



ใบรับรองวิทยานิพนธ์
บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

ปริญญา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

สาขา

ภาควิชา

เรื่อง ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน
ในระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชน

Nitrogen Removal Efficiency by Nitrification-Denitrification Process in Centralized
Municipal Wastewater Treatment Plants

نامผู้วิจัย นางสาวปณณศิริ พاجر

ได้พิจารณาเห็นชอบโดย

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์สัญญา สิริวิทยาปกรณ์, Ph.D.)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์มงคล ดำรงค์ศรี, Dr.Eng.)

หัวหน้าภาควิชา

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์มงคล ดำรงค์ศรี, Dr.Eng.)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์รับรองแล้ว

(รองศาสตราจารย์กัญญา ชีระกุล, D.Agr.)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

วันที่ เดือน พ.ศ.

สืบสันทิ มหาวิตยาลัยเกษตรศาสตร

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน
ในระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชน

Nitrogen Removal Efficiency by Nitrification-Denitrification Process
in Centralized Municipal Wastewater Treatment Plants

โดย

นางสาวปญญศิริ พاجر

เสนอ

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

เพื่อขอความสมบูรณ์แห่งปริญญา

พ.ศ. 2553

ลิขสิทธิ์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

บุญญศิริ พاجر 2553: ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยกระบวนการไน
ตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ในระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชน ปริญญาวิศวกรรม
ศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชา
วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: ผู้ช่วยศาสตราจารย์
สัญญา สิริวิทยาปกรณ์, Ph.D. 94 หน้า

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยกระบวนการไน
ตริฟิเคชัน – ดีไนตริฟิเคชัน ในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน วิเคราะห์น้ำเสียและตะกอนจากโรงควบคุม
คุณภาพน้ำหนองแขมและโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ ตั้งแต่เดือนมิถุนายน 2551 ถึง
เมษายน 2552 ครอบคลุมทุกฤดูกาล ผลการวิเคราะห์พบว่าน้ำเสียที่เข้าระบบมีอัตราส่วนซีโอดีต่อ
ไนโตรเจนเท่ากับ 6.3 และ 9.38 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนเท่ากับ 70.1-93.1% และ 88.6-
97.2 % ในโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
ตามลำดับ แม้อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน และประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนจะอยู่ใน
เกณฑ์ที่ดี แต่เมื่อพิจารณาอัตราอาร์บีซีโอดีต่อไนโตรเจนยังไม่อยู่ในช่วงที่เหมาะสมคือโรง
ควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมเท่ากับ 3.2 และโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิเท่ากับ 4.5
และประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด (total-N) เท่ากับ 40.4-55.8% และ 40.8-87.8%
ตามลำดับซึ่งยังถือว่าประสิทธิภาพยังไม่ดีพอ อัตราการใช้แอมโมเนียจำเพาะจากตะกอนในถังเติม
อากาศของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิเท่ากับ
2.10 และ 5.07 มก.NH₄-N/ก.MLVSS-ชั่วโมง การศึกษาอัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะโรงควบคุม
คุณภาพน้ำหนองแขมยังไม่สามารถสรุปได้จากการศึกษาครั้งนี้ สำหรับโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยาน
สุวรรณภูมิไนเตรตมีการเปลี่ยนแปลงตามแหล่งอินทรีย์คาร์บอนที่เปลี่ยนแปลงไปในระบบ
ตามเวลา

ลายมือชื่อนิติ

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

Punyasiri Pajorn 2010: Nitrogen Removal Efficiency by Nitrification-Denitrification Process in Centralized Municipal Wastewater Treatment Plants. Master of Engineering (Environmental Engineering), Major Field: Environmental Engineering, Department of Environmental Engineering. Thesis Advisor: Assistant Professor Sanya Sirivithayapakorn, Ph.D. 94 pages.

In this study, the efficiency of nitrogen removal through nitrification – denitrification process in centralized domestic wastewater treatment plant was studied. The samples were collected from Nongkhaem Wastewater Treatment Plant (NWTP) and Suvarnabhumi Wastewater Treatment Plant (SWTP) during June 2008 – April 2009. The results indicated that NWTP and SWTP had COD/Nitrogen ratios of 6.3 and 9.38, respectively. While NWTP and SWTP had nitrogen removal efficiencies of 70.1% - 93.1% and 88.6% - 97.2%, respectively. Even though both wastewater treatment plants had optimal COD/Nitrogen ratio, RBCOD/Nitrogen ratios of both treatment plants were not optimum. RBCOD/Nitrogen ratio of NWTP was 3.2, while that of SWTP was 4.5. In addition, total nitrogen removal efficiencies of NWTP and SWTP were 40.4% - 55.8% and 40.8% - 87.8%, respectively. These results indicated that the nitrogen removal efficiencies of both of wastewater treatment plants were relatively low. Specific ammonium utilization rate (SAUR) from sludge taken from aeration tank of NWTP and SWTP were 2.10 and 5.07 mg $\text{NH}_4\text{-N/g MLVSS-h}$, respectively. This study could not conclude about specific nitrate utilization rate of NWTP. For SWTP, however, specific nitrate usage rate was varied with organic carbon source in system which changed with time

Student's signature

Thesis Advisor's signature

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ศัญญา สิริวิยาปกรณ์ ประธานกรรมการที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ มงคล คำรังศรี อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วมและหัวหน้าภาควิชาวิศวกรรมศาสตร์แวดล้อม ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พงศ์ศักดิ์ หนูพันธ์ ที่กรุณาให้คำปรึกษาแนะนำและช่วยเหลือในการทำวิทยานิพนธ์สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

ขอขอบคุณเจ้าหน้าที่บริษัท โกลบอล ยูทิลิตี้ เซอร์วิส จำกัด เจ้าหน้าที่ประจำโรงพยาบาลน้ำเสีย บริษัทท่าอากาศยานไทย จำกัด เจ้าหน้าที่ประจำโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม สำนักงานจัดการคุณภาพน้ำ สำนักระบายน้ำ กรุงเทพมหานคร ที่เอื้อเฟื้อสถานที่ ข้อมูลของระบบบำบัด และช่วยอำนวยความสะดวกในการเก็บตัวอย่าง

อาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่าน ที่ได้อบรมสั่งสอนและมอบความรู้อันเป็นประโยชน์อย่างยิ่งในการนำไปใช้ประโยชน์ต่อไป ขอขอบคุณ คุณกุลยา สาริชีวิน และคุณ กาญจนา พุยเวียง เจ้าหน้าที่ประจำห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม และเจ้าหน้าที่ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่าน ที่ได้ให้ความช่วยเหลือและให้คำแนะนำต่างๆ

ขอขอบคุณ ครอบครัวคุณพ่อคุณแม่ เพื่อน พี่ น้อง ที่ให้ความช่วยเหลือ สนับสนุนและกำลังใจในการทำวิทยานิพนธ์ ด้วยความดีหรือประโยชน์อันใดเนื่องจากวิทยานิพนธ์เล่มนี้ ขอมอบแต่ คุณย่าที่มอบความรัก ความปรารถนาดีต่อผู้วิจัยตั้งแต่วันแรกจนวันสุดท้าย

บุญญศิริ พاجر
มิถุนายน 2553

สารบัญ

	หน้า
สารบัญ	(1)
สารบัญตาราง	(2)
สารบัญภาพ	(5)
คำย่อ	(7)
คำนำ	1
วัตถุประสงค์	3
การตรวจเอกสาร	4
อุปกรณ์และวิธีการ	34
อุปกรณ์	34
วิธีการ	34
ผลและวิจารณ์	42
สรุปและข้อเสนอแนะ	59
สรุป	59
ข้อเสนอแนะ	60
เอกสารและสิ่งอ้างอิง	61
ภาคผนวก	66
ภาคผนวก ก ข้อมูลการวิเคราะห์ตัวอย่างจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม และ โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	67
ภาคผนวก ข ลักษณะของน้ำเสียสังเคราะห์	
ปรับปรุงจาก(Ali R. Dincer and Fikret Karg., 2000)	79
ภาคผนวก ค การวิเคราะห์ค่า C/N	81
ภาคผนวก ง ศึกษาการเกิด Nitrification Rate และ Denitrification Rate	84
ประวัติการศึกษาและการทำงาน	94

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	วิธีการบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ เพื่อกำจัดไนโตรเจน	5
2	อัตราการใช้แอมโมเนียมจำเพาะ (SAUR) จากงานวิจัยต่างๆ	18
3	อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิต่างๆ	20
4	อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ (มก.-ไนโตรเจน/ก. MLVSS-ชั่วโมง)	21
5	อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ จากแหล่งพลังงานคาร์บอนต่างชนิดกัน	23
6	แสดงวิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์	41
7	คุณสมบัติของน้ำเสียจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม	42
8	คุณสมบัติของน้ำเสียจากโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	43
9	ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสียในส่วนที่มีการบำบัดแบบชีวภาพ	45
10	ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัด TKN และ T-N โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม	46
11	ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัด TKN และ T-N โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	47
12	ผลการวิเคราะห์ SS และ VSS ในระบบบำบัด (มก./ลิตร)	50
13	ผลการวิเคราะห์อัตราการใช้แอมโมเนียม และอัตราการใช้แอมโมเนียมจำเพาะ	52
14	อัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	57
ตารางผนวกที่		
ก1	ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม วันที่ 30 มิถุนายน 2551	67
ก2	ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม วันที่ 2 ตุลาคม 2551	68

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางผนวกที่	หน้า
ก3 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม วันที่ 9 ธันวาคม 2551	69
ก4 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม วันที่ 3 เมษายน 2552	70
ก5 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ วันที่ 18 สิงหาคม 2551	71
ก6 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ วันที่ 28 ตุลาคม 2551	72
ก7 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ วันที่ 25 กุมภาพันธ์ 2552	73
ก8 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ วันที่ 23 เมษายน 2552	74
ก9 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัด TKN และ T-N โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม	75
ก10 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัด TKN และ T-N โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	76
ก11 ผลการวิเคราะห์ SS และ VSS ในระบบบำบัด	77
ข1 องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลอง Nitrification Rate	79
ข2 องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลอง Denitrification Rate	80
ค1 แสดงผลการวิเคราะห์อัตราส่วน C/N โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม	82
ค2 แสดงผลการวิเคราะห์อัตราส่วน C/N โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยาน สุวรรณภูมิ	83
ง1 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรด ตามเวลา โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม	87

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางผนวกที่		หน้า
ง2	การเปลี่ยนแปลงปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลาโรง บำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิ	88
ง3	ผลการวิเคราะห์อัตราการใช้แอมโมเนียม และอัตราการใช้แอมโมเนียม จำเพาะ	89
ง4	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต และไนไตรต์ ตามเวลาโรงควบคุม คุณภาพน้ำหนองแขม	91
ง5	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต และไนไตรต์ ตามเวลาโรงบำบัดน้ำเสีย ทำอากาศยานสุวรรณภูมิ	92
ง6	อัตราการใช้ไนเตรตตามชนิดแหล่งพลังงาน โรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยาน สุวรรณภูมิ	93

สารบัญภาพ

ภาพที่	หน้า
1	ขั้นตอนต่าง ๆ ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ
2	วัฏจักรของซัลเฟอร์ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบออโตโทรฟิก
3	อัตราดีไนตริฟิเคชัน เมื่อใช้น้ำเสียชุมชนเป็นแหล่งพลังงานคาร์บอน
4	หน่วยต่าง ๆ ของระบบบำบัดน้ำเสียโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม
5	แผนผังแสดงระบบน้ำเสียและระบบหมุนเวียนน้ำของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
6	การบำบัดน้ำเสียในระบบชีวภาพโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
7	แสดงจุดเก็บตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม
8	แสดงจุดเก็บตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
9	ลักษณะดังปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลอง Ammonium Utilization Rate, AUR
10	ขั้นตอนการศึกษาอัตราการใช้แอมโมเนียม
11	ลักษณะดังปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลอง Nitrate Utilization Rate, NUR
12	ขั้นตอนการศึกษาอัตราการใช้ไนเตรต
13	ความเข้มข้น rbCOD เทียบกับ TCOD ของส่วนต่างในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม
14	ความเข้มข้น rbCOD เทียบกับ TCOD ของส่วนต่างในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
15	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนไตรต ตามเวลาโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมเมื่อ แอมโมเนียมเริ่มต้น 21.28 มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ลิตร pH 7.10 MLVSS เท่ากับ 838 มก./ลิตร
16	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนไตรต ตามเวลาโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ แอมโมเนียมเริ่มต้น 21.28 มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ลิตร pH 7.10 MLVSS เท่ากับ 838 มก./ลิตร
17	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตและไนไตรต์ต่อเวลา โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม เมื่อไนเตรต เริ่มต้น 12.15 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร MLVSS เท่ากับ 543 มก./ลิตร

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
18 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตและไนไตรต์ต่อเวลาโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ เมื่อไนเตรต เริ่มต้น 13.35 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร MLVSS เท่ากับ 890 มก./ลิตร	55
19 อัตราการใช้ไนเตรต 3 อัตรา จากแหล่งพลังงานคาร์บอนต่างชนิดกัน โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	56
ภาพผนวกที่	
ค1 ความเข้มข้น rbCOD และ TCOD ในจุดเก็บตัวอย่างของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม	81
ค2 ความเข้มข้น rbCOD และ TCOD ในจุดเก็บตัวอย่างของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	82
ง1 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนไตรต์และไนเตรตตามเวลาโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม เมื่อแอมโมเนียมเริ่มต้น 21.28 มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ลิตร pH 7.10 MLVSS เท่ากับ 838 มก./ลิตร	87
ง2 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนไตรต์และไนเตรตตามเวลาโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ เมื่อ แอมโมเนียมเริ่มต้นเท่ากับ 26.88 มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ลิตร pH 7.44 MLVSS 787 มก./ลิตร	88
ง3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตต่อเวลา โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม เมื่อไนเตรต เริ่มต้น 12.15 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร MLVSS เท่ากับ 543 มก./ลิตร	91
ง4 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตต่อเวลา โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ เมื่อไนเตรต เริ่มต้น 13.35 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร MLVSS เท่ากับ 1,168 มก./ลิตร	92
ง5 อัตราการใช้ไนเตรต 3 อัตรา จากแหล่งพลังงานคาร์บอนต่างชนิดกัน โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	93

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

A2O	=	ระบบเอทูโอ เป็นระบบบำบัดที่มีลักษณะเหมือนระบบโฟรیدอกซ์ที่ประกอบไปด้วยถังแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิก
Alkalinity	=	ความเป็นด่าง
AUR	=	Ammonium Utilization Rate
BOD	=	Biological Oxygen Demand
C/N	=	Carbon/Nitrogen
COD	=	Chemical Oxygen Demand
rbCOD	=	readily biodegradable COD
sbCOD	=	slowly biodegradable COD
TCOD	=	total COD
DO	=	Dissolved Oxygen (ออกซิเจนละลายน้ำ)
DNR	=	Denitrification Rate
mg/l	=	milligram Per Liter
mg-N/l	=	Milligram Nitrogen Per Liter
MLVSS	=	Mixed Liquor Volatile Suspended Solid
NR	=	Nitrification Rate
NUR	=	Nitrate Utilization Rate
NO_3^-	=	nitrate
NO_2^-	=	nitrite
ORP	=	Oxidation-Reduction Potential
pH	=	Power of Hydrogen Ion
TKN	=	Total Kjeldahl Nitrogen
ลบ.ม.	=	ลูกบาศก์เมตร
มก.	=	มิลลิกรัม

คำนำ

ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน- ดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชน

Nitrogen Removal Efficiency by Nitrification-Denitrification Process in Centralized Municipal Wastewater Treatment Plants

คำนำ

ไนโตรเจนเป็นสารอาหารหลักสำหรับการเพาะปลูก แต่ถ้าในน้ำเสียหรือน้ำทิ้งมีปริมาณไนโตรเจนที่ถูกปล่อยสู่แหล่งน้ำต่าง ๆ เช่น น้ำจืด ทะเลสาบมากเกินไป จะทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) เพราะธาตุอาหารไนโตรเจนที่มีมากทำให้เกิดการเจริญเติบโตของสาหร่ายและพืชน้ำต่าง ๆ เพิ่มจำนวนอย่างรวดเร็วทั้งที่มองเห็นและไม่เห็นด้วยตาเปล่า จนแหล่งน้ำไม่สามารถรองรับได้ ปริมาณออกซิเจนจะลดลงอย่างมาก ส่งผลให้สาหร่ายเน่าตายทับถมกันจนแหล่งน้ำเน่าเสีย ไนโตรเจนในรูปของไนเตรตยังสามารถทำให้เกิดโรค Methemoglobinemia หรือ ตัวเขียวในเด็กได้ (Blue baby) นอกจากนี้ไนไตรต์และแอมโมเนียในรูปแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ (pH) มากกว่าหรือเท่ากับ 8 และก็เป็นสารพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำอย่างรุนแรง

แหล่งที่มาของไนโตรเจนส่วนใหญ่มาจากกิจกรรมทางการเกษตร อุตสาหกรรม โดยเฉพาะจากน้ำทิ้งชุมชน ซึ่งเป็นแหล่งที่มาของไนโตรเจนมากที่สุด การกำจัดสารประกอบไนโตรเจนสามารถทำได้หลายวิธี ทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ตัวอย่างเช่น การใช้อากาศเป่าไล่ การกรอง การแลกเปลี่ยนไอออน การเติมคลอรีน เป็นต้น ซึ่งในปัจจุบันได้ให้ความสนใจและศึกษากันมา คือการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนด้วยวิธีชีวภาพเนื่องจากเป็นวิธีที่มีคุณภาพสูงและประหยัด โดยมีการประยุกต์ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้มีประสิทธิภาพมากขึ้น โดยการกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบทางชีวภาพอาศัยแบคทีเรียหรือจุลินทรีย์อยู่สองกลุ่ม คือ กลุ่มไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Nitrifying bacteria) และกลุ่มดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Denitrifying bacteria) กลุ่มแรกมีหน้าที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนเตรต จากนั้นอีกกลุ่มหนึ่งจะลดรูปไนโตรเจนนี้ให้

กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนออกจากระบบ โดยอาศัยกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) ไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

ปัจจัยที่มีผลต่อจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายสารไนโตรเจนเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ในระบบ ได้แก่ คุณสมบัติและองค์ประกอบของน้ำเสีย ความเป็นด่าง (Alkalinity) สภาพกรด – ด่าง (pH) อุณหภูมิ ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน เป็นต้น โดยเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอนซึ่งจุลินทรีย์จะใช้เป็นแหล่งพลังงานในการย่อยสารอินทรีย์ไนโตรเจนจะต้องมีเป็นสัดส่วนเพียงพอจึงจะสามารถกำจัดไนโตรเจนออกจากระบบได้ เนื่องจากน้ำเสียจากน้ำทิ้งชุมชนมีปริมาณไนโตรเจนมาก ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนจึงต้องมีระบบและปัจจัยต่าง ๆ ที่ส่งผลให้การกำจัดไนโตรเจนมีประสิทธิภาพมากที่สุด ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทยนั้นมีสารอินทรีย์และธาตุอาหารที่จำเป็นไม่สูงนัก การศึกษาวิจัยนี้จึงทำการศึกษาประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนออกแบบให้สามารถลดไนโตรเจนได้ ปัจจัยองค์ประกอบต่าง ๆ ที่ส่งผลต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ในระบบ โดยเก็บตัวอย่างวิเคราะห์และเปรียบเทียบประสิทธิภาพระหว่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ ซึ่งจะช่วยให้เข้าใจและพัฒนาระบบที่มีการบำบัดไนโตรเจนได้ชัดเจน และมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้น

วัตถุประสงค์

1. วิเคราะห์คุณสมบัติ องค์ประกอบของน้ำเสีย การควบคุมระบบ และปัจจัยที่ส่งผลต่อจุลินทรีย์เกิดปฏิกิริยาในไตรฟิเคชัน และดีไนไตรฟิเคชันซึ่งมีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียและลดไนโตรเจน โดยเก็บตัวอย่างจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม และโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
2. ศึกษาอัตราไนไตรฟิเคชันจากตะกอนในถังเติมอากาศ (Aerobic) และอัตราดีไนไตรฟิเคชันจากตะกอนในถังแอนอกซิก (Anoxic)

ขอบเขตงานวิจัย

1. เก็บตัวอย่างจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน คือ โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม และโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ การเก็บตัวอย่างเป็นแบบสุ่มตรวจ โดยเฉลี่ยช่วงเวลาให้ครอบคลุมทุกฤดูกาล จุดที่เก็บตัวอย่างทำการตรวจค่า DO, pH, ORP และอุณหภูมิ วิเคราะห์ตัวอย่างในห้องปฏิบัติการค่า Alkalinity, TKN, แอมโมเนียม, ไนไตรต์, ไนเตรต, BOD, COD ที่เปลี่ยนแปลงในระบบบำบัด
2. ประเมินประสิทธิภาพจากอัตราไนไตรฟิเคชัน โดยใช้จุลินทรีย์จากถังเติมอากาศ (Aerobic) ทดลองในรูปของกาลดลงของแอมโมเนีย การเกิดไนไตรต์และไนเตรตต่อเวลา ศึกษาอัตราดีไนไตรฟิเคชันโดยใช้จุลินทรีย์จากถังแอนอกซิก (Anoxic) ศึกษาความเข้มข้นของไนเตรตที่ลดลงต่อเวลา

การตรวจเอกสาร

1. ปัญหามลพิษจากสารประกอบไนโตรเจน

โดยปกติน้ำที่ผ่านการกำจัดเฉพาะสารอินทรีย์ จะยังคงมีแอมโมเนียปล่อยทิ้งออกมา แบคทีเรียที่ใช้ในโตรเจนเป็นแหล่งพลังงาน จะเป็นเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนไตรต์และไนเตรต ซึ่งจำเป็นต้องใช้ออกซิเจนถึง 4.57 เท่าของน้ำหนัก เหตุนี้จึงก่อให้เกิดการทำลายออกซิเจนในทางรับ น้ำได้มาก เนื่องจากพบแบคทีเรียกลุ่มนี้มากในน้ำที่ปล่อยออกมาจากโรงบำบัดน้ำเสีย ดังนั้นเมื่อน้ำทิ้งที่บำบัดแล้วลงทางรับน้ำสาธารณะ ก็จะทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอย่างรวดเร็ว หากมีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอก็จะให้น้ำเน่าได้ นอกจากนี้แอมโมเนียที่มีความเข้มข้นสูงกว่า 1 มก./ลิตร จะเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ ส่วนไนโตรเจนที่มีความเข้มข้นสูงกว่า 3 มก./ลิตร มีความเป็นพิษต่อปลา

ไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสจัดเป็นธาตุอาหารถ้าปล่อยลงสู่แหล่งรับน้ำมากเกินไปอาจทำให้เกิดปัญหาการเกิดยูโทรฟิเคชัน หรือภาวะสาหร่ายเบ่งบาน (algae bloom) ซึ่งจะเกิดได้ง่ายในทะเลสาบหรือแหล่งน้ำปิด ซึ่งธาตุอาหารจะทำให้เกิดการเจริญเติบโตของสาหร่าย เมื่อสาหร่ายเหล่านี้มีมากเกินไปจะเกิดการตายและจมลงสู่ก้นน้ำและเกิดการย่อยสลายทางธรรมชาติ สารอินทรีย์จากซากสาหร่ายจะให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen , DO) ในน้ำลดลง เกิดอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำได้ โดยในประเทศไทยได้พบปัญหายูโทรฟิเคชันหรือซิปลาวาฟ (red tide) ในหลายพื้นที่ เช่น ชะอำ หัวหิน บึงแก่นนคร ฯลฯ ส่งผลกระทบต่อการท่องเที่ยว

ไนเตรตที่มีความเข้มข้นสูงที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำได้ดิน ซึ่งใช้เป็นแหล่งน้ำสำหรับบริโภค จะส่งผลต่อทารกที่มีอายุน้อยกว่า 3 เดือน คือ ทำให้เกิดโรค Methemoglobinemia เนื่องจากไนเตรตจะไปทำปฏิกิริยากับฮีโมโกลบินเกิดเป็นสาร methemoglobin ซึ่งเป็นตัวยับยั้งการรับส่งออกซิเจนในเลือด ทำให้เกิดอาการเขียว และอาจถึงตายได้ นอกจากนี้ยังพบว่าไนเตรตถ้าทำปฏิกิริยากับ amines จะเกิด nitrosamines ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็ง

1.2 การกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย

ปัญหามลพิษของแหล่งน้ำที่เกิดจากสารประกอบไนโตรเจนมีความรุนแรงเพิ่มมากขึ้น ดังนั้นในการแก้ไขปัญหาจึงจำเป็นต้องมีการจัดการที่มีคุณภาพและเหมาะสม การเลือกวิธีการกำจัดจึงต้องพิจารณาจากรูปแบบ ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจน ประสิทธิภาพของระบบคุณภาพที่ต้องการหลังจากการกำจัด ความน่าเชื่อถือและค่าใช้จ่าย ซึ่งในการกำจัดสามารถทำได้โดยอาศัยกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ตัวอย่างเช่น การใช้อากาศเป่าไล่ การกรอง การแลกเปลี่ยนไอออน การเติมคลอรีน เป็นต้น โดยตารางที่ 1 แสดงวิธีการกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีการต่างๆ

ตารางที่ 1 วิธีการบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ เพื่อกำจัดไนโตรเจน

ชนิดของกระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
1. วิธีทางชีวภาพ 1.1) ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Nitrification-Denitrification) 1.2) การเก็บเกี่ยวสาหร่าย (Algal Harvesting)	1) เป็นระบบประหยัดค่าลงทุน 2) ไม่มีปัญหาการกำจัดสุดท้าย 3) สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ทั้งหมด 1) สามารถกำจัดได้ทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส 2) เป็นระบบไม่ใช่เครื่องยุ่งยาก	1) ต้องมีระบบถังบำบัดมากกว่าระบบเอเอส 2) สารพิษอาจส่งผลให้ระบบบำบัดขาดเสถียรภาพ 1) ต้องการระบบจัดเก็บและกำจัดเศษสาหร่ายอย่างมีประสิทธิภาพ 2) ต้องมีภูมิอากาศเหมาะสมตลอดเดือนตลอดปี 3) ต้องมีระบบกำจัดหรือแยกตะกอนแขวนลอยพวกสาหร่ายที่มากับน้ำทิ้ง
1.3) ระบบเอเอสตัดแปลง (มีทั้ง Anoxic-Aerobic)	1) เป็นระบบประหยัดค่าลงทุน 2) สามารถกำจัดได้ทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในระบบเดียว ไม่ต้องใช้สารเคมีใส่ลงไปให้สิ้นเปลืองค่าใช้จ่าย และลดปริมาณสลัดจ์จากสารเคมีที่เติมลงไป	1) อาจไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ตลอดเวลา เพราะมีปัจจัยอื่นๆ ที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดฟอสฟอรัส 2) มีปริมาตรสลัดจ์ถ่ายทิ้งออกมากกว่าระบบเอเอสธรรมดา 3) สารพิษทำให้ระบบบำบัดไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

ตารางที่ 1 (ต่อ)

ชนิดของกระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
2. วิธีทางกายภาพ-เคมี		
2.1) การไล่ออกแอมโมเนีย (Ammonia Stripping)	1) เป็นระบบประหยัดค่าลงทุน 2) จะไม่มีสลัดจ์เกิดจากระบบบำบัด	1) จะมีแอมโมเนียที่อยู่ในน้ำเสียถูกไล่ออกในรูปของก๊าซ 2) อุณหภูมิและ pH มีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียออกจากรู้น้ำเสีย 3) อาจเกิดตะกอนขึ้นในระบบบำบัด
2.2) การเติมคลอรีนพอใช้ทำปฏิกิริยา (Break point Chlorination)	1) มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้ค่อนข้างสูงมากเมื่อเปรียบเทียบกับวิธีอื่น 2) เป็นระบบไม่ยุ่งยาก อาศัยปฏิกิริยาเคมีที่ไม่ซับซ้อน	1) ต้องทำการทดลองบำบัดน้ำเสียเพื่อที่จะได้ทราบปริมาณคลอรีนที่ต้องการใช้ 2) ไปเพิ่มค่า TDS ในน้ำทิ้ง 3) อาจเกิดสารไนเตรดจากคลอรีน
2.3) การแลกเปลี่ยนประจุ (Ion Exchange)	1) สามารถกำจัดได้ทั้งแอมโมเนียและไนเตรดได้ค่อนข้างสูงมาก 2) เป็นระบบที่ใช้พื้นที่บำบัดน้อย	1) เป็นระบบที่มีค่าลงทุนและดำเนินการสูงมาก 2) ต้องดูแลระบบอย่างสม่ำเสมอ
2.4) การแยกด้วยไฟฟ้า-เยื่อกรอง (Electrodialysis)	1) มีประสิทธิภาพสูงมากจนจะได้เป็นน้ำดื่มบริสุทธิ์ 2) ใช้พื้นที่บำบัดน้อย	1) ต้องมีระบบบำบัดก่อนเข้าระบบบำบัดนี้ 2) ต้องหาวิธีและสถานที่กำจัดพวกเกลือที่ใช้ในระบบบำบัด 3) อาจเกิดปัญหาการตกตะกอนเคมีขึ้นในระบบ
2.5) การแยกด้วยเคมีไฟฟ้า	1) สามารถกำจัดได้ทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส 2) ใช้พื้นที่บำบัดน้อย	1) ประสิทธิภาพกำจัดไม่สูงมากนัก 2) เป็นระบบที่มีค่าลงทุนและดำเนินการสูงมาก
2.6) ออสโมซิสผันกลับ (Reverse Osmosis, RO)	1) สามารถกำจัดได้ทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสด้วยประสิทธิภาพสูง 2) ใช้พื้นที่บำบัดน้อย	1) เป็นระบบที่มีค่าลงทุนและดำเนินการสูงมาก 2) ต้องการดูแลระบบอย่างดี เพราะแผ่นเยื่อกรองสกปรกอุดตันได้ง่าย

ตารางที่ 1 (ต่อ)

ชนิดของกระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
2.7) การกลั่น (Distillation)	1) เป็นวิธีแยกธาตุต่าง ๆ ออกจากน้ำเสีย ทำให้ได้คุณภาพน้ำเทียบเท่าน้ำดื่มบริสุทธิ์	1) มีราคาค่าลงทุนและดำเนินการสูงมาก
2.8) การทิ้งลงบนพื้นดิน (Land Application)	2) ใช้พื้นที่บำบัดน้อย 1) เป็นการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้หมดสิ้นโดยอาศัยพืชต่าง ๆ และดินดูดซับ 2) อาจไม่มีน้ำทิ้งออก (Zerodischarge)	1) ใช้พื้นที่มากในการบำบัดน้ำเสีย 2) อาจมีน้ำทิ้งไหลซึมออกลงสู่แหล่งน้ำข้างเคียง 3) เกิดปัญหาเมื่อมีปริมาณฝนตกมากเกินไปพื้นที่จะรองรับได้

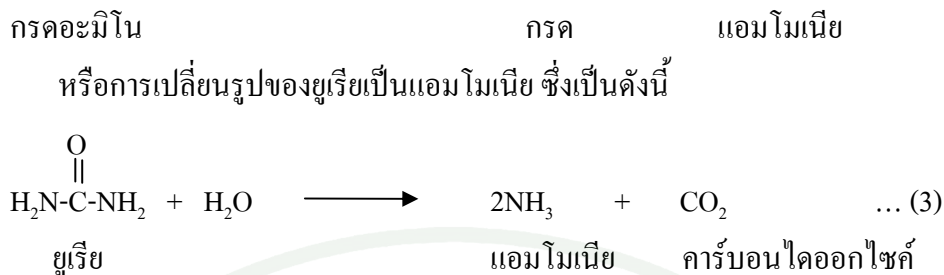
ที่มา: เกรียงศักดิ์ (2543)

2. หลักการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพอาศัยจุลินทรีย์หรือแบคทีเรียอยู่สองกลุ่ม กลุ่มแรกมีหน้าที่ออกซิไดซ์ไนโตรเจนให้เป็นไนเตรต จากนั้นแบคทีเรียอีกกลุ่มหนึ่งจะลดรูปไนโตรเจนนี้ให้กลายเป็นไนโตรเจนออกจากระบบ ภาพที่ 2 แสดงสรุปขั้นตอนทั้งหมดที่เกิดขึ้นในกระบวนการนี้ โดยระบบจะเริ่มต้นที่กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Amonification) ก่อนกระบวนการอื่น ๆ

2.1 แอมโมนิฟิเคชัน (Amonification)

แอมโมนิฟิเคชัน คือ กระบวนการที่เปลี่ยนรูปสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน (โปรตีนและยูเรีย) ไปอยู่ในรูปสารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน (แอมโมเนีย) หรือสามารถเรียกได้อีกอย่างหนึ่งว่า ไนโตรเจนมินอรัลไลเซชัน (Nitrogen Minerailzation) ซึ่งมีจุลินทรีย์หลายชนิดที่เกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาดังกล่าว และแอมโมเนียในปฏิกิริยาเกิดขึ้นมาจากกรดอะมิโนที่แปรรูปมาจากสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน ถูกลดรูปอะมีน (Bitton, 1994) ซึ่งมีทั้งแบบออกซิเดทีฟและรีดักทีฟ



แต่แอมโมเนียที่เกิดขึ้นมักไม่อยู่ในรูปของแอมโมเนียอิสระ เพราะที่ภาวะพีเอชเป็นกลางหรือเป็นกรด ซึ่งมักเป็นภาวะของน้ำเสียทั่วไป แอมโมเนียจะอยู่ในรูปของเกลือของแอมโมเนียม (NH_4^+) ดังสมการที่ (4)



ต่อเมื่อพีเอชถูกปรับสูงขึ้น แอมโมเนียจึงแปรรูปเป็นแอมโมเนียอิสระ ซึ่งถูกขับออกจากน้ำไปสู่บรรยากาศได้ กระบวนการนี้เรียกว่ากระบวนการ “ปลี้อแอมโมเนีย” หรือ Ammonia stripping ซึ่งสามารถนำไปใช้ในการกำจัดไนโตรเจนโดยวิธีฟิสิโคเคมีประสบความสำเร็จมาแล้วที่ทะเลสาบทาโฮในสหรัฐอเมริกา แอมโมเนียที่เกิดจากปฏิกิริยาแอมโมเนียฟิเคชันอาจถูกกำจัดได้ 2 ทาง คือ ถูกจุลินทรีย์ดึงไปใช้เป็นสารอาหารและใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ หรือถูกจุลินทรีย์พวกออกซิโดทรอปเปลี่ยนให้เป็นไนไตรต์และไนเตรตตามลำดับ ซึ่งเรียกการกำจัดแบบหลังนี้ว่า ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

2.2 ไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

เมื่อน้ำเสียผ่านกระบวนการแอมโมเนียฟิเคชันจนสารอินทรีย์ไนโตรเจนแปรรูปไปเป็นแอมโมเนียแล้ว จะเกิดกระบวนการสังเคราะห์หรือแอสสิมิลชันของไนโตรเจน เอาไปสร้างเป็นเซลล์ (โปรตีน) ใหม่ของจุลินทรีย์ในระบบ ในขณะที่เดียวกันถ้าสารอาหารชนิดคาร์บอนลดลงจนเหลือน้อยและระบบยังอยู่ในภาวะแอโรบิก จะเกิดการหายใจ (Respiration) โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้น โดยกระบวนการนี้จะแบ่งออกเป็นสองขั้นตอนย่อยคือ

ขั้นแรกคือ ไนไตรเตชัน (Nitritation) ซึ่งเรียกอีกอย่างว่า ไนไตรติฟิเคชัน (Nitritification) เปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนไตรต์ โดยแบคทีเรียพวกไนโตรโซโมแนส และขั้นที่สอง

คือ ไนเตรเตชัน (Nitrification) เปลี่ยนไนโตรเจนเป็นไนเตรต โดยแบคทีเรียจำพวกไนโตรแบคเตอร์ ใน ไตรโซโมแนสและไนโตรแบคเตอร์เป็นจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟ เมื่อออกไซด์ NH_4^+ ไปเป็น NO_2^- และ NO_3^- ภายใต้ภาวะแอโรบิกนั้นจะได้พลังงานออกมาด้วย ซึ่งจุลินทรีย์จะใช้พลังงานที่ได้นี้ไปดึงเอา CO_2 หรือ HCO_3^- หรือ CO_3^{2-} มาเป็นแหล่งคาร์บอนต่อไป ทั้งนี้ในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะมีการปล่อย H^+ ออกมาซึ่งทำให้ระบบต้องมีสภาพด่างพอ ไม่เช่นนั้นบัพเฟอร์จะมีไม่พอ ซึ่งทำให้พีเอชในถังปฏิกิริยาลดลงและทำให้ระบบเกิดวิบัติได้ (Failure)

อย่างไรก็ตาม ในระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไปจะไม่เกิดไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ เพราะมีบางส่วนของอินทรีย์ไนโตรเจนที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีววิทยาได้ (หรือได้ไม่ง่าย) ทำให้น้ำทิ้งมีอินทรีย์ไนโตรเจนอยู่ประมาณไม่น้อยกว่า 1 มก.ไนโตรเจน/ล. เสมอ

2.3 ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

เมื่อไนโตรเจนถูกแปรรูปมาอยู่ในรูปของไนเตรตแล้ว จะสามารถถูกลดรูปหรือถูกกำจัดออกจากระบบได้สองทาง คือ

วิธีที่ 1 วิธีแอสสิมิเลชัน (Assimilatory Denitrification)

จุลินทรีย์ต้องการไนโตรเจนสำหรับการสังเคราะห์โปรตีน ไนโตรเจนที่ดีที่สุดสำหรับการนี้คือไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียม แต่ถ้าไม่มีแอมโมเนียมในระบบหรือมีไม่พอ จุลินทรีย์บางชนิดจะสามารถลดรูปไนเตรตไปเป็นแอมโมเนียมและเอามาใช้เพื่อการนี้ได้ ในวิธีนี้ไนเตรตจะถูกดีไนตริฟายด์และลดรูปไปเป็นแอมโมเนียมด้วยเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทสหลายชนิดก่อนที่จะถูกจุลินทรีย์นำไปใช้ในการสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์ (เป็นโปรตีนหรือกรดนิวคลอิก) ผ่านกระบวนการที่เรียกว่าแอสสิมิเลชัน ขั้นตอนนี้จะเรียกว่าดีไนตริฟิเคชันแบบแอสสิมิเลชัน ซึ่งมีสัดส่วนน้อยเมื่อเทียบกับวิธีที่สองหรือวิธีดีไนตริฟิเคชันแบบดิสสิมิเลชัน

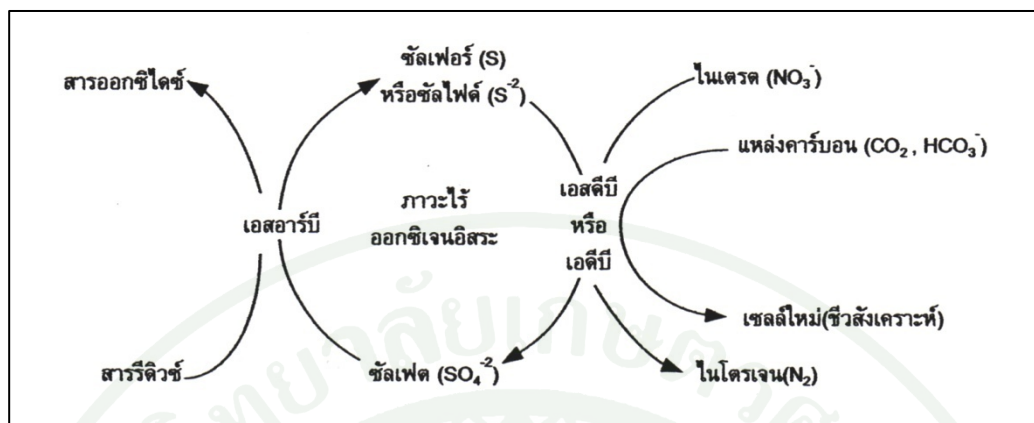
วิธีที่ 2 วิธีดิสสิมิเลชัน (Dissimilatory Denitrification)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบนี้ จุลินทรีย์ดีไนตริฟายเออร์เป็นได้ทั้งแบบเฮเทอโรโทรฟและออโตโทรฟเหมือนกับในขั้นตอนไนตริฟิเคชัน แต่ไม่เหมือนกันตรงที่ภาวะนี้ต้องเป็น

แบบแอนอกซิก (Anoxic) คือ มีไนเตรตแต่ไม่มีออกซิเจนอิสระ และกลับกันตรงที่ในขั้นตอนนี้ เซเทอโรโทรฟมีบทบาทมากกว่าออโตโทรฟอย่างมาก จุลินทรีย์แบบเซเทอโรโทรฟนี้ต้องการ สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้ในเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการเติมอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ระบบด้วยวิธีการใดวิธีการหนึ่ง จากภาพที่ 2 จะเห็นได้ว่า ต้องมีการใช้อินทรีย์คาร์บอนในการลดรูปของไนโตรเจนทุกขั้นตอน ตั้งแต่ไนเตรต (วาเลนซ์ +5) ไปเป็นไนไตรต์ (+4) ก๊าซไนตริกออกไซด์, NO (+2) ก๊าซไนตรัสออกไซด์, N₂O (+1) ไปจนถึงก๊าซไนโตรเจน, N₂ (ศูนย์) ก๊าซไนโตรเจนเป็นก๊าซที่ละลายน้ำได้น้อยมาก จึงถูกขับหรือไล่ออกจากมวลของน้ำได้ง่าย การกำจัดไนโตรเจนจึงเกิดขึ้นได้ไม่ยาก U.S.EPA (1975) ได้รายงาน่วาวิธีนี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงถึงร้อยละ 95 อย่างไรก็ตามก๊าซไนโตรเจนนี้ถ้าไปเกิดและสะสมในถังน้ำใส (Clarifier) ชั้นที่สองก็อาจมีผลต่อการตกจมของสลัดจ์ทำให้น้ำที่ออกไปไม่ใสได้

2.4 ดีไนตริฟิเคชันแบบพิเศษ

ในกรณีที่ไม่มีสารอินทรีย์หรือมีอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนต่ำ ออโตโทรฟบางกลุ่มสามารถดีไนตริฟายได้โดยใช้สารอนินทรีย์บางชนิดเป็นแหล่งพลังงาน เช่น *Thiobacillus denitrificans* สามารถใช้ในเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนมาออกซิไดซ์ซัลเฟอร์ ซัลไฟด์ หรือไฮโอซัลเฟตไปเป็นซัลเฟต ซึ่งเกิดดีไนตริฟิเคชันไปพร้อมกันด้วย อนึ่ง จุลินทรีย์บางชนิดจะรีดิวซ์ไนเตรตหรือไนไตรต์ได้เป็นก๊าซไนโตรเจนถ้าตัวให้อิเล็กตรอนเป็นซัลไฟด์ แต่จะผลิตไดไนโตรเจนออกไซด์หรือไนตรัสออกไซด์ (N₂O) ถ้าใช้ไฮโอซัลเฟตเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ทั้งนี้ได้มีการนำองค์ความรู้นี้ไปประยุกต์สำหรับการกำจัดไนโตรเจนแบบเป็นวัฏจักร กล่าวคือ เอาข้อดีของกระบวนการนี้ไปใช้ร่วมกับความสามารถของเอสอาร์บี หรือแบคทีเรียลดซัลเฟตที่ลดรูปซัลเฟตเป็นซัลไฟด์หรือซัลเฟอร์ได้ ซึ่งซัลเฟอร์ในรูปรีดิวซ์นี้จะถูกออโตโทรฟิเคชันในไตรฟายเออร์ใช้เป็นแหล่งให้อิเล็กตรอนสำหรับปรีดิคชันในเตรตแสดงดังภาพที่ 2 จุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์ซัลเฟอร์ไปเป็นซัลเฟตและรีดิวซ์ไนเตรตไปเป็นไนโตรเจนพร้อม ๆ กันนี้มีชื่อเรียกว่า ซัลเฟอร์ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย หรือ เอสดีบี (Sulfur denitrifying bacteria, SDB) หรือ ออโตโทรฟิเคชันในไตรฟายอิงแบคทีเรีย หรือ เอดีบี (Autotrophic denitrifying bacteria, ADB)



ภาพที่ 2 วัฏจักรของซัลเฟอร์ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบอโตโทรฟิก

ที่มา: ดัดแปลงจาก ชงชัย (2545)

3. แบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย

แบคทีเรียเป็นสิ่งมีชีวิตเซลล์เดียวที่มีโครงสร้างไม่ซับซ้อน ใช้สารอาหารที่ละลายน้ำได้ แบคทีเรียชนิดที่เป็นพวกผู้ย่อยสลาย (Decomposer) จัดเป็นสิ่งมีชีวิตที่มีความจำเป็นอย่างยิ่งในระบบนิเวศวิทยา โดยมีบทบาทในการย่อยสลายสารอินทรีย์ทั้งที่อยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติ และในระบบบำบัดน้ำเสีย แบคทีเรียมีหลายชนิดและแต่ละชนิดมีองค์ประกอบร่วมกัน จึงสามารถแบ่งชนิดของแบคทีเรียได้ตาม รูปร่าง การติดสีแกรม แหล่งพลังงานและคาร์บอน และภาวะทางกายภาพ ในที่นี้จะอธิบายการแบ่งแบคทีเรียออกตามแหล่งคาร์บอนและความสามารถในการสร้างหรือผลิตอาหารได้เป็นสองประเภท คือ

1. กลุ่มอโตโทรฟ (autotrophs) หมายถึงกลุ่มแบคทีเรียที่สามารถสร้างอาหารได้เอง รวมทั้งสร้างสารเคมีเชิงซ้อนได้ และสามารถใช้อินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอนมาสร้างเป็นเซลล์ได้ ซึ่งสามารถจัดเป็นกลุ่มย่อยได้อีกสองกลุ่มคือ

- โฟโตอโตโทรฟ (photoautotrophs) ใช้พลังงานจากแสง

- คีโมออโตทรอฟ (chemoautotrophs) ได้พลังงานจากปฏิกิริยาทางเคมีออกซิเดชัน-รีดักชันของสารอนินทรีย์ เช่น ไนโตรเจนแบคทีเรีย ซึ่งใช้แอมโมเนียหรือไนไตรต์เป็นแหล่งพลังงาน, และไฮโดรเจนแบคทีเรีย ซึ่งสามารถออกซิไดส์ Fe^{2+} ให้เป็น Fe^{3+} ได้ เป็นต้น (McKinney, 1962)

2. กลุ่มเฮเทอโรทรอฟ (heterotrophs) คือกลุ่มที่สร้างอาหารเองไม่ได้ ต้องอาศัยคาร์บอนจากสารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนในการสร้างเซลล์ แบคทีเรียกลุ่มนี้เป็นกลุ่มหลักในระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้กันอยู่ในปัจจุบัน แบ่งออกได้เป็นสองกลุ่มย่อยคือ

- โฟโตเฮเทอโรทรอฟ (photoheterotrophs) ใช้พลังงานจากแสง

- คีโมเฮเทอโรทรอฟ (chemoheterotrophs) ได้พลังงานจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน

การแบ่งกลุ่มแบคทีเรียอีกอย่างหนึ่งก็คือแบ่งตามความต้องการหรือไม่ต้องการออกซิเจนอิสระซึ่งแบ่งออกได้เป็นห้ากลุ่มดังนี้

1. กลุ่มแอโรบัส (aerobes) หรือกลุ่มแอโรบิกแบคทีเรีย ต้องการออกซิเจนอิสระในการดำรงชีวิต ไม่สามารถอยู่ได้ในภาวะแอนแอโรบิกหรือไม่มีออกซิเจนอิสระ เช่น Tubercle bacillus

2. กลุ่มแอนแอโรบัส (anaerobes) หรือแอนแอโรบิกแบคทีเรีย ในความหมายทางจุลชีววิทยาจะอาศัยอยู่ได้ในภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอิสระ และตายลงหากมีออกซิเจนอยู่ แต่อาจมีออกซิเจนในรูปไม่อิสระ เช่น SO_4^{2-} หรือ HCO_3^- อยู่ได้ เช่น Clostridia

3. กลุ่มแอนอกซิกแบคทีเรีย (anoxic bacteria) กล่าวคือ ในศาสตร์ทางวิศวกรรมน้ำเสีย จะแยกย่อยลงไปอีกเป็นสภาวะแอนอกซิก (anoxic) และสภาวะแอนแอโรบิก ในสภาวะแรกถึงแม้ไม่มีออกซิเจนอิสระ แต่ก็มีไนเตรตอยู่ ซึ่งไนเตรตสามารถเป็นตัวรับอิเล็กตรอน (แทนออกซิเจนอิสระ) ได้ ในขณะที่ในสภาวะแอนแอโรบิกในความหมายนี้จะไม่มีออกซิเจนทั้งในรูปอิสระและไนเตรต จึงเรียกแบคทีเรียที่อาศัยในสภาวะแอนอกซิกว่า “แอนอกซิกแบคทีเรีย” เช่น ดีไนตริฟายเออร์

4. กลุ่มฟาคัลเททิฟแบคทีเรีย (facultative bacteria) ได้แก่แบคทีเรียที่ปกติอาศัยอยู่ในสภาวะแอนแอโรบิกได้ดี แต่ก็แตกต่างจากกลุ่มที่สองที่ไม่ตายแม้จะมีออกซิเจนอิสระอยู่ในระบบฯ

แต่คำนี้อาจหมายถึงแบคทีเรียที่ปกติดอาศัยอยู่ในสภาวะแอโรบิกและดำรงชีวิตอยู่ได้ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอิสระก็ได้เช่นกัน (Davis *et al.* 1970)

5. กลุ่มไมโครแอโรไฟล์ (microaerophiles) หรือไมโครแอโรฟิลิกแบคทีเรีย เป็นกลุ่มแบคทีเรียที่ชอบอยู่ในภาวะที่มีออกซิเจนอิสระความเข้มข้นต่ำมาก ๆ ปัจจุบันเริ่มเป็นที่สนใจแก่วิศวกรน้ำเสีย เพราะอาจเป็นแบคทีเรียที่สำคัญในการกำจัดฟอสฟอรัส รวมทั้งในการผลิตฟิเอชเอเพื่อนำไปผลิตเป็นพลาสติกย่อยสลายได้ทางชีวภาพต่อไป

4. แบคทีเรียกลุ่มที่ลดไนโตรเจน

4.1 แบคทีเรียไนตริฟายอิง (Nitrifying Bacteria)

แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนไตรต์ในขั้นตอนย่อยแรก ๆ นี้เรียกรวมว่า เอโอบีหรือ AOB (Ammonium oxidizing bacteria) โดยแบคทีเรียส่วนใหญ่ ได้แก่ กลุ่มไนโตรโซโมแนส เช่น *N. europaea* และ *N. oligocarbogenes* ไนโตรสไฟรา ไนโตรสคอคคัส ไนโตรสโกลบัส เป็นต้น ส่วนในขั้นตอนย่อยที่สอง แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์ไนไตรต์ไปเป็นไนเตรต เรียกรวมว่า เอ็นโอบี หรือ NOB (Nitrite oxidizing bacteria) เช่น ไนโตรแบคเตอร์ เช่น *N. agilis* และ *N. winogradski* ไนโตรสไฟรา ไนโตรคอคคัส เป็นต้น อนึ่ง มีข้อสังเกตว่าไนโตรสไฟราปรากฏอยู่ในทั้งสองขั้นตอนย่อย และปกติเชื่อกันว่า ไนโตรแบคเตอร์เป็นแบคทีเรียหลักของขั้นตอนย่อยที่สอง แต่ Burrell *et al.* (1997) ได้พิสูจน์ว่าไนโตรสไฟราต่างหากที่เป็นจุลินทรีย์หลักของการออกซิไดซ์ไนไตรต์ไปเป็นไนเตรต ในระบบบำบัดน้ำเสียที่ออกแบบให้สามารถลดไนโตรเจนได้จะเกี่ยวข้องกับแบคทีเรียในกลุ่มนี้โดยสัมพันธ์กับประสิทธิภาพไนตริฟิเคชัน

4.2 แบคทีเรียดีไนตริฟายอิง (Denitrifying Bacteria)

ดีไนตริฟายเออร์นี้เป็นได้ทั้งออร์กาโนโทรฟ (Organotrophs, ได้พลังงานจากสารอินทรีย์) ลิโทโทรฟ (Lithotroph, ได้พลังงานจากปฏิกิริยาเคมี) และโฟโตโทรฟ (Phototroph, ได้พลังงานจากแสง) รวมทั้งเป็นจุลินทรีย์กลุ่มฟอสโฟทรีฟแอนแอโรบด้วย ที่ปรากฏอยู่ในรายงานก็มีหลายชนิด ได้แก่ ซูโดโมนาส บาซิลลัส สปีริลัม ไฮโฟไมโครเมียม อะโกรแบคทีเรีย อะซิโนแบคเตอร์ โปรไฟโอโนแบคทีเรีย โรโซเบียม คอรีเนแบคทีเรียม ไฮโดรฟาจ โรโอบาซิลลัส และอัลคานี

จีนัส ส่วนที่พบมากน่าจะ ได้แก่ ชูโคโมนาส เช่น *P. fluorescens*, *P. aeruginosa*, *P. denitrificans* และ *Alcaligenes*, *Spirillum*, *Agrobacterium*, *Propionobacterium*, *Rhizobium*, *Bacillus*, *Acetobacter* และ *Thiobacillus* ซึ่งพบได้มากอยู่แล้วทั้งในดิน น้ำธรรมชาติ และน้ำเสีย อย่างไรก็ตาม โดยปกติแล้ว จะไม่เกิดดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ในทุกสถานการณ์ของการบำบัดน้ำเสีย ในบางกรณีจะเกิดเป็นก๊าซระดับกลางคือ ก๊าซไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ซึ่งทำให้ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้อย่างสมบูรณ์ ก๊าซไนตรัสออกไซด์นี้ถือว่าเป็นก๊าซมลพิษที่สำคัญในส่วน of ก๊าซเรือนกระจก และควรหลีกเลี่ยงการผลิตก๊าซนี้ไม่ว่าจะโดยตั้งใจหรือไม่ก็ตาม ในระบบบำบัดน้ำเสียภาวะที่จะทำให้เกิดไนตรัสออกไซด์ได้มากคือ การที่มีอัตราซีโอดีต่อไนเตรต - ไนโตรเจน ($COD/NO_3^- - N$) ต่ำ เวลาพักสลัดจ์หรืออายุสลัดจ์สั้น และพีเอชต่ำ (Hanaki *et al.*, 1992) จึงควรหลีกเลี่ยงภาวะการณ์เช่นนี้ให้มากที่สุดเท่าที่จะทำได้

5. ปัจจัยที่มีผลต่อไนตริฟิเคชัน

5.1 ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO)

ความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายในน้ำ จะมีผลต่อการเจริญเติบโตของ Nitrifying bacteria และปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ตามรายงาน Henze *et al.* (1997) การเกิดไนตริฟิเคชันได้ต้องมีค่าสารละลายออกซิเจน (Dissolved oxygen, DO) มากกว่า 1 มก./ลิตร โคนดิกซ์ของกระบวนการนี้อธิบายได้ด้วยสมการโมโนต์เชนกัน ทั้งนี้ถ้าค่าดีโอเพียงเท่ากับหรือมากกว่า 1.0 มก./ลิตร ก็จะไม่พบผลกระทบทางลบต่อไนตริฟิเคชันแล้ว หากต้องการความมั่นใจต้องจัดให้มีดีโอเท่ากับ 2.0 มก./ลิตร นอกจากนี้ก็มีรายงานว่าค่าดีโอต่ำสุดที่ยังคงมีไนตริฟิเคชันได้นั้น ขึ้นอยู่กับอายุสลัดจ์ด้วย ที่อายุสลัดจ์สูงๆค่าดีโอขั้นต่ำไม่ควรน้อยกว่า 0.5-1.0 มก./ลิตร แต่ถ้าอายุสลัดจ์ต่ำค่าดีโอก็ต้องสูงขึ้น (Stenstrom and Podulska, 1980) อย่างไรก็ตาม แม้จะมีออกซิเจนละลายน้ำในปริมาณที่มีค่าสูง แต่ถ้าในระบบเติมอากาศโดยใช้เครื่องเติมอากาศแบบเครื่องจักรตีน้ำที่ผิว ค่าดีโอจะไม่เท่ากันทั่วทั้งถัง บางส่วนอาจสูงบางส่วนอาจต่ำ ซึ่งทำให้เกิดเอสเอ็นดีได้ (Simultaneous Nitrification-Denitrification, SND) ในขณะที่บางคนเชื่อว่ามีแบคทีเรียบางชนิดที่ทำหน้าที่ได้ทั้งไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันไปด้วยกันในตัว

5.2 อายุสัณฐานที่ใช้อากาศ (Aerobic sludge retention time, SRT)

มีความสำคัญเพราะ Nitrifying organisms จะเติบโตเฉพาะในสภาพที่มีออกซิเจนอิสระ มีการทดลองพบว่า ค่าวิกฤตของ Aerobic SRT สำหรับไนตริฟิเคชันที่อุณหภูมิ 13-18.5 องศาเซลเซียส จะมีค่าใกล้เคียง 5 วัน และอุณหภูมิ 25-26 องศาเซลเซียส จะมีค่าประมาณ 2.5 วัน นอกจากนี้อายุสัณฐานยังมีส่วนเกี่ยวข้องกับผลกระทบจากสารพิษด้วย ถ้าระบบออกแบบให้เป็นถังแบบไหลตามกันหรือแบบ plug flow ความเข้มข้นของสารพิษในช่วงต้นถังจะสูง ทำให้มีความเป็นพิษสูงได้ แก้ไขโดยการเดินระบบแบบเพิ่มอายุสัณฐานรวมของระบบขึ้นไปอีก เพื่อให้กระบวนการไนตริฟิเคชันในส่วนต้นที่ต้องวิบัติและเกิดขึ้นใหม่ที่ช่วงปลายถัง ให้เกิดไนตริฟิเคชันทั่วทั้งถัง อายุสัณฐานของไนตริฟายเออร์ไม่ถูกลดลง

5.3 อุณหภูมิ

อุณหภูมิที่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงแบคทีเรีย อยู่ในช่วงประมาณ 28-36 องศาเซลเซียส (WEF , 1998) และที่ต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียส การเจริญเติบโตน้อยมากหรือไม่เจริญเติบโตเลย ซึ่งอุณหภูมิมีผลต่อไนโตรแบคทีเรียมากกว่าต่อไนโตรโซโมนาส สิ่งที่น่าเป็นห่วงกว่าอุณหภูมิกำหนดหนึ่งๆ ก็คือการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิอย่างกะทันหัน เพราะนั่นจะทำให้จุลินทรีย์ช็อกและหยุดทำงาน ซึ่งทำให้ระบบวิบัติได้

กำหนดให้ค่า $\mu_{max,A}$ อยู่ในช่วงของ $0.18e^{0.12(T-15)}$ ถึง $0.47e^{0.098(T-15)}$

ใช้ได้เฉพาะในช่วงอุณหภูมิ 8-30 องศาเซลเซียส หากอุณหภูมิอยู่นอกช่วงนี้ก็ให้ทำการทดลองขึ้นมาเป็นการเฉพาะและควรทำกับน้ำเสียจริงของกรณีนั้นๆ ด้วย ทั้งนี้ยังไม่รวมผลกระทบจากสิ่งแวดล้อมอื่นไว้ในช่วงสมการนี้ด้วย

5.4 ฟิเอช

ค่าฟิเอชมีผลอย่างมากต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน ค่าฟิเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 7.5-8.5 ซึ่งเหมาะสมกับทั้ง Nitrosomonas และ Nitrobacter ซึ่งไวต่อฟิเอชมากและทำงานได้ดีในฟิเอชค่อนข้างต่ำ ทางต่าง นอกจากนี้ Alleman and Irvine (1980) ทำการทดลองสำหรับไนตริฟิเคชันใน SBR

process โดยใช้ alkalinity 320 มก./ลิตร เป็นบัฟเฟอร์ในการรักษาระดับพีเอชให้อยู่ระหว่าง 7.8-8.1 ซึ่งในกระบวนการไนตริฟิเคชัน จะมีการใช้สภาพต่างไปด้วย พีเอชของถังปฏิกิริยาจึงอาจลดลง โดยเฉพาะในกรณีที่น้ำเสียมีสภาพด่างต่ำ อนึ่งหลังไนตริฟิเคชันแล้วควรมีสภาพด่างคงเหลือในระบบประมาณ 50-100 มก.-CaCO₃/ล. ระบบจึงจะทำงานได้เป็นปกติ นอกจากนี้ไนตริฟิเคชันยังเพิ่มความเข้มข้นของกรดคาร์บอนิกหรือ H₂CO₃ ขึ้นในถังเดิมอากาศด้วย แต่โชคดีที่ H₂CO₃ ไม่สะสมตัวในถังปฏิกิริยาเพราะ CO₂ จะถูกไล่ออกจากน้ำไปสู่บรรยากาศตลอดเวลา ถ้าระบบมีปัญหาไนตริฟิเคชันตามมาด้วย สภาพด่างจะถูกนำกลับคืนมาได้ประมาณครึ่งหนึ่ง ปัญหานี้ก็จะไม่รุนแรงเท่าที่ได้อธิบายมา

