



ใบรับรองวิทยานิพนธ์
บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต (วิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม)

ปริญญา

วิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม

สาขาวิชาวิทยาศาสตร์

สาขา

ภาควิชา

เรื่อง การพัฒนาเทคโนโลยีแบบ CANON ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีไนโตรเจน

Development of CANON Technology for The Treatment of Nitrogen Synthetic Wastewater.

นามผู้วิจัย นางสาวธัญญรัตน์ เบญจกุล

ได้พิจารณาเห็นชอบโดย

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

(อาจารย์ฐิติยา แซ่ปึง, Ph.D.)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

(อาจารย์สมชาย ดารารัตน์, Ph.D.)

หัวหน้าภาควิชา

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ธนวรรณ พาณิชพัฒน์, ประ.ค.)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์รับรองแล้ว

(รองศาสตราจารย์กัญญา ชีระกุล, D.Agr.)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

วันที่

เดือน

พ.ศ.

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

การพัฒนาเทคโนโลยีแบบ CANON ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีไนโตรเจน

Development of CANON Technology for The Treatment of
Nitrogen Synthetic Wastewater

โดย

นางสาวชญรัตน์ เบญจกุล

เสนอ

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

เพื่อความสมบูรณ์แห่งปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (วิทยาศาสตรและเทคโนโลยีสสิ่งแวดล้อม)

พ.ศ. 2553

ธัญญรัตน์ เบญจกุล 2553: การพัฒนาเทคโนโลยีแบบ CANON ในการบำบัดน้ำเสีย
สังเคราะห์ที่มีไนโตรเจน ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (วิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี
สิ่งแวดล้อม) สาขาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม สายวิชาวิทยาศาสตร์ อาจารย์
ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: อาจารย์ฐิติยา แซ่ปึง, Ph.D. 109 หน้า

กระบวนการ CANON (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite) เป็น
การทำงานร่วมกันของกระบวนการ partial nitrification และกระบวนการ Anammox (anaerobic
ammonium oxidation) เพื่อกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย แบบที่เรียที่สำคัญของกระบวนการนี้มี
สองกลุ่มคือ nitrosomonas (แบคทีเรียออกซิไดซ์แอมโมเนียในสถานะที่มีออกซิเจน) และ
planctomycete – like anaerobic bacteria (แบคทีเรียออกซิไดซ์แอมโมเนียภายใต้สภาวะไร้อากาศ)
ในการวิจัยในครั้งนี้ในช่วงของกระบวนการ partial nitrification ใช้แบบจำลองของระบบ
เอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor; SBR) ที่มีขนาดปริมาตรทำปฏิกิริยา 16 ล. ความเข้มข้น
ของจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยา 3,000 มก./ล. กวนด้วยความเร็วรอบ 50 รอบ/นาที ที่ระยะ
กักพักชลศาสตร์ 6 ชม. ในการเตรียมไนโตรเจนเพื่อใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนของกระบวนการ
Anammox ซึ่งใช้ระบบเอสปีอาร์ (Anaerobic Sequencing Batch Reactor; ASBR) ที่มีขนาด
ปริมาตรทำปฏิกิริยา 24 ล. ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยา 20,000 มก./ล. ที่ระยะ
กักพักชลศาสตร์ 72 ชม. กวนด้วยความเร็วรอบ 50 รอบ/นาที ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูป
ของแอมโมเนียไนโตรเจน 0.027 กรัม แอมโมเนีย - ไนโตรเจน/ล.-วัน เมื่อต่อระบบทั้งสองเข้า
ด้วยกัน พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 50 และสูงสุด
ร้อยละ 70 และสามารถบำบัดไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 99 นอกจากนี้ระบบเอสปีอาร์สามารถ
บำบัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 80

ลายมือชื่อนิสิต

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

Thanyarat Benjakun 2010: Development of CANON Technology for The Treatment of Nitrogen Synthetic Wastewater. Master of Science (Environmental Science and Technology), Major Field: Environmental Science and Technology, Division of Science. Thesis Advisor: Ms. Thitiya Pung, Ph.D. 109 pages.

The Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite (CANON) is the simultaneous partial nitrification and anaerobic ammonium oxidation (Anammox) for a nitrogen removal. This process relies on a stable interaction between two bacterial populations: nitrosomonas-like aerobic bacteria and planctomycete-like anaerobic ammonium oxidizing bacteria. However, the effect of extended 2 periods of partial nitrification and Anammox was investigated at the laboratory scale in 2 different reactor types: Sequencing Batch Reactor (SBR) and Anaerobic Sequencing Batch Reactor (ASBR). The SBR system with a working volume of 16 liters was used as a partial nitrification process (oxygen-limited step), and MLSS of 3,000 mg/L. The reactor was stirred at 50 rpm and the hydraulic retention time (HRT) was 6 hours. The ASBR system as Anammox process (Anoxic step) was run with a working volume of 24 liters and MLVSS of 20,000 mg/L. The reactor was stirred at 50 rpm and HRT was 72 hours. After partial nitrification in SBR, ammonium was removed at 50-61 % and become to be nitrite. This nitrite was transferred into ASBR (partial nitrification/Anammox) and become to be nitrogen gas at 99 % of influent nitrite. The COD was also removed at 80 %

Student's signature

Thesis Advisor's signature

____ / ____ / ____

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ อาจารย์ ดร.จิตติยา แซ่ปึง อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก และอาจารย์ ดร.สมชาย คารารัตน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วมที่กรุณาให้คำปรึกษาและแนะแนวทางในการศึกษาทดลองพร้อมการตรวจแก้ไขวิทยานิพนธ์จนแล้วเสร็จสมบูรณ์รวมทั้งขอกราบขอบพระคุณ อาจารย์ ดร.ประภา โห้ชะสาลาม ประธานการสอบ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.โสภณ ชินเวชกิจวานิชย์ คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล ผู้ทรงคุณวุฒิภายนอกที่ให้คำแนะนำตรวจแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ จนทำให้งาน วิจัยนี้มีความสมบูรณ์มากยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณทุนสนับสนุนคุณภาพงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษา และทุนสนับสนุนการนำเสนอผลงานวิจัยแบบปากเปล่าในการประชุมทางวิชาการระดับนานาชาติของบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ และขอขอบพระคุณโครงการภาคีบัณฑิตในการสร้างบัณฑิตระดับโท - เอก ระหว่างสถาบันการศึกษาและสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย ขอขอบคุณห้องปฏิบัติการเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย ที่ให้การสนับสนุนสถานที่ในการปฏิบัติการวิจัยรวมทั้งอนุเคราะห์วัสดุอุปกรณ์ในการวิจัยจนการวิจัยเสร็จสิ้น

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา น้องสาว ญาติสนิท รวมถึงเพื่อนๆ รุ่นพี่ทุกท่าน ที่คอยให้ความช่วยเหลือ ให้กำลังใจ และการสนับสนุนในการวิจัยในครั้งนี้ หากวิทยานิพนธ์เล่มนี้มีประโยชน์ต่อส่วนรวม ผู้วิจัยขอมอบความดีทั้งปวงให้แก่บิดา มารดา พี่น้อง และคณาจารย์ทุกท่าน ที่ช่วยส่งเสริมสนับสนุนผู้วิจัยจนประสบความสำเร็จในการศึกษา

ธัญญรัตน์ เบญจกุล

มีนาคม 2553

สารบัญ

หน้า

สารบัญ	(1)
สารบัญตาราง	(2)
สารบัญภาพ	(4)
คำนำ	1
วัตถุประสงค์	3
การตรวจเอกสาร	4
อุปกรณ์และวิธีการ	47
อุปกรณ์	47
วิธีการ	52
ผลและวิจารณ์	66
สรุปและข้อเสนอแนะ	80
สรุป	80
ข้อเสนอแนะ	83
เอกสารและสิ่งอ้างอิง	84
ภาคผนวก	93
ภาคผนวก ก การวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ	94
ภาคผนวก ข ตารางแสดงผลการทดลอง	105
ประวัติการศึกษาและการทำงาน	109

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
1 องค์ประกอบน้ำเสียชุมชน	5
2 ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน	15
3 วิธีการบำบัดไนโตรเจนโดยวิธีทางชีวภาพ	20
4 เปรียบเทียบปริมาณสารสัมพันธ์ของกระบวนการกำจัดไนโตรเจน	38
5 เปรียบเทียบกระบวนการกำจัดไนโตรเจน	44
6 คุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ในการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ก่อนการกำจัดออกซิเจน	53
7 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ประสิทธิภาพ และควบคุมระบบเอสปีอาร์	55
8 ปัจจัยที่ใช้เป็นค่าควบคุมของระบบเอสปีอาร์ ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์	55
9 คุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้เป็นน้ำเข้าในช่วงการกำจัดออกซิเจน	56
10 แสดงขั้นตอนการเดินระบบเอสปีอาร์ ที่ระยะกักพักรวม 6 ชั่วโมง	57
11 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ประสิทธิภาพและควบคุมระบบเอสปีอาร์	58
12 ปัจจัยที่ใช้เป็นค่าควบคุมของระบบเอสปีอาร์ ช่วง partial nitrification	58
13 คุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้เป็นน้ำเข้าในกระบวนการ partial nitrification / Anammox	59
14 ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียเอสปีอาร์	60
15 แสดงการเดินระบบ ASBR ใน 1 รอบการทำงาน (360 นาที)	61
16 พารามิเตอร์ ความถี่ในการเก็บตัวอย่างและวิธีวิเคราะห์	62
17 ปัจจัยที่เป็นค่าควบคุมระบบเอสปีอาร์ช่วง partial nitrification / Anammox	63
18 อัตราส่วนของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อไนไตรท์ ของกระบวนการ Anammox (เติม NaNO_2) และกระบวนการ partial nitrification / Anammox	78
19 อัตราส่วนของสารอินทรีย์คาร์บอนต่อไนไตรท์ ของกระบวนการ Anammox (เติม NaNO_2) และกระบวนการ partial nitrification / Anammox	79
20 สรุปสถานะต่างๆ ในตลอดการทดลองของกระบวนการ partial nitrification / Anammox	82

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางผนวกที่		หน้า
ข1	ความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเข้า – น้ำออก และประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของถังปฏิกริยาเอสปีอาร์ ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ ที่ระยะกักพัก ชลศาสตร์ต่าง ๆ	106
ข2	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบเอสปีอาร์ ก่อนการจำกัดออกซิเจน	106
ข3	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของระบบเอสปีอาร์ก่อนการจำกัดออกซิเจน	106
ข4	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบเอสปีอาร์ ช่วงการจำกัดออกซิเจน	107
ข5	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของระบบเอสปีอาร์ ช่วงการจำกัดออกซิเจน	107
ข6	ความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเข้า – น้ำออก และประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของถังปฏิกริยาเอสปีอาร์ ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ ที่ระยะกักพัก ชลศาสตร์ 72 ชั่วโมง	107
ข7	ประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นตามกระบวนการ partial nitrification / Anammox	108
ข8	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ช่วงกระบวนการ partial nitrification / Anammox	108
ข9	ประสิทธิภาพการไนไตรท์ ของกระบวนการ partial nitrification / Anammox	108

สารบัญภาพ

ภาพที่	หน้า
1 ปฏิบัติการรีดออกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย	8
2 การเปลี่ยนแปลงรูปของสารประกอบไนโตรเจนในระบบบำบัดทางชีวภาพ	10
3 ความต้องการออกซิเจนกับการบำบัดอินทรีย์คาร์บอน และทีเคเอ็น	11
4 ความสัมพันธ์ระหว่างร้อยละแอมโมเนียกับพีเอช	14
5 แสดงลักษณะการทำงานของระบบเอสบีอาร์	25
6 ขั้นตอนการเดินระบบเอสบีอาร์	29
7 วัฏจักรการเดินระบบกระบวนการ SHARON ในถังปฏิกรณ์เดี่ยว	36
8 กระบวนการ SHARON ที่ประยุกต์ใช้เอสบีอาร์	37
9 รูปแบบการรวมถังปฏิกรณ์ SHARON – Anammox	39
10 รูปแบบกระบวนการ SHARON – Anammox ในโรงงานบำบัดน้ำเสียจริง	40
11 วัฏจักรไนโตรเจน และกระบวนการ Anammox	42
12 แบบจำลองและส่วนประกอบในการเดินระบบเอสบีอาร์	47
13 เครื่อง Programmable Logic Controller (PLC)	48
14 ชุดเครื่องเติมอากาศ	49
15 แบบจำลองระบบเอสบีอาร์และส่วนประกอบในการเดินระบบเอสบีอาร์	49
16 เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ	50
17 ถูปรับความดัน	51
18 Solenoid valve	51
19 การไหลของน้ำเสียช่วงขณะการเดินระบบต่อเนื่องกันของกระบวนการ partial nitrification / Anammox	61
20 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบเอสบีอาร์ ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์	67
21 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบเอสบีอาร์ ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์	68
22 ความเข้มข้นไนเตรทในน้ำออกจากระบบ ช่วงก่อนการจាក់ออกซิเจน	69

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
23	ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบเอสปีอาร์ก่อนการจํากัดออกซิเจน, ช่วง partial nitrification, ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบเอเอสปีอาร์ และ ช่วง partial nitrification / Anammox	69
24	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน ในไนโตรท์ ในเตรท และทีเคเอ็น ของระบบเอสปีอาร์ ก่อนการจํากัดออกซิเจน และช่วง partial nitrification	73
25	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน ในไนโตรท์ และทีเคเอ็น ของระบบ เอเอสปีอาร์ และช่วงกระบวนการ partial nitrification / Anammox	75
26	สมดุลมวลของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ	77
27	สมดุลมวลของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ ของกระบวนการ Anammox และกระบวนการ partial nitrification / Anammox	77

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

CANON	= Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite
Anammox	= Anaerobic Ammonium Oxidation
SBR	= Sequencing Batch Reactor
ASBR	= Anaerobic Sequencing Batch Reactor
COD	= Chemical Oxygen Demand
DO	= Dissolved Oxygen
TKN	= Total Kjeldahl Nitrogen
pH	= ค่าความเป็นกรด - ด่าง
VFA	= กรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acids)
HRT	= Hydraulic Retention Time
mg/l	= milligram per liter
g	= gram
PLC	= Programmable Logic Controller
MLSS	= Mixed Liquor Suspended Solids
MLVSS	= Mixed Liquor Volatile Suspended Solids
OLAND	= Oxygen – Limited Autotrophic Nitrification Denitrification
Pre – DN	= Pre – Denitrification
Post – DN	= Post – Denitrification
AS	= Activated Sludge
NOD	= Nitrogenous Oxygen Demand

การพัฒนาเทคโนโลยีแบบ CANON ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีไนโตรเจน

Development of CANON Technology for The Treatment of Nitrogen Synthetic Wastewater

คำนำ

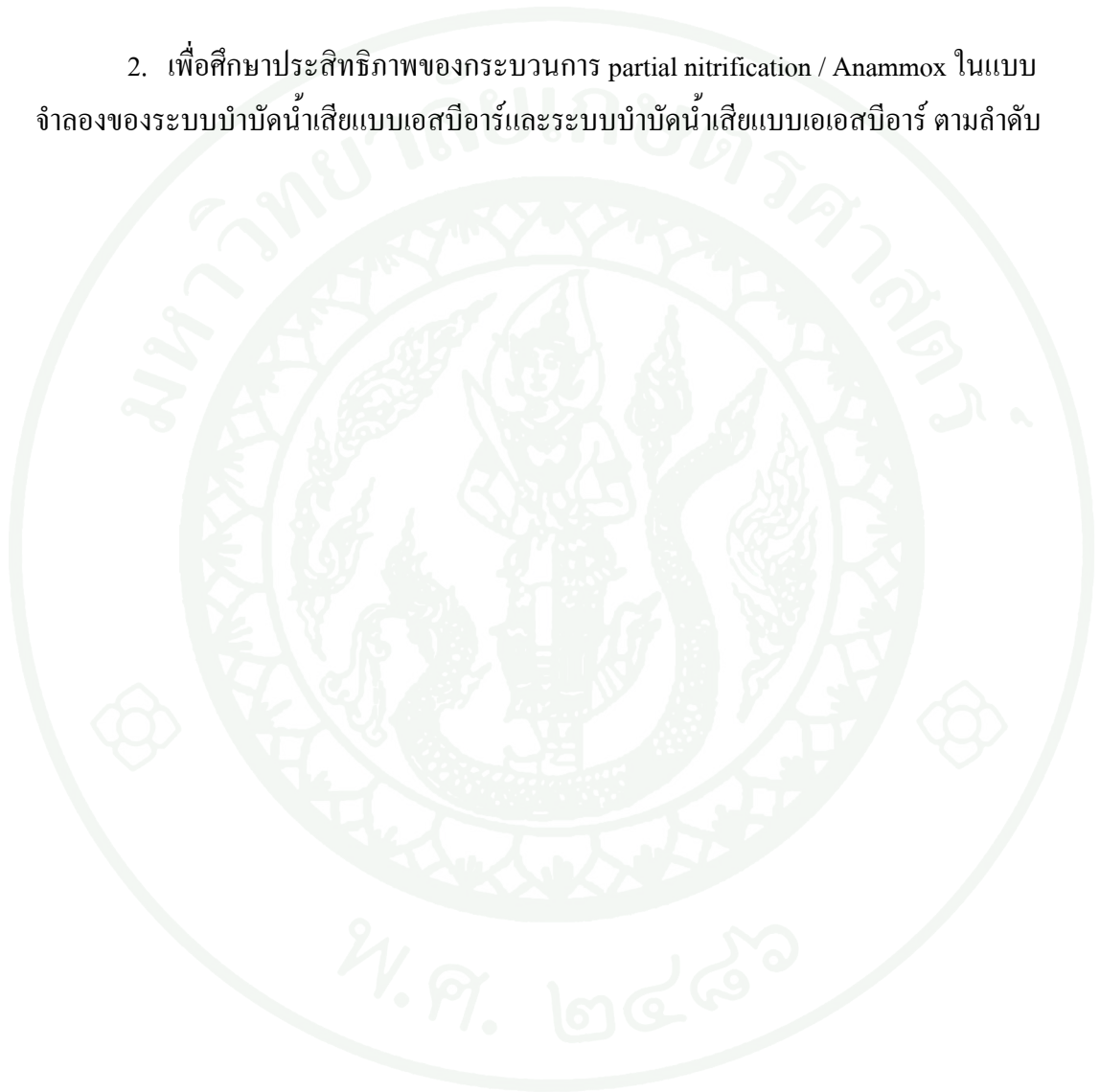
เนื่องจากจำนวนประชากรที่เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว ทำให้เกิดการขยายตัวของชุมชนส่งผลให้เกิดปัญหาด้านสิ่งแวดล้อมตามมาอย่างมากมาย ปัญหาน้ำเสียก็เป็นอีกปัญหาหนึ่งที่สำคัญ และทวีความรุนแรงมากขึ้นเรื่อยๆ ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ใช้กันโดยทั่วไป เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอส (Activated Sludge) มักมุ่งเน้นการบำบัดค่าซีโอดี และมีปัญหาด้านการกำจัดธาตุอาหารออกจากน้ำเสีย เช่น แอมโมเนียไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารประกอบอื่นๆ

การกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำเสียเป็นกระบวนการที่สำคัญกระบวนการหนึ่ง เนื่องจากสารประกอบเหล่านี้จะเป็นสาเหตุของการเกิดปัญหายูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ทำให้ปริมาณออกซิเจนในน้ำลดลงอย่างรวดเร็วส่งผลต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำและอาจส่งผลกระทบต่อคุณภาพชีวิตของมนุษย์อีกด้วย เช่น โรคผิวหนังในทารกเกิดจากการดื่มน้ำที่มีปริมาณไนเตรทปนเปื้อนเกินค่าที่กำหนด เป็นต้น ถ้าไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ในไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนถูกระบายลงในแหล่งน้ำจะส่งผลให้เกิดความต้องการออกซิเจนในการเปลี่ยนรูปมากกว่าสารอินทรีย์คาร์บอนหลายเท่า ดังนั้นการกำจัดสารอินทรีย์ในไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำเสียจึงจำเป็นอย่างยิ่ง มีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียชนิดต่างๆ เพื่อให้สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียที่เหมาะสมในการบำบัดสารอินทรีย์ในไนโตรเจนและแอมโมเนียออกจากน้ำเสียคือระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ โดยสามารถแบ่งออกเป็น 2 กระบวนการคือ กระบวนการที่ใช้ออกซิเจน และไม่ใช้ออกซิเจน ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้รับความสนใจในการบำบัดน้ำเสียมากขึ้น เนื่องจากสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ในอัตราที่สูง ผลผลิตตะกอนส่วนเกินน้อย และประหยัดค่าพลังงานในการเติมอากาศ แต่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถบำบัดไนโตรเจนได้น้อย หรือบำบัดไม่ได้เลย เนื่องจากการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนต้องอาศัยทั้งสองกระบวนการ คือ กระบวนการที่ใช้ออกซิเจนในการเปลี่ยนรูปจากแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนไตรท์ ไนเตรท และกระบวนการที่ไม่ใช้ออกซิเจนในการเปลี่ยนรูปไนเตรทต่อไปเป็นก๊าซไนโตรเจน กระบวนการเหล่านี้ทำให้ต้องใช้

เทคนิคต่างๆ อย่างมากในการบำบัดจึงได้มีการพัฒนากระบวนการต่างๆ ในการกำจัดไนโตรเจน ซึ่งทำให้ผู้วิจัยสนใจที่จะศึกษา และพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียโดยการประยุกต์กระบวนการ CANON (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite) โดยจัดให้มีกระบวนการ partial nitrification แยกออกจากกระบวนการ Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation) โดยกระบวนการ partial nitrification ใช้แบบจำลองของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์เพื่อเตรียมอัตราส่วนระหว่างไนไตรท์และแอมโมเนียก่อนที่น้ำเสียจะเข้าสู่กระบวนการ Anammox ซึ่งใช้แบบจำลองของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ผลการศึกษาที่ได้จากการทำวิจัยในครั้งนี้จะเป็นข้อมูลพื้นฐานในการพัฒนาระบบบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนและประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียปนเปื้อนสูงต่อไป

วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการ partial nitrification ในการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนไตรท์
2. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการ partial nitrification / Anammox ในแบบจำลองของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์และระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอสปีอาร์ ตามลำดับ



การตรวจเอกสาร

ปัญหาน้ำเสียเกิดขึ้นพร้อมๆ กับการเจริญเติบโตของชุมชน เนื่องจากน้ำเสียเกิดขึ้นจากการใช้น้ำตามวัตถุประสงค์ต่างๆ ในการดำรงชีวิตของมนุษย์ ในอดีตปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นมีจำนวนไม่มากเมื่อระบายลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ จุลินทรีย์และสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำธรรมชาติสามารถทำความสะอาดน้ำเสียได้เองแต่เมื่อมีการขยายตัวของชุมชน และมีการพัฒนาอุตสาหกรรมมากขึ้น น้ำเสียก็มีปริมาณเพิ่มขึ้นจนการบำบัดน้ำเสียที่เกิดขึ้นโดยวิธีการทางธรรมชาติไม่สามารถรองรับปริมาณของน้ำเสีย หรือเกิดกระบวนการบำบัดได้ทันทำให้จำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีต่างๆ

น้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชน หมายถึง น้ำเสียที่มาจากที่พักอาศัยและย่านพาณิชยกรรมเป็นน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมการดำรงชีวิตของประชากร แหล่งกำเนิดน้ำเสียชุมชนแบ่งออกได้เป็นน้ำทิ้งจากที่อยู่อาศัย อาคารชุด บ้านจัดสรร หอพัก สถานประกอบการต่างๆ และน้ำทิ้งย่านพาณิชยกรรม ได้แก่ โรงแรม โรงพยาบาล ตลาดสด ศูนย์การค้า ร้านอาหาร นอกจากนี้ยังรวมถึงสถาบัน และหน่วยงานราชการต่างๆ ได้แก่ สถาบันการศึกษา อาคารที่ทำการราชการหรือรัฐวิสาหกิจ ลักษณะน้ำเสียชุมชนจะมีค่าพีเอชเป็นกลาง มีทั้งสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ที่เป็นของแข็งแขวนลอย และของแข็งละลายน้ำโดยมีสารอินทรีย์เป็นส่วนประกอบหลักและอาจมีเชื้อโรคปะปนอยู่ จากการศึกษาองค์ประกอบหลักของน้ำเสียชุมชนในสหรัฐอเมริกา (ตารางที่ 1) แบ่งออกเป็น 3 ระดับ คือ สกปรกมาก ปานกลาง และน้อยขึ้นอยู่กับองค์ประกอบเหล่านี้ น้ำเสียชุมชนของประเทศไทยจัดอยู่ในระดับความสกปรกน้อยถึงปานกลาง (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551)

น้ำเสียชุมชนเป็นน้ำเสียที่บำบัดได้ง่าย เนื่องจากส่วนประกอบส่วนใหญ่จะเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย และมีความเข้มข้นต่ำมีปริมาณอาหารเสริมและมีสภาพแวดล้อมอื่นๆ เช่น จุลินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย และมีพีเอชที่เหมาะสม การบำบัดน้ำเสียชุมชนจึงนิยมใช้ระบบชีวภาพ เช่น ระบบเอเอส (Activated Sludge) หรือบ่อผึ่ง (Oxidation Pond) เป็นต้น

ตารางที่ 1 องค์ประกอบน้ำเสียชุมชน

สิ่งปนเปื้อน	หน่วย	ความเข้มข้นเฉลี่ย		
		สกปรกน้อย	สกปรกปานกลาง	สกปรกมาก
ของแข็งทั้งหมด	มก./ล.	350	720	1,200
ของแข็งแขวนลอย	มก./ล.	100	220	350
ซีโอดี	มก./ล.	250	500	1,000
ไนโตรเจน (Total as N)	มก./ล.	20	40	85
- อินทรีย์	มก./ล.	8	15	35
- แอมโมเนีย	มก./ล.	12	25	50
ฟอสฟอรัส (Total as P)	มก./ล.	4	8	15
- อินทรีย์	มก./ล.	1	3	5
- อนินทรีย์	มก./ล.	3	5	10
น้ำมันและไขมัน	มก./ล.	50	100	150
โคลิฟอร์มทั้งหมด	เอ็มพีเอ็น/100 มล.	$10^6 - 10^7$	$10^7 - 10^8$	$10^7 - 10^9$
ฟิคัล โคลิฟอร์ม	เอ็มพีเอ็น/100 มล.	$10^4 - 10^5$	-	-

ที่มา: กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2551)

กฎหมายมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดจากชุมชนได้กำหนดมาตรฐานเกี่ยวกับปริมาณไนโตรเจนไว้เฉพาะค่าที่เคเอ็นเท่านั้นยังไม่ได้รวมไนโตรทและไนเตรทซึ่งในความเป็นจริงแล้วพบว่า ทั้งไนโตรทและไนเตรทก็เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตของพืชน้ำเช่นกัน (Gerardi, 2002) มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนกำหนดค่าที่เคเอ็นไว้สูงสุดไม่เกิน 35 มก./ล. ส่วนฟอสฟอรัสยังไม่ได้กำหนดและบังคับใช้ ยกเว้นแหล่งกำเนิดที่ต้องปล่อยน้ำทิ้งลงชายฝั่งทะเล ซึ่งกำหนดระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen, TN) และกำหนดค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดไว้ที่ 4.0 มก./ล. และ 0.4 มก./ล. ตามลำดับ (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2548) และในปี 2546 กรุงเทพมหานครได้ออกข้อกำหนดเกี่ยวกับมาตรฐานน้ำทิ้งสำหรับเดินระบบ บำรุงรักษา และจัดการบริหารโรงควบคุมคุณภาพน้ำ ได้แก่ บีโอดี ไนโตรเจนทั้งหมด แอมโมเนีย ฟอสฟอรัสทั้งหมด และของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solids, TSS) ไว้ที่ 20, 10, 5, 2 และ 30 มก./ล. ตามลำดับ (สำนักการระบายน้ำกรุงเทพมหานคร, 2546)

การบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดน้ำเสีย สามารถแบ่งออกเป็นประเภทใหญ่ๆ ได้ 3 ประเภท (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2551) คือ

1. การบำบัดทางกายภาพ (physical treatment) เป็นวิธีการแยกเอาสิ่งเจือปนออกจากน้ำเสีย เช่น ของแข็งขนาดใหญ่ ทราย กรวด พลาสติก เศษอาหาร กรวด ทราย ไขมัน และน้ำมัน โดยใช้ อุปกรณ์ในการบำบัดทางกายภาพ คือ ตะแกรงคัดขยะ ถังคัดกรวดทราย ถังคัดไขมันและน้ำมัน และ ถังตกตะกอนซึ่งจะเป็นการลดปริมาณของแข็งทั้งหมดที่มีในน้ำเสียเป็นหลัก

2. การบำบัดทางเคมี (chemical treatment) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางเคมีเพื่อทำปฏิกิริยากับสิ่งเจือปนในน้ำเสีย วิธีการนี้จะใช้สำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีส่วนประกอบอย่างใดอย่างหนึ่ง คือ ค่าพีเอชสูงหรือต่ำเกินไป มีสารพิษ โลหะหนัก ของแข็งแขวนลอยที่ตกตะกอนยาก ไขมันและน้ำมันที่ละลายน้ำ ปริมาณของไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสที่สูงเกินไป และมีเชื้อโรค ทั้งนี้ อุปกรณ์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางเคมี ได้แก่ ถังกวนเร็ว ถังกวนช้า ถังตกตะกอน ถังกรอง และถังฆ่าเชื้อโรค

3. การบำบัดทางชีวภาพ (biological treatment) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพหรือใช้จุลินทรีย์ในการกำจัดสิ่งปนเปื้อนที่อยู่ในน้ำเสีย โดยเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส โดยความสกปรกเหล่านี้จะถูกใช้เป็นอาหารและเป็นแหล่งพลังงานของ จุลินทรีย์ในถังเลี้ยงเชื้อเพื่อการเจริญเติบโตทำให้น้ำเสียมีค่าความสกปรกลดลง โดยจุลินทรีย์เหล่านี้ อาจเป็นแบบใช้ออกซิเจน (aerobic organisms) หรือไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic organisms) ก็ได้

กลไกพื้นฐานของกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ

กลไกพื้นฐานในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพทั้งแบบใช้ออกซิเจน และไม่ใช้ออกซิเจนจะมีลักษณะเหมือนกัน คือเป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน-รีดักชัน (รีดอกซ์)

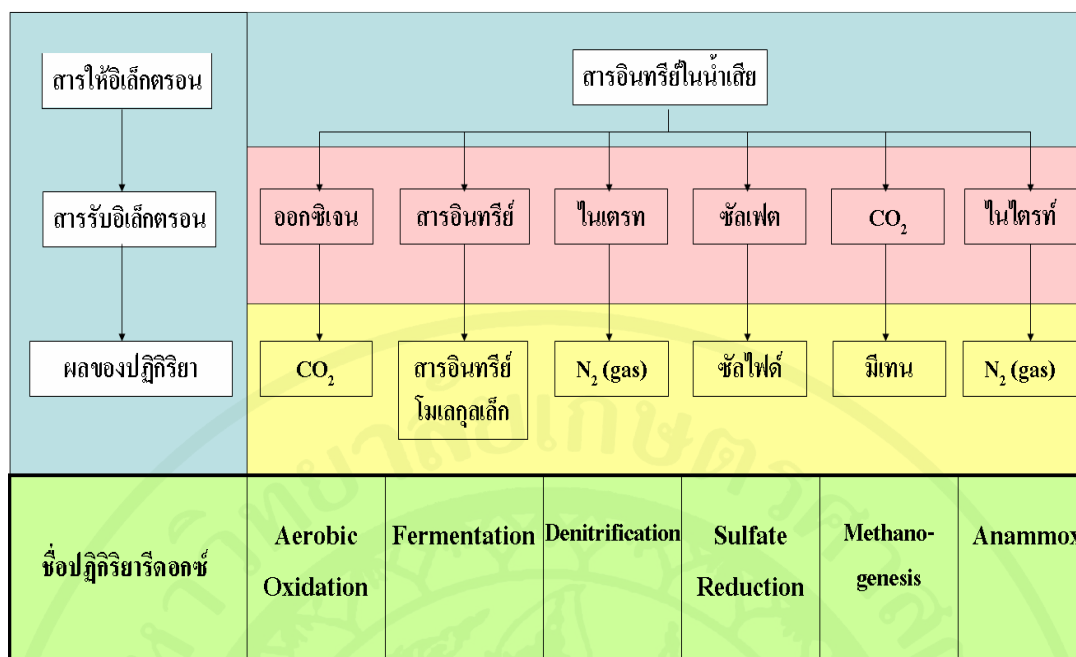
ปฏิกิริยารีดอกซ์ หมายถึง ปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารให้อิเล็กตรอนและ สารรับอิเล็กตรอน สารให้อิเล็กตรอนในน้ำเสียส่วนใหญ่มักเป็นสารอินทรีย์ ส่วนสารรับอิเล็กตรอน ในน้ำเสียมักเป็นสารอื่นๆ ที่ไม่ใช่สารอินทรีย์ เช่น ออกซิเจน ไนเตรท หรือซัลเฟต เป็นต้น การ

ถ่ายเทอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์จะได้พลังงานเกิดขึ้นจำนวนหนึ่ง พลังงานที่เกิดขึ้นนี้ส่วนหนึ่งสูญเสียไปในรูปของพลังงานความร้อน และส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้การดำรงชีวิตและสร้างเซลล์ใหม่ ดังนั้นสารอินทรีย์จึงเป็นทั้งแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนสำหรับจุลินทรีย์แต่สารรับอิเล็กตรอนในน้ำเสียมีหลายชนิด ผลของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นก็ต่างกันไปตามชนิดสารรับอิเล็กตรอน เช่น ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจน ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นปฏิกิริยาที่เรียกว่า “aerobic oxidation” ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นไนเตรท ก็จะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้น เป็นต้น สามารถแบ่งชนิดของปฏิกิริยารีดอกซ์ที่เกิดขึ้นภายในเซลล์ของแบคทีเรียออกได้เป็น 2 ประเภทใหญ่ๆ ตามสารรับอิเล็กตรอน คือ

1. การหมัก (fermentation) คือ ปฏิกิริยารีดอกซ์ของสารประกอบอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในภาวะที่ไม่มีสารรับอิเล็กตรอนภายนอก

2. การหายใจ (respiration) คือ ปฏิกิริยารีดอกซ์ที่มีสารรับอิเล็กตรอนภายนอกเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายซึ่งสามารถแบ่งย่อยลงไปได้อีก 2 ประเภท คือ aerobic respiration เป็นการหายใจที่มีออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และ anaerobic respiration เป็นการหายใจที่ไม่ใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย สารรับอิเล็กตรอนที่ใช้ในกรณีนี้ ได้แก่ ไนเตรท คาร์บอนไดออกไซด์ หรือ ซัลเฟต (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2548)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนแตกต่างจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนตรงที่สารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายไม่ใช้ออกซิเจน แต่อาจจะเป็นสารรับอิเล็กตรอนอื่นๆ ในน้ำเสีย เช่น ไนเตรท คาร์บอนไดออกไซด์ หรือ ซัลเฟต เป็นต้น ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นจะแตกต่างกันออกไปตามชนิดของสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ความเป็นกรดต่าง อุณหภูมิ ปริมาณธาตุอาหาร และปริมาณสารอินทรีย์ว่าอยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ชนิดใด (ภาพที่ 1)



ภาพที่ 1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย

ที่มา: มั่นสิน (2542)

