมากหรือน้อย ขึ้นอยู่กับค่าอัตราส่วนของ BOD_5/TKN การเกิดไนตริฟิเคชันสามารถเกิดได้ทั้งสองกระบวนการคือ กระบวนการเจริญแบบแขวนลอย (Suspended growth process) และกระบวนการเจริญแบบเกาะติด (Attached growth process)

การเจริญแบบแขวนลอย

ระบบจุลินทรีย์แขวนลอยเป็นระบบที่พวกจุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในน้ำ มีการกวนที่เหมาะสม และมีปริมาณออกซิเจนเพียงพอกับปริมาณจุลินทรีย์ เพื่อกำจัดไนโตรเจนหรือเปลี่ยนจากแอมโมเนียไปเป็นไนเตรท เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียเหมือนกันระบบเอเอส แต่ต้องมีปริมาณออกซิเจนที่เพียงพอกับการออกซิไดซ์แอมโมเนีย ระบบบำบัดต้องการปัจจัยต่าง ๆ เพื่อให้เกิดไนตริฟิเคชันอย่างมีประสิทธิภาพ ได้แก่ ความเข้มข้นของแอมโมเนีย ความเข้มข้นของไนโตรเจน ค่า BOD_5/TKN ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย อุณหภูมิ และ พีเอช

กระบวนการเจริญแบบเกาะติด

เป็นการบำบัดน้ำเสียเหมือนกับระบบ ไบรยกรอง หรือระบบแผ่นหมุนชีวภาพ หรือระบบถังกรองใช้อากาศ แต่ต้องมีระบบแบบเกาะติดเพียงพอให้กับการเกิดไนตริฟิเคชันหลังจากได้ผ่านระบบย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน แบคทีเรียที่ใช้ในระบบไนตริฟิเคชันแบบเกาะติดจะมีจุลินทรีย์ส่วนที่เกาะติด และจุลินทรีย์ส่วนที่ทับถมไว้ในระบบ โดยมีสารอินทรีย์ แอมโมเนีย และออกซิเจนไหลผ่านบริเวณผิวของฟิล์มจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิวดักกลาง ซึ่งออกซิเจนจะมีปริมาณจำกัดในระบบจึงอาจต้องหาวิธีเพิ่มปริมาณออกซิเจนให้กับระบบ เนื่องจากไนตริฟายอิงแบคทีเรียมีการเจริญขยายพันธุ์ช้า ทำให้พวกเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียที่มีอยู่ในระบบและมีการเจริญขยายพันธุ์ได้เร็วกว่าหลายเท่า จะทำให้ไนตริฟายอิงแบคทีเรียในฟิล์มจุลินทรีย์มีน้อยหรือไม่มีเหลือ

ในระบบ โดยเฉพาะเมื่อมีออกซิเจนไม่เพียงพอในระบบ จะยังทำให้พวกไนตริฟายอิงแบคทีเรียหลุดออกจากฟิล์มจุลินทรีย์เร็วขึ้น

ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

1. สารอาหาร ได้แก่ค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจนในถังเดิมอากาศ
2. อุณหภูมิ อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอยู่ในช่วง 30-36 องศาเซลเซียส
3. ออกซิเจน ค่าออกซิเจนละลายเพียงเท่ากับหรือมากกว่า 1.0 มิลลิกรัม/ ลิตร ก็จะไม่มีความกระทบทางลบต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน
4. พีเอชในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน จะมีการใช้สภาพต่างไปด้วย พีเอชของถังปฏิกิริยาจึงอาจลดลง จึงต้องมีการเติมโซดาไฟ โซดาแอส หรือปูนขาวลงสู่ระบบ เพื่อให้แบคทีเรียทำงานได้ดีในพีเอชที่ค่อนข้างต่ำหรือประมาณ 7.5-9.0
5. ความเค็ม ความเค็มเช่น NaCl มีผลทางลบต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรีย แต่แบคทีเรียกลุ่มนี้ก็สามารถปรับตัวให้เข้ากับความเค็มดีพอสมควร
6. อายุสลัดจ์ ของกระบวนการต้องมากพอ เพื่อให้ไฮดรอกซิฟิลในไนตริฟายเออร์เติบโตได้โดยไม่ถูกล้างออกจากระบบ สำหรับในประเทศไทยเขตหนาว เช่น แคนาดา อายุสลัดจ์อาจต้องสูงถึง 6-10 วัน แต่ในพื้นที่เขตร้อน อายุสลัดจ์ 2-3วันก็สามารถทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันขึ้นได้นอกจากนี้อายุสลัดจ์ยังเกี่ยวข้องกับผลกระทบจากสารพิษ หากอายุสลัดจ์มากพอและถังปฏิกิริยาเป็นแบบสมบูรณ์ สารพิษบางชนิดอาจถูกกำจัดจนมีความเข้มข้นไม่มากพอที่จะเป็นพิษได้อีกต่อไป
7. สารพิษ สารประกอบอินทรีย์ และอนินทรีย์ หลายชนิดแสดงความเป็นพิษและขัดขวางการเจริญของไนตริฟายเออร์ เช่น โคบอลต์ โครเมียม ทองแดง นิกเกิล สังกะสี แคดเมียม แอมโมเนีย กรดไนตริก เป็นต้น

ดีไนตริฟิเคชันทางชีวภาพ (Biological Denitrification)

เมื่อไนโตรเจนถูกแปรรูปมาอยู่ในรูปของไนเตรทแล้ว จะสามารถถูกลดรูปหรือถูกกำจัดออกจากระบบได้ ด้วยจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกในสภาวะขาดออกซิเจนหรือมีค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายค่อนข้างต่ำ เรียกว่าสภาวะแอนน็อกซิก (Anoxic) คือมีไนเตรทแต่ไม่มีออกซิเจนอิสระ โดยไนเตรทจะถูกลดรูปเรียงตามลำดับโดยเป็นตัวรับอิเล็กตรอนดังนี้



ไนเตรท → ไนไตรท์ → ไนตริกออกไซด์ → ไนตรัสออกไซด์ → ไนโตรเจน

จุลินทรีย์กลุ่มเสทเทอโรโทรฟิที่พบในระบบเอเอสที่เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ได้แก่ *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Micrococcus* และ *Pseudomonas* ซึ่งการเกิดดีไนตริฟิเคชันได้มากหรือน้อยขึ้นอยู่กับระบบได้กำจัด BOD₅ ได้มากหรือน้อย ถ้ามี BOD₅ ให้กำจัดได้มากก็จะทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชันได้มากด้วย โดยจุลินทรีย์กลุ่มเสทเทอโรโทรฟินี้ต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งพลังงานและใช้ในเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ในกระบวนการเกิดดีไนตริฟิเคชันดังนั้นจึงจำเป็นต้องเติมอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ระบบด้วยวิธีการใดวิธีการหนึ่ง เช่น Methanol, Ethanol, Molasses หรือ Acetate เป็นต้น กระบวนการดีไนตริฟิเคชันยังช่วยเพิ่มสภาพด่าง (Bicarbonate alkalinity) โดยทางทฤษฎี 1 มก. ในเตรทไนโตรเจนที่ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนจะทำให้เกิดสภาพด่างเท่ากับ 3.57 มก. CaCO₃ ต่อลิตร ซึ่งจะตรงกันข้ามกับการเกิดดีไนตริฟิเคชันที่จะไปลดสภาพด่าง แต่อย่างไรก็ตามสภาพด่างที่ได้คืนมานี้ก็ยังน้อยกว่าสภาพด่างที่ถูกลดไปในขั้นตอนดีไนตริฟิเคชัน และอาจต้องเติมสภาพด่างเข้าสู่ระบบเพื่อคุมพีเอชให้เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตและการทำงานของแบคทีเรียทุกประเภท การเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน สามารถเกิดได้ทั้งสองกระบวนการเช่นเดียวกัน คือ กระบวนการเจริญแบบแขวนลอย และกระบวนการเจริญแบบเกาะติด

การเจริญแบบแขวนลอย

จุลินทรีย์กลุ่มเสทเทอโรโทรฟิจะลดรูปไนเตรทในสภาวะแอนน็อกซิกโดยใช้ไนเตรทเป็นตัวอิเล็กตรอนในกระบวนการผลิตพลังงาน ซึ่งจุลินทรีย์เหล่านี้จะใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอน ดังนั้นถ้ามีแหล่งคาร์บอนไม่เพียงพอสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน จึงจำเป็นต้องเพิ่มแหล่งคาร์บอนซึ่งได้แก่ การเพิ่มน้ำเสียหรือสารเคมี เช่น เมธานอล เอทานอล อะซิเตท เป็นต้น

การเจริญแบบเกาะติด

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบเกาะติดเพื่อกำจัดไนโตรเจน หรือเปลี่ยนจากไนเตรทเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยใช้ระบบที่มีตัวกลางบรรจุอยู่ในถังปฏิกิริยา ซึ่งต้องเป็นถังแบบปิดเพื่อให้เกิดสภาวะแอนน็อกซิก การเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในถังแบบเกาะติดจะมีความคล้ายกับถังแบบแขวนลอย แต่ต่างกันที่ชนิดของจุลินทรีย์แบบเกาะติดมีส่วนหนึ่ง และมีจุลินทรีย์ลอยหรือจมอยู่กันถึง ระบบแบบเกาะติดสามารถเก็บหรือรักษาปริมาณจุลินทรีย์ให้อยู่ในระบบได้มาก และไม่จำเป็นต้องมีการหมุนเวียนสัปดาห์กลับ

ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

1. พีเอช ในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดสภาพด่างขึ้นมาได้ โดยพีเอชที่เหมาะสมสำหรับดีไนตริฟิเคชันอยู่ในช่วง 6.5-8.5 ดังนั้น ถ้านำค่าพีเอชนี้ไปรวมกับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันแล้ว พีเอชของระบบสลัดจ์ผสมควรอยู่ในช่วง 7.5-8.0 จะดีที่สุด ถ้าพีเอชลดต่ำกว่า 7 จะเกิดไนตรัสออกไซด์ (N₂O) เป็นผลสุดท้ายของดีไนตริฟิเคชันแทนที่จะเป็นก๊าซไนโตรเจน

2. ออกซิเจน หากในระบบมีออกซิเจนอยู่คู่กับไนเตรท แบคทีเรียจะเลือกใช้ออกซิเจนก่อนการใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งทำให้สิ้นเปลืองคาร์บอนอินทรีย์ไปจนอาจเหลือไม่พอสำหรับปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ ค่าออกซิเจนละลายน้ำหากมีค่ามากกว่า 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร จะสามารถยับยั้งดิไนตริฟิเคชันของ *Pseudomonas* ได้ (Terai & Mori, 1975)
3. อุณหภูมิ ดิไนตริฟายอิงแบคทีเรียมีความไวต่ออุณหภูมิ ซึ่งจะสามารถทำงานได้ดีที่อุณหภูมิเท่ากับหรือมากกว่า 20 องศาเซลเซียส
4. ความเค็ม ในรูปของโซเดียมคลอไรด์มีผลต่อดิไนตริฟายอิงแบคทีเรียอยู่บ้าง โดยเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงของคลอไรด์อย่างรวดเร็ว
5. อายุสลัดจ์ เมื่ออายุสลัดจ์เพิ่มมากขึ้น การผลิตเซลล์สุทธิลดลง ดังนั้นปริมาณคาร์บอนที่ต้องการสำหรับดิไนตริฟายปริมาณไนเตรทที่เท่ากันจะลดลง
6. ไนไตรท์ ในรูปของกรดไนตริก (HNO_2) อิสระ กล่าวคือ ไม่แตกตัวเป็นไอออน สามารถยับยั้งดิไนตริฟิเคชันได้ที่ความเข้มข้นเพียง 0.13 มิลลิกรัม/ลิตร
7. อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน (C/N) ในกระบวนการดิไนตริฟิเคชัน แบคทีเรียซึ่งเป็นเฮเทอโรโทรฟิกรเป็นส่วนใหญ่ต้องใช้คาร์บอนเป็นองค์ประกอบหรือเป็นแหล่งพลังงานในการทำงาน อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนจึงมีความสำคัญต่อกระบวนการนี้ โดยอัตราส่วนที่เหมาะสมของ C/N ตามทฤษฎีอยู่ที่ 5-10 แต่ในทางปฏิบัติควรเท่ากับ 3-7 เป็นอย่างน้อย

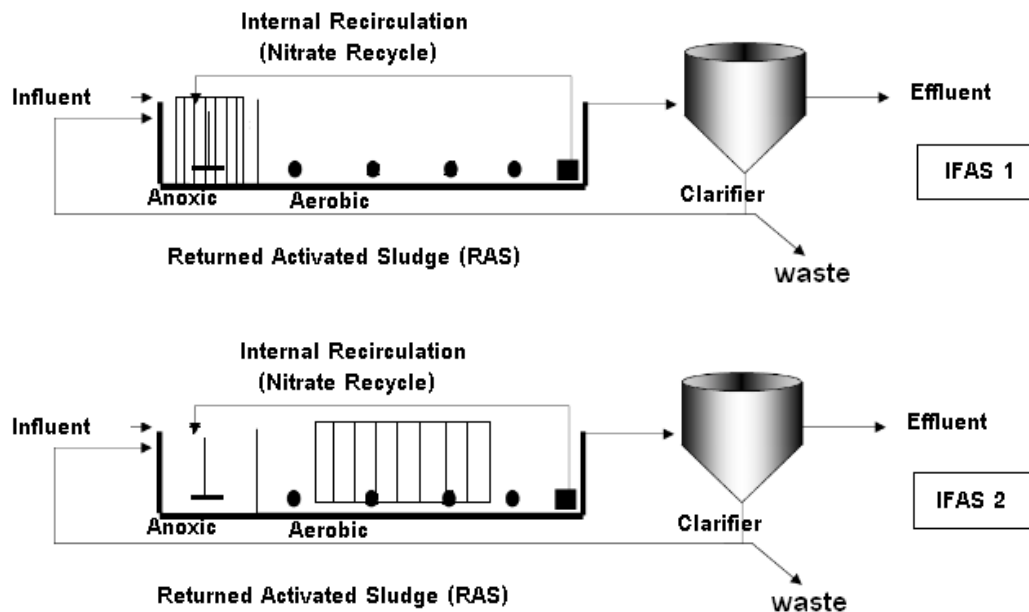
บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

การศึกษาครั้งนี้ เป็นการศึกษาเชิงทดลองภายในห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมของภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกหรือถังปฏิกริยาเติมอากาศที่ค่าอายุสลัดจ์แตกต่างกัน

รูปแบบการวิจัย

การทดลองดำเนินการทดลองโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียจำลองแบบแอกติเวเตดสลัดจ์ที่เรียกว่า Anaerobic/Oxic (A/O) หรือเรียกอีกอย่างหนึ่งว่าระบบ Modified Ludzak-Ettinger (MLE) จำนวน 2 ระบบ ดังแสดงในแผนภาพที่ 3 และระบบบำบัดน้ำเสียจำลองดังภาพที่ 4 ตามลำดับ