ได้เคยมีรายงานว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับไนตริฟิเคชันคือ 8.4 และอัตราไนตริฟิเคชันจะสูงสุดที่ค่าพีเอชนี้ ส่วนพีเอชในช่วง 7.8-8.9 อัตราไนตริฟิเคชันจะลดลงไปประมาณร้อยละ 10 แต่ถ้าพีเอชออกไปนอกช่วง 7.0-9.8 อัตราไนตริฟิเคชันลดลงเหลือเพียงร้อยละ 50 ของอัตราสูงสุด (Wild et al., 1970) ทั้งนี้มีข้อสังเกตว่าอัตราไนตริฟิเคชันจะลดลงจนเป็นศูนย์เมื่อพีเอชลดลงต่ำกว่า 6 หรือขึ้นสูงเกิน 10 อย่างไรก็ตามเชื้อผสมแบบที่พบในระบบเอเอสสามารถปรับตัวกับพีเอชได้

5.5 ความเข้มข้นของไนตริฟายเออร์

ช่วงความเข้มข้นของ Nitrifying organism ที่พบในตัวอย่างน้ำเสียทั่วไป (Sewage samples) ซึ่งประมาณโดยวิธีการ “Most-Probabal-Number Technique” คือ 1000-10000 ต่อ มิลลิลิตร เวลาที่ต้องการสำหรับการเพิ่มการกำจัดแอมโมเนียจะแปรผกผันกับความเข้มข้นของไนตริฟายเออร์

5.6 ความเข้มข้นของแอมโมเนียและความเข้มข้นของไนเตรต

Nitrifying bacteria จะไวต่อความเข้มข้นสูง ๆ ใน Substrate จากการศึกษากของ Alleman and Irvine (1980) รายงานว่าแอมโมเนียอิสระ 0.6 มก./ลิตร จะยับยั้งการเจริญเติบโตของ Nitrobacter ซึ่งเป็นแบคทีเรียกลุ่มของ Nitrifying bacteria ทำให้ไม่สามารถเติบโตได้ตามปกติ

5.7 อัตราไนตริฟิเคชัน (Nitrification rate, NR)

อัตราไนตริฟิเคชัน (Nitrification Rate) คือ อัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้มีสถานะออกซิเดชันสูงขึ้น ซึ่งควรได้ผลเป็นไนเตรต แต่ในบางกรณีการออกซิเดชันได้เพียงไนไตรต์เป็นผลลัพธ์ บางครั้งจึงวัดอัตราไนตริฟิเคชันในรูปของอัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนียม หรืออัตราการใช้แอมโมเนียม (ammonium utilization rate, AUR) ดังที่ได้แสดงในตารางที่ 2 อัตราไนตริฟิเคชันถ้าวัดเทียบกับมวลของ VSS ในระบบเรียกว่า อัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะ (specific nitrification rate, SNR) และอัตราการใช้แอมโมเนียมจำเพาะ (specific ammonium utilization rate, SAUR) ถ้าจุลินทรีย์มีการใช้ในโตรเจนไปในการสร้างเซลล์อย่างรวดเร็ว ทำให้มีความเข้มข้นแอมโมเนียมเหลือไปให้นิโตรฟายเออร์ที่ต้องไนโตรฟายน้อยลง อัตราไนตริฟิเคชันจึงลดลงตามไปด้วย (Hanaki et al. 1990) ดังนั้นการทดสอบเพื่อหาอัตราการใช้แอมโมเนียมโดยวัดจากการลดแอมโมเนียมจะได้ค่า NR สูงกว่าในรูปของการเพิ่มไนเตรต หากต้องการความแม่นยำจึงควรวัดการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียมในรูปทั้งไนไตรต์และไนเตรต

ตารางที่ 2 อัตราการใช้แอมโมเนียมจำเพาะ (SAUR) จากงานวิจัยต่างๆ

ลักษณะระบบ	มก.NH ₄ -N/ก.MLVSS-ชั่วโมง	อ้างอิง
ระบบปกติที่ 20 องศาเซลเซียส		
อายุสัปดาห์ 5 วัน	3.11	Su and Ouyang 1997
10 วัน	5.01	
15 วัน	4.13	
ระบบ A2O ที่ 20 องศาเซลเซียส		
อายุสัปดาห์ 5 วัน	3.76	Su and Ouyang 1997
10 วัน	5.78	
15 วัน	4.96	
SBR ปกติ 20 องศาเซลเซียส, θ _c 12 วัน	0.91	Eckenfelder et al. 1994

6. ปัจจัยที่มีผลต่อดีในทรีฟเคชัน

6.1 ค่าออกซิเจนละลายในน้ำ (DO)

สภาพแอนอกซิกที่สมบูรณ์จำเป็นมากสำหรับดีในทรีฟเคชัน ที่เกิดขึ้น ความเข้มข้นของ DO ควรมีน้อยมากถึงไม่มีเลย ตามรายงานการเกิดปฏิกิริยาดีในทรีฟเคชันได้ต้องมีค่า DO น้อยกว่า 0.2 มก./ลิตร ถ้าในระบบบำบัดน้ำเสียมีออกซิเจนคู่กับไนเตรต แบคทีเรียจะเลือกใช้ออกซิเจนก่อนการใช้ไนเตรต เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ของสารอาหารในเซลล์หากใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะให้พลังงานมากกว่าการใช้ไนเตรต

6.2 ฟิเอช

รงชัย (2545) กล่าวว่า ค่าฟิเอชที่เหมาะสมสำหรับดีในทรีฟเคชันแบบที่เรียกคือ 6.5-8.5 จะเปลี่ยนไปตามชนิดของจุลินทรีย์ แต่โดยทั่วไปจะมีฟิเอชเป็นกลางหรือเป็นด่างเล็กน้อยจะดี ฟิเอชมีผลต่อดีในทรีฟเคชันแบบที่เรียกน้อยกว่าที่ต่อในทรีฟเคชันแบบที่เรียก ซึ่งในกระบวนการดีในทรีฟเคชันจะเกิดการผลิตสภาพด่างขึ้นมาได้

6.3 โออาร์พี

ค่าโออาร์พีควรอยู่ในช่วง 50-100 มิลลิโวลต์ สำหรับภาวะแอนอกซิก โดยต้องระวังไม่ให้ค่าโออาร์พีต่ำเกินไป มิฉะนั้นจะเป็นการทำงานแบบแอนแอโรบิกแทน (Lefevre *et al.*, 1993)

6.4 อุณหภูมิ

ดีในทรีฟเคชันจะไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่า Aerobic heterotrophic process โดยดีในทรีฟเคชันจะเกิดขึ้นระหว่างช่วงอุณหภูมิ 5-25 องศาเซลเซียส แต่อุณหภูมิที่เหมาะสมและเกิดดีในทรีฟเคชันดีที่สุด คือ 20 องศาเซลเซียส (WEF, 1998) อัตราสูงสุดของดีในทรีฟเคชันขึ้นอยู่กับอุณหภูมิด้วย โดยมีค่าเพิ่มขึ้นประมาณหนึ่งเท่าตัวเมื่ออุณหภูมิที่เพิ่มขึ้นทุก ๆ 10 องศาเซลเซียส ในช่วง 5-25 องศาเซลเซียส ดังแสดงในตารางที่ 3

ตารางที่ 3 อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิต่างๆ

อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ (มก.-ไนโตรเจน/ก. MLVSS-ชั่วโมง)
7	0.48-1.14
15	1.40-2.40
25	4.10-5.40

ที่มา: คัดแปลงจากธงชัย (2545)

6.5 สารอินทรีย์ อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน และอัตราดีไนตริฟิเคชัน

จุลินทรีย์ซึ่งเป็นชนิดเฮเทอโรโทรฟส่วนใหญ่ใช้คาร์บอนเป็นองค์ประกอบหรือแหล่งพลังงานในการทำงาน ในการกำจัดไนโตรเจนนั้น พงศ์ศักดิ์ และคณะ (2550) กล่าวว่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนควรมีอัตราส่วน C/N เท่ากับ 5-8 และ x อัตราส่วน ซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน ธงชัย (2545) แนะนำว่าควรเท่ากับ 3-7 เป็นอย่างน้อย แม้ว่าค่าเฉลี่ยของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ แต่อัตราส่วนนี้มีค่าไม่แน่นอนตลอดเวลา ซึ่งสามารถแปรผันตามเวลาในแต่ละวันหรือแต่ละสัปดาห์ หากต้องการให้การบำบัดน้ำเสียมีประสิทธิภาพสูง การเติมแหล่งคาร์บอนนอกด้วยก็เป็นสิ่งที่จำเป็น

Henze and Harremoes (1978) รายงานว่าแหล่งพลังงาน (สารอินทรีย์) จากภายนอกสำหรับดีไนตริฟิเคชัน ที่นิยมใช้กัน ได้แก่ กรดอะซิติก หรือน้ำตาล เมธานอล น้ำเสียโรงเบียร์ และสารอินทรีย์ในน้ำเสีย เป็นต้น โดยเมธานอลและกรดอะซิติกทำให้เกิดอัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะได้สูง อนึ่ง อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะจากตารางที่ 4 จะให้ค่าต่างกันมาก ทั้งนี้เพราะผู้ศึกษาทำกันในภาวะที่ควบคุมต่างกัน

ตารางที่ 4 อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ (มก. NO_3^- -ไนโตรเจน/ก. MLVSS-ชั่วโมง)

ลักษณะระบบ	อัตราดีไนตริฟิเคชัน จำเพาะ	อ้างอิง
ทดลองแบบแบตช์	3-30 ^a	Ekama <i>et al</i> (1984)
ระบบแอนอกซิก-แอโรบิก	16-20 ^a	Panswad and Polpruksa
25-28 องศาเซลเซียส $\theta_c = 10$ วัน		(1997,1998)
ระบบA2O, $\theta_c = 5, 10, 15$ วัน	6.89, 5.54, 4.79	Su and Ouyang (1997)
20 องศาเซลเซียส		

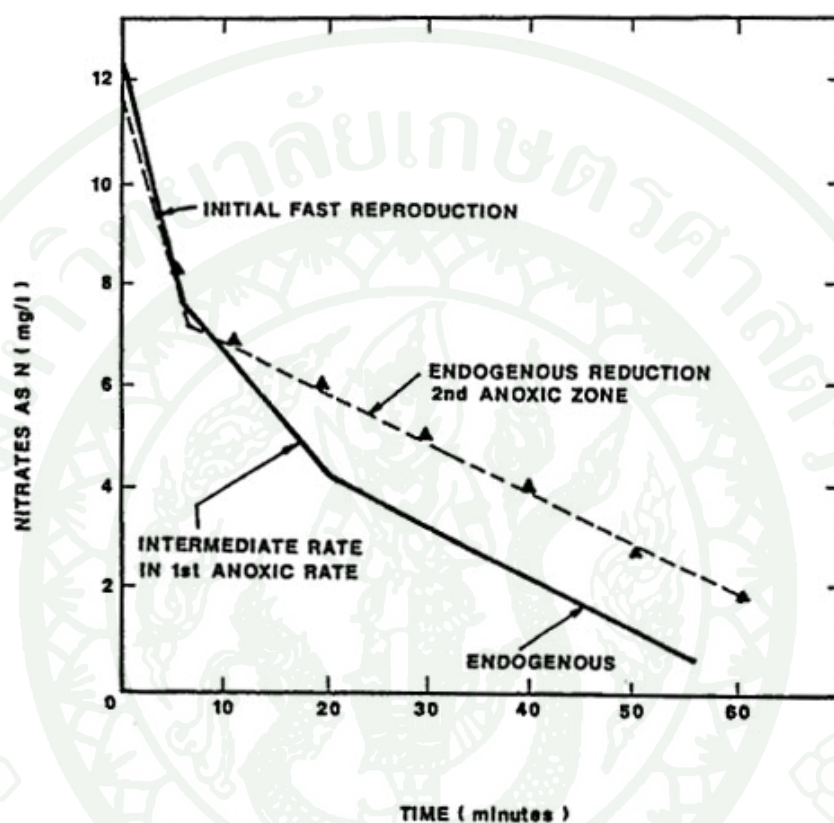
หมายเหตุ: a เทียบกับ MLSS

นอกจากนี้ดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นในกรณีใช้น้ำเสียชุมชนเป็นแหล่งคาร์บอนนั้นจะมีอยู่ 3 อัตรา คือ

- 1) เกิดเร็ว เมื่อดีไนตริฟายเออร์ใช้อาร์บีซีโอดี (readily biodegradable COD, rbCOD) อันได้แก่กรดไขมันระเหยง่ายที่เป็นผลมาจากการหมักแบบแอนแอโรบิก
- 2) เกิดปานกลาง เมื่อ rbCOD ถูกใช้ไปหมดแล้วดีไนตริฟายเออร์ใช้เอสบีซีโอดีแทน (slowly biodegradable COD, sbCOD) ได้แก่ชีโอดีส่วนที่เป็นของแข็งหรือสารประกอบที่ซับซ้อนกว่าเดิม
- 3) เกิดช้า เมื่อชีโอดีภายนอกถูกใช้ไปหมดแล้ว และดีไนตริฟายเออร์ใช้คาร์บอนจากภายในเซลล์ เป็นแหล่งพลังงาน (endogenous conditions)

จากการทดลองใช้น้ำเสียชุมชน Barnard (1975) พบว่ามีอัตราดีไนตริฟิเคชันอยู่ 3 อัตราโดยแสดงในภาพที่ 3 อัตราแรกเกิดช่วง 5-15 นาทีมีอัตราดีไนตริฟิเคชันเท่ากับ 50 มก./ลิตร-ชั่วโมง จากการใช้แหล่งพลังงานภายนอกจากการย่อยแบบแอนแอโรบิก อัตราที่สอง มีอัตราดีไนตริฟิเคชันเท่ากับ 16 มก./ลิตร-ชั่วโมง แหล่งพลังงานที่เป็นสารประกอบที่ซับซ้อนย่อยสลายได้ช้า สุดท้ายเมื่อ

แหล่งพลังงานภายนอกหมดแล้ว อัตราที่สามเกิดจากการใช้แหล่งพลังงานภายในเซลล์มีอัตราไดไนโตรฟิเคชันเท่ากับ 5.4 มก./ลิตร-ชั่วโมง



ภาพที่ 3 อัตราไดไนโตรฟิเคชัน เมื่อใช้น้ำเสียชุมชนเป็นแหล่งพลังงานคาร์บอน

ที่มา: Barnard (1975)

จากตารางที่ 5 อัตราไดไนโตรฟิเคชันจำเพาะ แสดงการทดลองโดยใช้แหล่งพลังงานต่างๆ กัน โดยใช้สลัสดักน้ำเสียชุมชน Kujawa and Klapwijk (1999) ทำการศึกษาพบว่าอัตราไดไนโตรฟิเคชันจำเพาะเกิดอยู่ 3 อัตรา มีลักษณะเป็นเส้นตรง โดยใช้อะซิเตตเป็นแหล่งพลังงานภายนอก

ตารางที่ 5 อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ จากแหล่งพลังงานคาร์บอนต่างชนิดกัน

อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ (มก.NO ₃ -N/ก. MLVSS-ชั่วโมง)			อ้างอิง
rbCOD	sbCOD	endogenous	
	1.5-16.7		Henze (1986)
	2.5-6.0		Henze (1989)
2-10	0.6-3.0		Henze and Harremoës (1990)
7-20	1-5	0.2-0.5	Henze (1991)
2-4 ^a		0.2-0.5 ^a	STOWA (1992)
10-20			Henze <i>et al.</i> (1994)
10.4		2.9	Carucci <i>et al.</i> (1996)
		0.1-0.8	Kujawa <i>et al.</i> (1997)
1-3	0.6-1	0.2-0.6	Kujawa and Klapwijk (1999)

หมายเหตุ: a เทียบกับ MLSS

6.6 อายุสลัดจ์

ถ้าอายุสลัดจ์ในถังแอนอกซิกเพิ่มขึ้น อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะจะลดลง เพราะเมื่ออายุสลัดจ์เพิ่มมากขึ้น ปริมาณคาร์บอนที่ต้องการสำหรับดีไนตริฟิเคชันปริมาณไนเตรตที่เท่ากันจะลดลง การผลิตเซลล์สุทธิลดลง จากตารางที่ 4 Su and Ouyang (1997) ได้ทำการศึกษาที่อายุสลัดจ์เท่ากับ 5, 10 และ 15 วัน อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะเท่ากับ 6.89, 5.54 และ 4.79 มก.NO₃-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง โดยเมื่ออายุสลัดจ์มากขึ้น อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะไม่ได้มากขึ้นตาม ซึ่งเกี่ยวกับอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนในหัวเชื้อที่แล้ว

7. โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

ด้วยกรุงเทพมหานครมีการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว ทำให้เกิดชุมชนที่พักอาศัย ศูนย์พาณิชย์กรรม และโรงงานอุตสาหกรรมเพิ่มขึ้นและกระจายอยู่ทั่วไป ก่อให้เกิดปริมาณน้ำเสียปล่อยสู่

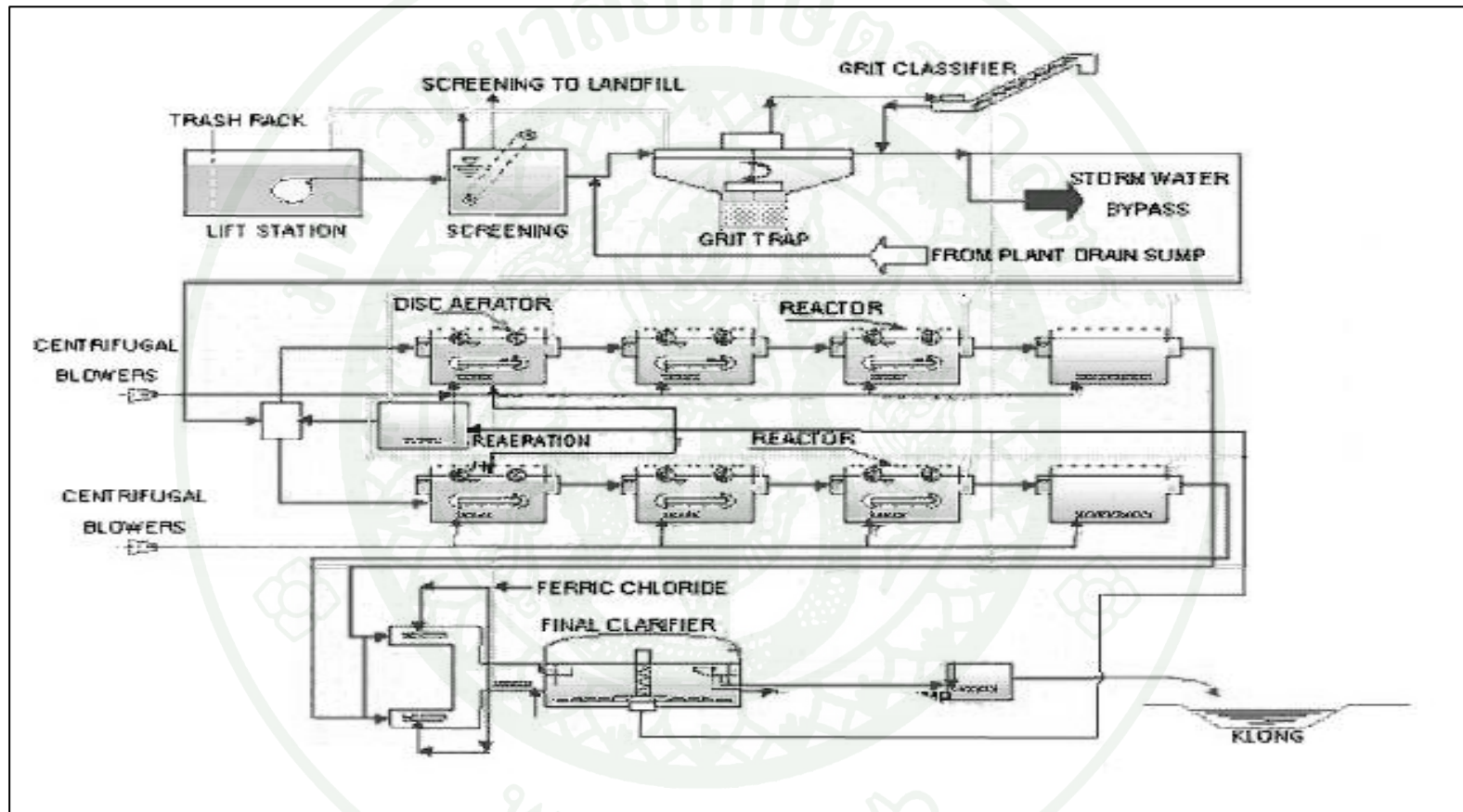
สิ่งแวดล้อม ดังนั้นกรุงเทพมหานครจึงได้ดำเนินการก่อสร้างโรงควบคุมคุณภาพน้ำขึ้นหลายแห่ง หนึ่งในนั้นคือโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม เพื่อที่จะบำบัดน้ำเสียให้ได้ตามมาตรฐานน้ำทิ้งก่อนที่จะปล่อยลงสู่แหล่งรับน้ำ โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อ บำบัดน้ำเสียจากแหล่งชุมชน และเพื่อลดมลภาวะทางน้ำต่อแม่น้ำเจ้าพระยา (สำนักงานระบายน้ำกรุงเทพมหานคร, 2546)

โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมตั้งอยู่บริเวณโรงกำจัดมูลฝอยหนองแขม มีพื้นที่ 54 ไร่ใน ส่วนควบคุมคุณภาพน้ำ มีกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพเอเอส แบบ Vertical Loop Preactor (VLR) สามารถบำบัดน้ำเสียได้ 157,000 ลบ.ม./วัน มีกระบวนการบำบัดตะกอน โดยการย่อยตะกอนแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Digester) สามารถบำบัดตะกอนได้ 500 ลบ.ม.(น้ำหนักแห้ง)/วัน สำหรับระบบรวบรวมน้ำเสีย (Interceptor System) ได้มีการก่อสร้างบ่อรับน้ำเสีย (Interceptor Chamber) เพื่อดักน้ำเสียจากท่อระบายน้ำเดิมไม่ให้ไหลลงคลองสาธารณะ แต่ให้ไหลลงสู่ท่อรวบรวมน้ำเสียที่สร้างใหม่เพื่อรับน้ำเสียไปบำบัด ระบบท่อรวบรวมน้ำเสียที่สร้างใหม่เป็นชนิดระบบท่อรวม (Combined System) คือ ในท่อเดียวกันจะรับน้ำทั้งน้ำเสียและน้ำฝนไปบำบัด ซึ่งมีความสามารถรับน้ำเสียได้ 5 เท่าของปริมาณน้ำเสียเฉลี่ย (5 DWF ; 5 Dry Weather Flow) ดังนั้นถ้าในกรณีที่ฝนตกหนักปริมาณน้ำเสียมากกว่า 5 DWF น้ำเสียส่วนเกินถือว่าได้รับการเจือจางโดยน้ำฝนแล้ว จะไหลลงสู่บ่อรับน้ำเสียลงสู่คลองสาธารณะ

น้ำเสียจากระบบรวบรวมน้ำเสียในพื้นที่จะไหลยังโรงควบคุมคุณภาพน้ำ ซึ่งจะทำหน้าที่บำบัดน้ำเสียให้ได้มาตรฐานน้ำทิ้งก่อน ปล่อยลงสู่คูคลอง โดยในโรงควบคุมคุณภาพน้ำจะมีหน่วยต่างๆ ทำการบำบัดน้ำเสีย โดยแสดงดังภาพที่ 4 มีหน้าที่ดังต่อไปนี้

7.1 การบำบัดขั้นต้น

น้ำเสียจะผ่าน ตะแกรงดักขยะแบบหยาบ (Trash Rack Screening) ติดตั้งที่บริเวณทางเข้าของสถานีสูบน้ำเสีย เพื่อป้องกันความเสียหายที่จะเกิดขึ้นกับเครื่องสูบน้ำ จากนั้นน้ำเสียจะผ่านตะแกรงดักขยะแบบละเอียด (Fine Screening) เครื่องดักขยะแบบละเอียดที่ใช้เป็นแบบ Rotating Band Screen ซึ่งจะมีการหมุนและคัดล้างพร้อมกัน ควบคุมการทำงานจากอุปกรณ์วัดค่าความแตกต่าง ของระดับน้ำที่ไหลผ่าน เครื่องดักขยะ เครื่องดักขยะที่ติดตั้งจะมีจำนวน 3 เครื่อง และมีตะแกรงดักขยะแบบ Manual สำหรับกรณีฉุกเฉินที่ต้องการผันออกจาก Fine Screening เนื่องจากการหยุดใช้งานหรือซ่อมบำรุง



ภาพที่ 4 หน่วยต่างๆ ของระบบบำบัดน้ำเสียโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

ที่มา: ดัดแปลงจากเอกสารประชาสัมพันธ์โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม, 2546

ถังแยกกรวดทราย (Grit Trap) มีหน้าที่ แยกกรวดทราย ที่ปนมากับน้ำเสียออกโดยวิธี Vertex Method ซึ่งประกอบด้วยถังแยกกรวดทรายแบบกลม จำนวน 2 ถัง และใบกวน ซึ่งมีหน้าที่ ทำให้เกิดการหมุนวนตะกอนกรวดทรายและรวมตัวกันที่บริเวณก้นถัง ตะกอนทรายที่แยกได้จะถูกสูบออกโดยเครื่องสูบน้ำแบบใช้อากาศยก (Air Lift Pump) เพื่อนำไปกำจัดต่อไป

7.2 การบำบัดทางชีวภาพ

ระบบบำบัดทางชีววิทยา เป็นระบบบำบัดแบบตะกอนเร่งที่สามารถกำจัดในโตรเจน และฟอสฟอรัสได้ (Activated Sludge with Recycle System) ประกอบด้วย ถังเติมอากาศสำหรับ ตะกอนหมุนเวียน (Reaeration Tank) ซึ่งจะเติมอากาศก่อนที่จะนำจุลินทรีย์หมุนเวียนกลับไปถังเติมอากาศ VLR) หลังจากนั้นจะผ่านเข้าสู่ถังเติมอากาศ (Aeration Tank) ถังเติมอากาศที่ออกแบบไว้สำหรับจุลินทรีย์และน้ำเสีย (Mixed Liquor) จำนวน 8 ถัง โดยเป็นถังเติมอากาศชนิดไหลแนวตั้ง (Envirex Vertical Loop Reactors-VLR)จำนวน 6 ถัง ส่วนถังเติมอากาศถังสุดท้าย (Final AR), ออกแบบเพื่อจุดประสงค์เป็นถัง Polishing Tank โดยมีการเติมอากาศเฉพาะหัวจ่ายลมเท่านั้น

ระบบถังเติมอากาศแบบ VLR ถูกออกแบบมาเพื่อให้มีความยืดหยุ่นในการควบคุมการใช้งาน การไหลของน้ำเสียเป็นแบบ Plug Flow จุดประสงค์เพื่อกำจัดสารประกอบ บีโอดี, ในโตรเจน, ฟอสฟอรัส โดยกำหนดให้มีการเกิดกระบวนการแอนอกซิก (Anoxic) และ ออกซิก (Oxic) เป็นกระบวนการใช้ออกซิเจนอิสระในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งจะเชื่อมโยงกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน สำหรับระบบหมุนเวียนตะกอนสามารถส่งตรงไปยังถัง VLR ทั้ง 3 ถัง ได้โดยตรงไม่ต้องผ่านถัง Reaeration ก็ได้ค่า DO ที่ออกแบบไว้ในถังเติมอากาศ VLR จำนวน 3 ถัง และ Final AR 1 ถัง มีค่า 0,1,1, และ 2 มก./ลิตร ตามลำดับ

น้ำเสียที่ผ่านจากถังเติมอากาศ จะผ่านเข้าสู่ถังขั้นสุดท้าย (Final Clarifier) เพื่อแยก ตะกอน น้ำเสีย ออกจากน้ำเสียที่บำบัดแล้ว น้ำส่วนใสด้านบนจะไหลออกไปยังรางรับน้ำเพื่อไหลไปจุดปล่อยน้ำทิ้งต่อไป โดยก่อนจะปล่อยทิ้งจะเข้าสู่ระบบจ่ายสารเคมี (Chemical Feed System) ซึ่ง ประกอบด้วย การเติมสารเพอริกคลอไรด์ (FeCl_3) เพื่อกำจัดสารประกอบฟอสฟอรัส ในน้ำเสียและการเติมสารประกอบโซเดียมไฮโปคลอไรด์ (Na_2HClO_3) เพื่อแก้ไขปัญหาตะกอนลอยตัว (Sludge Bulking) ส่วนตะกอนที่ตกลงมาบริเวณก้นถังจะรวบรวมไปยังถังเก็บตะกอน (Sludge Holding Tank)

7.3 การกำจัดตะกอน

ระบบกำจัดตะกอน เป็นส่วนหนึ่งของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม ปริมาณตะกอนและลักษณะของกากตะกอนที่นำมาบำบัด ประกอบด้วย 2 ส่วน คือ ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียหนองแขม ภาษีเจริญ และตะกอนที่มาจากภายนอกโรงบำบัด

ตะกอนจะถูกรวบรวมสู่ Sludge Holding Tank ก่อนเข้าสู่ Gravity Belt thickener ตะกอนน้ำเสียจะถูกผสมกับโพลีเมอร์ในท่อ Static Mixing ก่อนเข้าสู่การทำให้ตะกอนขึ้น ตะกอนน้ำเสีย จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม-ภาษีเจริญ และตะกอนน้ำเสียจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำอื่นของ กรุงเทพฯ ถูกนำมาผสมกันในถัง Sludge Mixing Tank เมื่อผสมแล้วจะมีความเข้มข้นประมาณ 10% DS

ก่อนที่ตะกอน 10 % DS จะถูกส่งเข้าถัง Digester ตะกอนจะต้องถูกทำให้ร้อนขึ้นที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ที่ Heat Exchanger โดยการผ่านตะกอนเข้าสู่ระบบ แหล่งพลังงานที่ใช้ในการเพิ่มอุณหภูมิที่นำมาแลกเปลี่ยนความร้อนนี้สามารถได้จาก น้ำมันเชื้อเพลิง หรือ ก๊าซที่เกิดจากการหมักในถัง Anaerobic Digester

Anaerobic Digester เป็นถังหมักตะกอนแบบไร้ออกซิเจน ก๊าซที่เกิดขึ้นในถังหมักส่วนหนึ่งจะถูกนำไปใช้ในถังหมักเพื่อกวนตะกอน และบางส่วนนำไปใช้เป็นพลังงานในการอุ่นตะกอน ก๊าซส่วนเกินจะถูกเผาทิ้งไป ตะกอนที่ผ่านการหมักแล้วจะถูกนำมาเก็บไว้ในถัง Digested Sludge Holding Tank ก่อนถูกส่งไปรีดน้ำที่เครื่อง Belt Filter Press ซึ่งจะทำหน้าที่รีดน้ำออกจากตะกอน โดยตะกอนที่หมักแล้วจะถูกผสมกับโพลีเมอร์ ก่อน ตะกอนที่ผ่านการรีดจะมีความเข้มข้น 20 % DS

8. โรงควบคุมคุณภาพน้ำท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

มาตรการป้องกันและลดผลกระทบสิ่งแวดล้อม รายงานการศึกษาผลกระทบสิ่งแวดล้อมฯ ได้กำหนดให้เปิดดำเนินการระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อเป็นการลดผลกระทบสิ่งแวดล้อมด้านคุณภาพน้ำ จากการให้บริการของท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ ปี พ.ศ. 2539 ระบบบำบัดน้ำเสียได้รับการออกแบบให้มีขีดความสามารถในการรองรับผู้โดยสาร 30 ล้านคนต่อปี (MAP) หรือรองรับปริมาณน้ำเสียเฉลี่ย 9,000 ลบ.ม./วัน (เรียกว่า First Stream) ก่อสร้างแล้วเสร็จเมื่อปี พ.ศ. 2546

เนื่องจากการประมาณการผู้โดยสารที่มาใช้บริการเพิ่มขึ้นจาก 30 ล้านคนต่อปีเป็น 45 ล้านคนต่อปี ดังนั้นปี 2549 จึงได้ขยายระบบฯ เพิ่ม (เรียกว่า Second Stream) เพื่อให้รองรับปริมาณน้ำเสียเพิ่มขึ้นตามจำนวนผู้โดยสาร โดยภายในท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ มีบ่อรวบรวมน้ำเสียทั้งหมด 19 บ่อโดยรอบสนามบิน และมีบ่อที่ 16 เป็นบ่อที่จะรับน้ำเสียจากเครื่องบินโดยตรง น้ำเสียทั้งหมดจะถูกสูบเข้ามาที่ระบบบำบัดน้ำเสีย

ระบบบำบัดน้ำเสียและระบบหมุนเวียนน้ำใช้ของท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ จะรับน้ำเสียจากกิจกรรมต่างๆ ที่เกิดขึ้นในอาคารผู้โดยสารและอาคารอื่นๆ ภายในสนามบิน รวมทั้งน้ำเสียที่มาจากเครื่องบินโดยสาร โดยถูกออกแบบให้สามารถบำบัดน้ำเสียได้ประมาณ 18,000 ลบ.ม./วัน น้ำที่ผ่านการบำบัดจะผ่านการปรับปรุงคุณภาพ โดยการกรองแล้วนำกลับมาใช้ใหม่ในการอุปโภค เช่น รดน้ำต้นไม้ ทำความสะอาดเครื่องจักร และระบายความร้อนในระบบปรับอากาศเป็นต้น โดยบริษัท โกลบอล ยูทิลิตี้ เซอร์วิส จำกัด หรือ GUSCO เป็นผู้ดำเนินการบริหารจัดการควบคุมระบบน้ำ ณ ท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ เริ่มปฏิบัติงานตั้งแต่ 16 สิงหาคม 2549 เป็นต้นมา ในส่วนของระบบบำบัดน้ำเสียและระบบหมุนเวียนน้ำแสดงผังภาพที่ 5 ซึ่งประกอบไปด้วย

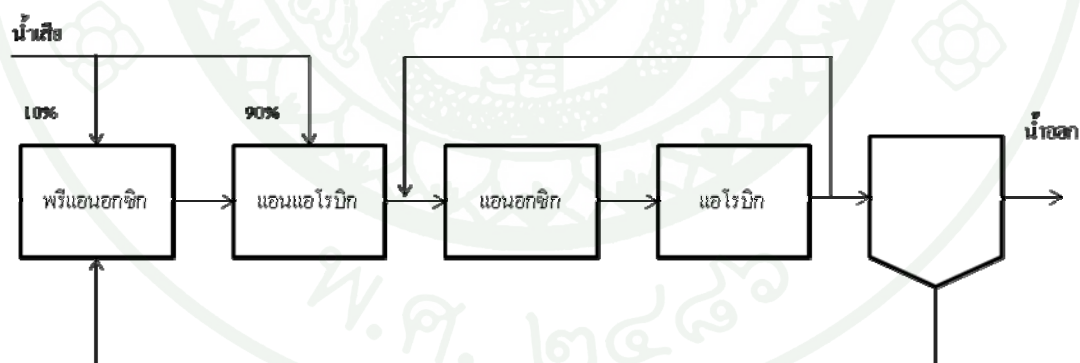
8.1 การบำบัดเบื้องต้น

ทำหน้าที่กำจัดตะกอนที่ไม่ละลายน้ำและกวาดทรายออกจากระบบ โดยใช้อุปกรณ์ตะแกรงดักขยะแบบกรงกระรอกขนาดช่องห่าง 3 มม. และมีถังแยกกวาดทรายออกจากระบบ

8.2 การบำบัดทางชีวภาพ

การบำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ประกอบไปด้วยถังที่มีระบบการย่อยทั้งแบบไม่ใช้ออกซิเจนและใช้ออกซิเจน โดยจะประกอบไปด้วยถังต่างๆ เรียงลำดับดังนี้ Pre-Anoxic, Anaerobic, Anoxic, และ Aerobic โดยมีหน้าที่หลักในการกำจัดความสกปรกในรูปสารอินทรีย์ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยตะกอนจุลินทรีย์

การออกแบบถังบำบัดน้ำเสียส่วนชีวภาพของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ แสดงดังภาพที่ 6 มีลักษณะกระบวนการแบบเจเอชบี (Johannesburg) เพื่อแก้ปัญหาไนเตรตในสลัดจ์เวียนกลับไปรบกวนการทำงานของแบคทีเรียในถังแอนแอโรบิก โดยสลัดจ์เวียนกลับจะถูกส่งไปยังถังแอนอกซิกอีกใบที่อยู่หน้าถังแอนแอโรบิก จึงอาจเรียกว่าถังฟรีแอนแอโนกซิก ทั้งนี้หากน้ำเสียถูกส่งไปยังถังแอนแอโรบิกหมด ดีไนตริฟิเคชันในถังฟรีแอนแอโนกซิกจะเป็นแบบเอนโดจีนัส แต่ถ้าแบ่งน้ำเสียบางส่วนมายังถังฟรีแอนแอโนกซิกด้วย การลดไนเตรตสมบูรณ์ แต่สิ้นเปลืองสารอินทรีย์คาร์บอน ที่จำเป็นสำหรับการกำจัดฟอสฟอรัสไปตามสัดส่วนที่ป้อนน้ำเสียมาเข้าถังฟรีแอนแอโนกซิกนี้ซึ่งแก้ไขได้โดยแบ่งน้ำเสียไปที่ถังฟรีแอนแอโนกซิก ทำให้ประสิทธิภาพดีไนตริฟิเคชันดีขึ้น



ภาพที่ 5 การบำบัดน้ำเสียในระบบชีวภาพโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

ถังฟรีแอนแอโนกซิก รับตะกอนที่สูบย้อนกลับจากถังตกตะกอน มีน้ำเสียเข้าถังปริมาณ 10% ของอัตราไหลรวม เป็นส่วนที่กำจัดไนเตรต ที่ค้างจากตะกอนย้อนกลับ

ถังแอนแอโรบิกรับน้ำจากถัง Pre-anoxic เป็นส่วนที่รับน้ำเสียส่วนที่เหลืออีก 90% สร้างสภาพให้เหมาะสม เพื่อกำจัดฟอสฟอรัส

ถังแอนอกซิก รับน้ำเสียจาก Anaerobic และน้ำเสียที่ผ่านการเติมอากาศจากถัง Aerobic นำมาผสมกัน เกิดการย่อยสลายในน้ำเสีย กระบวนการกำจัดไนโตรเจน โดยเปลี่ยนไนเตรท ให้เป็นไนโตรเจนก๊าซ

ถังแอโรบิกเป็นถังหลักในกระบวนการบำบัดน้ำเสียลดค่า BOD และเติมอากาศเพื่อให้จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์

8.3 ปอดตกตะกอน

หลังจากผ่านกระบวนการทางชีวภาพ น้ำเสียจะถูกส่งมาพักที่ปอดตกตะกอน เพื่อแยกน้ำใสออกจากตะกอนจุลินทรีย์ น้ำใสที่ได้บางส่วนจะถูกส่งไปยังระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ (หมุนเวียนน้ำใช้) น้ำใสส่วนที่เหลือจะทิ้งออกสู่ภายนอก

8.4 การกำจัดตะกอนส่วนเกิน

ตะกอนบางส่วนจากถังตกตะกอนจะถูกหมุนเวียนกลับไปยังระบบบำบัดทางชีวภาพ เพื่อรักษาระดับตะกอนจุลินทรีย์ให้เหมาะสมกับน้ำเสียที่ต้องบำบัด ส่วนตะกอนส่วนเกินจะถูกส่งไปยังกระบวนการกำจัดตะกอนส่วนเกิน เพื่อแยกตะกอนออกจากน้ำ โดยกระบวนการเหวี่ยงตะกอน สำหรับตะกอนที่ผ่านการแยกน้ำออกแล้วจะมีการทำให้เป็นกลางและกำจัดกลิ่นโดยการเติมปูนขาว หลังจากนั้นจะนำไปกำจัดต่อไป

8.5 ส่วนประกอบอื่น ๆ

นอกจากนี้โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิยังมีการกำจัดฟอสฟอรัส โดยกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสนี้ใช้สารเคมี (สารส้ม) เพื่อช่วยในการเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสให้ดีขึ้น

ระบบกำจัดกลิ่น ทำหน้าที่กำจัดกลิ่นของน้ำเสีย เป็นระบบแบบ Bio Filter ซึ่งอาศัยหลักการย่อยสลายโดยใช้จุลินทรีย์ที่อยู่ในตัวกลางของสารกรอง ได้แก่ เศษเปลือกไม้ ปุ๋ยหมัก ถ่าน และดิน

ระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ (หมุนเวียนน้ำใช้) น้ำเสียที่ได้จากบ่อดักตะกอนจะถูกส่งเข้าถังกรอง เพื่อกำจัดตะกอนที่อาจตกค้างอยู่ในน้ำ โดยจะมีการเติมสารส้มในน้ำก่อนเข้าถังกรอง ระบบกรองประกอบไปด้วยถังกรองจำนวน 4 ถัง โดยสารกรองจะแยกเป็น 3 ชั้น ชั้นบนจะเป็นชั้นถ่านแอนทราไซต์ ชั้นล่างเป็นทรายคัดขนาดและกรวดตามลำดับ มีอัตราการกรองเท่ากับ 5 ลบ.ม./ตารางเมตร-ชม. น้ำที่ผ่านการกรองแล้ว จะผ่านการฆ่าเชื้อโรคโดยการเติมคลอรีนก่อนหมุนเวียนไปใช้ใหม่

9. ผลงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการวิเคราะห์ระบบบำบัดน้ำเสีย

Kujawa and Klapwijk (1999) ทำการศึกษาความสามารถในการเกิดดีไนตริฟิเคชันในระบบที่เป็น predenitrification โดยใช้วิธีการ NUR batch test ใช้ชนิดของน้ำเสียสังเคราะห์และแลคเตตเป็นแหล่งคาร์บอน ชนิดสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบในสภาวะแอนอกซิกสามารถแบ่งอัตราดีไนตริฟิเคชันตามการทำงานของน้ำเสียได้เป็นลำดับๆ ซึ่งสามารถคำนวณความเข้มข้นของชนิดของสารอินทรีย์ในรูปของ COD ได้เป็นแบบที่สามารถใช้ได้เลย (readily : S_r) และแบบช้า (slowly : X_r) อัตราการใช้สารอาหาร S_r และ X_r ภายใต้สภาวะแอนอกซิกสามารถคำนวณได้ โดยอัตราดีไนตริฟิเคชันสามารถแบ่งได้เป็น 3 ช่วงตามชนิดของแหล่งคาร์บอนที่เป็นสารอาหารคือ ช่วงแรกที่มีดีไนตริฟิเคชันที่สูงจากสารอินทรีย์ S_r และ X_r ตามลำดับ และเมื่อสารอินทรีย์คาร์บอนหมดอัตราดีไนตริฟิเคชันในช่วงสุดท้ายจะมีอัตราการเกิดน้อยที่สุดเพราะจุลินทรีย์จะใช้แหล่งพลังงานคาร์บอนจากการย่อยสลายตัวมันเองโดยเรียกแหล่งคาร์บอนช่วงนี้ว่า endogenous ความสามารถในการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสามารถใช้เพื่อคำนวณออกแบบการบำบัดของระบบและทำนายปริมาณไนเตรตที่ออกจากระบบได้ ซึ่งจะประกอบกับข้อมูลอัตราการเติบโตจำเพาะ

พงศ์ศักดิ์ และคณะ (2550) ได้ทำการศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชนที่สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส วิเคราะห์ปริมาณของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในตัวอย่างของน้ำที่

ผ่านการบำบัดจากระบบบ่อฝืนสภาพ (stabilization pond) การวิเคราะห์ตัวอย่างเป็นแบบสุ่มตรวจจากผลการวิเคราะห์ประกอบกับข้อมูลดิบจากกรมควบคุมมลพิษและกรมโรงงานย้อนหลังเป็นเวลา 5 ปี ตั้งแต่ พ.ศ. 2544-2548 พบว่าตัวอย่างน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดน้ำเสียรวมของเมืองส่วนใหญ่ ไม่สามารถบำบัดทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ และน้ำที่ผ่านการบำบัดเหล่านี้ไม่ควรปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมโดยตรง ควรมีการบำบัดเพิ่มโดยใช้สารที่สามารถดูดซับฟอสฟอรัสได้ การบำบัดน้ำเสียควรมีการบำบัดโดยใช้วิธีทางเคมีและชีวภาพประกอบกันที่จะสามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้อย่างมีประสิทธิภาพ

Nava *et.al.* (2010) ได้ทำการศึกษา Denitrification ของน้ำเสียที่มีไนเตรตปริมาณสูงซึ่งเป็นแหล่งคาร์บอนหลายชนิด แบบ SBR ในการทดลองใช้สารอาหารที่เป็นแหล่งคาร์บอนจากน้ำเสียจากโรงงาน 3 แหล่ง คือ โรงงานน้ำตาล โรงงานน้ำอัดลมและจากโรงงานผลิตภัณฑ์จากนม ความเข้มข้นของแหล่งคาร์บอนเท่ากับ 2,500 มก./ลิตร 2 โรงงานแรกประกอบด้วยส่วนที่เป็นน้ำตาลมากอีกแหล่งจะมีปริมาณกรดแลคติกสูง จากผลการทดลอง Denitrification ศึกษาเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนโตรเจนในรูปของไนเตรต ณ เวลาต่างๆ พบว่าการเปลี่ยนแปลงเมื่อนำมาคำนวณหาอัตราไม่ได้ให้เส้นตรงที่มีลักษณะสวยงาม แต่แสดงอัตราการเกิด Denitrification เป็น 3 ช่วงจากการทดลอง ซึ่งเป็นผลมาจากแหล่งคาร์บอนที่เปลี่ยนไป ในช่วงแรกจะเกิดปฏิกิริยาอย่างรวดเร็วเมื่อเติมในตรีฟายเออร์ใช้แหล่งคาร์บอน readily biodegradable COD (rbCOD) จากนั้นจะเริ่มช้าลงเมื่อเปลี่ยนมาใช้แหล่งคาร์บอน slowly biodegradable COD (SCOD) และแหล่งคาร์บอนภายนอกถูกใช้ไปหมด จุลินทรีย์ดีในตรีฟายเออร์จะเปลี่ยนมาใช้แหล่งคาร์บอนจากภายในเซลล์ (endogenous) โดยอัตรา specific denitrification สูงสุดเท่ากับ 42-48 มก.ไนโตรเจน/ ก. MLVSS-ชั่วโมง ใช้อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน เท่ากับ 5.5-6.5

พงศ์ศักดิ์ และคณะ (2552) ได้ทำศึกษาน้ำเสียและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนศูนย์กลางในกรุงเทพ (รัตนโกสินทร์, ดินแดง, ชองนนทรี, หนองแขม และจตุจักร โดยเก็บตัวอย่างแบบสุ่ม วิเคราะห์ค่า TKN , COD, TSS ตามวิธีวิเคราะห์มาตรฐาน ผลการวิเคราะห์พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนค่อนข้างต่ำ น้ำเสียที่เข้าระบบมีอัตราส่วนที่โอซีต่อไนโตรเจน น้อยกว่า 2.5 ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ

อุปกรณ์และวิธีการ

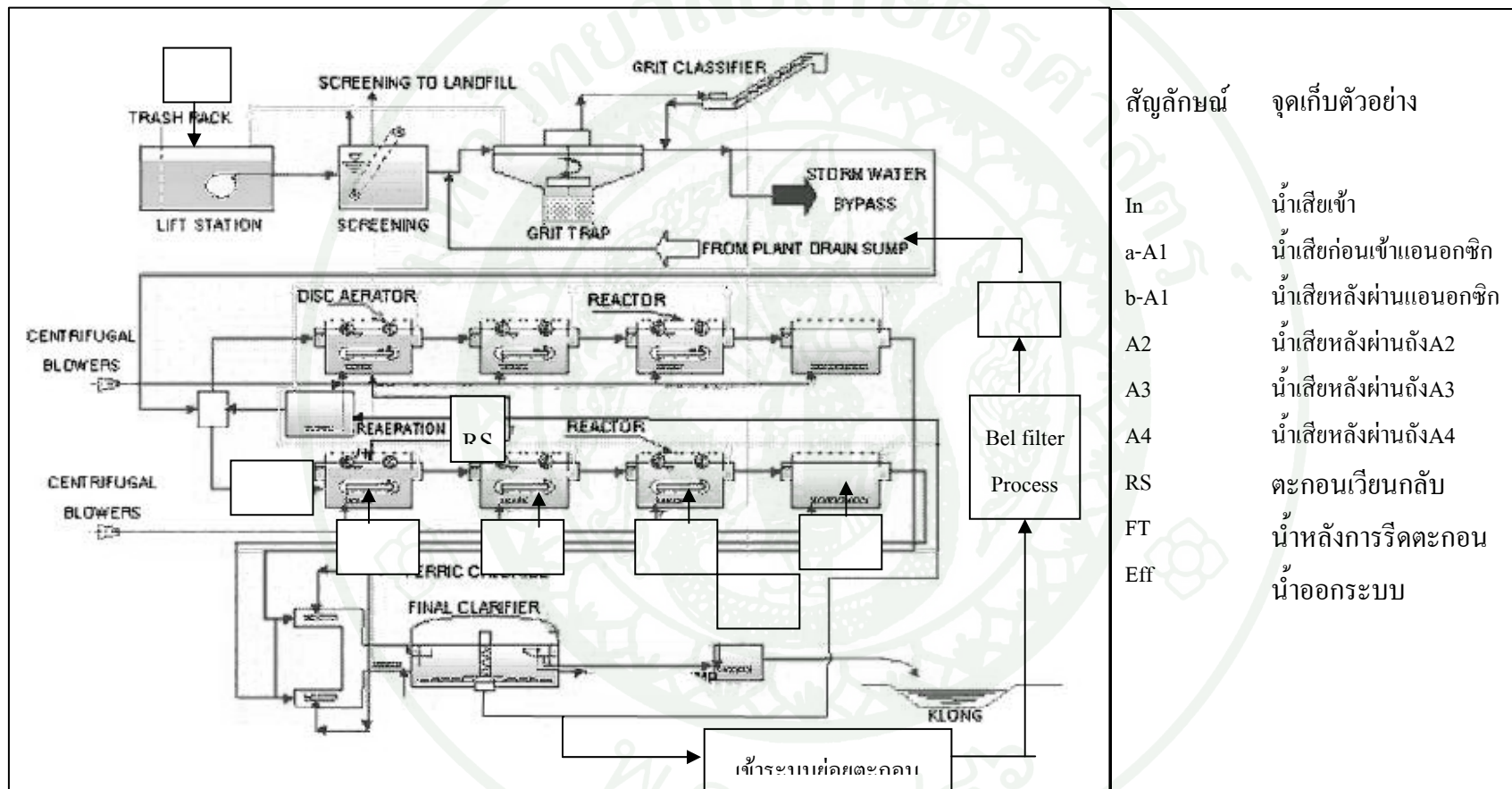
อุปกรณ์

- อุปกรณ์สำหรับวิเคราะห์ COD แบบปิด
- เตาอบที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส
- เตาเผาที่อุณหภูมิ 550 องศาเซลเซียส
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (spectrophotometer)
- อุปกรณ์เครื่องแก้ว เครื่องย่อยและกลั่นเพื่อหาปริมาณไนโตรเจน
- อุปกรณ์สำหรับการติเตรต
- เครื่องชั่งละเอียด
- เครื่อง pH meter
- เครื่อง ORP meter
- เครื่อง DO meter
- เครื่องวัดอุณหภูมิ
- ตู้ดูดความชื้นพร้อมสารดูดความชื้น
- ชุดอุปกรณ์เดิมอากาศที่ใช้ในตู้ปลา
- เตาเผาที่อุณหภูมิ 550 องศาเซลเซียส

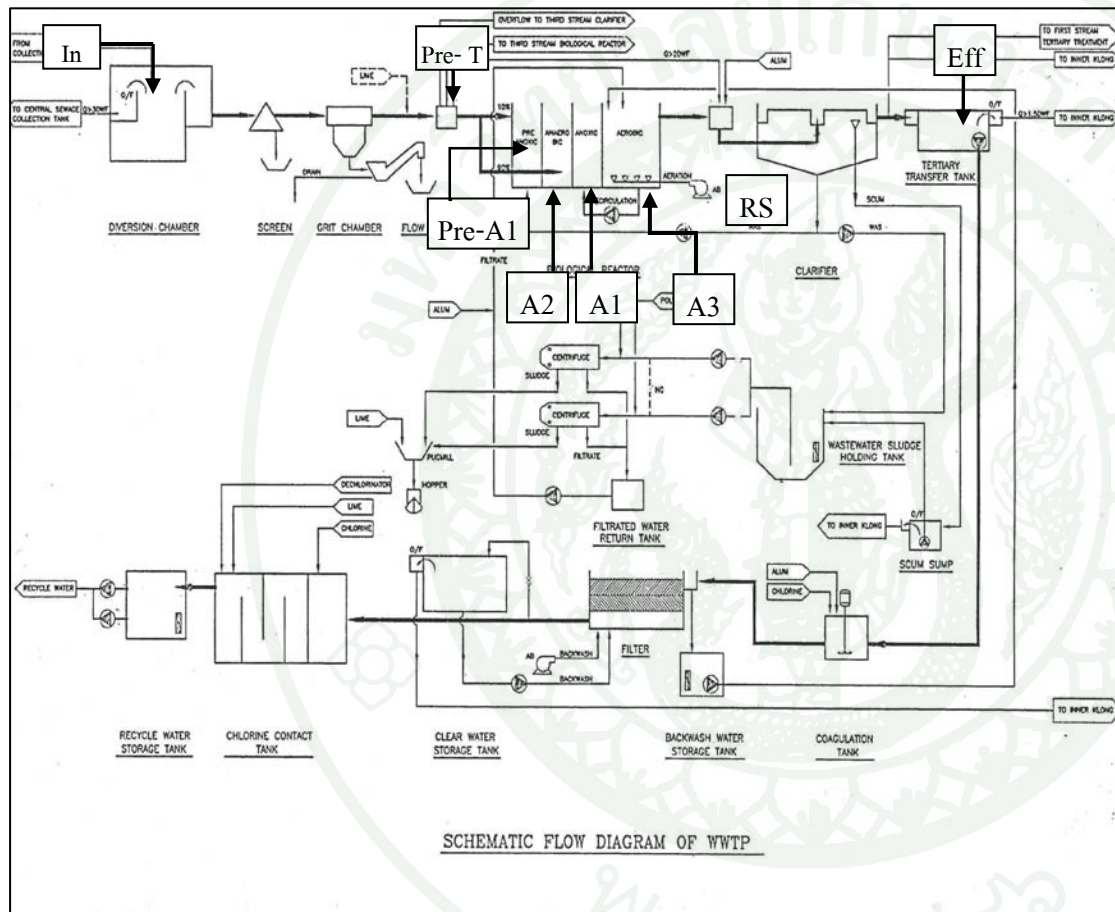
วิธีการ

1. วิเคราะห์คุณสมบัติทางเคมีของตัวอย่างน้ำเสียและตะกอน

ในการเก็บน้ำเสียและตะกอนนั้นจะทำในส่วนที่มีความเกี่ยวข้องต่อการบำบัดทางชีวภาพ สถานที่เก็บตัวอย่างคือระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยเลือกโรงควบคุมคุณภาพน้ำเสียหนองแขม และโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ การวิเคราะห์ตัวอย่างเป็นแบบสุ่มตรวจช่วงเวลาตลอดทั้งปีให้ผลการวิเคราะห์ในแต่ละครั้งเป็นข้อมูลแต่ละฤดูกาล เก็บตัวอย่างตั้งแต่เดือนมิถุนายน 2551 ถึงเดือน เมษายน 2552 ภาพที่ 7 แสดงจุดเก็บตัวอย่างของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม ภาพที่ 8 แสดงจุดเก็บตัวอย่างของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ



ภาพที่ 7 แสดงจุดเก็บตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม



หมายเหตุ

สัญลักษณ์

จุดเก็บตัวอย่าง

In

น้ำเสียเข้า

Pre-T

น้ำเสียหลังผ่านระบบ

บำบัดขั้นต้น

Pre-A2

น้ำเสียถึงฟรินอกซิก

A1

น้ำเสียถึงแอนแอโรบิก

A2

น้ำเสียถึงแอนอกซิก

A3

น้ำเสียถึงเติมอากาศ

RS

ตะกอนเวียนกลับ

Eff

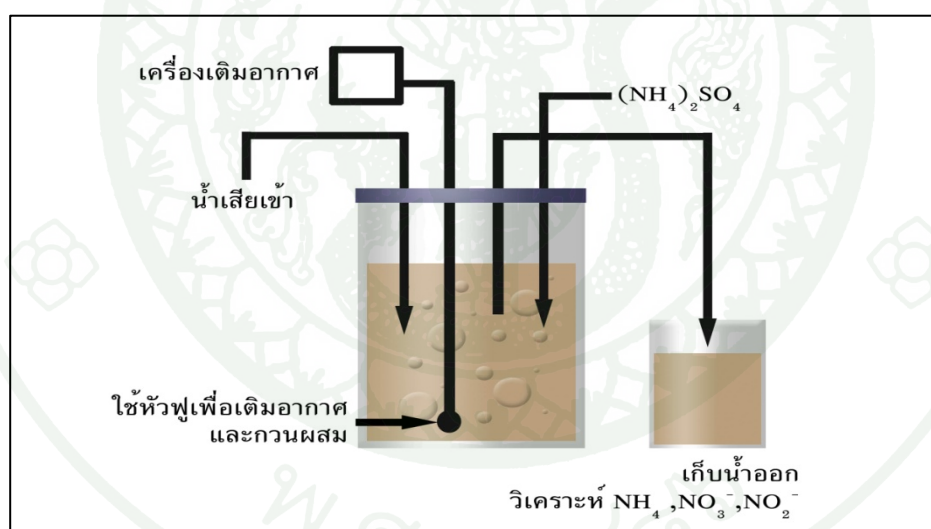
น้ำออกระบบ

ภาพที่ 8 แสดงจุดเก็บตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณ

เก็บตัวอย่างที่บริเวณน้ำเสียเข้าระบบ, น้ำออกจากระบบและในถังปฏิกิริยาที่เกี่ยวข้องกับระบบชีวภาพ โดยน้ำที่ออกจากระบบ (Effluent) จะเก็บตัวอย่างจากน้ำที่ผ่านถังตกตะกอนแล้ว ในแต่ละจุดนั้นทำการตรวจวัดค่าพีเอช (pH) อุณหภูมิ ค่าโออาร์พี (ORP) และค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) เก็บรักษาตัวอย่างที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส นำตัวอย่างน้ำเสียและตะกอนมาวิเคราะห์ลักษณะทางเคมีด้วยวิธีตามมาตรฐาน (APHA, AWWA, and WEF.1998)

2. ศึกษาอัตราไนตริฟิเคชัน (Nitrification Rate)