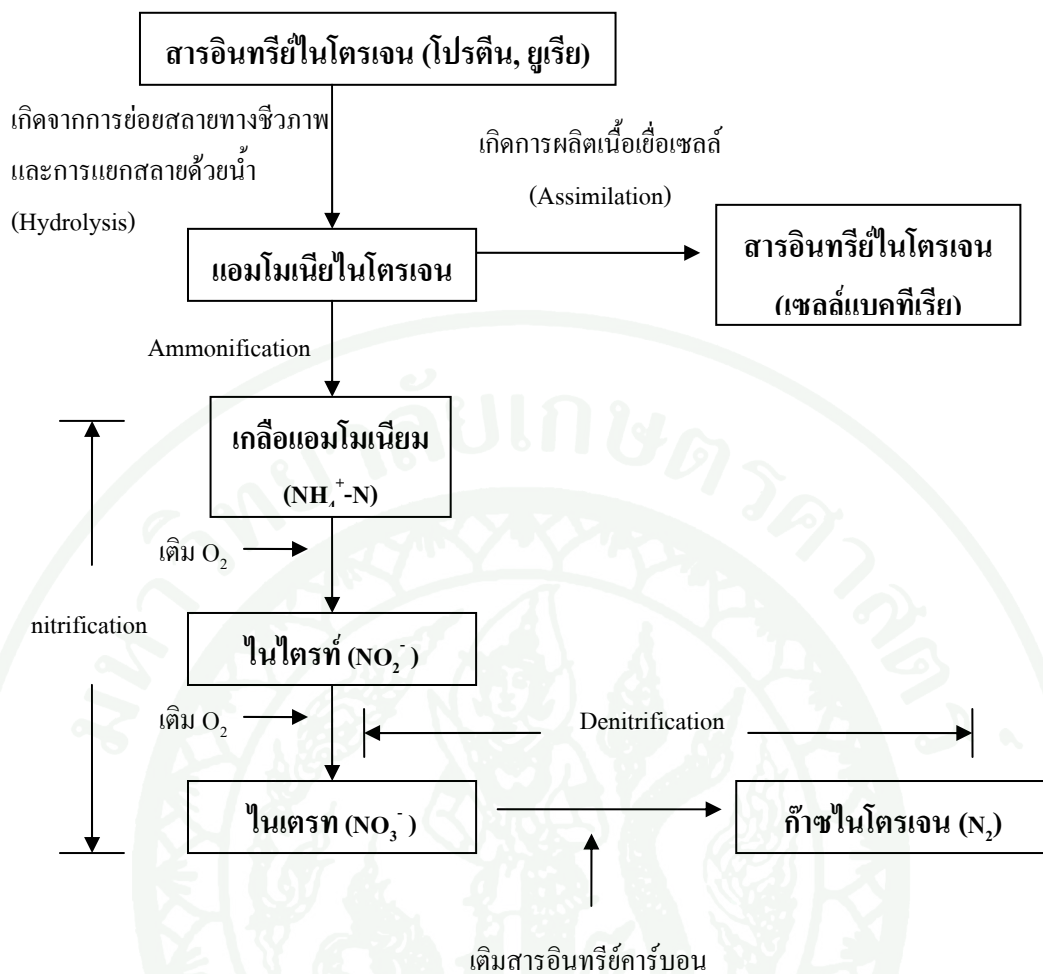
ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนก็เป็นเช่นเดียวกับที่เกิดขึ้นในธรรมชาติในบริเวณที่ไม่มีออกซิเจนแต่สิ่งที่ระบบบำบัดน้ำเสียต่างออกไปจากธรรมชาติ คือ ปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียจะมีมากกว่าในธรรมชาติมาก สารอินทรีย์ถูกทำให้ลดลงในเวลาที่รวดเร็วโดยจุลินทรีย์จำนวนมากในระบบ แต่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนเป็นระบบที่ซับซ้อนมีกลุ่มจุลินทรีย์อาศัยอยู่ร่วมกันมากมายหลายกลุ่ม ความสัมพันธ์ของกลุ่มจุลินทรีย์เหล่านี้มีทั้งการพึ่งพาอาศัยกัน และการแข่งขันกัน สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูกเปลี่ยนรูปไป เนื่องจากการย่อยสลายโดยกลุ่มจุลินทรีย์หลายๆ กลุ่มผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากการย่อยสลายของกลุ่มจุลินทรีย์หนึ่งจะถูกย่อยสลายต่อโดยกลุ่มจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่งเกิดเป็นความสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยซึ่งกันและกัน แต่ถ้าผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นสามารถใช้ได้โดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มซึ่งใช้สารอาหารชนิดเดียวกันก็ทำให้เกิดความสัมพันธ์แบบแข่งขันกันขึ้น กลุ่มจุลินทรีย์หลายกลุ่มที่อาศัยอยู่ร่วมกัน และมีปฏิสัมพันธ์กันเหล่านี้เองที่ทำให้เกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ และเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปต่างๆ เช่น กรดอินทรีย์ คาร์บอนไดออกไซด์ มีเทน และซัลไฟด์ เป็นต้น แต่สารอินทรีย์ในระบบจะถูกใช้ไปโดยจุลินทรีย์กลุ่มใดและถูกใช้ไปในสัดส่วนเท่าใดนั้นขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย ถ้าพิจารณากระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยทั่วไปจุลินทรีย์กลุ่มที่โดดเด่นที่สุดในระบบคือแบคทีเรียสร้างมีเทน

และแบคทีเรียสร้างกรดที่ทำงานร่วมกันได้ผลิตภัณฑ์หลักเป็นก๊าซมีเทน (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2548)

การกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเทียบกับไนโตรเจน

น้ำเสียชุมชนมีไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์และแอมโมเนียเป็นส่วนใหญ่ซึ่งเรียกรวมกันว่า ทีเคเอ็น ไนโตรเจนเหล่านี้เป็นของเสียจากเมแทบอลิซึมของโปรตีนในร่างกายมนุษย์ และเมื่อปล่อยระบายรวมออกมาเป็นน้ำเสียจะอยู่ในรูปสารอินทรีย์และแอมโมเนียร้อยละ 60 และ 40 ตามลำดับ (ธงชัย, 2545)

ในสภาวะที่มีออกซิเจน (aerobic condition) แบคทีเรียมีความสามารถใช้ออกซิเจนในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์คาร์บอนให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ โดยสารให้อิเล็กตรอนในกระบวนการนี้ คือ สารอินทรีย์คาร์บอน ขณะที่ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายแต่สารอินทรีย์ไนโตรเจนจะต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) ซึ่งเป็นกระบวนการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียให้เป็นเกลือแอมโมเนียม ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) หรือ แอมโมเนียอิสระ (free ammonia, NH_3) เสียก่อน จึงถูกออกซิไดซ์ต่อไปโดย nitrifying bacteria หรือ nitrifier ได้ ซึ่งในน้ำเสียปกติแล้วจะมีไนโตรเจนทั้งในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนีย โดยไนโตรเจนทั้งสองรูปนี้จะถูกออกซิไดซ์เป็นไนไตรท์และไนเตรทได้ในสภาวะที่มีออกซิเจน ซึ่งกระบวนการนี้มีออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอน และแอมโมเนียมไอออนเป็นสารให้อิเล็กตรอน แต่กระบวนการนี้จะเพียงพอต่อการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในสภาพรีดิคซ์ไปเป็นไนโตรเจนในสภาพออกซิไดซ์ แต่ยังไม่เกิดการกำจัดหรือลดไนโตรเจน ยกเว้นไนโตรเจนส่วนที่นำไปสร้างเซลล์แบคทีเรียซึ่งเป็นปริมาณน้อยมากในบางกรณีจึงไม่นำส่วนนี้มาคิดรวมในการคำนวณ ทั้งนี้ไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์นี้จะถูกนำไปรีดิคซ์อีกครั้งโดยแบคทีเรียในสภาวะที่มีคาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอน เพื่อให้ไนเตรทกลายเป็นก๊าซไนโตรเจน และถูกปล่อยระบายออกสู่อากาศจึงเกิดการกำจัดไนโตรเจนขึ้นได้ (ภาพที่ 2)

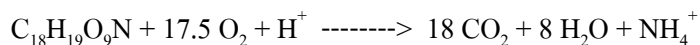


ภาพที่ 2 การเปลี่ยนรูปของสารประกอบไนโตรเจนในระบบบำบัดทางชีวภาพ

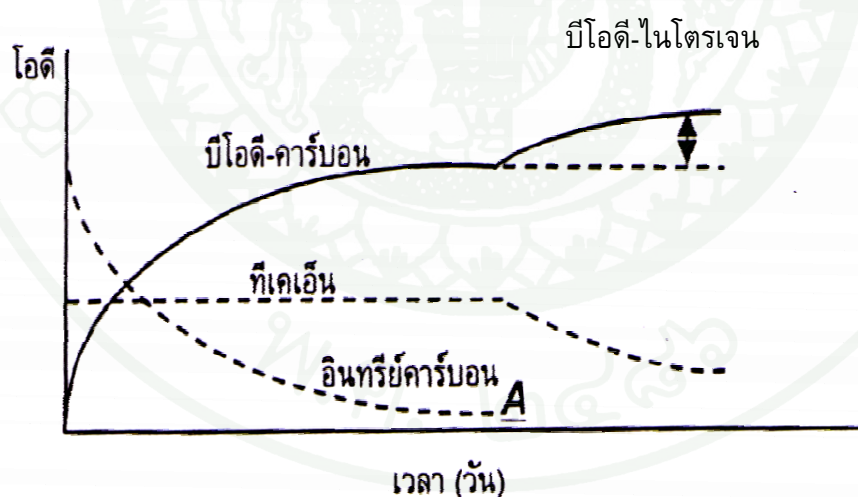
ที่มา: เกรียงศักดิ์ (2543)

การออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้อยู่ในรูปไนไตรท์และไนเตรทนั้นไม่สามารถทำได้โดยตรงไปตรงมา แม้ระบบจะอยู่ในภาวะที่มีออกซิเจน และมีค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) สูงถึง 7-8 มก./ล. ก็ตาม ทั้งนี้เพราะไนโตรเจนแบคทีเรีย หรือ nitrifier นั้นเจริญเติบโตได้น้อยกว่าคาร์บอนแบคทีเรีย หรือที่เรียกว่า จุลินทรีย์เฮเทอโรโทรปแบบธรรมดา (ordinary heterotrophic organisms) ดังนั้นหากเรานำน้ำเสียชุมชนซึ่งมีทั้งสารอินทรีย์คาร์บอนและสารอินทรีย์ไนโตรเจนใส่ขวดปิไอดีจนเต็มและเติมอากาศจนมีออกซิเจนละลายน้ำสูงขึ้น จากนั้นปิดจุกไม่ให้อากาศเข้า และกวนให้เข้ากันโดยใช้เครื่องกวนแบบแม่เหล็ก แล้ววัดค่าออกซิเจนละลายน้ำทุกๆ 1-2 ชม. จะได้กราฟที่แสดงค่าออกซิเจนละลายน้ำที่ลดลงคือค่าออกซิเจนที่จุลินทรีย์ใช้ไปในการย่อยสลายสารอินทรีย์นั่นเอง

กล่าวคือสารอินทรีย์อาจวัดได้ในรูปของปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ต้องใช้ไปในการออกซิไดซ์อินทรีย์คาร์บอนให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ ดังสมการ



อย่างไรก็ตามถ้ายี่ระยะเวลาการบ่มต่อไป กราฟที่ได้ (ภาพที่ 3) แสดงความสัมพันธ์ของความต้องการออกซิเจนกับการบำบัดอินทรีย์คาร์บอนและทีเคเอ็น พบว่าการใช้ออกซิเจนละลายน้ำส่วนใหญ่เกิดจากจุลินทรีย์ชนิดเฮเทอโรโทปแบบธรรมดาซึ่งใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นสารอาหารหลัก ค่าออกซิเจนละลายน้ำที่เกิดขึ้นจึงเรียกว่า บีโอดีที่เกิดจากสารคาร์บอน (carbonaceous BOD) ในช่วงดังกล่าวนี้ค่าทีเคเอ็นไม่ลดลงเลย หรือลดลงเพียงเล็กน้อย ต่อเมื่อสารอินทรีย์คาร์บอนเหลือน้อยลงค่าทีเคเอ็นจึงจะเริ่มลดลงเนื่องจากเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยแบคทีเรียไนตริไฟเออร์ และค่าออกซิเจนละลายน้ำในช่วงนี้จะเป็นค่าความต้องการออกซิเจนของไนตริไฟเออร์โดยเฉพาะ ดังนั้นค่าออกซิเจนละลายน้ำในช่วงนี้จึงเรียกว่าเอ็นโอดี (Nitrogenous Oxygen Demand : NOD) ซึ่งหมายถึงค่าความต้องการออกซิเจนสำหรับไนตริฟิเคชัน พบว่าค่าทีเคเอ็นที่ลดลงจะเป็นสัดส่วนกับค่าเอ็นโอดีที่เพิ่มขึ้น (ธงชัย, 2545)



ภาพที่ 3 ความต้องการออกซิเจนกับการบำบัดอินทรีย์คาร์บอน และทีเคเอ็น

ที่มา: ธงชัย, 2545

สารประกอบไนโตรเจน

สารประกอบไนโตรเจนเกี่ยวข้องกับงานทางด้านน้ำดีและน้ำเสีย เนื่องจากไนโตรเจนเป็นส่วนประกอบที่สำคัญของบรรยากาศทั่วไป ก๊าซไนโตรเจนเป็นก๊าซเฉื่อยที่พบได้มากที่สุดในน้ำจืดและน้ำเค็ม เนื่องจากในอากาศมีไนโตรเจนมากถึงร้อยละ 78 ก๊าซไนโตรเจนจึงละลายน้ำได้มากกว่าออกซิเจน กล่าวคือ ไนโตรเจนละลายน้ำได้ 15.2 มล./ล. ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส เปรียบเทียบกับออกซิเจนที่สามารถละลายได้ 9.3 มล./ล. ที่อุณหภูมิเดียวกัน และสารประกอบไนโตรเจนยังเป็นส่วนประกอบที่สำคัญอย่างหนึ่งในการดำรงอยู่ของพืชและสัตว์ การเปลี่ยนแปลงทางเคมีที่ค่อนข้างซับซ้อนของไนโตรเจนเกิดขึ้นโดยสิ่งมีชีวิตและแบคทีเรียทั้งในสภาวะที่มีออกซิเจนหรือในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (ธงชัย, 2545)

แม้ว่าไนโตรเจนสามารถละลายน้ำได้ดีกว่าออกซิเจน แต่จุลินทรีย์ หรือสิ่งมีชีวิตเกือบทุกชนิดก็ไม่มีความสามารถในการใช้ประโยชน์จากก๊าซละลายน้ำนี้ ดังนั้นไนโตรเจนละลายน้ำจึงไม่มีบทบาทของในกระบวนการบำบัดน้ำเสียเลย ไนโตรเจนละลายอาจมีผลต่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ อย่างเช่น ถ้ามีปริมาณก๊าซไนโตรเจนละลายอยู่ในน้ำเกินจุดอิ่มตัวอาจมีผลทำให้เกิดโรคฟองก๊าซในเลือด (gas bubble disease) ขึ้นกับปลา หรือสัตว์น้ำอื่นๆ และทำให้สัตว์น้ำดังกล่าวเสียชีวิต เมื่อปลาอาศัยอยู่ในน้ำที่มีไนโตรเจนละลายน้ำสูงเกินจุดอิ่มตัวปกติ กระแสเลือดในตัวปลาดูดซับไนโตรเจนจากน้ำ เพื่อให้เกิดสมดุลระหว่างไนโตรเจนในน้ำและเลือด ปลาจึงมีไนโตรเจนละลายอยู่ในเลือดมากเกินไประดับปกติ และถ้าหากมีการเปลี่ยนแปลงเกิดขึ้นจนมีผลทำให้ไนโตรเจนบางส่วนในเลือดกลายเป็นก๊าซ ฟองก๊าซจะอุดตันหลอดเลือด ทำให้การหมุนเวียนของเลือดเกิดติดขัด ส่งผลให้ปลาตายได้ (ธงชัย, 2545)

สารประกอบไนโตรเจนในน้ำมี 2 พวกใหญ่ๆ ได้แก่ สารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน เช่น แอมโมเนียมไอออน (สมดุลกับแอมโมเนีย) ไนไตรท์ และไนเตรท สารพวกนี้อาจอยู่ในรูปปุ๋ยหรือเกลือในปัสสาวะ อีกชนิดหนึ่งคือสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน เช่น โปรตีน กรดนิวคลีอิก กรดอะมิโน สารพวกนี้เป็นส่วนประกอบของร่างกายมนุษย์ พืชและสัตว์ ในสิ่งขับถ่าย และในปุ๋ยคอก หรือเรียกว่า ออร์แกนิกไนโตรเจน สารประกอบที่สำคัญของไนโตรเจนมีดังนี้

1. สารอินทรีย์ไนโตรเจน

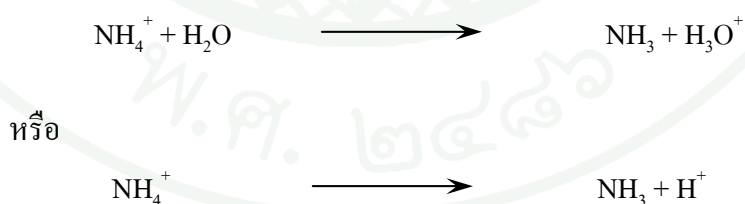
สารอินทรีย์ไนโตรเจน ได้แก่ ไนโตรเจนที่พบอยู่ในสารอินทรีย์ต่างๆ เช่น ยูเรีย โปรตีน และกรดอะมิโน ถั่วเหลือง มูลสัตว์ เป็นต้น เนื่องจากการวิเคราะห์หาปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนใช้วิธีเจลดาคาล์ (Kjeldahl) ซึ่งเป็นวิธีย่อยสลายสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้กลายเป็นแอมโมเนีย และวิเคราะห์ปริมาณไนโตรเจนได้จากแอมโมเนียที่เกิดขึ้น เรียกผลรวมของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียว่า ทีเคเอ็น (total kjeldahl nitrogen; TKN)

$$\text{ทีเคเอ็น} = \text{สารอินทรีย์ไนโตรเจน} + \text{แอมโมเนียไนโตรเจน}$$

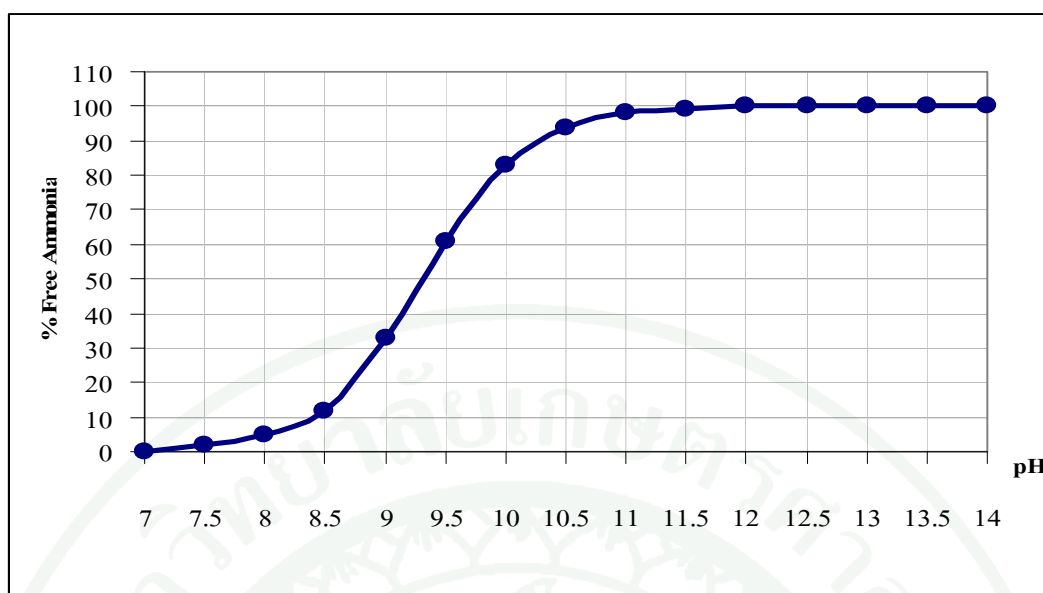
น้ำเสียชุมชนมีสารอินทรีย์ไนโตรเจนในปริมาณต่ำโดยมีแหล่งกำเนิดจากยูเรียซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญในปัสสาวะ และส่วนใหญ่ถูกสลายเป็นแอมโมเนียในระบบท่อน้ำเสีย น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภทอาจพบสารอินทรีย์ไนโตรเจนปริมาณมาก เช่น อุตสาหกรรมแปรรูปอาหารที่ทิ้งของเสียโปรตีน และอุตสาหกรรมทอผ้า เป็นต้น (อรทัย, 2545)

2. แอมโมเนียไนโตรเจน

แอมโมเนียไนโตรเจน หมายถึง ไนโตรเจนทั้งหมดที่อยู่ในรูปแอมโมเนียอิสระ (NH_3) หรืออออนแอมโมเนียม (NH_4^+) ที่อุณหภูมิและความดันปกติแอมโมเนียจะอยู่ในสภาวะก๊าซ และพบได้ในแหล่งน้ำธรรมชาติ โดยมีสมดุลเคมีดังนี้



NH_3 เรียกว่า แอมโมเนียอิสระ (free ammonia) ส่วน NH_4^+ เรียกว่า แอมโมเนียมอออน โดยปฏิกิริยาที่มีพีเอชเป็นกลาง แอมโมเนียจะอยู่ในรูป NH_4^+ มากกว่า NH_3 แต่ถ้า พีเอชสูงขึ้น ก๊าซแอมโมเนียจะพบมากขึ้นและแอมโมเนียมอออนจะมีน้อยลง ก๊าซแอมโมเนียสามารถหนีจากน้ำขึ้นสู่อากาศได้ (ภาพที่ 4)



ภาพที่ 4 ความสัมพันธ์ระหว่างร้อยละของแอมโมเนียอิสระกับพีเอช

ที่มา: อรทัย, 2545

แอมโมเนียที่วิเคราะห์ได้ในห้องปฏิบัติการจะเป็นแอมโมเนียทั้งหมดเสมอ ปริมาณ NH_3 สามารถคำนวณได้จากปริมาณแอมโมเนียทั้งหมดได้ดังนี้

$$\text{NH}_3 = \frac{\text{แอมโมเนียทั้งหมดที่วิเคราะห์ได้ } (\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)}{K (=10^{-9.3}, \text{ ที่อุณหภูมิ } 35 \text{ องศาเซลเซียส)}}$$

เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำทางชีวภาพ สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำจะถูกออกซิไดซ์โดยแบคทีเรียพวกเฮเทอโรโทปก่อนแล้วแบคทีเรียพวกกลุ่มไนตริไฟ จึงเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรท ซึ่งต้องใช้ระบบบำบัดน้ำเสียที่ระยะเวลาพักกลั่นชีวภาพนาน น้ำทิ้งที่มีแอมโมเนียสูงเมื่อถ่ายทิ้งลงสู่แหล่งน้ำนั้น ในแม่น้ำตามธรรมชาติที่สะอาดจะมีแบคทีเรียกลุ่มไนตริไฟมาก ซึ่งจะทำปฏิกิริยากับแอมโมเนียในน้ำทิ้ง แล้วเปลี่ยนเป็นไนเตรทโดยใช้ออกซิเจนในน้ำ (อรทัย, 2545)

ตารางที่ 2 ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

แอมโมเนียไนโตรเจน (มก./ล.)	ผลต่อระบบ
50 - 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 – 1,000	ยังไม่เกิดผลชัด
1,500 – 3,000	เริ่มยับยั้งเมื่อมีค่าพีเอชสูง
> 3,000	เป็นพิษต่อจุลินทรีย์โดยตรง

ที่มา: McCarty and Kugelman (1965)

3. ไนไตรท์ (NO_2^-)

เนื่องจากไนไตรท์เป็นไอออนที่ไม่เสถียรและเปลี่ยนเป็นไนเตรทได้รวดเร็วจึงไม่พบว่าไนไตรท์มีความเข้มข้นเกิน 1 มก./ล. ได้บ่อยนัก ในน้ำผิวดินและน้ำบาดาลมักมีไนไตรท์ไม่เกิน 0.1 มก./ล. แม้แต่ในน้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพก็จะไม่พบไนไตรท์สูงมาก ยกเว้นระบบบำบัดน้ำเสียที่ทำงานไม่ได้ผลจึงจะมีปริมาณไนไตรท์สูง เช่น ระบบบำบัดแบบเอเอสซึ่งเป็นระบบที่เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์ ทำให้ไนไตรท์ไม่สามารถเปลี่ยนเป็นไนเตรทได้หมด และเกิดการสะสมของไนไตรท์ ซึ่งไนไตรท์มีความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำ เช่น ปลา กุ้ง และแบคทีเรีย

4. ไนเตรท (NO_3^-)

สารประกอบไนโตรเจนที่สำคัญในน้ำอย่างหนึ่ง คือ ไนเตรทซึ่งจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนในการเจริญเติบโต พืชนำไปใช้สร้างโปรตีนเพื่อการดำรงชีวิต ไนเตรทเกิดจากการที่สิ่งมีชีวิตปล่อยของเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจนออกมา และเมื่อสิ่งมีชีวิตตายลงทำให้โปรตีนภายในสิ่งมีชีวิตถูกย่อยสลายและเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียซึ่งพืชสามารถนำไปใช้ในการสร้างโปรตีนได้ ถ้ามีปริมาณแอมโมเนียมากเกินความต้องการแอมโมเนียจะถูกออกซิไดซ์โดยแบคทีเรียไปเป็นไนเตรทและไนไตรท์ต่อไป ในน้ำผิวดินจะพบไนเตรทในปริมาณน้อย (ซึ่งมีค่าต่ำกว่า 1 มก. ไนโตรเจน/ล.) และอย่างสูงไม่เกิน 5 มก. ไนโตรเจน/ล. แต่สำหรับน้ำใต้ดินอาจมีไนเตรทสูงตั้งแต่ 0 – 1,000 มก. ไนโตรเจน/ล. ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับสภาพภูมิประเทศ นอกจากไนเตรทเข้าสู่แหล่งน้ำจากการเน่าเปื่อยของสิ่งมีชีวิตแล้วยังมาจากปุ๋ยที่ใช้เพื่อการเกษตรกรรมและน้ำเสียอีกด้วย การคั่งน้ำที่มี

ปริมาณไนเตรทสูงเกินไปอาจทำให้เด็กทารกเกิดโรคตัวเขียว (Methemoglobinemia) ดังนั้นจึงมีการกำหนดให้น้ำดื่มมีไนเตรทไม่เกิน 40 มก. ในโตรเจน/ล. หรือ 10 มก. ในเตรท - ในโตรเจน/ล.

สารประกอบไนโตรเจนกับระบบบำบัดน้ำเสีย

เนื่องจากจุลินทรีย์ต้องการไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่สำคัญเช่นเดียวกับพืชและสัตว์อื่นๆ ระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยจุลินทรีย์เป็นส่วนสำคัญจึงต้องได้รับไนโตรเจนในปริมาณเพียงพอ แหล่งไนโตรเจนอาจมาจากสารอินทรีย์ในโตรเจนหรือแอมโมเนีย หรือทั้งสองอย่างก็ได้ ในเตรทก็อาจใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนได้เช่นกัน อาจมีไนโตรเจนอยู่ในน้ำเสียอย่างเพียงพอ แต่ถ้าไม่เพียงพอหรือไม่ มีเลย ก็จำเป็นต้องมีการเติมสารประกอบไนโตรเจนหรือปุ๋ยไนโตรเจน เช่น โปรแทสเซียมไนเตรท และยูเรีย เป็นต้น ให้กับระบบบำบัดน้ำเสีย

ความต้องการไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพขึ้นอยู่กับชนิดของระบบบำบัด และเปรียบเทียบกับปริมาณซีโอดีของน้ำเสีย เนื่องจากภายในเซลล์แบคทีเรียมีไนโตรเจนประมาณร้อยละ 10.5 และซีโอดี 1 กรัม สามารถสร้างแบคทีเรียได้ถึง 0.5 กรัม หรือเท่ากับสร้างไนโตรเจนประมาณ 0.05 กรัม จึงอาจประมาณได้ว่าแบคทีเรียต้องการไนโตรเจนประมาณร้อยละ 5 ของปริมาณซีโอดีที่เป็นอาหารของแบคทีเรีย ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ออกซิเจนมีค่าประมาณร้อยละ 5 ของค่าซีโอดีที่ถูกใช้ไป ถ้าระบบบำบัดน้ำเสียได้รับปริมาณไนโตรเจนไม่เพียงพอ ความผิดปกติอาจเกิดขึ้นได้ เช่น เกิดปรากฏการณ์ตะกอนจุลินทรีย์ไม่จมตัว ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียต่ำ น้ำทิ้งสุดท้ายไม่ใส เป็นต้น (ธงชัย, 2545)

สารประกอบไนโตรเจนกับมลพิษทางน้ำ

สารประกอบไนโตรเจนในน้ำที่มีมากเกินไปก่อปัญหามลพิษทางน้ำได้ 2 ประการ คือ ทำให้แหล่งน้ำเน่าเสีย เนื่องจากสารประกอบไนโตรเจนส่วนมากมีความต้องการออกซิเจน และทำให้เกิดยูโทรฟิเคชัน (eutrophication) หรือ ปรากฏการณ์ที่มีแพลงก์ตอนเจริญเติบโตมากเกินไปในน้ำ มีผลทำให้เกิดน้ำสีเขียวขุ่น และเน่าเหม็นในที่สุด

แม้ว่าไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่จำเป็นสำหรับจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ แต่ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่มากเกินไปเป็น เอ็นไอดี (nitrogen oxygen demand; NOD) ทำให้ต้องสิ้นเปลืองพลังงานในการเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสีย ในทางทฤษฎีจะต้องการออกซิเจน

ประมาณ 4.5 มก./ล. ต่อทุกๆ 1 มก./ล.ของแอมโมเนียที่ถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรท ในส่วนของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันซึ่งเกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยจะเห็นได้ว่าเอ็นโอดีต้องการออกซิเจนถึง 4.5 เท่า ในขณะที่บีโอดีต้องการออกซิเจนเพียง 1-2 เท่า เท่านั้น

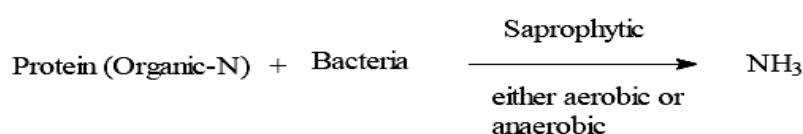
ด้วยเหตุนี้จึงกล่าวได้ว่าการปล่อยน้ำที่มีสารประกอบไนโตรเจนในรูปต่างๆ ลงไปในแหล่งน้ำสาธารณะมีผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมได้ไม่น้อยกว่าผลเสียที่เกิดจากสารอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้นแม้ว่ากฎหมายสิ่งแวดล้อมยังไม่ได้ควบคุมระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนอย่างเคร่งครัด ก็ถือว่าเป็นหน้าที่และความรับผิดชอบของผู้ที่เกี่ยวข้องที่ต้องช่วยกันกำจัดปริมาณไนโตรเจนก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม (มันสิน และมันรักษ์, 2547)

กระบวนการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียทางชีวภาพ

วิธีการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย ประกอบด้วยวิธีทางกายภาพ เช่น การไล่ก๊าซแอมโมเนีย วิธีทางเคมี เช่น การแลกเปลี่ยนไอออน และวิธีทางชีวภาพโดยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน – ดีไนตริฟิเคชัน (ตารางที่ 3) สำหรับกระบวนการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียทางชีวภาพ คือ

1. กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification)

แอมโมนิฟิเคชัน คือ กระบวนการเปลี่ยนรูปสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนให้อยู่ในรูปของสารอนินทรีย์ จึงมีชื่อเรียกอีกอย่างหนึ่งว่า การแปลงเป็นแร่ธาตุไนโตรเจน หรือ nitrogen mineralization ซึ่งมีจุลินทรีย์หลายชนิดที่มีบทบาทในขั้นตอนนี้ แอมโมเนียผลิตขึ้นได้โดยปฏิกิริยาภายนอกเซลล์ที่มีต่อซากสัตว์ซากพืชและของเสียต่างๆ รวมทั้งการหายใจระดับเซลล์ของเซลล์ที่มีชีวิตและจากซากเซลล์ที่ตายแล้ว ส่วนการย่อยสลายของยูเรียโดยเอนไซม์จะปล่อยแอมโมเนียออกมาได้เช่นกัน ทั้งนี้การที่สารประกอบโปรตีนจะแปรรูปเป็นแอมโมเนียได้จะต้องผ่านขั้นตอนการแปรรูปเป็นกรดอะมิโนก่อนแล้วจึงถูกลดอะมิโน (deamination) เป็นแอมโมเนียมไอออนต่อไป (ธงชัย, 2545)



2. กระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification)

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการออกซิเดชันทางชีววิทยาที่เกิดขึ้น เพื่อทำการเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนียให้กลายเป็นไนเตรทซึ่งปฏิกิริยานี้เกิดจากจุลินทรีย์ชนิดไนตริฟายอิง (Nitrifying) โดยจะประกอบด้วยขั้นตอน 2 ขั้นตอน คือ ขั้นตอนแรกจะเปลี่ยนแอมโมเนียให้อยู่ในรูปไนไตรท์ โดยอาศัยจุลินทรีย์ไนโตรโซโมแนส (Nitrosomonas) ส่วนขั้นตอนที่สองเป็นขั้นตอนการเปลี่ยนไนไตรท์เป็นไนเตรทโดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) ดังสมการ

ไนโตรโซโมแนส



ไนโตรแบคเตอร์

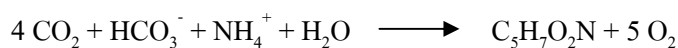


ปฏิกิริยารวม



แอมโมเนียมไอออนบางส่วนจะถูกนำไปสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์จุลินทรีย์ใหม่ ดังสมการ

ปฏิกิริยาการสร้างเซลล์จุลินทรีย์



ปฏิกิริยารวมของการเกิดออกซิเดชันและการสร้างเซลล์จุลินทรีย์



พบว่าปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในกระบวนการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรทเท่ากับ 4.3 มก. ออกซิเจน/มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่า 4.57 ที่ได้จากการคำนวณ โดยค่า 4.57 ได้จากสมการไนโตรแบคเตอร์ โดยไม่พิจารณาถึงการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ (เกรียงศักดิ์, 2543)

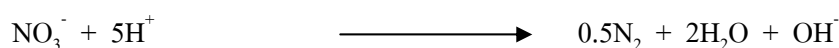
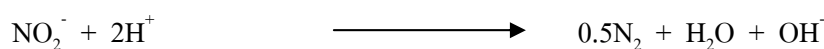
การออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจนให้กลายเป็นไนเตรทมีความต้องการใช้ออกซิเจน 4.6 กก./แอมโมเนียม ไนโตรเจน 1 กก. นอกจากนี้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะมี H^+ เกิดขึ้นจึงจำเป็นต้องเติมเบสเพื่อรักษาค่าพีเอชภายในถังบำบัดให้มีค่าเหมาะสม ในทางกลับกันการรีดิวซ์ไนไตรท์ และไนเตรทจะต้องใช้กรด (H^+) และมีการเกิดเมทานอล กรดอะซิติกหรือใช้สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์คาร์บอนจะทำหน้าที่เป็นแหล่งคาร์บอนในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ของแบคทีเรีย (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2545)

3. กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (denitrification)