ภาพที่ 3 แผนภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบ A/O หรือ MLE ของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2



ภาพที่ 4 ระบบบำบัดน้ำเสียจำลอง A/O หรือ MLE ของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2

กำหนดให้ระบบบำบัดน้ำเสียที่ 1 และระบบบำบัดน้ำเสียที่ 2 เรียกว่า ระบบ IFAS 1 และระบบ IFAS 2 ตามลำดับ ทั้งสองระบบประกอบด้วยถังปฏิกริยาแอนน็อกซิก ถังปฏิกริยาเติมอากาศ และถังตกตะกอน โดยแต่ละถังปฏิกริยามีรายละเอียดดังต่อไปนี้

1. ถังปฏิกริยาแอนน็อกซิก (Anoxic reactor) ทำจากวัสดุอะคริลิกรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้า ขนาดกว้าง 20 เซนติเมตร ยาว 20 เซนติเมตร สูง 40 เซนติเมตร ดังภาพที่ 5 ปริมาตรถังปฏิกริยาเท่ากับ 16 ลิตร ระดับความลึกของน้ำ 26.5 เซนติเมตร ดังนั้น จึงมีปริมาตรของตะกอนจุลินทรีย์ 10.6 ลิตร ระบบติดตั้งใบกวนแบบ Turbine ประเภท 4 ใบพัด ทำจากวัสดุสแตนเลส โดยติดตั้งในแนวตั้ง ความเร็ว 110 และ 50 รอบต่อนาที ในระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 ตามลำดับ ภายในถังปฏิกริยาของระบบ IFAS 1 ติดตั้งตัวกลาง Bioweb® กว้าง 12 เซนติเมตร ยาว 15 เซนติเมตร จำนวน 6 แผ่น คิดเป็นพื้นที่ของตัวกลาง 0.11 ตารางเมตร ($12 \text{ cm} \times 15 \text{ cm} \times 6 \text{ แผ่น} = 1080 \text{ cm}^2 = 0.11 \text{ m}^2$)



ภาพที่ 5 ถังปฏิกริยาแอนนออกซิกของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 ที่มีการติดตั้งตัวกลาง

2. ถังปฏิกริยาเติมอากาศ (Aerobic Reactor) ทำจากวัสดุอะคริลิกรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้า ขนาดกว้าง 25 เซนติเมตร ยาว 36 เซนติเมตร สูง 35.5 เซนติเมตร ดังภาพที่ 6 ถังปฏิกริยามีปริมาตร เท่ากับ 31.95 ลิตร ระดับความลึกของน้ำ 28.5 เซนติเมตร ดังนั้น จึงมีปริมาตรของตะกอนจุลินทรีย์ 25.7 ลิตร ระบบติดตั้งหัวทรายที่เชื่อมต่อกับปั๊มเติมอากาศ จำนวน 2 เครื่อง ระบบละ 6 หัว เพื่อเติม อากาศและเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถแขวนลอยอยู่ในถังปฏิกริยาได้ ภายในถังปฏิกริยา ระบบ IFAS 2 ติดตั้งตัวกลาง Bioweb® กว้าง 12 เซนติเมตร ยาว 24 เซนติเมตร จำนวน 6 แผ่น คิดเป็นพื้นที่ของ ตัวกลาง 0.17 ตารางเมตร ($12 \text{ cm} \times 24 \text{ cm} \times 6 \text{ แผ่น} = 1728 \text{ cm}^2 = 0.17 \text{ m}^2$)

3. ถังตกตะกอน (Final clarifier) ทำจากวัสดุสแตนเลสขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 25 เซนติเมตร ลึก 60 เซนติเมตร ปริมาตร 10 ลิตร แสดงในภาพที่ 7 ที่บริเวณก้นถังจะติดตั้ง ไบกวาดตะกอน ซึ่งทำจากวัสดุสแตนเลส ด้วยความเร็ว 5 รอบ/ นาที เพื่อกวาดตะกอนลงสู่ก้นถัง ตกตะกอน และสูบกลับเข้าสู่ถังปฏิกริยาแอนนออกซิกต่อไป



ภาพที่ 6 ถังปฏิกิริยาเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2



ภาพที่ 7 ถังตกตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2

ตัวกลางที่นำมาติดตั้งในถังปฏิกิริยาทำจากวัสดุโพลีเอสเตอร์มีลักษณะเป็นเส้นเชือก เชื่อมต่อกันเป็นวงกลมเหลื่อม และเชื่อมต่อแต่ละวงเข้าด้วยกันเป็นผืนคล้ายใยแมงมุม เรียกว่า Bioweb[®] ซึ่งตัวกลางขนาดพื้นที่ 1 ตารางเมตร จะมีจำนวนวงทั้งสิ้น 711 วง โดยด้านหนึ่งของวง จะเป็นผิวเรียบ ส่วนอีกด้านหนึ่งประกอบไปด้วยค้ำวงเล็ก ๆ เพื่อใช้ในการยึดเกาะของจุลินทรีย์ ดังแสดงในภาพที่ 8

ระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองถูกเดินระบบโดยกำหนดอัตราการหมุนเวียนตะกอนกลับ จากถังตกตะกอนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แอนอกซิก (Recycled Activated Sludge, RAS) เท่ากับ 1Q อัตราการหมุนเวียนไนเตรท (NR) เท่ากับ 1.25 Q ระยะกักเก็บทางชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time, HRT) ที่ 9 ชั่วโมง ควบคุมความเป็นกรด-เบส ที่ 7.5 ค่าออกซิเจนละลายน้ำเท่ากับ 4 มิลลิกรัม/ ลิตร เดินระบบที่อุณหภูมิห้องประมาณ 28 ± 2 องศาเซลเซียส ตลอดระยะเวลาของการทดลองจะทำการเก็บข้อมูลเพื่อนำไปวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่ใช้ในการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย



ภาพที่ 8 ตัวกลาง Bioweb[®] ที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2

อุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการทดลอง

1. น้ำเสียสังเคราะห์และเชื้อจุลินทรีย์

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมขึ้นมาใหม่ทุกวันให้มีลักษณะคล้ายกับน้ำเสียชุมชน จากสารเคมีประเภทต่าง ๆ ภายในห้องปฏิบัติการ ดังแสดงในตารางที่ 4 ละลายในน้ำประปาให้ได้ปริมาณ 220 ลิตร/วัน ทั้งนี้มีการเติมแร่ธาตุอื่น ๆ เพิ่มเติมในน้ำเสีย ได้แก่ เหล็ก โคบอลต์ ทองแดง โมลิบเดียม แมงกานีส และสังกะสี 3 มิลลิกรัม/วัน จากสารละลาย ปริมาตร 1 ลิตร ดังแสดงในตารางที่ 5 ทำการทดลองโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS จำลอง ซึ่งนำเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้นมาจากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนตำบลแสนสุข อำเภอเมืองชลบุรี จังหวัดชลบุรี

2. สารเคมีปรับความเป็นกรด-เบส ได้แก่ กรดซัลฟิวริกและโซเดียมไฮดรอกไซด์

ความเข้มข้น 0.1 N

3. สารเคมีที่ใช้ในการตรวจวัดค่าซีไอดี

4. เครื่องชั่ง (ทศนิยม 4 ตำแหน่ง)

5. ตู้อบความร้อน 105 องศาเซลเซียส และ 150 องศาเซลเซียส

6. เต้าเผา 550 องศาเซลเซียส
7. โถดูดความชื้น
8. ชุดออสโตปีเปต
9. กระดาษกรองใยแก้ว
10. เครื่องแก้วต่าง ๆ

ตารางที่ 4 ลักษณะของน้ำเลี้ยงหมุขนสังเคราะห์ในปริมาตร 220 ลิตร

สารเคมี	ปริมาณ (g)
Sucrose (Commercial Grade)	165.0
CH ₃ COONa (Commercial Grade)	40.0
K ₂ HPO ₄ (ACS Grade)	6.56
KH ₂ PO ₄ (Commercial Grade)	3.28
NaHCO ₃ (Commercial Grade)	100.0
MgCl ₂ ·6H ₂ O (Commercial Grade)	10.0
CaCl ₂ ·2H ₂ O (Commercial Grade)	5.0
NH ₄ Cl (Commercial Grade)	55.0

ตารางที่ 5 สารเคมีที่ใช้เตรียมสารอาหารเพิ่มเติมในปริมาตร 1 ลิตร

สารเคมี	ปริมาณ (g)
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	50
MnCl ₂ ·4H ₂ O	50
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	10
CoCl ₂ ·6H ₂ O	10
CuSO ₄ ·5H ₂ O	10
FeSO ₄ ·7H ₂ O	10

การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์

ภายหลังจากการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองระบบที่มีการเติมหัวเชื้อจุลินทรีย์ ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเป็นระยะ ๆ จากถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิก ถึงปฏิกรณ์เติมอากาศ และน้ำทิ้งจากถังตกตะกอน เพื่อตรวจวัดพารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ สารอินทรีย์ทั้งหมด (Total Chemical Oxygen Demand: TCOD) สารอินทรีย์ละลายน้ำ (Soluble Chemical Oxygen Demand: SCOD) Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (MLVSS), Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS), และ Sludge Volume Index (SVI) ตามวิธีของ Standard Methods (APHA, 1995) สำหรับออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen: DO) ตรวจวัดด้วยเครื่องวัดออกซิเจนละลายน้ำ Eutech รุ่น CyberScan DO 110 ค่าพีเอชตรวจวัดด้วยเครื่องวัดพีเอช CyberScan pH 510 สำหรับแอมโมเนียมไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) และไนโตรที่ไนโตรเจน ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) ตรวจวัดโดยวิธี Phenate และ Colorimetric ตามวิธีของ Strickland and Parsons (1972) และตรวจวัดไนเตรทไนโตรเจน ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) โดยวิธี Brucine ตามวิธีของ Association of Official American Chemists (2002) ด้วยเครื่อง UV-Vis Spectrophotometer รุ่น Cary 1E เพื่อใช้ในการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน จนกว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (Steady State Conditions) สังเกตได้จากค่าพารามิเตอร์ที่สำคัญ เช่น COD, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, ในน้ำทิ้งและ MLVSS, MLSS ในถังปฏิกรณ์จะคงที่ หลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้ว จะมีการเก็บตัวอย่างอย่างน้อย 3 ชุด ที่ระยะเวลาห่างกันเพื่อให้มีความเป็นอิสระซึ่งกันและกันของตัวอย่างทางสถิติ มาวิเคราะห์หาพารามิเตอร์ทั้งหมด โดยเก็บตัวอย่างทุก ๆ ตำแหน่งของระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสอง

เมื่อสิ้นสุดการทดลองจะทำการเก็บตัวอย่างจุลินทรีย์บนพื้นที่ผิวของตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกของระบบ IFAS 1 และถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 2 โดยสุ่มเก็บจุลินทรีย์บนตัวกลาง Bioweb[®] จำนวน 2-3 วงโดยใช้หลอดชนิดยาที่พัฒนาขึ้นสำหรับการฉีดน้ำแรงดันสูง ฉีดบนจุลินทรีย์ทำให้จุลินทรีย์ลอกตัวออกสู่ภาชนะรองรับ นำตัวอย่างที่ได้ไปกรองผ่านกระดาษกรองโดยใช้เครื่องดูดสุญญากาศและวิเคราะห์เช่นเดียวกับ MLSS และ MLVSS ตาม Standard Methods (APHA, 1995) และนำปริมาณจุลินทรีย์ที่ได้มาคำนวณหาปริมาณจุลินทรีย์จากพื้นที่ทั้งหมด

วิธีดำเนินการทดลอง

เริ่มต้นการทดลองเดินระบบบำบัดน้ำเสียอย่างต่อเนื่องโดยป้อนน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ในอัตรา 100 ลิตรต่อวัน กำหนดค่าอายุสลัดจ์เริ่มต้นที่ 9 วัน ทำการเก็บตัวอย่างทุก ๆ 3 วัน เพื่อวิเคราะห์

ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ จนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว จึงเก็บตัวอย่างเพื่อใช้ในการสรุปผลการทดลอง หลังจากนั้น ลดค่าอายุสลัดจ์ให้เหลือ 6 วัน และ 4 วัน โดยดำเนินการทดลองเช่นเดียวกันกับค่าอายุสลัดจ์ 9 วัน

การศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

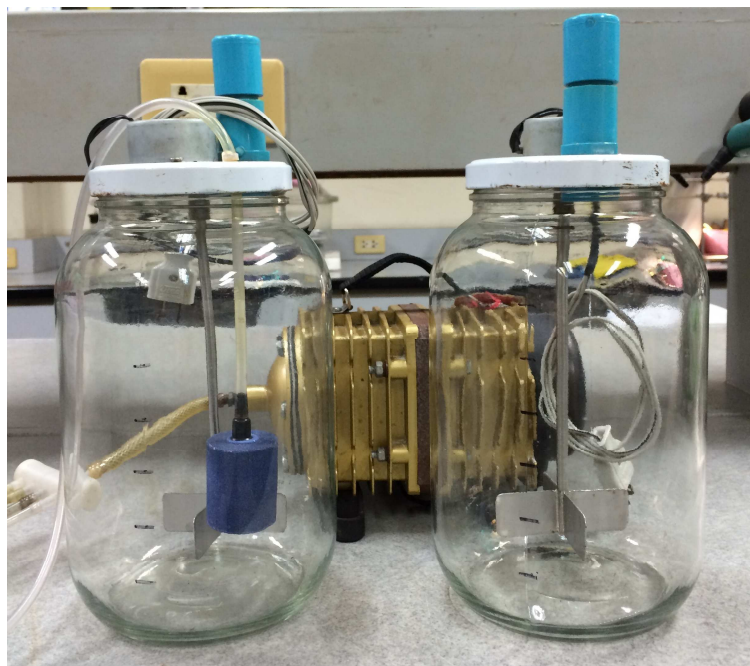
หลังจากสิ้นสุดการเก็บตัวอย่างที่สภาวะคงตัวเพื่อใช้ในการประเมินประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 จึงทำการศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นในถังปฏิกริยาแอนน็อกซิกและถังปฏิกริยาเติมอากาศของจุลินทรีย์ทั้งหมดที่อยู่ในระบบ และใช้การทดลองแบบกะ (Batch Test) สำหรับการหาอัตราการเกิดปฏิกริยาของจุลินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำเสีย

การทดลอง Batch test เพื่อหาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน

เริ่มต้นการทดลองโดยปิดน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกริยาเติมอากาศของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 จากนั้นเติมสารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์ ให้มีความเข้มข้น 50 mgN/L และสารละลายโซเดียมไบคาร์บอเนตเพื่อควบคุมพีเอช แต่ไม่มีการเติมสารอินทรีย์ ภายใต้สภาวะเติมอากาศเพื่อหาอัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไนโตรเจนเป็นไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจน กวนผสมตะกอนจุลินทรีย์เป็นเวลา 1-2 นาทีจนเข้ากันดี เติมอากาศจนอิ่มตัวด้วยออกซิเจนโดยตรวจวัดด้วยเครื่องวัดออกซิเจนละลายน้ำ เริ่มต้นเก็บตัวอย่างนาที่ที่ 0 เพื่อวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS ซึ่งเก็บตอนเริ่มต้นการทดลองเพียงครั้งเดียว จากนั้นเก็บตัวอย่าง ทุก ๆ 15 นาที เป็นเวลา 3 ชั่วโมง ตั้งแต่นาที่ที่ 0, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105, 120, 135, 150, 175 และ 180 ตามลำดับ เพื่อวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ ได้แก่ NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N ซึ่งผลที่ได้จะเป็นไนตริฟิเคชันของจุลินทรีย์ที่แขวนลอยของระบบ IFAS 1 และไนตริฟิเคชันของจุลินทรีย์ที่แขวนลอยและจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มของระบบ IFAS 2 ภายในถังปฏิกริยาเติมอากาศ

การทดลอง Batch Test เพื่อหาอัตราสูงสุดของการเกิดไนตริฟิเคชันของจุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกริยาเติมอากาศของระบบ IFAS 2 ทำการทดลองโดยใช้ถังปฏิกริยาขนาด 3.5 ลิตร แสดงในภาพที่ 9 โดยมีหัวทรายต่อกับปั๊มเติมอากาศเพื่อใช้กวนผสมและเติมอากาศในเวลาเดียวกัน ทำการทดลองโดยเติมสารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์ความเข้มข้น 50 mgN/L และสารละลายโซเดียมไบคาร์บอเนต กวนผสมจนตะกอนจุลินทรีย์เข้ากันดีและอิ่มตัวด้วยออกซิเจน เริ่มต้นเก็บตัวอย่างนาที่ที่ 0 เพื่อวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS ซึ่งเก็บตอนเริ่มต้นการทดลองเพียง

ครั้งเดียว จากนั้นเก็บตัวอย่างทุก ๆ 15 นาที เป็นเวลา 3 ชั่วโมง ตั้งแต่เวลาที่ 0, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105, 120, 135, 150, 175 และ 180 ตามลำดับ เพื่อวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ ได้แก่ $\text{NH}_4^+\text{-N}$, NO_2^- , NO_3^- นำผลไปคำนวณหาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 9 ชุดอุปกรณ์สำหรับการทดลอง Batch Test

การทดลอง Batch test เพื่อหาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

เริ่มต้นการทดลอง โดยปิดน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 ตรวจสอบค่า DO ให้เป็นศูนย์ จากนั้นเติมสารอินทรีย์ที่มากเกินไปที่บ่งชี้ในรูปของซีโอดีให้มีความเข้มข้น 800 mgCOD/L และสารละลายไนโตรเจนในโตรเจนความเข้มข้น 25 mgN/L กวนผสมให้ตะกอนจุลินทรีย์เข้ากันดี เริ่มต้นเก็บตัวอย่างเวลาที่ 0 เพื่อวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS ซึ่งเก็บตอนเริ่มต้นการทดลองเพียงครั้งเดียว จากนั้นเก็บตัวอย่างทุก ๆ 5 นาที เป็นเวลา 2 ชั่วโมงตั้งแต่เวลาที่ 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65, 70, 75, 80, 85, 90, 95, 100, 105, 110 และ 120 ตามลำดับ เพื่อวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ COD และ NO_3^- -N ซึ่งผลที่ได้จะเป็นดีไนตริฟิเคชันของจุลินทรีย์ที่แขวนลอยและจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มของระบบ IFAS 1 และดีไนตริฟิเคชันของจุลินทรีย์ที่แขวนลอยของระบบ IFAS 2 ภายในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิก

การทดลอง Batch test เพื่อหาอัตราสูงสุดของการเกิดดีไนตริฟิเคชันของจุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกริยาเติมอากาศของระบบ IFAS 1 ทำการทดลองโดยใช้ถังปฏิกริยาขนาด 3.5 ลิตร แสดงในภาพที่ 9 โดยมีใบกวนขนาดเล็กเพื่อใช้กวนผสม ทำการทดลองโดยเติมสารอินทรีย์ที่มากเกินไปซึ่งในรูปของซีโอดีให้มีความเข้มข้น 800 mgCOD/L และสารละลายไนเตรทไนโตรเจน ความเข้มข้น 25 mgN/L กวนผสมให้ตะกอนจุลินทรีย์เข้ากันดี ตรวจสอบ DO ให้เป็นศูนย์ เริ่มต้นเก็บตัวอย่างนาที่ 0 เพื่อวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS ซึ่งเก็บตอนเริ่มต้นการทดลองเพียงครั้งเดียว จากนั้นเก็บตัวอย่างทุก ๆ 5 นาที เป็นเวลา 2 ชั่วโมงตั้งแต่เวลาที่ 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 65, 70, 75, 80, 85, 90, 95, 100, 105, 110 และ 120 ตามลำดับ เพื่อวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ COD และ NO_3^- -N นำผลไปคำนวณอัตราดีไนตริฟิเคชัน

การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

ข้อมูลผลการทดลองที่ได้อย่างน้อย 3 ชุดแต่แต่ละการทดลองจะถูกนำมาหาค่าเฉลี่ย (Mean) และค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (Standard Deviation) เพื่อใช้ในการสรุปผลการทดลอง

บทที่ 4

ผลการทดลองและอภิปรายผล

ลักษณะของน้ำเสีย

ลักษณะของน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ทั้งสองระบบที่ใช้ในการทดลอง แสดงดังตารางที่ 6 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีปริมาณสารอินทรีย์และไนโตรเจนที่ใกล้เคียงกับน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นระดับปานกลางค่อนข้างสูง (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) และค่า pH อยู่ในช่วงเหมาะสมต่อการเจริญของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

ตารางที่ 6 ค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของลักษณะน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์

ลักษณะ	ค่าเฉลี่ย	ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	หน่วย
Chemical Oxygen Demand (COD)	833.3	13.6	mg COD/L
Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)	61.2	3.0	mg N/L
pH	7.6	0.1	
TCOD/TKN (C/N ratio)	13.6	4.5	

หมายเหตุ ค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานจากการเก็บข้อมูลผลการทดลอง 9 ครั้ง

ปริมาณจุลินทรีย์แขวนลอยและจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มที่ค่าอายุสัปดาห์ 9 วัน

ตารางที่ 7 แสดงปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 ซึ่งบ่งชี้ในรูปของ MLVSS พบว่า ระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 มีปริมาณจุลินทรีย์ภายในระบบใกล้เคียงกัน เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองถูกกำหนดอายุสัปดาห์ในการเดินระบบที่ 9 วันเหมือนกัน เมื่อนำปริมาณจุลินทรีย์ที่ยึดเกาะบนผิวตัวกลางที่ติดตั้งภายในปฏิกรณ์แอนน็อกซิกของระบบ IFAS 1 แสดงในภาพที่ 10(ก) และภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 2 แสดงในภาพที่ 10(ข) มาคำนวณปริมาณ MLVSS เทียบเท่า (MLVSS Equivalent) พบว่า จุลินทรีย์ที่อยู่ในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกของระบบ IFAS 1 สูงกว่าระบบ IFAS 2 เพียง 2.0% และระบบ IFAS 2 มีจุลินทรีย์อยู่ในถังปฏิกรณ์เติมอากาศสูงกว่าระบบ IFAS 1 เพียง 1.6% เท่านั้น จากผลการทดลองดังกล่าวทำให้สันนิษฐานได้ว่าระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 ควรมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนได้ใกล้เคียงกัน

ตารางที่ 7 ความเข้มข้น MLSS และ MLVSS ภายในถังปฏิกรณ์และบนตัวกลางของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2

Location	MLSS (mg/L)		MLVSS (mg/L)		Biofilm MLVSS (g/m ²)		MLVSS Equivalent (mg/L)	Total MLVSS (mg/L)	
	IFAS1	IFAS2	IFAS1	IFAS2	IFAS1	IFAS2		IFAS1	IFAS2
Anoxic	5340	5720	5120	5490	46.4	-	481	5601	5490
Aerobic	5660	5420	5430	5250	-	40.6	269	5430	5519
Clarifier	8	8	7	7	-	-	-	7	7

หมายเหตุ MLVSS Equivalent คำนวณจากปริมาณจุลินทรีย์บนตัวกลางทั้งหมดในระบบหารด้วย ปริมาตรถังปฏิกรณ์ และ Total MLVSS = MLVSS + MLVSS Equivalent



(ก)

(ข)

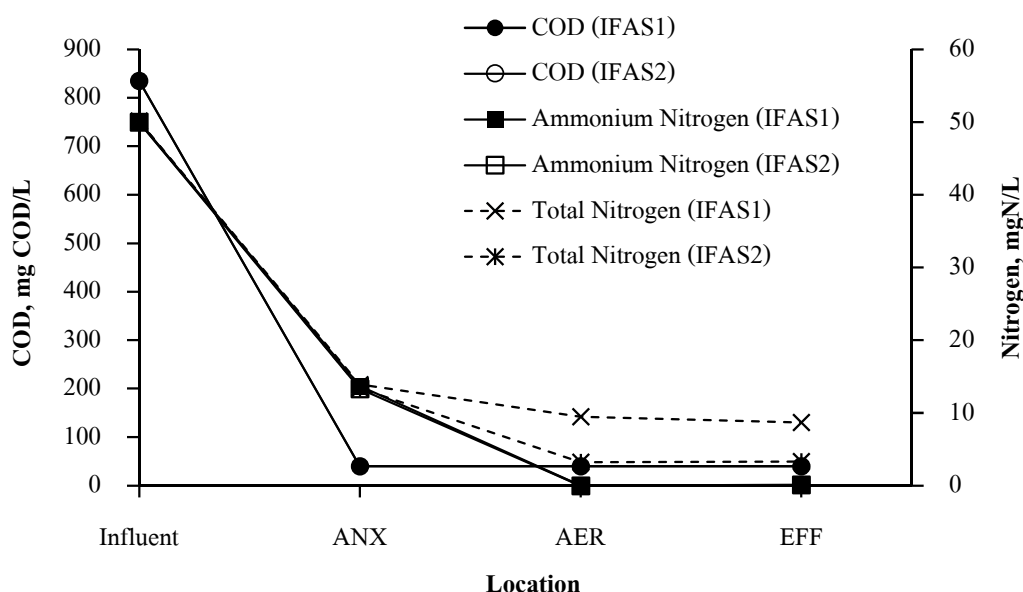
ภาพที่ 10 จุลินทรีย์ที่ยึดเกาะติดบนผิวตัวกลาง Bioweb[®] ภายในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกของระบบ IFAS 1 (ก) และ ถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 2 (ข)

ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนที่ค่าอายุสลัดจ์ 9 วัน

หลังจากเดินระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 ที่ค่าอายุสลัดจ์ 9 วันภายใต้ การควบคุมที่สภาวะแวดล้อมเดียวกันจนเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่า ระบบทั้งสองมีประสิทธิภาพ

การกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนเท่ากัน ดังภาพที่ 11 โดยระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ทั้งสองระบบ สามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่บ่งชี้ในรูปของ COD ได้สูงถึง 95.2 % และกำจัดแอมโมเนียในไนโตรเจนได้อย่างสมบูรณ์ 100 % น้ำทิ้งของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 มีความเข้มข้นของ COD เท่ากับ 40 mg/L และไม่มีแอมโมเนียในไนโตรเจนเหลืออยู่ในน้ำทิ้งของทั้งสองระบบ เห็นได้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนตริไฟเคชั่นของระบบ IFAS ทั้งสองระบบมีค่าสูงมาก เนื่องจากการกำหนดอายุสลัดจ์สำหรับการเดินระบบทั้งสองเท่ากับ 9 วัน ซึ่งเป็นค่าอายุสลัดจ์ที่สูงกว่าค่าอายุสลัดจ์ขั้นต่ำ (Grady, Daigger, & Lim, 1999) ทำให้มีปริมาณจุลินทรีย์กลุ่ม Heterotrophs และ Autotrophs ที่อยู่ในรูปแขวนลอยสูง สารอินทรีย์ที่เหลืออยู่ในน้ำทิ้งของทั้งสองระบบเป็นสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำและไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ ดังจะเห็นได้จากความเข้มข้นสารอินทรีย์เท่ากันในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกและถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ภาพที่ 11 ยังระบุว่า ความเข้มข้นไนโตรเจนทั้งหมด ซึ่งเป็นผลรวมของแอมโมเนียในไนโตรเจน ไนไตรท์ และไนเตรทในไนโตรเจนในน้ำทิ้งของระบบ IFAS 2 นั้นต่ำกว่าระบบ IFAS 1 โดยความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen) ในน้ำทิ้งของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 8.7 ± 1.2 mg N/L และ 3.4 ± 0.2 mg N/L ตามลำดับ โดยทั้งสองระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 82.6 % และ 93.4 % ในระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 ตามลำดับ ทั้งนี้ ความแตกต่างของความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดเกิดจากความเข้มข้นของไนไตรท์และไนเตรทในไนโตรเจนในน้ำทิ้ง โดยภาพที่ 11 แสดงให้เห็นว่าการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 2 สามารถกำจัดสารไนไตรท์และไนเตรทในไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบ IFAS 1 จากภาพที่ 12 พบว่าระบบระบบ IFAS 1 เกิดการสะสมของไนไตรท์ในไนโตรเจนภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ และมีปริมาณมากกว่าไนเตรทในไนโตรเจน แสดงว่าการเกิดปฏิกิริยาไนตริไฟเคชั่นเพื่อเปลี่ยนแอมโมเนียในไนโตรเจนเป็นไนไตรท์ในไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrosomonas* spp. เกิดขึ้นได้ดี แต่การเปลี่ยนไนไตรท์ในไนโตรเจนเป็นไนเตรทในไนโตรเจน โดยจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrobacter* spp. เกิดขึ้นได้ไม่ดี ทั้งนี้ เป็นเพราะว่าในการทดลองระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองทำงานที่อุณหภูมิ 28 ± 2 °C จุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrobacter* spp. เจริญได้ไม่ดีที่อุณหภูมิที่ 30-40 °C จึงเกิดการสะสมของไนไตรท์ในไนโตรเจนในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ (Hellings, Schellen, Mulder, Van Loosdrecht, & Heijnen, 1998; van Dongen, Jetten, & van Loosdrecht, 2001; Grunditz & Dhammar, 2001; Yamamoto, Takaki, Koyama, & Furukawa, 2006; Sriwiryarat, Ungkurarate, Fongsatikul, & Chinwetkitvanich, 2008) ขณะที่ระบบ IFAS 2 พบว่า การเกิดปฏิกิริยาไนตริไฟเคชั่นสามารถออกซิไดซ์แอมโมเนียในไนโตรเจนเป็นไนไตรท์ในไนโตรเจนและไนเตรทในไนโตรเจนได้ตามลำดับได้อย่างมีประสิทธิภาพมากกว่า เนื่องจาก ภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 2 มีการติดตั้งตัวกลาง Bioweb® ทำให้

มีปริมาณจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrobacter* spp. ในถังปฏิริยาเติมอากาศสูงกว่าระบบ IFAS 1 จากผลการทดลองดังกล่าวแสดงว่าระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 2 มีศักยภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1

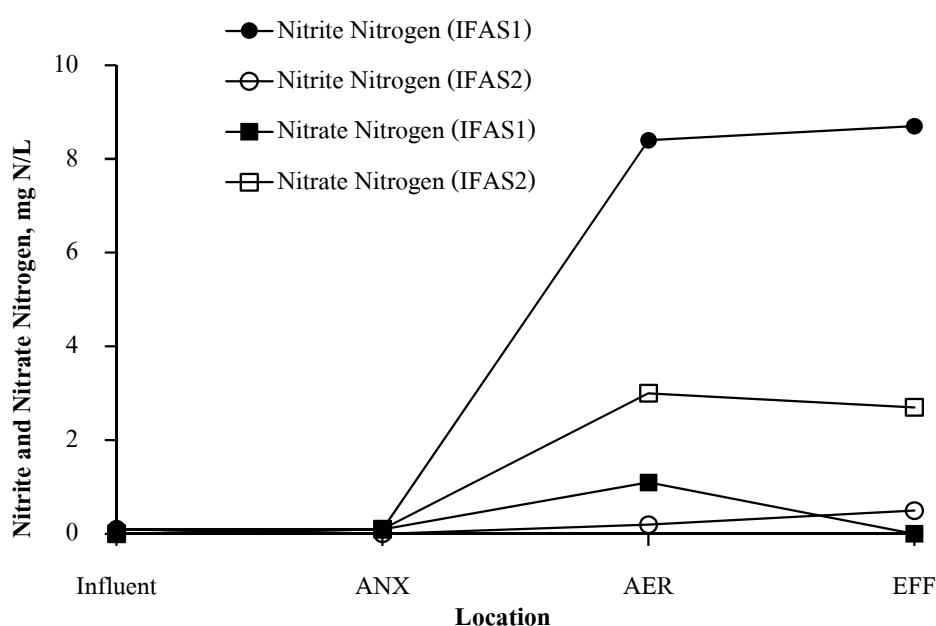


หมายเหตุ: ANX = Anoxic; AER = Aerobic; EFF = Effluent

ภาพที่ 11 ความเข้มข้นสารอินทรีย์และแอมโมเนียมไนโตรเจนภายในถังปฏิริยาต่าง ๆ ของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2

ภาพที่ 13 แสดงสมดุลของมวลสารอินทรีย์ แอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรท์ไนโตรเจน และไนเตรทไนโตรเจนภายในถังปฏิริยาแอนน็อกซิก ถังปฏิริยาเติมอากาศ และถังตกตะกอน พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 มีมวลของสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดในถังปฏิริยาแอนน็อกซิกและถังปฏิริยาเติมอากาศใกล้เคียงกัน โดยมวลของสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดภายในถังปฏิริยาแอนน็อกซิกของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 77.4 g/day และ 79.4 g/day ตามลำดับ และภายในถังปฏิริยาเติมอากาศ เท่ากับ 3.0 g/day และ 0.1 g/day ตามลำดับ สารอินทรีย์เกือบทั้งหมดถูกกำจัดภายในถังปฏิริยาแอนน็อกซิกนี้ มีปริมาณสารอินทรีย์เพียงเล็กน้อยเท่านั้นที่ถูกกำจัดภายในถังปฏิริยาเติมอากาศ อย่างไรก็ตาม พบว่า ปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดภายในถังปฏิริยาเติมอากาศของระบบ IFAS 1 นั้นสูงกว่าระบบ IFAS 2 เพราะสารอินทรีย์ถูกดีไนตริฟายภายในถังปฏิริยาแอนน็อกซิกน้อยกว่าเนื่องจากการใช้ในไตรท์ไนโตรเจนจากไนตริไฟเคชันที่

เกิดขึ้นและสะสมภายในระบบเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ในขณะที่ระบบ IFAS 2 ใช้ไนเตรทไนโตรเจนจากไนตริเลชันที่เกิดขึ้นเป็นตัวรับอิเล็กตรอน โดย Sriwiriyarat et al. (2008) ได้รายงานว่าอัตราส่วนของ COD/NO₃⁻-N และ COD/NO₂⁻-N เท่ากับ 2.86 และ 1.71 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าปริมาณสารอินทรีย์ถูกนำมาใช้การดีไนตริฟายสำหรับการเปลี่ยนไนโตรที่ไนโตรเจนเป็นก๊าซไนโตรเจนนั้นภายในถังปฏิกริยาแอนนออกซิกน้อยกว่าระบบ IFAS 2 ที่ใช้ไนเตรทไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ทำให้ระบบ IFAS 1 มีสารอินทรีย์หลงเหลือที่ต้องกำจัดภายในถังปฏิกริยาเติมอากาศ



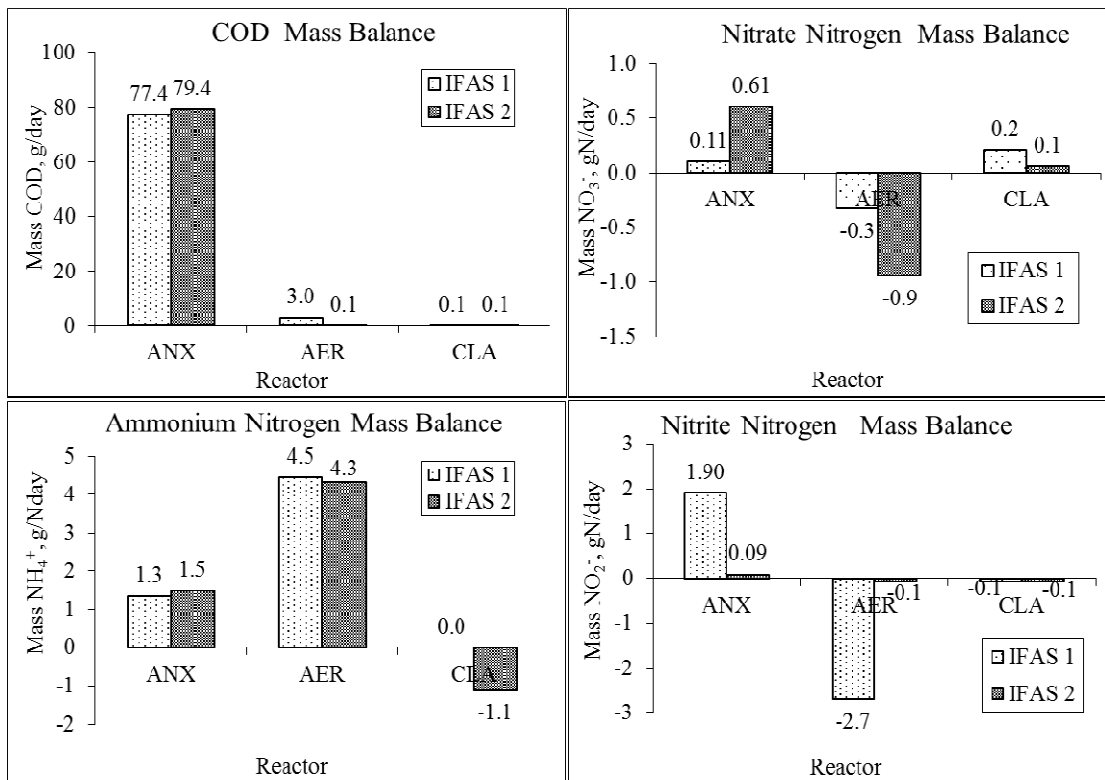
หมายเหตุ: ANX = Anoxic; AER = Aerobic; EFF = Effluent

ภาพที่ 12 ความเข้มข้นไนโตรที่ไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนภายในถังปฏิกริยาต่าง ๆ ของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2

เมื่อพิจารณาสมดุลของมวลสารแอมโมเนียมไนโตรเจน พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 นั้นมีการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนภายในถังปฏิกริยาแอนนออกซิกจากการใช้แอมโมเนียมไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารหลักสำหรับการสร้างเซลล์ในกระบวนการเจริญของแบคทีเรียกลุ่ม Denitrifiers โดยมวลสารแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ถูกนำไปใช้ในการเจริญของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 1.3 gN/day และ 1.5 gN/day ตามลำดับ นอกจากนี้ มวลสารของแอมโมเนียมไนโตรเจนถูกไนตริฟายภายในถังปฏิกริยาเติมอากาศสำหรับการสร้างพลังงาน

ของจุลินทรีย์กลุ่ม Autotrophs ของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 4.5 gN/day และ 4.3 gN/day ตามลำดับ ซึ่งยืนยันผลการทดลองว่า ระบบ IFAS ทั้งสองระบบนั้นมีการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเหมือนกัน เมื่อพิจารณาภาพที่ 13 สำหรับมวลสารไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนพบว่า มีความแตกต่างกันระหว่างระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 อย่างมีนัยสำคัญ โดยระบบ IFAS 1 มีการสะสมของไนโตรเจนภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศสูงกว่าระบบ IFAS 2 อย่างมีนัยสำคัญ สาเหตุของการสะสมของไนโตรเจนในถังปฏิกรณ์เติมอากาศสูงกว่าระบบ IFAS 2 โดยมวลของไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนที่ถูกดีไนตริฟายภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 1 เท่ากับ 1.90 gN/day และ 0.11 gN/day ตามลำดับ แต่มวลของไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนที่ถูกดีไนตริฟายภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 2 เท่ากับ 0.09 gN/day และ 0.61 gN/day ตามลำดับ ดังนั้น กระบวนการดีไนตริฟิเคชันของระบบ IFAS 1 จึงใช้ไนโตรเจนไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และเมื่อเปรียบเทียบกับระบบ IFAS 2 พบว่า มวลของไนโตรเจนไนโตรเจนถูกเปลี่ยนไปเป็นไนเตรทไนโตรเจนได้สูงกว่าดังเหตุผลที่กล่าวมาข้างต้น ทำให้ไนเตรทไนโตรเจนถูกนำไปใช้เพื่อเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

เมื่อคำนวณมวลสารไนโตรเจนที่ถูกกำจัดไปด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชันของระบบ IFAS 1 และ IFAS เท่ากับ 2.29 gN/day และ 2.90 gN/day เมื่อพิจารณามวลสารไนโตรเจนที่ถูกดีไนตริฟายภายในถังปฏิกรณ์ต่าง ๆ พบว่า มวลสารไนโตรเจนถูกดีไนตริฟายภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 1 เท่ากับ 2.0 gN/day คิดเป็น 87.3% ส่วนที่เหลือถูกกำจัดภายในถังตกตะกอนในทางตรงกันข้าม พบว่า มวลสารไนโตรเจนถูกดีไนตริฟายภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 2 เท่ากับ 0.7 gN/day คิดเป็น 24.1% เท่านั้น ส่วนที่เหลือถูกกำจัดภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ เนื่องจากมีการติดตั้งตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ซึ่งเป็นข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS ที่มีการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศที่จะทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันภายในชั้นไบโอฟิล์มเกิดขึ้นพร้อมกัน (Sriwiriyarat et al., 2008)



ภาพที่ 13 สมดุลของมวลสาร COD แอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรท์ไนโตรเจน และไนเตรทไนโตรเจนของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2

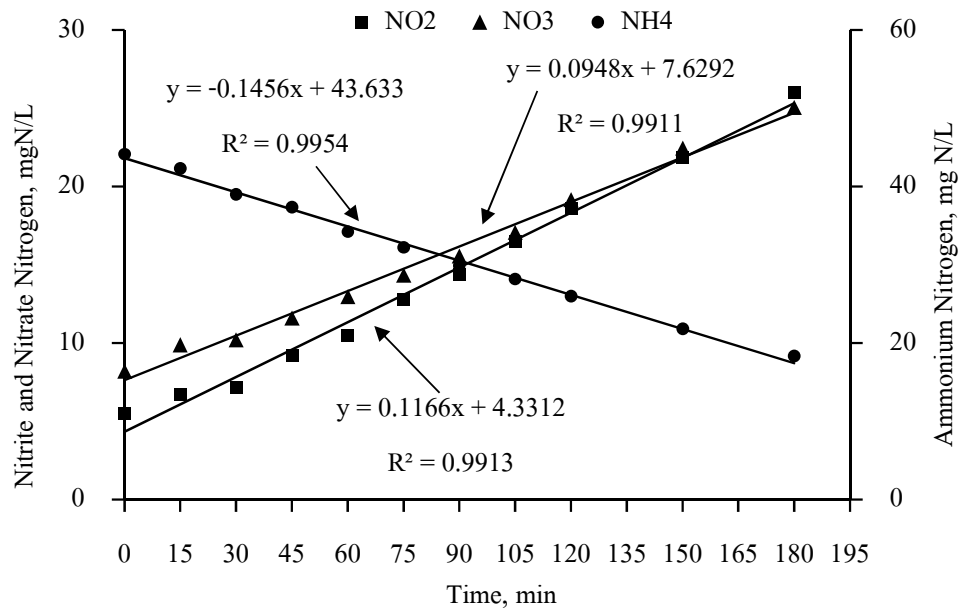
ผลการทดลองทั้งหมดทำให้สามารถสรุปได้ว่า การติดตั้งตัวกลางภายในถังปฏิกิริยาแอนน็อกซิกไม่สามารถเพิ่มศักยภาพของระบบบำบัดน้ำเสียสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันภายในถังปฏิกิริยาแอนน็อกซิกได้ แต่การติดตั้งตัวกลางภายในถังปฏิกิริยาเติมอากาศทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่สูงกว่า

อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันที่ค่าอายุสลัดจ์ 9 วัน

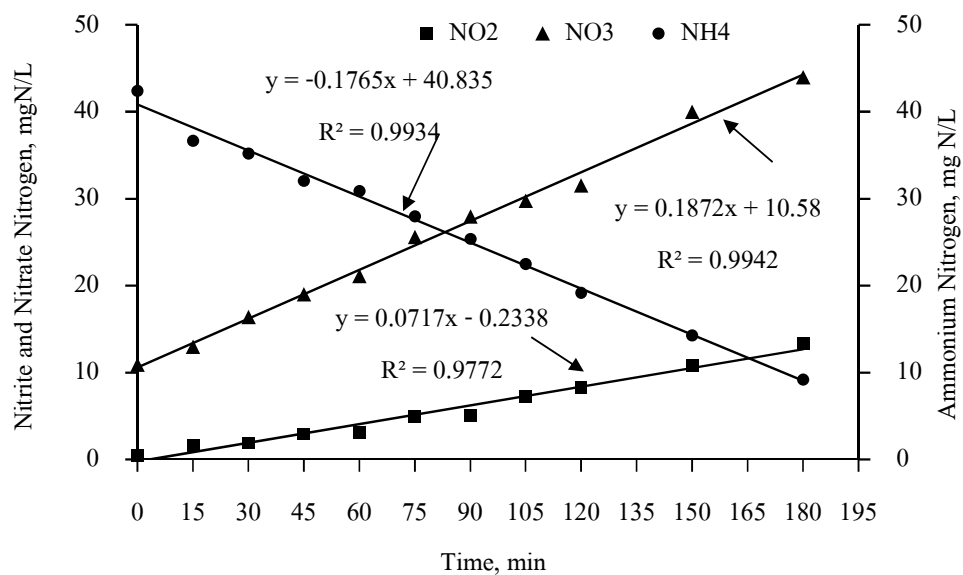
การทดลองเพื่อศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันหรือดีไนตริฟิเคชันของจุลินทรีย์แขวนลอยและจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มบนตัวกลางของระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองระบบ ผลการทดลองแสดงดัง ภาพที่ 14 และภาพที่ 15 พบว่า อัตราการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 0.146 mg N/L-min และ 0.177 mg N/L-min ตามลำดับ และเมื่อนำปริมาณ MLVSS มาคำนวณอัตราเกิดไนตริฟิเคชันจำเพาะ พบว่า อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจำเพาะของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 0.031 g N/g MLVSS/day และ

0.048 g N/g MLVSS/day ตามลำดับ และจากการทดลอง Batch Test เพื่อหาอัตราการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของจุลินทรีย์แขวนลอยของระบบ IFAS 2 ผลการทดลองแสดงดังภาพที่ 16 พบว่า มีอัตราการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับ 0.123 mg N/L-min และมีอัตราการเกิดไนตริไฟเคชันจำเพาะเท่ากับ 0.033 g N/g MLVSS/day ดังนั้น อัตราการเกิดไนตริไฟเคชันจำเพาะของจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มบนตัวกลางของระบบ IFAS 2 มีอัตราเท่ากับ 0.015 g N/g MLVSS/day จะเห็นได้ว่าอัตราการเกิดไนตริไฟเคชันจำเพาะของจุลินทรีย์แขวนลอยของระบบ IFAS 2 ใกล้เคียงกับอัตราการเกิดไนตริไฟเคชันจำเพาะของระบบ IFAS 1 แสดงให้เห็นว่า การติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศเพิ่มศักยภาพการเกิดไนตริไฟเคชันขึ้นในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ

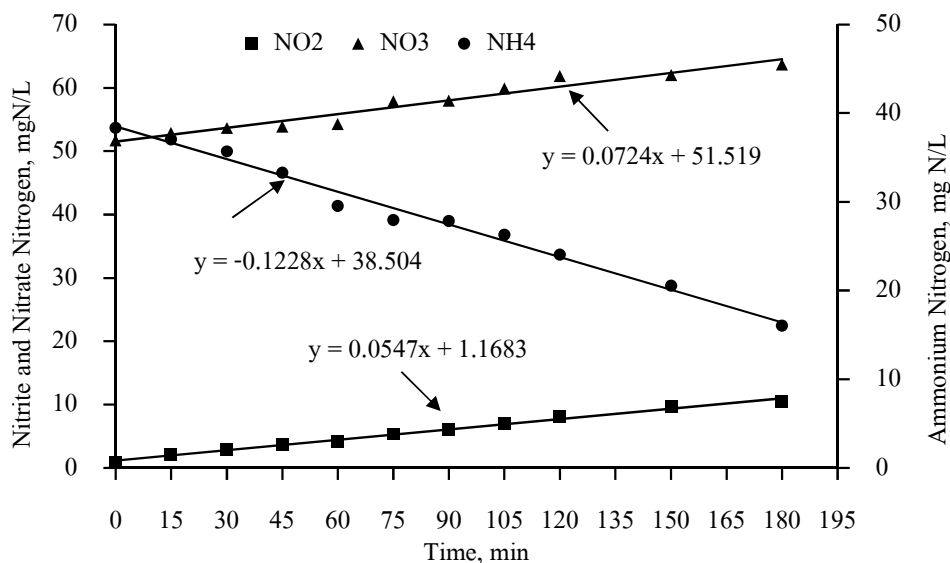
ภาพที่ 14 และภาพที่ 15 ยังระบุอัตราการเกิดไนโตรทและไนเตรทไนโตรเจนของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 เมื่อนำมาคำนวณอัตราการเกิดไนโตรทไนโตรเจนจำเพาะและอัตราการเกิดไนเตรทไนโตรเจนจำเพาะ พบว่า อัตราการเกิดไนโตรทไนโตรเจนจำเพาะของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 0.025 g N/g MLVSS/day และ 0.020 g N/g MLVSS/day ตามลำดับ ส่วนอัตราการเกิดไนเตรทไนโตรเจนจำเพาะของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 0.020 g N/g MLVSS/day และ 0.051 g N/g MLVSS/day ตามลำดับ เป็นที่น่าสังเกตว่า ระบบ IFAS 1 มีอัตราการเกิดไนโตรทไนโตรเจนจำเพาะใกล้เคียงกับระบบ IFAS 2 แต่ระบบ IFAS 2 มีอัตราการเกิดไนเตรทไนโตรเจนจำเพาะสูงกว่าระบบ IFAS 1 อย่างมีนัยสำคัญ แสดงให้เห็นว่า ระบบ IFAS 2 สามารถออกซิไดซ์ไนโตรทไนโตรเจนเป็นไนเตรทไนโตรเจนได้ดีกว่าเนื่องจากมีจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrobacter* spp. ที่อยู่ในชั้นไบโอฟิล์มบนตัวกลางที่ติดตั้งในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ในขณะที่ระบบ IFAS 1 พบว่าเกิดการสะสมของไนโตรทไนโตรเจนภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศเนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrobacter* spp. เจริญได้ไม่ดีที่สภาวะการทดลองดังที่กล่าวมาข้างต้น



ภาพที่ 14 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรท์และไนเตรท
ไนโตรเจนเมื่อเทียบกับเวลาของจุลินทรีย์ในระบบ IFAS 1 ในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ

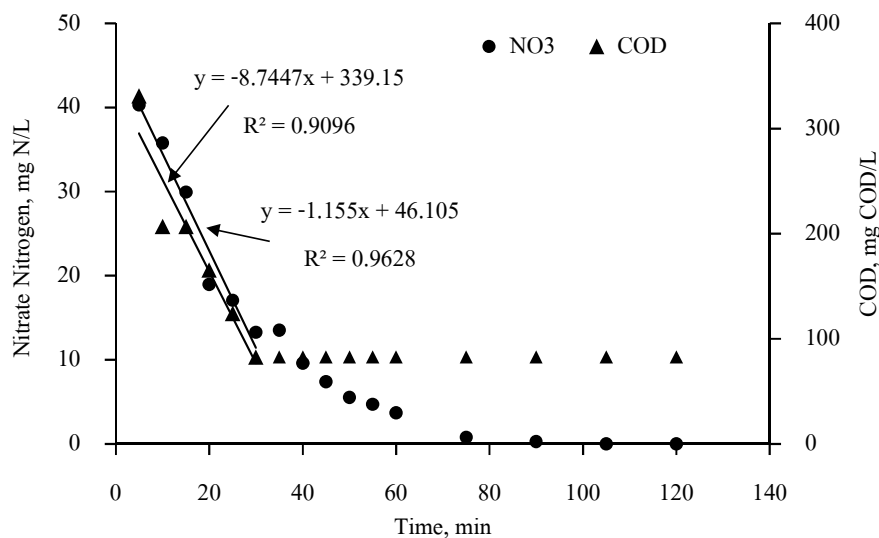


ภาพที่ 15 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรท์และไนเตรท
ไนโตรเจนเมื่อเทียบกับเวลาของจุลินทรีย์ในระบบ IFAS 2 ในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ

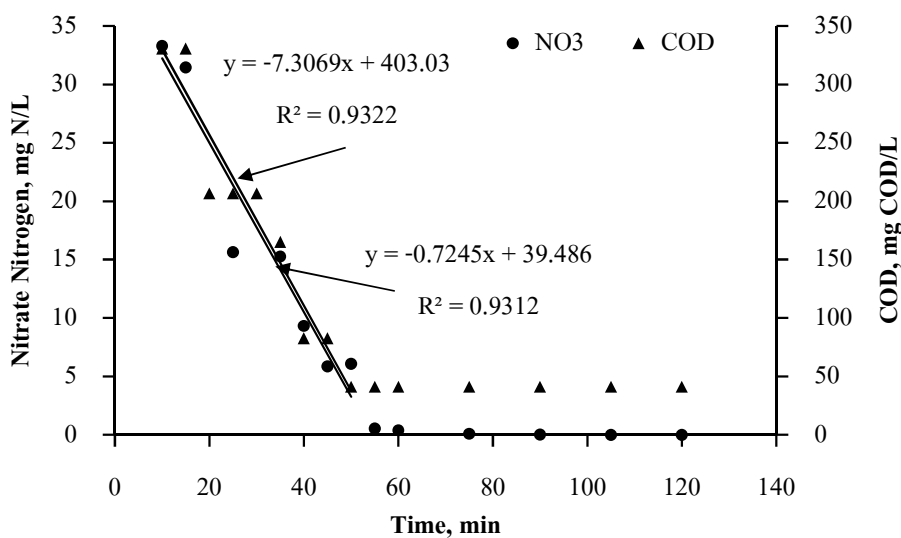


ภาพที่ 16 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน ไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับเวลาของจุลินทรีย์แขวนลอยในระบบ IFAS 2 ในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ

จากภาพที่ 17 และภาพที่ 18 แสดงอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ (Specific Denitrification Rate, SDNR) ของจุลินทรีย์แขวนลอยและจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มบนตัวกลางของระบบ IFAS 1 และของจุลินทรีย์แขวนลอยในระบบ IFAS 2 พบว่า อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 8.745 mg COD/L-min และ 7.307 mg COD/L-min ตามลำดับ และเมื่อนำปริมาณ MLVSS มาคำนวณอัตราการกำจัดสารอินทรีย์จำเพาะ พบว่า อัตราการกำจัดสารอินทรีย์จำเพาะของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 เท่ากับ 2.43 g COD/g MLVSS/day และ 2.02 g COD/g MLVSS/day ตามลำดับ โดยมีอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน เท่ากับ 1.155 mg N/L-min และ 0.640 mg N/L-min และมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ เท่ากับ 0.32 g N/g MLVSS/day และ 0.18 g N/g MLVSS/day ตามลำดับ



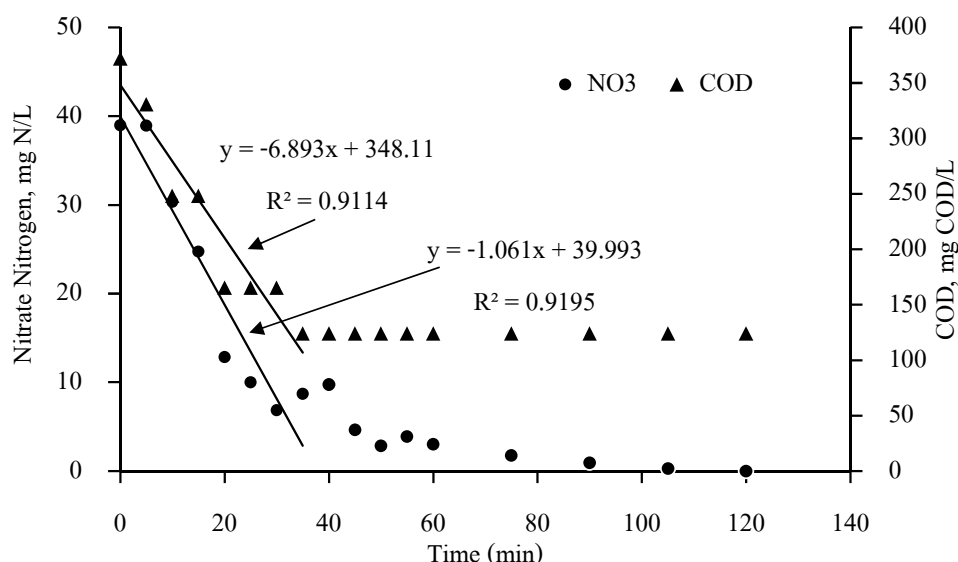
ภาพที่ 17 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับเวลาของจุลินทรีย์ในระบบ IFAS 1 ในถังปฏิกรณ์แอนนออกซิก



ภาพที่ 18 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับเวลาของจุลินทรีย์ในระบบ IFAS 2 ในถังปฏิกรณ์แอนนออกซิก

จากผลการทดลองดังกล่าว ระบบ IFAS 1 มีอัตราการเกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันจำเพาะสูงกว่าระบบ IFAS 2 อย่างไรก็ตาม ปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันของระบบ IFAS 1 ส่วนใหญ่เกิดจาก

จุลินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในถังปฏิกรณ์เนื่องจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของจุลินทรีย์แขวนลอยในระบบ IFAS 1 ที่ไม่มีตัวกลางติดตั้งอยู่ ผลการทดลองแสดงดังภาพที่ 19 เท่ากับ 0.094 mg N/L-min และมีอัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะเท่ากับ 0.30 g N/g MLVSS/day ภายใต้การควบคุมตัวแปรอื่น ๆ ที่เหมือนกัน แสดงให้เห็นว่า ระบบ IFAS 1 มีสัดส่วนของ Active Biomass ใน MLVSS สูงกว่าระบบ IFAS 2 (Stensel & Horne, 2000) ทั้งนี้ เนื่องจากการติดตั้งตัวกลางในถังเติมอากาศของระบบ IFAS 2 ทำให้อายุสัจของจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มสูงขึ้น ทำให้สัดส่วนของ Active Biomass ลดน้อยลง เมื่อหลุดออกมาผสมกับจุลินทรีย์แขวนลอยจึงทำให้ Active Biomass ใน MLVSS ลดต่ำลง



ภาพที่ 19 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์และไนเตรทไนโตรเจนเมื่อเทียบกับเวลาของจุลินทรีย์แขวนลอยในระบบ IFAS 1 ในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิก

ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนที่ค่าอายุสัจ 6 วัน

หลังจากการทดลองที่ค่าอายุสัจ 9 วัน เสร็จสิ้น ได้ดำเนินการลดค่าอายุสัจของระบบจาก 9 วัน เหลือเพียง 6 วัน และทำการเดินระบบกว่า 80 วัน ผลการทดลอง พบว่าความเข้มข้น MLSS ในถังปฏิกรณ์ของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 ลดลงอย่างรวดเร็ว และความเข้มข้นของตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งเพิ่มสูงขึ้นตามลำดับ ดังตารางที่ 8 เนื่องจากเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว (Bulking Sludge) ทำให้จุลินทรีย์ไหลออกไปกับน้ำทิ้งจนไม่สามารถควบคุมอายุสัจในการเดินระบบได้ และระบบเกิดความล้มเหลวที่จะเข้าสู่สภาวะคงตัว สาเหตุ

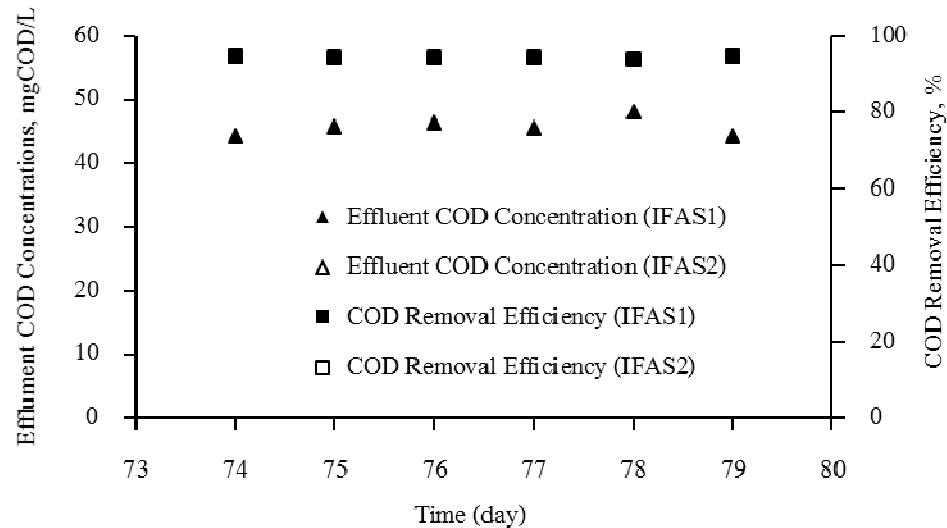
การล้มเหลวขึ้นขึ้นจากผลการตรวจสอบทางกล้องจุลทรรศน์ พบว่าเกิดจากมีจุลินทรีย์ประเภทเส้นใยจำนวนมากในระบบ ทำให้เกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวและถูกชะล้าง (Washout) ออกจากระบบ อันเนื่องมาจากการผสมโดยสมบูรณ์ของถังปฏิกรณ์และการใช้สารอินทรีย์ที่ใช้อย่างสลายได้ง่ายในน้ำเสีย เมื่อลดค่าอายุสลัดจ์จาก 9 วัน เป็น 6 วัน ส่งผลให้ปริมาณจุลินทรีย์แขวนลอยภายในระบบลดต่ำลง ส่งผลให้อัตราส่วนปริมาณอาหารต่อปริมาณจุลินทรีย์ (F/M Ratio) เพิ่มสูงขึ้น ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายเข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้น ส่งผลให้จุลินทรีย์ประเภทเส้นใย (Filamentous Bacteria) เจริญอย่างรวดเร็ว ทำให้เกิดปัญหาตะกอนเบาในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสอง

ตารางที่ 8 ความเข้มข้น MLSS ภายในถังปฏิกรณ์ของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2

Time (days)	MLSS (mg/L)					
	Anoxic		Aerobic		Clarifier	
	IFAS1	IFAS 2	IFAS1	IFAS 2	IFAS1	IFAS 2
1	5400	5820	5750	6120	12	10
2	5340	5720	5660	6240	8	8
3	4720	5000	5360	5900	6	8
4	3980	4840	4040	5920	2	28
5	3660	3840	3960	4460	25	25
6	4340	3420	4580	4060	7	28
7	3240	4120	2940	4580	10	8
8	3660	4640	3540	5280	15	36
9	2920	4480	2760	5840	20	28
10	1420	3960	1660	4160	35	18
73	440	2600	420	1860	420	100
75	640	1660	440	2160	320	60
76	340	1340	340	1140	320	80
78	800	520	760	840	240	50
79	640	560	780	740	340	38
80	480	380	460	500	320	260

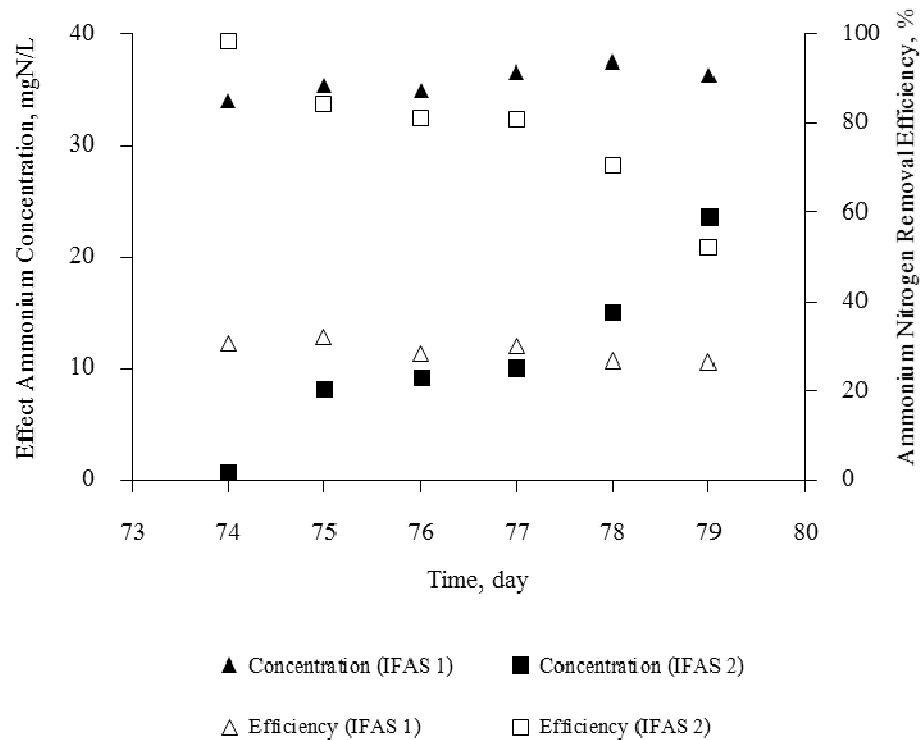
นอกจากนี้ จากการศึกษาของ Chudoba (1985) รายงานว่า สารละลายกลูโคสก่อให้เกิดการเจริญของแบคทีเรียเส้นใยภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบที่มีการผสมโดยสมบูรณ์ ส่งผลให้ค่าดัชนีปริมาตรตะกอนสูงกว่า 700 mL/g ปัญหาตะกอนเบาไม่จมเนื่องจากจุลินทรีย์เส้นใยเป็นปัญหาที่มักพบในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ จากการศึกษาที่ผ่านมา มีความพยายามในแก้ไขปัญหาคือปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวจากจุลินทรีย์ประเภทเส้นใย โดย Michale (2003) ทดลองสร้างถังคั้ดพันธุ์ในสภาวะเติมอากาศ ที่ระยะกักเก็บ 15-30 นาที สามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายได้ถึง 70-80 % และจากรายงานของ Chevakiadagam (2002) ซึ่งทดลองใช้ ถังคั้ดพันธุ์ประเภทแอนนอซิกกับการบำบัดน้ำเสียชุมชนแห่งหนึ่งในประเทศเยอรมนี พบว่า การใช้ถังคั้ดพันธุ์ให้ประสบผลสำเร็จ เมื่อระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์มีอายุสลัดจ์สูง และที่อุณหภูมิสูง (32 องศาเซลเซียส) ในขณะที่ Prendl and Kroiß ไม่ประสบความสำเร็จในการลดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายได้อย่างสมบูรณ์ในการใช้ถังคั้ดพันธุ์เติมอากาศ ซึ่งจากรายงานการศึกษาที่ผ่านสามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบ IFAS ให้ประสบความสำเร็จในการลดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย เพื่อแก้ไขปัญหาคือปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวจากจุลินทรีย์ประเภทเส้นใย

ภาพที่ 20 แสดงประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 ที่ค่าอายุสลัดจ์เท่ากับ 6 วัน ในช่วงวันที่ 73-80 พบว่า ระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 ยังคงมีประสิทธิภาพการกำจัด COD ได้สูง ไม่มีความแตกต่างกันระหว่างระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสอง น้ำทิ้งที่ออกมาจากระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองมีความเข้มข้นของ COD ในน้ำทิ้ง เท่ากับ 45.7 ± 1.4 mg COD/L และมีประสิทธิภาพการกำจัด COD เท่ากับ 94.5% ซึ่งมีประสิทธิภาพสูง ถึงแม้ว่าปริมาณจุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์มีปริมาณลดลงก็ตาม แต่ปริมาณจุลินทรีย์แขวนลอยนั้นยังเพียงพอต่อการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบเพราะค่าอายุสลัดจ์ยังคงสูงกว่าค่าอายุสลัดจ์ขั้นต่ำ (Grady et al., 1999)



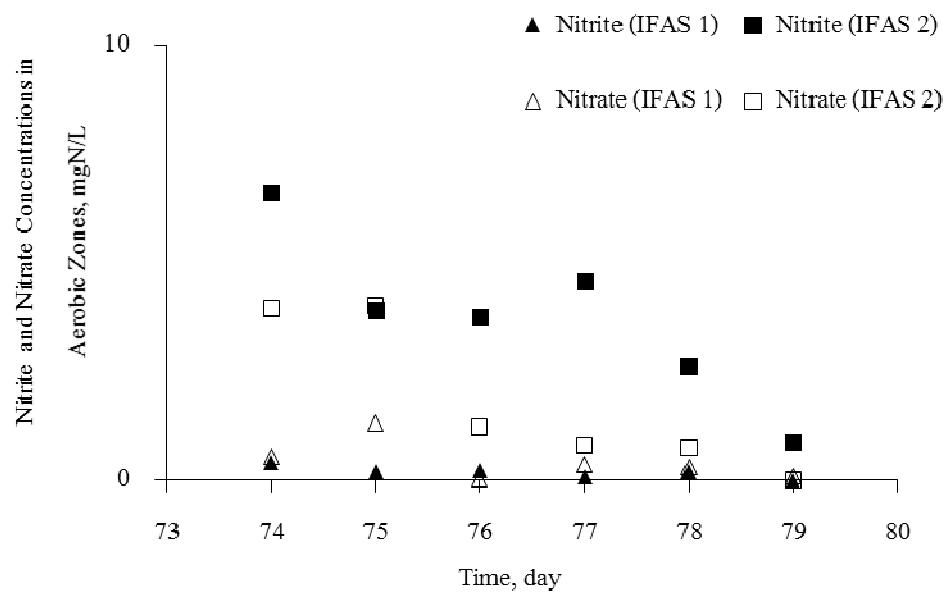
ภาพที่ 20 ประสิทธิภาพการกำจัด COD และความเข้มข้นของ COD ในน้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2

จากภาพที่ 21 แสดงประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 หลังจากการลดอายุสัปดาห์เหลือ 6 วัน พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียทั้งสองระบบเกิดความล้มเหลวในการเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนของระบบทั้งสองลดต่ำลงตามลำดับ ปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำทิ้งของทั้งสองระบบเพิ่มสูงขึ้น แต่เป็นที่น่าสังเกตว่า ปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำทิ้งของระบบ IFAS 2 นั้นต่ำกว่าระบบ IFAS 1 ทำให้ระบบ IFAS 2 นั้นมีปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่ดีกว่าระบบ IFAS 1 นอกจากนี้ จากภาพที่ 22 ยังพบว่า ระบบ IFAS 2 มีการสะสมของไนไตรท์ในไนโตรเจนที่เกิดจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ในขณะที่ระบบ IFAS 1 นั้นไม่มีการสะสมของไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจนเกิดขึ้นเลย



ภาพที่ 21 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนและความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2

ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าระบบ IFAS 2 ยังคงสามารถกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบ IFAS 1 ในขณะที่ระบบกำลังล้มเหลว ทั้งนี้ เป็นผลมาจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบคทีเรียที่เจริญอยู่ในชั้นไบโอฟิล์มบนตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ เนื่องจากจุลินทรีย์แวนลอยในถังปฏิกรณ์ถูกชะล้างออกไปจากระบบ แสดงให้เห็นว่าการติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ สามารถคงประสิทธิภาพในการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่ค่าอายุสัปดาห์ต่ำ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Sriwiriyarat et al. (2008) ที่รายงานว่า ระบบ IFAS โดยสามารถกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนได้สูงกว่า 95% ที่ทุกสภาวะการทดลองในการลด HRT และ SRT ยกเว้นที่ HRT และ SRT เท่ากับ 6 ชั่วโมงและ 4 วัน ตามลำดับซึ่งเป็นสภาวะวิกฤตที่สุดในการศึกษา



ภาพที่ 22 ความเข้มข้นของไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจนภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2

บทที่ 5

สรุปผลการทดลอง

จากการศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบ Integrated fixed film activated sludge เพื่อกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจน โดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียจำลอง จำนวน 2 ระบบ คือ IFAS 1 และ IFAS 2 ที่มีการติดตั้งตัวกลาง Bioweb® ในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกหรือถังปฏิกรณ์เติมอากาศของระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 ตามลำดับ โดยเริ่มต้นการทดลองเดินระบบที่ค่าอายุสลัดจ์ 9 วัน หลังจากนั้นลดอายุสลัดจ์ให้เหลือ 6 วัน ซึ่งจากผลการศึกษาสามารถสรุปได้ดังนี้