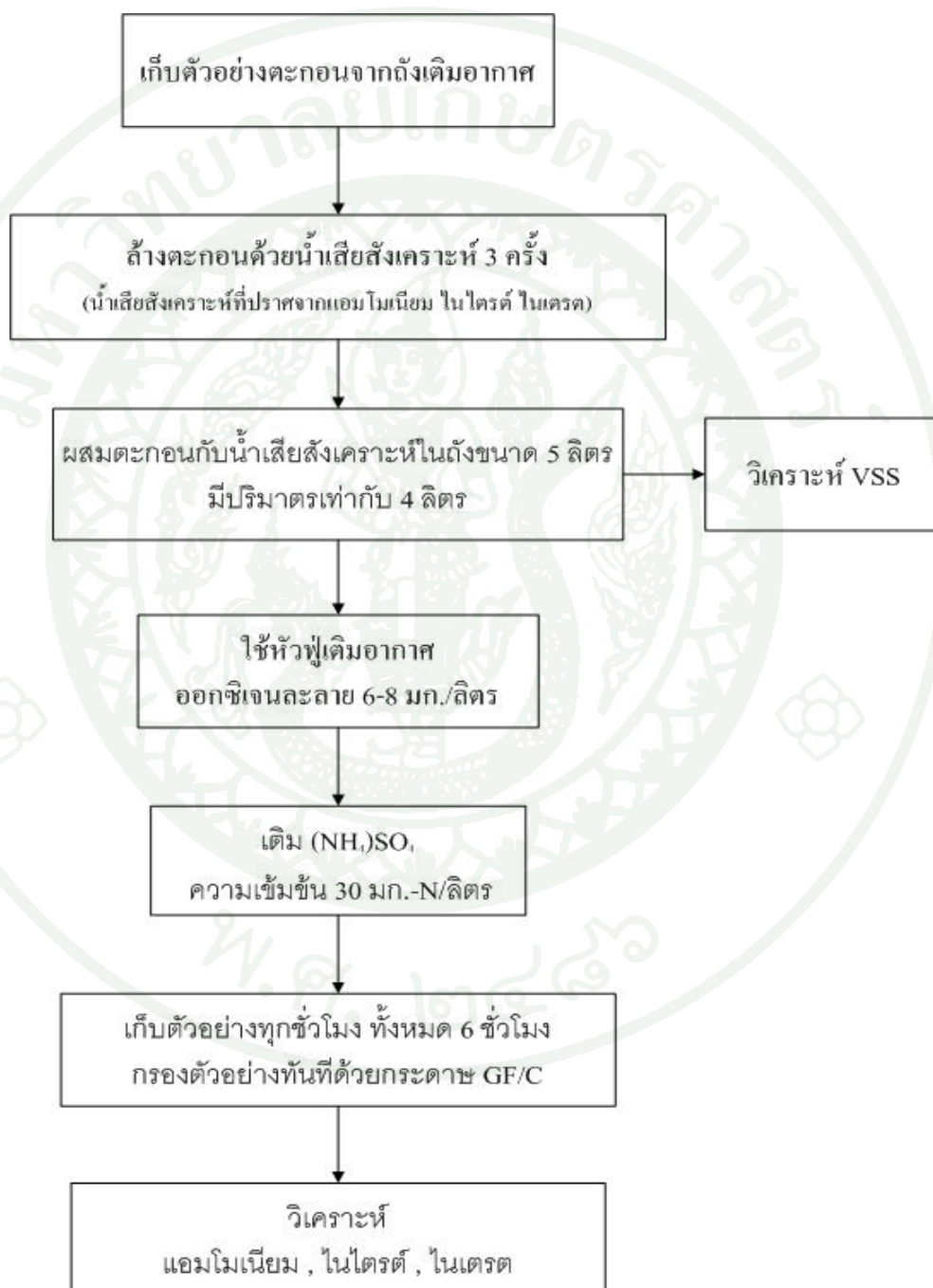
เนื่องจากอัตราไนตริฟิเคชันเป็นค่าอัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้มีสถานะออกซิเดชันสูงขึ้น ซึ่งผลที่ได้ควรเปลี่ยนเป็นไนเตรตทั้งหมด แต่บางครั้งได้เพียงไนไตรต์ จึงวัดค่าอัตราไนตริฟิเคชันในรูปของการลดแอมโมเนียมแทน เรียกว่า อัตราการลดแอมโมเนียม (Ammonium utilization rate, AUR) ภาพที่ 9 ลักษณะถังปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลอง



ภาพที่ 9 ลักษณะถังปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลอง Ammonium utilization rate, AUR

นำตะกอนในถังเติมอากาศจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำเสียหนองแขม และโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมาล้างด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ได้ผสมแร่ธาตุต่างๆ ตามลักษณะน้ำเสียจริง โดยไม่มีแอมโมเนียมหรือไนไตรต์และไนเตรต ประมาณ 3 ครั้ง ทำการทดลองในถังปฏิกิริยาทำจากพลาสติกทรงกลมมีขนาดความจุ 5 ลิตร ผสมตะกอนกับน้ำเสียสังเคราะห์ในถังให้มีปริมาตรเท่ากับ 4 ลิตร เติมอากาศโดยใช้หัวฟู่ เพื่อให้เกิดการกวนและมีปริมาณออกซิเจนละลาย 6-8 มก./ลิตร เติม

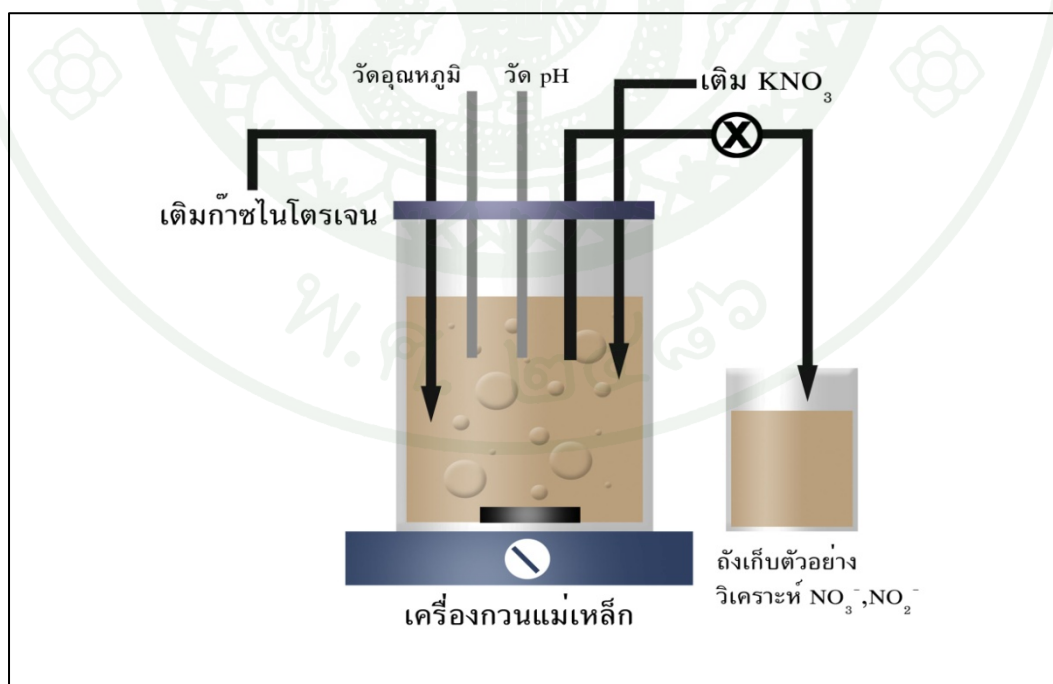
(NH₄)₂SO₄ ให้มีความเข้มข้นเริ่มต้น 30 มก.ไนโตรเจน/ล. เก็บตัวอย่างน้ำทุกชั่วโมงทั้งหมด 6 ชั่วโมงโดยตัวอย่างน้ำนั้นต้องกรองทันทีด้วยกระดาษกรอง GF/C วิเคราะห์หาแอมโมเนียมไนโตรเจน, ไนไตรต์ และไนเตรตทันที ภาพที่ 11 แสดงขั้นตอนการศึกษ้อัตราการใช้ไนเตรต



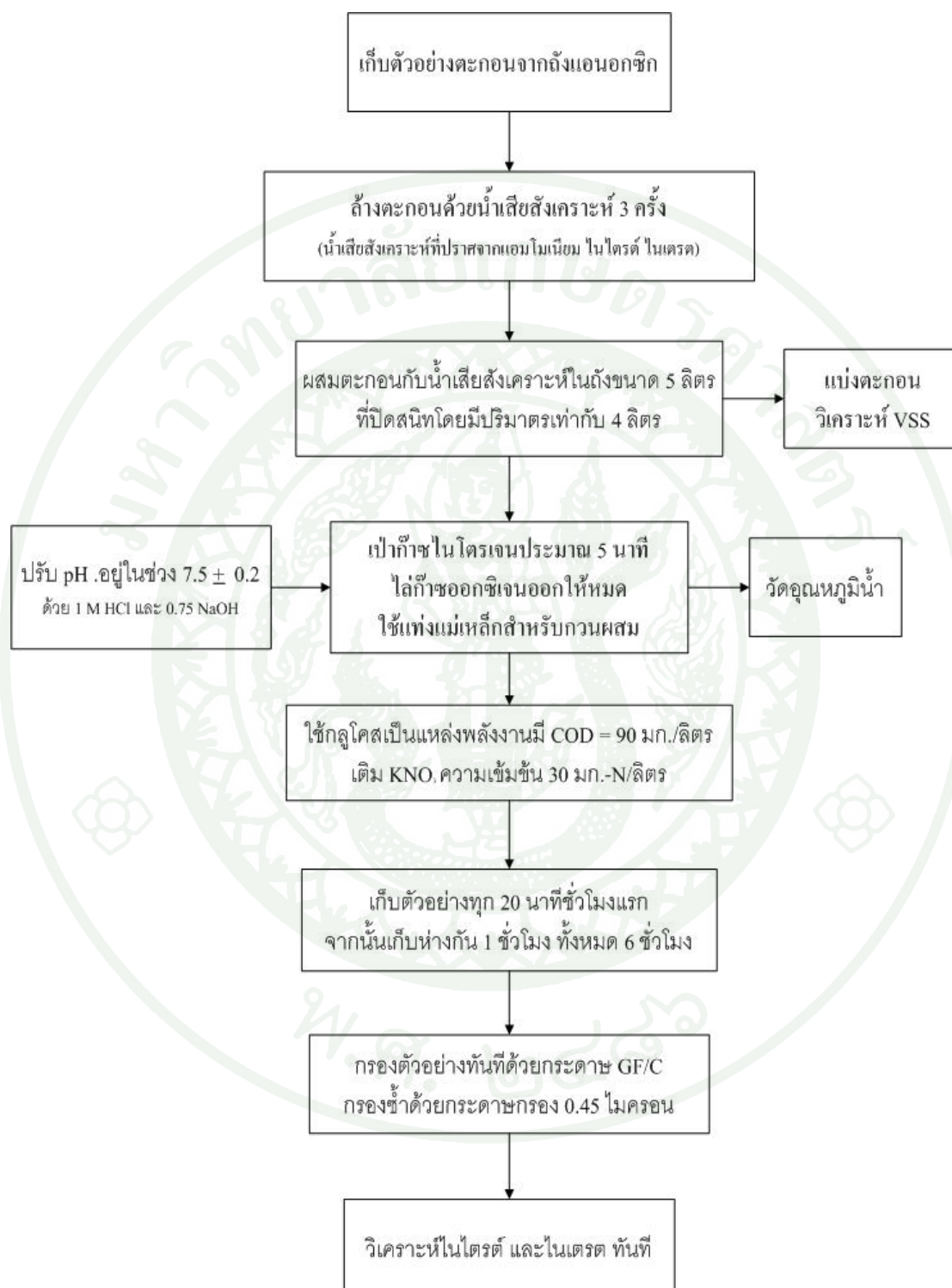
ภาพที่ 10 ขั้นตอนการศึกษ้อัตราการใช้แอมโมเนียม

3. ศึกษาอัตราดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification Rate)

ดีไนตริฟิเคชันคือการลดรูปของไนไตรต์หรือไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจน ในการทดลองนี้ ใช้ไนเตรตในการวิเคราะห์ อัตราดีไนตริฟิเคชัน (DNR) มีค่าเท่ากับอัตราการใช้ไนเตรต (Nitrate Utilization Rate, NUR) ภาพที่ 11 แสดงลักษณะถังปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลอง โดยขั้นตอนการทดลองแสดงดังภาพที่ 12 ให้นำตะกอนในถังเดิมที่ไม่มีการเติมอากาศ (ถังแอน็อกซิก) จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำเสียหนองแขม และโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมาล้างด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ได้ผสมแร่ธาตุต่างๆ ล้างเช่นนี้ 3 ครั้ง จากนั้นนำเอาตะกอนผสมกับน้ำเสียสังเคราะห์ใส่ในถังปฏิกิริยาทำจากพลาสติกขนาด 5 ลิตรให้มีปริมาตรรวม 4 ลิตร เป่าก๊าซไนโตรเจนลงไปไล่ก๊าซออกซิเจนออกให้หมด 5 นาที ใช้แท่งแม่เหล็กสำหรับการกวนผสม วัดอุณหภูมิ น้ำ ปรับ pH ให้อยู่ในช่วง 7.5 ± 0.2 ด้วย 1 M HCl และ 0.75 M NaOH แบ่งตัวอย่างตะกอนไปหาค่า SS และ VSS วัดปริมาณที่เหลือในถังทดลอง เติม KNO_3 ให้ได้ความเข้มข้นประมาณ 30 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร (ให้ COD : N เท่ากับ 3:1) เติมก๊าซไนโตรเจนต่อไปอีก 1 นาที เก็บผลโดยชักตัวอย่างทุก 20 นาทีในช่วง 1 ชั่วโมงแรก จากนั้นชักตัวอย่างทุกชั่วโมงจนครบ 6 ชั่วโมง กรองตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/C และกรองซ้ำด้วยกระดาษกรอง 0.45 ไมครอน วิเคราะห์หาไนเตรตและไนไตรต์ทันที



ภาพที่ 11 แผนผังแสดงลักษณะถังปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลอง Nitrate Utilization Rate, NUR



ภาพที่ 12 แผนขั้นตอนการศึกษ้อัตราการใช้ไนเตรต

ตารางที่ 6 แสดงวิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์

พารามิเตอร์	วิธีการวิเคราะห์
BOD	Azide Modification
COD	Dichromate Close Reflux Method
rbCOD	filter 0.45 μ membrane before Dichromate Close Reflux Method
TKN	Kjeldahl Method
NH ₄ ⁺	Titrimetric Method
NO ₃ ⁻	Hydrazine Method
NO ₂ ⁻	Colorimetric Method
Alkalinity	Indicator Method
MLSS	Dried at 103 -105 องศาเซลเซียส
MLVSS	Dried at 550 องศาเซลเซียส
pH	Electrometric Method
DO	Electrometric Method
อุณหภูมิ	Electrometric Method
ORP	Electrometric Method

ผลและวิจารณ์

1. การวิเคราะห์คุณสมบัติทางเคมีของตัวอย่างจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

จากการเก็บตัวอย่าง ตั้งแต่เดือนมิถุนายน 2551 ถึงเดือน เมษายน 2552 ซึ่งในการเก็บตัวอย่างแต่ละครั้งมีระยะห่างในการเก็บตัวอย่าง ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างแต่ละครั้งจึงไม่สามารถแสดงเป็นค่าเฉลี่ยได้ ผลจากการวิเคราะห์ตัวอย่างแสดงดังตารางที่ 7 และ 8 ค่าบีโอดีของทั้งสองระบบนั้นเมื่อผ่านการบำบัดแล้วมีค่าต่ำกว่า 20 มก./ลิตร คือ อยู่ระหว่าง 5.2-6.5 มก./ลิตร และ 3.8-6.9 มก./ลิตร สำหรับโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิตามลำดับ ซึ่งต่ำกว่าค่าบีโอดีที่มาตรฐานน้ำทิ้งได้กำหนดไว้บีโอดีไม่เกิน 20 มก./ลิตร ตามประกาศมาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม (2539)

ตารางที่ 7 คุณสมบัติของน้ำเสียจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

พารามิเตอร์		น้ำเข้าระบบ	น้ำออกระบบ
BOD (มก./ลิตร)		12-90	5.2-6.5
COD (มก./ลิตร)		64-106.4	15.2-28.9
ไนโตรเจน (มก./ลิตร)	TKN	7.28-10.5	0.7-2.84
	NH_4^+	5.6-10.1	0.18-2.9
	NO_2^-	0.03-0.2	0.01-0.3
	NO_3^-	2.7-71.8	5.2-21.4
DO (มก./ลิตร)		-	5.52-7.30
pH		-	6.7-7.7
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		29-32	30-32
ORP (mV)		(-222)-(-53)	48-137

หมายเหตุ (-) ไม่ได้ทำการตรวจวัด

เก็บตัวอย่างทั้งหมด 4 ครั้ง เฉลี่ยตลอดทั้งปี เพื่อเป็นตัวแทนแต่ละฤดูกาล

จากตารางที่ 7 ค่าบีโอดีในน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม มีปริมาณค่อนข้างต่ำ คืออยู่ระหว่าง 12-90 มก./ลิตร เมื่อเทียบกับความสามารถในการรองรับค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (BOD loading) ที่ได้ออกแบบระบบไว้ (ค่าบีโอดี 150-200 มก./ลิตร) สาเหตุที่ทำให้ค่าบีโอดีที่เข้าระบบมีค่าค่อนข้างต่ำเนื่องจากที่อยู่อาศัยมีถังบ่อเกรอะ (เช่น septic tank) บำบัดน้ำเสียขั้นต้นก่อนปล่อยสู่ท่อน้ำทิ้ง อุณหภูมิในท่อส่งน้ำเสียเข้าระบบที่ค่อนข้างสูง (29-32 องศาเซลเซียส) ทำให้เกิดการย่อยสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ในระหว่างที่อยู่ในท่อส่งน้ำเสียรวม นอกจากนี้ท่อรวบรวมน้ำเสียยังเป็นท่อเดียวกับท่อรับน้ำฝน จึงทำให้เกิดสารอินทรีย์มีการเจือจาง (พงศ์ศักดิ์ และคณะ, 2552) ค่าบีโอดีในน้ำเสียที่เข้าระบบเมื่อเทียบกับก้นท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ จากข้อมูลในตารางที่ 8 มีค่าสูงกว่า (113-174 มก./ลิตร) เนื่องจากบริเวณสนามบินได้ออกแบบให้มีเพียงบ่อรวบรวมน้ำเสียที่รับน้ำเสียบริเวณท่าอากาศยานผู้โดยสารไม่มีบ่อเกรอะทำให้น้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดโดยตรง มีการแยกระบบท่อน้ำฝนออกจากท่อน้ำเสียจึงไม่เกิดจากเจือจางสารอินทรีย์

ตารางที่ 8 คุณสมบัติของน้ำเสียจากโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

พารามิเตอร์		น้ำเข้าระบบ	น้ำออกระบบ
BOD (มก./ลิตร)		113-174	3.8-6.9
COD (มก./ลิตร)		182-344	21.5-92.0
ไนโตรเจน (มก./ลิตร)	TKN	23.0-54.5	1.4-2.6
	NH ₄ ⁺	19.6-40.2	0.2-1.0
	NO ₂ ⁻	0.1-0.5	0.2-1.25
	NO ₃ ⁻	12.0-35.0	7.91-16.5
DO (มก./ลิตร)		-	4.2-7.4
pH		-	6.0-6.7
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		31-32	32-33
ORP (mV)		(205)-(-313)	(-18)-94

หมายเหตุ (-) ไม่ได้ทำการตรวจวัด

เก็บตัวอย่างทั้งหมด 4 ครั้ง เฉลี่ยตลอดทั้งปี เพื่อเป็นตัวแทนแต่ละฤดูกาล

จากตารางที่ 7 และ 8 ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) หลังจากผ่านการบำบัดของระบบทั้งสองแห่งมีค่าค่อนข้างต่ำ คือน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดมี pH อยู่ระหว่าง 6.7-7.7 ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม และที่โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมีค่า pH อยู่ระหว่าง 6.0-6.7 ซึ่งค่า pH ของน้ำที่ผ่านระบบบำบัดมีค่า pH ไม่ต่างจาก pH ในถังแอเนอโรบิก และถังเติมอากาศของทั้ง 2 ระบบเท่าใดนัก คือมี pH ระหว่าง 6.47-6.68 ในโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและ 6.25-6.54 โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ ซึ่งค่า pH ในถังเติมอากาศที่ค่อนข้างต่ำนี้อาจส่งผลต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน ซึ่งไนตริฟายอิงแบคทีเรียทำงานได้ดีที่ pH 8-9 แต่ยังอยู่ในช่วงที่เหมาะสมสำหรับดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียคือ pH 6-8.5 (ธงชัย, 2545)

สำหรับผลการวิเคราะห์อุณหภูมิน้ำเข้าของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมอยู่ระหว่าง 29-32 องศาเซลเซียส อุณหภูมิของน้ำที่ออกจากระบบอยู่ระหว่าง 30-32 องศาเซลเซียส โดยผลการวิเคราะห์หามีค่าใกล้เคียงกับอุณหภูมิของน้ำเข้าระบบ และออกจากระบบของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ คือน้ำเข้ามีอุณหภูมิระหว่าง 31-32 องศาเซลเซียส น้ำออกระบบมีอุณหภูมิระหว่าง 32-33 องศาเซลเซียส ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 2 แห่งมีอุณหภูมิอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงแบคทีเรีย คืออยู่ในช่วงประมาณ 28-36 องศาเซลเซียส แต่สำหรับดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียระบบทั้ง 2 แห่งมีอุณหภูมิที่สูงกว่าช่วงที่เหมาะสม (อุณหภูมิช่วงที่เหมาะสมคือ 5-25 องศาเซลเซียส) ซึ่งอุณหภูมิจะมีผลต่อการเกิดอัตราดีไนตริฟิเคชันด้วย (WEF, 1998)

เนื่องจากการเกิดไนตริฟิเคชันทำให้สภาพต่างลดลงส่งผลให้ค่า pH ลดลงได้ง่ายขึ้นด้วย จึงอาจเป็นสาเหตุให้เกิดความผันผวนและเกิดผลกระทบต่อประสิทธิภาพของกระบวนการไนตริฟิเคชันโดยรวมได้ ดังนั้นในถังเติมอากาศควรมีสภาพต่างคงเหลือในระบบประมาณ 50 - 100 มก.-CaCO₃/ลิตร จากผลการวิเคราะห์ตัวอย่างพบว่าสภาพต่าง (Alkalinity) ในตารางที่ 9 ถังเติมอากาศ AR3 ของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมีสภาพต่างต่ำโดยเหลือในระบบเท่ากับ 33 มก.-CaCO₃/ลิตร ซึ่งส่งผลต่อการลดลงของ pH ในระบบ

การตรวจสอบการเกิดไนตริฟิเคชันในถังเติมอากาศโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม มีการออกแบบให้ในระบบมีค่า DO ระหว่าง 1-2 มก./ลิตร แต่จากตารางที่ 9 ในบางช่วงของการเก็บตัวอย่างพบว่าค่า DO ในถังเติมอากาศ AR2, AR3 และ AR4 มีค่าต่ำกว่า 1 มก./ลิตร แม้ว่าการเก็บตัวอย่างในจุด AR2 และ AR3 ในเดือนเมษายนค่า DO จะมีค่าเกิน 1 มก./ลิตร (4.29 และ 4.16 มก./

ลิตร) แต่การลดแอมโมเนียยังมีความผันผวนอยู่ กล่าวคือค่าแอมโมเนียไม่ลดลงอย่างชัดเจน อย่างไรก็ตามยังมีการลดลงของแอมโมเนียในภาพรวม (ข้อมูลค่า DO จากการเก็บตัวอย่างวันที่ 2 ตุลาคม 2551 ไม่ได้นำมาคำนวณเนื่องจากมีค่าสูงมากผิดปกติ คือมากกว่า 7 มก./ลิตร ซึ่งอาจเกิดจากความผิดพลาดของอุปกรณ์ที่ใช้เก็บตัวอย่างในวันดังกล่าว)

ตารางที่ 9 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสียในส่วนที่มีการบำบัดแบบชีวภาพ

ถึงปฏิบัติการ	COD (มก./ล.)	NH ₄ (มก.-N /ล.)	Alkalinity (มก.-CaCO ₃ /ล.)	NO ₃ ⁻ (มก.-N /ล.)	DO (มก./ล.)
โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม					
น้ำก่อนเข้าระบบ (a-A1)	46-112	5.8-10.4	190-210	1.1-15.7	0.07-0.82
b-A1	38-80	6.2-7.8	190-230	1.9-13.1	0.02-0.65
AR 2	22-64	2.0-6.0	70-220	2.1-7.6	0.17-4.29
AR 3	30-34	2.8-6.7	150-205	1.0-11.6	0.54-4.16
AR 4	15-64	3.9-8.2	150-200	5.0-7.9	0.81-4.43
โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ					
น้ำก่อนเข้าระบบ (Pre-T)	182-480	55.4-61.9	300-410	12.4-52.0	0.01-0.86
Pre A1	71-118	9.9-16.5	105-340	11.8-44.8	0.12-0.88
A2	118-300	36.7-40.7	260-325	6.2-28.4	0.02-0.91
A1	50-116	10.4-11.6	180-355	4.2-12.7	0.1-0.93
A3	50-88	6.2-8.9	33-220	0.9-8.3	0.3-6.89

จากการวิเคราะห์ข้อมูลของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิพบว่า การเกิดดีไนตริฟิเคชันในถังแอนอกซิกค่าไนเตรตและ COD มีค่าลดลง สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันถังเดิมอาจพบว่าค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียมีค่าลดลง จากการตรวจวัดค่า DO ในส่วนเดิมอากาศ A3 มีค่าต่ำกว่า 1 มก./ลิตร คือ 33 มก./ลิตร เนื่องจากในถังเดิมอากาศมีการเวียนน้ำกลับเข้าสู่ถังแอนอกซิกซึ่งบริเวณที่มีการสูบน้ำเวียนกลับถังแอนอกซิกมีการลดการเติมออกซิเจน ทำให้ค่า DO เหลือในถังเดิมอากาศลดลงต่ำกว่า 1 มก./ลิตร ในจุดที่ทำการตรวจวัด ระบบบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

ตารางที่ 10 ประสิทธิภาพในการลด TKN โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมอยู่ระหว่าง 70.1-93.1 % เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการลดไนโตรเจนทั้งหมด (total-N) โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมมีประสิทธิภาพอยู่ระหว่าง 40.4-55.8 % โดยค่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด มีค่าใกล้เคียงกับค่าเฉลี่ยในปี 2550 คือ 43.2% (พงศศักดิ์ และคณะ, 2552)

ตารางที่ 10 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัด TKN และ T-N โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

		โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม			
		A	B	C	D
TKN	In , มก./ลิตร	10.2	7.28	9.5	10.5
	Out , มก./ลิตร	0.7	1.21	1.37	2.9
	removal efficiency, %	93.1	83.4	85.5	70.1
total-N	In , มก./ลิตร	12.9	11.72	14.8	33.4
	Out , มก./ลิตร	5.9	6.11	6.55	8.06
	removal efficiency, %	53.7	47.9	55.8	40.4

หมายเหตุ A, B, C และ D แทนวันที่เก็บตัวอย่าง โดย A คือ วันที่ 30 มิถุนายน 2551, B คือ วันที่ 2 ตุลาคม 2551, C คือ วันที่ 9 ธันวาคม 2551 และ D คือวันที่ 3 เมษายน 2552

จากตารางที่ 11 แสดงประสิทธิภาพการลด TKN ในโรงบำบัดน้ำเสียที่อากาศยานสุวรรณภูมิเท่ากับ 88.6-97.2 % และมีประสิทธิภาพในการลดไนโตรเจนทั้งหมดอยู่ที่ 40.8-87.8 % ซึ่งแม้ว่าประสิทธิภาพในการบำบัดลด TKN ของระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 2 แห่งจะมีประสิทธิภาพสูง แต่เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการลดไนโตรเจนทั้งหมด กลับมีค่าไม่สูงเหมือนประสิทธิภาพการลด TKN ซึ่งไนโตรเจนนั้นมีการเปลี่ยนรูปสารประกอบได้หลายแบบตามแต่สิ่งแวดล้อมและสถานะของน้ำเสีย แม้มีการบำบัดลดแอมโมเนียม และ TKN ด้วยระบบชีวภาพแล้ว แต่แล้วยังมีไนโตรเจนอยู่ในน้ำที่บำบัดแล้วและเปลี่ยนรูปเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่เป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตได้ โดยเฉพาะไนไตรต์หากมีการสะสมในระบบมากก็จะส่งผลยับยั้งดีไนตริฟิเคชันได้

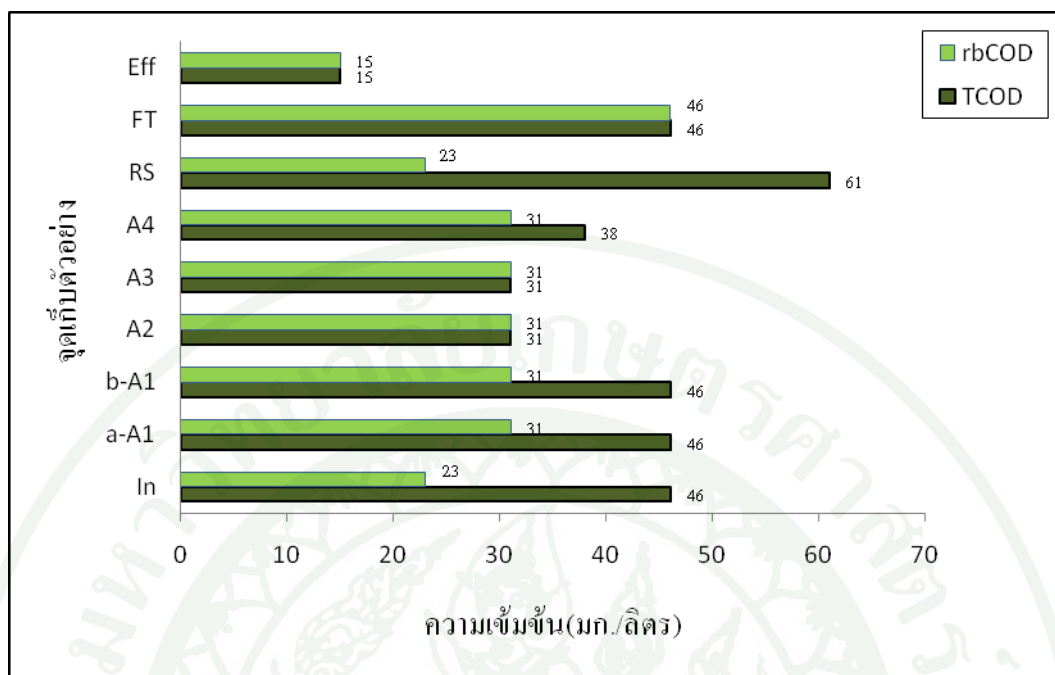
ตารางที่ 11 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัด TKN และ T-N โรงบำบัดน้ำเสียทำ
อากาศยานสุวรรณภูมิ

		โรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิ			
		A	B	C	D
TKN	In , มก./ลิตร	32.6	23.0	35.0	54.4
	Out , มก./ลิตร	1.8	2.60	1.4	1.5
	removal efficiency, %	94.6	88.6	96	97.2
T-N	In , มก./ลิตร	38.8	53.3	70.5	86.1
	Out , มก./ลิตร	9.98	16.36	18.79	10.54
	removal efficiency, %	40.8	69.3	73.4	87.8

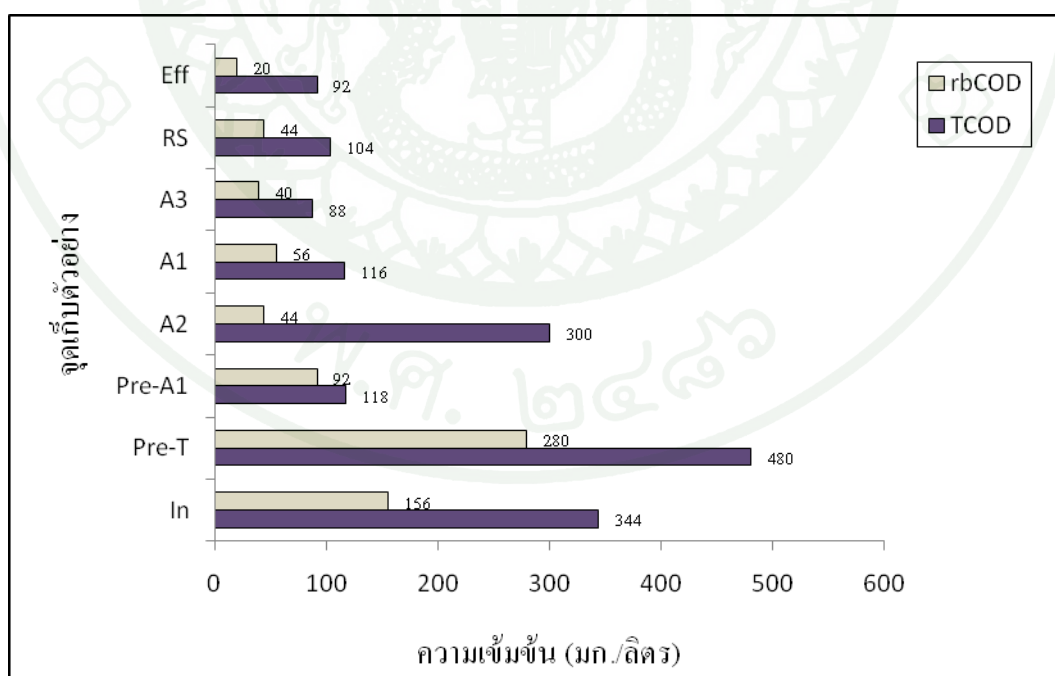
หมายเหตุ A, B, C และ D แทนวันที่เก็บตัวอย่าง โดย A คือ วันที่ 18 สิงหาคม 2551, B คือ วันที่ 28 ตุลาคม 2551, C คือ วันที่ 25 กุมภาพันธ์ 2552 และ D คือ วันที่ 23 เมษายน 2552

ผลการวิเคราะห์ค่า rbCOD และ TCOD ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม และโรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิ เปรียบเทียบระหว่างจุดเก็บตัวอย่างแต่ละจุดในโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและโรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิแสดงดังภาพที่ 13 และภาพที่ 14

TCOD (total COD) เป็นค่าสารอินทรีย์ในน้ำเสียทั้งหมดทั้งที่จุลินทรีย์ย่อยสลายได้และไม่ได้ และ rbCOD (readily biodegradable COD) ซึ่งเป็นส่วนที่ละลายน้ำและย่อยสลายได้เร็ว ซึ่งจะถูกกำจัดได้ด้วยระบบบำบัดทางชีวภาพและเป็นส่วนสำคัญที่ทำให้เกิดความต้องการออกซิเจน ปริมาณ rbCOD ที่มากขึ้นจะทำให้เกิดกระบวนการดีไนริฟิเคชันได้ดีขึ้นด้วย (สุเทพ, 2550)



ภาพที่ 13 ความเข้มข้น rbCOD เทียบกับ TCOD ของส่วนต่างในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม



ภาพที่ 14 ความเข้มข้น rbCOD เทียบกับ TCOD ของส่วนต่างในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

จากภาพที่ 13 ผลการวิเคราะห์น้ำเสียของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมเมื่อเข้าสู่ระบบบำบัดพบว่าปริมาณ TCOD และ rbCOD เท่ากับ 46 และ 23 มก./ลิตร ตามลำดับ เมื่อเข้าสู่จุดเก็บตัวอย่าง a-A1 ซึ่งเป็นส่วนของถังแอนอกซิกที่มีการรับน้ำเสียและตะกอนสัต์จ์เวียนกลับผสม ทำให้ปริมาณ rbCOD เพิ่มขึ้นแต่ปริมาณ TCOD เท่าเดิม การเปลี่ยนแปลง TCOD และ rbCOD มีการเปลี่ยนแปลงน้อยมากแม้เข้าสู่ระบบเดิมอากาศ เมื่อเข้าสู่ถังเดิมอากาศ A4 ปริมาณ TCOD เพิ่มขึ้นจาก 31 มก./ลิตร เป็น 38 มก./ลิตร อาจเนื่องมาจากตะกอนจุลินทรีย์อยู่ในระบบนานพอที่จะสร้างเซลล์ใหม่เพิ่มขึ้นและการตายของเซลล์จุลินทรีย์เก่า ทำให้ปริมาณ COD โดยรวมเพิ่มขึ้นนั่นเอง

จากภาพที่ 14 ผลการวิเคราะห์น้ำเสียของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิเมื่อเข้าสู่ระบบบำบัดพบว่าปริมาณ TCOD และ rbCOD เท่ากับ 344 และ 156 มก./ลิตร เมื่อน้ำเสียผ่านกระบวนการกรองขยะเข้าสู่จุดเก็บตัวอย่าง Pre-T ปริมาณ TCOD และ rbCOD เท่ากับ 480 และ 280 มก./ลิตร ตามลำดับ การออกแบบระบบบำบัดมีการแบ่งน้ำเสียเข้าถังพีรีแอนอกซิก (Pre-A1) 10% รวมกับตะกอนสัต์จ์เวียนกลับ ถังแอนแอโรบิก (A2) 90% ปริมาณ TCOD จากจุด Pre-A1 ลดลงเหลือ 300 มก./ลิตร ยังลดลงอย่างต่อเนื่องเมื่อเข้าสู่ถังแอนอกซิก(A1) ปริมาณ TCOD เหลือ 116 มก./ลิตร สำหรับปริมาณ rbCOD ที่เพิ่มขึ้นจุด A2 มา A1 จาก 44 มก./ลิตร เป็น 56 มก./ลิตร ในจุด A1 เนื่องมาจากมีการเวียนกลับน้ำเสียจากถังถังอากาศเข้าสู่ถังแอนอกซิกนั่นเอง

จากภาพที่ 13 และ 14 จะเห็นว่าปริมาณ TCOD และ rbCOD โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมีการลดลงอย่างเห็นได้ชัด สำหรับโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมปริมาณ TCOD และ rbCOD เมื่อเข้าสู่ระบบน้ำเสียหลังจากผ่านถังแอนอกซิก (a-A1) แทบจะไม่เปลี่ยนแปลงหรือมีการเปลี่ยนแปลงน้อยมาก แม้ในส่วนที่เป็น rbCOD ที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย การที่ปริมาณ TCOD และ rbCOD มีการลดลงน้อยมากอาจเนื่องมาจากปัจจัยจากควบคุมระบบเช่นปริมาณ DO อายุสัต์จ์ ปริมาณจุลินทรีย์ ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัด COD ไม่ดี นอกจากนี้สันนิษฐานได้ว่าส่วนที่เป็น TCOD ที่ไม่มีการเปลี่ยนแปลงคือ sbCOD (slowly biodegradable COD) ซึ่งเป็นคาร์บอนส่วนที่จุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายได้ง่าย หรือไม่สามารถย่อยสลายได้ นอกจากนี้ยังอาจเป็นตะกอนดินหรือขยะที่ผ่านการคัดกรองจากระบบขั้นต้น โดยสังเกตได้จากสีของตะกอนเป็นสีดำคล้ำลักษณะเหมือนตะกอนดิน จากตารางที่ 12 แสดงความสัมพันธ์ค่า SS และ VSS จากการวิเคราะห์ตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยาส่วนที่เป็นระบบชีวภาพ

ตารางที่ 12 ผลการวิเคราะห์ SS และ VSS ในระบบบำบัด (มก./ลิตร)

พารามิเตอร์	โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม		โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	
	Anoxic	Aerobic	Anoxic	Aerobic
SS	959 $\pm$ 24.8	1.00 $\pm$ 0.14	1,229 $\pm$ 262	903 $\pm$ 29.3
VSS	504 $\pm$ 13.2	0.46 $\pm$ 0.06	1,085 $\pm$ 230	791 $\pm$ 18.9
VSS/SS	0.53 $\pm$ 0.02	0.46 $\pm$ 0.05	0.88 $\pm$ 0.2	0.87 $\pm$ 0.3

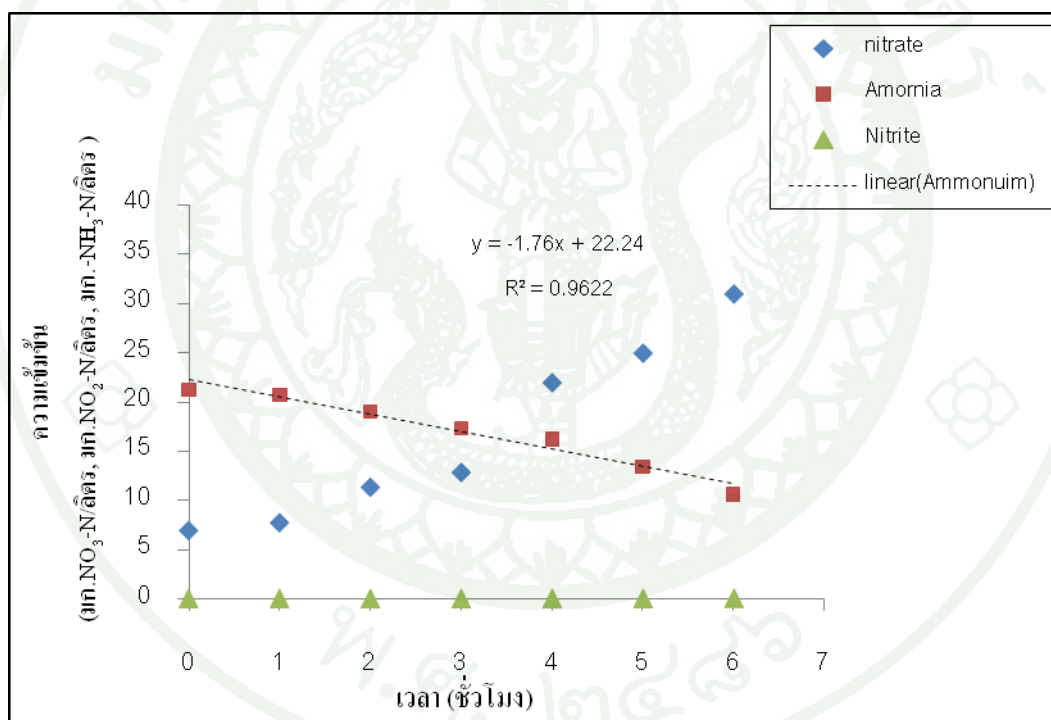
จากตารางที่ 12 ค่า VSS/SS แสดงความสัมพันธ์ของส่วนที่สามารถย่อยสลายได้ (เซลล์จุลินทรีย์) และส่วนที่ย่อยสลายได้ยาก โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมมีค่า VSS/SS ในส่วนแอนน็อกซิก และ แอโรบิก(เดิมอากาศ) เท่ากับ 0.53 $\pm$ 0.02 และ 0.46 $\pm$ 0.05 ตามลำดับ สำหรับในโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิผลการวิเคราะห์ VSS/SS ส่วนที่เป็นแอนน็อกซิกและแอโรบิก เท่ากับ 0.88 $\pm$ 0.02 และ 0.87 $\pm$ 0.03 ตามลำดับ จากผลการวิเคราะห์ VSS/SS จากตัวอย่างดังกล่าว โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมีส่วนที่เป็นตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดมากกว่าโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียจึงมากกว่าด้วย

ธงชัย (2545) รายงานช่วง C/N ควรเท่ากับ 3-7 เป็นอย่างน้อย จากการวิเคราะห์คำนวณอัตราส่วน C/N โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมมีค่า C/N ในรูป rbCOD/TKN เท่ากับ 3.2 และ 4.5 จากโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ สำหรับ C/N ในรูป TCOD/TKN เท่ากับ 6.3 และ 9.38 โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและ โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิตามลำดับ จากข้อมูลพบว่าค่า TCOD/TKN อยู่ในช่วงที่เป็นไปตามทฤษฎี คือ ประมาณ 5-8 (พงศศักดิ์ และคณะ, 2550) แต่เมื่อพิจารณาค่า rbCOD/TKN ซึ่งเป็นชีโอดีที่สามารถใช้เป็นพลังงานได้รวดเร็วหรือพร้อมใช้ ยังไม่อยู่ในช่วงที่เหมาะสม ซึ่งอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน มีผลต่อประสิทธิภาพในการลดไนโตรเจน

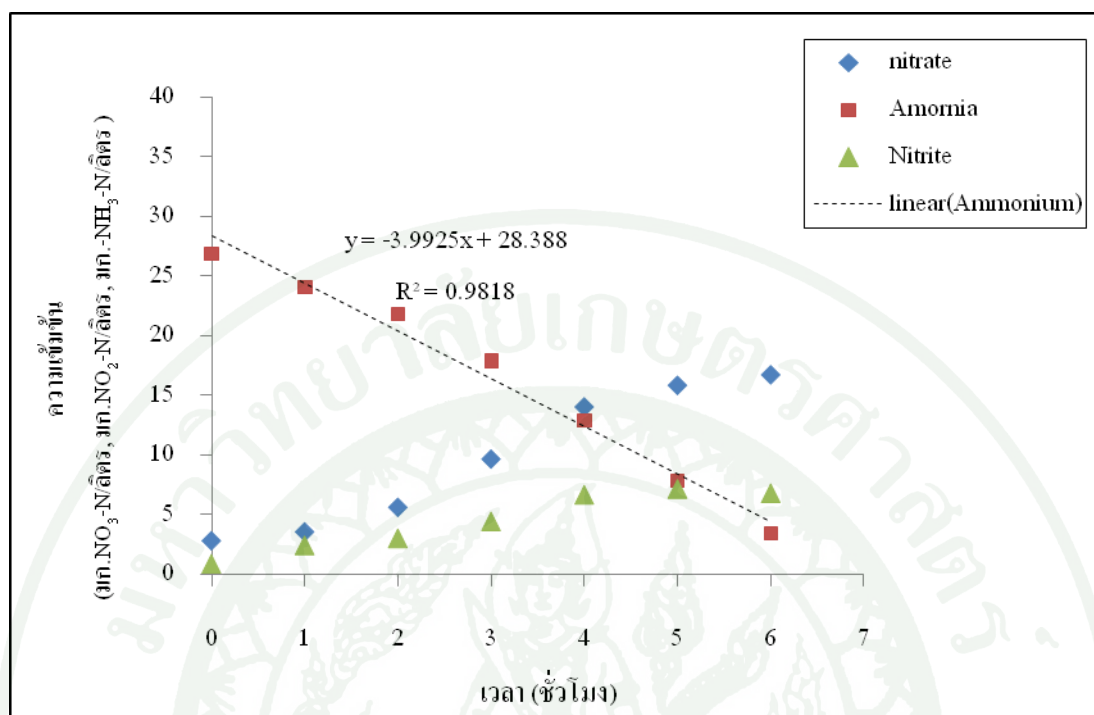
2. การศึกษาอัตราไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน

การศึกษาอัตราไนตริฟิเคชัน (Nitrification Rate) โดยนำเชื้อจุลินทรีย์ในถังเดิมอากาศ มาทดสอบแบบในถังที่มีการเติมอากาศขนาด 5 ลิตร เก็บตัวอย่างทุกชั่วโมงจนครบ 6 ชั่วโมง นำข้อมูลมาหาความสัมพันธ์การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น ณ เวลาที่เวลาต่างๆ เนื่องจากอัตราไนตริฟิเคชันเป็นค่าอัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้มีสถานะออกซิเดชันสูงขึ้น ซึ่งควรเป็นค่าในตรง แต่บางครั้งได้ผลเป็นเพียงไนไตรต์ จึงวัดอัตราไนตริฟิเคชันในรูปของการใช้แอมโมเนียมแทน

(Ammonium Utilization Rate, AUR) และการหาอัตราการใช้แอมโมเนียจำเพาะ (Specific Ammonium Utilization Rate, SAUR) ผลการทดลองแสดงดังภาพที่ 15 และภาพที่ 16



ภาพที่ 15 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนไตรด ตามเวลา ในโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมเมื่อ แอมโมเนียมเริ่มต้น 21.28 mg.NH₄-N/ลิตร pH 7.10 MLVSS เท่ากับ 838 มก./ลิตร



ภาพที่ 16 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรดตามเวลา โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ เมื่อ แอมโมเนียมเริ่มต้น 26.88 มก.NH₄-N/ลิตร
pH 7.44 MLVSS 787 มก./ลิตร

จากการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรดตามเวลา เมื่อนำค่าที่ได้มาพล็อตกราฟ จะได้ค่าอัตราการใช้แอมโมเนีย (AUR) แสดงตามตารางที่ 13 โดย โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมมีอัตราการใช้แอมโมเนียเท่ากับ 1.76 มก.NH₄-N/ลิตร-ชั่วโมง และเท่ากับ 3.99 มก.NH₄-N/ลิตร-ชั่วโมง ในโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

ตารางที่ 13 แสดงผลการวิเคราะห์ตะกอนจากถังเติมอากาศ

ผลการวิเคราะห์		โรงควบคุมคุณภาพน้ำ หนองแขม	โรงบำบัดน้ำเสีย ท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
AUR	(mg.NH ₄ -N/ลิตร-ชั่วโมง)	1.76	3.99
SAUR	(mg.NH ₄ -N/ก.MLVSS-ชั่วโมง)	2.10	5.07
MLVSS	(mg./ลิตร)	838	787

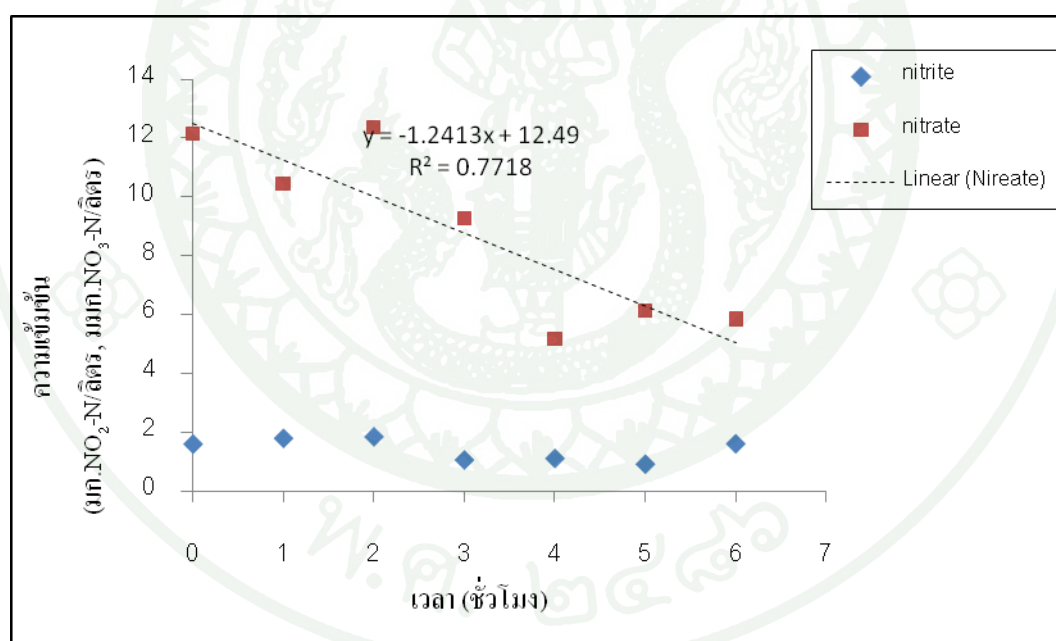
จากการศึกษาอัตราการใช้อะมโมเนียมจำเพาะ (Specific Ammonium Utilization Rate, SAUR) โดยโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมมีอัตราการใช้อะมโมเนียมจำเพาะเท่ากับ 2.10 มก. $\text{NH}_4\text{-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง}$ ควบคุม pH 7.10 อุณหภูมิ 29.8 องศาเซลเซียส โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมีอัตราการใช้อะมโมเนียมจำเพาะเท่ากับ 5.07 มก. $\text{NH}_4\text{-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง}$ pH 7.44 อุณหภูมิเท่ากับ 31.0 องศาเซลเซียส

ในการวิเคราะห์อัตราการใช้อะมโมเนียม และอัตราการใช้อะมโมเนียมจำเพาะ โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมีอัตราการใช้อะมโมเนียม และอัตราการใช้อะมโมเนียมจำเพาะสูงกว่าโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม แสดงว่าจุลินทรีย์จากถังเดิมอากาศในโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมีประสิทธิภาพในการลดแอมโมเนียมดีกว่าจุลินทรีย์ในถังเดิมอากาศโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม ซึ่งการลดลงของแอมโมเนียมจากการทดลองด้วยตะกอนจุลินทรีย์จากถังเดิมอากาศทั้ง 2 แห่ง มีการลดลงอย่างต่อเนื่องลักษณะเป็นเส้นตรง สัมพันธ์กับปริมาณไนเตรดที่เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบอัตราการใช้อะมโมเนียมจำเพาะกับการวิจัยของ Eckenfelder *et al.* (1994) ใช้ตะกอนจากระบบ SBR 12 วัน มีอัตราการใช้อะมโมเนียมจำเพาะเท่ากับ 0.91 มก. $\text{NH}_4\text{-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง}$, Su and Ouyang (1997) ใช้ตะกอนจากระบบ A2O ในภาวะอายุสลัสดั 5, 10 และ 15 วัน ซึ่งมีอัตราการใช้อะมโมเนียมจำเพาะเท่ากับ 3.76, 5.78 และ 4.96 มก. $\text{NH}_4\text{-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง}$

เหตุที่ข้อมูลยังมีความแตกต่างกันมาก เนื่องจากผู้ที่ทำการศึกษามีการทดลองในอุณหภูมิ ภาวการณ์ ชนิด และความเข้มข้นของสารอาหารและอายุสลัดจ์ที่ต่างกัน นอกจากนี้ในปัจจุบันยังมีข้อมูลอัตราการใช้อะมโมเนียมจำเพาะหรือ อัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะยังมีไม่มากพอ จึงยังนำมาเป็นข้อมูลมาใช้ในการออกแบบระบบได้

การวิเคราะห์อัตราดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification Rate, DNR) โดยการลดรูปไนเตรตหรือไนไตรต์เป็นก๊าซไนโตรเจน ในการทดลองใช้ไนเตรตเป็นสารที่ถูกลดรูปเพื่อการศึกษาการเปลี่ยนแปลง อัตราดีไนตริฟิเคชัน (DNR) จึงมีค่าเท่ากับอัตราการใช้ไนเตรต (nitrate utilization rate, NUR) จากการศึกษาอัตราการใช้ไนเตรต โดยเติม KNO_3 ให้ได้ความเข้มข้นเริ่มต้น 30 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร เพื่อศึกษาการลดไนเตรต ใช้กลูโคสเป็นแหล่งพลังงานภายนอก COD สุทธิประมาณ 90 มก./ลิตร (กำหนดให้ COD : N เท่ากับ 3:1)

จากการวิเคราะห์อัตราการใช้ไนเตรต โดยเก็บตัวอย่างวัดค่าความเข้มข้นไนเตรตตามเวลานำค่าที่ได้มาพล็อตกราฟ สมการเส้นตรงที่ได้คือค่าอัตราการใช้ไนเตรต โดยอัตราการใช้ไนเตรตของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม โดยใช้ตะกอนในถังแอนอกซิกแสดงดังภาพที่ 17 มีอัตราการใช้ไนเตรตเท่ากับ 1.24 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร-ชั่วโมง



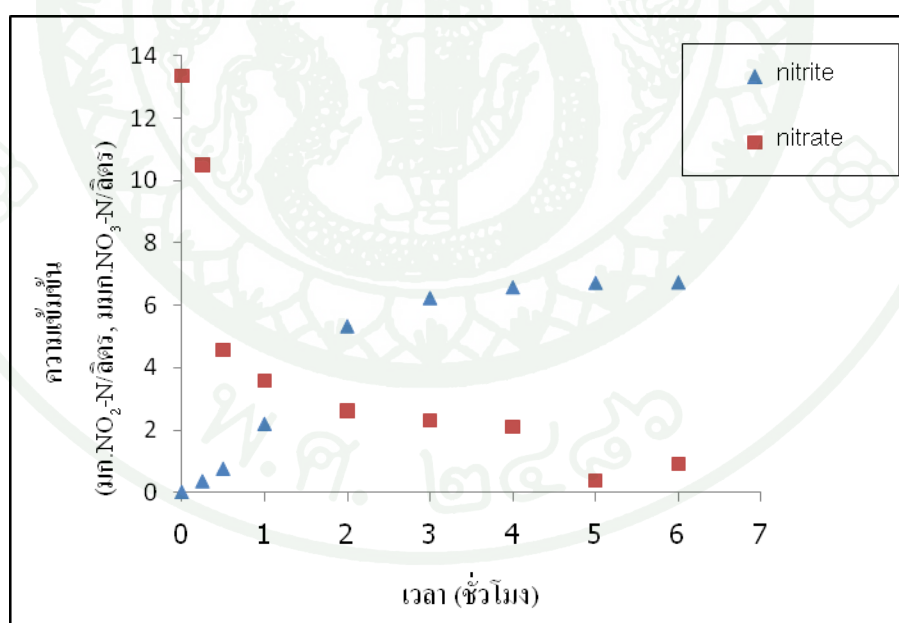
ภาพที่ 17 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต และไนไตรต์ต่อเวลา โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม เมื่อไนเตรตเริ่มต้น 12.15 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร MLVSS เท่ากับ 543 มก./ลิตร

เมื่อนำค่า MLVSS หาค่าอัตราการใช้ไนเตรตผลที่ได้คือ อัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะ (specific nitrate utilization rate, SNUR) ซึ่งโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมมีอัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะเท่ากับ 2.28 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ก.MLVSS-ชั่วโมง โดยอัตราการใช้ไนเตรตมีและเมื่อเปรียบเทียบ

กับการวิจัยของ A. Pala and Ö. Bölübaşı (2005) ซึ่งได้ทำการศึกษาอัตราไนตริฟิเคชัน จากตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ออกแบบระบบให้สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสได้ จากการศึกษาโดยใช้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนมีอัตราไนตริฟิเคชันเท่ากับ 1.2 มก. $\text{NO}_3\text{-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง}$ และมีอัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะเท่ากับ 0.34 มก. $\text{NO}_3\text{-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง}$

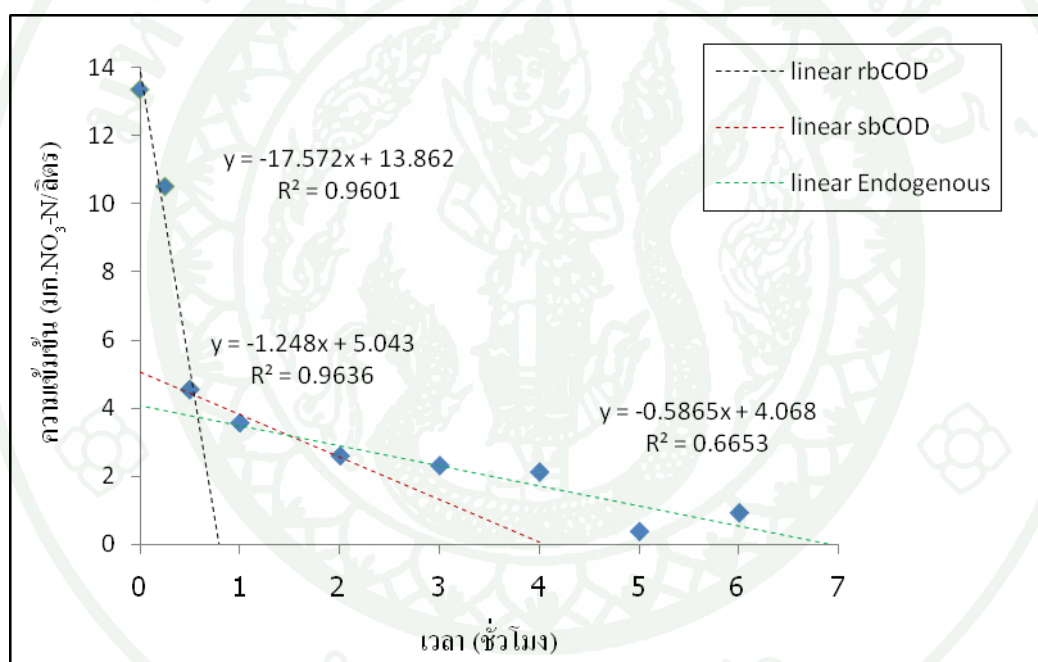
จากการศึกษาอัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะ แม้ในภาพรวมความเข้มข้นไนเตรตจะลดลง แต่ในการศึกษานั้นบางช่วงเวลานั้นมีการเพิ่มขึ้น และลดลงจนไม่สามารถระบุชี้ชัดได้จุลินทรีย์มีการใช้ไนเตรตสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันหรือไม่ ซึ่งต้องทำการศึกษาต่อไป

สำหรับการศึกษาการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตต่อเวลา จากการนำจุลินทรีย์ถังแอนอกซิกในโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ มาทดลอง พบการเปลี่ยนแปลงแสดงดังภาพที่ 18



ภาพที่ 18 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต และไนไตรต์ต่อเวลา โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิเมื่อไนเตรต เริ่มต้น 13.35 มก. $\text{NO}_3\text{-N/ลิตร}$ MLVSS เท่ากับ 890 มก./ลิตร

จากการศึกษาอัตราการใช้ไนเตรตของโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ พบว่า การเปลี่ยนแปลงไนเตรตต่อเวลามีลักษณะไม่เป็นเส้นตรงเหมือนกับการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตในโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม โดยหลังจากเติม KNO_3 เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต ในช่วง 40 นาทีแรกความเข้มข้นไนเตรตมีการเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็ว หลังจากนั้นมีการเปลี่ยนแปลงอย่างช้าๆ จนแทบไม่เห็นการเปลี่ยนแปลง จนกระทั่งผ่านชั่วโมงที่ 4 ความเข้มข้นไนเตรตลดลงอีกครั้งจนเข้าใกล้ศูนย์ ทำให้การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตต่อเวลา มีการเปลี่ยนแปลง ได้อัตราการใช้ไนเตรต 3 อัตรา โดยอัตราการใช้ไนเตรตโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิทั้ง 3 อัตราแสดงดังภาพที่ 19



ภาพที่ 19 อัตราการใช้ไนเตรต 3 อัตรา จากแหล่งพลังงานคาร์บอนต่างชนิดกัน
โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

จากการศึกษาอัตราการใช้ไนเตรต จากภาพที่ 19 อัตราการใช้ไนเตรตจากการใช้กลูโคส เป็นแหล่งพลังงานภายนอกซึ่งย่อยได้เร็ว (rbCOD) และเป็นช่วงที่เกิดขึ้นเร็วที่สุด (Initial Fast Reproduction) เท่ากับ 17.5 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร-ชั่วโมง อัตราที่สอง มีอัตราการใช้ไนเตรตเท่ากับ 1.2 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร-ชั่วโมง (Intermediate Rate in 1st Anoxic Rate หรือช่วง Endogenous Reduction 2nd Anoxic zone) หลังจากแหล่งพลังงานที่ย่อยสลายง่ายเริ่มหมดที่เป็นสารประกอบ

ที่ซับซ้อนย่อยสลายได้ช้า (sbCOD) สูดถ่ายเมื่อแหล่งพลังงานภายนอกหมดแล้ว อัตราที่สาม ความเข้มข้นไนเตรตที่ลดลงเนื่องจากการใช้แหล่งพลังงานภายในเซลล์ซึ่งคือช่วงเอนโดจีนัส (Endogenous) มีอัตราการใช้ในเตรตเท่ากับ 0.5 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร

ค่า MLVSS ในการศึกษาตะกอนแอนอโรบิกเท่ากับ 890 มก./ลิตร ดังนั้นโรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิมีอัตราการใช้ในเตรตจำเพาะ (specific nitrate utilization rate) แสดงในตารางที่ 14 นำผลการศึกษาที่ได้เปรียบเทียบกับกรวิจัยของ Henze (1992) และ Kujawa and Klapwijk (1999)

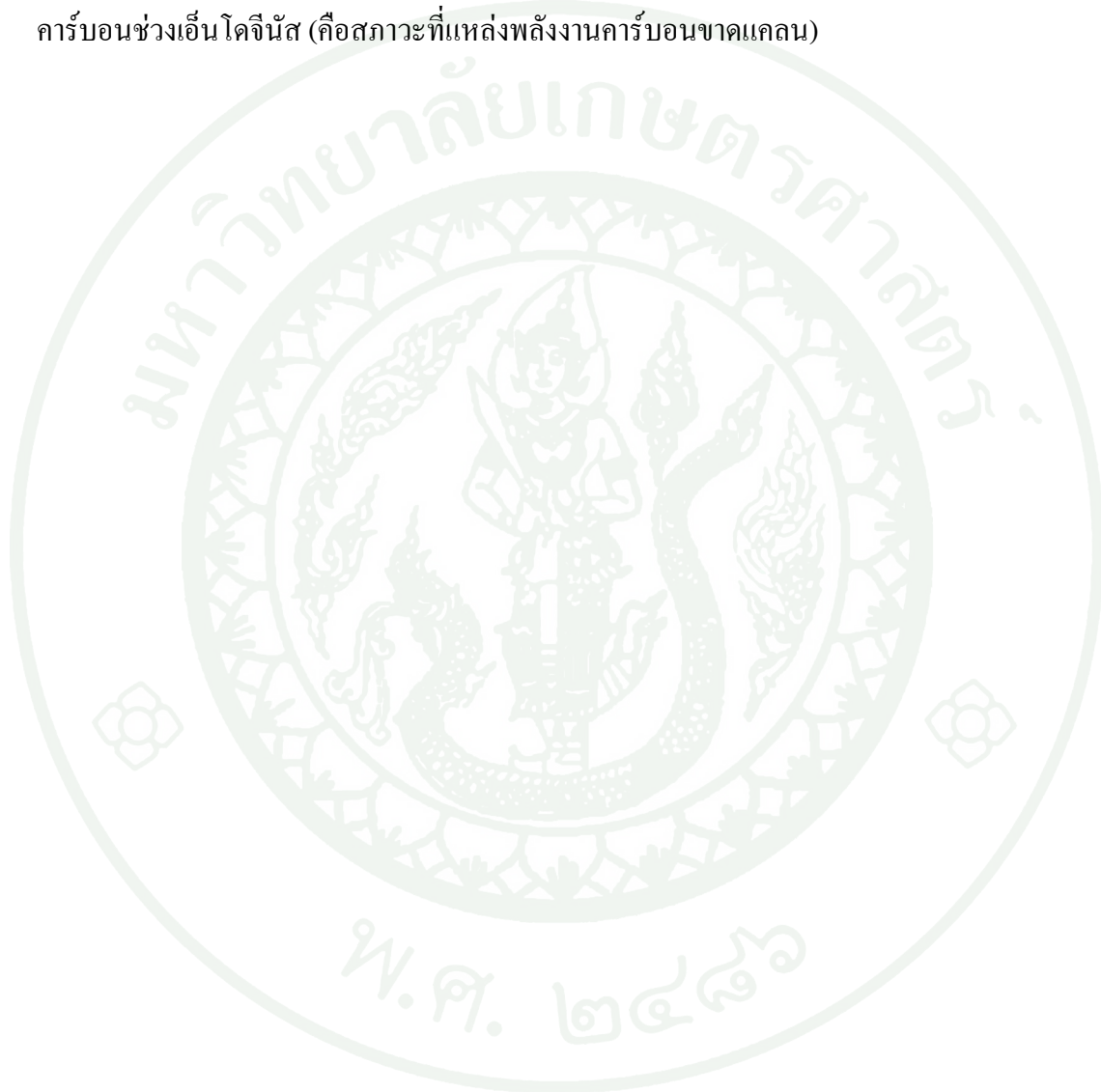
ตารางที่ 14 อัตราการใช้ไนเตรตโรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิ

อัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะ (มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ก. MLVSS-ชั่วโมง)			อ้างอิง
rbCOD	sbCOD	Endogenous	
7-20	1-5	0.2-0.5	Henze (1991)
1-3	0.6-1	0.2-0.6	Kujawa and Klapwijk (1999)
19.6	1.34	0.65	จากการศึกษา

จากตารางที่ 14 แสดงอัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะจากการใช้แหล่งพลังงานคาร์บอนที่ย่อยสลายได้เร็ว (rbCOD) ย่อยได้ช้า (sbCOD) และเมื่อพลังงานคาร์บอนภายนอกหมดลงโดยใช้พลังงานจากการย่อยสลายเซลล์ (Endogenous) เท่ากับ 19.6 , 1.34 และ 0.65 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ก. MLVSS-ชั่วโมงตามลำดับ จากการศึกษ้อัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะดังกล่าว มีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ Henze (1992) และ Kujawa and Klapwijk (1999) แม้ว่าการศึกษ้อัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะนี้ได้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์และใช้แหล่งพลังงานคาร์บอนชนิดกลูโคส ไม่เหมือนกับของ Henze (1992) และ Kujawa and Klapwijk (1999) ซึ่งใช้น้ำเสียจริงจากโรงบำบัดน้ำเสีย และเพิ่มสารอาหารภายนอกซึ่งเป็นแหล่งพลังงานอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายอย่างอะซิเตส

การศึกษ้อัตราการใช้ไนเตรต โดยเติม KNO_3 ให้ได้ความเข้มข้นประมาณ 30 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร เพื่อศึกษาการลดไนเตรต ใช้กลูโคสเป็นแหล่งพลังงานภายนอก COD สุทธิประมาณ 90 มก./ลิตร (ให้ COD : N เท่ากับ 3:1) หลังจากปล่อยออกซิเจนออกจากถังปฏิกิริยาด้วยก๊าซไนโตรเจน เมื่อใช้

แท่งแม่เหล็กกวนผสมเป็นเวลา 1 นาที หลังจากนั้นเก็บตัวอย่างน้ำที่ศูนย์พบว่า มีการลดลงของไนเตรตอย่างรวดเร็ว คือ จากความเข้มข้นเริ่มต้น 30 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร เหลือ 12.15 และ 13.35 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ ตามลำดับ ทั้งนี้อาจเป็นเพราะจุลินทรีย์ดีในτριฟายอิงแบคทีเรียอยู่ในช่วงที่มีการใช้แหล่งพลังงานคาร์บอนช่วงเอ็นโดจีนัส (คือสภาวะที่แหล่งพลังงานคาร์บอนขาดแคลน)



สรุปและข้อเสนอแนะ

สรุป

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชน และยังศึกษาปัจจัยต่างๆ ที่มีผลต่อการทำงานของไนตริฟายอิงแบคทีเรียและดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียที่สามารถลดไนโตรเจนด้วยวิธีการทางชีวภาพได้

ผลการวิเคราะห์พบว่า ค่าบีโอดีในน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมอยู่ระหว่าง 12-90 มก./ลิตร pH ในถังเดิมอยู่ระหว่าง 6.47-6.68 บีโอดีโรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิในช่วง 113-174 มก./ลิตร pH 6.25-6.54 ซึ่งค่า pH ในถังเดิมอากาศที่ค่อนข้างต่ำนี้อาจส่งผลต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้พบว่าค่าดีโอ สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) ในโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมในบางช่วงยังไม่อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรียและดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย ทำให้การเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันยังไม่มีประสิทธิภาพดีพอ แต่ค่าบีโอดีน้ำออกของระบบทั้งสองไม่เกิน 20 มก./ลิตร ตามเกณฑ์ควบคุมน้ำทิ้ง ประสิทธิภาพในการลด TKN โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมอยู่ระหว่าง 70.1-93.1 % เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการลดไนโตรเจนทั้งหมด (total-N) โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมมีประสิทธิภาพอยู่ระหว่าง 40.4-55.8% ประสิทธิภาพการลด TKN ในโรงบำบัดน้ำเสียที่อากาศยานสุวรรณภูมิเท่ากับ 88.6-97.2 % และมีประสิทธิภาพในการลดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 40.8-87.8% อัตราส่วน C/N โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมมีค่า C/N ในรูป rbCOD/TKN เท่ากับ 3.2 และ 4.5 จากโรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิ สำหรับ C/N ในรูป TCOD/TKN เท่ากับ 6.3 และ 9.38 โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและ โรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิตามลำดับ

การศึกษาอัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะ ทำการศึกษาจากอัตราการใช้ออมโมเนียมจำเพาะ โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมมีอัตราการใช้ออมโมเนียมจำเพาะเท่ากับ 2.10 มก. $\text{NH}_4\text{-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง}$ โรงบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานสุวรรณภูมิเท่ากับ 5.07 มก. $\text{NH}_4\text{-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง}$ ในส่วนของการศึกษาอัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะได้ทำการศึกษการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต ซึ่งคืออัตราการใช้ไนเตรตจำเพาะเท่ากับ 2.28 มก. $\text{NO}_3\text{-N/ก. MLVSS-ชั่วโมง}$ การลดลงความเข้มข้นไนเตรตไม่สามารถระบุชี้ชัดได้จุลินทรีย์มีการใช้ในเตรตสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันหรือไม่ซึ่ง

ต้องทำการศึกษาต่อไป สำหรับโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิความเข้มข้นในเตรตมีการลดลงตามชนิดของแหล่งพลังงานอินทรีย์คาร์บอนที่อยู่ในการทดลองคือ rbCOD sbCOD และภายในเซลล์ (endogenous) ทำให้อัตราการใช้ในเตรตจำเพาะมีทั้งหมด 3 อัตราคือ 19.6 , 1.34 และ 0.65 มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ก.MLVSS-ชั่วโมง ตามปริมาณคาร์บอนที่เหลือในระบบตามลำดับ

ข้อเสนอแนะ

อาจกล่าวได้ว่ามีหลายปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดในโตรเจนสำหรับโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม ทั้งปริมาณสารอินทรีย์ก่อนข้างต่ำ บางครั้งไม่เพียงพอต่อการกำจัดในโตรเจน นอกจากนี้การควบคุม DO , Alkalinity และ pH ส่งผลต่อการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันของทั้งสองระบบ อาจแก้ไขโดยการเติมสารอินทรีย์หรือเปลี่ยนแปลงอัตราการหมุนเวียนตะกอน รวมทั้งเวลาในการเกิดปฏิกิริยา

เอกสารและสิ่งอ้างอิง

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมการจัดน้ำเสีย เล่ม 4. พิมพ์ครั้งที่ 1, นนทบุรี.

ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2544. การจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, กรุงเทพฯ.

บริษัท โกลบอล ยูทิลิตี้ เซอร์วิส จำกัด (กัสโก้). 2550. โรงควบคุมคุณภาพน้ำท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ. เอกสารประชาสัมพันธ์. กรุงเทพฯ.

สำนักงานการระบายน้ำกรุงเทพมหานคร. 2546. โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม. เอกสารประชาสัมพันธ์, กรุงเทพฯ.

สุเทพ สิริวิทยาปกรณ์. 2550. เทคโนโลยีน้ำเสีย, ครั้งที่ 2. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรม, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

สุบัณฑิต นิมรรัตน์. 2548. จุลชีววิทยาของน้ำเสีย. สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, กรุงเทพฯ.

พงศ์ศักดิ์ และคณะ. 2550. การศึกษาปริมาณของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียที่หลากหลายในประเทศไทย. วารสารวิจัย มช. 12(3) : ก.ค.-ก.ย.

Ali, R.D. and Karg, F. 2000. Kinetics nitrification and Denitrification Processes. **Enzyme and Microbial Technology**. 27: 37-42

Alleman, J.E. and Irvine, R. L. 1980. Storage-Induced Denitrification Using Sequencing Batch Reactor Operation. **Wat. Res.** 14: 1483-1490

Biton, G. 1994. **Wastewater Microbiology**. Wiley-Liss, New York.

Barnard, J.L. 1975. Biological Nutrient Removal without the Addition of Chemicals. **Water Res.** 9: 485-490

Burrell, P., Keller, J. and Blackall, L.L. 1997. Characterisation of the Bacterial Consortium Involved in Nitrite Oxidation in Activated Sludge. **Proc. IAWQ and AWWA BNR3 Conf.** Brisbane, Australia.

Carrucci, A., Ramadori, R., Rossetti, S. and Tomei, M. C. 1996. Kinetics of Denitrification Reactions in Single Sludge Systems. **Water Res.** 30: 51-56.

Davis, B.D. *et.al.* 1970. **Principles of Microbiology and Immunology.** 4th ed. Harper and Row, New York.

Ekama, G.A. *et al.* 1984. Theory, Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes. **Wat. Res. Comm,** Pretoria, S.Africa.

Han, Bao, Y. Furukawa, K. 2007. **Characterization of Functional Microbial Community in a Membrane-Aerated Biofilm Reactor Operated for Completely Autotrophic Nitrogen removal.** China.

Hanaki, K., Wantawin, C. and Ohgaki. 1990. Nitrification at Low Levels of Dissolved Oxygen with and without Organic Loading in a Suspended-Growth Reactor. **Wat. Res.** 24-297.

Hanaki, K., Hong, Z., and Matsuo, T. 1992. Production of Nitrous Oxide Gas during Denitrification of Wastewater. **Wat. Sci. Tech.** 26: 1027-1036

Henze, M. 1986. Nitrate vs Oxygen Utilisation Rates in Wastewater and Activated Sludge Systems. **Water Sci. Tech.** 18.

- Henze, M. 1989. The Influence of Raw Wastewater Biomass on Activated Sludge Oxygen Respiration Rates and Denitrification Rates. **Water Sci. Tech.** 21: 603-607.
- Henze, M. 1991. Capabilities of Biological Nitrogen Removal Processes from Wastewater. **Water Sci. Tech.** 23: 669-679.
- Henze, M. and Harremoës, P. 1990. Chemical-Biological Nutrient Removal: the HYPRO concept. Proceedings of the 4th Gothenburg Symposium Chemical Water and Wastewater Treatment, Madrid.
- Henze, M., Kristensen, G.H. and Strube, R. 1994. External Carbon Source Addition as a Means to Control an Activated Sludge Nutrient Removal Process. **Water Res.** 28(3): 511-520.
- Kapley, A., Baere, T.D. and Hemant, J.P. 2007. **Eubacterial diversity of activated biomass from a common effluent treatment plant.** Ghent University, Belgium.
- Kujawa, K. *et.al.* 1997. **Estimation of Nitrogen Removal Potential on WWTP Assen.** Report of the Agricultural University, Wageningen.
- Kujawa, K. and Klapwijk, B. 1999. A Method to Estimate Denitrification Potential for Predenitrification Systems Using NUR Batch Test. **Wat. Res.** 33(10): 2291-2300.
- Lefevre, F., Audic, J.M. and Bujon. 1993. Automatic Regulation of Activated Sludge Aeration Single-Tank Nitrification-Denitrification. **Wat. Sci. Tech.** 28(10): 289-298.
- Magdalena, A.D., Kathleen, L.L. and Jan, A.O. 2007. **Activated sludge operational regime has significant impact on the type of nitrifying community and its nitrification rates.** Manitoba University. Canada.

McKinney, R.E. 1962. **Microbiology for Sanitary Engineers**. McGraw-Hill. New York.

Pala, A. and Bölübaşı, Ö. 2005. Evaluation of Kinetic Parameters for Biological CNP Removal from a Municipal Wastewater Through Batch Test. **Process Biochemistry**. 40: 629-635.

Noophan, P., Paopuree, P., Kanlayaras, K., Sirivithayapakorn, S. and Techkarnjanaruk, S. 2009. Nitrogen Removal Efficiency at Centralized Domestic Wastewater Treatment Plants in Bangkok, Thailand. **EnvironmentAsia**. 2: 30-35

Panswad, T. and Anan, C. 1997. Salt Tolerance of Carbon and Nitrogen Bacteria in an Anaerobic/Anoxic/Aerobic Process, pp 338-345. Proc. 3rd IAWQ/AWWA BNR Conf., Brisbane, Australia.

Panswad, T. and Anan, C. 1999a. Impact of High Chloride Wastewater on an Anaerobic/Anoxic-Aerobic Process with and without Inoculation of Chloride Acclimated Seed. **Wat.Pes.** 33(5): 1165-1172.

Panswad, T. and Anan, C. 1999b. Specific Oxygen, Ammonia and Nitrate Uptake Rates of a Biological Nutrient Removal Process Treating Elevated Salinity Wastewater. **Bioresource Tech.** 70: 237-243.

Panswad, T. and Polpruksa, P. 1997. Zinc Effects on the Organics and Nitrogen Removal by an Anoxic/Oxic Process, pp 346-353. Proc 3rd IAWQ/AWWA BNR Conf., Brisbane, Australia.

Panswad, T. and Polpruksa, P. 1998. Specific Oxygen Uptake, Nitrification and Denitrification Rates of a Zinc-Added Anoxic/Oxic Activated Sludge Process. **Wat. Sci. Tech.** 38(1): 133-140

- Panswad, T., Pansuwan, J. and Anotai, J. 1999. Treatability of Dye Wastewaters by Conventional and Anoxic + Anaerobic/Aerobic SBR Processes. **Science Asia**. 25(2): 121-126.
- Pochana, K. and Keller, J. 1999. Study of Factors Affecting Simultaneous Nitrification and Denitrification. **Wat. Sci. Tech.** 23: 781-790
- Stenstrom, M.K. and Poduska, R.A. 1980. The Effect of Dissolved Oxygen Concentration on Nitrification. **Wat. Res.** 14: 643-649.
- STOMA 1992. Predenitrification. Results of Investigations and Practical Guidelines. **Reports of STOWA**. 93-04.
- Su, J.L. and Ouyang, C.F. 1997. The Effect of Enhanced Nutrient Removal in a Combined System with Activated Sludge and Rotating Biological Contactors, pp 70-78. Proc. 6th IAWQ Asia-Pacific Reg. Conf., Asian WATERQUAL' 97, May, Seoul.
- Van, Loosdrecht, M.C.M. and Jetten, M.S.M. 1998. Microbiological Conversions in Nitrogen Removal. **Wat. Sci. Tech.** 38: 1-7
- Fernández-Nava, Y., Marañón E., Soons, J., Castrillón, L. 2010. Denitrification of High Nitrate Concentration Wastewater using Alternative Carbon Sources. **Journal of Hazardous Materials** 173: 682-688.
- Water Environment Federation. 1998. **Biological and Chemical Systems for Nutrient Removal**. A special publication under Technical Practice Committee, Alexandria, Va., USA.





ภาคผนวก ก

ข้อมูลการวิเคราะห์ตัวอย่างจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมและ
โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

ตารางผนวกที่ ก1 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม
วันที่ 30 มิถุนายน 2551

พารามิเตอร์	In	a-A1	b-A1	A2	A3	A4	RS	FT	Eff
DO (มก./ลิตร)	-	0.31	0.02	0.54	0.4	2.77	-	1.19	5.52
ORP (mV)	-222	6	69	60	146	136	-	-147	-
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	-	35.6	31	31	31.5	32.6	-	32.5	31
pH	-	5.67	6.58	6.93	6.89	6.8	-	7.25	7.79
BOD (มก./ลิตร)	33	210	36	35	21.9	28	-	128	6.5
COD (มก./ลิตร)	64	112	80	48	32	64	-	95	16
Alkalinity (มก.-CaCO ₃ /ล.)	190	210	230	220	205	190	-	770	145
NH ₃ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	10.1	6.16	6.16	3.32	3.92	3.2	-	142	0.56
TKN (มก./ลิตร)	10.2	8.19	10.5	11.5	9.73	4.97	-	154	0.7
NO ₃ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	2.7	2.4	5	5	1	6	-	5.7	5.2
NO ₂ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	0.03	0.01	0.01	0.03	0.03	0.01	-	0.06	0.07

ตารางผนวกที่ ก2 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม
วันที่ 2 ตุลาคม 2551

พารามิเตอร์	In	a-A1	b-A1	A2	A3	A4	RS	FT	Eff
วันที่ 2 ตุลาคม 2551									
DO (มก./ลิตร)	0.2	7.76	7.72	6.00	7.71	0.81	-	7.4	5.94
ORP (mV)	-222	-3	-10	38	40	63	-	34	77
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	29.5	29.3	29.1	29.1	29.5	29.5	-	30.3	29.4
pH	6.95	6.72	6.81	6.63	6.77	6.62	-	7.05	6.97
BOD (มก./ลิตร)	30	36	32	16	14	15	33	141	12
COD (มก./ลิตร)	46	46	46	31	31	38	61	46	15
Alkalinity (มก.-CaCO ₃ /ล.)	190	198	193	187	185	168	180	383	143
NH ₃ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	6.16	10.4	7.84	3.92	4.76	3.36	3.64	46.2	0.34
TKN (มก./ลิตร)	7.28	11.3	12.3	6.58	10.2	7.25	11.2	113	1.21
NO ₃ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	4.34	9.58	2.44	3.75	5.85	3.86	16.6	5.29	4.84
NO ₂ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	0.11	0.03	0.04	0.04	0.02	0.03	0.03	0.43	0.06

ตารางผนวกที่ ก3 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม
วันที่ 9 ธันวาคม 2551

พารามิเตอร์	In	a-A1	b-A1	A2	A3	A4	RS	FT	Eff
DO (มก./ลิตร)	-	0.82	0.64	0.48	0.68	3.81	0.30	7.53	7.30
ORP (mV)	-215	-136	-127	136	118	125	122	-40	137
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	27.2	27.4	27.1	27.1	27	27.2	27.1	28.9	26.9
pH	6.8	6.8	6.7	6.8	6.8	6.78	6.7	7.4	6.9
BOD (มก./ลิตร)	12	19.5	20	9	7	8	11	53	6
COD (มก./ลิตร)	68	74	61	5	34	48	24	119	29
Alkalinity (มก.-CaCO ₃ /ล.)	210	190	190	70	150	200	1440	770	115
NH ₃ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	8.68	6.72	6.16	2.80	5.04	1.96	3.64	46.2	0.34
TKN (มก./ลิตร)	9.5	6.98	6.42	3.76	5.18	5.11	6.35	112	1.37
NO ₃ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	5.28	1.14	1.94	3.09	2.66	5.04	13.0	5.01	15.6
NO ₂ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	0.04	0.05	0.04	0.05	0.05	0.03	0.01	0.05	0.01

ตารางผนวกที่ ก4 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม
วันที่ 3 เมษายน 2552

พารามิเตอร์	In	a-A1	b-A1	A2	A3	A4	RS	FT	Eff
DO (มก./ลิตร)	-	0.13	0.24	4.29	4.16	4.43	0.13	4.39	5.54
ORP (mV)	-53	100	-71	-27	-69	55	-53	-10	48
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	31.1	31.1	31.3	31.1	31.2	31.3	31.1	31.9	30.8
pH	6.64	6.66	6.64	6.50	6.67	6.54	6.07	8.66	6.70
BOD (มก./ลิตร)	90	36	32	17	24	11	14	47	5
COD (มก./ลิตร)	106	45	38	23	30	15	38	76	15
Alkalinity (มก.-CaCO ₃ /ล.)	180	190	190	160	180	150	190	510	140
NH ₃ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	5.6	5.9	6.7	6.7	8.3	3.9	4.8	101	3.0
TKN (มก./ลิตร)	10.5	10.2	8.8	14.4	15.4	12.2	6.7	105	2.9
NO ₃ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	22.7	15.7	13.1	7.7	11.6	8.0	17.3	9.9	4.9
NO ₂ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	0.22	0.14	0.15	0.07	0.12	0.05	0.10	0.15	0.29

ตารางผนวกที่ ก5 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
วันที่ 18 สิงหาคม 2551

พารามิเตอร์	In	Pre-T	Pre-A1	A2	A1	A3	RS	Eff
DO (มก./ลิตร)	4.05	0.01	0.39	0.02	0.1	4.8	7.22	7.44
ORP (mV)	-227	-302	40	-177	-29	74	62	94
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	31.5	31.1	32.2	31.5	32.1	32.5	32	32
pH	6.84	7.24	6.12	7.01	6.5	5.8	6.24	6.00
BOD (มก./ลิตร)	174	147	69	90	40	73	240	7
COD (มก./ลิตร)	342	306	101	119	50	50	97	22
Alkalinity (มก.-CaCO ₃ /ล.)	242	300	105	260	355	33	73	35
NH ₃ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	27.4	62.0	11	36.7	11.2	7.28	21.1	0.46
TKN (มก./ลิตร)	32.6	67.6	25.1	44.7	15.0	13.3	12.9	1.8
NO ₃ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	6.1	17.4	44	17.6	12.7	8.3	10.4	22.9
NO ₂ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	0.14	0.03	5.3	0.06	0.06	0.05	0.08	0.22

ตารางผนวกที่ ก6 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
วันที่ 28 ตุลาคม 2551

พารามิเตอร์	In	Pre-T	Pre-A1	A2	A1	A3	RS	Eff
DO (มก./ลิตร)	-	0.52	0.54	0.12	0.61	0.3	0.15	4.24
ORP (mV)	-205	-255	-66	5	7	13	-129	61
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	32.4	31.4	32.2	31.6	32.3	32.3	29.3	32.2
pH	7.28	7.00	6.37	7.06	6.54	6.40	6.14	6.50
BOD (มก./ลิตร)	200	153	71	171	52	63	109	6.9
COD (มก./ลิตร)	331	182	80	190	56	76	138	40
Alkalinity (มก.-CaCO ₃ /ล.)	320	345	164	310	180	220	200	75
NH ₃ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	19.6	55.4	6.2	37.0	19.0	9.0	7.8	1.0
TKN (มก./ลิตร)	23.0	66.7	9.5	44.5	22.7	25.0	14.0	2.6
NO ₃ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	30	12.43	4.4	6.2	4.2	0.94	2.64	12.5
NO ₂ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	0.34	0.52	0.52	0.4	2.7	1.0	3.1	1.3

ตารางผนวกที่ ก7 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
วันที่ 25 กุมภาพันธ์ 2552

พารามิเตอร์	In	Pre-T	Pre-A1	A2	A1	A3	RS	Eff
วันที่ 25 กุมภาพันธ์ 2552								
DO (มก./ลิตร)	0.94	0.86	0.88	0.91	0.93	6.89	6.83	6.30
ORP (mV)	-	-	-	-	-	-	-	-
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	32.1	31.9	32.2	32.0	32.1	32.5	32.3	32.2
pH	7.37	6.97	6.45	6.92	6.60	6.50	6.42	6.71
BOD (มก./ลิตร)	113	360	85	201	40	35	95	4
COD (มก./ลิตร)	344	480	118	300	116	88	104	92
Alkalinity (มก.-CaCO ₃ /ล.)	300	410	340	180	200	190	170	110
NH ₃ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	30.8	61.6	16.4	37.5	10.4	5.6	0.63	0.28
TKN (มก./ลิตร)	35	63.8	20.2	44.8	19.3	7.1	5.2	1.4
NO ₃ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	35	52	44.8	22.1	4.49	7.84	3.66	16.5
NO ₂ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	0.51	0.69	0.13	0.54	1.1	1.62	0.3	0.92

ตารางผนวกที่ ก8 ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ
วันที่ 23 เมษายน 2552

พารามิเตอร์	In	Pre-T	Pre-A1	A2	A1	A3	RS	Eff
DO (มก./ลิตร)	-	0.18	0.12	0.10	0.11	0.33	0.11	5.89
ORP (mV)	-313	-368	-118	-340	-103	-67	-26	-18
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	32.3	34.6	34.0	33.0	33.7	33.8	33.3	33.6
pH	7.0	6.7	6.5	6.7	6.5	6.2	6.3	6.4
BOD (มก./ลิตร)	118	225	70	96	27	15	27	4
COD (มก./ลิตร)	243	296	106	187	70	70	77	32
Alkalinity (มก.-CaCO ₃ /ล.)	285	345	255	325	205	195	205	125
NH ₃ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	40.2	59.3	10.0	40.8	11.7	5.2	4.9	0.2
TKN (มก./ลิตร)	54.4	53.9	18.6	42.4	12.4	6.12	9.48	1.5
NO ₃ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	31.2	47.4	11.8	28.4	5.56	6.0	6.8	7.9
NO ₂ ⁻ (มก.ไนโตรเจน/ลิตร)	9.39	0.52	0.13	0.32	0.35	0.47	0.44	1.13

ตารางผนวกที่ ก9 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัด TKN และ T-N
โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

		โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม			
		A	B	C	D
TKN	In , มก./ลิตร	10.2	7.28	9.5	10.5
	Out , มก./ลิตร	0.7	1.21	1.37	2.9
	removal efficiency, %	93.1	83.4	85.5	70.1
T-N	In , มก./ลิตร	12.9	11.72	14.8	33.4
	Out , มก./ลิตร	5.9	6.11	6.55	8.06
	removal efficiency, %	53.7	47.9	55.8	40.4

หมายเหตุ A, B, C และ D แทนวันที่เก็บตัวอย่าง โดย A คือ วันที่ 30 มิถุนายน 2551, B คือ วันที่ 2 ตุลาคม 2551, C คือ วันที่ 9 ธันวาคม 2551 และ D คือวันที่ 3 เมษายน 2552

ตารางผนวกที่ ก10 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัด TKN และ T-N
 โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

		โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ			
		A	B	C	D
TKN	In , มก./ลิตร	32.6	23.0	35.0	54.4
	Out , มก./ลิตร	1.8	2.60	1.4	1.5
	removal efficiency, %	94.6	88.6	96	97.2
T-N	In , มก./ลิตร	38.8	53.3	70.5	86.1
	Out , มก./ลิตร	9.98	16.36	18.79	10.54
	removal efficiency, %	40.8	69.3	73.4	87.8

หมายเหตุ A, B, C และ D แทนวันที่เก็บตัวอย่าง โดย A คือ วันที่ 18 สิงหาคม 2551, B คือ วันที่ 28 ตุลาคม 2551, C คือ วันที่ 25 กุมภาพันธ์ 2552 และ D คือ วันที่ 23 เมษายน 2552

ตารางผนวกที่ ก11 ผลการวิเคราะห์ SS และ VSS ในระบบบำบัด

พารามิเตอร์	โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม		โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ	
	Anoxic	Aerobic	Anoxic	Aerobic
SS	959 $\pm$ 24.8	1.00 $\pm$ 0.14	1,229 $\pm$ 262	903 $\pm$ 29.3
VSS	504 $\pm$ 13.2	0.46 $\pm$ 0.06	1,085 $\pm$ 230	791 $\pm$ 18.9
VSS/SS	0.53 $\pm$ 0.02	0.46 $\pm$ 0.05	0.88 $\pm$ 0.2	0.87 $\pm$ 0.3



ภาคผนวก ข

ลักษณะของน้ำเสียสังเคราะห์

ปรับปรุงจาก(Ali R. Dincer and Fikret Karg., 2000)

ตารางผนวกที่ ข1 องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลอง Nitrification Rate

สารเคมี	ความเข้มข้น (มก./ลิตร)
$(\text{NH}_4)\text{SO}_4$	30
NaHCO_3	200
$\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$	20
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	40
KH_2PO_4	85
$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	90

ตารางผนวกที่ ข2 องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลอง Denitrification Rate

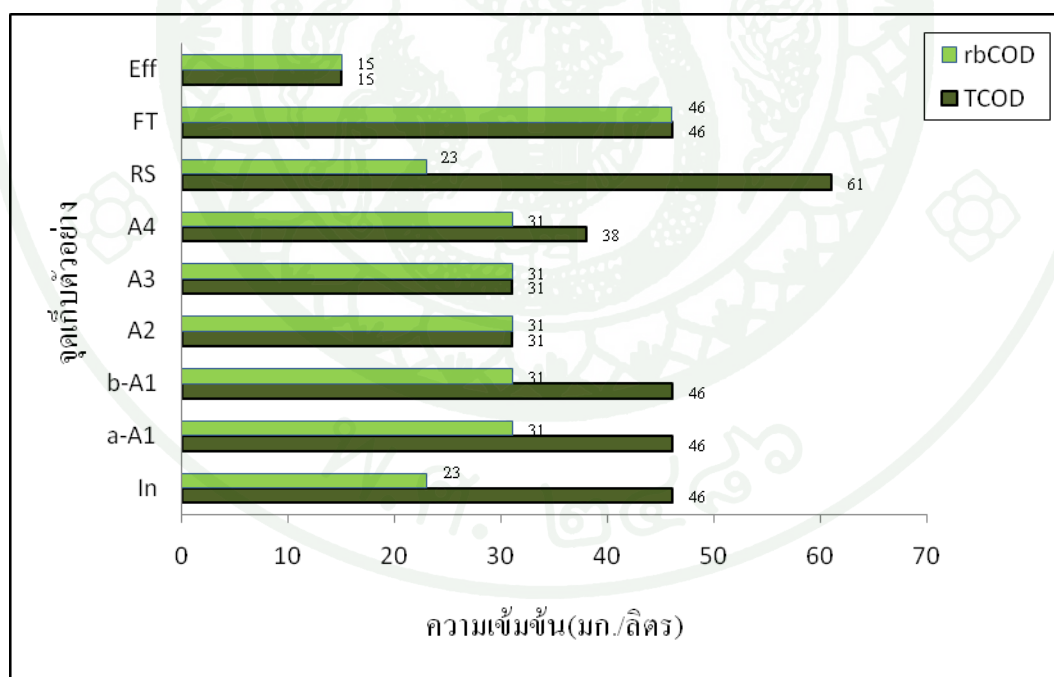
สารเคมี	ความเข้มข้น (มก./ลิตร)
KNO_3	30
$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$	10
MgSO_4	20
KH_2PO_4	50
$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	90



ภาคผนวก ค
การวิเคราะห์ค่า C/N

ตารางผนวกที่ ค1 แสดงผลการวิเคราะห์อัตราส่วน C/N โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

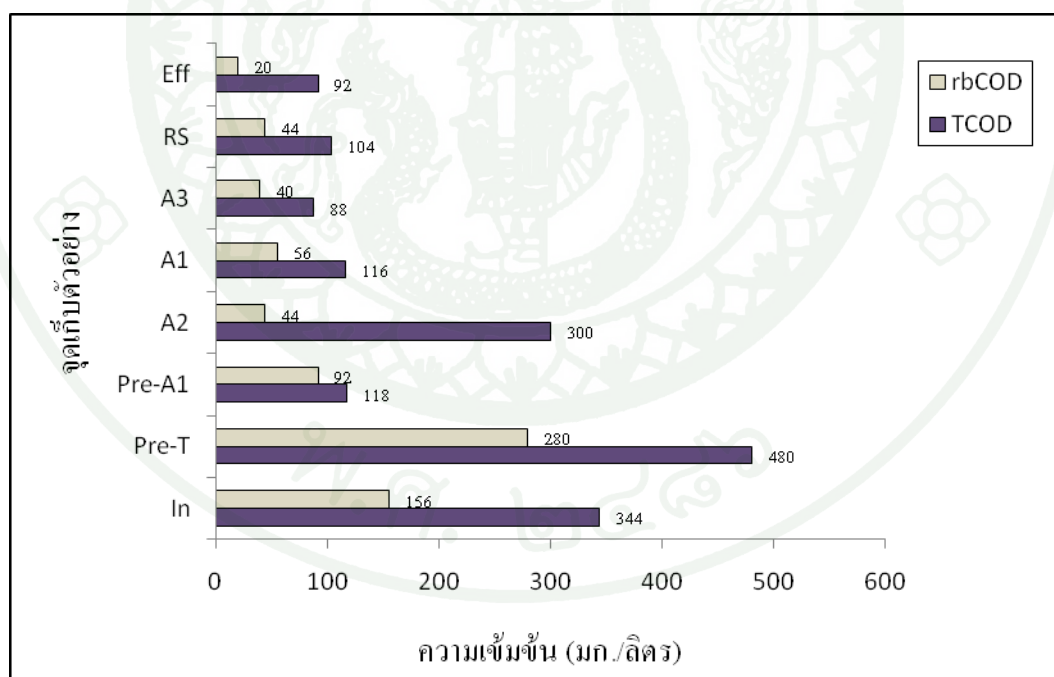
จุดเก็บตัวอย่าง	rbCOD	TCOD	TKN	rbCOD/TKN	TCOD/TKN
In	23	46	7.3	3.2	6.30
a-A1	31	46	11.3	2.7	4.07
b-A1	31	46	12.3	2.5	3.74
A2	31	31	6.6	4.7	4.70
A3	31	31	10.2	3.0	3.04
A4	31	38	7.3	4.2	5.21
RS	23	61	11.2	2.1	5.45
FT	46	46	112.7	0.4	0.41
Eff	15	15	1.2	12.5	12.50



ภาพผนวกที่ ค1 ความเข้มข้น rbCOD และ TCOD ในจุดเก็บตัวอย่างของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

ตารางผนวกที่ ค2 แสดงผลการวิเคราะห์อัตราส่วน C/N โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยาน-
สุวรรณภูมิ

จุดเก็บตัวอย่าง	rbCOD	TCOD	TKN	rbCOD/TKN	TCOD/TKN
In	156	344	35	4.46	9.83
Pre-T	280	480	63.84	4.39	7.52
Pre-A1	92	118	20.16	4.56	5.85
A2	44	300	44.8	0.98	6.70
A1	56	116	19.32	2.90	6.00
A3	40	88	7.07	5.66	12.45
RS	44	104	4.2	10.48	24.76
Eff	20	92	1.4	14.29	65.71



ภาพผนวกที่ ค2 ความเข้มข้น rbCOD และ TCOD ในจุดเก็บตัวอย่างของโรงบำบัดน้ำเสีย
ท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ



อัตราไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

เนื่องจากอัตราการไนตริฟิเคชันเป็นค่าอัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้มีสถานะออกซิเดชันสูงขึ้น ซึ่งควรเป็นค่าในตรรกะ แต่บางครั้งได้เพียงไนไตรต์เป็นผล จึงวัดอัตราไนตริฟิเคชันในรูปของการลดแอมโมเนียมแทน Ammonium Utilization Rate (AUR) และจะรายงานผลการวิเคราะห์เป็นค่า Specific Ammonium Utilization Rate (SAUR)

นำตะกอนในถังเติมอากาศจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำเสียหนองแขม และโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมาล้างด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ได้ผสมแร่ธาตุต่างๆ ตามลักษณะน้ำเสียจริง โดยไม่มีแอมโมเนียมหรือไนไตรต์และไนเตรต ประมาณ 3 ครั้ง จากนั้นผสมตะกอนกับน้ำเสียสังเคราะห์ในถังเติมอากาศขนาด 5 ลิตร เติมอากาศโดยใช้หัวฟู่ เพื่อให้เกิดการกวนและมีปริมาณออกซิเจนละลาย 6-8 มก./ลิตร เติม $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ให้มีความเข้มข้นเริ่มต้นประมาณ 30 มก.ไนโตรเจน/ล. เก็บตัวอย่างน้ำทุกชั่วโมงทั้งหมด 6 ชั่วโมงโดยตัวอย่างน้ำนั้นต้องกรองทันทีด้วยกระดาษกรอง GF/C วิเคราะห์หาแอมโมเนียมไนโตรเจน, ไนไตรต์ และไนเตรตทันที

การคำนวณค่า Ammonium Utilization Rate (AUR)

$$\text{AUR} = \frac{(\text{NH}_4\text{-N})_1 - (\text{NH}_4\text{-N})_2}{(t_2 - t_1)/60}$$

เมื่อ AUR คือ อัตราการใช้แอมโมเนียม, , มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ลิตร-ชั่วโมง

$(\text{NH}_4\text{-N})_1$ คือ ความเข้มข้นของแอมโมเนียมที่ $t = t_1$

t คือ เวลาการเติมอากาศ, นาที

การคำนวณค่า Specific Ammonium Utilization Rate (SAUR)

$$\text{SAUR} = \frac{\text{AUR}}{X}$$

เมื่อ SAUR คือ อัตราการใช้แอมโมเนียมจำเพาะ, มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ก. MLVSS-ชั่วโมง

X คือ ค่า MLVSS, มก./ลิตร

การคำนวณค่า Nitrification Rate (NR)

$$NR = \frac{(NO_3^-)_2 - (NO_3^-)_1}{t_2 - t_1}$$

NR คือ อัตราไนตริฟิเคชัน

$$SNR = \frac{NR}{X}$$

พิกัดสมการที่นี้

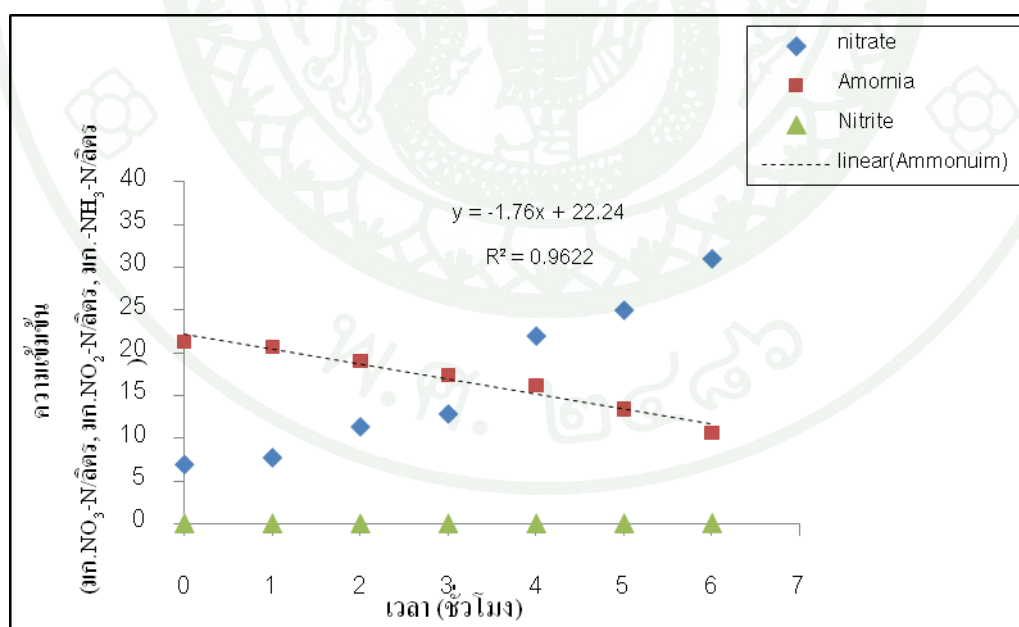
เมื่อ SNR คือ อัตราการไนตริฟิเคชันจำเพาะ, มก.N/ก.VSS-ชั่วโมง

X คือ ค่า MLVSS, มก./ลิตร

ตารางผนวกที่ ง1 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลา
โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

เวลา (ชั่วโมง)	แอมโมเนียม (มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. $\text{NO}_2\text{-N}$ /ลิตร)	ไนเตรต (มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร)
0	21.28	0.026	7
1	20.72	0.027	7.8
2	19.04	0.026	11.4
3	17.36	0.043	12.9
4	16.24	0.042	22
5	13.44	0.052	25
6	10.64	0.072	31

MLVSS 838 มก./ลิตร pH 7.10, อุณหภูมิ 29.8 องศาเซลเซียส

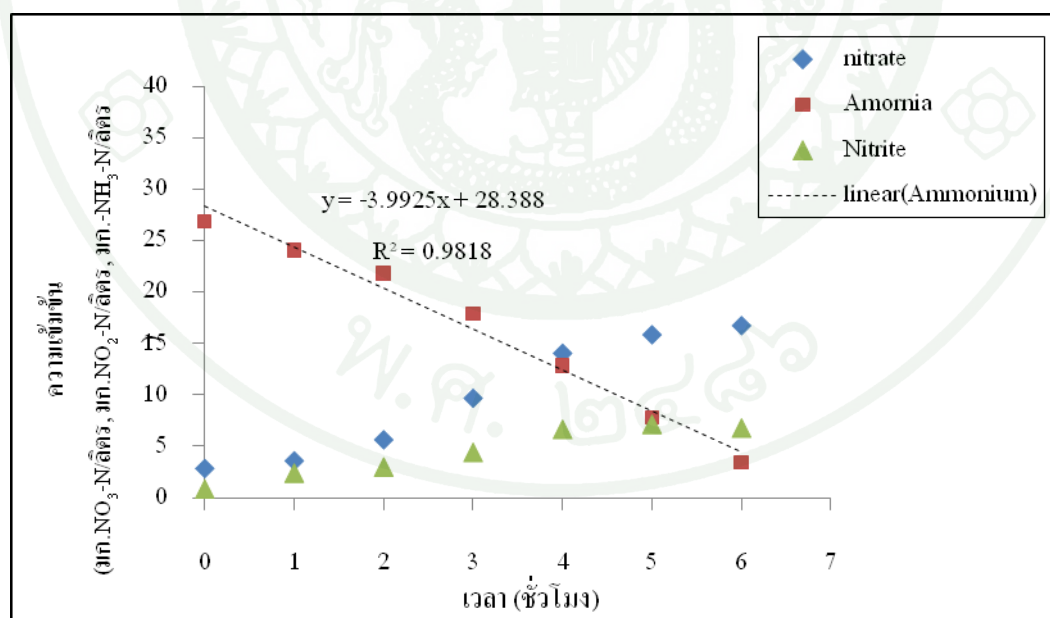


ภาพผนวกที่ ง1 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรตตามเวลา
โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม เมื่อแอมโมเนียมเริ่มต้น
21.28 มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ลิตร pH 7.10 MLVSS เท่ากับ 838 มก./ลิตร

ตารางผนวกที่ ๖2 การเปลี่ยนแปลงปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต ตามเวลา
โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

เวลา (ชั่วโมง)	แอมโมเนียม (มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ลิตร)	ไนไตรต์ (มก. $\text{NO}_2\text{-N}$ /ลิตร)	ไนเตรต (มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร)
0	26.88	0.849	2.7899
1	24.08	2.397	3.5348
2	21.84	2.992	5.5947
3	17.92	4.422	9.6462
4	12.88	6.656	14.0258
5	7.84	7.142	15.8357
6	3.43	6.785	16.7234

MLVSS 787 มก./ลิตร, pH 7.44 อุณหภูมิ 31 องศาเซลเซียส



ภาพผนวกที่ ๖2 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นแอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรตตามเวลา
โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ เมื่อ แอมโมเนียมเริ่มต้น
26.88 มก. $\text{NH}_4\text{-N}$ /ลิตร pH 7.44 MLVSS 787 มก./ลิตร

ตารางผนวกที่ 3 แสดงผลการวิเคราะห์ตะกอนจากถังเดิมอากาศ

ผลการวิเคราะห์		โรงควบคุมคุณภาพน้ำ หนองแขม	โรงบำบัดน้ำเสีย ทำอากาศยานสุวรรณภูมิ
AUR	(มก.NH ₄ -N/ลิตร)	1.76	3.99
SAUR	(มก.NH ₄ -N/ก.MLVSS-ชั่วโมง)	2.10	5.07
MLVSS	(มก./ลิตร)	838	787

อัตราดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification Rate, DNR)

ดีไนตริฟิเคชันคือการลดรูปของไนไตรต์หรือไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจน ในการทดลองนี้ ใช้ไนเตรตในการวิเคราะห์ อัตราดีไนตริฟิเคชัน (DNR) มีค่าเท่ากับอัตราการใช้ไนเตรต (Nitrate Utilization Rate, NUR)

นำตะกอนในถังเดิมที่ไม่มีการเติมอากาศ (ถังแอนอกซิก) จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำเสีย หนองแขม และโรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิมาล้างด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ได้ผสมแร่ธาตุต่างๆ ดังเช่นนี้ 3 ครั้ง จากนั้นนำเอาตะกอนที่ล้างแล้วใส่ในถังทดลองซึ่งมีขนาด 5 ลิตร เป่าก๊าซไนโตรเจนลงไปไล่ก๊าซออกซิเจนออกให้หมด ใช้แท่งแม่เหล็กสำหรับการกวนผสม วัดอุณหภูมิ ปรับ pH ให้อยู่ในช่วง 7.5 ± 0.2 ด้วย 1 M HCl และ 0.75 M NaOH แบ่งตัวอย่างตะกอนไปหาค่า SS และ VSS วัดปริมาณที่เหลือในถังทดลอง เติม KNO_3 ให้ได้ความเข้มข้นประมาณ 30 มก.ไนโตรเจน/ล (ให้ COD : N อยู่ในช่วงประมาณ 3-9) ปลอ่ยให้เติมก๊าซไนโตรเจนไปอีก 1 นาที ชักตัวอย่างทุก 20 นาทีในช่วงแรก จากนั้นชักตัวอย่างทุกชั่วโมงจนครบ 6 ชั่วโมง กรองตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/C และกรองซ้ำด้วยกระดาษกรอง 0.45 ไมครอน วิเคราะห์หาไนเตรตทันที คำนวณหา Nitrate Uptake Rate (NUR) และ Specific Nitrate Uptake Rate (SNUR)

$$\text{NUR} = \frac{(N_1 - N_2)}{(t_2 - t_1)}$$

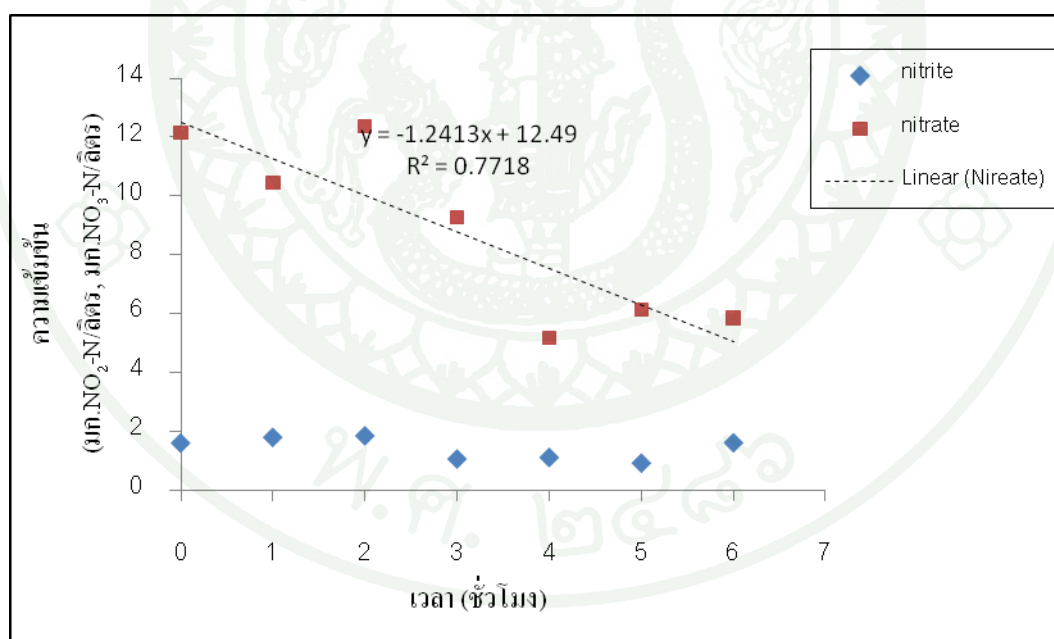
เมื่อ NUR	คือ	Nitrate Utilization Rate , มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร-ชั่วโมง
N_1	คือ	ไนเตรตไนโตรเจน ที่เวลา t_1 , มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร
N_2	คือ	ไนเตรตไนโตรเจน ที่เวลา t_2 , มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ลิตร
t_1, t_2	คือ	เวลาใด ๆ ณ การทดลอง, ชั่วโมง

$$\text{SNUR} = \frac{\text{NUR}}{X}$$

เมื่อ SNUR	คือ	Specific Nitrate Utilization Rate, มก. $\text{NO}_3\text{-N}$ /ก. MLVSS-ชั่วโมง
X	คือ	ค่า MLVSS, มก./ลิตร

ตารางผนวกที่ ง4 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต และไนไตรต์ ตามเวลา
โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

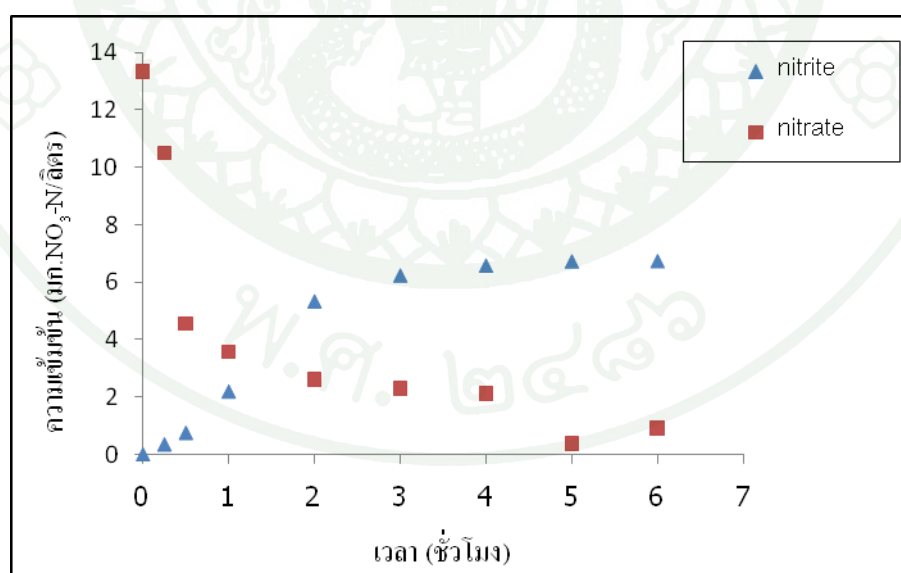
เวลา (ชั่วโมง)	ไนไตรต์ (มก.NO ₂ -N/ลิตร)	ไนเตรต (มก.NO ₃ -N/ลิตร)
0	0.037	12.145
1	1.598	10.447
2	1.793	12.361
3	1.847	9.278
4	1.06	5.174
5	1.113	6.12
6	1.609	5.84



ภาพผนวกที่ ง3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตต่อเวลา โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม
เมื่อไนเตรต เริ่มต้น 12.15 มก.ไนโตรเจน/ลิตร MLVSS เท่ากับ 543 มก./ลิตร

ตารางผนวกที่ ๓5 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรต และไนไตรต์ ตามเวลา
โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

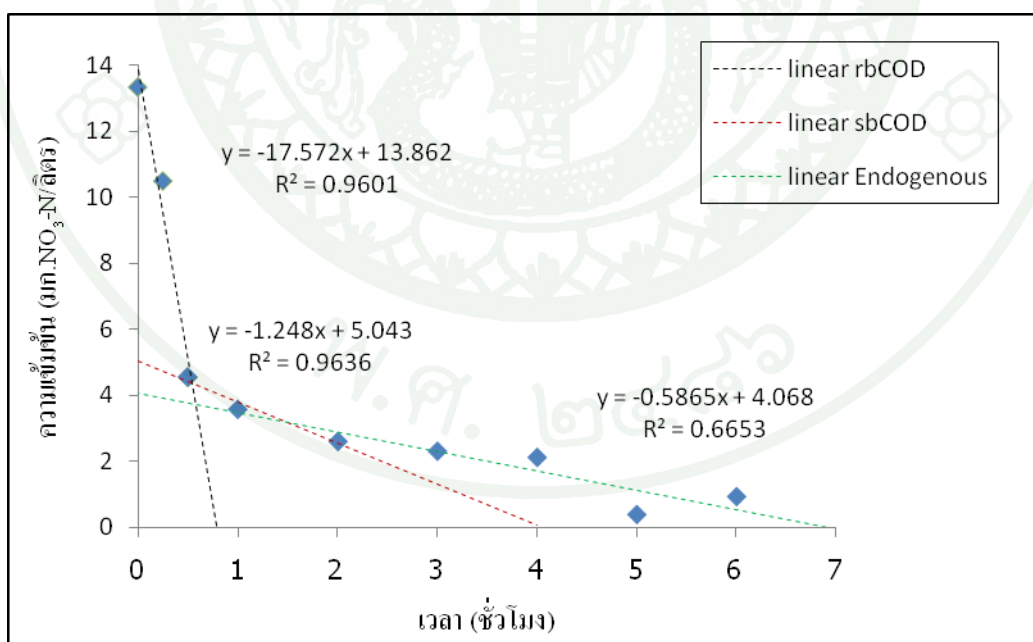
เวลา (ชั่วโมง)	ไนไตรต์ (มก.NO ₂ -N/ลิตร)	ไนเตรต (มก.NO ₃ -N/ลิตร)
0	0	13.345
0.25	0.259	10.504
0.5	0.749	4.559
1	2.19	3.585
2	5.332	2.617
3	6.235	2.3
4	6.581	2.113
5	6.726	0.379
6	6.737	0.923



ภาพผนวกที่ ๓4 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นไนเตรตต่อเวลา โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยาน-
สุวรรณภูมิ เมื่อไนเตรต MLVSS เท่ากับ 1,168 มก./ลิตร

ตารางผนวกที่ ๖ อัตราการใช้ไนเตรตตามชนิดแหล่งพลังงาน โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

เวลา (ชั่วโมง)	ไนเตรต (มก.NO ₃ -N/ลิตร)	อัตราการใช้ไนเตรต ตามชนิดแหล่งพลังงาน
0	13.345	rbCOD
0.25	10.504	rbCOD
0.5	4.559	rbCOD
1	3.585	sbCOD
2	2.617	sbCOD
3	2.3	sbCOD
4	2.113	Endogenous
5	0.379	Endogenous
6	0.923	Endogenous



ภาพผนวกที่ ๕ อัตราการใช้ไนเตรต 3 อัตรา จากแหล่งพลังงานคาร์บอนต่างชนิดกัน โรงบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

ประวัติการศึกษา และการทำงาน

ชื่อ –นามสกุล	นางสาวปญญสิริ พاجر
วัน เดือน ปี ที่เกิด	วันที่ 12 เดือนมีนาคม พ.ศ. 2527
สถานที่เกิด	คลินิกหมอสุพจน์ จ.ราชบุรี
ประวัติการศึกษา	วท.บ.(วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม) มหาวิทยาลัยศิลปากร
ตำแหน่งหน้าที่การงานปัจจุบัน	-
สถานที่ทำงานปัจจุบัน	-
ผลงานดีเด่นและรางวัลทางวิชาการ	-
ทุนการศึกษาที่ได้รับ	ทุนส่วนตัว