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นขั้นตอนที่ 2 ของกระบวนการในการกำจัดไนโตรเจนทางชีววิทยา ซึ่งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นก๊าซไนโตรเจน โดยเกิดขึ้นในสถานะที่ไม่มีออกซิเจนแต่สามารถใช้ออกซิเจนจากแหล่งอื่น เช่น ไนเตรท ไนไตรท์ หรือแม้กระทั่งซัลเฟตนำมาใช้โดยจุลินทรีย์ชนิดดีไนตริฟายอิง ขั้นตอนแรก คือ การเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นไนไตรท์ ขั้นตอนจะผลิตไนตริกออกไซด์ ไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจนออกมา และปล่อยสู่บรรยากาศ โดยการใช้ไนเตรทเป็นสารรับอิเล็กตรอนและมีสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอนสามารถจำแนกปฏิกิริยานี้ได้เป็น 2 ชนิด คือ “substrate nitrate denitrification” หมายถึง สารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้เป็นสารให้อิเล็กตรอนมาจากแหล่งใดก็ได้ที่ไม่ใช่มาจากคาร์บอนในเซลล์ของจุลินทรีย์ โดยสารอินทรีย์คาร์บอนอาจเป็น ซีโอดี บีโอดีที่มีอยู่ในน้ำเสีย หรือเป็นสารเคมีที่เติมลงไป ซึ่งเป็นรูปแบบการเจริญเติบโตของเซลล์จุลินทรีย์แบบปกติ ชนิดที่สองก็คือ “endogenous nitrate denitrification” กรณีนี้จะเกิดขึ้นเมื่อไม่มีแหล่งคาร์บอนจากภายนอก จุลินทรีย์จะใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์ของตนปฏิกิริยานี้จึงเสมือนว่าเป็นการย่อยตัวเอง



ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



เมื่อความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำมีค่ามากกว่า 0.5 มก./ล. จะทำให้เกิดการยับยั้งเอนไซม์ในระบบดีไนตริฟิเคชัน ค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 0.1– 0.2 มก./ล. ค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 7.0 – 8.0 แต่อย่างไรก็ตามค่าความเป็นด่างที่ผลิตออกมาในช่วงที่เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันก็เป็นผลทำให้พีเอชมีค่าสูงขึ้น และอุณหภูมิก็มีผลต่อปฏิกิริยาอย่างมาก ซึ่งไม่ควรมีค่าต่ำกว่า 5 องศาเซลเซียส และควรมีอัตราการไหลเข้าระบบต่ำ (ธงชัย, 2545)

ตารางที่ 3 วิธีการบำบัดไนโตรเจนโดยวิธีทางชีวภาพ

ประเภทของไนโตรเจน	จุดมุ่งหมายและวิธีการบำบัดไนโตรเจน		
	เพื่อเปลี่ยนรูป	เพื่อกำจัดไนโตรเจน	เพื่อสร้างเซลล์
Organic Nitrogen	ammonification	-	-
Ammonia	nitrification	-	assimilation
Nitrite	nitrification	denitrification	-
Nitrate	-	denitrification	assimilation

ที่มา: มั่นสิน และ มั่นรักษ์ (2547)

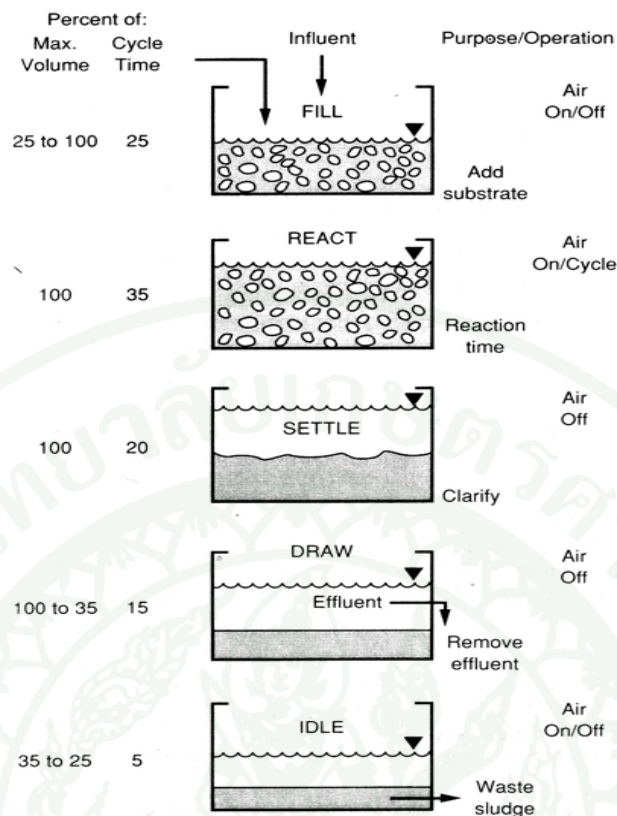
ระบบเอสบีอาร์ (SBR: Sequencing Batch Reactor)

ระบบเอสบีอาร์เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาที่มีจุลินทรีย์อยู่ในระบบบำบัดน้ำเสียในลักษณะของตะกอนแขวนลอย ซึ่งมีลักษณะการทำงานเป็นแบบทีละเท (batch) โดยระบบดังกล่าวจะใช้ถังปฏิกรณ์ทำน้ำที่เป็นถังเดิมอากาศ และเป็นถังตกตะกอนไปในตัว ซึ่งจากลักษณะดังกล่าวทำให้ระบบเอสบีอาร์มีลักษณะคล้ายกับระบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge system: AS) ในรุ่นแรกๆ ซึ่งระบบดังกล่าวจะมีลักษณะเติมเข้า และถ่ายออก (fill and decant) การทำงานจะสูบน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์ซึ่งมีจุลินทรีย์อยู่จนกระทั่งเต็มถึงจึงหยุดสูบแล้วจึงเดิมอากาศเพื่อให้ตะกอนจุลินทรีย์

แยกออกจากน้ำใส จากนั้นจะปล่อยน้ำใสทิ้งไปโดยเหลือไว้เฉพาะตะกอนจุลินทรีย์ หลังจากนั้นสูบน้ำเสียเข้ามาใหม่เพื่อทำการกำจัดต่อไป จากลักษณะดังกล่าว ทำให้ระบบตะกอนเร่งจะไม่สามารถรับน้ำเสียอย่างต่อเนื่องได้จึงทำให้มีการพัฒนาระบบตะกอนเร่งให้มีถังเติมอากาศ และถังตกตะกอนแยกจากกัน ทำให้สามารถหมุนเวียนตะกอนจุลินทรีย์กลับคืนสู่ถังเติมอากาศได้ ซึ่งเป็นแบบฉบับของระบบตะกอนเร่งที่ใช้ในปัจจุบัน ระบบตะกอนเร่งควบคุมโดยค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M ratio) หรือ ค่าอายุตะกอน (Sludge Retention Time, SRT) ทำให้บางครั้งจำเป็นต้องมีการระบายตะกอนบางส่วนออกเพื่อรักษาความเข้มข้นของตะกอนในถังเติมอากาศให้เหมาะสม จะเห็นได้ว่าการควบคุมระบบตะกอนเร่งค่อนข้างยุ่งยากพอสมควร ต้องอาศัยบุคลากรที่มีความรู้และความชำนาญสูง มิฉะนั้นระบบดังกล่าวอาจประสบปัญหาน้ำเสียที่ออกจากระบบตะกอนเร่ง มีคุณภาพต่ำ การใช้ระบบเอสปีอาร์ซึ่งมีถังเติมอากาศ และถังตกตะกอนเป็นถังเดียวกันจึงทำให้ไม่ยุ่งยากและซับซ้อนต่อการควบคุม เนื่องจากไม่ต้องมีระบบหมุนเวียนตะกอนเข้าถังเติมอากาศเหมือนกับระบบตะกอนเร่งที่ใช้ในปัจจุบัน ทำให้กระบวนการและระบบแบบแผนการทำงานของเอสปีอาร์จะคล้ายกับ activated sludge คือ ระบบบำบัดทั้งสองระบบนี้จะมีกระบวนการและลำดับของ aeration และ sedimentation เหมือนกัน แต่สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์นั้นจะมีการดำเนินการของกระบวนการ aeration และ sedimentation อยู่ในถังเดียวกันซึ่งแตกต่างกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบ activated sludge ที่มีการดำเนินการของสองกระบวนการนี้แยกถึงกัน ในปัจจุบันจะพบว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์มีการพัฒนาจนมีประสิทธิภาพเทียบเท่ากับระบบ continuous flow ต่างๆ และระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์นี้ยังประหยัดพื้นที่ในการก่อสร้าง และคาดว่าในอนาคตระบบบำบัดแบบ activated sludge นั้นจะถูกเปลี่ยนเป็นการบำบัดด้วยระบบบำบัดเอสปีอาร์ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551)

ลักษณะการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์เป็นระบบที่ใช้เวลาเป็นตัวกำหนดขั้นตอนการทำงานของระบบ ซึ่งอาจจะประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอเคมีหรือหลายใบก็ได้ ซึ่งถังปฏิกรณ์แต่ละถังมีลำดับการทำงาน 5 ขั้นตอน ดังนี้ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551)



ภาพที่ 5 แสดงลักษณะการทำงานของระบบเอสปีอาร์

ที่มา: Metcalf and Eddy (1991)

ขั้นตอนที่ 1 ช่วงป้อนน้ำเสีย (fill period) รับน้ำเสียจากกระบวนการที่เกิดน้ำเสียเข้ามาในถังปฏิกรณ์ซึ่งมีจุลินทรีย์อยู่ในถังโดยปริมาณน้ำเสียเริ่มต้นในถังอาจจะต่ำประมาณร้อยละ 25 ของปริมาณถัง ซึ่งเป็นปริมาณน้ำเสียที่เหลืออยู่ในช่วงสุดท้ายของช่วงพัก (idle) เติมน้ำเสียจนถึงระดับสูงสุดที่กำหนดไว้ (ร้อยละ 100) เวลาที่ใช้ในการเติมน้ำเสียโดยทั่วไปประมาณร้อยละ 25 ของเวลาทั้งหมดใน 1 วัฏจักร และในช่วงเติมน้ำเสียอาจมีการเติมอากาศหรือไม่ก็ได้ขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ว่าจะบำบัดอะไร

ขั้นตอนที่ 2 ช่วงเกิดปฏิกิริยา (react period) เป็นช่วงที่เกิดปฏิกิริยาที่สมบูรณ์ในชุดการทดลองในช่วงนี้มีการเติมอากาศให้แก่ระบบเพื่อการกำจัดน้ำเสีย ระยะเวลาที่ใช้ในปัจจุบันประมาณร้อยละ 35 ของเวลา 1 วัฏจักร

ขั้นตอนที่ 3 ช่วงการตกตะกอน (settle period) กระบวนการนี้จะหยุดนิ่งเพื่อให้ตะกอนเกิดการตกตะกอนเป็นการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว (treated effluent) ประสิทธิภาพการตกตะกอนของระบบเอสปีอาร์มากกว่าการตกตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสียชนิดตะกอนเร่งแบบต่อเนื่อง (continuous activated sludge system) เพราะของเหลวอยู่ในสภาพน้ำนิ่งอย่างสมบูรณ์จะไม่ถูกรบกวนจากการไหลของน้ำ หรือสภาวะอื่น ระยะเวลาของช่วงการตกตะกอนไม่ควรยาวนานเกินไปเพราะจะทำให้ตะกอนลอยตัว ระยะเวลาที่ใช้ประมาณร้อยละ 20 ของเวลา 1 วันจักร

ขั้นตอนที่ 4 ช่วงการระบายน้ำทิ้ง (decant period) ช่วงเวลาที่มีการระบายน้ำที่ผ่านการบำบัดออกจากถังปฏิกรณ์เพื่อให้ได้ส่วนน้ำใสอย่างเดียวจึงควรใช้ระบบถ่ายเทน้ำแบบหมุนลอยดูดน้ำหรือฝายปรับระดับ โดยที่น้ำใสส่วนบนจะถูกปล่อยผ่านออกมา และระยะเวลาที่ใช้ในการระบายน้ำออกประมาณร้อยละ 15 ของเวลา 1 วันจักร

ขั้นตอนที่ 5 ช่วงพัก (idle period) เป็นช่วงที่ระบบหยุดอยู่นิ่งๆ หลังจากการระบายน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วออกจากถังปฏิกรณ์ และก่อนที่จะเติมน้ำเสียเข้าถังใหม่อีกครั้ง จุดประสงค์ของช่วงพักในระบบหลายถัง คือ เพื่อเตรียมเวลาสำหรับถังปฏิกรณ์แรกให้มีช่วง fill ที่สมบูรณ์ก่อนที่น้ำเสียจะเข้าสู่ถังอื่นๆ เนื่องจากช่วงพักไม่ใช่ช่วงที่จำเป็นบางครั้งจึงถูกละเว้น ซึ่งระยะเวลาทั้งหมดใน 1 วันจักรอาจแปรผันได้ตั้งแต่ 3 - 24 ชม. ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับอัตราการไหลของน้ำเสีย การระบายตะกอนเป็นขั้นตอนหนึ่งที่สำคัญในการปฏิบัติการในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ปริมาณ และความถี่ในการระบายตะกอนจะถูกกำหนด โดยมีข้อกำหนดในการปฏิบัติการเช่นเดียวกับระบบที่มีการไหลอย่างต่อเนื่อง โดยปกติการระบายตะกอนจะทำในช่วงการตกตะกอน หรือ ช่วงพัก หรือ ทำในช่วงช่วงการเกิดปฏิกิริยาก็ได้ นอกจากนี้ปริมาณตะกอนที่ระบายน้ำออกขึ้นกับค่าอายุตะกอน ลักษณะเดิมของระบบเอสปีอาร์ คือ ไม่มีการหมุนเวียนตะกอน เนื่องจากการเติมอากาศและการตกตะกอนเกิดขึ้นในถังเดียวกัน และเมื่อถังปฏิกรณ์ทำงานครบ 5 ขั้นตอน (ภาพที่ 5) แล้วถือว่าทำงานครบ 1 วันจักร โดยการดำเนินงานใน 1 วันจักร เวลาในการบำบัดทั้งหมดจะเป็นเวลารวมตั้งแต่เริ่มช่วงการป้อนน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์จนถึงปลายช่วงพักในขณะที่ระบบที่มีปฏิกรณ์หลายถัง เวลาในการบำบัดจะเป็นเวลารวมของช่วงเริ่มการป้อนน้ำเสียเข้าของถังแรกจนถึงปลายช่วงพักของถังสุดท้าย

ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบเอสปีอาร์ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551)

1. ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

สารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นอาหารของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง ดังนั้นหากความเข้มข้นของสารอินทรีย์เปลี่ยนแปลงมากจะมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ โดยอาจทำให้มีอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์สูง (มีอาหารมาก) ส่งผลให้จำนวนจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว ทำให้มีลักษณะตะกอนกระจายอยู่ทั่วไปแทนที่จะรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อนที่ดีเป็นผลให้ตกตะกอนได้ไม่ดี น้ำออกจะขุ่น และสารอินทรีย์หรือบีโอดีเหลืออยู่ในน้ำออกมีค่าสูง หรืออาจจะเกิดขึ้นในทำนองตรงกันข้าม คือ อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ต่ำ (มีอาหารน้อย) ทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตน้อยลง แม้ตะกอนจุลินทรีย์จะตกตะกอนได้เร็วแต่ก็ไม่สามารถจะจับตะกอนขนาดเล็กตกลงมาได้หมด ทำให้น้ำออกจากถังตกตะกอนขุ่น

2. อาหารเสริม

จุลินทรีย์ต้องการอาหารเสริม (nutrients) เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และเหล็ก เป็นต้น การขาดอาหารเสริมที่สำคัญเหล่านี้ จะทำให้จุลินทรีย์ที่สร้างฟล็อกเติบโตได้ไม่ดีจนทำให้จุลินทรีย์ชนิดที่เป็นเส้นใย (filamentous) เจริญเติบโตได้ดี ซึ่งอาจทำให้ตะกอนเร่งสามารถตกตะกอนได้ยาก และเกิดเป็นชั้นตะกอนอัดขึ้นมาสูงถึงตกตะกอน อาจไหลล้นออกมากับน้ำทิ้งจนไม่สามารถทำงานต่อไปได้อีก นอกจากนี้การที่จุลินทรีย์หลายชนิดเจริญเติบโตได้ไม่ดี จะทำให้ประสิทธิภาพในการทำงานต่างๆ ของระบบลดลงอีกด้วย

3. ออกซิเจนละลายน้ำ (dissolved oxygen)

ในถังเติมอากาศจะต้องมีค่าออกซิเจนละลายน้ำระหว่าง 1 - 2 มก./ล. ซึ่งปริมาณของอากาศ หรือออกซิเจนที่ใช้ในการรักษาค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำนี้ ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ จุลินทรีย์ทำงานได้มากก็จะต้องใช้ออกซิเจนมากเมื่ออุณหภูมิของน้ำในถังสูง และในทางกลับกัน หากอุณหภูมิของน้ำต่ำจะทำให้ความต้องการอากาศ หรือ ออกซิเจนน้อยกว่าที่อุณหภูมิสูงในการรักษาระดับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำมีค่าเท่ากัน

4. ระยะเวลาที่ใช้ในการบำบัด

ระยะเวลาที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจะต้องนานพอที่จุลินทรีย์จะใช้ในการย่อยสลายสารต่างๆ หากมีระยเวลานานเกินไปสารที่ย่อยยากๆ จะถูกย่อยไม่ถึงขั้นสุดท้าย ทำให้มีค่าความเข้มข้นของบีโอดีเหลืออยู่ในน้ำเสียมาก

5. ค่าพีเอช (pH)

แบคทีเรียสามารถเจริญเติบโตได้ดีที่ค่าพีเอชระหว่าง 6.5 - 8.5 ถ้าพีเอชมีค่าต่ำกว่า 6.5 พวกรา (fungi) จะสามารถเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรียทำให้ประสิทธิภาพของระบบต่ำลง และตะกอนร่งจะตกตะกอนได้ไม่ดี ส่วนที่ค่าพีเอชที่สูงเกิน 8.5 ก็จะทำให้ฟอสฟอรัสแยกตัวออกจากน้ำ และจุลินทรีย์ไม่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ส่งผลให้ระบบทำงานได้ไม่ดีเช่นกัน แต่ถ้าพีเอชมีค่าต่ำมาก หรือสูงมาก จุลินทรีย์ก็จะตายหมดไม่สามารถดำรงชีพต่อไปได้

6. สารพิษ (toxicity)

สารพิษแบ่งออกได้เป็น 2 แบบ คือ พิษแบบเฉียบพลัน (acute toxicity) เช่น อาร์เซนิก ไฮยาไนด์ เป็นต้น ซึ่งมีผลทำให้จุลินทรีย์ตายหมดในระยะเวลาไม่กี่ชั่วโมง และแบบพิษออกฤทธิ์ช้า (chronic toxicity) เช่น ทองแดง และโลหะหนักต่างๆ โดยจุลินทรีย์จะสะสมภายในเซลล์จนเกิดเป็นพิษและตายในที่สุด นอกจากนั้นอาจเกิดจากสารอินทรีย์ก็ได้เช่น แอมโมเนีย ซึ่งมีความเข้มข้นสูงเกิน 500 มก./ล. เป็นต้น

7. อุณหภูมิ (temperature)

อุณหภูมิเป็นปัจจัยสำคัญปัจจัยหนึ่งในการทำงาน และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบตะกอนร่งโดยทั่วไป การเพิ่มอุณหภูมิขึ้นทุก 10 องศาเซลเซียสจะทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตเพิ่มขึ้นอีกเท่าตัวจนถึงอุณหภูมิประมาณ 37 องศาเซลเซียส จากนั้นอุณหภูมิจะร้อนเกินไปจุลินทรีย์จะมีการเจริญเติบโตลดลงอย่างรวดเร็ว

8. การกวน (stirring)

ภายในถังเติมอากาศต้องมีการกวนอย่างทั่วถึงและสม่ำเสมอ เพื่อป้องกันการตกตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเวลาที่กำหนด และเพื่อให้จุลินทรีย์ได้สัมผัสกับน้ำเสียที่ถูกส่งเข้ามาบำบัดอย่างทั่วถึง โดยใช้เป็นอาหารและลดมลสารต่างๆ รวมทั้งจะได้จับตัวกันเป็นฟล็อกที่ดี การกวนที่ถูกต้องจะป้องกันมิให้น้ำเสียไหลลัดวงจร และทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดมลสารสูง

9. อัตราการไหลของน้ำเสีย (flow rate)

การเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้ามาในระบบบำบัดน้ำเสียมีผลกระทบโดยตรงต่อการทำงานของกระบวนการทางชีววิทยาและการตกตะกอน หากมีการเพิ่มอัตราการไหลของน้ำเสียจะทำให้มีระยะเวลาในการบำบัดน้อยลง ประสิทธิภาพในการทำงานของระบบลดลง ดังนั้นจึงควรมีการควบคุมให้มีการส่งน้ำเสียเข้ามาในระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอในอัตราที่ใกล้เคียงกับที่ออกแบบไว้ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551)

การบำบัดในโตรเจนทางชีวภาพอย่างสมบูรณ์ในระบบเอสบีอาร์

การบำบัดในโตรเจนทางชีวภาพสามารถทำให้เกิดขึ้นได้ในระบบบำบัดแบบเอสบีอาร์โดยการปรับสภาวะการเดินระบบให้มีทั้งช่วงที่ใช้ออกซิเจน (aerobic) และไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic) อยู่ในถังเดียวกัน ทั้งนี้การกำจัดในโตรเจนขึ้นอยู่กับช่วงเวลาที่ไม่มีออกซิเจน ช่วงเวลาที่มีออกซิเจน ปริมาณการเติมอากาศ การควบคุมระดับน้ำในถัง หรืออัตราการเจือจางความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยา และอายุสัปดาห์ของระบบ กระบวนการเอสบีอาร์นี้เดิมเชื่อว่าเหมาะสมสำหรับระบบขนาดเล็ก และกรณีที่มีอัตราการไหลรวมทั้งความเข้มข้นของน้ำเสียแปรผันมาก แต่ปัจจุบันได้มีการพัฒนาระบบควบคุมด้วยไมโครคอมพิวเตอร์เพิ่มขึ้นมาก ระบบเอสบีอาร์จึงถูกประยุกต์ใช้อย่างไม่มีขีดจำกัดอีกต่อไป ซึ่งระบบเอสบีอาร์ที่บำบัดในโตรเจนอย่างสมบูรณ์มี 2 แบบ คือระบบเอสบีอาร์ที่มีดีไนตริฟิเคชันแบบ Pre - DN (Pre - Denitrification) และระบบเอสบีอาร์ที่มีดีไนตริฟิเคชันแบบ Post - DN (Post - Denitrification) ดังนี้

1. ระบบเอสปีอาร์ที่มีดีไนตริฟิเคชันแบบ Pre - DN (Pre - Denitrification)

รูปแบบของกระบวนการ Pre - DN ประกอบด้วยถังที่ไม่ใช้ออกซิเจน (ถังแอนน็อกซิก, anoxic tank) แล้วตามด้วยถังเติมอากาศ (aeration tank) ซึ่งกระบวนการจะเริ่มต้นด้วยการเติมน้ำเสียเข้าระบบซึ่งอาจมีหรือไม่มีการกวนหรือผสมให้เข้ากันก็ได้ ในช่วงนี้ค่าต่างๆ เช่น ค่าบีโอดี และค่าทีเคแอลในถังปฏิริยาจะสูงขึ้นขณะที่ความเข้มข้นไนเตรทลดลงเนื่องจากการเจือจาง แต่ส่วนของขั้นตอนการผสม หรือช่วงที่ไม่มีออกซิเจนจะเกิดดีไนตริฟิเคชันโดยใช้แหล่งคาร์บอนจากน้ำเสีย ซึ่งทำให้บีโอดี และไนเตรทลดลง โดยหากมีค่าออกซิเจนละลายน้ำค้างถึงอยู่มาก ดีไนตริฟิเคชันจะยังไม่เกิดขึ้นจนกว่าค่าออกซิเจนละลายน้ำหมดไป ส่วนค่าทีเคแอลในช่วงที่ไม่มีอากาศโดยทฤษฎีแล้วจะลดลงเพียงเล็กน้อย คือ เอาไปใช้เพียงเพื่อในการสร้างเซลล์ใหม่ของดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย เมื่อเข้าสู่ขั้นตอนที่ใช้ออกซิเจน ค่าออกซิเจนละลายน้ำจะสูงขึ้นขณะที่บีโอดีลดลงอย่างรวดเร็ว และเมื่อบีโอดีลดลงเหลือต่ำแล้วทีเคแอลจึงลดลงโดยแอมโมเนียถูกเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรท น้ำออกจากระบบจึงมีไนเตรทความเข้มข้นสูง ยกเว้นกรณีที่มีอัตราการเจือจางมากซึ่งทำให้ค่าทีเคแอลหลังป้อนน้ำเสียมีความเข้มข้นน้อยกว่ากรณีการเจือจางน้อย ทีเคแอลความเข้มข้นต่ำนี้เมื่อถูกออกซิไดซ์เต็มที่ทำให้กลายเป็นไนเตรทที่มีความเข้มข้นน้อยจึงทำให้น้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดต่ำลง แต่ระบบแบบนี้จะสิ้นเปลืองงบประมาณในการก่อสร้างเนื่องจากจะต้องสร้างถังปฏิริยาที่ใหญ่กว่าถังปฏิริยาในกรณีอัตราเจือจางน้อย ถ้าน้ำเสียมีอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนต่ำ กระบวนการดีไนตริฟิเคชันอาจใช้คาร์บอนจนหมด หรือเกือบหมด ดังนั้นการยืดเวลาเติมอากาศให้นานๆ ก็อาจจะไม่จำเป็นเพราะกระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ทันทีที่เข้าสู่ช่วงที่มีออกซิเจน

2. ระบบเอสปีอาร์ที่มีดีไนตริฟิเคชันแบบ Post - DN (Post - Denitrification)

รูปแบบกระบวนการ Post - DN คือ การเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดหลังจากกระบวนการไนตริฟิเคชันและใช้คาร์บอนจากการเน่าเปื่อยของตะกอนจุลินทรีย์ ระบบแบบนี้มีข้อดีที่ไม่ต้องมีน้ำค้างถึงขนาดใหญ่มากที่สามารถกำจัดไนโตรเจนให้ลดลงได้ โดยเมื่อยืดเวลาการเติมอากาศให้นานพอ หรือให้มีอายุสัปดาห์จนพองเกิดไนตริฟิเคชันแล้วก็ปิดเครื่องเติมอากาศ และเปิดเครื่องผสมแทน ค่าออกซิเจนละลายน้ำในช่วงนี้จะลดลงก่อนจากนั้นไนเตรทจึงลดลงโดยดีไนตริฟิเคชันที่ใช้คาร์บอนจากการสลายของจุลินทรีย์ซึ่งมีอัตราไม่สูงนัก น้ำทิ้งในกรณีนี้จึงมีไนเตรทออกไปสูงได้ ยกเว้นยืดเวลาดีไนตริฟิเคชันไปให้นานพองเกิดได้อย่างสมบูรณ์ หรืออาจแก้ไขได้โดยแบ่งน้ำเสียมาป้อนเข้าในช่วงเริ่มกระบวนการไม่ใช้อากาศบ้างเล็กน้อย เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนให้แก่แบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจน (denitrifying bacteria) แต่กรณีนี้น้ำทิ้งก็จะมีบีโอดี และทีเคแอลสูงขึ้นบ้าง หรือไม่

ก็กำหนดระยะเวลาการเติมอากาศให้ไม่นานนัก ทำให้การออกซิไดส์คาร์บอนเกิดขึ้นได้ไม่สมบูรณ์ ซึ่งก็จะทำให้มีไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์ไปด้วย ปริมาณคาร์บอนที่เหลือจากขั้นตอนที่ใช้ออกซิเจน แม้จะช่วยได้ดีในไนตริฟิเคชันในช่วงไม่ใช้ออกซิเจนเกิดได้ดี แต่เนื่องจากมีค่าที่เคเอ็นหลงเหลือจากขั้นแรกมาด้วยในน้ำทิ้งสุดท้ายจึงมีทีเคเอ็นสูงกว่าเดิม ซึ่งอาจส่งผลให้ค่าทีเคเอ็นไม่ลดต่ำลงตามที่ต้องการ การกำหนดเวลาเติมอากาศ หรือเวลาการกวนผสม และสัดส่วนการนำน้ำเสียมาป้อนเข้าช่วงไม่ใช้ออกซิเจนจึงไม่มีสูตรสำเร็จ และต้องทดลองทำขึ้นเองให้เหมาะสมกับสภาพท้องถิ่น

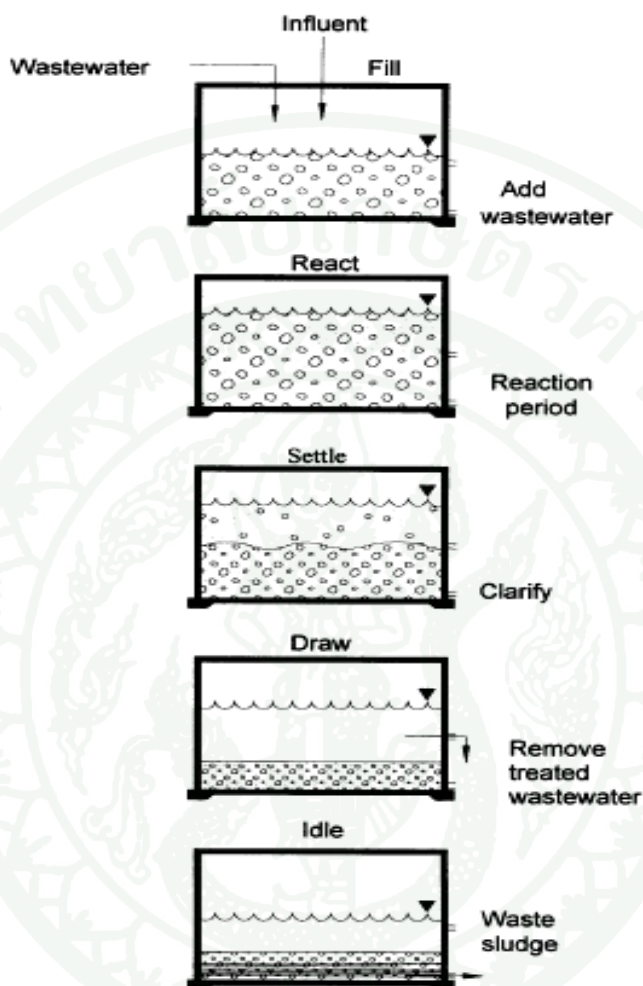
ระบบเอเอสบีอาร์ (Anaerobic Sequencing Batch Reactor; ASBR)

ในปัจจุบันมีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนเพิ่มมากขึ้น เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียดังกล่าวสามารถลดปัญหาการใช้พลังงาน และการเดินระบบไม่ทำลายสิ่งแวดล้อม ซึ่งระบบบำบัดที่กำลังอยู่ในขั้นตอนการพัฒนาอีกระบบหนึ่ง คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอสบีอาร์ ซึ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนแขวนลอย (suspended growth) ที่มีการเดินระบบในรูปแบบของ batch feed system โดยระบบสามารถจำแนกการเดินระบบเป็น 4 ระยะ (ภาพที่ 6) คือ การป้อนน้ำเสีย (substrate feed phase) การเกิดปฏิกิริยา (react phase) การตกตะกอน (settle phase) ทำให้ตะกอนรวมตัวแน่น และการระบายน้ำเสียออกจากระบบ (effluent decant phase)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอสบีอาร์ได้พัฒนาโดยกลุ่มนักวิจัยของ Iowa State University โดยคุณสมบัติที่สำคัญของการบำบัดน้ำเสียแบบเอเอสบีอาร์ คือ การสร้างสภาวะที่เหมาะสม และเอื้ออำนวยต่อการตกตะกอนของมวลชีวภาพในถังปฏิกิริยา เพื่อการเพิ่มระยะเวลากักักพัสตาสตร (HRT) รวมถึงถังปฏิกิริยาสามารถสร้างกระบวนการคัดเลือก และพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ให้เกิดขึ้นในถังปฏิกิริยานี้เช่นเดียวกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พบในถังปฏิกิริยาเอเอสบี ในถังปฏิกิริยาแบบเอเอสบีอาร์จะมีลักษณะการทำงานซึ่งสามารถจำแนกได้ 4 ระยะ สำหรับรายละเอียดของการเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นในถังปฏิกิริยามีดังนี้

1. ขั้นตอนการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบและการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์ ขั้นตอนนี้ถังปฏิกิริยาจะได้รับน้ำเสียจากทางเข้าของน้ำเสียในถังปฏิกิริยา ซึ่งจะมีการดำเนินการต่อจากขั้นการระบายน้ำเสียออกจากถังปฏิกิริยา ถังปฏิกิริยาทำงานภายใต้สภาวะที่มีสัดส่วนของอาหารต่อปริมาณจุลินทรีย์ (F/M Ratio) ที่สูงและการกวนที่ค่อนข้างสมบูรณ์เพื่อให้เกิดการสัมผัสระหว่างสารอินทรีย์และมวลชีวภาพเป็นไปอย่างสมบูรณ์ ซึ่งส่งผลให้อัตราการย่อยสลายสารมลพิษและอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในขั้นตอนนี้ และในช่วงปลายของกระบวนการนี้สัดส่วนอาหารต่อ

จุลินทรีย์ (F/M Ratio) จะต่ำลง รวมถึงอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพจะลดลงซึ่งสถานะนี้จะเอื้ออำนวยให้มวลชีวภาพในถังปฏิกรณ์สามารถตกตะกอน และแยกน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วได้ง่าย



ภาพที่ 6 ขั้นตอนการเดินระบบเอเอสบีอาร์

ที่มา: Masse and Masse (2000)

2. ขั้นตอนการตกตะกอนของมวลชีวภาพในขั้นตอนนี้อุปกรณ์ในการกวนจะต้องหยุดการทำงานเพื่อให้ตะกอนแบคทีเรียแยกออกจากน้ำใส

3. ขั้นตอนการทำให้ตะกอนชีวภาพรวมตัวแน่น และปล่อยน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดออกจากระบบ หลังจากตะกอนจุลินทรีย์แยกตัวออกจากน้ำใสอย่างสมบูรณ์แล้วจับแน่น ซึ่งจะแปรผันตาม

ช่วงระยะกักพักรักษาและจำนวนรอบของการหมุนเวียนน้ำเสียต่อวัน โดยจำนวนรอบและเวลาของแต่ละรอบของการหมุนเวียนนี้จะแปรเปลี่ยนไปตามประเภทน้ำเสีย โดยทั่วไปจำนวนรอบอาจอยู่ในช่วง 4 – 12 ครั้ง/วัน รูปแบบของการทำงานของถังปฏิกริยาแบบเอเอสปีอาร์ขณะที่ถังปฏิกริยาทำงานในระยะของการตกตะกอนและการรวมตัวแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในถังปฏิกริยาลดลง ดังนั้นจึงส่งผลให้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่ำลงด้วย และสภาวะดังกล่าวจะเอื้ออำนวยให้ตะกอนจุลินทรีย์ตกตะกอนแยกออกจากชั้นน้ำใสได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่ระยะที่มีปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเป็นไปอย่างรวดเร็ว ส่งผลให้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงตามไปด้วย และอัตราการเกิดก๊าซที่สูงขึ้นดังกล่าวนี้จะช่วยให้การผสมของสารอินทรีย์และตะกอนชีวภาพดีขึ้น สรุปคือ ความเข้มข้นของปริมาณสารอินทรีย์ในถังปฏิกริยาเอเอสปีอาร์จะเริ่มต้นจากความเข้มข้นสูง และลดลงในแต่ละรอบของการทำงาน ซึ่งจะช่วยให้ช่วงตะกอนรวมกันแน่น ปริมาณความเข้มข้นสารอินทรีย์จะมีค่าต่ำสุดและส่งผลดีต่อการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากชั้นน้ำใส (กาญจนา และ สมชาย, 2546)

ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน

เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะประกอบด้วยจุลินทรีย์หลายกลุ่มทำงานร่วมกัน จุลินทรีย์แต่ละกลุ่มจะมีความแตกต่างในการดำรงชีวิต และมีความต้องการสภาวะแวดล้อมที่ต่างกันในการเจริญเติบโต การย่อยสลายสารอินทรีย์ และการผลิตก๊าซมีเทน สภาวะแวดล้อมต่างๆ ที่มีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียมีดังนี้