ผลการทดลองที่ค่าอายุสลัดจ์ 9 วัน

1. ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 มีประสิทธิภาพใกล้เคียงกันในการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนได้สูงถึง 95.2 % และ 100 % ตามลำดับเนื่องจากทั้งสองระบบทำงานที่อายุสลัดจ์ 9 วันซึ่งสูงกว่าอายุสลัดจ์ขั้นต่ำ
2. ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดต่ำกว่าระบบ IFAS 2 โดยมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำทิ้งเท่ากับ 8.7 ± 1.2 mg N/L และ 3.4 ± 0.2 mg N/L ในระบบ IFAS 1 และ IFAS 2 ตามลำดับ เพราะระบบ IFAS 1 เกิดการสะสมของไนไตรท์ในไนโตรเจนภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrobacter* spp. ซึ่งทำหน้าที่ในการออกซิไดซ์ไนไตรท์ในไนโตรเจนเป็นไนเตรทในไนโตรเจนเจริญได้ไม่ดีที่อุณหภูมิสูง เนื่องจากทั้งสองระบบทำงานที่อุณหภูมิ 28 ± 2 องศาเซลเซียส ในขณะที่ระบบ IFAS 2 สามารถออกซิไดซ์ไนไตรท์เป็นไนเตรทในไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพเนื่องจากมีจุลินทรีย์กลุ่มดังกล่าวเพิ่มเติมในชั้นไบโอฟิล์มที่ติดตั้งภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ
3. ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 มีอัตราการเกิดปฏิกรณ์ไนไตรฟิเคชันจำเพาะสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 2 เพราะจุลินทรีย์แขวนลอยมีส่วน Active biomass สูง แต่การติดตั้งตัวกลางในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ทำให้อายุสลัดจ์ของจุลินทรีย์ในชั้นไบโอฟิล์มเพิ่มสูงขึ้นและหลุดออกมาผสมกับจุลินทรีย์แขวนลอยทำให้จุลินทรีย์แขวนลอยมีส่วนของ Active Biomass ลดต่ำลง
4. การติดตั้งตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกไม่สามารถเพิ่มศักยภาพของระบบบำบัดน้ำเสียสำหรับกระบวนการดีไนไตรฟิเคชันภายในถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิกได้ แต่การติดตั้งตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศทำให้เกิดกระบวนการดีไนไตรฟิเคชันที่สูงกว่า

ผลการทดลองที่ค่าอายุสัปดาห์ 6 วัน

1. ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 เกิดความล้มเหลวในการลดค่าอายุสัปดาห์ในการเดินระบบให้เหลือ 6 วัน ทำให้ทั้งสองระบบไม่สามารถเข้าสู่สภาวะคงตัวได้ เนื่องจากการผสมโดยสมบูรณ์ของถังปฏิกรณ์และการใช้สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายในน้ำเสียซึ่งกระตุ้นให้เกิดจุลินทรีย์เส้นใยในระบบ ทำให้เกิดปัญหาหาคอนเวาไม่จมตัว และจุลินทรีย์ถูกชะล้างออกจากระบบ

2. ระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 มีประสิทธิภาพไม่แตกต่างกันในการกำจัดสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของ COD ที่ออกจากมากับน้ำทิ้งไม่เกิน 50 mgCOD/L เพราะในระบบมีปริมาณจุลินทรีย์แขวนลอยและจุลินทรีย์บนไบโอฟิล์มซึ่งเพียงพอต่อการกำจัดสารอินทรีย์

3. ประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสีย IFAS 1 และ IFAS 2 ลดลง ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำทิ้งของทั้งสองระบบเพิ่มสูงขึ้น ระบบ IFAS 2 มีประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนสูงกว่าระบบ IFAS 1 ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำทิ้ง ของระบบ IFAS 2 ต่ำกว่าระบบ IFAS 1 โดยปฏิกรณ์ไนตริไฟเคชันที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ ของระบบ IFAS 2 เกิดจากการทำงานของจุลินทรีย์ที่เจริญบนชั้นไบโอฟิล์มเนื่องจากจุลินทรีย์แขวนลอยถูกชะล้างออกไปจากระบบจนเกือบหมด

ข้อเสนอแนะ

1. ติดตั้งตัวกลางเพิ่มเติมทั้งในส่วนของถังปฏิกรณ์เติมอากาศและถังปฏิกรณ์แอนน็อกซิก เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการเกิดไนตริไฟเคชันและดีไนตริไฟเคชันในเวลาเดียวกัน

2. ทดลองใช้ตัวกลางประเภทอื่น ๆ เพื่อเพิ่มพื้นที่ผิวในการยึดเกาะของจุลินทรีย์ให้เพิ่มมากขึ้น

3. ศึกษาความเป็นไปได้ในการเกิดไนตริไฟเคชันและดีไนตริไฟเคชันพร้อมกันในถังปฏิกรณ์เติมอากาศ

บรรณานุกรม

- กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. (2553, 7 เมษายน). *เรื่องกำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียของชุมชน (ฉบับที่ 127)*. ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. (2543). *วิศวกรรมกรรมการกำจัดน้ำเสีย*. (เล่มที่ 4). นนทบุรี: ม.ป.ท. กรมควบคุมมลพิษ (2545). *น้ำเสียชุมชนและระบบบำบัดน้ำเสีย*. กรุงเทพฯ: คูรุสภา.
- คุณภา คำเพชร. (2548). *การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบจุลินทรีย์แขวนลอยและจุลินทรีย์บนตัวกลางยัดเกาะ*. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต, สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม, บัณฑิตวิทยาลัย, มหาวิทยาลัยบูรพา.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. (2544). *การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ*. กรุงเทพฯ: เรือนแก้วการพิมพ์.
- APHA, AWWA, & WEF, (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (19th ed.). Washington, DC: American Public Health Association.
- Association of Official American Chemists (AOAC; 2002). *Official methods of analysis*. Maryland: Association of Official American Chemists.
- Azimi, J. T., Hooshyari, B. M., & Nabi, B. G. H. (2007). Enhanced COD and nutrient removal efficiency in a hybrid integrated fixed film activated sludge process. *Journal Science & Technology*, 31(B5), 523-533.
- Brentwoodprocess Industries. (2009). *Integrated fixed film/ activated sludge (IFAS) technology*. Retrieved from <http://www.brentwoodprocess.com/pdfs/awda.pdf>
- Carpentier, B., & Cerf, O. (2000). Biofilms. In R. K. Robinson, C. A. Batt, & P. D. Patel (Eds.), *Encyclopedia of food microbiology* (pp. 252-259). London: Academicpress.
- Chevakidagam, P. (2002). *Upgrading the conventional activated sludge process under tropical temperature conditions*. Retrieved from http://www.tpa.or.th/publisher/pdfFileDownloadS/TN212A_p64-68.pdf
- Chudoba, J. (1985). Control of activated sludge filamentous bulking VI. *Formulation of basic principles*. *WaterResearch*, 19(8), 1017-1022.

- Costerton, J. W., Cheng, K. J., Geesey, G. G., Ladd, T. I., Nickel, J. C., Dasgupta, M., & Marrie, T. J. (1987). Bacterial biofilms in nature and disease. *Annual Review of Microbiology*, *41*, 435-464.
- Copithorn, R. R., Sturdevant, J., Farren, G., & Sen, D. (2006). Case study of an IFAS system over 10 years of experience. *Water Environmental Foundation*, 4309-4325.
- Davey, M. E., & O'Toole, G. A. (2000). Microbial biofilms: From ecology to molecular genetics. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, *64*(4), 847-867.
- Escher, A., & Characklis, W. G. (1990). Biofilms. In W. G. Characklis, & K. C. Marshall (Eds.). *Modeling the initial events in biofilm accumulation* (pp. 445-86). New York: Wiley & Son.
- Grady, C. P. L., Daigger, G. T., & Lim, H. C. (1999). *Biological wastewater treatment*. (2nd ed.). New York: Marcel Dekker, Inc.
- Grunditz, C., & Dhammar, G. (2001). Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. *Water Research*, *35*(2), 433-440.
- Gottenbos, B., van der Mei, H. C., & Busscher, H. J. (1999). Models for studying initial adhesion and surface growth in biofilm formation on surfaces. *Methods in Enzymology*, *310*, 523-534.
- Hellinga, C., Schellen, A. A. J. C., Mulder, J. W., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (1998). The Sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Water Science and Technology*, *37*(9), 433-440.
- Hubbell, S. B., Pehrson, R., & Schuler, A. (2006). Eight years of successful cold weather nitrification with integrated fixed film/activated sludge. *Water Environmental Foundation*, 240-250.
- Jordan, R. (2003). *Biofilms in human disease*. Retrieved from <http://www.webbertraining.com/files/library/docs/57.pdf>
- Kumar, C. G., & Anand, S. K. (1998). Significance of microbial biofilms in food industry: A review. *Journal of Food Microbiology*, *42*, 9-27.
- Liu, J. X., van Groenestijn, J. W., Doddema, H. J., & Wang, B. Z. (1996). Removal of nitrogen and phosphorus using a new biofilm-activated sludge-system. *Water Science & Technology*, *34*(1-2), 315-322.

- Michael, R. (2003). Activated sludge microbiology problems and their control. Presented in the 20th. *Annual USEPA National Operator Trainers Conference*, Buffalo: NY.
- Nam, H. U., Lee, J. H., Kim, Y. O., Kim, Y. G., & Park, T. J. (1998). Comparison of COD, nitrogen and phosphorus removal between anaerobic/anoxic/aerobic/ and anoxic/aerobic/ fixed biofilm reactor using sac (synthetic activated ceramic) media. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 15(4), 429-433.
- Prendl, L., & Kroib, H. (1998). Bulking sludge prevention by an aerobic selector. *Water Science & Technology*, 38(8-9), 19-27.
- Sriwiriyarat, T., & Randall, C. W. (2005). The performance of IFAS wastewater treatment process for biological phosphorus removal. *Water Science & Technology*, 39(16), 3873-3884.
- Sriwiriyarat, T., Pittayakool, K., Fongsatikul, P., & Chinwetkitvanich, S. (2008). Stability and capacity enhancements of activated sludge process by IFAS technology. *Journal of Environmental Science and Health, Part A-Toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering*, 43(11), 1318-1324.
- Sriwiriyarat, T., Ungkurate, W., Fongsatikul, P., & Chinwetkitvanich, S. (2008). Effects of dissolved oxygen on biological nitrogen removal in integrated fixed film activated sludge (IFAS) wastewater treatment process. *Journal of Environmental Science and Health, Part A-Toxic/ hazardous Substances & Environmental Engineering*, 43(5), 518-527.
- Stensel, H. D., & Horne, G. (2000). Evaluation of denitrification kinetics at wastewater treatment facilities. *Proceeding of the Water Environmental Federation, WEFTEC 2000: Session 11 through Session, 20*, 633-654.
- Strickland, J. D. H., & Parsons, T. R. (1972). *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. (2nd ed.). Ottawa: Fisheries Research Board of Canada Bulletin.
- Su, J. L., & Ouyang, C. F. (1996). Nutrient removal using a combined process with activated sludge and fixed biofilm. *Water Science & Technology*, 34(1-2), 477-486.
- Su, J. L., & Ouyang, C. F. (1997). Advanced biological enhanced nutrient removal process by the addition of rotatating biological contactors. *Water Science & Technology*, 35(8), 153-160.

- Takizawa, S., Aravinthan, V., & Fujita, K., (1996). Nitrogen Removal from Domestic Wastewater Using Immobilized Bacteria. *Water Science and Technology*, 34(1-2), 431-440.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse* (4th ed.). New York: McGraw-Hill
- Terai, H., & Mori, T. (1975). Studies on phosphorylation Coupled with Denitrification and aerobic respiration in *Pseudomonas denitrificans*. *Journal Plant Research*, 88, 231-244.
- van Dongen U., Jetten, M. S. M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2001). The SHARON-Anammox process for anaerobic digestion liquor of ammonium rich wastewater. *Water Science & Technology*, 44(1), 153-160.
- Welander, U., Henrysson, T., & Welander, T. (1997). Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Journal Water. Research*, 31(2), 2351-2355.
- Yamamoto, T., Takaki, K., Koyama, T., & Furukawa, K. (2006). Novel partial nitritation treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 102(6), 497-503.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก

สารเคมีและกราฟมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

สารเคมีและกราฟ

มาตรฐานแอมโมเนียมไนโตรเจน

1. Phenol reagent

ชั่ง Phenol 10 กรัม ละลายใน 95 % ethyl alcohol ปรับปริมาตรให้ได้ 100 มิลลิลิตร

2. Sodium nitroprusside reagent

ชั่ง Sodium nitroprusside 0.5 กรัม ละลายในน้ำปราศจากไอออน ปรับปริมาตรให้ได้ 100 มิลลิลิตร สารนี้มีอายุการใช้งาน 1 เดือน

3. Oxidizing reagent

ผสมน้ำยา Alkaline citrate solution 4 ส่วน กับ Hypochlorite stock 1 ส่วน (น้ำยานี้ต้องใช้ในหมดภายใน 1 วัน)

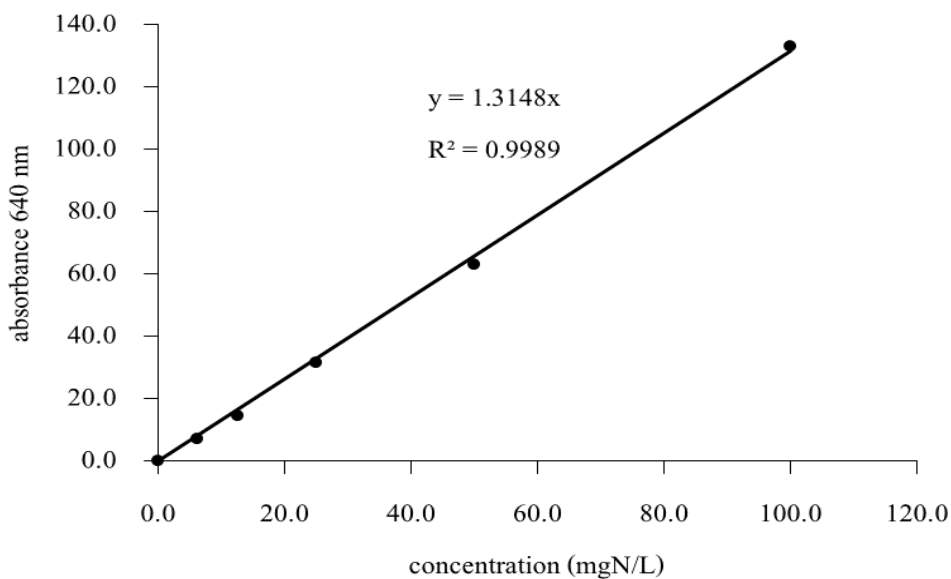
4. Alkaline citrate solution

ชั่ง Trisodium citrate 20 กรัม และ NaOH 1 กรัม ในน้ำปราศจากไอออน ปรับปริมาตรให้ได้ 100 มิลลิลิตร

5. น้ำยา Hypochloride ใช้ น้ำยาซักผ้าขาวไฮเตอร์

6. สารละลายมาตรฐานแอมโมเนียม ความเข้มข้น 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร

ชั่ง NH_4Cl ที่อบแห้งที่อุณหภูมิ 105°C ปริมาณ 3.813 กรัม ละลายในน้ำปราศจากไอออน ปรับปริมาตรให้ได้ 1,000 มิลลิลิตร นำไปเตรียมสารละลายมาตรฐานที่ความเข้มข้น 6.25-100 มิลลิกรัมต่อลิตรเพื่อสร้างกราฟมาตรฐาน