1. อุณหภูมิ

อุณหภูมิมีอิทธิพลอย่างมากต่อแบคทีเรียสำหรับการดำรงชีวิตของในระบบบำบัดน้ำเสีย แบคทีเรียแต่ละกลุ่มในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะมีความสามารถในการทำงานได้ดีในระดับอุณหภูมิที่ต่างกัน โดยสามารถจำแนกแบคทีเรียได้ดังนี้

Psychrophilic range	มีช่วงอุณหภูมิ	5 - 15 องศาเซลเซียส
Mesophilic range	มีช่วงอุณหภูมิ	35 - 37 องศาเซลเซียส
Thermophilic range	มีช่วงอุณหภูมิ	50 - 55 องศาเซลเซียส

โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์ในกลุ่ม Mesophilic bacteria จะนิยมใช้มากในระบบบำบัดน้ำเสียของประเทศไทย เนื่องจากอุณหภูมิน้ำเสียเฉลี่ยโดยธรรมชาติในสภาวะปกติประมาณ 25 - 30 องศาเซลเซียส และอุณหภูมิในถังปฏิริยาของระบบบำบัดน้ำเสียจะสูงกว่าอุณหภูมิปกติประมาณ 3 - 5 องศาเซลเซียส หรือประมาณ 35 - 37 องศาเซลเซียส ซึ่งเหมาะสมสำหรับกับ Mesophilic bacteria โดยไม่มีความจำเป็นต้องมีการควบคุมอุณหภูมิของถังปฏิริยาหรือระบบบำบัดน้ำเสีย ส่วนน้ำเสียที่มีอุณหภูมิสูงหรือต้องการควบคุมอุณหภูมิของน้ำเสียให้สูงอาจจะต้องเลือก Thermophilic bacteria ที่สามารถควบคุมอุณหภูมิอยู่ในช่วง 50 - 55 องศาเซลเซียส ทั้งนี้เพื่อต้องการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย โดยส่วนใหญ่ประสิทธิภาพการบำบัดที่ 55 องศาเซลเซียสจะสูงขึ้น 1 เท่าตัว เมื่อเทียบกับประสิทธิภาพการบำบัดที่อุณหภูมิ 37 องศาเซลเซียส แต่การจะเลือกระบบน้ำเสียที่อุณหภูมิในช่วงใดนั้นควรพิจารณาความเหมาะสมในหลายๆ ด้าน สิ่งที่ต้องคำนึงถึงอย่างหนึ่งก็คือ ปฏิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนเป็นปฏิริยาแบบคายความร้อนซึ่งทำให้อุณหภูมิในถังปฏิริยาจะสูงขึ้นด้วย (สันทนต์, 2549)

2. ความเป็นกรด – ด่าง (pH)

แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีหลายกลุ่มแต่ที่สำคัญก็คือ กลุ่มสร้างกรดและกลุ่มสร้างมีเทน แบคทีเรียใน 2 กลุ่มนี้จะมีความต้องการพีเอชในการเจริญเติบโตที่แตกต่างกัน กล่าวคือ แบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดจะเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะน้ำเสียที่มีพีเอชต่ำ และสามารถทนต่อพีเอชได้ถึง 4.5 ในขณะที่แบคทีเรียในกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนจะเจริญเติบโตได้ในสภาวะที่เป็นกลาง หรือ ด่างเล็กน้อย หากพีเอชมีค่าต่ำกว่า 5 จะส่งผลต่อ methanogenic bacteria อย่างรุนแรง ดังนั้นในระบบน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอาจจะต้องมีการควบคุมพีเอชให้เหมาะสมสำหรับแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มให้เจริญเติบโตได้ดี คือ อยู่ในช่วง 6.5 - 7.8 ถึงแม้ว่าจะไม่สามารถควบคุมให้จุลินทรีย์แต่ละกลุ่มสามารถเจริญเติบโตได้เต็มที่ และแสดงประสิทธิภาพได้ร้อยละร้อยก็ตาม แต่เป็นการทำให้จุลินทรีย์ทั้งสองกลุ่มสามารถเจริญเติบโตอยู่ได้ และสามารถทำงานร่วมกันในการบำบัดสารอินทรีย์เพื่อให้ได้ก๊าซมีเทน (สันทนต์, 2549)

3. สภาพด่าง (Alkalinity)

สภาพด่างเป็นความสามารถของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนในการทนต่อการเปลี่ยนแปลงของพีเอชของน้ำเสียเมื่อมีปริมาณกรดในน้ำเสียเพิ่มขึ้น (สันทนต์, 2549) ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนสภาพด่างทั้งหมดจะมีการเปลี่ยนแปลงน้อย ซึ่งสภาพความเป็น

ค่าที่มีความสำคัญ คือ สภาพด่างไบคาร์บอเนต เนื่องจากสภาพด่างไบคาร์บอเนตจะทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์เมื่อมีกรดไขมันระเหยเกิดขึ้นในระบบเพียงเล็กน้อยส่งผลให้พีเอชลดลงได้มากและรวดเร็วเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกลุ่มที่สร้างมีเทน ปัจจัยที่สำคัญกว่าสภาพความเป็นด่าง คือ อัตราส่วนความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย (มก./ล.ในรูปกรดอะซิติก) ต่อสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนต (มก./ล.ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต) ถ้าอัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ระบบบำบัดจะมีบัฟเฟอร์สูง ค่าที่เพิ่มขึ้นของอัตราส่วนนี้เป็นสัญญาณที่บอกถึงสถานะที่เสถียรของระบบบำบัดและแสดงว่ากำลังบัฟเฟอร์ที่มีอยู่เดิมลดน้อยลงและไม่เพียงพอ แต่ถ้าอัตราส่วนนี้มีค่าสูงกว่า 0.8 แสดงว่าระบบกำลังอยู่ในขั้นที่พีเอชจะลดลงอย่างรวดเร็วหรือลดต่ำลงถ้ามีกรดไขมันระเหยเพิ่มเพียงเล็กน้อย ด้วยเหตุนี้ระหว่างการควบคุมระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจึงจำเป็นที่จะต้องดูอัตราส่วนนี้ (ธงชัย, 2544)

4. กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid; VFA)

กรดไขมันระเหยง่ายเป็นสารตั้งต้นที่สำคัญของแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทนในการผลิตก๊าซมีเทนที่ถูกสร้างหรือสังเคราะห์จากกรดอินทรีย์ที่ได้จากการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรด ดังนั้น อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียทั้งกลุ่มสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทนจะต้องมีความสัมพันธ์กัน ทั้งนี้เนื่องจากปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายที่สร้างขึ้นโดยแบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดและการสะสมในน้ำเสียมากขึ้นมีผลทำให้พีเอชของน้ำเสียลดลงและส่งผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทน แต่อย่างไรก็ตาม กรดไขมันระเหยง่ายที่ถูกสร้างขึ้นโดยแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรดก็เป็นอาหารสำหรับแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทนด้วย (สันทนต์, 2549) ดังนั้นปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายที่ถูกสร้างขึ้น และการสะสมในน้ำเสียมากขึ้นต้องอยู่ในช่วงของค่าความเข้มข้นที่เหมาะสม โดยมีค่าประมาณ 50 – 500 มก./ล.ในรูปกรดอะซิติก (ธงชัย, 2540)

5. ธาตุอาหารเสริม (nutrients)

ธาตุอาหารเสริมสำคัญของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนเหมือนกับจุลินทรีย์ทั่วไป ไม่ว่าจะเป็นจุลินทรีย์ในระบบการบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนอิสระหรือไม่ก็ตาม ธาตุอาหารเสริมที่มีความสำคัญ คือ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยมีอัตราส่วนธาตุอาหารเสริมของน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนดังนี้ ซีไอดี : ไนโตรเจน : ฟอสฟอรัส เท่ากับ 100 : 2.2 : 0.4 และหากปริมาณธาตุอาหารเสริมไม่เพียงพอจะส่งผลให้การเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียไม่สมบูรณ์ นอกจากธาตุอาหารหลักที่สำคัญเหล่านี้แล้วยังมีธาตุอื่นๆ อีก เช่น Ca Mg Mo

Co และ Fe แต่มีความต้องการในปริมาณต่ำมาก ซึ่งโดยทั่วไปจะมีปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียในปริมาณเพียงพอยู่แล้วไม่จำเป็นต้องเติมเพิ่มอีก (สันทด, 2549)

6. สารพิษ (toxic substances)

เนื่องจากน้ำเสียที่นำมาบำบัดด้วยระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพไม่ว่าจะเป็นระบบแบบบำบัดน้ำเสียแบบที่ใช้หรือไม่ใช้ออกซิเจน อาจมีสารประกอบบางชนิดที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียเป็นอันตรายต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สำคัญในระบบ โดยสารพิษต่างๆ จะส่งผลต่อแบคทีเรีย เช่น สารประกอบของโลหะ ได้แก่ โซเดียม โพแทสเซียม แมกนีเซียม แคลเซียม เป็นต้น อีกทั้งความเข้มข้นของสารพิษก็ยังเป็นอีกสาเหตุหนึ่งในการยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย รวมทั้งยังมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอีกด้วย โดยถ้าความเข้มข้นของสารพิษสูงเกินไปก็จะเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบ โดยพบว่าสารพิษที่พบในน้ำเสียและมีผลต่อแบคทีเรียและประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียสารพิษบางชนิด อาจจะมีการสะสมอยู่ในถังปฏิกรณ์ที่มีปริมาณมากพอที่จะส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียได้ หรือบางชนิดมีการปนเปื้อนในน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดในปริมาณสูงมากก็จะส่งผลต่อแบคทีเรียในระบบทันที

กระบวนการประยุกต์ที่นำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่ความเข้มข้นแอมโมเนียสูง

กระบวนการที่นำมาประยุกต์ใช้สำหรับการบำบัดน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงสามารถจำแนกได้เป็น 4กลุ่ม ได้แก่

1. กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนเตรท (Nitrification / Denitrification Over Nitrate) ซึ่งถือว่าเป็นวิธีการกำจัดไนโตรเจนแบบธรรมดา
2. กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Bio-Augmentation) โดยที่กระบวนการนี้เป็นการรวมวิธีการกำจัดไนโตรเจนแบบธรรมดาเข้ากับวิธีการเพิ่มพูนไนตริฟายอิงแบคทีเรียในระบบ
3. กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนไตรท์ (Nitrification / Denitrification Over Nitrite) กระบวนการนี้สามารถลดค่าใช้จ่ายสำหรับการเติมอากาศและคาร์บอนของระบบลงได้

4. การรวมกระบวนการไนโตรเจนกับกระบวนการ Anammox (Partial Nitrification to Nitrite with an Anammox)

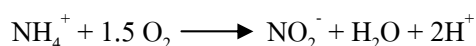
กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนเตรท (Nitrification / Denitrification Over Nitrate)

กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนเตรท อาจกล่าวได้ว่าเป็นวิธีพื้นฐานสำหรับการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ ในการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณแอมโมเนียสูงอาจส่งผลให้พีเอชของระบบลดลงอย่างรวดเร็วได้ และเนื่องจากการออกซิไดซ์แอมโมเนียจะทำให้เกิดโปรตรอนขึ้น การควบคุมพีเอชของกระบวนการสามารถทำได้ด้วยการเติมด่าง หรือ การเพิ่มส่วนของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และเติมคาร์บอนจากแหล่งภายนอกอื่นๆ ถ้าหากระบบเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสมบูรณ์จะทำให้มีการสร้างด่างขึ้น เพื่อเป็นการชดเชยโปรตรอนที่สร้างจากขั้นตอนไนตริฟิเคชันได้เกือบทั้งหมด วิธีการนี้มีค่าใช้จ่ายต่ำกว่าวิธีการอื่นๆ (Hellings *et al.*, 1998; Mulder *et al.*, 2001) ดังนั้นการนำกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดามาประยุกต์ใช้จะสามารถใช้ได้ดีในสถานะที่มีออกซิเจนจ่ายให้กับระบบ และมีปริมาณคาร์บอนที่เพียงพอสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอย่างเพียงพอ (Wett *et al.*, 1998)

เนื่องจากการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาจะต้องใช้พลังงานมากในการเติมออกซิเจนให้กับระบบ และอาจมีความจำเป็นในการเติมด่างเพื่อรักษาระดับพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสม เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพการทำงานสูงสุด ตลอดจนการเติมคาร์บอนจากแหล่งคาร์บอนภายนอกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการดีไนตริฟิเคชันซึ่งปัจจุบันอาจถือว่ากระบวนการนี้อาจไม่เหมาะสมมากนัก สำหรับนำมาใช้ในการบำบัดน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียสูงเนื่องจากเหตุผลที่กล่าวมาแล้วข้างต้น

กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนไตรท์ (Nitrification / Denitrification Over Nitrite)

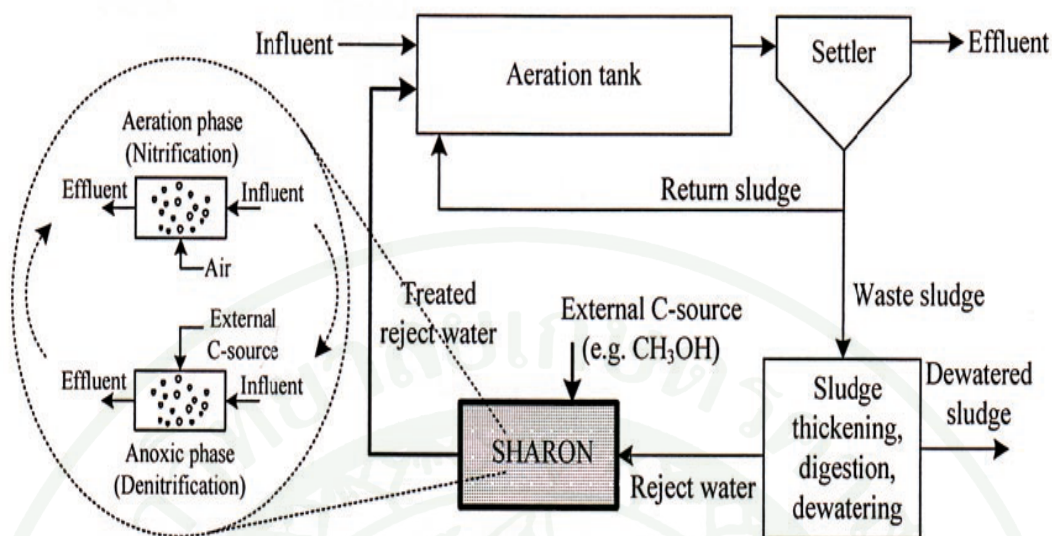
การบำบัดน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียสูง โดยการออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นเพียงตัวกลางไนไตรท์ เป็นวิธีการที่ประหยัดค่าใช้จ่ายในการเติมอากาศ ซึ่งเรียกว่าปฏิกิริยาไนโตรเจนตรึง ดังสมการ



จากสมการพบว่าเราสามารถลดการเติมอากาศลงได้มากกว่าร้อยละ 25 เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาที่ขั้นตอนการกำจัดไนโตรเจนต้องเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรทก่อน

กระบวนการ SHARON (Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite) (Hellenga et al., 1998) เป็นกระบวนการหนึ่งที่ใช้หลักการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนโตรท กระบวนการ SHARON เติมน้ำที่อุณหภูมิสูงประมาณ 30 - 40 องศาเซลเซียส และอายุตะกอนจุลินทรีย์ประมาณ 1 วัน ภายใต้สภาวะดังกล่าวอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียออกซิไดซ์ไนโตรทจะน้อยกว่าแบคทีเรียออกซิไดซ์แอมโมเนียและแบคทีเรียออกซิไดซ์ไนโตรทจะถูกชะล้างออกจากระบบ ดังนั้นจึงไม่มีไนเตรทเกิดขึ้นในระบบ เนื่องจากการเติบโตของอายุตะกอนจุลินทรีย์ต่ำจึงทำให้จุลินทรีย์ที่เหมาะสมจะถูกเลือกและเติบโตได้ดีภายในระบบ (Kempen et al., 2001)

จากข้อดีของกระบวนการ SHARON (Volcke, 2006) กระบวนการนี้จึงมีความเหมาะสมในการนำมาใช้สำหรับลดการระบรทุกไนโตรเจนของน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียมสูง (> 500 มก.แอมโมเนีย - ไนโตรเจน/ล.) มีการประยุกต์ใช้งานกระบวนการ SHARON ในถังปฏิริยาแบบไหลต่อเนื่อง และไม่จำเป็นต้องใช้พารามิเตอร์อายุสลัดจ์ในการควบคุมการทำงานของกระบวนการ ทั้งนี้เพราะอายุตะกอนจุลินทรีย์มีค่าเท่ากับระยะเวลาพักกักขลศาสตร์ของถังปฏิริยา ดังนั้นปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจึงส่งผลต่อการทำงานของกระบวนการ SHARON น้อยมาก การเดินระบบไม่มีความซับซ้อน ทั้งนี้เพราะกระบวนการ SHARON มีลักษณะรูปแบบแบบถังปฏิริยาเดี่ยว (Van Loosdrecht and Salem, 2006) กระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นสามารถทำให้เกิดขึ้นในถังปฏิริยาเดี่ยว (ภาพที่ 7) หรือ ในสองถังปฏิริยาก็ได้ (Kempen et al., 2001) (ภาพที่ 9)

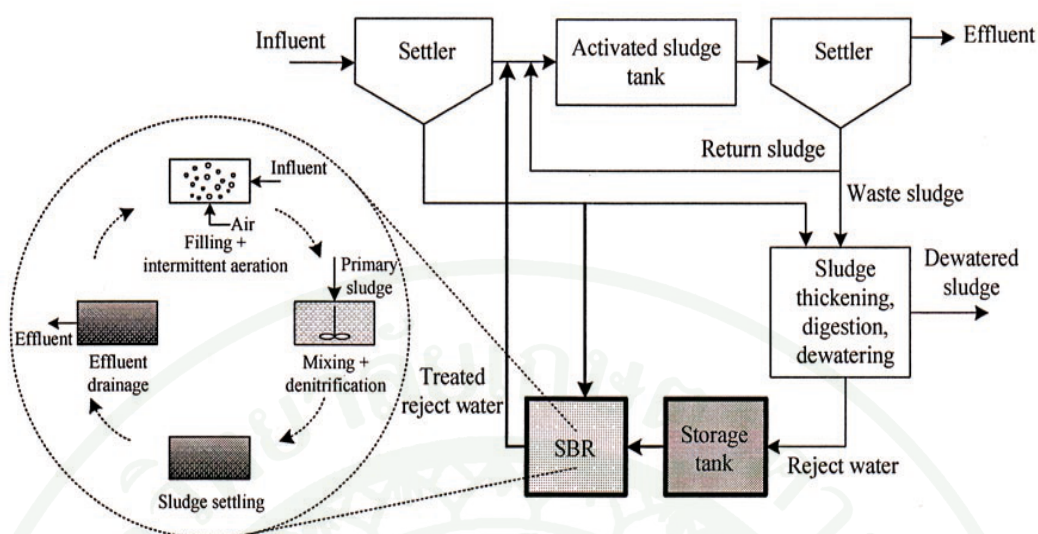


ภาพที่ 7 วัฏจักรการเดินระบบกระบวนการ SHARON ในถังปฏิกรณ์เดียว

ที่มา: Volcke (2006)

นอกจากนี้ถังปฏิกรณ์แบบเอสปีอาร์ก็เป็นอีกรูปแบบหนึ่งที่สามารถนำมาประยุกต์ใช้ได้กับกระบวนการ SHARON ได้เป็นอย่างดี (ภาพที่ 8) และเดินระบบภายใต้สภาวะที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจนโดยกำหนดช่วงพีเอชเป็นพารามิเตอร์ควบคุมช่วงระยะเวลาสำหรับการเติมอากาศ และไม่เติมอากาศ (Wett *et al.*, 1998)

ถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ถูกนำไปประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียจริงที่เมือง Strass ประเทศออสเตรีย ขนาดสมมูลจำนวนประชากร 200,000 คน ซึ่งน้ำเสียมีไนโตรเจนประมาณ 1,200-1,700 มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. และซีโอดีประมาณ 700-1,000 กรัมซีโอดี/ล. (Wett *et al.*, 1998) กระบวนการนี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ประมาณร้อยละ 70 และถ้าระดับออกซิเจนต่ำกว่า 2 มก. ออกซิเจนละลายน้ำ/ล. แสดงว่าเริ่มมีการสะสมของไนไตรท์เกิดขึ้นภายในระบบบำบัด ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดตลอดทั้งปีเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 78 เป็นร้อยละ 89 (Wett and Alex, 2003)

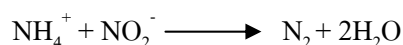


ภาพที่ 8 กระบวนการ SHARON ที่ประยุกต์ใช้ เอสบีอาร์

ที่มา: Wett *et al.* (1998)

กระบวนการ Parital Nitrification กับกระบวนการ Anammox (Parital Nitrification to Nitrite with an Anammox)

ปฏิกิริยาออกซิเดชันแอมโมเนียมภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (Anaerobic Ammonium Oxidation, Anammox) เป็นกระบวนการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยใช้ไนไตรต์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มาใช้เป็นแหล่งคาร์บอน (Mulder *et al.*, 1995) กระบวนการนี้ถือว่ามีไนเตรตเกิดขึ้นในปริมาณน้อย อีกทั้งกระบวนการ Anammox สามารถลดค่าใช้จ่ายในส่วนที่ใช้สำหรับการเติมอากาศและแหล่งคาร์บอนได้เป็นจำนวนมากซึ่งเปรียบเทียบกับกระบวนการกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีอื่นๆ (ตารางที่ 4) ปฏิกิริยา Anammox แสดงในสมการดังนี้



ตารางที่ 4 เปรียบเทียบปริมาณสารสัมพันธ์ของกระบวนการกำจัดไนโตรเจน

Process	Oxygen consumption (กก. ออกซิเจน / กก. ไนโตรเจน)	COD consumption (กก. ซีโอดี / กก. ไนโตรเจน)	CO ₂ emission (กก. คาร์บอนไดออกไซด์ / กก. ไนโตรเจน)	Sludge production (กก. น้ำหนักแห้ง / กก. ไนโตรเจน)
Nitrification/ Denitrification over Nitrate and Bio-Augmentation	4.57	2.68	5.76	1 – 1.2
Nitrification/ Denitrification over Nitrite	3.43	1.71	4.72	0.8 – 0.9
Partial nitrification + Anammox	1.71	0	3.14	< 0.1

หมายเหตุ: 1 กรัมเมทานอล (CH₃OH) สมมูลกับ 1.5 กรัมซีโอดี

ที่มา: Mulder (2003) ; Voleke (2006)

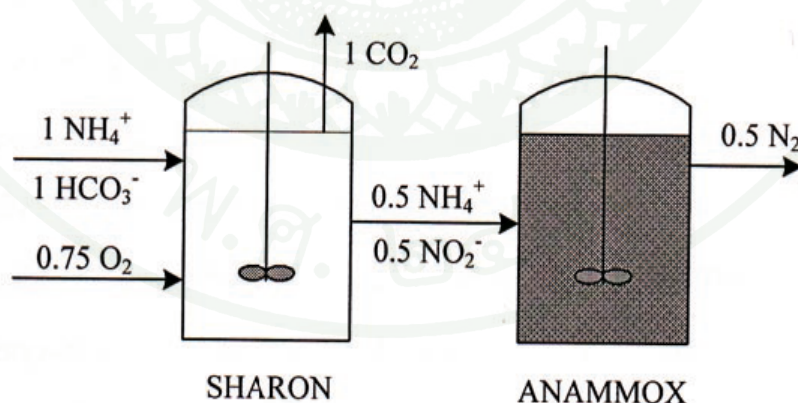
ปฏิกิริยาออกซิเดชันแอมโมเนียภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกซิเจน พบว่าแอมโมเนียทำปฏิกิริยากับไนโตรเจนในสัดส่วน 1: 1 หมายถึงแอมโมเนียประมาณร้อยละ 50 ถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรท์ ในขั้นตอนแรกของกระบวนการไนตริฟิเคชัน หรือเรียกขั้นตอนนี้ว่า “Parital Nitrification” และจากตารางแสดงให้เห็นว่ากระบวนการนี้สามารถลดการเติมอากาศลงได้ร้อยละ 63 เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา สามารถลดการเติมอากาศได้ร้อยละ 50 เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน และกระบวนการดีไนตริฟิเคชันโดยผ่านตัวกลางไนไตรท์ พร้อมกันนี้ไม่จำเป็นต้องเติมคาร์บอนเข้าระบบ และเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ขึ้นในปริมาณน้อยกว่ากระบวนการอื่นๆ (ตารางที่ 4)

กระบวนการ Anammox มีลักษณะที่สำคัญ ได้แก่ จุลินทรีย์มีอัตราการเจริญเติบโตที่ต่ำมาก กระบวนการจะถูกยับยั้งด้วยออกซิเจนและไนไตรท์ การเริ่มเดินระบบจึงต้องใช้เวลาประมาณ 100-150 วัน (Dongen *et al.*, 2001) และเดินระบบโดยกำหนดอายุตะกอนจุลินทรีย์ที่มากที่สุดเท่าที่จะ

เป็นไปได้ในปัจจุบันรูปแบบถังปฏิริยาที่ประยุกต์ใช้มีหลายชนิดโดยแบ่งเป็น 2 กลุ่ม (Strous *et al.*, 2000; Wyffels *et al.*, 2004) ได้แก่ ถังปฏิริยาแบบฟิล์มตรึง (Attached Growth) และถังปฏิริยาแบบตะกอนจุลินทรีย์แขวนลอย (Suspended Growth)

กระบวนการ Anammox ส่วนใหญ่ยังเป็นยังเป็นการศึกษาในห้องปฏิบัติการ การเริ่มต้นระบบกระบวนการ Anammox จะกระทำได้ดีในถังปฏิริยาแบบฟิล์มตรึง และเอสปีอาร์ (Dapena - Mora *et al.*, 2004 ; Third *et al.*, 2005) จากนั้นจึงเปลี่ยนเป็นการเดินระบบแบบสลัดจ์แขวนลอยเพื่อป้องกันการยับยั้งที่เกิดจากออกซิเจน และไนไตรท์ เนื่องจากถังปฏิริยาแบบสลัดจ์แขวนลอยทำให้เกิดการผสมที่ดีกว่า (Strous *et al.*, 2002)

ตามลักษณะของปฏิริยาออกซิเดชันแอมโมเนียภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก ดังที่ได้กล่าวไว้ข้างต้น ควรจัดให้มีกระบวนการ partial nitrification ในการเตรียมสัดส่วนของแอมโมเนียและไนไตรท์ให้เหมาะสมก่อนป้อนเข้ากระบวนการ ซึ่งดำเนินการในถังปฏิริยาที่แยกออกมาต่างหากเพื่อให้ปฏิริยาออกซิเดชันแอมโมเนียภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกเกิดขึ้นโดยลำพัง ถึงแม้ว่าจะทำให้ระบบรับภาระบรรทุกได้สูง การดำเนินการในถังปฏิริยาเดียวจะทำให้ระบบรับภาระบรรทุกได้สูงและประหยัดพื้นที่สำหรับการก่อสร้างก็ตาม แต่การดำเนินการในรูปแบบสองถังปฏิริยาอาจถือว่ามีคามยืดหยุ่น และระบบ มีเสถียรภาพมากกว่า (Volcke, 2006)

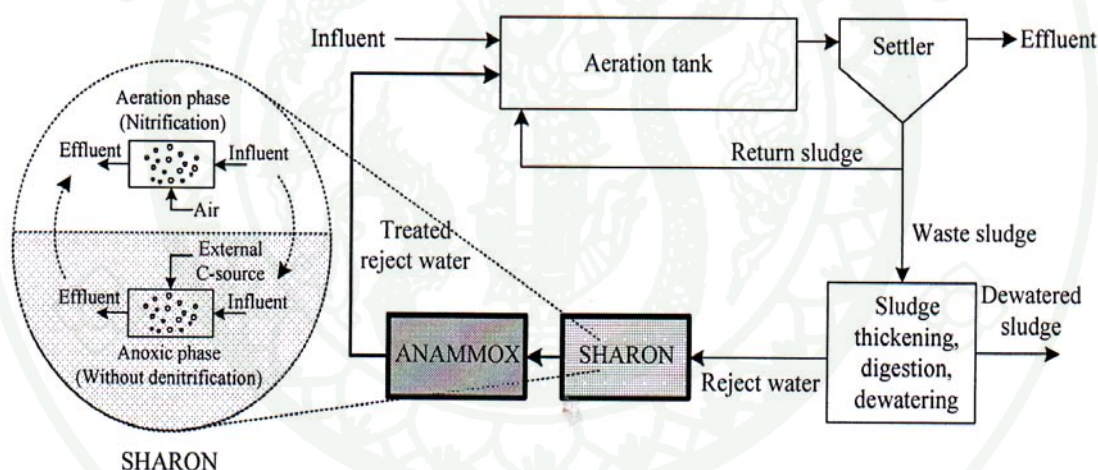


ภาพที่ 9 รูปแบบการรวมถังปฏิริยา SHARON - Anammox

ที่มา: Volcke *et al.* (2005)

การดำเนินการในรูปแบบสองถังปฏิกริยา ซึ่งได้แก่ กระบวนการ partial nitrification และกระบวนการ Anammox โดยการแยกถังปฏิกริยาออกจากกันอย่างอิสระ โดยที่ถังปฏิกริยาแรกเป็นกระบวนการ partial nitrification เพื่อเตรียมไนโตรทและแอมโมเนียร้อยละ 50 ก่อนป้อนให้กับกระบวนการ Anammox (ภาพที่ 9)

ดังนั้นในทางปฏิบัติการควบคุมขั้นตอนการไนโตรเจนจึงมีความสำคัญเนื่องจากจุลินทรีย์ Anammox ไวต่อระดับความเข้มข้นออกซิเจนและไนโตรท การรวมกระบวนการ SHARON เข้ากับ Anammox ได้ศึกษาโดย Dongen *et al.* (2001) โดยป้อนด้วยน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ของโรงงานบำบัดน้ำเสีย Rotterdam ประเทศเนเธอร์แลนด์ (ภาพที่ 10) ระบบรับภาระบรรทุกไนโตรเจนได้สูงประมาณ 1.2 กก. ไนโตรเจน/ม³ และพบว่ากระบวนการ SHARON สามารถเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไปเป็นไนโตรทได้ประมาณร้อยละ 53 ก่อนจะป้อนให้กับถังปฏิกริยา Anammox



ภาพที่ 10 รูปแบบกระบวนการ SHARON - Anammox ในโรงงานบำบัดน้ำเสียจริง

ที่มา: Dongen *et al.* (2001)

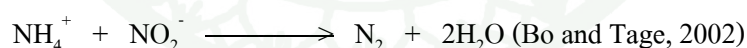
ในทำนองเดียวกันกระบวนการ partial nitrification และปฏิกริยาออกซิไดซ์แอมโมเนียภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก ซึ่งสามารถเกิดขึ้นได้ภายในถังปฏิกริยาเดียวโดยกระบวนการ partial nitrification จะอาศัยความแตกต่างของค่าออกซิเจนอิมิตัวระหว่างแบคทีเรียออกซิไดซ์แอมโมเนียและแบคทีเรียออกซิไดซ์ไนโตรท ซึ่งได้มีการนำมาประยุกต์ใช้ในถังปฏิกริยาแบบฟิล์มตรึง และถัง

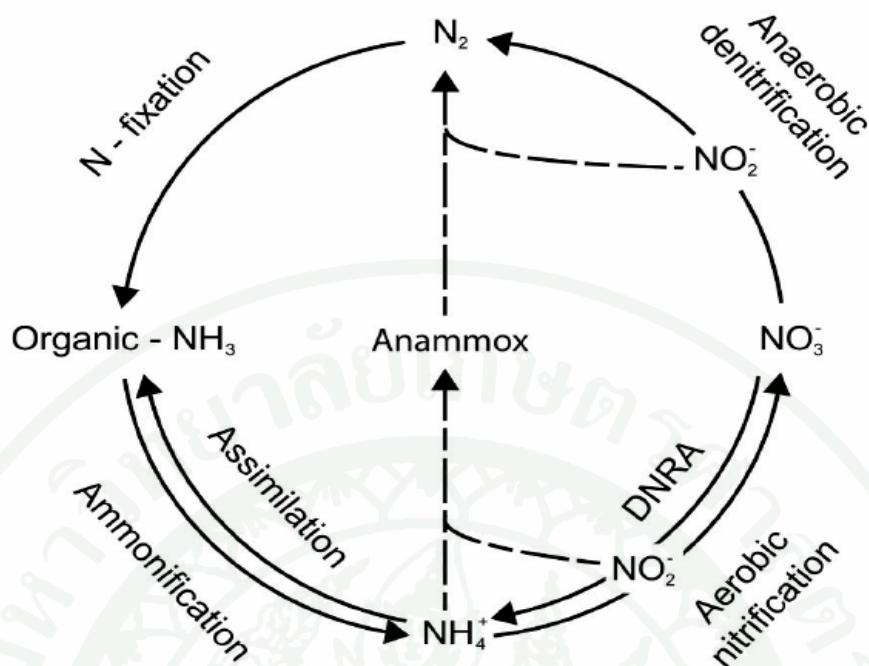
ปฏิกิริยาแบบสลับจังหวะวนลอย ได้แก่ กระบวนการ OLAND (Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification Denitrification) (Pynaert *et al.*, 2003), กระบวนการ CANON (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite) (Sliekers, 2003), กระบวนการ Aerobic Deammonification (Hippen *et al.*, 1997) และ กระบวนการ SNAP (Single-stage Nitrogen removal using Anammox and Partial nitritation) (Furukawa *et al.*, 2006)

การเดินระบบในรูปแบบดังกล่าว ความเข้มข้นของออกซิเจนถือได้ว่าเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการทำงานของระบบ ถ้าหากระดับความเข้มข้นของออกซิเจนมีค่าสูง นอกจากจะทำให้เกิดการออกซิเดชันไนโตรเจนไปเป็นไนเตรตแล้ว ยังมีผลยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ Anammox ได้อีกด้วย แต่ถ้าระดับความเข้มข้นของออกซิเจนต่ำเกินไปการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียไปเป็นไนโตรเจนอาจไม่เพียงพอที่จะทำให้เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันแอมโมเนียภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกได้ (Volcke, 2006)

กระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชัน

กระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชัน (Anaerobic Ammonium Oxidation หรือ Anammox) เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนแอมโมเนียและไนโตรเจนให้เป็นก๊าซไนโตรเจนโดยตรงภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน โดยใช้ไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจน (Marc *et al.*, 1999) โดยมีสมการการเกิดปฏิกิริยาอย่างง่ายดังนี้





ภาพที่ 11 วัฏจักรไนโตรเจน และกระบวนการ Anammox

ที่มา: Mark *et al.* (2003)

โดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดปฏิกิริยา Anammox (ภาพที่ 11) จะเกิดขึ้นในออร์แกเนลพิเศษที่ค้นพบในพวกแบคทีเรียชนิดนี้ที่เรียกว่า Anammoxosome ซึ่งมี hydrazine ถูกสร้างขึ้นให้เป็นสารมัธยันต์ในการขับเคลื่อนปฏิกิริยา Anammox (Didem *et al.*, 2004) โดยแอมโมเนียจะทำปฏิกิริยากับ hydroxylamine เปลี่ยนไปเป็น hydrazine ผ่าน cytoplasm membrane โดย membrane-bound enzyme และ hydrazine จะเข้าสู่การถ่ายทอดอิเล็กตรอนร่วมกับไนไตรท์ทำให้เกิด hydroxylamine ผ่านเข้าไปใช้ในเซลล์ และปลดปล่อยก๊าซไนโตรเจนออกมานอกเซลล์ (Rick and Stuart, 2001) ซึ่งนำมาใช้ประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ ที่เป็นแหล่งปล่อยของเสียที่มีแอมโมเนียเป็นส่วนประกอบหลักซึ่งโดยปกติจะอาศัยแบคทีเรียตามวัฏจักรไนโตรเจนในการบำบัด ในกระบวนการนี้ต้องใช้ออกซิเจนจำนวนมาก และต้องใช้เครื่องมือในการให้ออกซิเจน แบคทีเรียบางชนิดต้องอาศัยพลังงานจากเมทานอล และกระบวนการทั้งหมดมีราคาสูง ใช้พื้นที่มาก อีกทั้งยังเป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม ดังนั้น Anammox มีข้อดี คือ แบคทีเรียจะใช้แอมโมเนียเป็นพลังงาน ไม่ต้องการออกซิเจน เมื่อเปรียบเทียบกับวิธีเดิมแล้วจะช่วยให้ประหยัดต้นทุนไปได้ถึงร้อยละ 90 ดังนั้นจึงเป็นไปได้ว่า Anammox จะมีบทบาทสำคัญในการบำบัดน้ำเสียต่อไป (Didem *et al.*, 2004)

กระบวนการ CANON

กระบวนการ CANON (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite) เป็นการทำงานร่วมกันระหว่างแบคทีเรียออกซิไดซ์แอมโมเนียภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน และในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (Sliekers, 2003a) ซึ่งเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ชีวภายใต้สภาวะจำกัดออกซิเจนน้อยกว่าร้อยละ 0.5 ของค่าอิ่มตัวออกซิเจนในน้ำ (Strous, 2000) โดยการทำงานของแบคทีเรียกลุ่ม *Nitrosomonas* จะทำงานภายใต้สภาวะแอโรบิก (Third *et al.*, 2001)

ภายใต้สภาวะจำกัดของออกซิเจน (Oxygen - limited) แอมโมเนียจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรท์โดยไนตริฟายอิงแบคทีเรียกลุ่ม *Nitrosomonas* และ *Nitrosospira* (Third *et al.*, 2001, 2005) หลังจากนั้นแบคทีเรียกลุ่ม *planctomycete* ที่ทำงานภายใต้สภาวะ anaerobic หรือจุลินทรีย์ Anammox จะเปลี่ยนแอมโมเนียและไนไตรท์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจนและไนเตรท (Strous, 2000)

ปฏิสัมพันธ์ระหว่างแบคทีเรียออกซิไดซ์แอมโมเนียภายใต้สภาวะใช้ออกซิเจน หรือ ไม่ใช้ออกซิเจน ในภาวะจำกัดออกซิเจนในกระบวนการ CANON ทำให้เกิดการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียเป็นแก๊สไนโตรเจนได้โดยตรงประมาณร้อยละ 90 และเกิดไนเตรทประมาณร้อยละ 10 (Schmidt *et al.*, 2003) ความเข้มข้นออกซิเจนที่เพิ่มสูงขึ้นถึง 0.5 มล./ล. ไม่มีผลต่อการออกซิเดชันของแอมโมเนีย แต่กลับส่งผลทำให้เกิดการยับยั้งอย่างมากต่อการออกซิเดชันของไนไตรท์โดยจุลินทรีย์ Anammox ในถังปฏิกรณ์แบบตะกอนจุลินทรีย์แขวนลอย (Hanaki *et al.*, 1990)

ความเข้มข้นของแอมโมเนียเป็นปัจจัยสำคัญที่ใช้ควบคุมการทำงานกระบวนการ CANON จากผลการศึกษาของ Third *et al.* (2001) ในถังปฏิกรณ์แบบเอสบีอาร์ และแบบไหลต่อเนื่องพบว่าที่ภาระบรรทุกไนโตรเจน 0.1 กก.ไนโตรเจน/ม.³-วัน ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนร้อยละ 92 แต่ถ้าหากมวลของแอมโมเนียต่อพื้นที่ลดลงกว่าค่าดังกล่าวจะส่งผลให้เกิดปฏิกิริยาในกระบวนการเปลี่ยนแปลงไป และทำให้ประสิทธิภาพลดลงเหลือเพียงร้อยละ 57

กระบวนการ CANON ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงได้ถึง 0.3 กก.ไนโตรเจน/ม.³-วัน และไม่พบดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียและแบคทีเรียออกซิไดส์ปรากฏอยู่ (Sliekers *et al.*, 2002) กระบวนการ CANON ที่ดำเนินการใน Gas-Lift Reactor (GLR) สามารถเพิ่มอัตราการกำจัดไนโตรเจนเพิ่มขึ้นประมาณ 1.5 กก. ไนโตรเจน/ม.³-วัน ซึ่งสูงกว่าค่าที่ได้จากรายงานการศึกษาในห้องปฏิบัติการประมาณ 20 เท่า (Sliekers *et al.*, 2003b)

เมื่อเปรียบเทียบระหว่างกระบวนการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการ CANON กับกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาจะพบว่า กระบวนการ CANON มีข้อได้เปรียบสำคัญหลายประการที่พบ ได้แก่ กระบวนการ CANON มีความต้องการปริมาณออกซิเจน และคาร์บอนในปริมาณต่ำ (Jetten *et al.*, 2002) (ตารางที่ 5)

ตารางที่ 5 เปรียบเทียบกระบวนการกำจัดไนโตรเจน

System	Conventional nitrification/denitrification	SHARON process	ANAMMOX process	CANON process
Number of reactor	2	1	1	1
Feed	wastewater	wastewater	Ammonia + nitrite	wastewater
Discharge	NO_2^- , NO_3^- , N_2	NH_4^+ , NO_2^-	NO_3^- , N_2	NO_3^- , N_2
Conditions	oxic, anoxic	oxic	anoxic	oxygen limited
Oxygen requirement	high	low	none	Low
pH control	yes	none	none	none
Biomass retention	none	none	yes	yes
COD requirement	yes	none	none	none
Sludge production	high	low	low	low
Reactor capacity (kg. N /m ³ - d)	1	6 - 12	1 - 3	0.05 - 4
Bacteria	Nitrifier + various heterotrophs	Aerobic NH_4^+ oxidizers	planctomycetes	Aerobic NH_4^+ oxidizers + planctomycetes

ที่มา: Jetten *et al.* (2002)

ในปัจจุบันข้อจำกัดของกระบวนการ CANON ที่นำมาประยุกต์ใช้จริงในภาคสนามที่สำคัญ ได้แก่ จุลินทรีย์ Anammox มีอัตราการเจริญเติบโตที่จำกัดมาก และใช้เวลาการแบ่งตัวนาน (Strous *et al.*, 1999) (ตารางที่ 5) การเพาะเลี้ยงเชื้อต้องอาศัยเทคนิคที่ต้องออกแบบเฉพาะ ซึ่งระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์เป็นรูปแบบถึงปฏิบัติการที่เหมาะสมสำหรับการเพาะเลี้ยงเชื้อในตอนแรก และสามารถควบคุมอายุตะกอนจุลินทรีย์ในกระบวนการได้ง่ายก่อนที่จะถ่ายเข้าสู่ถึงปฏิบัติการจริง (Strous *et al.*, 1998 ; Third *et al.*, 2005)

จากผลการศึกษาของกระบวนการ CANON ถือได้ว่าประสบความสำเร็จในห้องปฏิบัติการสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีไนโตรเจนสูง (Sliekers *et al.*; 2002; Sliekers *et al.*, 2003b; Third *et al.*, 2001) แต่อย่างไรก็ตามกระบวนการ CANON ยังไม่ได้มีการประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียจริงตลอดจนข้อมูลการออกแบบ และควบคุมระบบยังไม่มี ความชัดเจนมากนัก (Third *et al.*, 2005)

กระบวนการ CANON อาจกล่าวได้ว่าเป็นนวัตกรรมของการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ และเป็นเทคโนโลยีที่ยั่งยืนสำหรับการบำบัดน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงซึ่งได้แก่น้ำทิ้งจากการบำบัดตะกอน หรือน้ำเสียจากอุตสาหกรรม เมื่อพิจารณาในด้านการใช้พลังงานแล้ว พบว่ากระบวนการ CANON สามารถลดการเติมอากาศลงได้ประมาณร้อยละ 57 ในขณะที่กระบวนการ Sharon + Anammox สามารถลดการเติมอากาศลงได้ประมาณร้อยละ 63 (Kuai and Verstraete, 1998)

ถึงแม้ว่ากระบวนการ CANON จะมีความต้องการออกซิเจนสูงกว่ากระบวนการ Sharon + Anammox ก็ตาม แต่ข้อได้เปรียบที่สำคัญของกระบวนการ CANON คือการใช้รูปแบบถังปฏิกริยาเดี่ยว ในขณะที่กระบวนการ Sharon + Anammox ใช้รูปแบบ 2 ถังปฏิกริยา ซึ่งปัจจัยทางเศรษฐศาสตร์น่าจะเป็นเหตุผลที่สำคัญในการเลือกกระบวนการ CANON มาประยุกต์ใช้งาน ถึงแม้ว่ากระบวนการ CANON มีความสามารถในการรองรับภาระบรรทุกไนโตรเจนต่ำกว่ากระบวนการ Anammox แต่โดยทั่วไปน้ำเสียก็ไม่ได้มีความเข้มข้นสูงเกินกว่ากระบวนการ CANON จะทำได้

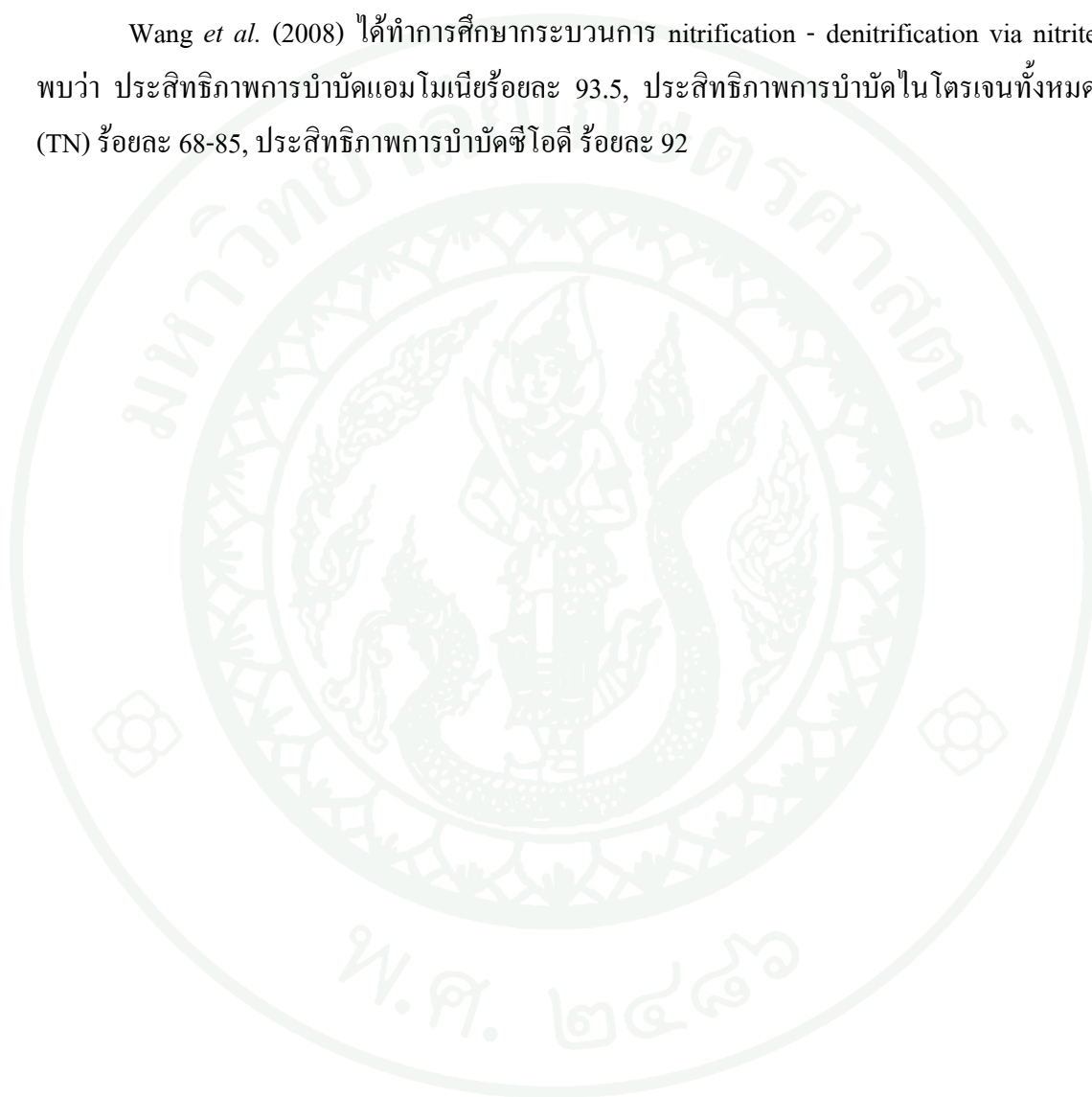
งานวิจัยเกี่ยวกับประสิทธิภาพกระบวนการกำจัดไนโตรเจนอื่น ๆ

Clippeleir *et al.* (2009) ทำการศึกษากระบวนการ OLAND (Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification and Denitrification) ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์พบว่าใช้เวลา 7 - 14 วัน ก่อนเข้าสู่สภาวะคงที่ และ มีอัตราการบำบัดไนโตรเจน 1.1 กรัมไนโตรเจน/ล.-วัน

Ruiz *et al.* (2006) ศึกษากระบวนการ nitrification - denitrification ในการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ CSTR และ USBR ตามลำดับ พบว่าใช้เวลา 20 วันก่อนเข้าสู่สภาวะคงที่ ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด (TN) ร้อยละ 93.5

Chen *et al.* (2009) ได้ทำการพัฒนากระบวนการ SNAD (partial Nitrification, Anammox, Denitrification) ในถังปฏิกรณ์เดี่ยวโดยวิธีการจำกัดออกซิเจน พบว่าประสิทธิภาพของระบบในการบำบัดแอมโมเนียร้อยละ 79, การบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด (TN) ร้อยละ 70, การบำบัดซีโอดีร้อยละ 94

Wang *et al.* (2008) ได้ทำการศึกษากระบวนการ nitrification - denitrification via nitrite พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียร้อยละ 93.5, ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด (TN) ร้อยละ 68-85, ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ร้อยละ 92



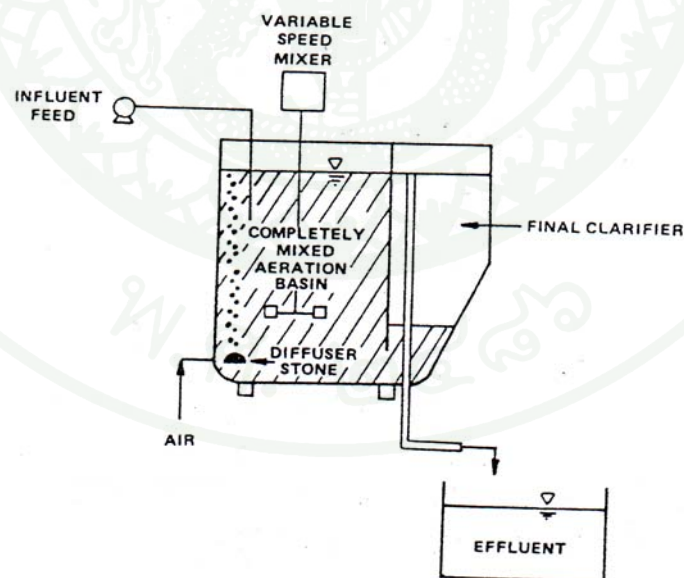
อุปกรณ์และวิธีการ

การวิจัยนี้เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (experimental research) ในห้องปฏิบัติการโดยการประยุกต์ใช้กระบวนการ parital nitrification ในแบบจำลองของระบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor: SBR) และกระบวนการ Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation process) ในแบบจำลองของระบบเอสบีอาร์ (Anaerobic Sequencing Batch Reactor: ASBR)

อุปกรณ์

1. วัสดุและอุปกรณ์ในการเดินระบบเอสบีอาร์

1.1 ถังปฏิกรณ์เอสบีอาร์ทำจากอะคริลิกใส ส่วนสูงของถังปฏิกรณ์เท่ากับ 33 ซม. ความกว้าง 26 ซม. ความยาว 30 ซม. แบ่งเป็น 2 ช่องเท่ากันโดยมีอะคริลิกใสเป็นตัวกั้นมีปริมาตรรวม 18 ล. มีปริมาตรส่วนทำปฏิกิริยา 16 ล.



ภาพที่ 12 แบบจำลอง และส่วนประกอบในการเดินระบบเอสบีอาร์

1.2 เครื่องกวนแบบสมบูรณ์และใบพัด จำนวน 2 ชุด

1.3 ถังน้ำพลาสติก ขนาด 10 ล. จำนวน 2 ถัง ใช้เป็นถังป้อนน้ำเสียเข้าระบบบำบัด และน้ำทิ้งจากระบบบำบัดโดยมีฝาปิด มีสายยางจุ่มลงน้ำสำหรับใช้ปั๊มสูบน้ำเข้าระบบและออกจากระบบ

1.4 เครื่องสูบน้ำเสียเข้า และน้ำทิ้งออกจากระบบ เป็นเครื่องสูบน้ำแบบ Metering Pump ยี่ห้อ Iwaki สามารถปรับอัตราการสูบได้

1.5 เครื่องควบคุมการทำงานของระบบเป็นเครื่อง Programmable Logic Controller (PLC) ที่สามารถตั้งเวลาในแต่ละขั้นตอนการทำงานของระบบ และสามารถตั้งจำนวนรอบ ซึ่งควบคุมการทำงานของอุปกรณ์ไฟฟ้าในระบบบำบัด (ภาพที่ 13)



ภาพที่ 13 เครื่อง Programmable Logic Controller (PLC)

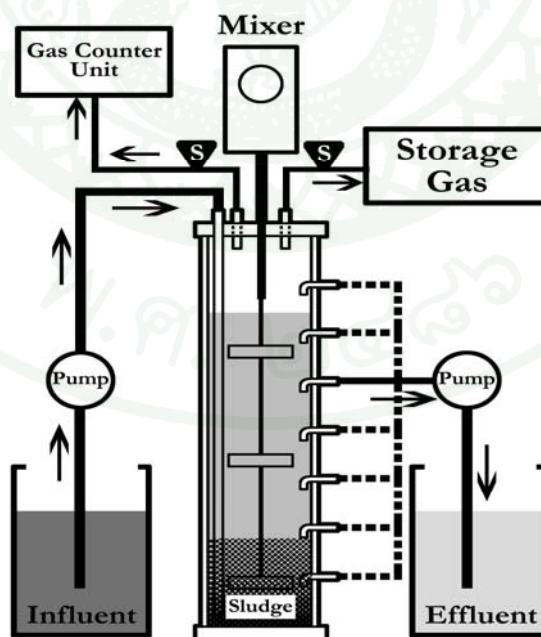
1.6 ชุดเครื่องเติมอากาศแบบหัวฟู่ ใช้สำหรับเติมอากาศ และเครื่องควบคุมอัตราการไหลของอากาศที่เข้าสู่ระบบ ประกอบด้วยเครื่องปั๊มอากาศ, พัฒลมระบายอากาศ, สายยาง และเครื่องควบคุมอัตราการไหลของอากาศ (flow meter) (ภาพที่ 14)



ภาพที่ 14 ชุดเครื่องเติมอากาศ

2. วัสดุและอุปกรณ์ในการเดินระบบเอเอสบีอาร์

2.1 ถึงปฏิกิริยาเอเอสบีอาร์ วัสดุที่ใช้ในการประกอบถังปฏิกิริยาทำจากอะคริลิกใส ส่วนสูงของถังปฏิกิริยาเท่ากับ 120 ซม. เส้นผ่านศูนย์กลาง 25 ซม. มีปริมาตรรวมขนาด 26 ล. ปริมาตรส่วนทำปฏิกิริยา 24 ล. (ภาพที่ 15)



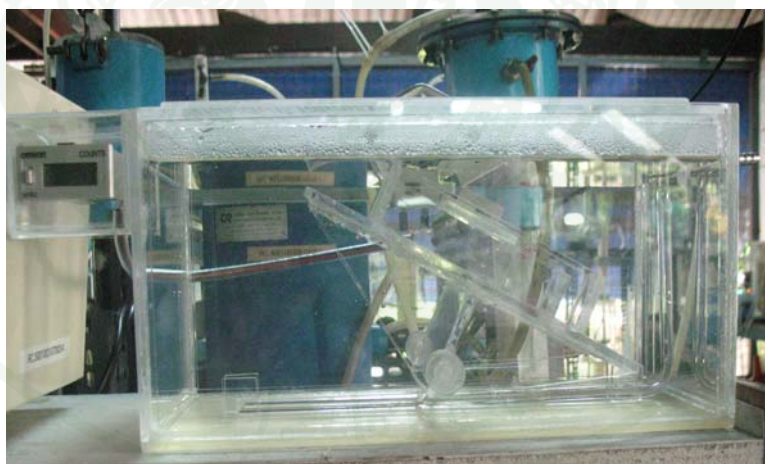
ภาพที่ 15 แบบจำลองระบบเอเอสบีอาร์และส่วนประกอบในการเดินระบบเอเอสบีอาร์

2.2 เครื่องกวนแบบสมบูรณ์และใบพัด เครื่องกวนที่ใช้ในการวิจัยนี้เป็นของยี่ห้อ Velp จากประเทศอิตาลีซึ่งความเร็วรอบที่ใช้ในการทำงาน 50 รอบ/นาที ใบพัดที่ใช้เป็นแบบ Turbine ความกว้าง 2.5 ซม. และความยาว 6.5 ซม. แกนใบพัดมีความสูง 100 ซม.

2.3 ถังน้ำพลาสติก มีขนาด 24 ล. จำนวน 2 ถัง เป็นถังป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัด และสำหรับรองรับน้ำทิ้งจากระบบบำบัดโดยมีฝาปิดและมีสายยางจุ่มน้ำสำหรับต่อกับปั๊มสูบน้ำเข้า และออกจากระบบ

2.4 เครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัด และน้ำทิ้งจากระบบบำบัด เป็นแบบ Metering Pump ยี่ห้อ Iwaki สามารถปรับอัตราการสูบได้

2.5 เครื่องวัดปริมาตรก๊าซมีลักษณะเป็นกล่องสี่เหลี่ยมผืนผ้า กว้าง 16 ซม. ยาว 30 ซม. สูง 16 ซม. ทำจากอะคริลิกใส จำนวน 1 ชุด ภายในกล่องประกอบด้วยส่วนครึ่ง (คล้ายกระดานหก) ที่ทำหน้าที่คอยดักก๊าซที่ถูกปล่อยผ่านท่อเก็บก๊าซ และส่วนของเครื่องนับที่แสดงจำนวนการพลิกของครึ่ง ซึ่งหลักการทำงาน คือ การ แทนที่น้ำโดยแรงดันของก๊าซ (ภาพที่ 16)



ภาพที่ 16 เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ

2.6 เครื่องควบคุมการทำงานของระบบ เป็นเครื่อง PLC (Programmable Logic Controller) ที่สามารถตั้งเวลาในการทำงานและจำนวนรอบการทำงานของระบบ และทำการควบคุมการทำงานของอุปกรณ์ไฟฟ้าในระบบบำบัด

2.7 ถังปรับความดัน (ภาพที่ 17) ทำจากพลาสติกขนาดความจุรวม 20 ล. สำหรับรักษา สภาพแรงดันในถังปฏิกิริยาในช่วงการสูบน้ำเสียเข้าระบบและน้ำทิ้งออกจากระบบบำบัด



ภาพที่ 17 ถังปรับความดัน

2.8 Solenoid valve (ภาพที่ 18) ใช้ในการควบคุมการไหลของอากาศภายในถังปฏิกิริยากับ ส่วนต่างๆ แบ่งออกเป็น 2 ชนิด คือ Normal Open (NO) ใช้ในการคั่นสายลมระหว่างถังปฏิกิริยากับ เครื่องวัดปริมาตรก๊าซและ Normal Close (NC) ใช้ในการคั่นสายลมระหว่างถังปฏิกิริยากับถังปรับ ความดัน โดยจะทำงานระหว่างการระบายน้ำเข้าและออกจากถังปฏิกิริยา ซึ่งขณะนั้น NO valve จะ ปิดการไหลของอากาศแต่ NC valve จะเปิดเพื่อให้มีการปรับความดันระหว่างถังปฏิกิริยากับถังปรับ ความดัน



ภาพที่ 18 Solenoid valve

3. เครื่องมือวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย

- 3.1 เครื่องกลั่น ยี่ห้อ Velp รุ่น DK 126
- 3.2 เครื่องวัดค่าการดูดกลืนแสง (spectrophotometer) ยี่ห้อ Velp
- 3.3 เครื่องวัดพีเอช (pH meter) ยี่ห้อ CONSORT รุ่น C 830
- 3.4 เตาซีโอดี (COD Reactor) ยี่ห้อ HANNA รุ่น C 9800 reactor
- 3.5 หลอดย่อย (Digestion vessels) ขนาด 16x100 มิลลิเมตร
- 3.6 เครื่องชั่งละเอียด 4 ตำแหน่ง ยี่ห้อ DIETHELM
- 3.7 เครื่องมือวัดอุณหภูมิ (Thermometer)
- 3.8 เตาไฟฟ้าและเครื่องกวนแท่งแม่เหล็ก (Hot Plate and Magnetic Stirrer) ยี่ห้อ HANNA
- 3.9 เครื่องควบแน่น (Condenser)
- 3.10 ขวดกลั่น (Distillation flask)
- 3.11 เครื่องแก้วชนิดต่างๆ

วิธีการ

ศึกษาประสิทธิภาพการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนไตรท์ โดยกระบวนการ partial nitrification ในแบบจำลองของระบบเอสบีอาร์และศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ของกระบวนการ partial nitrification / Anammox โดยส่วนของกระบวนการ partial nitrification ในแบบจำลองของระบบเอสบีอาร์ ร่วมกับกระบวนการ Anammox ในแบบจำลองของระบบเอสบีอาร์

วิธีวิจัยแบ่งออกเป็น 4 ช่วงการทดลอง ดังนี้

1. ช่วงการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ โดยใช้แบบจำลองของระบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor: SBR) สำหรับกระบวนการ partial nitrification
2. ศึกษากระบวนการ partial nitrification ซึ่งจะเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนไตรท์โดยใช้แบบจำลองของระบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor: SBR)

3. ช่วงการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ สำหรับกระบวนการ Anammox โดยใช้แบบจำลองของระบบเอเอสบีอาร์ (Anaerobic Sequencing Batch Reactor: ASBR)

4. การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการ partial nitrification / Anammox

วิธีวิจัยในแต่ละช่วงการทดลอง แสดงรายละเอียด ดังต่อไปนี้

1. ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้แบบจำลองของระบบเอเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor; SBR)

1.1 ลักษณะน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ที่ใช้ในการเดินระบบเอเอสบีอาร์

น้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ในงานวิจัยนี้เตรียมโดยการละลายผงไอโซมิลกับน้ำประปาที่พักทิ้งไว้อย่างน้อย 1 คืนก่อนนำมาใช้ โดยไอโซมิล 1 กรัม/ล. มีค่าซีโอดีเท่ากับ 1,000 มก. ซีโอดี/ล. นอกจากนี้ยังมีการวิเคราะห์ปริมาณไนโตรเจนและไนเตรทของน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนเข้าระบบพบว่าไม่มีไนโตรเจนและไนเตรทในน้ำเข้าระบบเลย (ตารางที่ 6)

ตารางที่ 6 คุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ในการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ก่อนการกำจัดออกซิเจน

คุณภาพ	หน่วย	ค่าเฉลี่ย
ซีโอดี	มก. /ล.	1,057
บีโอดี	มก. /ล.	597
ทีเคเอ็น	มก. ไนโตรเจน/ล.	85.80
พีเอช	-	7.99
NH_4^+	มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล.	2.55
NO_2^-	มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล.	-
NO_3^-	มก. ไนเตรท - ไนโตรเจน/ล.	-
C : N ratio	-	12.32

1.2 ติดตั้งแบบจำลองระบบเอสบีอาร์ (ภาพที่ 12) โดยมีส่วนประกอบ คือ เครื่องกวนแบบ สมบูรณ์และใบพัด, เครื่องสูบน้ำเข้าระบบและน้ำออกจากระบบ, เครื่องเติมอากาศแบบหัวฟู, เครื่อง Programmable Logic Controller (PLC) และถังน้ำเข้า - น้ำออก

1.3 ทำการหาความเข้มข้นของแฉะแขวนลอย (MLSS) ของตะกอนจุลินทรีย์จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดงเพื่อนำไปคำนวณหาปริมาณตะกอนที่นำไปใช้ โดยการวิจัยนี้กำหนดให้ความเข้มข้นที่ต้องการเท่ากับ 3,000 มก./ล. ซึ่งในการทดลองนี้ใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง กรุงเทพมหานคร โดยสามารถคำนวณปริมาตรที่เติมในระบบบำบัดได้ดังนี้

$$\text{ปริมาณตะกอนที่ใช้ (ล.)} = \frac{\text{ความเข้มข้นตะกอนที่ต้องการ (มก./ล.)} \times \text{ปริมาตรถังปฏิกรณ์ (ล.)}{\text{ความเข้มข้นของตะกอนที่ใช้ในการเติม (มก./ล.)}$$

ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในระบบเอสบีอาร์เป็นตะกอนจุลินทรีย์ จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอส (activated sludge) ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง กรุงเทพมหานคร มีสีน้ำตาลเข้ม คล้ายดินโคลน พบว่าค่าความเข้มข้นของแฉะแขวนลอยของตะกอนจุลินทรีย์ประมาณ 12,650 มก./ล. ในเกลลอนขนาด 20 ล. แต่ในงานวิจัยนี้ต้องการความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ 3,000 มก./ล. ในปริมาตรถังปฏิกรณ์ 16 ล. ทำให้ใช้ปริมาณตะกอนประมาณ 5 ล.

1.4 หลังจากเติมตะกอนจุลินทรีย์ลงในระบบ เติมน้ำเปล่าลงไปประมาณครึ่งถังเติมอากาศ หลังจากนั้นเดินเครื่องเติมอากาศอย่างต่อเนื่อง 24 ชม. เป็นเวลา 3 วัน แล้วเริ่มเติมน้ำเสียสังเคราะห์วันละร้อยละ 5 ของความเข้มข้นน้ำเสียที่จะบำบัดในงานวิจัยนี้คือ 50 มก. ซีโอดี/ล. โดยเริ่มจาก 250 จนถึง 1,000 มก. ซีโอดี/ล. ในขั้นตอนการเริ่มเดินระบบยังไม่ต้องมีการระบายตะกอนจุลินทรีย์ทิ้ง

1.5 จากระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้วจึงลดระยะเวลาของกักพักเซลล์จากระยะกักพักเซลล์ 24 ชม. เป็น 20 ชม. 16 ชม. 12 ชม. 8 ชม. และ 6 ชม. ตามลำดับ วิเคราะห์พารามิเตอร์ คือ พีเอช, อุณหภูมิ, ค่าออกซิเจนละลายน้ำ และวิเคราะห์ประสิทธิภาพของระบบตลอดการทดลองโดยวัดจากค่าความเข้มข้นซีโอดีที่ลดลง โดยการกำหนดสภาวะคงที่คือสภาวะที่ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีไม่ต่ำกว่าร้อยละ 80 (ตารางที่ 7)

ตารางที่ 7 พารามิเตอร์ที่ใช้วิเคราะห์ประสิทธิภาพ และควบคุมระบบเอสบีอาร์

พารามิเตอร์	หน่วย	ความถี่	วิธีวิเคราะห์
1 พีเอช	-	ทุกวัน	pH meter
2 อุณหภูมิ	องศาเซลเซียส	ทุกวัน	Thermometer
3 ค่าออกซิเจนละลายน้ำ	มก./ล.	ทุกวัน	DO meter
4 ซีโอดี	มก./ล.	ทุกวัน	Closed Reflux, Titration Method

ปัจจัยในการควบคุมระบบเอสบีอาร์ ช่วงการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ คือ พีเอช, ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (ค่าออกซิเจนละลายน้ำไม่ต่ำกว่า 2 มก./ล.) (ตารางที่ 8)

ตารางที่ 8 ปัจจัยที่ใช้เป็นค่าควบคุมของระบบเอสบีอาร์ ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่าควบคุม
1 พีเอช	-	6.8 - 8.2
2 ค่าออกซิเจนละลายน้ำ	มก./ล.	> 2

2. การศึกษาประสิทธิภาพของการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนไตรท์ของกระบวนการ partial nitrification โดยจำกัดออกซิเจนในแบบจำลองของระบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor: SBR)

หลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีร้อยละ 80) ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ที่ 6 ชม. จึงทำการทดลองขั้นต่อไปโดยการเพิ่มเครื่องควบคุมอัตราการเติมอากาศของระบบ (ควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำไม่เกินร้อยละ 0.5 ของค่าออกซิเจนอิ่มตัวของน้ำเสียสังเคราะห์) เพื่อเป็นการเตรียมไนไตรท์ป้อนให้กับกระบวนการ Anammox ในขั้นตอนต่อไป

ในช่วง partial nitrification มีการเติมแอมโมเนียมคลอไรด์ความเข้มข้น 29.7 มก./ล. เพื่อเพิ่มความเข้มข้นแอมโมเนียมให้อยู่เพียงพอ (เฉลี่ย 10 มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล.) ต่อการผลิตไนไตรท์ในน้ำออกจากกระบวนการที่มีความเข้มข้นเฉลี่ย 40 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล. (ตารางที่ 9) โดยแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์นั้นจะไม่นับเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ (มีค่าไม่เกิน 500 มก.

แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล.) และสามารถปรับตัวกับแอมโมเนียได้เนื่องจากการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ก่อนการเดินระบบจริง

ตารางที่ 9 คุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้เป็นน้ำเข้าในช่วงการจำกัดออกซิเจน

คุณภาพ	หน่วย	ค่าเฉลี่ย
ซีโอดี	มก. ซีโอดี/ล.	1,090
บีโอดี	มก./ล.	608
ทีเคเอ็น	มก. ไนโตรเจน/ล.	85.80
พีเอช	-	7.99
NH ₄ ⁺	มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล.	12.55
NO ₂ ⁻	มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล.	ไม่พบ
NO ₃ ⁻	มก. ไนเตรท - ไนโตรเจน/ล.	ไม่พบ
C: N ratio	-	12.70

2.1 การหาค่าอิมิตัวออกซิเจนของน้ำเสียสังเคราะห์ เพื่อควบคุมการเติมอากาศแบบจำกัดออกซิเจน (oxygen - limited) โดยวิธีการทดลองเติมอากาศให้กับน้ำเสียสังเคราะห์จนเกินพอที่อุณหภูมิห้อง (29 - 5 องศาเซลเซียส) และวัดค่าของออกซิเจนละลายน้ำทุกๆ 10 นาที จนถึงค่าออกซิเจนละลายน้ำสูงสุดและคงที่ ทำการบันทึกค่าที่ได้นี้ เป็นค่าออกซิเจนละลายน้ำอิมิตัว เพื่อนำไปควบคุม ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำให้ไม่เกินร้อยละ 0.5 ของค่าออกซิเจนอิมิตัวในกระบวนการ partial nitrification

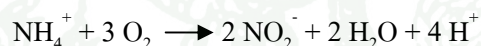
2.2 เริ่มเดินระบบเอสปีอาร์ โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้น 1,000 มก.ซีโอดี/ล. ทำการเติมออกซิเจนร้อยละ 0.5 ของค่าออกซิเจนอิมิตัวของน้ำเสียสังเคราะห์ (Third *et al.*, 2001) ที่ระยะเวลาพักพักชลศาสตร์ 6 ชม. มีขั้นตอนในการทำงาน คือ เติมน้ำเสียและเติมอากาศ, พักระบบ, กวนและเติมอากาศ, ตกตะกอน และปล่อยน้ำใสออกจากระบบ (ตารางที่ 10)

ตารางที่ 10 แสดงขั้นตอนการเดินระบบเอสปีอาร์ ที่ระยะเวลากักพักรักษาตัว 6 ชั่วโมง

ขั้นตอนการเดินระบบ	ระยะเวลา (นาที)
1. Fill (เติมน้ำเสียและเติมอากาศ)	25
2. Anaerobic no-mix (ช่วงไร้อากาศ)	10
3. Aeration (กวนและเติมอากาศ)	290
4. Settling (ตกตะกอน)	20
5. Decant (น้ำออกจากระบบ)	15
Total cycle duration	360

ที่มา: คัดแปลงมาจาก Wang *et al.* (2006)

2.3. กำหนดปริมาณที่เหมาะสมของแอมโมเนียมคลอไรด์จากสมการ



พบว่าต้องใช้ปริมาณแอมโมเนียมคลอไรด์เฉลี่ย 7 มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. ซึ่งจะเพิ่มความเข้มข้นแอมโมเนียมให้ออกซิเจนให้กับระบบเฉลี่ย 10 มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. ในการผสมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้น 1,000 มก. ซีโอดี/ล. เพื่อเติมแอมโมเนียมออกไซด์ (NH_4^+) ให้กับระบบ ซึ่งระบบสามารถผลิตไนไตรท์ที่เหมาะสมต่อการทำงานของกระบวนการ Anammox ซึ่งไนไตรท์ที่เหมาะสมมีความเข้มข้นประมาณ 20 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล. (น้ำเงิน, 2549) และวิเคราะห์ค่าความเข้มข้นทีเคแอล, แอมโมเนีย, ไนไตรท์ และไนเตรท รวมทั้งควบคุมค่าพีเอช, อุณหภูมิ และประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (ตารางที่ 11)

ปัจจัยที่นำมาใช้ในการควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ช่วง partial nitrification คือ อุณหภูมิ, พีเอช, ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (ค่าออกซิเจนละลายน้ำไม่เกินกว่า 1 มก./ล.) (ตารางที่ 12)

ตารางที่ 11 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ประสิทธิภาพและควบคุมระบบเอสปีอาร์

พารามิเตอร์	หน่วย	ความถี่	วิธีวิเคราะห์
พีเอช	-	ทุกวัน	pH meter
อุณหภูมิ	องศาเซลเซียส	ทุกวัน	Thermometer
ซีโอดี	มก. ซีโอดี/ล.	ทุกวัน	Closed Reflux, Titration Method
ทีเคเอ็น	มก. ไนโตรเจน/ล.	3 ครั้ง/สัปดาห์	Distillation, Titration Method
แอมโมเนีย	มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล.	ทุกวัน	Distillation, Titration Method
ไนไตรท์	มก. ไนไตรท์- ไนโตรเจน/ล.	ทุกวัน	NED/Colorimetric Method
ไนเตรท	มก. ไนเตรท- ไนโตรเจน/ล.	2 ครั้ง/สัปดาห์	Cadmium Reduction

ตารางที่ 12 ปัจจัยที่ใช้เป็นค่าควบคุมของระบบเอสปีอาร์ ช่วง partial nitrification

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่าควบคุม
พีเอช	-	6.8 - 8.2
ค่าออกซิเจนละลายน้ำ	มก./ล.	< 1

3. การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการ partial nitrification /Anammox โดยใช้แบบจำลองของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์

3.1 ลักษณะน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ที่ใช้ในระบบเอสปีอาร์

น้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ในงานวิจัยนี้เตรียมโดยการละลายผงไอโซมิลกับน้ำประปาที่พักทิ้งไว้อย่างน้อย 1 คืน (เพื่อให้คลอรีนระเหยออกจากน้ำเสียก่อนนำมาใช้) โดยไอโซมิล 1 กรัม/ล. จะมีค่าซีโอดีเท่ากับ 1,000 มก.ซีโอดี/ล. เนื่องจากน้ำเสียชุมชนจริงมีค่าไม่เกิน 1,000 มก. ซีโอดี/ล. ดังเช่น ในการทดลองปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ของระบบเอสปีอาร์ ที่กำหนดความเข้มข้นของซีโอดีน้ำเข้าเท่ากับ 250, 500, 750 และ 1,000 มก.ซีโอดี/ล. จึงใช้ไอโซมิล 0.25, 0.5, 0.75 และ 1 กรัม ตามลำดับ นอกจากนี้ยังมีการวิเคราะห์ไนไตรท์ และไนเตรทของน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนเข้าระบบ ผลการทดลอง พบว่า ไม่มีไนไตรท์และไนเตรทในน้ำเข้าระบบ ส่วนแอมโมเนียมไนโตรเจนในการวิจัยนี้ใช้แอมโมเนียที่เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิสของน้ำเสียสังเคราะห์โดยจุลินทรีย์ที่

มีอยู่ในระบบที่ความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 1,000 มก. ซีโอดี/ล. ค่าความเข้มข้นแอมโมเนียเฉลี่ย 80.56 ± 0.07 มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. (ตารางที่ 13) ทั้งนี้เนื่องจากการผลิตแอมโมเนียจากน้ำเสียสังเคราะห์ของกระบวนการไฮโดรไลซิสมิไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ และยังสามารถปรับตัวเข้ากับแอมโมเนียที่เกิดขึ้นเพราะการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเดินระบบจริง

เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนไม่สามารถบำบัดแอมโมเนียได้ ดังนั้นวิธีที่ใช้ในการหาค่าความเข้มข้นแอมโมเนียในน้ำเข้าระบบเอเอสบีอาร์ในงานวิจัยนี้ คือ การทดลองเดินระบบ โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมไนโตรเจนเข้าไปในระบบ เพื่อดูประสิทธิภาพของกระบวนการไฮโดรไลซิสของระบบว่าจะเกิดแอมโมเนียขึ้นปริมาณเท่าไร และนำค่าเฉลี่ยที่หาได้มาคำนวณเป็นปริมาณของแอมโมเนียในน้ำเข้าระบบและทำการวิเคราะห์หาค่าที่เคเอ็นในน้ำเข้าระบบเพื่ออ้างอิงว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจน รวมถึงแอมโมเนียด้วย

จากผลการศึกษาดังกล่าวข้างต้นสามารถนำมาคำนวณค่าภาระบรรทุกแอมโมเนียในน้ำเสียที่ระยะกักพักคลลศาสตร์ 72 ชม. ระบบจะมีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน เท่ากับ 0.027 กรัมแอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล.-วัน และมีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีเท่ากับ 0.33 กรัมซีโอดี/ล.-วัน จากปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการไฮโดรไลซิสสอดคล้องกับปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนียที่ไม่เป็นพิษต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (McCarty and Kugelman, 1965) จึงเลือกความเข้มข้นของแอมโมเนียดังกล่าวในการเดินระบบต่อไป

ตารางที่ 13 คุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ที่เป็นน้ำเข้าในกระบวนการ partial nitrification / Anammox

คุณภาพ	หน่วย	ค่าเฉลี่ย
ซีโอดี	มก. ซีโอดี/ล.	1,185.73
บีโอดี	มก./ล.	710
ทีเคเอ็น	มก. ไนโตรเจน/ล.	85.80
พีเอช	-	7.99
NH_4^+	มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล.	80.56
NO_2^-	มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล.	20
NO_3^-	มก. ไนเตรต - ไนโตรเจน/ล.	-
C : N ratio	-	13.82

3.2 คิดตั้งแบบจำลองระบบเอเอสบีอาร์ (ภาพที่ 15) ในงานวิจัยนี้ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ที่มีลักษณะเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ผ่านระบบยูเอเอสบีของบริษัท เสริมสุข จำกัด เริ่มจากการหาค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งมีค่า 50,000 มก./ล. ในงานวิจัยนี้ต้องการความเข้มข้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 30,000 มก./ล. (อรทัย, 2548 อ้างใน น้ำเงิน, 2549) ในปริมาตรถังปฏิกิริยา 24 ล. ทำให้ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 12 ล. ขั้นตอนการเดินระบบ คือ เติมน้ำเสีย, ทำปฏิกิริยา, ตกตะกอน และ ปล่อยน้ำใสออกจากระบบ (ตารางที่ 15) ทดสอบระบบด้วยน้ำสะอาด หลังจากนั้นเริ่มเดินระบบโดยใช้ Vanderbilt Media Solution ปรับสภาพเม็ดตะกอน เดินระบบอย่างน้อย 5 เท่าของระยะกักพักผลศาสตร์ ในงานวิจัยนี้เดินระบบโดยใช้ Vanderbilt Media Solution ต่อเนื่อง 15 วัน หลังจากนั้นเดินระบบด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้น 250, 500, 750 และ 1,000 มก.ซีโอดี/ล. ตามลำดับ ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 72 ชม. (ตารางที่ 14) เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีมากกว่าหรือเท่ากับร้อยละ 80) จึงทำการทดลองในขั้นตอนต่อไป

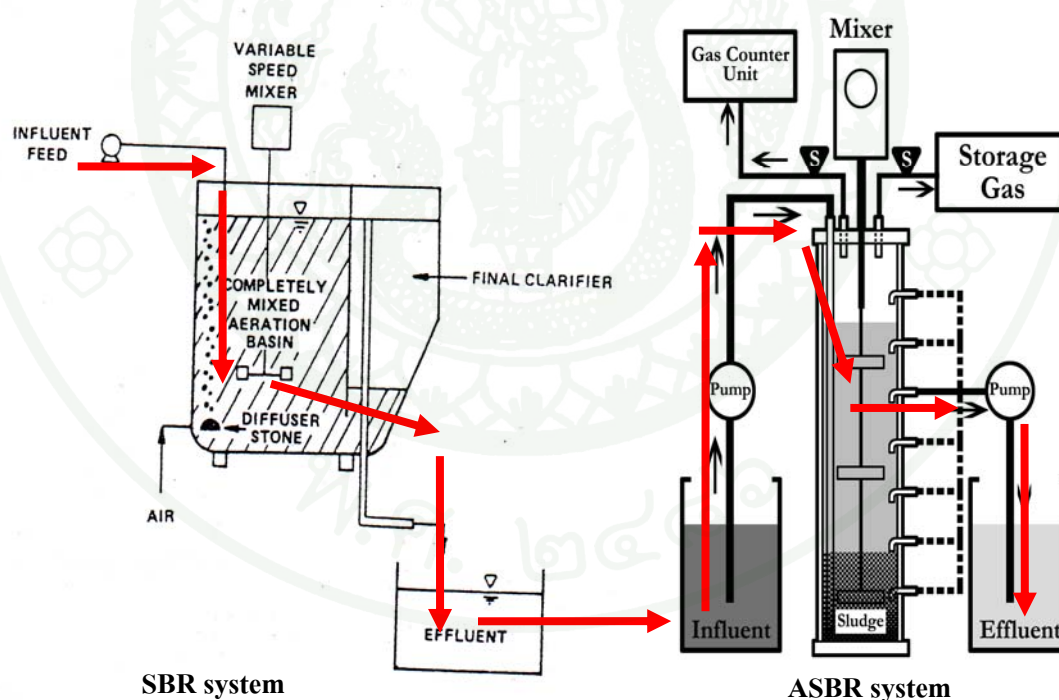
ตารางที่ 14 ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียเอเอสบีอาร์

	รายการ	ระยะเวลา	หน่วย
1	ระยะเวลากักพักผลศาสตร์	72	ชม.
2	ขนาดของถังปฏิกิริยาที่ใช้	24	ล.
3	จำนวนรอบการทำงานต่อวัน	4	รอบ
4	ระยะเวลา 1 รอบการทำงาน	6	ชม.
5	ปริมาตรน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบต่อรอบการทำงาน	2	ล.
6	ปริมาตรน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบต่อวัน	8	ล.
7	ปริมาตรน้ำทิ้งที่ระบายออกต่อรอบการทำงาน	2	ล.
8	ปริมาตรน้ำทิ้งที่ระบายออกจากระบบต่อวัน	8	ล.
10	อัตราเร็วในการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ	133.33	มล./นาที่
11	อัตราเร็วในการระบายน้ำเสียออกจากระบบ	200	มล./นาที่

ตารางที่ 15 ขั้นตอนการเดินระบบเอเอสบีอาร์ใน 1 รอบการทำงาน (360 นาที)

ขั้นตอนการเดินระบบ	ระยะเวลา (นาที)
1. Feed phase (เติมน้ำเสีย)	15
2. React phase (ช่วงทำปฏิกิริยา)	305
3. Settle phase (ตกตะกอน)	30
4. Decant phase (น้ำออกจากระบบ)	10
Total cycle duration	360

3.3 ติดตั้งระบบเอสบีอาร์ต่อกับระบบเอเอสบีอาร์ (กระบวนการ partial nitrification / Anammox) โดยน้ำเข้าของระบบเอเอสบีอาร์จะเป็นส่วนผสมระหว่างน้ำที่ออกจากระบบเอเอสบีอาร์ (ความเข้มข้นไนไตรท์ประมาณ 40 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล.) และน้ำเสียสังเคราะห์ (2,000 มก. ซีโอดี/ล.) ในอัตราส่วน 1:1 (ภาพที่ 19)



ภาพที่ 19 การไหลของน้ำเสียช่วงขณะการเดินระบบต่อเนื่องกันของ partial nitrification / Anammox

3.4 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสียโดยการวิเคราะห์ซีไอดี ทีเคเอ็น แอมโมเนีย ไนโตรที่ ฟิเอช อุณหภูมิ กรดไขมันระเหย และสภาพต่าง (ตารางที่ 16)

ตารางที่ 16 พารามิเตอร์ ความถี่ในการเก็บตัวอย่างและวิธีวิเคราะห์

พารามิเตอร์	หน่วย	ความถี่	วิธีวิเคราะห์ ⁽¹⁾
ฟิเอช	-	ทุกวัน	pH meter
อุณหภูมิ	องศาเซลเซียส	ทุกวัน	Thermometer
ซีไอดี	มก./ล.	ทุกวัน	Closed Reflux, Titration Method
กรดไขมันระเหยง่าย	มก./ล. ในรูป CH ₃ COOH	ทุกวัน	Titration Method
สภาพต่าง	มก./ล. ในรูป CaCO ₃	ทุกวัน	Titration Method
ทีเคเอ็น	มก.ไนโตรเจน/ล.	3 ครั้ง/สัปดาห์	Distillation, Titration Method
แอมโมเนีย	มก.แอมโมเนียม-ไนโตรเจน/ล.	ทุกวัน	Distillation, Titration Method
ไนโตรที่	มก.ไนโตรที่ - ไนโตรเจน/ล.	ทุกวัน	NED/Colorimetric Method
ไนเตรท	มก.ไนเตรท - ไนโตรเจน/ล.	2 ครั้ง/สัปดาห์	Cadmium Reduction

หมายเหตุ: ⁽¹⁾ อ้างอิงวิธีวิเคราะห์จาก APHA *et al.* (1998)

ปัจจัยที่ใช้ในการควบคุมระบบเอเอสบีอาร์ ช่วง partial nitrification /Anammox คือ ฟิเอช อุณหภูมิ กรดไขมันระเหยง่าย และสภาพต่าง

สภาพต่างเป็นสิ่งที่บ่งชี้ถึงกำลังบัฟเฟอร์ในระบบบำบัด เนื่องจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนจะทำให้เกิดคาร์บอนไดออกไซด์ หรือกรดคาร์บอนิกขึ้นในระบบ ซึ่งส่งผลให้ฟิเอชของระบบมีค่าลดลงได้สภาพความเป็นด่างมีความสำคัญ คือ สภาพต่างไบคาร์บอเนต เพราะจะทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์ เมื่อมีกรดไขมันระเหยเกิดขึ้นในระบบเพียงเล็กน้อย ก็ส่งผลให้ฟิเอชลดลงได้มากและรวดเร็ว ซึ่งเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกลุ่มที่สร้างมีเทน ดังนั้นในการทดลองนี้ มีการใส่โซเดียมไบคาร์บอเนต 0.75 กรัมต่อกรัมซีไอดี/ล. เพื่อรักษาสภาพต่าง และกรดไขมันระเหยง่ายในระบบ (ตารางที่ 17)

ตารางที่ 17 ปัจจัยที่เป็นค่าควบคุมระบบเอสปีอาร์ช่วง partial nitrification / Anammox

	พารามิเตอร์	หน่วย	ค่าควบคุม
1	พีเอช	-	7.8 - 8.0
2	อุณหภูมิ	องศาเซลเซียส	28 - 37
3	กรดไขมันระเหยง่าย	มก./ล. ในรูป CH_3COOH	40 – 70
4	สภาพด่าง	มก./ล. ในรูป CaCO_3	461 - 473

การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

ศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสีย โดยสถิติเชิงพรรณนา เช่น ค่าเฉลี่ย ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด-ต่ำสุด โดยเปรียบเทียบระหว่างน้ำเข้าระบบและน้ำออกจากระบบบำบัด

ตารางแผนงานวิจัย

ขั้นตอนการปฏิบัติงาน	เดือนที่ 1	เดือนที่ 2	เดือนที่ 3	เดือนที่ 4	เดือนที่ 5	เดือนที่ 6	เดือนที่ 7	เดือนที่ 8	เดือนที่ 9	เดือนที่ 10	เดือนที่ 11	เดือนที่ 12
การตรวจสอบเอกสารและเขียนโครงร่างวิทยานิพนธ์	↔											
ช่วงที่ 1												
- ปรับตะกอนจุลินทรีย์												
- หาค่าอิมิตัวออกซิเจนของน้ำเสียสังเคราะห์												
- เดินระบบเอสปีอาร์ถึงช่วงสภาวะคงที่ และ ลดระยะกักพักชลศาสตร์												
จนถึง 6 ชม.												
ช่วงที่ 2												
- หาคความเข้มข้นของแอมโมเนียที่เหมาะสมต่อกระบวนการ partial												
nitrification												
ช่วงที่ 3												
- ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบร่วมระหว่าง												
กระบวนการ partial nitritation และ กระบวนการ Anammox												
วิเคราะห์ข้อมูล												
สรุปและรายงานผลการทดลอง												

สถานที่และระยะเวลาทำการวิจัย

ห้องปฏิบัติการเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ฝ่ายสิ่งแวดล้อม นิเวศวิทยาและพลังงาน สถาบัน
วิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย ระยะเวลาการทำการวิจัยประมาณ 1 ปี

ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ได้องค์ความรู้ใหม่ในการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีแบบ CANON ในการบำบัดน้ำเสียที่มี
แอมโมเนียไนโตรเจนสูง
2. ได้ทราบถึงประสิทธิภาพการทำงานร่วมกันของกระบวนการ partial nitrification และ
กระบวนการAnammox

แหล่งทุนสนับสนุน

ทุนสนับสนุนคุณภาพงานวิจัย บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

ทุนสนับสนุนการนำเสนอผลงานวิจัยแบบปากเปล่า ในการประชุมวิชาการระดับนานาชาติ

โครงการการสร้างภาคีในการผลิตบัณฑิตระดับปริญญาโท – เอก ระหว่างสถาบันวิจัย
วิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย และสถาบันการศึกษา (มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์)

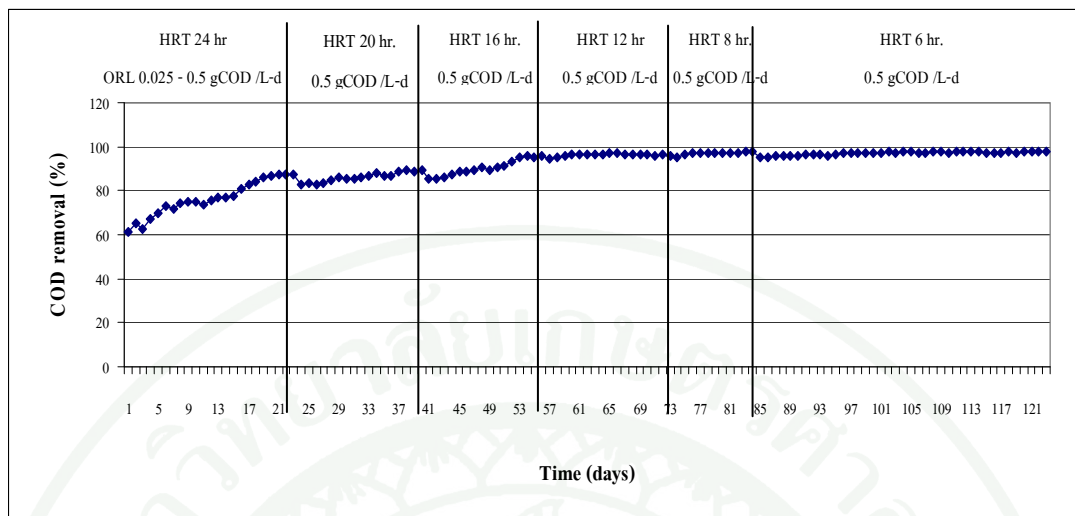
ผลและวิจารณ์

การศึกษาในครั้งนี้เป็นการทดลองเพื่อหาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสีย โดยขั้นตอนจะเริ่มจากการเตรียมการติดตั้งระบบ การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ การผลิตไนไตรท์ ด้วยกระบวนการ partial nitrification ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ และการศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดไนโตรเจน ในไนไตรท์ และซีโอดี ของการทำงานร่วมกันของกระบวนการ partial nitrification และกระบวนการ Anammox ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ และเอสปีอาร์ตามลำดับ โดยจะรายงานผลการทดลองในขั้นกระบวนการ partial nitrification ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์โดยวิธีการจำกัดออกซิเจน และประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน ในไนไตรท์ และซีโอดีของกระบวนการ partial nitrification / Anammox

1. ประสิทธิภาพของระบบเอสปีอาร์ ช่วงการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

หลังจากเดินเครื่องเติมอากาศต่อเนื่อง 24 ชม. เป็นเวลา 3 วัน แล้วจึงทำการเริ่มป้อนน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีน้ำเข้าประมาณ 50 มก.ซีโอดี/ล. ค่อยๆ เพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์วันละ 50 มก. ซีโอดี/ล. จนถึง 1,000 มก. ซีโอดี/ล. (โดยปกติ น้ำเสียชุมชนจะอยู่ในช่วง 250 - 1,000 มก. ซีโอดี/ล., ค่าไนโตรเจนทั้งหมด 20 – 85 มก. ในไนโตรเจน/ล.) ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ที่ 24 ชม. แล้วค่อยๆ ลดระยะกักพักชลศาสตร์เป็น 20, 16, 12, 8 และ 6 ชม. ตามลำดับ พบว่า ในช่วงแรกของการลดระยะ กักพักชลศาสตร์ค่าซีโอดีในน้ำออกจะมีค่าสูงขึ้น และค่อยๆ เข้าสู่สภาวะคงที่ เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้วจึงทำการลดระยะกักพักชลศาสตร์ลง

ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีในช่วงการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีตลอดการทดลองเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 61 จนถึงร้อยละ 98 ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ที่ 24 ชม. ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเพิ่มจากร้อยละ 61 ถึงร้อยละ 87 เนื่องจากเป็นช่วงแรกของการเดินระบบ และ มีการเพิ่มความเข้มข้นซีโอดีน้ำเข้าวันละ 50 มก. ซีโอดี/ล. จนถึง 1,000 มก. ซีโอดี/ล. ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ที่ 12 , 8 และ 6 ชม. ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีมากกว่าร้อยละ 90 (ภาพที่ 20) ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีมากกว่าร้อยละ 80 ตลอดการทำการทดลอง แสดงว่าระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้คืออาจจะมีบางช่วงที่ประสิทธิภาพลดลงเนื่องจากการลดระยะกักพักชลศาสตร์นั้นหมายถึง ภาระบรรทุกซีโอดีของระบบเพิ่มขึ้นด้วย อย่างไรก็ตามระบบยังคงมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีไม่น้อยกว่าร้อยละ 80 หลังจากจากระบบมีสภาวะการบำบัดคงที่

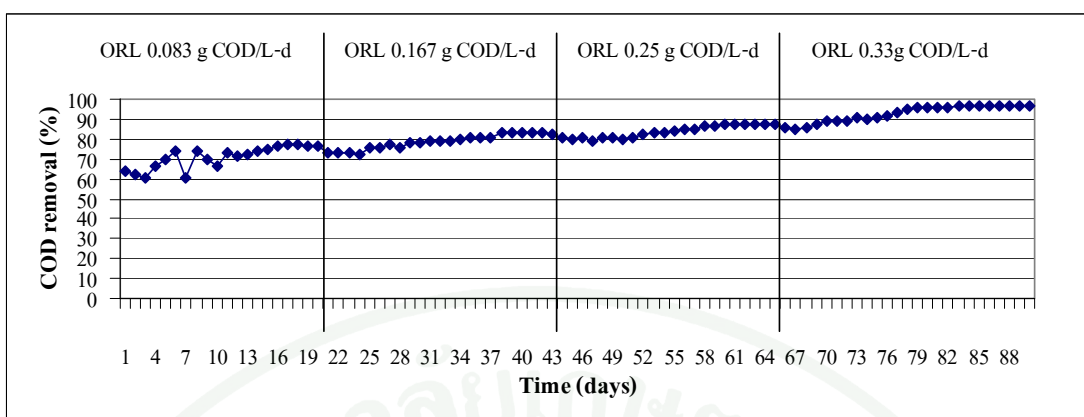


ภาพที่ 20 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบเอสปีอาร์ ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีในช่วงการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ มีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีใกล้เคียงกับ Wang *et al.* (2007) ได้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงกลั่นเบียร์โดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 6 ชม. พบว่า บำบัดชีโอดีได้ร้อยละ 88.7, Maranon *et al.* (2008) ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียจากการผลิตโค้กในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ พบว่า บำบัดชีโอดีได้ร้อยละ 85 และ Shengquan (2008) ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตผลิตภัณฑ์จากสัตว์น้ำ โดยระบบเอสปีอาร์ ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส และระยะกักพักชลศาสตร์ 6 ชม. พบว่า บำบัดชีโอดีได้ร้อยละ 95

2. ผลการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ (acclimatization) ของระบบเอสปีอาร์

หลังจากใช้ Vanderbilt Media Solution เลี้ยงและปรับสภาพเมล็ดตะกอน และเดินระบบอย่างน้อย 15 วัน แล้วจึงเริ่มป้อนน้ำเสียที่มีค่าชีโอดีน้ำเข้า 250, 500, 750 และ 1,000 มก. ชีโอดี/ล. (การบรรทุกสารอินทรีย์ 0.083, 0.167, 0.25 และ 0.33 กรัมชีโอดี/ล.-วัน) ตามลำดับ

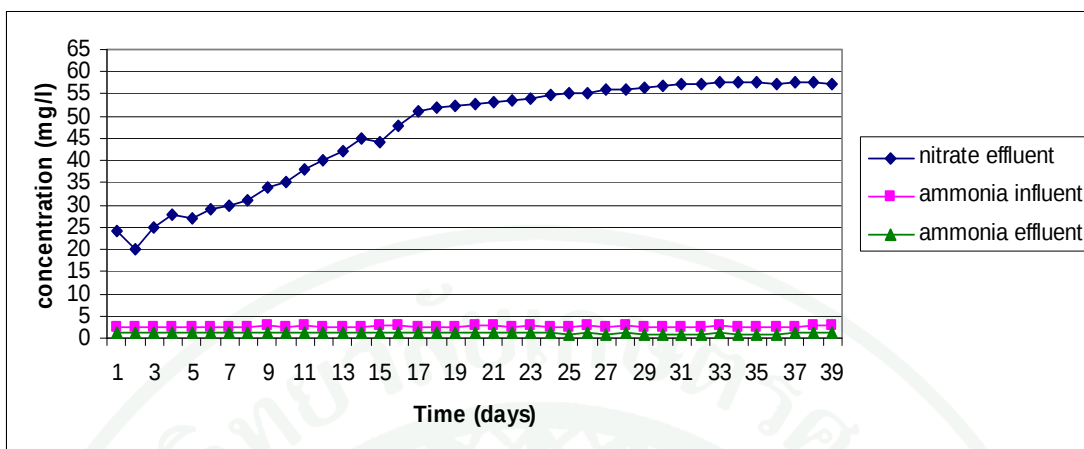


ภาพที่ 21 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบเอสบีอาร์ ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีในช่วงการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีตลอดการทดลองเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 70 จนถึงร้อยละ 93 เนื่องจากที่ความเข้มข้นของชีโอดีเฉลี่ย 250 มก. ชีโอดี/ล. มีประสิทธิภาพต่ำ เนื่องจากเป็นช่วงแรกของการเดินระบบ และที่ความเข้มข้นชีโอดีเฉลี่ย 1,000 มก. ชีโอดี/ล. มีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีมากกว่าร้อยละ 90

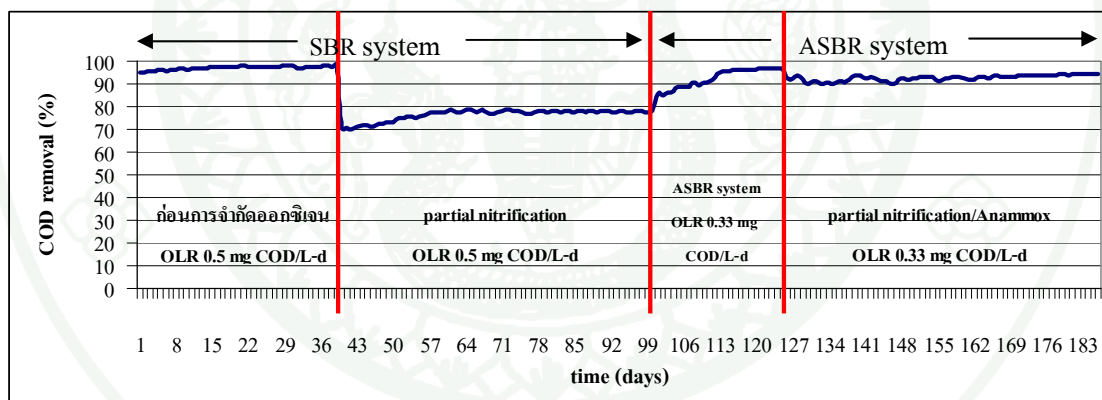
3. การเปลี่ยนรูปไนโตรเจนในระบบเอสบีอาร์ก่อนการกำจัดออกซิเจน

การเติมอากาศอย่างต่อเนื่องส่งผลให้เกิดกระบวนการ nitrification ขึ้นในระบบทำให้น้ำออกจากระบบมีแอมโมเนียถูกออกซิไดซ์กลายเป็นไนเตรทเป็นส่วนใหญ่ ใน 4 สัปดาห์แรกน้ำออกจากระบบมีความเข้มข้นไนเตรทเฉลี่ย 33.75 มก. ไนเตรท - ไนโตรเจน/ล. เมื่อเข้าสู่สภาวะคงที่ ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำออกเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วง 53.1 – 57.5 มก. ไนเตรท - ไนโตรเจน/ล. (ภาพที่ 22) ซึ่งเพิ่มขึ้นจากความเข้มข้นไนเตรทในน้ำเข้าของระบบ จึงอาจกล่าวได้ว่าระบบมีการผลิตไนเตรทขึ้นจากกระบวนการ nitrification ผลผลิตสุดท้ายที่ได้เป็นไนเตรทเนื่องจากในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศจะเกิดเพียงกระบวนการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนไตรท์และไนเตรทเท่านั้น ยังไม่ได้มีการบำบัดไนโตรเจนจนกลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งจะต้องเกิดในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ



ภาพที่ 22 ความเข้มข้นไนเตรทในน้ำออกจากระบบ ช่วงก่อนการจำกัดออกซิเจน

4. ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีตลอดการทดลอง



ภาพที่ 23 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบบำบัดเอสปีอาร์ก่อนการจำกัดไนโตรเจน, ช่วง partial nitrification, ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบบำบัดเอสปีอาร์ และ ช่วง partial nitrification / Anammox

ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ที่ 6 ชม. หลังจากการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ และระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ก่อนการจำกัดออกซิเจน ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 97 โดยความเข้มข้นชีโอดีในน้ำเข้าระบบเฉลี่ยเท่ากับ 1057 มก. ชีโอดี/ล. และในน้ำออกมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ

31 มก. ซีไอดี/ล. โดยความเข้มข้นซีไอดีน้ำเข้า และน้ำออกคงที่ ทำให้ประสิทธิภาพของระบบค่อนข้างคงที่ เนื่องจากระบบอยู่ในช่วงของสภาวะคงที่

จากผลการศึกษาระบบเอสปีอาร์ก่อนการกำจัดออกซิเจนที่กล่าวมานี้ พบว่า ผลการศึกษาระบบเอสปีอาร์ใกล้เคียงกับ Wang *et.al* (2007) ที่ทำการศึกษาเรื่องการบำบัดน้ำเสียจากโรงกลั่นเปียร์โดยตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์หลังจากเดินระบบเป็นเวลา 9 สัปดาห์ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 6 ซม. พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีไอดีร้อยละ 88.7 ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียร้อยละ 88.9

ผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นซีไอดีช่วง partial nitrification น้ำเข้าระบบมีค่าเฉลี่ย 1090 มก. ซีไอดี/ล. และในน้ำออกมีค่าเฉลี่ย 257 มก. ซีไอดี/ล. ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีของระบบเอสปีอาร์ในช่วง partial nitrification พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีตลอดการทดลองเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 70 จนถึงร้อยละ 78 มีประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีน้อยกว่าช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ (ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 6 ซม.) แสดงให้เห็นว่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำมีผลต่อการบำบัดซีไอดีของระบบ เนื่องจากการทดลองนี้ต้องการใช้ระบบเป็นส่วนผลิตไนโตรที่ให้กับกระบวนการ Anammox ดังนั้น การลดลงของประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีจึงไม่ส่งผลกระทบต่อผลการทดลองมากนัก

ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีของระบบเอสปีอาร์ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 ซม. ความเข้มข้นซีไอดีเฉลี่ย 1,000 มก. ซีไอดี/ล. มีประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีมากกว่าร้อยละ 90

ประสิทธิภาพในการบำบัดซีไอดีในช่วงของกระบวนการ partial nitrification / Anammox ซึ่งนอกจากพิจารณาประสิทธิภาพแล้วยังใช้ค่าซีไอดีในการควบคุมระบบด้วย ผลการทดลองที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 ซม. มีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี เท่ากับ 0.33 กรัมซีไอดี / ล.-วัน ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีมากกว่าร้อยละ 90 และสูงสุดถึงร้อยละ 94.49 ทั้งนี้เนื่องจากจุลินทรีย์ได้มีการปรับตัวเข้ากับน้ำเสียสังเคราะห์ได้แล้ว และนอกจากนี้อาจกล่าวได้ว่าความเข้มข้นไนโตรที่ให้มีปริมาณเหมาะสม (20 มก. ในไนโตร - ไนโตรเจน/ล.) ไม่รบกวน หรือทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีด้อยลง

5. ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน ไนไตรท์ไนเตรท และทีเคเอ็นของระบบ เอสบีอาร์ ก่อนการจำกัดออกซิเจน และช่วง partial nitrification

หลังจากระบบเอสบีอาร์เข้าสู่สภาวะคงที่แล้วที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 6 ชม. จึงทำการศึกษา ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบ เพื่อนำผลที่ได้ไปใช้ในการประเมิน และควบคุมระบบในขั้นตอนต่อไป

ผลการศึกษา พบว่า ในน้ำเข้าระบบมีความเข้มข้นของแอมโมเนียในระบบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.55 ± 0.11 มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. และในน้ำออกมีความเข้มข้นของแอมโมเนียเฉลี่ยเท่ากับ 1.08 มก.แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. โดยแนวโน้มของค่าความเข้มข้นแอมโมเนียในน้ำมีค่าลดลง แสดงถึงประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของระบบเพิ่มขึ้นด้วย ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบการบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ช่วงก่อนการจำกัดออกซิเจน พบว่า ประสิทธิภาพการแอมโมเนียตลอดการทดลองเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 50 จนถึงร้อยละ 61 ซึ่งมีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียคงที่เมื่อเดินระบบเป็นเวลา 25 วัน หลังจากทีระบบมีสภาวะการบำบัดคงที่แล้วจึงทำการศึกษาในขั้นต่อไป

การศึกษาประสิทธิภาพของการผลิตไนไตรท์ (ความเข้มข้นไนไตรท์ในน้ำออกจากระบบ) พบว่า ในช่วงแรกของการเดินระบบโดยการจำกัดออกซิเจน ระบบมีความสามารถในการผลิตไนไตรท์ไม่เพียงพอกับความต้องการของกระบวนการ Anammox จึงได้ดำเนินการเดินระบบต่อจนได้ความเข้มข้นไนไตรท์ตามที่กำหนด (40 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล.) และมีค่าคงที่ก่อนทำการต่อระบบทั้งสองเข้าด้วยกัน ระบบจึงมีการผลิตไนไตรท์ได้คงที่หลังจากเดินระบบแบบจำกัดออกซิเจนเป็นเวลา 3 สัปดาห์ ความเข้มข้นไนไตรท์ในน้ำออกมีค่าเฉลี่ย 40 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล. ซึ่งเพียงพอต่อการป้อนน้ำเข้าให้กับระบบเอสบีอาร์ในช่วง partial nitrification / Anammox

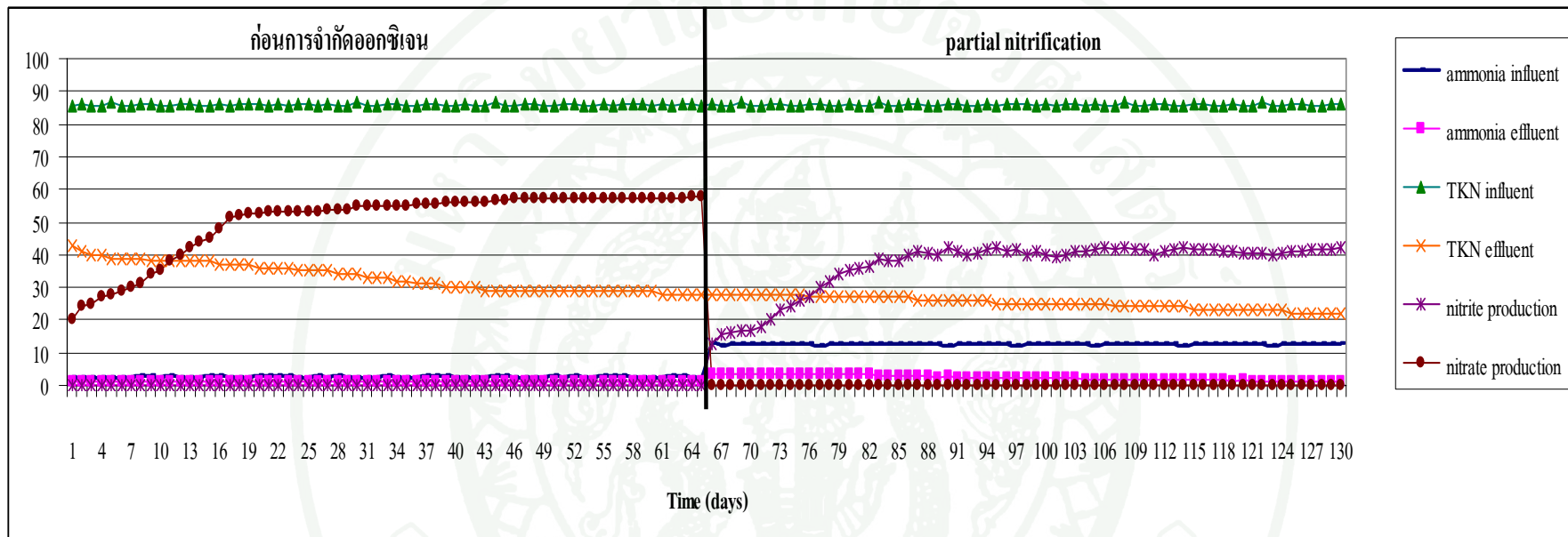
ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนในช่วง partial nitrification น้ำเสียสังเคราะห์ ที่ใช้มีการเติมแอมโมเนียมคลอไรด์ในน้ำเข้าเฉลี่ย 29.7 มก./ล. เพื่อให้เพียงพอต่อการผลิตไนไตรท์ที่มีความเข้มข้นเฉลี่ย 40 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล. (จึงต้องใช้ความเข้มข้นของโมเนียมีค่าเฉลี่ย 10 มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. โดยการคำนวณจากสมการปฏิกิริยาของกระบวนการ partial nitrification) จากการศึกษา พบว่า ปริมาณแอมโมเนียในน้ำเข้ามีค่าใกล้เคียงกัน เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยในครั้งนี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการควบคุมส่วนผสมต่างๆ ให้มีความคงที่ และมีค่าใกล้เคียงกันมากที่สุด โดยความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำเข้ามีค่าเฉลี่ย 12.55 มก. แอมโมเนียม

- ไนโตรเจน/ล. และในน้ำออกเฉลี่ยเท่ากับ 2.37 มก.แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. หลังจากทีระบบมีสภาวะการบำบัดคงที่แล้วจึงทำการศึกษาในขั้นต่อไป

หลังจาก 4 สัปดาห์พบว่าน้ำออกจากระบบมีความเข้มข้นแอมโมเนียลดลง และเริ่มคงที่เกิดจากระบบเข้าสู่สภาวะจำกัออกซิเจน และมีการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียเป็นไนไตรท์ ซึ่งสอดคล้องกับความเข้มข้นไนไตรท์ในน้ำออกที่มีค่าเพิ่มขึ้น

ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบการบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ในช่วงการจำกัออกซิเจน พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียตลอดการทดลองเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 70 จนถึงร้อยละ 90 มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียคงที่เมื่อเดินระบบเป็นเวลา 25 วัน หลังจากทีระบบมีสภาวะการบำบัดคงที่แล้วจึงทำการศึกษาในขั้นต่อไป

ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนช่วง partial nitrification มีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ Yan and Hu (2009) ได้ทำการศึกษาระบวนการ partial nitrification ในการบำบัดน้ำเสียอินทรีย์ที่มีแอมโมเนียสูง พบว่า ไม่มีไนเตรทเกิดขึ้นในช่วงของการทดลอง ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 84.2 และใช้เวลาในการเข้าสู่สภาวะคงที่เท่ากับการศึกษาของ Mosquera - Corral *et al.* (2005) ได้ศึกษากระบวนการ partial nitrification ในถังปฏิกรณ์ SHARON (single reactor system for high activity ammonia removal over nitrite) พบว่า ใช้เวลา 1 เดือน กระบวนการเข้าสู่สภาวะคงที่ และร้อยละ 60 แอมโมเนียถูกออกซิไดซ์เป็นไนไตรท์ รวมถึงมีการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนใกล้เคียงกับการใช้ควบคุมการเกิดกระบวนการ partial nitrification โดยวิธีการอื่น ดังเช่น Blackburne, Yuan และ Keller (2008) ได้ใช้กระบวนการ partial nitrification โดยการควบคุมช่วงของการเติมอากาศ เพื่อเตรียมน้ำเสียสำหรับกระบวนการ Denitrification ในการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชน (ทีเคเอ็น 43 มก. ไนโตรเจน/ล.) พบว่า มีกระบวนการ nitrification มากกว่าร้อยละ 80



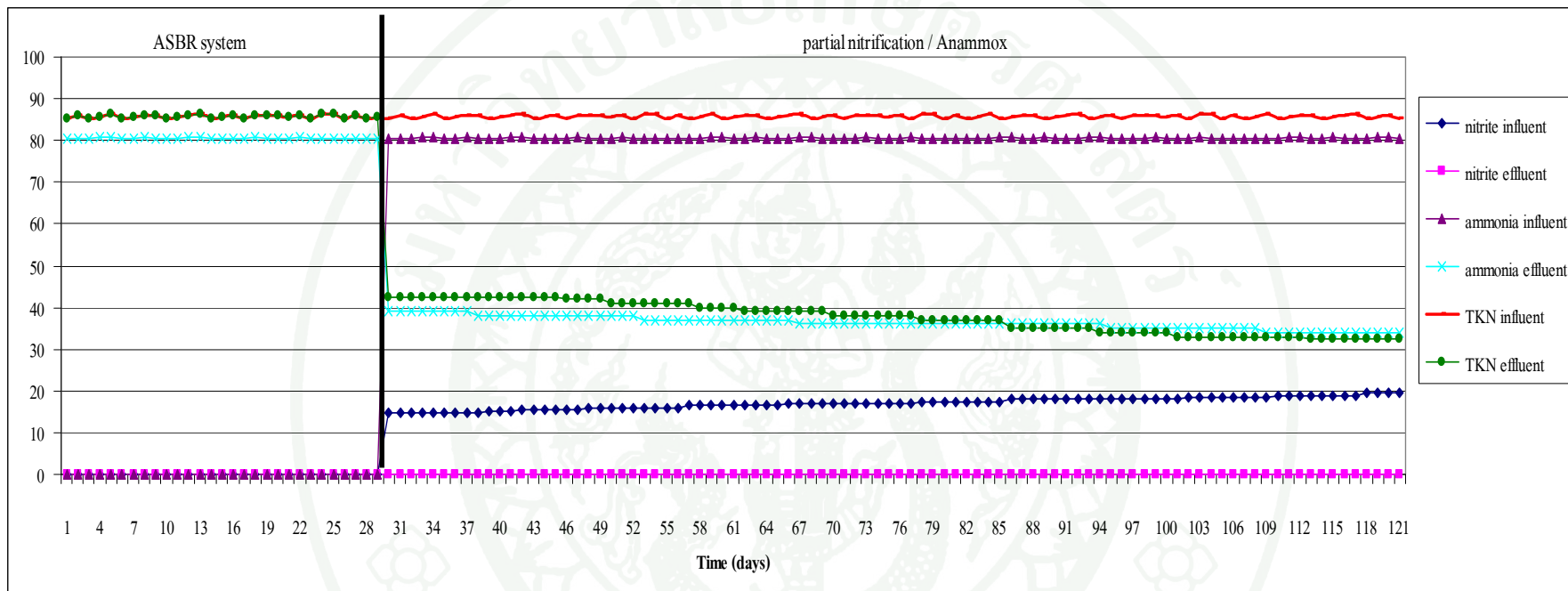
ภาพที่ 24 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน ในไนโตรท์ ไนเตรท และทีเคเอ็นของระบบเอสปีอาร์ ก่อนการจำกัดออกซิเจน และช่วง partial nitrification

6. ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน, ไนไตรท์ และทีเคเอ็นของระบบเอเอสบีอาร์ และช่วงกระบวนการ partial nitrification / Anammox

ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 ชม. หรือที่ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนียเท่ากับ 0.027 กรัมแอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล.-วัน ความเข้มข้นแอมโมเนียในน้ำเข้าเฉลี่ย 80.56 มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. และในน้ำออกเฉลี่ยเท่ากับ 33.86 มก. แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล. ระบบสามารถเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนไตรท์ได้สูงสุดที่ร้อยละ 64 และมีค่าเฉลี่ยที่ร้อยละ 58 สอดคล้องกับ Christian *et al.* (2002) ได้ศึกษาเกี่ยวกับการบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียสังเคราะห์เข้มข้นโดยกระบวนการไนตริฟิเคชันบางส่วนต่อเข้ากับกระบวนการ anaerobic ammonium oxidation ผลการทดลอง พบว่า แอมโมเนียสามารถเปลี่ยนเป็นไนไตรท์ได้ร้อยละ 58 และการเกิดปฏิกิริยา anaerobic ammonium oxidation ในระบบเอเอสบีอาร์ด้วยอัตราการรับภาระบรรทุกไนโตรเจน 2.4 กก. ไนโตรเจน/ล.-วัน สามารถบำบัดไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 90

การวิเคราะห์และรายงานผลการวิเคราะห์ทีเคเอ็นนั้นจะรายงานผลเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่คือ มีประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกันและเริ่มคงที่ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 ชม. ทีเคเอ็นน้ำเข้าระบบอยู่ในช่วง 85.34 – 86.45 มก. ไนโตรเจน/ล. และน้ำออกจากระบบอยู่ในช่วง 32.51 – 42.32 มก. ไนโตรเจน/ล. ประสิทธิภาพในการบำบัดทีเคเอ็นสูงสุดอยู่ที่ร้อยละ 62 และมีค่าเฉลี่ยที่ร้อยละ 59

ประสิทธิภาพการบำบัดไนไตรท์ของกระบวนการ partial nitrification / Anammox สูงสุดเท่ากับร้อยละ 99.84 โดยความเข้มข้นไนไตรท์ในน้ำเข้าระบบอยู่ในช่วง 19.5 – 21 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล. และในน้ำออกจากระบบอยู่ในช่วง 0.01 – 0.18 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล. จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าระบบสามารถใช้ไนไตรท์ได้ทั้งหมด โดยระบบสามารถบำบัดหรือใช้ไนไตรท์ได้มากกว่าเฉลี่ยร้อยละ 99 และจากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ระบบยังสามารถบำบัดสารอินทรีย์ (ซีโอดีและไนโตรเจน) ได้นั้นแสดงว่า ปริมาณของไนไตรท์ดังกล่าวไม่รบกวนการบำบัดหรือทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดด้อยลงแต่อย่างไร และตลอดการทดลองของระบบเอเอสบีอาร์ไม่มีไนเตรทเกิดขึ้นในระบบ



ภาพที่ 25 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน ไนไตรท์ และทีเคเอ็นของระบบเอเอสบีอาร์ และช่วงกระบวนการ partial nitrification / Anammox

สมดุลมวลของไนโตรเจนในระบบ (mass balance of nitrogen)

เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นระบบปิด ดังนั้นมวลของไนโตรเจนในน้ำเข้าระบบและออกจากระบบจึงควรมีค่าที่เท่ากัน โดยในกระบวนการบำบัดที่แบคทีเรียจะออกซิไดซ์แอมโมเนียมเกิดเป็นก๊าซไนโตรเจนเป็นไปตามสมการ (Bo and Tague, 2002) ดังนี้



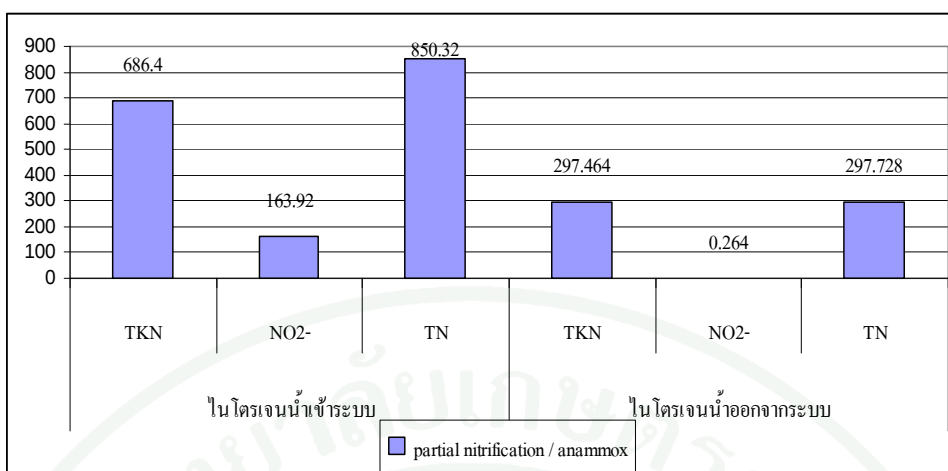
จึงสามารถหาสมดุลมวลของไนโตรเจนได้ดังนี้

$$\begin{aligned} \text{ไนโตรเจนน้ำเข้าระบบ} &= \text{ไนโตรเจนน้ำออกจากระบบ} \\ \text{TKN} + \text{NO}_2^- &= \text{TKN} + \text{NO}_2^- + \text{N}_2(\text{g}) + \text{N}_{(\text{bact})} \end{aligned}$$

ไนโตรเจนของน้ำเข้าระบบเป็นไนโตรเจนรวมระหว่างแอมโมเนียไนโตรเจนและไนไตรท์ที่เข้าทำปฏิกิริยาการวิเคราะห์โดยค่าที่เคเอ็นมีความหมายรวมถึงแอมโมเนียไนโตรเจนในระบบด้วย จึงใช้ค่าที่เคเอ็นเพื่อเป็นการสื่อถึงค่าของไนโตรเจนทั้งหมดในระบบ ดังนั้นในการหาค่าสมดุลมวลไนโตรเจนและไนโตรเจนน้ำที่ออกจากระบบจึงเป็นการหาค่าที่เคเอ็นและไนไตรท์ที่ลดลงนอกจากนี้ยังมีในส่วนของไนโตรเจนที่แบคทีเรียนำไปสร้างเซลล์ และส่วนที่เป็นก๊าซไนโตรเจนตามสมการ โดยการหาค่าของไนโตรเจนของระบบบำบัดที่ได้ไม่ยากนักก็คือ การหาค่าก๊าซไนโตรเจน และไนโตรเจนที่แบคทีเรียนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ซึ่งค่าไนโตรเจนทั้งสองส่วนนั้นอาจกล่าวได้ว่าเป็นค่าของไนโตรเจนที่เกิดจากการบำบัดของระบบโดยผลสมดุลมวลไนโตรเจน

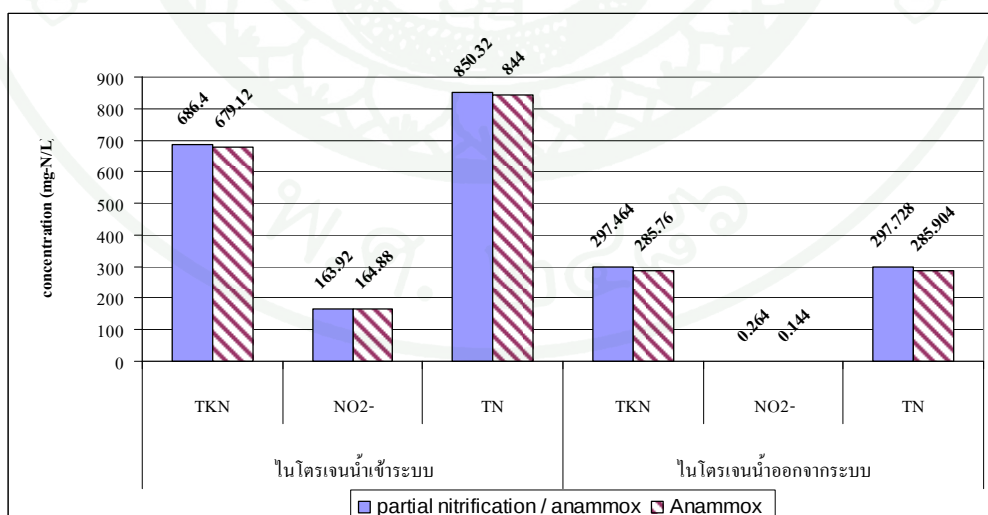
สมดุลมวลของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ

ความเข้มข้นไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเข้าระบบเท่ากับ 850.32 มก. ไนโตรเจน/วัน โดยแบ่งเป็นทีเคเอ็นเท่ากับ 686.4 มก. ไนโตรเจน/วัน และความเข้มข้นไนไตรท์ 163.92 มก. ไนโตรเจน/วัน และในน้ำออกความเข้มข้นไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเข้าระบบเท่ากับ 297.73 มก. ไนโตรเจน/วัน โดยแบ่งเป็นทีเคเอ็นเท่ากับ 297.46 มก. ไนโตรเจน/วัน และความเข้มข้นไนไตรท์ 0.264 มก. ไนโตรเจน/วัน ไนโตรเจนที่หายไปเนื่องจากการบำบัดของระบบเท่ากับ 552.59 มก. ไนโตรเจน/วัน (ภาพที่ 26)



ภาพที่ 26 สมดุลมวลของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ

จากตารางข้างต้นแสดงให้เห็นความสามารถของระบบบำบัดที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ จากไนโตรเจนทั้งหมด (TN) ของน้ำเข้าระบบที่รวมสารประกอบไนโตรเจนในรูปแบบต่างๆ ซึ่งส่วนใหญ่อยู่ในรูปของ สารอินทรีย์ไนโตรเจน และปริมาณไนโตรเจนที่เติมลงไปในน้ำเสียสังเคราะห์ เปลี่ยนรูปไปเป็นแอมโมเนียไนโตรเจนที่เกิดจากระบวนการไฮโดรไลซิสละลายอยู่ในน้ำออกจากระบบ ดังนั้นไนโตรเจนที่ระบบสามารถบำบัดได้จริง ได้แก่ ก๊าซไนโตรเจนที่เกิดจากระบวนการแอนนาโมก และไนโตรเจนที่จุลินทรีย์ในระบบนำไปใช้ในการสร้างเซลล์



ภาพที่ 27 สมดุลมวลของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ ของกระบวนการ Anammox และกระบวนการ partial nitrification / anammox

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนของกระบวนการ Anammox โดยการเติมโซเดียมไนไตรท์ (NaNO_2) และกระบวนการ partial nitrification / anammox

จากการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนโดยกระบวนการ Anammox (เติม NaNO_2) กับกระบวนการ partial nitrification พบว่าไนโตรเจนที่หายไปจากการบำบัดของระบบมีค่าใกล้เคียงกัน คือ 558 และ 552.856 ตามลำดับ ซึ่งพบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน (ภาพที่ 27)

น้ำเงิน (2549) ได้ทำการศึกษาอัตราส่วนของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อไนไตรท์ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนของระบบที่ระยะกักพักระยะเวลา 72 48 และ 24 ชม. ตามลำดับ พบว่า ที่ระยะกักพักระยะเวลา 24 ชม. มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมากที่สุด เนื่องจากอัตราส่วนแอมโมเนียไนโตรเจนต่อไนไตรท์น้อยที่สุด หรือ อาจกล่าวได้ว่าการเพิ่มความเข้มข้นของไนไตรท์ให้ใกล้เคียงกับความเข้มข้นของแอมโมเนียทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดดีขึ้น จากผลการทดลองดังกล่าวอาจกล่าวได้ว่าอัตราส่วนแอมโมเนียไนโตรเจนต่อไนไตรท์ที่แตกต่างกันทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดแตกต่างกันด้วย ในงานวิจัยนี้ได้ทำการทดลองเดินระบบเอเอสบีอาร์ด้วยกระบวนการ Anammox โดยการเติมโซเดียมไนไตรท์ (NaNO_2) ความเข้มข้น 100 มก./ล. (20 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล.) พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเสียได้ใกล้เคียงกับการทดลองโดยกระบวนการ partial nitrification / anammox เนื่องจากมีอัตราส่วนระหว่างแอมโมเนีย และไนไตรท์ใกล้เคียงกัน คือ กระบวนการ Anammox โดยการเติมโซเดียมไนไตรท์ (NaNO_2) มีอัตราส่วนเท่ากับ 3.91 และ กระบวนการ partial nitrification / anammox มีอัตราส่วนเท่ากับ 3.93 (ตารางที่ 18)

ตารางที่ 18 อัตราส่วนของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อไนไตรท์ ของกระบวนการ Anammox (เติม NaNO_2) และกระบวนการ partial nitrification / anammox

กระบวนการ	แอมโมเนียเข้าระบบ	ไนไตรท์	อัตราส่วน
Anammox (เติม NaNO_2)	80.60	20.60	3.91
partial nitrification / anammox	80.56	20.49	3.93

ในงานวิจัยนี้ได้ทำการทดลองเดินระบบเอเอสบีอาร์ด้วยกระบวนการ Anammox โดยการเติมโซเดียมไนไตรท์ (NaNO_2) ความเข้มข้น 100 มก./ล. (20 มก. ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล.) ความเข้มข้นซีโอดี 1,080 มก. ซีโอดี/ล. พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด

ในน้ำเสียได้ใกล้เคียงกับการทดลองโดยกระบวนการ partial nitrification / anammox ความเข้มข้นซีโอดี 1,185.73 มก. ซีโอดี/ล. เนื่องจากมีอัตราส่วนระหว่างสารอินทรีย์คาร์บอน และไนโตรเจนใกล้เคียงกัน คือกระบวนการ Anammox โดยการเติมโซเดียมไนไตรท์ (NaNO_2) มีอัตราส่วนเท่ากับ 52.43 และกระบวนการ partial nitrification / anammox มีอัตราส่วนเท่ากับ 57.87 (ตารางที่ 19)

ตารางที่ 19 อัตราส่วนของสารอินทรีย์คาร์บอนต่อไนโตรเจนของกระบวนการ Anammox (เติม NaNO_2) และกระบวนการ partial nitrification / anammox

กระบวนการ	ซีโอดีน้ำเข้าระบบ	ไนโตรเจน	อัตราส่วน
Anammox (เติม NaNO_2)	1,080	20.60	52.43
partial nitrification / anammox	1,185.73	20.49	57.87

สรุปและข้อเสนอแนะ

สรุป

1. สรุปผลการศึกษาในขั้นการเตรียมก่อนการทดลอง

ระบบเอสปีอาร์มีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีตลอดการทดลองเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 61 จนถึงร้อยละ 98 ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ที่ 24 ชม. ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีเพิ่มจากร้อยละ 61 ถึงร้อยละ 87 และที่ระยะกักพักชลศาสตร์ที่ 12 8 และ 6 ชม. ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีมากกว่าร้อยละ 90

ระบบเอสปีอาร์มีความสามารถในการบำบัดชีโอดีสูงกว่าร้อยละ 80 ในช่วงการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ ระบบมีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนียเท่ากับ 0.027 กรัมแอมโมเนียไนโตรเจน/ล.-วัน และมีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์ในรูปชีโอดี เท่ากับ 0.33 กรัมชีโอดี/ล.-วัน มีประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90 และประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 50 ผลการศึกษาแสดงให้เห็นถึงศักยภาพของระบบเอสปีอาร์มีความเป็นไปได้ในการบำบัดชีโอดีควบคู่ไปกับการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียได้

2. สรุปผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ

ใน 4 สัปดาห์แรกของการเดินระบบเอสปีอาร์ก่อนการจำกัดออกซิเจนน้ำออกจากระบบเอสปีอาร์มีความเข้มข้นไนเตรทเฉลี่ย 33.75 มก. ไนเตรท - ไนโตรเจน/ล. (จากผลการทดลองพบว่า ไม่พบไนเตรทในน้ำเข้าระบบ) เมื่อเข้าสู่สภาวะคงที่ ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำออกเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วง 53.1 – 57.5 มก. ไนเตรท - ไนโตรเจน/ล. แสดงให้เห็นว่าเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นในระบบ เนื่องจากการเติมอากาศอย่างเพียงพอทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจนส่วนใหญ่ให้อยู่ในรูปของไนเตรท จากผลการศึกษา พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียตลอดการทดลองช่วงก่อนการจำกัดออกซิเจนเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 50 จนถึงร้อยละ 61

ระบบเอสปีอาร์มีความสามารถในการผลิตไนไตรท์คงที่หลังจากเดินระบบแบบจำกัดออกซิเจนเป็นเวลา 3 สัปดาห์ ความเข้มข้นไนไตรท์ในน้ำออกมีค่าประมาณ 36.36 มก. ไนไตรท์ -

ไนโตรเจน/ล. ซึ่งเพียงพอต่อการป้อนน้ำเข้าให้กับระบบเอเอสปีอาร์ในช่วง partial nitrification / Anammox ในขั้นตอนต่อไป ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบเอเอสปีอาร์ในช่วงการจำกัดออกซิเจนตลอดการทดลองเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 70 จนถึงร้อยละ 78 ซึ่งมีประสิทธิภาพต่ำกว่าในช่วงก่อนการจำกัดออกซิเจน แสดงให้เห็นว่า ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำมีผลต่อการบำบัดชีโอดีของระบบ แต่เนื่องจากในการทดลองนี้ต้องการใช้ระบบเป็นส่วนผลิตไนไตรท์ให้กับกระบวนการ Anammox ในแบบจำลองของระบบเอเอสปีอาร์ ดังนั้นการลดลงของประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีจึงไม่ส่งผลกระทบต่อผลการทดลองมากนัก

ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบเอเอสปีอาร์ในช่วงจำกัดออกซิเจนพบว่าประสิทธิภาพการแอมโมเนียตลอดการเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 70 จนถึงร้อยละ 90

ประสิทธิภาพในการบำบัดทีเคเอน์ของระบบเอเอสปีอาร์ (partial nitrification/Anammox) พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 50 ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีของระบบเอเอสปีอาร์ พบว่า มีประสิทธิภาพในการบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 80 และ ประสิทธิภาพในการบำบัดไนไตรท์ของระบบเอเอสปีอาร์ พบว่า ระบบสามารถบำบัดไนไตรท์ได้เกือบทั้งหมด คือได้มากกว่าร้อยละ 99 จากผลการศึกษาข้างต้นแสดงให้เห็นว่าระบบเอเอสปีอาร์มีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปชีโอดีและไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ

3. สรุปผลการศึกษาสภาวะระหว่างการเดินระบบ

อุณหภูมิตลอดการทดลองอยู่ในช่วง 28-37 องศาเซลเซียส ซึ่งอุณหภูมิดังกล่าวอยู่ในช่วงการทำงานของ Nitrosomonas และ Mesophilic bacteria สภาพต่างของระบบเอเอสปีอาร์ พบว่า น้ำออกจากระบบมีสภาพต่างมากกว่าน้ำเข้าระบบโดยน้ำเข้าระบบมีสภาพต่างเฉลี่ย 367 - 498 มก./ล. (ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต) และในน้ำออกจากระบบมีค่าเฉลี่ยในช่วง 542 - 607 มก./ล. (ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต) พีเอช ในการเดินระบบในน้ำเข้าระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 7.9 - 8.2 และน้ำออกจากระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 6.7 - 7.4 ส่วนกรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเข้าระบบเอเอสปีอาร์เฉลี่ยอยู่ในช่วง 40 - 70 มก./ล. (ในรูปกรดอะซิติก) และน้ำออกจากระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 30 - 55 มก./ล. (ในรูปกรดอะซิติก)

4. การควบคุมการเกิดกระบวนการ partial nitrification / Anammox

ในการควบคุมการเกิดกระบวนการ partial nitrification ใช้วิธีการจำกัดออกซิเจน โดยพบว่า อัตราการผลิตไนไตรท์เพิ่มขึ้นเมื่อควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำประมาณร้อยละ 0.5 ของค่าออกซิเจนอิ่มตัวซึ่งสอดคล้องกับ Chuang *et al.* (2007) ศึกษากระบวนการ partial nitrification โดยการจำกัดออกซิเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 1.5 ชม. อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส พบว่า อัตราการผลิตไนไตรท์เพิ่มขึ้นเมื่อออกซิเจนละลายน้ำลดลง ประมาณร้อยละ 0.5 ของค่าออกซิเจนอิ่มตัว และ Slikers *et al.* (2002) ทำการศึกษากระบวนการ CANON ในถังปฏิกรณ์เดียว โดยควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำ < 0.1 มก./ล. และไม่มีการเติมคาร์บอนจากภายนอกพบว่าแอมโมเนียร้อยละ 85 กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน รวมทั้งกลายเป็นไนเตรทและไนไตร์สออกไซด์ร้อยละ 15

ตารางที่ 20 สรุปสภาวะต่างๆ ในตลอดการทดลองของกระบวนการ partial nitrification / Anammox

พารามิเตอร์	หน่วย	ระบบเอสบีอาร์	ระบบเอสบีอาร์
ปัจจัยควบคุมระบบ			
อุณหภูมิ	องศาเซลเซียส	29 - 37	28 - 37
พีเอช	-	6.8 - 8.2	7.8 - 8.0
ค่ากรดไขมันระเหยง่าย	มก./ล. ในรูป CH_3COOH	-	40 - 70
สภาพด่าง	มก./ล. ในรูป CaCO_3	-	461 - 473
ค่าออกซิเจนละลายน้ำ	มก./ล.	< 1	-
ความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์	มก./ล.	3,000 (MLSS)	30,000 (MLVSS)
คุณภาพน้ำเข้าระบบ			
ซีโอดี	มก.ซีโอดี/ล.	1,057.00	1,185.73
ทีเคเอ็น	มก.ไนโตรเจน/ล.	85.80	85.80
NH_4^+	มก.แอมโมเนียม - ไนโตรเจน/ล.	12.55	80.56
NO_2^-	มก.ไนไตรท์ - ไนโตรเจน/ล.	ไม่พบ	20.00
NO_3^-	มก.ไนเตรท - ไนโตรเจน/ล.	ไม่พบ	ไม่พบ
C : N ratio	-	12.32	13.82
Org. C: NO_2^-	-	-	57.87
NH_4^+ : NO_2^-	-	-	3.93

จากการควบคุมระบบตามสถานะต่างๆ ข้างต้น พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดที่เคเอ็นของระบบเอเอสปีอาร์ (partial nitrification/Anammox) พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 50 ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีของระบบเอเอสปีอาร์ พบว่า มีประสิทธิภาพในการบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 80 และประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนของระบบเอเอสปีอาร์ พบว่า ระบบสามารถบำบัดไนโตรเจนได้เกือบทั้งหมด คือ ได้มากกว่าร้อยละ 99 จากผลการศึกษาข้างต้นแสดงให้เห็นว่า ระบบเอเอสปีอาร์มีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปชีโอดีและไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ

ข้อเสนอแนะ

1. ควรมีการทดลองเดินระบบโดยใช้น้ำเสียชุมชนจริง และพัฒนาต่อไปในการทดลองกับน้ำเสียชนิดอื่นๆ เช่น น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม เป็นต้น
2. ควรมีการนำเทคโนโลยีนี้ไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียในระบบบำบัดขนาดใหญ่ เช่น ในโรงงานอุตสาหกรรม เป็นต้น เนื่องจากหากมีการนำระบบนี้ไปใช้บำบัดน้ำเสียที่มีไนโตรเจนสูงจะเหมาะสมมากกว่า และไม่ต้องมีการเติมแอมโมเนียจากภายนอก
3. ควรมีการศึกษาชนิดของจุลินทรีย์ที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย เพื่อศึกษาสายพันธุ์ และการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์ เป็นข้อมูลพื้นฐานในการพัฒนารูปแบบระบบบำบัดอื่นๆ ต่อไป
4. เนื่องจากจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบมีการเบียดเบียนซึ่งกันและกัน ในการบำบัดสารอินทรีย์ระหว่างชีโอดี และแอมโมเนียไนโตรเจน จึงควรมีการออกแบบถังปฏิกรณ์ที่สามารถแยกชนิดของจุลินทรีย์ออกจากกันได้เพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพให้กับระบบ เช่น ระบบแผ่นกั้นแบบไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic baffled reactor)

เอกสารและสิ่งอ้างอิง

กาญจนา คลองธรรมชาติ และ สมชาย ดารารัตน์. 2546. การพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR ในประเทศไทย. **Lab Today** 2: 29-33.

เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมerkการจัดน้ำเสีย เล่ม 4. กรุงเทพฯ: มิตรนราการพิมพ์.

กรุงเทพมหานคร, สำนักการระบายน้ำ. 2546. ข้อกำหนดมาตรฐานน้ำทิ้งสำหรับการใช้งานระบบบำบัดรักษาและจัดการบริหารโรงควบคุมคุณภาพน้ำ (ช่องนนทรี) มิถุนายน 2546. กรุงเทพฯ

ทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, กระทรวง. กรมควบคุมมลพิษ. 2548. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ เล่มที่ 1. พิมพ์ครั้งที่ 1. ม.ป.ท.

ทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, กระทรวง. กรมควบคุมมลพิษ. 2548. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ เล่มที่ 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. ม.ป.ท.

ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2545. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. พิมพ์ครั้งที่ 2. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย: กรุงเทพฯ.

มันสิน ตันกุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 1. พิมพ์ครั้งที่ 1. โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย: กรุงเทพฯ.

มันสิน ตันกุลเวศม์ และ มันรัช ตันกุลเวศม์. 2547. เคมิวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 2. โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย: กรุงเทพฯ.

สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์. 2549. ระบบบำบัดน้ำเสีย: การเลือกใช้ การออกแบบ การควบคุม และการแก้ไขปัญหา. สำนักพิมพ์ท็อป: กรุงเทพฯ.

- น้ำเงิน จันทรมณี. 2549. ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนโดยไซโตแบคทีเรียในระบบเอเอสบีอาร์. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา) บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- อรทัย ขวาลภาฤทธิ์. 2545. คู่มือวิเคราะห์น้ำและน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. วิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทยในพระบรมราชูปถัมภ์: กรุงเทพฯ.
- อรทัย ทิมพงษ์. 2548. ความสามารถสูงสุดของระบบเอเอสบีอาร์ในการรับภาระบรรทุกในการบำบัดสารอินทรีย์จากน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, สาขาวิชานาฏศิลป์สิ่งแวดล้อม คณะสาขารณศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น.
- อุตสาหกรรม, กระทรวง. กรมโรงงานอุตสาหกรรม. 2551. ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. พิมพ์ครั้งที่ 1. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย: กรุงเทพฯ.
- APHA, AWWA, WPCF. 1998. **Standard Method for the Examination of Water and Wastewater**. 20th ed. Washington D. C.: American Public Health Association.
- Ahn, Y. - H. 2006. Sustainable nitrogen elimination biotechnology: A review. **Process Biochemistry**. 41: 1709 - 1721.
- Bo, T. and D., Tager. 2002. Production of N₂ through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. **Applied and Environmental Microbiology** 68: 1312 – 1318.
- Christian, F., B., Marc, H., Philipp, B., Irene and S., Hansruedi. 2002. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. **Journal of Biotechnology** 99: 295 - 306.

- Dapena - Mora, A., S. WH., Van Hulle, J. L., Campos, R., Mendez, P. A., Vanrolleghem and M., Jatten. 2004. Enrichment of Anammox biomass from municipal activated: Experimental and modeling results. **J. Chem. Technol Biotechnol.** 79: 1421 - 1428.
- G., Didem, S. WH., Van Hulle, J. L., Campos, R., Mendez, P. A., Vanrolleghem and M., Jatten. 2004. Implementation of the anammox process for improved nitrogen removal. **Journal of Environmental Science and Health** 39: 1729 - 1738.
- Chen, H., S., Liu, F., Yang, Y., Xue and T., Wang. 2009. The development of simultaneous partial nitrification, Anammox and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal. **Bioresource Technology** 100: 1548 - 1554.
- Clippeleir, H.-D., S. E., Vlaeminck, M., Carballa and W., Verstraete. 2009. A low volumetric exchange ratio allows high autotrophic nitrogen removal in a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**.
- Chuang, H. – P., A., Ohashi, H., Imachi, M., Tanduker and H., Harada. 2007. Effective partial nitrification to nitrite by down – flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition. **Water Research** 41: 295 – 302.
- Maranon, E., I., Vazquez, J., Rodriguez, L., Castrillon, Y., Fernandez and H., Lopez. 2008. Treatment of coke wastewater in a sequential batch reactor (SBR) at pilot plant scale. **Bioresource Technology** 99: 4192 – 4198.
- Mosquera – Corral, A., F., Gonzalez, J. L., Campos and R., Mendez. 2005. Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. **Process Biochemistry** 40: 3109-3118.

- Furukawa, K., P. K., Lieu, H., Tokitoh and T., Fujii. 2006. Development of single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) and its treatment performances. **Water Sci. Technol.** 53(6): 83 - 90.
- Ruiz, G., D., Jeison, O., Rubilar, G., Ciudad and R., Chamy. 2006. Nitrification – denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewater. **Bioresource Technology** 97: 330 – 335.
- Gerardi, M. H. 2002. **Nitrification and denitrification in the activated sludge process.** New York: John Wiley & Son.
- Hanaki, K., C., Wantawin and S., Ohgaki. 1990. Nitrification at low level of DO with and without organic loading in a suspended growth reactor. **Wat. Res.** 24: 297 - 302.
- Hellinga, C., A. J. C., Schellen, J. W., Mulder, M. C. M., Van Loosdrecht and J. J., Heijnen. 1998. The Sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. **Wat. Sci. Technol.** 37 (9): 135 - 142.
- Hippen, A., K.-H., Rosenwinkel, G., Baumgarten and C. F., Seyfried. 1997. Aerobic deammonification: A new experiment in the treatment of wastewater. **Wat. Sci. Technol.** 35 (10): 111 - 120.
- Jetten, M. S. M. and I., Schmidt. 2002. Improved nitrogen removal by application of new nitrogen cycle bacteria. **Rev. Environ Sci Bio/Technol.** 1: 51-63.
- Vazquez – Padin, J. R., M. J., Pozo, M., Jarpa, M., Figueroa, A., Franco, A., Mosquera – Corral, J. L., Campos and R., Mendez. 2009. Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR. **Journal of Hazardous Materials** 166: 336 - 341.

- Yan, J. and Y. Y., Hu. 2009. Partial nitrification to nitrite for treating ammonium – rich organic wastewater by immobilized biomass system. **Bioresource Technology** 100: 2341 -2347.
- Kuai, L. and W., Verstraete. 1998. Ammonium removal by the Oxygen-Limited. Autotrophic Nitrification - Denitrification system. **Appl. Environ. Microbiol.** 64(11): 4500 -4506.
- Marc, S., K.J., Gijs and S. M. J, Mike. 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. **Applied and Environmental Microbiology** 65: 3248–3250.
- Mark, T., C. N., Joanna and D., Bruno. 2003. Anaerobic ammonium oxidation measured in sediments along the Thames Estuary, United Kingdom. **Applied and Environmental Microbiology** 69: 6447 – 6454.
- Masse, D. I. and L., Masse. 2000. Treatment of slaughterhouse wastewater in anaerobic sequencing batch reactors. **Canadian Agricultural Engineering** 42: 131 – 137
- McCarty, P. L. and I. J., Kugelman. 1965. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. **Journal Water Pollution Control Federation** 37 (1): 97 - 116.
- Metcalf and Eddy. 2003. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4th ed. Botton: McGraw-Hill.
- Mulder, J. W., M. C. M., Van Loosdrecht, C., Hellinga and R., Van Kempen. 2001. Full scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. **Environ Sci. Technol.** 43 (11): 127 - 134.
- Mulder, A. 2003. The quest for sustainable nitrogen removal technologies. **Water. Sci. Technol.** 48 (1): 67-75.

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

Rick, W. Y. and M. T., Stuart. 2001. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. **Current Opinion in Microbiology** 4: 307-312.

Pynaert, K., B. F., Smets, S., Wyffels, D., Beheydt, S. D., Siciliano and W., Verstraete. 2003. Characterization of an autotrophic nitrogen-removing biofilm from a highly loaded lab - scale rotating biological contactor. **Appl. Environ. Microbiol.** 69: 3625 - 3635.

Blackburne, R., Z., Yuan and J., Keller. 2008. Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. **Water Research** 42: 2166 – 2176.

Schmidt, I., O., Slieker, M., Schmid, E., Bock, J., Fuerst, J. G., Kuenen, M. S. M., Jutten and M., Stous. 2003. New concept of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**. 27: 481 - 492.

Wang, S.-G., X.-W., Liu, W.-X., Gong, D.-H., Gao, H.-Q., Zhang and Yu. 2007. Aerobic granulation with brewery wastewater in a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology** 98: 2142 - 2147.

Sliekers, A. O. 2003a. **Ammonium oxidation at the oxic/anoxic interface**.

Ph.D.Thesis.Faculty of Applied Science. TU Delft University. Netherlands [On-line]. Available:http://repository.tudelft.nl/consumption/idcplg?IdcService=GET_file&RevisionSelectionMethod=latestReleased&dDocName=048126/as_sliekers_20031216.PDF.

Sliekers, A. O., K., Third, W., Abma, J. G., Kuenen, and M. S. M., Jetten. 2003b. CANON and Anammox in a gas-lift reactor. **FEMS Microbiology Letters**. 218: 339-344.

———, N., Derwort, J. L., Campos Gomez, M., Strous, J. G., Kuenen, and M. S. M., Jetten. 2002. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. **Wat. Res.** (36): 2475-2482.

Stous, M. 2000. **Microbiology of anaerobic ammonium oxidation**. Ph.D.Thesis.Faculty of Applied Science. TU Delft University. Netherlands [On-line]. Available: http://repository.tudelft.nl/consumption/idcplg?IdcService=GET_file&RevisionSelectionMethod=latestReleased&dDocName=094986/as_Stous_20000404.PDF.

Stous, M., J. J., Heijnen, J. G., Kuenen and M. S. M., Jetten. 1998. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**. 50: 589 - 596.

Stous, M., J. G., Kuenen, and M. S. M., Jetten . 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. **Appl. Environ. Microbiol.** 65 : 3248-3250.

Third, K. A., J., Paxman, M., Schmid, M., Stous, M. S. M., Jetten and R., Cord-Ruwisch. 2005. Treatment of nitrogen-rich wastewater using partial nitrification and Anammox in the CANON process. **Water. Sci. Technol.** 52 (4) : 47-54.

Third, K. A., A. O., Sliekers, J. G., Kuenen and M. S. M., Jetten. 2001. The CANON System (Completely Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite) under Ammonium Limitation: Interaction and Competition between Three Group of Bacteria. **Appl. Microbiol. System.** 24 : 588-596.

- Van Dongen, U., M. S. M., Jetten and M. C. M., Van Loosdrecht. 2001. The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. **Water. Sci. Technol.** 44 (1): 153 -160.
- Van Kempen, R., J. W., Mulder. C. A., Uijterlinde and M. C. M., Van Loosdrecht. 2001. Overview: full scale experience of the SHARON process treatment of rejection water of digestion sludge dewatering. **Water. Sci. Technol.** 44 (1): 145-152.
- Van Loosdrecht, M. C. M. and S., Salem. 2006. Biological treatment of sludge digestion liquids. **Water. Sci. Technol.** 53 (12): 10 - 20.
- Volcke, E. I. P. 2006. **Modelling, analysis and control of partial nitrification in a SHARON reactor.** Ph.D. Thesis. Faculty of Bioscience Engineering. Ghent University. Belgium [On-line]. Available : http://archive.ugent.be/retrieve/2772/VolckeEveline_PhD.pdf
- Shengquan, Y., W., Hui, Z., Chaohua and X., Qin. 2008. Study of the hydrolysis acidification – SBR process in aquatic products processing wastewater treatment, **Desalination** 222: 318 - 322.
- Wang, J., Y., Peng, S., Wang and Y., Gao. 2008. Nitrogen Removal by Simultaneous Nitrification and Denitrification via Nitrite in a Sequence Hybrid Biological Reactor. **Chinese Journal of Chemical Engineering** 16: 778 - 784.
- Wett, B. and J., Alex. 2003. Impacts of separate rejection water treatment on the overall plant performance. **Water. Sci. Technol.** 48(4): 139-146.
- Wett, B., R., Rostek, W., Rauch and K., Ingerle. 1998. pH-controlled reject water treatment. **Water. Sci. Technol.** 37(12) : 165-172.

Wyffels, S., P., Boeckx, K., Pynaert, D., Zhang, O., Van Cleemput, G., Chen and W., Verstraete.
2004. Nitrogen removal from sludge reject water by the two-stage oxygen-limited
autotrophic nitrification denitrification process. **Water. Sci. Technol.** 49(5-6): 57-6







การวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ

1. ปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended solids , SS)

เอสเอส หมายถึง ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่สามารถกรองได้ด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (“Whatman” GF/C) โดยที่มีหน่วยเป็น มก./ลิตร

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. กระดาษกรองใยแก้ว GF/C เส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 ซม.
2. กรวยบุคเนอร์ ความจุ 100 มล.
3. เครื่องดูดอากาศ
4. เตาอบแห้ง (Oven)
5. โถทำแห้ง (desiccator)
6. เครื่องชั่งอย่างละเอียด ทศนิยม 4 ตำแหน่ง

วิธีวิเคราะห์

1. อบกระดาษกรองพร้อมด้วยกระเบื้องให้แห้ง ที่อุณหภูมิ 103 - 105 °C นาน 1 ชม. ทิ้งไว้ให้เย็นในโถทำแห้ง แล้วนำไปชั่งน้ำหนักเริ่มต้น
2. ทำซ้ำในข้อ 1 จนกระทั่งน้ำหนักของกระดาษกรองพร้อมด้วยกระเบื้องมีค่าคงที่ โดยให้น้ำหนักที่ชั่งได้เป็น A มก.
3. เลือกปริมาณตัวอย่างน้ำ ซึ่งจะให้ค่าของแข็งได้โดยประมาณไม่ต่ำกว่า 2.5 มก. (ซึ่งในงานวิจัยฉบับนี้ได้ใช้น้ำเสียจากโรงงานผลิตน้ำมันปาล์ม ซึ่งมีตะกอนในปริมาณสูง จึงได้มีการเจือจางน้ำตัวอย่าง เพื่อให้กรองผ่านกระดาษกรองได้)
4. วางกระดาษกรองลงในกรวยบุคเนอร์ ซึ่งจะต่อเข้ากับเครื่องดูดอากาศ

5. ใช้น้ำกลั่นฉีดกระดาศกรองให้เปียกและเปิดเครื่องดูดอากาศเพื่อให้กระดาศกรองดูดติดแน่นกับกรวยบुकเนอร์

6. กรองตัวอย่างน้ำผ่านกระดาศกรอง โดยอาศัยแรงดูดช่วย

7. ใช้น้ำกลั่นฉีดล้างของแข็งที่ติดอยู่ข้างกรวยจนหมด และรอจนกว่าจะแห้ง

8. ปิดเครื่องดูดอากาศใช้ปากคีบคีบกระดาศกรองใส่ด้วยกระเบื้องที่ทำการชั่งพร้อมกันกับกระดาศกรองในข้อ 1

9. นำไปอบในตู้อบแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส นาน 1 ชม. และทิ้งไว้ให้เย็นในโถทำแห้ง แล้วนำไปชั่งหาน้ำหนัก

10. ทำซ้ำในข้อ 9 จนกระทั่งน้ำหนักของกระดาศกรองพร้อมด้วยกระเบื้องมีค่าคงที่ โดยให้น้ำหนักที่ชั่งได้เป็น B มก.

วิธีการคำนวณ

$$\text{ของแข็งแขวนลอยหรือเอสเอส, มก./ลิตร} = \frac{\text{น้ำหนักที่เพิ่มขึ้น (B-A) x 1,000}{\text{มล. ตัวอย่างน้ำ}}$$

2. ของแข็งระเหยง่ายและของแข็งคงตัว (Volatile solids and fixed solids)

วีเอส หมายถึง ปริมาณของแข็งที่สลายกลายเป็นไอน้ำได้ที่อุณหภูมิช่วง 500 ± 50 องศาเซลเซียสส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ ส่วนตะกอนที่เหลืออยู่ และไม่สลายไปเรียกว่าของแข็งคงตัวหรือเอฟเอส ซึ่งส่วนใหญ่เป็นสารอนินทรีย์

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. จานระเหย

2. เตาเผาใช้ที่อุณหภูมิ 500 ± 50 องศาเซลเซียส

วิธีวิเคราะห์

1. เฝ้าจานระเหยและกระดวยกรองพร้อมด้วยกระเบื้องที่อุณหภูมิ 500 ± 50 องศาเซลเซียส นาน 30 นาที ทิ้งไว้ให้เย็นในโถทำแห้ง แล้วนำไปชั่งหาน้ำหนักเริ่มต้น

2. ทำซ้ำในข้อ 1 จนน้ำหนักของจานระเหยมีค่าคงที่ โดยให้น้ำหนักที่ชั่งได้เป็น A มก.

3. นำจานระเหยและกระดวยกรองพร้อมด้วยกระเบื้องที่ชั่งหาปริมาณของแข็งทั้งหมดและปริมาณของแข็งแขวนลอยแล้วไปเผาในเตาเผาจนกระทั่งน้ำหนักคงที่ซึ่งใช้เวลาประมาณ 30 นาที

4. ทิ้งไว้ให้เย็นในโถทำแห้ง แล้วนำไปชั่งหาน้ำหนัก

5. ทำซ้ำในข้อ 3 – 4 จนน้ำหนักของจานระเหยและกระดวยกรองพร้อมด้วยกระเบื้องมีค่าคงที่ โดยให้น้ำหนักที่ชั่งได้เป็น B มก.

วิธีการคำนวณ

$$\text{ปริมาณของแข็งคงตัวหรือเอฟเอส, มก./ลิตร} = \frac{\text{น้ำหนักที่เพิ่มขึ้น (B-A)} \times 1,000}{\text{มล. ตัวอย่างน้ำ}}$$

$$\text{ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (VS, มก./ลิตร)} = \text{TS} - \text{FS}$$

$$\text{ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (VSS, มก./ลิตร)} = \text{SS} - \text{FSS}$$

3. ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD)

ค่าซีโอดี หมายถึง ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ของน้ำเสีย เพื่อให้เกิดคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำเป็นผลปฏิกิริยาสุดท้าย โดยหลักการ คือ ภายใต้สภาวะการรีฟลักซ์ในสารละลายกรดซัลฟิวริกที่มีความเข้มข้นที่อุณหภูมิสูงสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะถูกออกซิไดซ์โดยสารละลายโพแทสเซียมไดโครเมตที่ทราบความเข้มข้นและปริมาณ หลังการรีฟลักซ์จะวัดปริมาณโพแทสเซียมไดโครเมตที่เหลือโดยนำไปไทเทรตกับเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต และใช้เฟอร์โรนเป็นอินดิเคเตอร์ทำให้ทราบปริมาณโพแทสเซียมไดโครเมตที่ใช้ในการออกซิไดซ์

สารอินทรีย์ การหาค่าซีโอดีในการทดลองครั้งนี้ ได้ใช้วิธีการกลั่นกลับแบบปิดด้วยการไทเทรต (Closed Reflux, Titrimetric Method) ซึ่งวิธีนี้ใช้ได้กับค่าซีโอดีระหว่าง 40 - 400 มก. ซีโอดี/ล.

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เตาย่อยสลายซีโอดี (Block digester)
2. หลอดทดลองบอโรซิลิเกต (ซึ่งงานวิจัยนี้จะใช้หลอดขนาด 16 x 100 มม. พร้อมทั้งฝาจุกที่บุด้วย TFE

สารเคมี

1. สารละลายมาตรฐานโพแทสเซียมไดโครเมต ความเข้มข้น 0.0167 โมลาร์
2. กรดซัลฟิวริกเอเจนต์
3. เฟอโรอินอินดิเคเตอร์
4. สารละลายมาตรฐานเฟอรัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS) ความเข้มข้น 0.1 โมลาร์

วิธีการวิเคราะห์

1. ล้างหลอดบอโรซิลิเกต และฝาจุกด้วยกรดซัลฟิวริกร้อยละ 20 ก่อนนำไปใช้ เพื่อป้องกันการปนเปื้อนด้วยสารอินทรีย์
2. เลือกปริมาณน้ำตัวอย่างและสารเคมีที่เหมาะสม ในงานวิจัยฉบับนี้ได้เลือกปริมาณตัวอย่างน้ำเป็น 2.5 มล. โพแทสเซียมไดโครเมต 1.5 ลบ.ซม. และเฟอรัสแอมโมเนียมซัลเฟต 3.5 ลบ.ซม. (หากต้องการวิเคราะห์ค่าซีโอดีละลายน้ำ ให้นำตัวอย่างน้ำ Centrifuge ที่ความเร็วรอบ 4000 รอบต่อนาที เป็นเวลา 10 นาที)
3. เมื่อเติมตัวอย่างน้ำและสารละลายทั้งหมดลงในหลอดบอโรซิลิเกต เรียบร้อยแล้ว ปิดจุกฝาให้แน่นสนิท แล้วคว่ำหลอดแก้วไปมาหลายๆ ครั้งให้สารละลายผสมกันอย่างทั่วถึง เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดการสะสมความร้อนเฉพาะที่ก้นหลอด เพราะอาจทำให้เกิดการระเบิดขึ้นได้

4. นำหลอดทดลองไปใส่ในเครื่องย่อยสลาย (Block digester) ซึ่งต้องทำให้ร้อนจนถึงอุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียสก่อน และใช้เวลาริฟลักซ์ 2 ชม. แล้วจึงปล่อยให้เย็นเท่าอุณหภูมิห้อง

5. เทสารละลายในหลอดทดลองลงในภาชนะที่ใหญ่กว่า เพื่อนำไปไทเทรตกับ FAS โดยหยดเฟอโรอิน 2 - 3 หยดเป็นอินดิเคเตอร์ จุดยุติจะเปลี่ยนอย่างรวดเร็วจากฟ้ามืดเป็นน้ำตาลแดง ให้ปริมาณ FAS ที่ใช้เป็น A มล.

6. ทำในลักษณะเดียวกัน โดยใช้ตัวอย่างน้ำเป็นน้ำกลั่น (แบลนค์) ให้ปริมาณ FAS ที่ใช้เป็น B มล.

วิธีการคำนวณ

$$\text{COD มก.ออกซิเจน/ลิตร} = \frac{(B-A) \times M \times 8,000}{\text{มล. ตัวอย่างน้ำ}}$$

โดย A = มล. ของเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟตที่ใช้ไทเทรตแบลนค์
 B = มล. ของเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟตที่ใช้ไทเทรตตัวอย่างน้ำ
 M = โมลาริตีของเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต

4. กรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acids, VFA)

กรดไขมันระเหย หมายถึง กรดอินทรีย์ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนและสามารถละลายในน้ำได้ สามารถกลั่นแยกได้ที่ความดันบรรยากาศ การวิเคราะห์กรดไขมันระเหยมีวิธีการวิเคราะห์หลายวิธี และงานวิจัยฉบับนี้จะหาปริมาณกรดไขมันด้วยวิธีการกลั่น ซึ่งวิธีนี้จะสามารถกลั่นกรดไขมันระเหยได้ประมาณ 68-85% ดังนั้นจึงถือว่าการกลั่นโดยวิธีนี้จะได้กรดไขมันระเหยออกมาประมาณ 70% และการปรับค่าที่ได้ให้ถูกต้องสามารถกระทำได้โดยหาค่ารีโคเวอรี่แฟกเตอร์ (recovery factor) มาคูณกับค่าที่วิเคราะห์ได้

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องหมุนเหวี่ยง

2. เครื่องกลั่นกรดไขมันระเหยพร้อมด้วยหลอดกลั่นเจลดาคัล (Kjeldahl)
3. ขวดรูปชมพู่ 250 มล.

สารเคมี

1. กรดซัลฟูริก H_2SO_4 (1% v/v)
2. ฟีนอล์ฟธาลีน
3. สารละลายมาตรฐานโซเดียมไฮดรอกไซด์

วิธีการวิเคราะห์

1. นำน้ำตัวอย่างเข้าเครื่องหมุนเหวี่ยง 10 นาที (เนื่องจากน้ำเสียของโรงงานน้ำมันปาล์มมีตะกอนปนเปื้อนสูง จึงต้องใช้เวลามวนเหวี่ยงนาน)
2. นำน้ำส่วนที่ใส 100 มล. ไปปรับพีเอชด้วย H_2SO_4 (1% v/v) จนน้ำตัวอย่างมีพีเอชเท่ากับ 2.7
3. นำน้ำตัวอย่างที่ปรับพีเอชแล้วเข้าเครื่องกลั่น VFA เก็บส่วนที่กลั่น 200 มล. มาไทเทรตกับสารละลายมาตรฐานโซเดียมไฮดรอกไซด์ โดยใช้ฟีนอล์ฟธาลีนเป็นอินดิเคเตอร์ เมื่อถึงจุดยุติจะได้สีชมพูอ่อนคงที่ไม่เปลี่ยนแปลง

วิธีการคำนวณ

$$\text{กรดไขมันระเหย (mg/l ในรูปของกรดอะซิติก)} = \frac{A \times 6,000}{B \times f}$$

โดย A = มล. สารละลายมาตรฐานโซเดียมไฮดรอกไซด์
 B = มล. น้ำตัวอย่าง
 f = ค่า recovery factor เป็นค่าที่หาได้โดยนำกรดแอซิติก 200 มก./ลิตรไปกลั่น แล้วไทเทรตด้วยสารละลายมาตรฐานโซเดียมไฮดรอกไซด์ 0.1 โมลาร์ แล้วคำนวณ โดยนำ

ความเข้มข้นกรดอะซิดิกที่กลั่นออกมา (มก./ลิตร) หาคด้วยความเข้มข้นกรดอะซิดิกก่อนกลั่น (มก./ลิตร) ค่าที่ได้คือ 0.45

5. สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity)

สภาพความเป็นด่าง หมายถึง การวัดความสามารถของน้ำในการสะเทินกรดอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด เพื่อป้องกันไม่ให้พีเอชของระบบมีค่าต่ำเกินไป ซึ่งในการทดลองครั้งนี้ได้ใช้วิธี Anderson G.K., and Yang, G. (1992)

เครื่องมือและอุปกรณ์

เครื่องวัดพีเอช

สารเคมี

กรดซัลฟูริก H_2SO_4 0.1 N

วิธีการวิเคราะห์

1. นำน้ำตัวอย่างปริมาตร 50 มล. ไปวัดพีเอชเริ่มต้นและบันทึกค่าพีเอชที่ได้
2. ปรับพีเอชด้วยกรดซัลฟูริก 0.1 N ให้น้ำตัวอย่างมีพีเอช 5.1 บันทึกปริมาณกรดที่ใช้ไป
3. ปรับพีเอชด้วยกรดซัลฟูริก 0.1 N ให้น้ำตัวอย่างมีพีเอช 3.5 บันทึกปริมาณกรดที่ใช้ไป โดยรวมกับปริมาณกรดที่ใช้ปรับพีเอชในข้อ 2

การคำนวณ

$$A1 = \frac{[\text{HCO}_3^-](\text{[H]2} - \text{[H]1})}{[\text{H]2} + K1} + \frac{[\text{VA}](\text{[H]2} - \text{[H]1})}{[\text{H]2} + K2}$$

$$A2 = \frac{[\text{HCO}_3^-](\text{[H]3} - \text{[H]1})}{[\text{H]3} + K1} + \frac{[\text{VA}](\text{[H]3} - \text{[H]1})}{[\text{H]3} + K2}$$

โดย A1 = มล. กรดซัลฟูริกที่ใช้ไทเทรตจากพีเอชเริ่มต้นถึงจุดยุติแรก (pH 5.1)

A2 = มล. กรดซัลฟูริกที่ใช้ไทเทรตจากพีเอชเริ่มต้นถึงจุดยุติที่สอง (pH 3.5)

$[\text{HCO}^{-3}] =$	ความเข้มข้นของไบคาร์บอเนต
$[\text{VA}] =$	ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย
$[\text{H}]_{1,2,3} =$	ความเข้มข้นของไฮโดรเจนของตัวอย่างเริ่มต้น, จุดยุติแรกและจุดยุติที่สอง
$K_1 =$	a conditional disassociation constant of carbonic acid (ประมาณ 6.6×10^{-7})
$K_2 =$	a conditional disassociation constant of VFA (ประมาณ 2.4×10^{-5})

6. ทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen, TKN)

ไนโตรเจนที่พบอยู่ในน้ำเสียโสโครกจากโรงงานอุตสาหกรรมมีอยู่หลายรูปแบบ ได้แก่ ไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนีย-ไนโตรเจนหรือไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของสารอินทรีย์ที่เรียกว่า ออร์แกนิกไนโตรเจน และทีเคเอ็น หมายถึง ผลบวกระหว่างออร์แกนิกไนโตรเจนและแอมโมเนียที่อยู่ในรูปโปรตีนของพืชหรือสัตว์ หรือที่เกิดจากกระบวนการของสิ่งมีชีวิต

เครื่องมือและอุปกรณ์

- ชุดเครื่องย่อยไนโตรเจนประกอบด้วยเครื่อง JP SMS Scrubber และเตาย่อยไนโตรเจน
- เครื่องกลั่นกรดไขมันระเหยพร้อมด้วยหลอดกลั่นเจลดาล์ (Kjeldahl)

สารเคมี

- สาร Catalyst ใช้ $\text{CuSO}_4 : \text{K}_2\text{SO}_4$ ในอัตราส่วน 1:9
- โซเดียมไฮดรอกไซด์ 20% และ 40%
- Boric acid 4%
- กรดซัลฟูริก 0.02 N และกรดซัลฟูริกเข้มข้น
- สาร Antifoam ในที่นี้ใช้ Silicone oil
- Mix Indicator (Methyl red ละลายใน ethyl alcohol 95%)

วิธีการวิเคราะห์

1. เติมน้ำ catalyst 7 กรัม ต่อ 1 หลอดกลั่นและเติมน้ำตัวอย่าง 5 – 50 มล. (สามารถปรับปริมาตรของน้ำตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์ ได้ตามความเหมาะสมกับความเข้มข้นของน้ำตัวอย่าง)
2. เติมกรดซัลฟูริกเข้มข้น 10 มล.ต่อหลอดกลั่น
3. เติมน้ำ Antifoam 3-5 หยด
4. ใส่ลูกแก้วหลอดละ 3-5 ลูกต่อหลอดกลั่น
5. นำหลอดกลั่นเข้าเครื่องย่อย โดยจะต้องใช้เวลาย่อย 180 นาที
6. เมื่อครบตามเวลาที่กำหนดไว้ปล่อยให้อุณหภูมิที่หลอดลดลงประมาณ 50 – 60 องศาเซลเซียส จากนั้นปรับปริมาตรโดยเติมน้ำกลั่นปริมาตร 75 มล.ต่อหลอดกลั่น
7. ก่อนทำการกลั่นจะต้องเตรียมกรดบอริก 4% 25 มล. ลงในขวดรูปชมพู่แล้วเติม Mix Indicator 10 หยด โดยต้องให้สายยางของเครื่องกลั่นจุ่มลงใต้สารละลายในขวดรูปชมพู่
8. นำหลอดกลั่นเข้าเครื่องกลั่น แล้วเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ 40% 50 มล. แล้วทำการกลั่นให้สารละลายในขวดรูปชมพู่มีปริมาตร 125 มล.
9. นำสารละลายที่กลั่นออกมาได้ไตเตรตด้วยกรดซัลฟูริก 0.02N เมื่อถึงจุดยุติจะได้สารละลายที่ม่วงใส
10. ทำแบบลงค์เหมือนวิเคราะห์ตัวอย่างแต่ให้ใส่กรดซัลฟูริกเท่านั้น ไม่ต้องใส่น้ำกลั่น

วิธีการคำนวณ

$$\text{ปริมาณไนโตรเจน (มก./ลิตร)} = \frac{(A-B) \times 14.007 \times N \times 1000}{\text{ปริมาตรน้ำตัวอย่าง}}$$

A	=	ปริมาณกรดซัลฟูริกที่ใช้ไทเทรตน้ำตัวอย่าง
B	=	ปริมาณกรดซัลฟูริกที่ใช้ไทเทรตเบลงค์
14.007	=	atomic weight of nitrogen
N	=	normality ของกรดซัลฟูริก





ตารางผนวกที่ ข1 ความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเข้า – น้ำออก และประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของถังปฏิกริยาเอสปีอาร์ ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพัก ชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ซีโอดีน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ซีโอดีน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
24	50 – 1,000	590.48±324.16	19 - 169	113.22±41.28	61 - 87	76.25±8.02
20	1023-1112	1063 ± 32.43	112 - 178	146 ± 21.94	82.75 – 89.63	86 ± 2.26
16	1023-1112	1062 ± 33.84	43 - 156	100.6±38.07	85 – 96	90 ± 3.69
12	1023-1080	1045 ± 20.42	31 – 56	39 ± 6.35	94 – 97	96 ± 0.63
8	1023-1112	1054 ± 31.82	24 – 46	32 ± 7.41	96 – 98.75	97 ± 0.74
6	1023-1112	1056 ± 29.92	20 - 50	30.8 ± 8.36	95 - 98	97 ± 0.82

ตารางผนวกที่ ข2 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบเอสปีอาร์ ก่อนการจำกัดออกซิเจน

แอมโมเนียเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		แอมโมเนียออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
2.4 – 2.73	2.55 ± 0.11	0.98 – 1.3	1.08 ± 0.09	50 - 61	57.63 ± 3.14

ตารางผนวกที่ ข3 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของระบบเอสปีอาร์ ก่อนการจำกัดออกซิเจน

ซีโอดีเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ซีโอดีออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
1023 - 1112	1056.99± 29.9	20 - 50	30.80 ± 8.36	95 - 98	97 ± 0.82

ตารางผนวกที่ ข4 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของระบบเอสบีอาร์ ช่วงการจำกัดออกซิเจน

แอมโมเนียเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		แอมโมเนียออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
12.4 – 12.73	12.55 ± 0.11	1.22 – 3.7	2.37 ± 0.81	70.4 - 90.26	81.09 ± 6.50

ตารางผนวกที่ ข5 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของระบบเอสบีอาร์ ช่วงการจำกัดออกซิเจน

ซีโอดีเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ซีโอดีออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
1079 - 1112	1090.98 ± 29.9	232 - 325	256.79 ± 8.36	70 – 78.73	76.45 ± 0.78

ตารางผนวกที่ ข6 ความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเข้า – น้ำออก และประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของถังปฏิกริยาเอสบีอาร์ ช่วงประสพภาพตะกอนจุลินทรีย์ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 ชั่วโมง

ซีโอดีน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ซีโอดีน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
245 - 253	249.41 ± 2.35	57 - 99	73.41 ± 14.19	63.5 – 77.1	70.58 ± 5.71
487 - 513	503.08 ± 6.93	85 – 137	107.68 ± 17.40	72.48 – 83.43	78.58 ± 3.65
725 – 756	744.42 ± 9.39	92 – 156	121.71 ± 23.41	79 – 87.8	83.66 ± 3.16
1023 - 1112	1056.26 ± 30.12	31 - 156	77.28 ± 43.93	85.2 – 96.96	92.67 ± 4.19

ตารางผนวกที่ ข7 ประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นตามกระบวนการ partial nitrification /
Anammox

ที่เคเอ็นน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ที่เคเอ็นน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
85.34 – 86.45	85.80 ± 0.36	32.51 – 42.32	37.15 ± 3.74	50.44 – 62.20	56.70 ± 4.33

ตารางผนวกที่ ข8 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ช่วงกระบวนการ partial nitrification / Anammox

ซีโอดีเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ซีโอดีออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
1067 - 1388	1185.73	65 - 124	86.39	90 -94.49	92.7

ตารางผนวกที่ ข9 ประสิทธิภาพการไนไตรท์ ของกระบวนการ partial nitrification / Anammox

ไนไตรท์น้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ไนไตรท์ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
19.5 - 21	20.49	0.01 – 0.18	0.033	99.1 -99.95	99.84

ประวัติการศึกษา และการทำงาน

ชื่อ –นามสกุล	นางสาวธัญญรัตน์ เบญจกุล
วัน เดือน ปี ที่เกิด	10 ธันวาคม 2527
สถานที่เกิด	จังหวัดตรัง
ประวัติการศึกษา	วทบ. สาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยทักษิณ
ตำแหน่งหน้าที่การงานปัจจุบัน	-
สถานที่ทำงานปัจจุบัน	-
ผลงานดีเด่นและรางวัลทางวิชาการ	-
ทุนการศึกษาที่ได้รับ	ทุนสนับสนุนคุณภาพงานวิจัย บัณฑิตวิทยาลัย ทุนสนับสนุนการนำเสนอผลงานปากเปล่าระดับ นานาชาติ บัณฑิตวิทยาลัย