ภาพที่ 23 กราฟมาตรฐานแอมโมเนียที่ความเข้มข้น 6.25- 100 มิลลิกรัมต่อลิตร

สารเคมีและกราฟมาตรฐานไนโตรที่ไนโตรเจน

1. Sulfanilamide solution

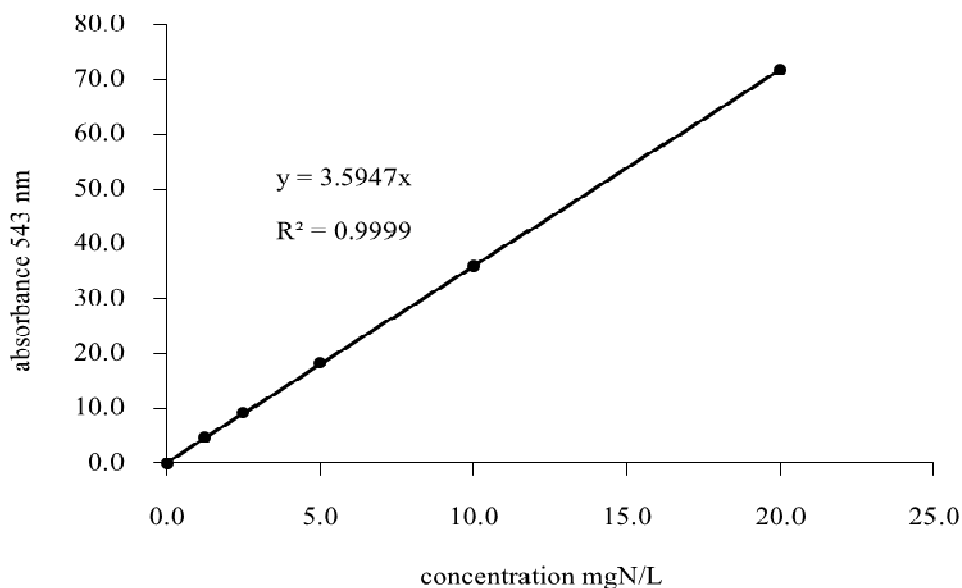
ชั่ง Sulfanilamide 5 กรัม ละลายในน้ำกลั่น 300 มิลลิลิตร เติมกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 50 มิลลิลิตร ทิ้งไว้ให้เย็น ปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นให้ได้ 500 มิลลิลิตร

2. สารละลาย NNED

ชั่ง N-(1-Naphthyl) ethylenediamine dihydrochloride) 0.50 กรัม ละลายในน้ำกลั่น ปรับปริมาตรให้ได้ 500 มิลลิลิตร

3. สารละลายมาตรฐานไนโตรที่ความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร

ชั่ง NaNO_2 ที่อบแห้งที่อุณหภูมิ 105°C ปริมาณ 0.4926 กรัม ละลายในน้ำกลั่น ปรับปริมาตรให้ได้ 1,000 มิลลิลิตร นำไปเตรียมสารละลายมาตรฐานที่ความเข้มข้น 1.25-20 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อสร้างกราฟมาตรฐาน



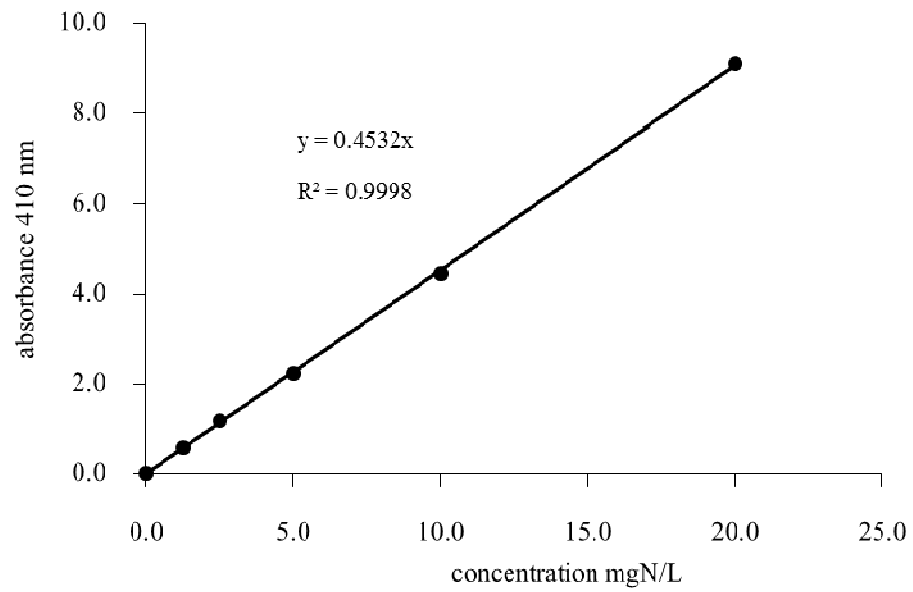
ภาพที่ 24 กราฟมาตรฐานไนโตรที่ความเข้มข้น 1.25-20 มิลลิกรัมต่อลิตร

สารเคมีและกราฟมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจน

1. Brucine-sulfanilic acid

ชั่ง Brucine sulfate 1 กรัม และ Sulfanilic acid 0.1 กรัม ละลายในน้ำกลั่นที่ร้อนปริมาตร 70 มิลลิลิตร เติมกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 3 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็น ปรับปริมาตรด้วยน้ำปราศจากไอออนให้ได้ 100 มิลลิลิตร เก็บสารละลายนี้ที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส สารละลายนี้เก็บได้หลายเดือน

2. สารละลายมาตรฐานไนเตรทความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ชั่ง Potassium nitrate ที่อบแห้งที่อุณหภูมิ 105 ° C ปริมาณ 0.7218 กรัม ละลายในน้ำกลั่น ปรับปริมาตรให้ได้ 1,000 มิลลิลิตร นำไปเตรียมสารละลายมาตรฐานที่ความเข้มข้น 1.25-20 มิลลิกรัมต่อลิตรเพื่อสร้างกราฟมาตรฐาน



ภาพที่ 25 กราฟมาตรฐานไนเตรทความเข้มข้น 1.25-20 มิลลิกรัมต่อลิตร

ภาคผนวก ข

การคำนวณ SRT วิธีการคำนวณหาอายุสลัดจ์ในระบบ (Sludge Retention Time: SRT)

การคำนวณ SRT วิธีการคำนวณหาอายุสลัดจ์ในระบบ (Sludge Retention Time: SRT)

$$SRT = \frac{VX}{Q_wX + (Q - Q_w)X_e}$$

- เมื่อ
- V = ปริมาตรของถังเติมอากาศ (m³)
 - X = ความเข้มข้นของตะกอนในถังเติมอากาศ (mg/L)
 - Q_w = อัตราการระบายตะกอนทิ้ง (m³/d)
 - Q = อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าถังเติมอากาศ (m³/d)
 - X_e = ความเข้มข้นของตะกอนในน้ำทิ้ง (mg/L)

ภาคผนวก ค
ผลการทดลอง

ตารางที่ 9 ปริมาณสารอินทรีย์ป่งชี้ในรูปซีโอดี 800 mgCOD/L ที่อายุสลัดจ์ 9 วัน

System	Location	TCOD (mg/L)				SCOD (mg/L)			
		1	2	3	AVG	1	2	3	AVG
IFAS 1	INF	820.0	836.7	848.3	835.0	720	726.6	724.1	723.6
	ANX					40.0	40.0	40.0	40.0
	AER					39.3	39.3	39.3	39.3
	CLA					41.4	41.4	41.4	41.4
IFAS 2	INF	820.0	836.7	848.3	835.0	720	726.6	724.1	723.6
	ANX					40.0	40.0	40.0	40.0
	AER					39.3	39.3	39.3	39.3
	CLA					41.4	41.4	41.4	41.4

ตารางที่ 10 ปริมาณสารอินทรีย์ป่องชี้ในรูปซีโอดี 800 mgCOD/L ที่อายุสลัดจ์ 6 วัน

System	Location	TCOD (mg/L)						AVG
		1	2	3	4	5	6	
IFAS 1	INF	838.1	832.3	806.9	840.0	829.3	847.1	834.8
	ANX							
	AER							
	CLA							
IFAS 2	INF	838.1	832.3	806.9	840.0	829.3	847.1	834.8
	ANX							
	AER							
	CLA							

ตารางที่ 11 ปริมาณสารอินทรีย์ป่องชี้ในรูปซีโอดี 800 mgCOD/L ที่อายุสลัดจ์ 6 วัน

System	Location	SCOD (mg/L)						AVG
		1	2	3	4	5	6	
IFAS 1	INF	711.1	685.7	716.1	682.8	720.0	746.2	710.3
	ANX	271.1	255.2	251.6	273.1	256.0	266.2	262.2
	AER	44.4	45.7	46.5	45.5	48.0	44.4	45.7
	CLA	44.4	45.7	46.5	45.5	48.0	44.4	45.7
IFAS 2	INF	711.1	685.7	716.1	682.8	720.0	746.2	710.3
	ANX	186.7	205.7	197.4	219.3	224.0	278.3	218.6
	AER	44.4	45.7	46.5	45.5	48.0	44.4	45.7
	CLA	44.4	45.7	46.5	45.5	48.0	44.4	45.7

ตารางที่ 12 ปริมาณของแข็งแขวนลอยบ่งชี้ในรูปของ MLSS ที่อายุสัปดาห์ 9 วัน

System	Location	MLSS(mg/L)				MLVSS(mg/L)				MLVSS/MLSS(mg/L)			
		1	2	3	AVG	1	2	3	AVG				AVG
IFAS 1	INF												
	ANX	5060	4780	4200	4680	4900	4630	4100	4543	0.96	0.96	0.96	0.96
	AER	4440	4660	4810	4673	4300	4560	4700	4760	0.97	0.98	0.98	0.97
	CLA	34	38	20	31	33	37	19	30	0.97	0.95	0.95	0.96
IFAS 2	INF												
	ANX	5040	4960	5480	5160	4880	4810	5400	5030	0.97	0.97	0.99	0.97
	AER	5100	5020	5640	5253	4940	4860	5540	5113	0.97	0.97	0.98	0.97
	CLA	5	8	20	11	4	8	19	30	0.80	1.00	0.95	0.92

ตารางที่ 13 ปริมาณของแข็งแขวนลอยบ่งชี้ในรูปของ MLSS ที่อายุสัปดาห์ 6 วัน

System	Location	MLSS (mg/L)						AVG	MLVSS (mg/L)						AVG
		1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
IFAS 1	INF														
	ANX	440	640	340	800	640	480	557	430	620	330	780	620	540	553
	AER	420	440	340	760	780	460	533	410	430	3300	744	760	650	554
	CLA	420	320	320	240	340	320	327	410	310	308	230	325	345	321
IFAS 2	INF														
	ANX	2600	1660	1340	520	560	380	1177	2540	1620	1310	510	540	480	1167
	AER	1860	2160	1140	840	740	500	1207	1820	2110	1110	820	732	710	1217
	CLA	100	60	80	50	38	260	98	98	58	78	49	37	80	67

ตารางที่ 14 ปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจน, ไนไตรท์ไนโตรเจนและไนเตรทไนโตรเจนที่อายุสัปดาห์ 9 วัน

System	Location	NH ₄ ⁺ -N (mg N/L)				NO ₂ ⁻ -N (mg N/L)				NO ₃ ⁻ -N (mg N/L)			
		1	2	3	AVG	1	2	3	AVG	1	2	3	AVG
IFAS 1	INF	50.0	49.7	50.2	50.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0
	ANX	13.4	14.3	13.5	13.7	0.0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1
	AER	0.0	0.0	0.2	0.1	8.4	7.0	9.7	8.4	1.2	0.9	1.1	1.0
	CLA	0.2	0.1	0.1	0.1	8.3	7.7	10.0	8.7	1.0	1.0	1.2	1.1
IFAS 2	INF	50.0	49.7	50.2	50.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0
	ANX	13.4	12.7	13.8	13.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1
	AER	0.0	0.	0.1	0.0	0.2	0.0	0.5	0.2	3.1	3.2	2.7	3.0
	CLA	0.2	0.1	0.1	0.1	0.4	0.2	1.0	0.6	2.7	3.0	2.5	2.7

ตารางที่ 15 ปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจนที่อายุสัปดาห์ 6 วัน

System	Location	NH ₄ ⁺ - N(mgN/L)						AVG
		1	2	3	4	5	6	
IFAS 1	INF	49.1	52.1	48.8	52.3	51.2	49.4	50.5
	ANX	40.6	41.5	41.1	41.9	43.8	43.1	42.0
	AER	32.3	34.2	32.6	36.6	38.1	36.9	35.1
	CLA	34.1	35.4	35.0	36.6	37.5	36.4	35.8
IFAS 2	INF	49.1	52.1	48.8	52.3	51.2	49.4	50.5
	ANX	16.8	22.5	21.1	22.4	25.5	38.6	24.5
	AER	0.6	9.4	8.6	8.0	15.1	21.3	10.5
	CLA	0.8	8.2	9.3	10.0	15.1	23.6	11.2

ตารางที่ 16 ปริมาณไนเตรทไนโตรเจน ที่อายุสัปดาห์ 6 วัน

System	Location	NO ₃ ⁻ - N (mgN/L)						AVG
		1	2	3	4	5	6	
IFAS 1	INF	0.3	0.2	0.2	0.4	0.1	0.0	0.2
	ANX	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	AER	0.5	1.3	0.0	0.4	0.3	0.1	0.4
	CLA							
IFAS 2	INF	0.3	0.2	0.2	0.4	0.1	0.0	0.2
	ANX	0.0	0.6	0.0	0.3	0.4	0.0	0.2
	AER	4.0	4.0	1.2	0.8	0.8	0.0	1.8
	CLA	0.0	6.2	0.0	0.3	0.0	0.0	1.1

ตารางที่ 17 ปริมาณไนโตรเจนในโตรเจน ที่อายุสัปดาห์ 6 วัน

System	Location	NO ₂ ⁻ -N (mgN/L)						AVG
		1	2	3	4	5	6	
IFAS 1	INF	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	ANX	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	AER	0.4	0.2	0.2	0.1	0.2	0.0	0.2
	CLA	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
IFAS 2	INF	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	ANX	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	AER	6.6	3.9	3.8	4.6	2.6	0.9	3.7
	CLA	2.7	1.4	1.3	0.8	0.0	0.0	1.0

ประวัติย่อของผู้วิจัย

ชื่อ-สกุล	นางสาวนิภาวรรณ กลิ่นหอม
วัน เดือน ปีเกิด	16 พฤศจิกายน พ.ศ. 2519
สถานที่เกิด	จังหวัดปราจีนบุรี
สถานที่อยู่ปัจจุบัน	11/1 หมู่ 10 ตำบลบ้านพระ อำเภอเมือง จังหวัดปราจีนบุรี 25000
ตำแหน่งและประวัติการทำงาน	
พ.ศ. 2538-ปัจจุบัน	นักวิทยาศาสตร์ คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา
ประวัติการศึกษา	
พ.ศ. 2542	วิทยาศาสตรบัณฑิต (วาริชศาสตร์) คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา
พ.ศ. 2558	วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม) คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา