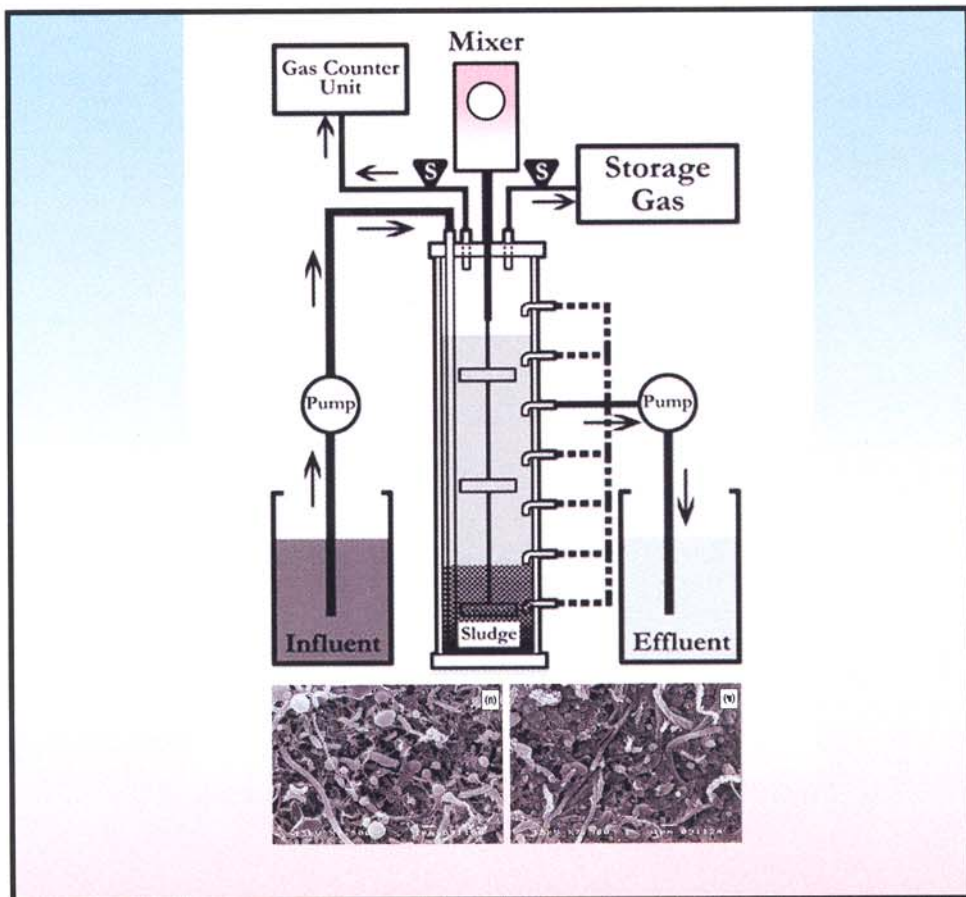




วว.

โครงการวิจัยที่ ภ. 47-07 / ย. 3 / รายงานฉบับสมบูรณ์

# การศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบต่อเนื่อง ของระบบ USAB และ ASBR เพื่อลดปัญหา Eutrophication



สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย

กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี

สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย

โครงการวิจัยที่ ภ. 47-07

การวิจัยและพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียชุมชน  
ที่เหมาะสมกับชุมชนไทย

โครงการย่อยที่ 3

การศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่อเนื่องของระบบ USAB และ ASBR  
เพื่อลดปัญหา Eutrophication

รายงานฉบับที่ 1 (ฉบับสมบูรณ์)

การศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่อเนื่องของระบบ USAB และ ASBR  
เพื่อลดปัญหา Eutrophication

โดย

สมชาย ดารรัตน์	โสภณ บุญมั่น
ณัฐวุฒิ บุญเยี่ยม	อรรณพ จาตุมาระ
กาญจนิศา ครองธรรมชาติ	อริยา เชิดชูสีมา
อังคณา เกตุแก้ว	พัทธจารี ใจอุ้น

บรรณาธิการ

ลิขิต หาญจางสิทธิ์

บุญเรียม น้อยชุมแพ

วว., กรุงเทพฯ 2555

สงวนลิขสิทธิ์

รายงานฉบับนี้ได้รับการอนุมัติให้พิมพ์โดย  
ผู้ว่าการสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย



(นายงวุฒิ เสาวพฤกษ์)  
ผู้ว่าการ

## คณะทำงาน

ที่ปรึกษา

ดร.นงลักษณ์ ปานเกิดดี

นางสาวพิศมัย เจนวนิชปัญจกุล

ผู้อำนวยการโครงการ

ดร.สมชาย คารารัตน์

หัวหน้าโครงการ

ดร.สมชาย คารารัตน์

งานควบคุมระบบ

นายโสภณ บุญมั่น

นายน้ำเงิน จันทรมณี

นายอรรณพ จาฎามระ

นางสาวอริยา เชิดชูสีมา

งานวิเคราะห์

นางสาวสุรภี เบญจปัญญาวงศ์

นางสาวชลกาญจน์ ชาติดวงเพชร

นางสาวอังคณา เกตุแก้ว

นางสาวพัทจารี ใจอ่อน

งานเขียนรายงาน

ดร.สมชาย คารารัตน์

งานพิมพ์

นางสาวสุรภี เบญจปัญญาวงศ์

นายน้ำเงิน จันทรมณี

# สารบัญ

	หน้า
คณะทำงาน	ก
สารบัญตาราง	ค
สารบัญรูป	จ
ABSTRACT	1
บทคัดย่อ	2
1. บทนำ	3
2. เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	10
3. วิธีดำเนินการวิจัย	65
4. ผลการวิเคราะห์ข้อมูล	71
5. สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ	106
6. ประโยชน์ด้านรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อม	109
7. เอกสารอ้างอิง	112
ภาคผนวก ก ส่วนประกอบของระบบเอเอสพีอาร์	115
ภาคผนวก ข วิธีวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ	120
ภาคผนวก ค วิธีการคำนวณค่าทางจลนพลศาสตร์	129

## สารบัญตาราง

	หน้า	
ตารางที่ 2.1	การเปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนกับระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน	15
ตารางที่ 2.2	ระดับความเข้มข้นของสารพิษชนิดต่างๆ ที่มีผลต่อแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน	25
ตารางที่ 2.3	การเปรียบเทียบกระบวนการบำบัดน้ำเสียไม่ใช้ออกซิเจนแบบต่างๆ	27
ตารางที่ 2.4	ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน	42
ตารางที่ 2.5	วิธีการบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ เพื่อกำจัดไนโตรเจน	45
ตารางที่ 2.6	ข้อดีข้อเสียทางกายภาพและทางเคมีในกระบวนการบำบัดใน ไตรเจน	46
ตารางที่ 2.7	วิธีการบำบัดใน ไตรเจน โดยวิธีทางชีวภาพ	52
ตารางที่ 3.1	สารอาหารเสริมหลักและสารอาหารเสริมรอง	69
ตารางที่ 3.2	ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียเอเอสบีอาร์	70
ตารางที่ 3.3	พารามิเตอร์ความถี่ในการเก็บตัวอย่างและวิธีวิเคราะห์	70
ตารางที่ 4.1	ความเข้มข้นของแอมโมเนียเฉลี่ยที่เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิส ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่าง ๆ	72
ตารางที่ 4.2	ผลของการเติมไนไตรต์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี	74
ตารางที่ 4.3	ผลของการเติมไนไตรต์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและไนไตรต์	75
ตารางที่ 4.4	ผลของการเติมไนไตรต์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี แอมโมเนียและไนไตรต์	76
ตารางที่ 4.5	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	79
ตารางที่ 4.6	อัตราส่วนของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อไนไตรต์ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	81
ตารางที่ 4.7	ประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	81
ตารางที่ 4.8	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	84
ตารางที่ 4.9	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีก่อนและหลังการเติมโซเดียมไนไตรต์	85

## สารบัญตาราง (ต่อ)

	หน้า
ตารางที่ 4.10 ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	86
ตารางที่ 4.11 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโทรต์ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	87
ตารางที่ 4.12 อัตราการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ยที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	90
ตารางที่ 4.13 อัตราการบำบัดซีโอดีและไนโทรต์เฉลี่ยที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	91
ตารางที่ 4.14 อัตราการบำบัดซีโอดีและไนโทรต์สูงสุดที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	91
ตารางที่ 4.15 สมดุลมวลของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ	93
ตารางที่ 4.16 อุณหภูมิในช่วงที่ถังปฏิกริยาทำงานที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	94
ตารางที่ 4.17 pH ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	95
ตารางที่ 4.18 ค่าสภาพต่างที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	96
ตารางที่ 4.19 ค่ากรดไขมันระเหยง่ายที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	97
ตารางที่ 4.20 คุณสมบัติของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง	98
ตารางที่ 4.21 ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนในระยะก่อนและหลังการทดลอง	99

## สารบัญรูป

	หน้า	
รูปที่ 2.1	ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย	13
รูปที่ 2.2	โครงสร้างทั่วไปของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	18
รูปที่ 2.3	ขั้นตอนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ	21
รูปที่ 2.4	รูปแบบของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระแบบต่างๆ	26
รูปที่ 2.5	ถังย่อยชนิดอัตราต่ำ	28
รูปที่ 2.6	ถังย่อยแบบอัตราสูง	28
รูปที่ 2.7	ถังย่อยแบบอัตราสูงที่มีการแยกตะกอน	29
รูปที่ 2.8	ระบบถังย่อยแบบสัมผัส	30
รูปที่ 2.9	ระบบถังย่อยแบบแยกเชื้อ	31
รูปที่ 2.10	ระบบเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจน	32
รูปที่ 2.11	ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (AFB)	33
รูปที่ 2.12	ระบบยูเอเอสบี	34
รูปที่ 2.13	ระบบถังหมักแบบอีจีเอสบี	35
รูปที่ 2.14	ระบบจานหมุนชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน	35
รูปที่ 2.15	ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน	36
รูปที่ 2.16	ขั้นตอนการเดินระบบ ASBR	38
รูปที่ 2.17	ความสัมพันธ์ระหว่างร้อยละของแอมโมเนียอิสระกับ pH	41
รูปที่ 2.18	ความต้องการออกซิเจนกับการบำบัดอินทรีย์คาร์บอนและ TKN	48
รูปที่ 2.19	การเปลี่ยนรูปของสารประกอบไนโตรเจนในระบบบำบัดทางชีวภาพ	49
รูปที่ 2.20	กลไกการเกิดปฏิกิริยา anaerobic ammonium oxidation	52
รูปที่ 2.21	วัฏจักรไนโตรเจน และ กระบวนการ Anammox	53
รูปที่ 2.22	ภาพตัดขวางแสดงส่วนประกอบของ Anammox bacteria	54
รูปที่ 2.23	กระบวนการ Anammox ในกลุ่มแบคทีเรีย Anammox	54
รูปที่ 2.24	กระบวนการบำบัดไนโตรเจนแบบสามสัคดิ์	56
รูปที่ 2.25	กระบวนการบำบัดไนโตรเจนแบบสองสัคดิ์	58



## สารบัญตาราง (ต่อ)

	หน้า	
รูปที่ 2.26	กระบวนการบำบัดไนโตรเจนแบบสแต็คเดี่ยว	60
รูปที่ 3.1	แบบจำลองระบบเอเอสบีอาร์และส่วนประกอบในการเดินระบบ	67
รูปที่ 3.2	แผนผังการเดินระบบ ASBR ใน 1 รอบการทำงาน (360 นาที)	68
รูปที่ 4.1	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีในช่วงการปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์	73
รูปที่ 4.2	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและไนไตรต์จากการเติมโซเดียมไนไตรต์ที่ปริมาณต่างๆ	76
รูปที่ 4.3	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี แอมโมเนีย และ ไนไตรต์จากการเติมโซเดียมไนไตรต์ที่ปริมาณต่างๆ	77
รูปที่ 4.4	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียจากการเติมโซเดียมไนไตรต์ที่ปริมาณต่างๆ	78
รูปที่ 4.5	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	80
รูปที่ 4.6	ค่าความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเข้าและออกระบบที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	82
รูปที่ 4.7	ประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็นที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	82
รูปที่ 4.8	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	84
รูปที่ 4.9	ประสิทธิภาพการบำบัดไนไตรต์ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	87
รูปที่ 4.10	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ในไนไตรต์ และความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 72 ชั่วโมง	88
รูปที่ 4.11	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ในไนไตรต์ และความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 48 ชั่วโมง	89
รูปที่ 4.12	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ในไนไตรต์ และความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 24 ชั่วโมง	90
รูปที่ 4.13	อุณหภูมิในช่วงที่ถึงปฏิกริยาทำงานที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	94
รูปที่ 4.14	pH ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	95
รูปที่ 4.15	ค่าสภาพต่างที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ	96
รูปที่ 4.16	ภาพถ่ายเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง	100

## สารบัญรูป (ต่อ)

	หน้า	
รูปที่ 4.17	ภาพถ่ายฝาเครื่องของเม็คตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง	101
รูปที่ 4.18	ภาพถ่ายผิวของเม็คตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง	102
รูปที่ 4.19	รูปร่างของแบคทีเรียที่แตกต่างออกไปในเม็คตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง	103
รูปที่ 4.20	ขอบด้านในของเม็คตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง	104
รูปที่ 4.21	แกนกลางของเม็คตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง	105
รูปที่ ก. 1	ถังปฏิบัติการเอเอสพีอาร์	115
รูปที่ ก. 2	เครื่องกวนแบบสมบูรณ์	116
รูปที่ ก. 3	เครื่องสูบน้ำเสีย	116
รูปที่ ก. 4	เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ	117
รูปที่ ก. 5	เครื่องควบคุมระบบการทำงาน (PLC)	118
รูปที่ ก. 6	ถังปรับความดัน	119
รูปที่ ก. 7	Solenoid valve	119

# STUDY ON CONTINUOUS WASTE WATER TREATMENT SYSTEM OF USAB AND ASBR TO REDUCE EUTROPHICATION PROBLEM

**Somchai Dararat, Sopol Boonman, Natavot Boonram, Annop Chatamra,  
Ganitha Krongthammachart, Ariya Cherdchusima, Angkana Katekaew  
and Patjari Chai-un**

## ABSTRACT

Conventional removal of ammonium requires usually large amounts of energy of aeration and organic carbon for denitrification. The research described in this report focused on making the N-removal process more sustainable. In comparison with conventional N-removal, the anammox process (Anaerobic Ammonia Oxidation) results in a reduction of required aeration energy and carbon source. A partnership between Methanogenesis and Anammox would contribute even more to a sustainable wastewater treatment. Compared with conventional N removal, 40% less oxygen is necessary, an organic carbon source is not required and sludge production is negligible.

In this research the feasibility of Anammox processes was tested by using a model of anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) with 24 liter working volume, 20,000 mg/l MLVSS and 50 rounds/min stirring.

At organic loading rates of 0.027, 0.039 and 0.053 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>-d, more than 50% ammonia nitrogen was removed. The highest ammonia nitrogen removal of 70% was obtained at 0.053 gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>-d organic loading rate. More than 99% nitrite was treated at every tested condition. The chemical oxygen demand removal were better than 80%. Microbial sludge granules, after wastewater treatment, turned darker and denser. The ratio of MLVSS to MLSS of the granules was 0.86.

# การศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่อเนื่องของระบบ USAB และ ASBR เพื่อลดปัญหา Eutrophication

สมชาย คารรัตน์<sup>1</sup>, โสภณ บุญมั่น<sup>1</sup>, ณัฐวุฒิ บุญเยี่ยม<sup>1</sup>, อรรถพร จาภูมระ<sup>1</sup>,  
กาญจนา ครองธรรมชาติ<sup>1</sup>, อริยา เชิดชูสีมา<sup>1</sup>, อังคณา เกตุแก้ว<sup>1</sup> และ พัทจารี ใจอุ่น<sup>1</sup>

## บทคัดย่อ

เทคโนโลยีการกำจัดแอมโมเนียจากน้ำเสียในปัจจุบันเป็นกระบวนการที่มีความต้องการใช้พลังงานในขั้นตอนการเติมอากาศ และการเติมสารที่เป็นแหล่งคาร์บอนและตัวให้อิเล็กตรอน เพื่อให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้. การศึกษาในเอกสารนี้จะบรรยายถึงกระบวนการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนที่ยั่งยืน ทั้งนี้เพื่อเปรียบเทียบกระบวนการกำจัดสารไนโตรเจนแบบดั้งเดิมและควบรวม กระบวนการมีเทนโนเจนนิซิสกับกระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียออกซิเดชันในถังปฏิกรณ์แบบ ASBR ซึ่งพบว่าสามารถประหยัดพลังงานได้ร้อยละ 40 และไม่ต้องเสียค่าใช้จ่ายในการเติมสารให้คาร์บอนและสารให้อิเล็กตรอน รวมถึงเกิดปัญหามลชีวภาพที่กำหนดคน้อยมากหรือไม่มีเลย.

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาความเหมาะสมของการใช้กระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียออกซิเดชัน ในการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย ในแบบจำลองของระบบเอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR) ที่มีขนาดปริมาตรทำปฏิกิริยา 24 ลิตร ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ 20,000 มิลลิกรัมต่อลิตร กวนด้วยความเร็วรอบ 50 รอบต่อนาที.

ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน 0.027, 0.039 และ 0.053 กรัมแอมโมเนียไนโตรเจน/ลิตร-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 50 และสูงสุดร้อยละ 70 ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน 0.053 กรัมแอมโมเนียไนโตรเจน/ลิตร-วัน และสามารถบำบัดไนไตรต์ได้มากกว่าร้อยละ 99 ในทุกภาวะบรรทุกสารอินทรีย์. นอกจากนี้ ระบบเอเอสบีอาร์สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 80. หลังการบำบัดเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์มีสีดำเข้มขึ้น, ลักษณะเมื่อดจะแน่นมากกว่าเมื่อดตะกอนก่อนการบำบัด และมีค่าสัดส่วนของของแข็งแขวนลอยระยะหยดของแข็งแขวนลอยของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 0.86.

<sup>1</sup>ฝ่ายเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมและทรัพยากร, สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.)

# 1. บทนำ

## 1.1 แนวเหตุผลและความสำคัญ

ผลการศึกษาวิจัยโดยองค์การอนามัยโลก (WHO) พบว่า แต่ละปีมีคนป่วยทั่วโลกเป็นล้านคนและมีคนตายเป็นพันคน ที่มีสาเหตุเนื่องมาจากการเล่นน้ำและการบริโภคสัตว์น้ำ, โดยเฉพาะอย่างยิ่งในบริเวณที่มีการปนเปื้อนของน้ำเสียจากชุมชน, ประกอบกับผลการศึกษาของ UNEP ที่ระบุว่า ปัญหาเสื่อมโทรมของทรัพยากรแหล่งน้ำทางทะเลมาจากสาเหตุหลักเนื่องจากน้ำเสียจากชุมชน. ดังนั้น จึงได้จัดทำแผนปฏิบัติการเชิงกลยุทธ์เพื่อการจัดการน้ำเสียจากชุมชนเมือง (Strategic Action Plan in Municipal Wastewater) และเสนอให้ประเทศต่างๆ ดำเนินการตาม, จัดทำเป็นแผนปฏิบัติการระดับชาติของแต่ละชาติ. ประเทศไทยได้มีการดำเนินการตามแนวทางของ UNEP รัฐบาลได้เริ่มให้ความสำคัญในเรื่องนี้เพิ่มมากขึ้นเป็นลำดับ. ปัจจุบันมีจำนวนระบบบำบัดน้ำเสียรวมจากชุมชนที่ได้รับการสนับสนุนจากรัฐบาลในการก่อสร้างจำนวนทั้งสิ้น 37 แห่ง กระจายอยู่ตามภาคต่างๆ ทั่วประเทศ.

ปัจจุบัน รัฐบาลสนับสนุนให้ส่วนราชการส่วนท้องถิ่นเป็นผู้ริเริ่มจัดทำโครงการจัดการปัญหาน้ำเสียชุมชนด้วยตนเอง และในอนาคต เทศบาลและชุมชนจำนวนมากจะต้องดำเนินการก่อสร้างระบบรวบรวมและโรงปรับปรุงคุณภาพน้ำเสีย (Wastewater treatment). ดังนั้นประเด็นสภาพปัญหาทรัพยากรและการเลือกระบบบำบัดที่เหมาะสม รวมถึงการจัดทำเกณฑ์การออกแบบที่มีความเหมาะสมกับสภาพท้องถิ่นของประเทศไทย เพื่อเป็นแนวทางในการจัดการปัญหาน้ำเสียชุมชนให้มีประสิทธิภาพและมีความเหมาะสมทางด้านเศรษฐศาสตร์ การออกแบบและก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียของชุมชนต่างๆ ในประเทศไทย จึงเป็นข้อพิจารณาที่สำคัญและมีความจำเป็นอย่างยิ่งสำหรับท้องถิ่น. ในอดีตวิศวกรผู้ออกแบบใช้ข้อมูลและเกณฑ์การออกแบบ ตลอดจนแนวคิดในการออกแบบจากเอกสารทางวิชาการของต่างประเทศ หรือจากหลักเกณฑ์การออกแบบที่เคยปฏิบัติกันมา โดยที่ไม่มีการประเมินผล, ทำให้ผลการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียรวมที่ออกแบบไว้ส่วนใหญ่ไม่เหมาะสม. กล่าวคือ เทคโนโลยีกระบวนการบำบัดไม่เหมาะสมกับสภาพของท้องถิ่น และมีขนาดใหญ่เกินความจำเป็น. ส่งผลให้งบประมาณสำหรับการดำเนินการระบบสูงมาก, ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียหลายแห่งต้องหยุดเดินระบบบ่อยครั้ง, หรือเดินระบบเพียงบางส่วนเท่านั้น, เนื่องจากขาดงบประมาณการดำเนินการ. จากเอกสารวิชาการเรื่องแนวทางการศึกษาออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียที่เหมาะสมสำหรับชุมชนไทย แสดงให้เห็นว่า ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนจำนวนมากที่ได้ก่อสร้างไว้แล้ว ไม่สามารถเดินระบบได้อย่างต่อเนื่องหรือต้องหยุด

เดินระบบไป, เนื่องจากเทศบาลหรือองค์การบริหารส่วนท้องถิ่นไม่สามารถรองรับค่าใช้จ่ายในการเดินระบบที่สูงมากได้ในระยะยาว.

ปัจจุบัน ประเทศไทยมีการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียในสองรูปแบบ. รูปแบบแรก เป็นการออกแบบที่ใช้เทคโนโลยีที่ต้องการพลังงานในการเติมอากาศลงสู่ถังปฏิกิริยาแบบเข้มข้น แต่ใช้พื้นที่ในการก่อสร้างระบบค่อนข้างน้อย อย่างไรก็ตาม ผลของการเติมอากาศในปริมาณที่สูงมากซึ่งแปรผันโดยตรงกับการใช้พลังงานไฟฟ้า จึงก่อให้เกิดปัญหากับชุมชนที่ใช้เทคโนโลยีในเรื่องค่าใช้จ่ายในการเดินระบบบำบัด. รูปแบบที่สองเป็นการออกแบบเทคโนโลยีประเภทใช้พลังงานต่ำ แต่ใช้พื้นที่ในการก่อสร้างระบบค่อนข้างมาก. มีปัญหาการหาพื้นที่ในการก่อสร้างระบบ ซึ่งเป็นปัญหาที่พบได้เสมอในการก่อสร้างระบบบำบัดในชุมชนต่างจังหวัด. สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้กันมากในประเทศไทย จำแนกได้ดังนี้:

- ระบบบ่อแบบไร้อากาศ (Stabilization Pond, SP)
- ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon, AL)
- ระบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge, AS)
- ระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch, OD)
- ระบบ Extended Aeration รูปแบบต่าง ๆ
- ระบบจานหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor, RBC)
- ระบบผสมระหว่างแผ่นชีวภาพกับระบบตะกอนเร่ง (Combined Fixed Film and Activated Sludge, CFFAS)

จากปัญหาดังกล่าวข้างต้น หากวิศวกรสิ่งแวดล้อมและบุคคลที่เกี่ยวข้องเปลี่ยนมาใช้ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ จะสามารถประหยัดค่าใช้จ่ายในด้านพลังงาน รวมถึงลดปัญหาความขัดแย้งในการใช้ที่ดิน. นอกจากนี้ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศยังมีอัตราการผลิตมวลชีวภาพที่ต่ำกว่าระบบเติมอากาศ ส่งผลให้ลดค่าใช้จ่ายในการบำบัดและค่าพื้นที่ในการกำจัดตะกอนส่วนเกินเหล่านี้. อย่างไรก็ตาม การใช้เทคโนโลยีดังกล่าวนี้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ยังต้องการศึกษาและวิจัยอีกมาก โดยเฉพาะการเลือกรูปแบบถังปฏิกิริยาที่เหมาะสม, วิธีการเริ่มต้นระบบ, การเดินระบบที่เหมาะสม, เสถียรภาพเกณฑ์ออกแบบระบบบำบัดต่อเนื่อง และความเหมาะสมในเชิงเศรษฐศาสตร์.

อย่างไรก็ตาม เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศยังมีข้อจำกัดในการกำจัดสารพวก macronutrients ของพืชน้ำ (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) รวมถึงไม่สามารถกำจัดเชื้อโรคที่อยู่ในน้ำได้อย่างสมบูรณ์ และที่สำคัญคือไม่สามารถลดค่า BOD หรือ COD ให้ได้ตามมาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนได้. ดังนั้นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศจึงจำเป็นต้องมีระบบบำบัดต่อเนื่อง ลดความเข้มข้นของ BOD และ TSS ตลอดจนความเข้มข้นของสารพวก macronutrient สำหรับระบบบำบัดต่อเนื่องอาจจะเป็นระบบบำบัดแบบชีววิทยา, ฟิสิกส์, เคมี, หรือการใช้ทั้งชีววิทยา, ฟิสิกส์ และเคมีร่วมกัน.

โดยทั่วไปสารอาหารของพืช (nutrient) ที่อยู่ในน้ำทิ้งชุมชนจะอยู่ในรูปของสารไนโตรเจนและฟอสเฟต ซึ่งอาจอยู่ในรูปของสารอินทรีย์และอนินทรีย์. สำหรับน้ำเสียชุมชนที่ผ่านถึงปฏิบัติการแบบไม่ใช้อากาศ จะมีสารอาหารพืชในรูปอนินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ และอาจจะมีบางส่วน อยู่ในรูป oxidise nitrogenous compounds ( $\text{NO}_2^-$  และ  $\text{NO}_3^-$ ). ดังนั้น การปล่อยให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว มีสารอาหารพืชดังกล่าวในปริมาณสูง ระบายออกสู่แหล่งรับน้ำธรรมชาติอาจก่อให้เกิดปัญหาทั้งทางด้านสุขภาพอนามัยของประชาชน และสร้างปัญหากับระบบนิเวศวิทยาของแหล่งน้ำด้วย. ดังนั้นการลดหรือกำจัดสารอาหารพืชดังกล่าวจึงมีความจำเป็น และเพื่อให้การประยุกต์ใช้เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศเป็นไปอย่างมีประสิทธิภาพและเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม ว. จึงได้พัฒนาชุดโครงการนี้เพื่อเสริมศักยภาพการใช้เทคโนโลยีแบบไม่ใช้อากาศและเอื้ออำนวยให้เทคโนโลยีที่วิจัยได้สามารถประยุกต์ได้แบบครบวงจร.

## 1.2 สมมติฐาน

การบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศโดยระบบเอเอสบีอาร์ (ASBR; anaerobic sequencing batch reactor) มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียได้ดี.

## 1.3 วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษากระบวนการควบคุมกระบวนการมีเทนไนโตรเจนนิซีสกับกระบวนการแอนแอโรบิกแอมโมเนียออกซิเดชัน ในถังปฏิบัติการแบบ ASBR.
2. เพื่อศึกษาปัจจัยและสภาวะระหว่างการทำงานของระบบไม่ใช้อากาศในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย.
3. เพื่อศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย.

## 1.4 ตัวแปรที่ศึกษา

### 1. ตัวแปรต้น

- ภาระบรรทุกชีโอดี (COD loading rate).
- ภาระบรรทุกแอมโมเนียไนโตรเจน (Ammonia Nitrogen loading rate).
- ภาระบรรทุกไนไตรต์ (Nitrite loading rate).

### 2. ตัวแปรตาม

- ความเข้มข้นไนโตรเจนทั้งหมด แอมโมเนีย และไนไตรต์.
- ความเข้มข้นชีโอดีทั้งหมด (total chemical oxygen demand; TCOD).
- ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ (removal efficiency).
- ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.
- พีเอช (pH).
- กรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acids; VFAs).
- สภาพความเป็นด่าง (alkalinity).

## 1.5 ขอบเขตการวิจัย

เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (experimental research) ในห้องปฏิบัติการ โดยใช้แบบจำลองของระบบเอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้กระบวนการแอนแอโรบิกแอมโมเนียออกซิเดชันที่ระยะเวลาพักพักผลศาสตร์ต่างๆ.

## 1.6 นิยามศัพท์

กระบวนการแอนแอโรบิกแอมโมเนียออกซิเดชัน (anaerobic ammonium oxidation process; anammox) หมายถึง กระบวนการออกซิไดส์แอมโมเนียเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยใช้ไนไตรต์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน.

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR) หมายถึง ระบบบำบัดน้ำเสียที่ถังปฏิริยาถูกใช้ในการทำปฏิริยาและการตกตะกอนภายในถังเดียว โดยมีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทำหน้าที่ในการทำปฏิริยาย่อยสลายสารมลพิษในน้ำเสีย โดยการดำเนินระบบประกอบด้วย การป้อนน้ำเสีย, การเกิดปฏิริยา, การตกตะกอนของมวลชีวภาพ และการ



ระบายน้ำเสียออกจากระบบ. โดยคุณสมบัตินี้ที่สำคัญของระบบบำบัดน้ำเสีย คือ การสร้างสภาวะที่เอื้ออำนวยในการตกตะกอนมวลชีวภาพ เพื่อให้ระยะเวลาพักพิงผลผลิตที่สั้น.

**ภาระบรรทุก (loading)** หมายถึง ปริมาณความสกปรกของน้ำเสียต่อหน่วยปริมาตรของระบบต่อวัน สามารถคำนวณได้จาก:

$$\text{ภาระบรรทุก (กรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน)} = \frac{\text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำเข้าระบบ} \times \text{อัตราการไหล}}{\text{ปริมาตรของถัง}}$$

**สภาวะคงที่ (steady state)** หมายถึง การเดินระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อให้เกิดการปรับสภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จนกระทั่งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีความคุ้นเคยกับน้ำเสียแล้ว และประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ที่วัดในรูปค่าซีโอดีมีค่าสูงถึงร้อยละ 80.

**ซีโอดี (chemical oxygen demand; COD)** หมายถึง ค่าความต้องการออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ในน้ำเสียเพื่อให้เกิดคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำมีหน่วยเป็นมิลลิกรัมต่อลิตร.

**ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen)** หมายถึง ผลรวมของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและสารอนินทรีย์ไนโตรเจน หรือ ผลรวมของทีเคเอ็น ไนไตรต์และไนเตรต.

**ทีเคเอ็น (total Kjeldahl nitrogen; TKN)** หมายถึง ผลรวมของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจน.

**พีเอช (pH)** หมายถึง ค่าลบของฟังก์ชันลอการิทึมของความเข้มข้นของไฮดรอกไซด์ไอออนในน้ำ ซึ่งช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศควรอยู่ระหว่าง 6.6–7.4.

**กรดไขมันระเหย (volatile fatty acids; VFAs)** หมายถึง สารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรดให้มีขนาดของโมเลกุลที่เล็กลงและสามารถละลายน้ำได้, เพื่อนำไปใช้เป็นสารตั้งต้นในการสร้างก๊าซชีวภาพ. ช่วงค่ากรดไขมันระเหยง่าย

ที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศควรอยู่ระหว่าง 50–500 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดเอซิดิก.

**สภาพความเป็นด่าง (alkalinity)** หมายถึง ความสามารถของสารละลายในการสะเทินกรดเพื่อรักษาระดับพีเอชให้เหมาะสมกับการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย.

**ระยะเวลาพักพิชผลศาสตร์ (hydraulic retention time; HRT)** หมายถึง ระยะเวลาที่น้ำเสียอยู่ในถังปฏิกริยามีค่าเป็นปริมาตรของถังปฏิกริยาหารด้วยอัตราการไหลของน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบ มีหน่วยเป็นชั่วโมงหรือวัน สามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\text{ระยะเวลาพักเก็บน้ำ} = \frac{\text{ปริมาตรของถังปฏิกริยา ลูกบาศก์เมตร}}{\text{อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบ ลูกบาศก์เมตรต่อวัน}}$$

**ค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (food/microorganisms; F/M)** หมายถึง อัตราส่วนน้ำหนัก สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบบำบัดต่อน้ำหนักของจุลินทรีย์ ซึ่งคำนวณสารอินทรีย์เป็นมวลของซีโอดีที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีหน่วยเป็นกรัมต่อวัน และ มวลของจุลินทรีย์เป็นมวลของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายในถังปฏิกริยามีหน่วยเป็นกรัม สามารถคำนวณได้ดังนี้:

$$F/M = \frac{\text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำเข้าระบบ (COD) x อัตราการไหล (Flow Rate)}}{\text{ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย x ปริมาตรถังปฏิกริยา}}$$

**ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ (removal efficiency)** หมายถึง ประสิทธิภาพของระบบบำบัดในการลดค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์ มีหน่วยเป็นร้อยละ สามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์} = \frac{(\text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำเข้า} - \text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำออก}) \times 100}{\text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำเข้า}}$$

## 1.7 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

การพัฒนาชุดโครงการนี้เพื่อเสริมศักยภาพการใช้เทคโนโลยีแบบไม่ใช้อากาศและเอื้ออำนวยให้เทคโนโลยีที่วิจัยได้สามารถประยุกต์ใช้เพื่อเอื้ออำนวยต่อสุขภาพอนามัยของประชาชนและระบบนิเวศวิทยา.

สำหรับประโยชน์เฉพาะด้านองค์ความรู้ใหม่สามารถจำแนกดังนี้:

1. ได้องค์ความรู้ใหม่ในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนโดยระบบเอเอสบีอาร์.
2. ทราบถึงปัจจัยและสภาวะที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบไม่ใช้ออกซิเจนในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย.
3. ทราบถึงลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย.
4. นำข้อมูลพื้นฐานที่ได้มาประกอบในการพัฒนาระบบบำบัดในโตรเจนในน้ำเสียต่อไป.

## 2. เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

### 2.1 บทนำ

เนื่องจากการพัฒนาทางเศรษฐกิจและสังคม ส่งผลให้เกิดการขยายตัวของอุตสาหกรรม เกษตรกรรม, และชุมชน เป็นเหตุให้เกิดปัญหาหลายประการตามมา โดยเฉพาะปัญหาสิ่งแวดล้อม, ในที่นี้คือ ปัญหาน้ำเสียที่ทวีความรุนแรงขึ้นอย่างต่อเนื่อง. ปัจจุบันประเทศไทยให้ความสำคัญในการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสีย แต่ระบบบำบัดนั้นมักจะมุ่งเน้นบำบัดเฉพาะบีโอดี ไม่สามารถบำบัดไนโตรเจนได้. ไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ในโตรเจนและแอมโมเนียถูกระบายลงในแหล่งน้ำ จะเกิดความต้องการออกซิเจนเพื่อทำปฏิกิริยาในการเปลี่ยนรูปมากกว่าบีโอดีหลายเท่า. ดังนั้น การกำจัดสารอินทรีย์ในโตรเจนและแอมโมเนียออกจากน้ำเสีย จึงมีความจำเป็นอย่างมากและก่อให้เกิดการพัฒนากระบวนการบำบัดต่างๆ เพื่อให้สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในโตรเจนและแอมโมเนียออกจากน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ. ระบบบำบัดที่เหมาะสมในการบำบัดสารอินทรีย์ในโตรเจนและแอมโมเนียออกจากน้ำเสียคือ ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ซึ่งสามารถแบ่งออกเป็น 2 กระบวนการคือ กระบวนการที่ใช้ ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระได้รับความสนใจในการบำบัดน้ำเสียมากขึ้น เนื่องจากสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ในอัตราที่สูง, ผลิตตะกอนส่วนเกินน้อย และประหยัดค่าพลังงานในการเติมอากาศ, แต่ระบบบำบัดนี้จะไม่สามารถบำบัดไนโตรเจนได้เลย.

เนื่องจากการบำบัดแอมโมเนียต้องอาศัยกระบวนการทั้งการใช้ออกซิเจนในการเปลี่ยนรูปจากแอมโมเนียเป็นไนไตรต์. ไนไตรต์ไม่ใช้ออกซิเจนในการเปลี่ยนรูปไนไตรต์ต่อไปเป็นก๊าซไนโตรเจน. จากกระบวนการนี้ทำให้ต้องใช้เทคนิคต่างๆ อย่างมากในการบำบัด จึงทำให้กระบวนการบำบัดแอมโมเนียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระในการเปลี่ยนรูปจากแอมโมเนียเป็นก๊าซไนโตรเจนได้จากกิจกรรมของแบคทีเรียในระบบได้รับความสนใจ. โดยหากนำแบคทีเรียและสภาวะที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยามาบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียสูงภายใต้ภาวะไม่ใช้ออกซิเจน จึงน่าจะบำบัดแอมโมเนียออกจากน้ำเสียได้. ดังนั้น ผู้วิจัยจึงมีความสนใจที่จะศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระในการบำบัดแอมโมเนียออกจากน้ำเสียโดยกระบวนการ anammox โดยระบบบำบัดแบบเอเอสบีอาร์. ผลการศึกษาที่ได้จากการทำวิจัยในครั้งนี้จะเป็นข้อมูลพื้นฐานในการพัฒนาระบบบำบัดแอมโมเนียและประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียปนเปื้อนต่อไปได้.

## 2.2 การบำบัดน้ำเสีย (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545)

ปัญหาน้ำเสียเกิดขึ้นพร้อมๆ กับการเจริญเติบโตของชุมชน เนื่องจากน้ำเสียเกิดขึ้นจากการใช้น้ำเพื่อวัตถุประสงค์ต่างๆ. ในอดีต ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นมีจำนวนไม่มาก เมื่อระบายลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ ชุมชนจะสามารถทำความสะอาดน้ำเสียได้ทัน. อย่างไรก็ตาม เมื่อมีการขยายตัวของชุมชน และมีการพัฒนาอุตสาหกรรมมากขึ้น น้ำเสียจึงมีปริมาณเพิ่มขึ้นจนถึงจุดที่การทำความสะอาดน้ำเสียตามวิธีการทางธรรมชาติไม่ได้ผล, เกิดการเน่าเหม็นของน้ำเสียขึ้น ทำให้จำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีต่างๆ ที่มีประสิทธิภาพมากขึ้น.

### 2.2.1 ความหมายของน้ำเสีย

น้ำเสีย หมายถึง น้ำที่มีสิ่งเจือปนต่างๆ ในปริมาณสูง จนกระทั่งกลายเป็นน้ำที่ไม่เป็นที่ต้องการและเป็นที่น่ารังเกียจของคนทั่วไป, ก่อให้เกิดปัญหาต่างๆ แก่ลำน้ำซึ่งเป็นที่รองรับ เช่น ทำให้เกิดการเน่าเหม็นหรือเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต เป็นต้น.

สิ่งเจือปนต่างๆ ที่ทำให้เกิดน้ำเสีย ได้แก่ สารอินทรีย์ต่างๆ, กรด, ด่าง, ของแข็งหรือสารแขวนลอย และสิ่งที่ย่อยปนอยู่ในน้ำ เช่น น้ำมัน, ไขมัน, เกลือและแร่ธาตุที่เป็นพิษ เช่น โลหะหนัก, สารที่ทำให้เกิดฟอง, ความร้อน, สารพิษ เช่น ยาฆ่าแมลง, สี, กลิ่น และสารกัมมันตรังสี เป็นต้น.

### 2.2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดน้ำเสียสามารถแบ่งออกเป็นประเภทใหญ่ๆ ได้ 3 ประเภท คือ

1. การบำบัดทางกายภาพ (physical treatment) เป็นวิธีการแยกเอาสิ่งเจือปนออกจากน้ำเสีย เช่น ของแข็งขนาดใหญ่, ทราย, พลาสติก, เศษอาหาร, กรวด, ทราย, ไขมันและน้ำมัน. โดยใช้อุปกรณ์ในการบำบัดทางกายภาพ คือ ตะแกรงคัดขยะ, ถังคัดกรวดทราย, ถังคัดไขมันและน้ำมัน และถังตกตะกอน ซึ่งจะเป็นการลดปริมาณของแข็งทั้งหมดที่มีในน้ำเสียเป็นหลัก.

2. การบำบัดทางเคมี (chemical treatment) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางเคมี เพื่อทำปฏิกิริยากับสิ่งเจือปนในน้ำเสีย วิธีการนี้จะใช้สำหรับน้ำเสียที่มีส่วนประกอบอย่างใดอย่างหนึ่งดังต่อไปนี้ คือ ค่า pH สูงหรือต่ำเกินไป, มีสารพิษ, มีโลหะหนัก, มีของแข็งแขวนลอยที่ตกตะกอนยาก, มีไขมันและน้ำมันที่ละลายน้ำ, มีไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสที่สูงเกินไป และมีเชื้อโรค. ทั้งนี้ อุปกรณ์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางเคมี ได้แก่ ถังกวนเร็ว, ถังกวนช้า, ถังตกตะกอน, ถังกรอง และถังฆ่าเชื้อโรค.

3. การบำบัดทางชีวภาพ (biological treatment) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพหรือใช้จุลินทรีย์, ในการกำจัดสิ่งเจือปนในน้ำเสียโดยเฉพาะสารคาร์บอนอินทรีย์, ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส. โดยความสกปรกเหล่านี้จะถูกใช้เป็นอาหารและเป็นแหล่งพลังงานของจุลินทรีย์ในถังเลี้ยงเชื้อเพื่อการเจริญเติบโต ทำให้น้ำเสียมีค่าความสกปรกลดลง, โดยจุลินทรีย์เหล่านี้อาจเป็นแบบใช้ออกซิเจนอิสระ (aerobic organisms) หรือไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (anaerobic organisms) ก็ได้.

## 2.3 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (anaerobic waste water treatment)

จากปัญหาการใช้พลังงานสูงในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน<sup>1</sup> จึงได้มีการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน<sup>2</sup> เพื่อการประหยัดค่าใช้จ่ายในด้านพลังงาน. นอกจากนี้ กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน ยังมีอัตราการผลิตมวลชีวภาพที่ต่ำกว่า และเป็นเทคโนโลยีที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมอีกด้วย.

### 2.3.1 กลไกพื้นฐานของกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ

กลไกพื้นฐานในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ที่แบบใช้ออกซิเจนอิสระ หรือไม่ใช้ออกซิเจน จะมีลักษณะเหมือนกันคือเป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน-รีดักชัน (รีดอกซ์).

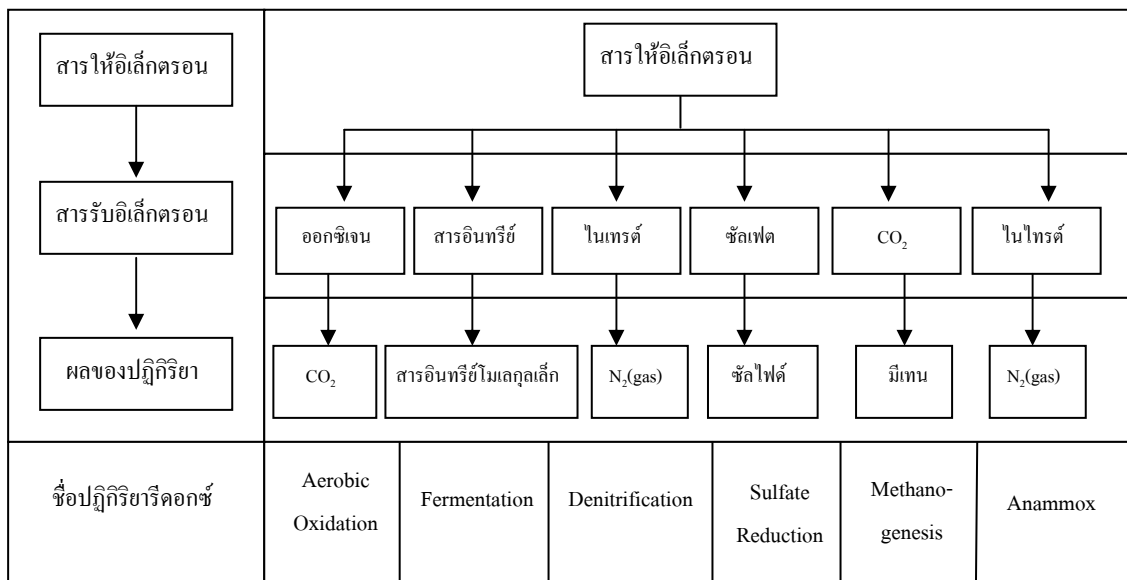
**ปฏิกิริยารีดอกซ์** หมายถึง ปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนเกิดขึ้นระหว่างสารให้อิเล็กตรอนและสารรับอิเล็กตรอน. สารให้อิเล็กตรอนในน้ำเสียส่วนใหญ่มักเป็นสารอินทรีย์, ส่วนสารรับอิเล็กตรอนในน้ำเสียมักเป็นสารอื่นๆ ที่ไม่ใช่สารอินทรีย์ เช่น ออกซิเจน, ไนเตรตหรือซัลเฟต เป็นต้น. การถ่ายเทอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์จะได้พลังงานเกิดขึ้นจำนวนหนึ่ง, พลังงานนี้ส่วนหนึ่งสูญเสียไปในรูปของพลังงานความร้อน, อีกส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้การดำรงชีวิตและสร้างเซลล์ใหม่. ดังนั้นสารอินทรีย์จึงเป็นทั้งแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนของจุลินทรีย์ แต่สารรับอิเล็กตรอนในน้ำเสียมีหลายชนิด ผลของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะแตกต่างกัน ตามชนิดของสารรับอิเล็กตรอน. ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจน ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นปฏิกิริยาที่เรียกว่า “aerobic oxidation” ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นไนเตรต จะเกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันขึ้น. สามารถแบ่งชนิดของปฏิกิริยารีดอกซ์ที่เกิดขึ้นภายในเซลล์ของแบคทีเรียออกได้เป็น 2 ประเภท ตามสารรับอิเล็กตรอน คือ:

1. การหมัก (fermentation) คือ ปฏิกิริยารีดอกซ์ของสารประกอบอินทรีย์ที่เกิดขึ้นใน ภาวะที่ไม่มีสารรับอิเล็กตรอนภายนอก.

2. การหายใจ (respiration) คือ ปฏิกิริยารีดอกซ์ที่มีสารรับอิเล็กตรอนภายนอก เป็นสาร รับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ซึ่งสามารถแบ่งย่อยลงไปได้อีก 2 ประเภท

- aerobic respiration เป็นการหายใจที่มีออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย.
- anaerobic respiration เป็นการหายใจที่ไม่ใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย สารรับอิเล็กตรอนที่ใช้ในกรณีนี้ได้แก่ ไนเตรต, คาร์บอนไดออกไซด์ หรือซัลเฟต.

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระแตกต่างจากระบบใช้ออกซิเจนตรงที่สารรับ อิเล็กตรอนตัวสุดท้ายไม่ใช้ออกซิเจน แต่เป็นสารรับอิเล็กตรอนอื่นในน้ำเสีย เช่น ไนเตรต- คาร์บอนไดออกไซด์ หรือซัลเฟต. ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นจะแตกต่างกันออกไปตามชนิดของสาร รับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย สิ่งที่จะกำหนดว่าจะมีปฏิกิริยาชนิดใดเกิดขึ้นคือ สภาพของน้ำเสียใน ขณะนั้นว่า มีสารให้และสารรับอิเล็กตรอนชนิดใด pH และอุณหภูมิ. พิจารณาแหล่งน้ำแห่งหนึ่ง ซึ่งมีอุณหภูมิ, pH, มีปริมาณธาตุอาหาร และปริมาณสารอินทรีย์อยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการ เจริญเติบโตของจุลินทรีย์.



รูปที่ 2.1. ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (ปรับปรุงจากตำหนูลเล่มที่ 2542).

นอกจากนี้แหล่งน้ำเสีย ออกซิเจนสามารถละลายลงในดินตะกอนใต้น้ำ. บริเวณนี้จะมี จุลินทรีย์กลุ่มที่ใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายอาศัยอยู่ ดำรงชีพด้วยการใช้สาร อินทรีย์ ในน้ำบริเวณนั้นเป็นสารอาหาร จุลินทรีย์กลุ่มอื่น เช่น แบคทีเรียที่ใช้ในเทรตหรือซัลเฟต จะไม่สามารถอาศัยอยู่ได้ เนื่องจากการใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนจะได้พลังงานสูงกว่าการใช้ ในเทรตหรือซัลเฟตมาก. ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มอื่นเจริญเติบโตและแย่งใช้สารอินทรีย์ในน้ำสู้กับ พวกที่ใช้ออกซิเจนไม่ได้ แม้ว่าน้ำในบริเวณนั้นจะมีในเทรตหรือซัลเฟตอยู่ก็ตาม. ในดินที่ลึกลงไป ออกซิเจนในน้ำจะเริ่มลดลงเนื่องจากออกซิเจนจากอากาศแพร่ลงไปได้น้อยลง และจากข้อจำกัดใน การใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ที่ต้องใช้ออกซิเจน. ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มอื่นจะเจริญเติบโตขึ้นมา แทนที่ โดยจุลินทรีย์ กลุ่มที่ใช้ในเทรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายจะเป็นกลุ่มต่อไปที่ เจริญเติบโตขึ้นมา. เนื่องจากการใช้ในเทรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายได้พลังงานรองลงมา จากออกซิเจน. เช่นเดียวกัน, ในบริเวณที่ในเทรตเริ่มหมดไป จุลินทรีย์กลุ่มอื่น ได้แก่ พวกที่ใช้ ซัลเฟต, คาร์บอนไดออกไซด์ และสารอินทรีย์เป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย จะเจริญเติบโต ขึ้นมาแทน. แต่จุลินทรีย์กลุ่มใดจะเป็นกลุ่มเด่น ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ, เนื่องจากจุลินทรีย์ ทั้งสามกลุ่มนี้มีความเกี่ยวข้องสัมพันธ์กันเป็นอย่างมากทั้งการพึ่งพาอาศัยกันและแข่งขันกัน.

ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระเป็นลักษณะเดียวกับที่ เกิดขึ้นในธรรมชาติในบริเวณที่ไม่มีออกซิเจน แต่สิ่งที่ระบบบำบัดน้ำเสียต่างออกไปจากธรรมชาติ คือ ปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียจะมีมากกว่าในธรรมชาติมาก, สารอินทรีย์ถูกทำให้ ลดลงได้ในเวลาที่รวดเร็วโดยจุลินทรีย์จำนวนมากในระบบ. แต่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออก- ซิเจนอิสระเป็นระบบที่ซับซ้อน มีกลุ่มจุลินทรีย์อาศัยอยู่ร่วมกันมากมายหลายกลุ่ม. ความสัมพันธ์ ของกลุ่มจุลินทรีย์เหล่านี้มีทั้งการพึ่งพาอาศัยกันและการแข่งขันกัน. สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูก เปลี่ยนรูปไปเนื่องจากการย่อยสลายโดยกลุ่มจุลินทรีย์หลายๆ กลุ่มต่อๆ กัน. ผลิตภัณฑ์ที่เกิดจาก การย่อยสลายของกลุ่มจุลินทรีย์หนึ่งจะถูกย่อยสลายต่อ โดยกลุ่มจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่งเกิดเป็น ความสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยกัน. แต่ถ้าผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นสามารถใช้ได้โดยจุลินทรีย์หลายกลุ่ม ซึ่งใช้สารอาหารชนิดเดียวกันจะทำให้เกิดความสัมพันธ์แบบแข่งขันกันขึ้น. กลุ่มจุลินทรีย์หลาย กลุ่มที่อาศัยอยู่ร่วมกัน และมีปฏิสัมพันธ์กันเหล่านี้เองที่ทำให้เกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ และเปลี่ยนรูป สารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปแบบต่างๆ เช่น กรดอินทรีย์, คาร์บอนไดออกไซด์, มีเทน, ซัลไฟด์ เป็น ต้น. แต่สารอินทรีย์ในระบบจะถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มใดและถูกใช้ไปในสัดส่วนเท่าใดนั้น ขึ้นอยู่ กับปัจจัยต่างๆ มากมาย, โดยเฉพาะอย่างยิ่งปัจจัยทางสิ่งแวดล้อม ซึ่งจะส่งผลให้แบคทีเรียกลุ่มใด กลุ่มหนึ่งโดดเด่นที่สุดในระบบ. ถ้าหากพิจารณาในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ



โดยทั่วไปที่ผลิตมีเทน, จุลินทรีย์กลุ่มที่โดดเด่นที่สุดในระบบคือแบคทีเรียสร้างมีเทนและแบคทีเรียสร้างกรดที่ทำงานร่วมกันได้ผลิตก๊าซหลักเป็นก๊าซมีเทน.

ดังนั้น พื้นฐานของการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการไม่ใช้ออกซิเจน คือ การเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ด้วยปฏิกิริยารีดอกซ์โดยจุลินทรีย์กลุ่มที่ไม่ใช้ออกซิเจน. ผลลัพธ์ที่ได้จะแตกต่างหลากหลายกันออกไป ขึ้นอยู่กับสถานะของน้ำเสียกับปริมาณและชนิดของแบคทีเรียในระบบ (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม 2548).

### ตารางที่ 2.1. การเปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระกับระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

การเปรียบเทียบ	ระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจนอิสระ	ระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ
ความต้องการพลังงาน	0.7-1 kwh/kgCOD	0.07-0.1 kwh/kgCOD
พลังงานที่ผลิตได้	-	0.25-0.35 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kgCOD
อัตราการผลิตมวลชีวภาพ (sludge)	0.2-0.6 kg/kgCOD	0.03-0.1 kg/kgCOD
คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัด	บีโอดี(BOD) 20 mg/l	บีโอดี(BOD) 50-1000 mg/l
	ของแข็งแขวนลอย (SS) 30 mg/l แอมโมเนีย (NH <sub>3</sub> ) 5 mg/l	ของแข็งแขวนลอย (SS) 100-500 mg/l แอมโมเนีย (NH <sub>3</sub> ) ไม่สามารถกำจัดได้
อัตราการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์	0.5-2 kgCOD/m <sup>3</sup> -day	2-25 kgCOD/m <sup>3</sup> -day
ความเข้มข้นของน้ำเสีย	ซีโอดี (COD) 0.2-2.5 g/l	ซีโอดี (COD) 3 -100 g/l
	ของแข็งแขวนลอย (SS) < 0.2 g/l	ของแข็งแขวนลอย (SS) <10 g/l

ที่มา: Grobicki 1997

#### 2.3.2 จุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ

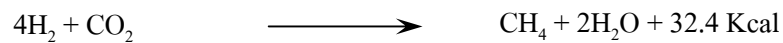
การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการไม่ใช้ออกซิเจน มีลักษณะแตกต่างจากกระบวนการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนอิสระ คือ กระบวนการแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระจะไม่มีออกซิเจนอิสระซึ่งเป็นตัวรับอิเล็กตรอนมาเกี่ยวข้อง. โดยปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทน, คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซอื่นๆ. ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นมีลักษณะเป็นขั้นตอนที่ซับซ้อน โดยแบคทีเรีย 2 กลุ่มใหญ่ๆ ได้แก่

### 2.3.2.1 แบคทีเรียชนิดสร้างกรด (acid – producing bacteria)

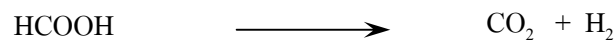
แบคทีเรียชนิดนี้มี 2 ชนิด คือ แบคทีเรียที่ไม่ต้องการออกซิเจน (obligate anaerobes) และแบคทีเรียที่อยู่ในสภาพที่มีและไม่มีออกซิเจน (facultative anaerobes). โดยแบคทีเรียในกลุ่มนี้จะผลิตไฮโดรเจนจากกรดอินทรีย์ขนาดใหญ่ และทำหน้าที่เป็นตัวเชื่อมระหว่างแบคทีเรียที่สร้างมีเทนและแบคทีเรียที่สร้างกรดแบบธรรมดา.

### 2.3.2.2 แบคทีเรียชนิดสร้างก๊าซมีเทน (methane – producing bacteria)

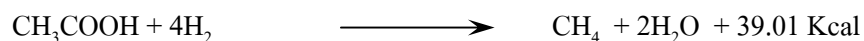
แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจะเจริญเติบโตได้ช้าและยังเป็นเซลล์ที่ไวต่อการเปลี่ยนแปลงมาก. โดยแบคทีเรียที่สร้างมีเทนแบ่งออกได้เป็น 2 ชนิด คือ แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน (hydrogenotrophic bacteria) ซึ่งได้คาร์บอนมาจากคาร์บอนไดออกไซด์ และได้พลังงานจากไฮโดรเจน, ดังสมการ



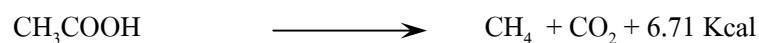
แบคทีเรียชนิดนี้สามารถสร้างใช้กรดฟอร์มิกเป็นสารอาหารได้เนื่องจากกรดฟอร์มิกสามารถเปลี่ยนเป็นไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย, ดังสมการ



แบคทีเรียชนิดที่สอง จะสร้างมีเทนจากกรดแอสिटิกโดยใช้แอสिटेटเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และใช้ไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน (acetoclastic methanogen) โดยการสร้างมีเทน, ดังสมการ



นอกจากการสร้างมีเทนจากการออกซิเดชันของไฮโดรเจนแล้ว มีเทนส่วนใหญ่ยังสร้างจากการแตกตัวของกรดแอสिटิก, ดังสมการ



### 2.3.3 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (microbial granules)

#### 2.3.3.1 ประเภทของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากการที่แบคทีเรียในถังหมักยูเอเอสบีแบ่งเป็น 2 ชั้น คือ ชั้นบนแบคทีเรียมีลักษณะเป็นตะกอนเบา, ส่วนชั้นล่างมีลักษณะเป็นเม็ดซึ่งเกิดจากแบคทีเรียเกาะติดกันแน่น. ความหนาแน่นของจำนวนเซลล์แบคทีเรียต่อปริมาตรในชั้นล่างนี้จึงสูงกว่าในชั้นบนที่มีลักษณะเป็นตะกอนเบา. สารอินทรีย์ส่วนใหญ่จึงถูกย่อยสลายและเปลี่ยนเป็นมีเทนในชั้นของตะกอนเม็ดเป็นส่วนใหญ่, ดังนั้นประสิทธิภาพของระบบบำบัดจึงขึ้นกับปริมาณและลักษณะสมบัติของแบคทีเรียชนิดเม็ด.

ลักษณะของเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อ ส่วนประกอบของน้ำเสีย, สิ่งแวดล้อมในระบบ และการเริ่มต้นเดินระบบ, โดยเม็ดตะกอนอาจมีหลายชนิด ดังนี้ :-

1. Sarcina granules เป็นเม็ดตะกอนที่มีรูปร่างกลมเกาะกันเป็นกลุ่ม เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิดนี้ส่วนใหญ่ประกอบด้วย *methanosarcina*, เกิดขึ้นเมื่อระบบรับปริมาณสารอินทรีย์สูงเกินไป (over loading), เป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็ก จึงถูกล้างออกจากระบบได้ง่าย และยังสามารถในการผลิตมีเทนต่ำมาก.

2. Rod-type granules เป็นเม็ดตะกอนที่ประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีลักษณะเป็นท่อนสั้นๆ เป็นส่วนใหญ่, โดยมีขนาดประมาณ 3 มิลลิเมตร และมีของแข็งระเหยสูงถึงร้อยละ 90, ซึ่งตรวจพบในถังยูเอเอสบีที่รับน้ำเสียบางประเภท เช่น โรงงานน้ำตาล, โรงงานแป้งมัน เป็นต้น. แบคทีเรียพวกนี้จัดเป็นพวก *methanoxthrix soehngenii*.

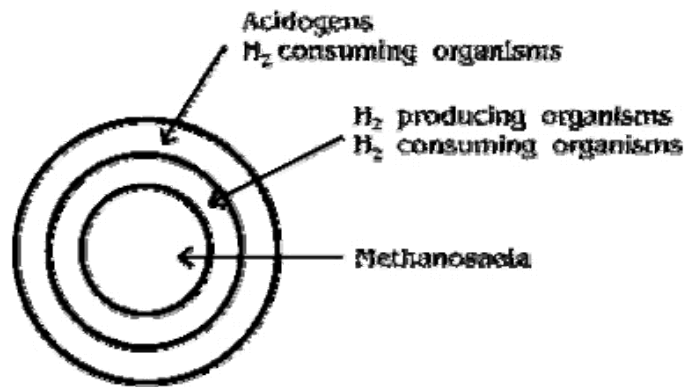
3. Filamentous granules เป็นเม็ดตะกอนซึ่งประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีเส้นยาว (filamentous bacteria) เป็นส่วนใหญ่, เม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดใหญ่ถึง 5 มิลลิเมตร ภายในมักเป็นพวก inert carrier material จึงมีค่าของแข็งระเหยต่ำกว่าเม็ดตะกอนสองพวกแรก.

4. Spinky granules ในกรณีที่น้ำเสียมีสารแคลเซียมสูง เม็ดแบคทีเรียในระบบจะมีลักษณะเป็นหนามแหลม, มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 1 มิลลิเมตร และหนา 0.5 มิลลิเมตร, แบคทีเรียส่วนใหญ่เป็นพวกเส้นใยยาว. เม็ดตะกอนประเภทนี้มี activity ค่อนข้างต่ำ เนื่องจากประกอบด้วย  $\text{CaCO}_3$  ที่จะพอกบนผิวเม็ดแบคทีเรีย.

### 2.3.3.2 โครงสร้างของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์

จากที่มีการศึกษาโครงสร้างของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี โดย McLeod, *et al.* (1990) พบว่า มีโครงสร้างภายในเมื่อดตะกอนแบ่งออกเป็น 3 ชั้น ดังนี้ :-

- 1) โครงสร้างชั้นนอก ประกอบด้วยแบคทีเรีย จำพวก Acidogens ,  $H_2$  consuming organisms.
- 2) โครงสร้างชั้นกลาง ประกอบด้วยแบคทีเรีย จำพวก  $H_2$  producing organisms และ  $H_2$  consuming organisms.
- 3) โครงสร้างชั้นใน ประกอบด้วยแบคทีเรียประเภท Acetoclastic ซึ่งส่วนใหญ่ เป็น Methanosaeta.



รูปที่ 2.2. โครงสร้างทั่วไปของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (McLeod *et al.* 1990).

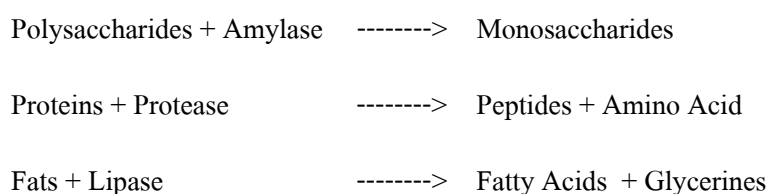
โครงสร้างและขนาดของชั้นในเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แต่ละชั้น ขึ้นอยู่กับอัตราการย่อยสลายสารอาหาร และการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์. ตัวอย่างเช่น ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต จะพบจุลินทรีย์กลุ่ม Acidogenics ที่บริเวณผิวนอกสุดของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์. ทั้งนี้ นอกจากการที่สารอาหารมีค่าความเข้มข้นสูงบริเวณรอบนอกเมื่อดตะกอนแล้ว ยังมีสาเหตุมาจากอัตราการเกิดปฏิกิริยา Acidogenesis ที่บริเวณรอบนอกของเมื่อดตะกอนมีค่าสูงกว่าปฏิกิริยา Acetogenesis และปฏิกิริยา Methanogenesis ด้วยเช่นกัน. แอซิเตตที่ผลิตขึ้นจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลางและชั้นในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป.

### 2.3.4 กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ

กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (Mechanism of anaerobic digestion) โดยมีกลไกของปฏิกิริยา (Steps of reaction) ที่สำคัญด้วยกัน 4 ขั้นตอนและการทำงานของกลุ่มแบคทีเรียที่ทำหน้าที่ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียมีดังนี้, คือ :-

#### 2.3.4.1 กระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

กระบวนการไฮโดรไลซิสเป็นกระบวนการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต, โปรตีน, ไขมัน, ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลเล็ก เช่น น้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว, กรดแอมิโน, กรดไขมัน. โดยในขั้นตอนนี้กลุ่มแบคทีเรียที่เรียกว่า Hydrolytic bacteria จะปล่อยเอนไซม์ที่ผลิตจากภายในเซลล์ออกสู่ภายนอกเซลล์ เพื่อทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงๆ ให้เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ เช่น เอนไซม์อะไมเลส ในการย่อยสลายคาร์โบไฮเดรตให้กลายเป็นน้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว, เอนไซม์ไลเปสในการย่อยสลายไขมันให้กลายเป็นกรดไขมัน, เป็นต้น. ทั้งนี้ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นพบว่า การไฮโดรไลซ์สารอินทรีย์ประเภทไขมันให้เปลี่ยนไปเป็นกรดไขมันและกลีเซอริน นั้นใช้ระยะเวลาที่นานที่สุด. โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นสามารถเขียนสมการได้ดังนี้ คือ



#### 2.3.4.2 กระบวนการสร้างกรด (Acidogenesis)

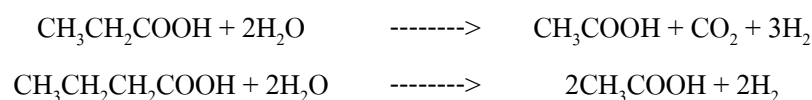
ผลผลิตจากปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส เช่น น้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว กรดแอมิโน กรดไขมัน จะถูกกลุ่มแบคทีเรียที่เรียกว่า Fermentative Acidogenic Bacteria ดูดซึมเข้าสู่ภายในเซลล์เพื่อไปใช้เป็นอาหารและนำไปใช้ในการผลิตกรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acids; VFAs) เช่น กรดโพรไพโอนิก (propionic acid) กรดแอสिटิก, กรดบิวไทริก (butyric acid) เป็นต้น ซึ่งเป็นกรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำและมีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 2 อะตอม. นอกจากนี้ แบคทีเรียจะผลิตไฮโดรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย. ปฏิกิริยาทางชีวเคมีที่เกิดขึ้น ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของซับสเตรต (substrate) ที่ถูกดูดซึมเข้าสู่ภายในเซลล์ของแบคทีเรียและความดันย่อยของไฮโดรเจน (hydrogen partial pressure) เช่น กรดไขมันชนิดยาวถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดแอสिटิก

และไฮโดรเจน ภายใต้สภาวะที่มีความดันย่อยของไฮโดรเจนมีค่าต่ำ แต่ในสภาวะที่มีความดันย่อยของไฮโดรเจนสูง จะถูกย่อยสลายเป็นกรดบิวไทริกและกรดโพรไพโอนิก. เป็นต้น โดยปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในกระบวนการนี้สามารถเขียนสมการได้ ดังนี้, คือ :-



#### 2.3.4.3 กระบวนการสร้างกรดแอสติกจากกรดไขมันระเหย (Acetogenesis)

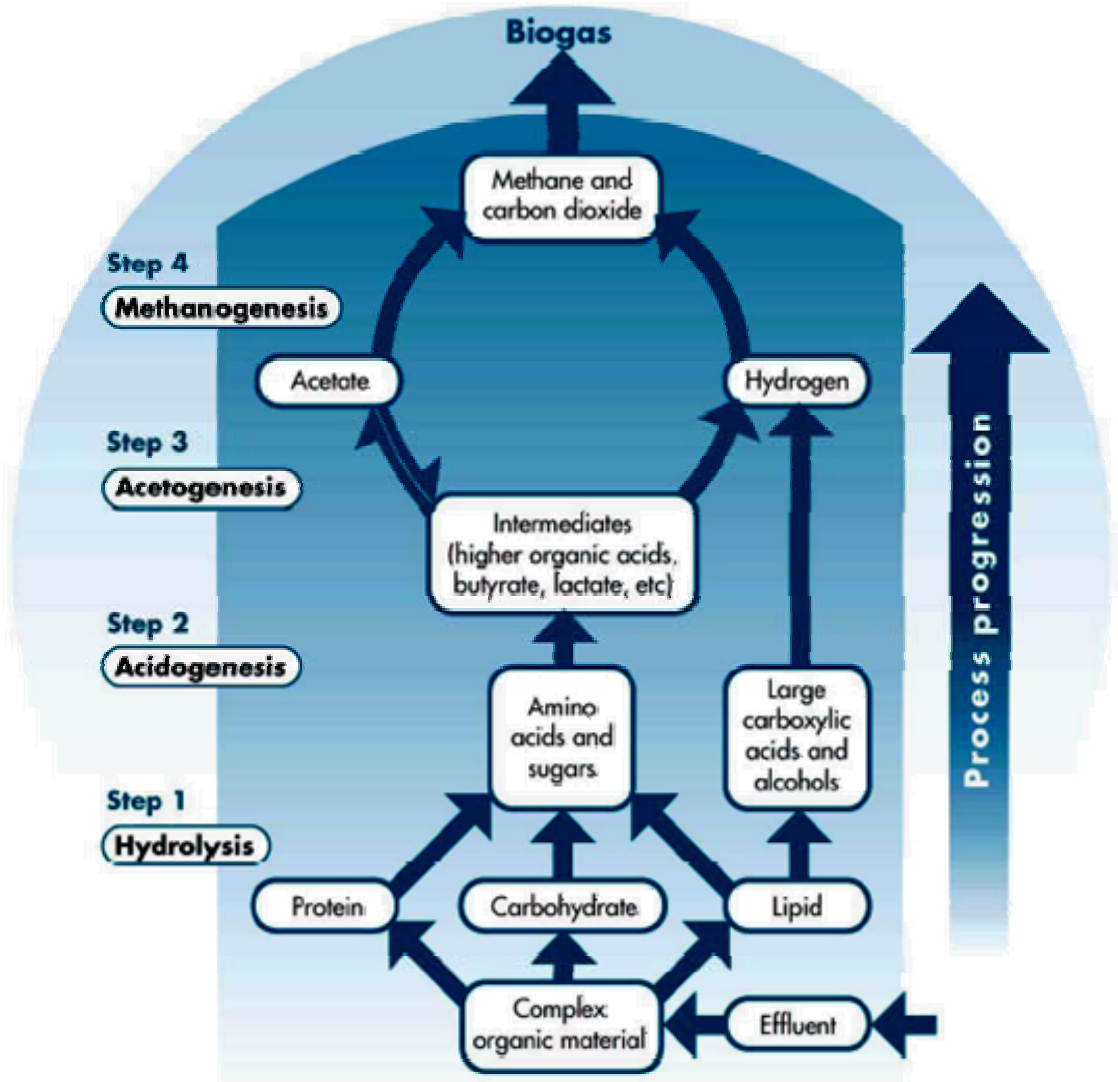
ในขั้นตอนนี้ กลุ่มแบคทีเรียที่เรียกว่า Acetogenic bacteria มีบทบาทสำคัญในการเป็นตัวเชื่อมระหว่างขั้นตอนในกระบวนการสร้างกรดและกระบวนการสร้างมีเทน. แบคทีเรียในกลุ่มนี้จะทำการย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอม เช่น กรดโพรไพโอนิกและกรดบิวไทริก ให้กลายเป็นกรดแอสติก ไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์. ทั้งนี้ ในการผลิตมีเทนโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนนั้นมีความต้องการยับยั้งเฉพาะ ได้แก่ กรดแอสติกและไฮโดรเจน. ในกระบวนการนี้ จะเกิดการย่อยสลายกรดไขมันระเหยให้กลายเป็นกรดแอสติกได้ในสภาวะที่ความดันย่อยของไฮโดรเจนมีค่าต่ำเท่านั้น. ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นสามารถเขียนสมการได้ดังนี้ คือ :-



#### 2.3.4.4 กระบวนการสร้างมีเทน (Methanogenesis)

ในกระบวนการนี้ แบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนที่เรียกว่า Methanogenic Bacteria จะใช้กรดแอสติกและไฮโดรเจน. นอกจากนี้ แบคทีเรียชนิดนี้อาจใช้ยับยั้งอย่างง่ายบางชนิดในการสร้างก๊าซมีเทน เช่น กรดฟอร์มิกหรือเมทานอล ได้เช่นกัน. โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นสามารถเขียนสมการได้ ดังนี้ คือ :-





รูปที่ 2.3. ขั้นตอนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (Wheatley 1997).

ทั้งนี้ ก๊าซที่เกิดขึ้นในขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ จะมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทน ประมาณร้อยละ 55 – 70, ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ร้อยละ 30 – 40 (Bitton 1997), และที่เหลือเล็กน้อยได้แก่ ก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์.

### 2.3.5 ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ

เนื่องจาก ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะประกอบด้วยจุลินทรีย์หลายกลุ่มทำงานร่วมกัน. จุลินทรีย์แต่ละกลุ่มจะมีความแตกต่างกันไปในการดำรงชีวิตและมีความต้องการสภาวะแวดล้อมที่แตกต่างกันในการเจริญเติบโต, การย่อยสลายสารอินทรีย์, รวมทั้งการผลิตก๊าซมีเทน. สภาวะแวดล้อมต่างๆที่มีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสีย มีดังนี้ :-

#### 2.3.5.1 อุณหภูมิ

อุณหภูมิมีอิทธิพลอย่างมากต่อการดำรงชีวิตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยแบคทีเรียแต่ละกลุ่มในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระจะมีความต้องการระดับอุณหภูมิที่แตกต่างกัน โดยสามารถจำแนกแบคทีเรียได้ดังนี้:

Psychrophilic range	มีช่วงอุณหภูมิ	5-15 °ซ.
Mesophilic range	มีช่วงอุณหภูมิ	35-37 °ซ.
Thermophilic range	มีช่วงอุณหภูมิ	50-55 °ซ.

โดยทั่วไป จุลินทรีย์ในกลุ่ม Mesophilic bacteria จะใช้มากในระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทย. เนื่องจาก อุณหภูมิน้ำเสียเฉลี่ยในธรรมชาติในสภาวะปกติประมาณ 25-30 °ซ. และอุณหภูมิในถังปฏิกริยาของระบบบำบัดน้ำเสีย จะสูงกว่าอุณหภูมิปกติประมาณ 3-5 °ซ. หรืออยู่ในช่วงประมาณ 35-37 °ซ. ซึ่งเหมาะสำหรับ Mesophilic bacteria จึงไม่มีความจำเป็นต้องมีการควบคุมอุณหภูมิของถังปฏิกริยาหรือระบบบำบัดน้ำเสีย. ส่วนน้ำเสียที่มีอุณหภูมิสูงหรือต้องการควบคุมอุณหภูมิของน้ำเสียให้สูงอาจจะต้องเลือก Thermophilic bacteria ที่สามารถควบคุมอุณหภูมิอยู่ในช่วง 50-55 °ซ. เพื่อต้องการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย โดยส่วนใหญ่ประสิทธิภาพการบำบัดที่ 55 °ซ. จะสูงขึ้น 1 เท่าตัวเมื่อเทียบกับอุณหภูมิ 37 °ซ. การเลือกระบบน้ำเสียที่อุณหภูมิในช่วงใดนั้น ควรพิจารณาความเหมาะสมในหลายๆ ด้าน. สิ่งที่ต้องคำนึงถึงอย่างหนึ่งคือ ปฏิกริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในถังปฏิกริยาของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะเป็นปฏิกริยาคลายความร้อน ดังนั้น อุณหภูมิในถังปฏิกริยาจะสูงขึ้นด้วย (ศิริอนันต์ไพบูลย์ 2549).



### 2.3.5.2 pH

แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีหลายกลุ่ม แต่ที่สำคัญคือกลุ่มสร้างกรดและกลุ่มสร้างมีเทน. แบคทีเรียใน 2 กลุ่มนี้จะมีความต้องการ pH ในการเจริญเติบโตที่แตกต่างกัน. กล่าวคือ แบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดจะเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะน้ำเสียที่มี pH ต่ำ และสามารถทนต่อ pH ได้ถึง 4.5, ในขณะที่แบคทีเรียในกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนจะเจริญเติบโตได้ในสภาวะที่เป็นกลาง-เบสเล็กน้อย. หาก pH มีค่าต่ำกว่า 5 จะส่งผลต่อ methanogenic bacteria อย่างรุนแรง. ดังนั้น ในระบบน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระจะต้องมีการควบคุม pH ให้เหมาะสมสำหรับแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มให้เจริญเติบโตได้ดี คือ อยู่ในช่วง 6.5-7.8. ถึงแม้ว่าจะไม่สามารถควบคุมให้จุลินทรีย์แต่ละกลุ่มสามารถเจริญเติบโตได้เต็มที่และแสดงประสิทธิภาพได้ร้อยละเปอร์เซ็นต์ก็ตาม. แต่เป็นการทำให้จุลินทรีย์ทั้งสองกลุ่มสามารถเจริญเติบโตอยู่ได้และแสดงกิจกรรมร่วมกันในการบำบัดสารอินทรีย์เพื่อให้ได้ก๊าซมีเทน (ศิริอนันต์ไพบูลย์ 2549).

### 2.3.5.3 สภาพด่าง (alkalinity)

สภาพด่างเป็นความสามารถของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระในการทนต่อการเปลี่ยนแปลงของ pH ของน้ำเสียเมื่อมีปริมาณกรดในน้ำเสียเพิ่มขึ้น (ศิริอนันต์ไพบูลย์ 2549). ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ สภาพด่างทั้งหมดจะมีการเปลี่ยนแปลงน้อย. สภาพความเป็นด่างที่มีความสำคัญคือ สภาพด่างไบคาร์บอเนต เนื่องจากจะทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์เมื่อมีกรดไขมันระเหยเกิดขึ้นในระบบเพียงเล็กน้อยส่งผลให้ pH ลดลงได้มากและรวดเร็ว ซึ่งเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกลุ่มที่สร้างมีเทน. ปัจจัยที่สำคัญกว่าสภาพความเป็นด่างคืออัตราส่วนความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดแอสซิติค) ต่อระดับสภาพความเป็นด่าง ไบคาร์บอเนต (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต). อัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ระบบบำบัดจะมีบัฟเฟอร์สูง. ค่าที่เพิ่มขึ้นของอัตราส่วนนี้เป็นสัญญาณที่บ่งชี้ถึงสภาวะที่เสียสมดุลของระบบบำบัดและแสดงว่า กำลังบัฟเฟอร์ที่มีอยู่เดิมลดน้อยลงและไม่เพียงพอ. แต่ถ้าอัตราส่วนนี้มีค่าสูงกว่า 0.8 แสดงว่าระบบกำลังอยู่ในขั้นที่ pH จะลดลงอย่างรวดเร็วหรือได้ลดต่ำลงถ้ามีกรดไขมันระเหยมีการเพิ่มเพียงเล็กน้อย. ด้วยเหตุนี้ระหว่างการควบคุมระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจำเป็นต้องมีการควบคุมอัตราส่วนนี้ (พรณสวัสดิ์ 2540).

### 2.3.5.4 กรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acid; VFA)

กรดไขมันระเหยง่ายเป็นสารตั้งต้นที่สำคัญของแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทน ในการผลิตก๊าซมีเทนที่ถูกสร้างหรือสังเคราะห์ขึ้นจากกรดอินทรีย์ที่ได้จากกิจกรรมของแบคทีเรียกลุ่มสร้าง

กรด. ดังนั้น อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียทั้งกลุ่มสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทน จะต้องมีความสัมพันธ์กัน. ทั้งนี้ เนื่องจากปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายสร้างขึ้นโดยแบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดและมีการสะสมในน้ำเสียมากขึ้น จะมีผลทำให้ pH ของน้ำเสียน้อยลง ส่งผลกระทบต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทน. แต่อย่างไรก็ตาม กรดไขมันระเหยง่ายที่ถูกสร้างขึ้นโดยแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรด เป็นอาหารสำหรับแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทนด้วย (ศิริอนันต์ไพบูลย์ 2549). ดังนั้นปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายที่ถูกสร้างขึ้นและสะสมในน้ำเสียมากขึ้นจึงต้องอยู่ในค่าความเข้มข้นที่เหมาะสม, โดยมีค่าประมาณ 50 – 500 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดแอสซิดิก (พรรณสวัสดิ์ 2540).

#### 2.3.5.5 ธาตุอาหารเสริม (nutrient)

ธาตุอาหารเสริมที่สำคัญของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระจะเหมือนกับจุลินทรีย์ทั่วไป, ไม่ว่าจะเป็นจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนอิสระหรือไม่ก็ตาม. อาหารเสริมที่มีความสำคัญคือ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส. โดยมีอัตราส่วนอาหารเสริมของน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระดังนี้ ซีไอดี : ไนโตรเจน : ฟอสฟอรัส เท่ากับ 100 : 2.2 : 0.4 หากอาหารเสริมไม่เพียงพอ จะมีผลให้การเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียไม่สมบูรณ์. นอกจากอาหารเสริมหลักที่สำคัญเหล่านี้แล้ว ยังมีธาตุอื่นๆ อีก เช่น แคลเซียม, แมกนีเซียม, โมลิบดินัม, โคบอลต์และเหล็ก, แต่มีความต้องการในปริมาณต่ำมาก. โดยทั่วไปจะมีปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียในปริมาณเพียงพออยู่แล้วไม่จำเป็นต้องเติมเพิ่มอีก (ศิริอนันต์ไพบูลย์ 2549).

#### 2.3.5.6 สารพิษ (toxic substances)

เนื่องจากน้ำเสียที่จะนำมาบำบัดด้วยระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพไม่จะเป็นระบบบำบัดที่ใช้หรือไม่ใช้ออกซิเจน อาจจะมีสารประกอบบางชนิดปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียที่จะเป็นอันตรายต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สำคัญในระบบ. โดยสารพิษต่างๆ ที่จะส่งผลต่อแบคทีเรีย เช่น สารประกอบของโลหะ ได้แก่ โซเดียม, โพแทสเซียม, แมกนีเซียม, แคลเซียม. อีกทั้งความเข้มข้นของสารพิษยังเป็นอีกสาเหตุหนึ่งในการยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย, รวมทั้งยังมีผลต่อกิจกรรมในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอีกด้วย. โดยถ้าความเข้มข้นของสารพิษสูงเกินไป จะเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบ. ตัวอย่างสารพิษที่พบในน้ำเสียที่มีผลต่อแบคทีเรียและประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ดังแสดงในตารางที่ 2.2. สารพิษบางชนิดอาจมีการสะสมในถังปฏิกรณ์จนมีปริมาณมากพอที่จะส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียได้. บางชนิดมีการปนเปื้อนในน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดในปริมาณสูงมาก, จะส่งผลต่อแบคทีเรียในระบบทันที.

ตารางที่ 2.2. ระดับความเข้มข้นของสารพิษชนิดต่างๆ ที่มีผลต่อแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (สิรินันต์ไพบูลย์ 2549)

สารพิษ	ความเข้มข้นสูงสุดที่จะไม่เป็นอันตรายต่อระบบ (mg/l)	สารพิษ	ความเข้มข้นสูงสุดที่จะไม่เป็นอันตรายต่อระบบ (mg/l)
Cu	1.0	Na <sup>+</sup>	3,500
Zn	5.0	K <sup>+</sup>	2,500
Cr <sup>+6</sup>	5.0	Ca <sup>+2</sup>	2,500
Chloride	15,000	Mg <sup>+2</sup>	1,000
Cr <sup>+3</sup>	2,000	Averylonitrite	5.0
Total chromium	5.0	Benzene	50
Ni	2.0	CCl <sub>4</sub>	10
Cd	0.02	Chloroform	0.1
S <sup>-2</sup>	100	Pentachlorophenol	0.4
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	500	Cyanide	1.0
Ammonia	1,500		

#### 2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ

กระบวนการไม่ใช้ออกซิเจน อาจใช้ในการบำบัดน้ำเสียโดยสามารถเลือกประยุกต์ใช้ตามวัตถุประสงค์, ลักษณะของน้ำเสีย, งบประมาณ และความชำนาญการของผู้ใช้. แต่กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระมักมีลักษณะสำคัญร่วมกันคือ สามารถสร้างก๊าซชีวภาพจากสารอินทรีย์. ดังปฏิกรณ์ชีวภาพไม่ใช้ออกซิเจนได้มีการพัฒนาอย่างต่อเนื่อง จากถึงปฏิกรณ์ที่ใช้สำหรับหมักธรรมดา จนถึงกระบวนการที่มีอัตราสูงที่ใช้ระยะเวลาสั้นมาก. การแบ่งชนิดอาจแบ่งตามลักษณะของน้ำเสีย เช่น น้ำเสียที่มีสารอินทรีย์อยู่ในรูปของแข็งปนอยู่มาก, น้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ละลายอยู่ในน้ำ และน้ำเสียที่มีของแข็งไม่มากนักและสารอินทรีย์ละลายน้ำ (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม 2548).



รูปที่ 2.4. รูปแบบของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระแบบต่างๆ (Manila and Pohland 1992).

นอกจากนี้ มีการแบ่งประเภทของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระตามลักษณะของแบคทีเรียในระบบได้ดังนี้ (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม 2548).

- แบคทีเรียเติบโตแขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย (suspended growth) อาศัยการกวนให้แบคทีเรียผสมกับน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ และจำเป็นต้องมีถังตกตะกอนเพื่อแยกน้ำที่ผ่านการบำบัดและเชื้อแบคทีเรียให้ออกจากกัน โดยหมุนเวียนเชื้อกลับเข้าสู่ถังปฏิกรณ์อีกครั้ง.

- แบคทีเรียเติบโตอยู่ติดกับตัวกลาง (supported growth) เนื่องจากแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระไม่สามารถตกตะกอนได้ดี และอาจหลุดออกไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว ทำให้มีผู้คิดค้นที่จะให้แบคทีเรียเกาะติดกับตัวกลางและเสมือนว่าตัวกลางนั้นถูกใช้เป็นตัวกรองให้แบคทีเรียไม่หลุดออกไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว. ทำให้ค่าใช้จ่ายของการสร้างถังตกตะกอนมาอยู่ที่ราคาของตัวกลางที่ให้แบคทีเรียเกาะติด.

- แบบผสม (hybrid) ซึ่งเป็นการนำข้อดีมาใช้และตัดปัญหาข้อด้อยจาก 2 รูปแบบข้างต้น.

## ตารางที่ 2.3 การเปรียบเทียบกระบวนการบำบัดน้ำเสียไม่ใช้ออกซิเจนแบบต่างๆ

ข้อพิจารณา	ระบบเดบิต แควนลอยในน้ำ	ระบบผสม	ระบบมีตัวกลาง เกาะยึด
1. ความเข้มข้นของแบคทีเรีย	ต่ำ	สูง	สูง
2. อายุตะกอน	ต่ำ	สูง	สูง
3. การใช้บำบัดน้ำที่มีอนุภาค ของแข็ง	เหมาะสม	กำจัดอนุภาคของแข็ง ได้บ้าง	กำจัดอนุภาคของแข็ง ได้บ้าง
4. การใช้บำบัดน้ำที่มีความเข้มข้นสูง	เหมาะสม	ไม่เหมาะสม	ไม่เหมาะสม
5. การใช้บำบัดน้ำที่มีความเข้มข้นต่ำ	ไม่เหมาะสม	เหมาะสม	เหมาะสม
6. ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย	จำกัด	สูง	สูง
7. ความทนต่อสารพิษและการ เปลี่ยนแปลงภาวะการทำงาน	มีข้อจำกัดเนื่องจาก อายุตะกอนต่ำ	มีอายุตะกอนสูง จึงมี เสถียรภาพดี	มีอายุตะกอนสูง จึงมี เสถียรภาพดี
8. สภาพทางจุลศาสตร์ในถังปฏิกรณ์	ใช้เครื่องกวน	ใช้วิธีหมุนน้ำ หรือใช้ ก๊าซชีวภาพมาเป่า	ใช้วิธีหมุนน้ำ หรือใช้ ก๊าซชีวภาพมาเป่า
9. การใช้พลังงาน	ต่ำที่สุด	สูง ถ้ามีการหมุนเวียน น้ำ	สูงถ้าเป็นแบบ Fluidized

### 2.4.1 บ่อแอนแอโรบิกหรือบ่อเหม็น

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้เป็นแบบที่ง่ายที่สุด โดยมักเป็นบ่อดินขนาดใหญ่ที่มีความลึก 3–4 เมตร และไม่มีฝาปิด, มีเวลากักน้ำนานหลายวัน, ภายในระยะเวลาดังกล่าวน้ำเสียจะถูกย่อยสลายด้วยปฏิกิริยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ. บ่อเหม็นมักมีขนาดใหญ่และใช้ที่ดินจำนวนมากในการสร้าง, นอกจากนี้ยังอาจมีกลิ่นเหม็น จึงเหมาะสำหรับใช้ในชนบทหรือชานเมืองซึ่งราคาที่ดินไม่สูงนัก.

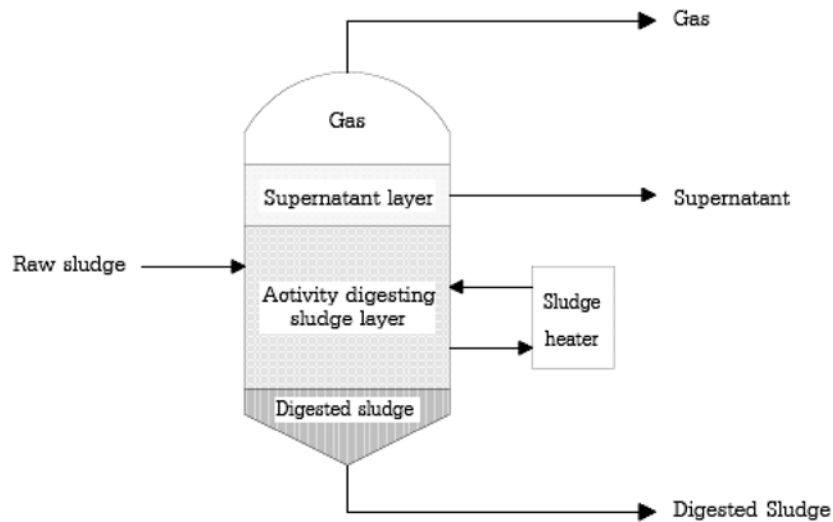
### 2.4.2 ถังย่อยสลัดจ์

ระบบนี้เป็นระบบที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในการย่อยสลัดจ์จากระบบเอเอส ระบบประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ซึ่งส่วนใหญ่เป็นคอนกรีตมีฝาปิดเพื่อเก็บความร้อน, กลิ่น และก๊าซ, บนฝามีทางระบายก๊าซที่เกิดขึ้น. ระบบถังย่อยมี 2 แบบคือ

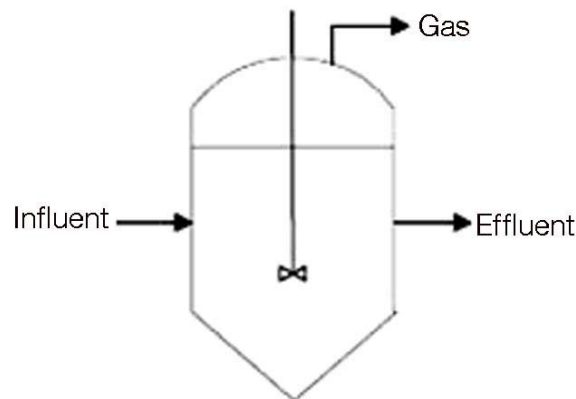
- ถังย่อยชนิดอัตราจำกัดต่ำ เป็นถังย่อยที่ไม่มีกวนและไม่มีการปรับอุณหภูมิ ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในถังจึงช้าและไม่ทั่วถึง. แสดงในรูปที่ 2.5.

- ถังย่อยชนิดอัตราค่าจัดสูง ซึ่งเป็นถังแบบที่มีการกวนและมีการปรับอุณหภูมิ ปฏิกริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเกิดขึ้นได้ดีกว่าแบบแรก เนื่องจากจุลินทรีย์สัมผัสกับของเสียได้อย่างทั่วถึง. แสดงในรูปที่ 2.6.

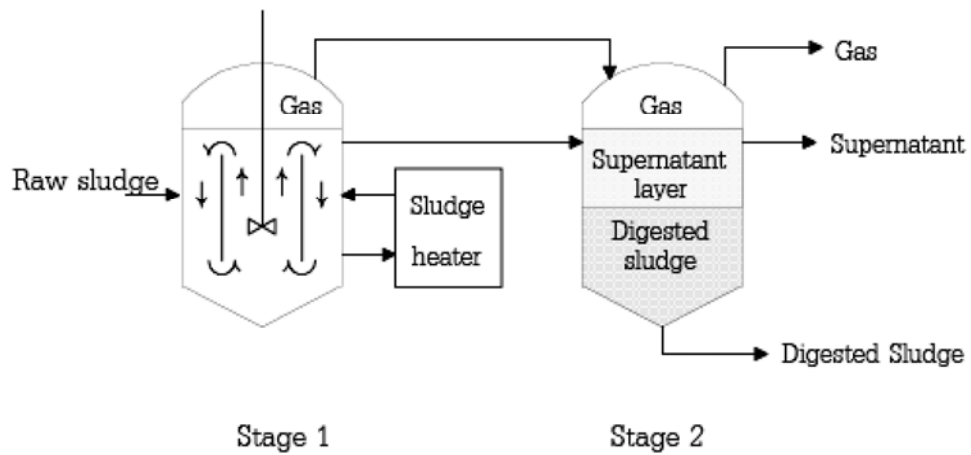
ระบบดังกล่าวทั้ง 2 ชนิดไม่มีการนำจุลินทรีย์กลับมาใช้อีก เนื่องจากการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจนนั้นช้ามาก.



รูปที่ 2.5. ถังย่อยชนิดอัตราต่ำ (ตำหนุลเทศม์ 2542).



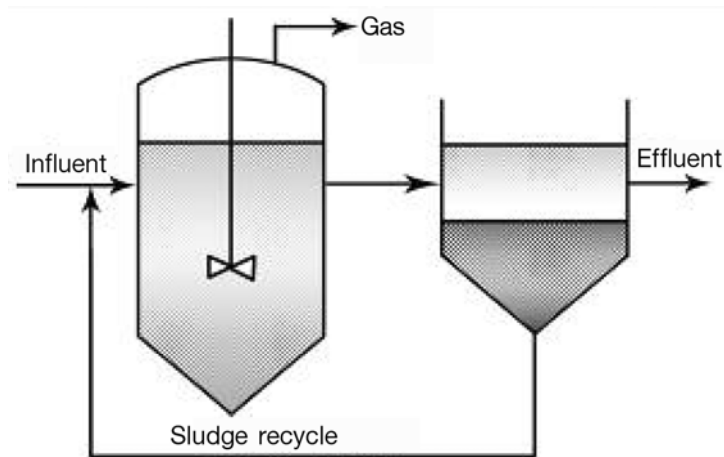
รูปที่ 2.6. ถังย่อยแบบอัตราสูง (ตำหนุลเทศม์ 2542).



รูปที่ 2.7. ถังย่อยแบบอัตราสูงที่มีการแยกตะกอน (ตันทุลาวัฒน์ 2542).

#### 2.4.3 ถังย่อยแบบสัมผัส

ถังย่อยแบบนี้ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย อาจเป็นของแข็งหรือสารละลายก็ได้. ถังย่อยแบบสัมผัสนี้อาจเป็นถังปฏิกรณ์แบบมีการหมุนเวียนตะกอนหรือไม่ก็ได้ แต่นิยมใช้แบบที่มีการหมุนเวียนตะกอน ดังนั้น ถังย่อยแบบสัมผัสจึงมีส่วนประกอบที่คล้ายคลึงกับระบบเอเอส ในบางครั้งอาจเรียกถังย่อยแบบนี้ว่า เป็นระบบเอเอสแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (anaerobic activated sludge). อย่างไรก็ตาม ระบบนี้ไม่สามารถบำบัดน้ำเสียได้ดีเหมือนกับระบบเอเอส. การสะสมแบคทีเรียให้คงอยู่ในระบบไม่สามารถกระทำได้ เนื่องจากสลัดจ์ที่เกิดขึ้นไม่สามารถตกตะกอนได้ดีเหมือนสลัดจ์ของระบบเอเอส, จึงมีการหลุดหนีของสลัดจ์เกิดขึ้นตลอดเวลาอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้. ในปัจจุบันระบบถังย่อยแบบสัมผัสมีจำนวนน้อยเนื่องจากไม่เป็นที่นิยม ระบบที่ยังคงใช้ได้จะมีความสามารถในการรับภาระสารอินทรีย์ได้ต่ำ. ดังแสดงในรูปที่ 2.8.

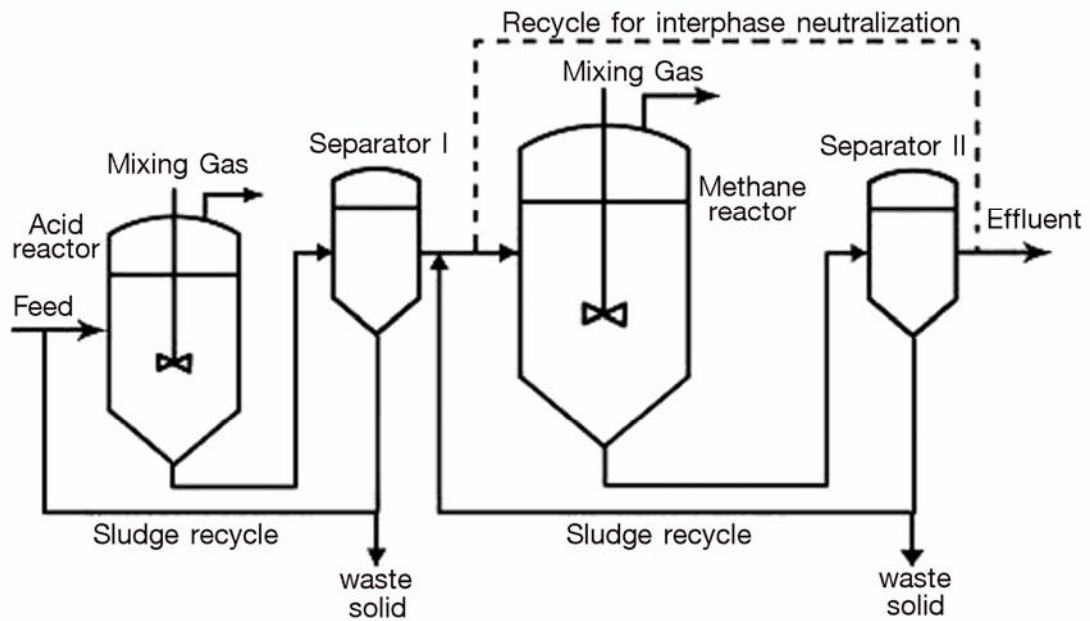


รูปที่ 2.8. ระบบถังย่อยแบบสัมผัส (ต้นทูลเวทม์ 2542).

#### 2.4.4 ถังย่อยแบบแยกเชื้อ

การออกแบบถังย่อยแบบแยกเชื้อ เพื่อให้แบคทีเรียสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทนเติบโตอยู่ในถังย่อยคนละใบที่สามารถควบคุมให้มีสภาวะเหมาะสมแตกต่างกัน. ลักษณะเช่นนี้เชื่อว่า แบคทีเรียแต่ละชนิดจะทำงานได้ดีเต็มกำลังและเป็นการใช้ประโยชน์จากถังปฏิกริยาได้อย่างเต็มที่. นอกจากนี้ ยังเชื่อว่าทำให้การควบคุมการทำงานของถังย่อยมีความสะดวกยิ่งขึ้น. ส่วนประกอบของถังย่อยแบบแยกเชื้อที่ใช้ pH เป็นตัวกำหนดและควบคุมแบคทีเรียในถังย่อย, ถังใบแรกซึ่งมี pH ประมาณ 6 จะมีแต่แบคทีเรียประเภทสร้างกรด, ส่วนถังที่สองซึ่งมี pH ประมาณ 7 จะมีแบคทีเรียสร้างมีเทน. การควบคุม pH แบบอัตโนมัติเป็นสิ่งจำเป็นสำหรับถังใบแรกเท่านั้น. ก๊าซไฮโดรเจนที่สร้างขึ้นในถังใบแรกจะถูกปล่อยทิ้งออกไปจากถัง เพื่อมิให้เกิดการสะสมตัวจนเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างกรด.

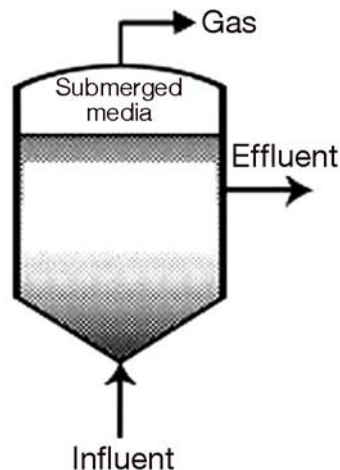




รูปที่ 2.9. ระบบถังย่อยแบบแยกเชื้อ (ต้นทุนเวทรม์ 2542).

#### 2.4.5 เครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (AF หรือ anaerobic filter)

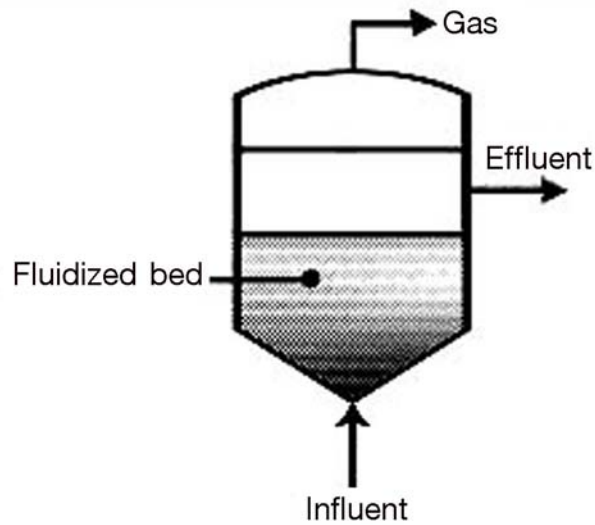
ลักษณะทั่วไปของเครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ส่วนประกอบที่สำคัญ คือ ถังสูงที่มีลักษณะคล้ายถังกรอง แต่บรรจุภายในด้วยหินขนาด 1.5-2 นิ้ว ปัจจุบันไม่นิยมใช้แล้ว เนื่องจากมีน้ำหนักมากค่าก่อสร้างสูง ปัจจุบันนิยมใช้ตัวกลางพลาสติกแทน เนื่องจากมีน้ำหนักเบา และมี void space มากกว่า ปัญหาอุดตันน้อยกว่าระบบแบบนี้. น้ำเสียจะไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบน ลักษณะเช่นนี้จะทำให้น้ำท่วมตัวกลางอยู่ตลอดเวลา. ถ้าทำให้เบคทีเรียส่วนใหญ่ถูกจับอยู่ภายในถังกรอง น้ำที่ไหลออกมาจะมีความใสโดยไม่ต้องใช้ถังตกตะกอน. โดยปกติเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจนมีขนาดเล็กกว่าถังย่อยแบบธรรมดา เนื่องจากมีอัตราบำบัดสูงกว่า. (ใช้เวลากักน้ำต่ำกว่า) อย่างไรก็ตาม เครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระมีจุดอ่อนบางอย่างที่ต้องแก้ไข. ปัญหาที่สำคัญคือ ต้องหาวิธีการกระจายน้ำเสียให้ไหลเข้าถังกรองให้ได้อย่างสม่ำเสมอ, ปัญหาการอุดตัน. สามารถแก้ไขหรือบรรเทาได้โดยการกำจัดของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำเสียก่อนส่งเข้าเครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ, เช่นให้มีการตกตะกอนน้ำเสียก่อนส่งเข้าระบบ. ถังไม่ใช้ออกซิเจนแบบนี้มีข้อดีมากกว่าแบบอื่นๆ ที่กล่าวไปแล้ว, เนื่องจากมีความสามารถในการเก็บกักเซลล์เบคทีเรียได้ดีกว่า ทำให้มีความเป็นไปได้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีบีโอดีต่ำ.



รูปที่ 2.10. ระบบเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจน (ตัญญูลวศม์ 2542).

#### 2.4.6 ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (AFB หรือ anaerobic fluidized bed)

ระบบแบบนี้คล้ายคลึงกับระบบเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจนตรงที่มีน้ำไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบน จัดเป็นระบบฟิล์มตรึง (fixed film) แบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระที่มีสารตัวกลางขนาดเล็กทำเม็ดทรายเป็นที่จับเกาะของแบคทีเรีย. อัตราการไหลของน้ำเสียจะต้องสูงมากจนกระทั่งทำให้มีการลอยตัวของสารตัวกลาง ตัวอย่างสารตัวกลางที่มีการทดลองใช้ในระดับห้องปฏิบัติการได้แก่ ทราย, แอนทราไซต์, ถ่านกัมมันต์. การใช้สารตัวกลางขนาดเล็ก (เมื่อเปรียบเทียบกับระบบเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจน) ทำให้ระบบนี้มีพื้นที่ผิวจำเพาะ (คิดต่อหน่วยปริมาตร) สูงมาก, ซึ่งเท่ากับการมีแบคทีเรียจำนวนมากอาศัยอยู่ในระบบ อัตราเร็วในการบำบัดน้ำเสียของระบบนี้จึงสูงมาก. ถึงปฏิกิริยาที่ใช้ในระบบจึงอาจมีขนาดเล็กกว่าระบบอื่นๆ. อย่างไรก็ตาม ลักษณะการทำงานซึ่งต้องทำให้สารตัวกลางลอยตัวตลอดเวลาทำให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายอย่าง และต้องสิ้นเปลืองพลังงานในการทำให้สารตัวกลางลอยตัวสูงกว่าระบบอื่น, ระบบเช่นนี้จึงยังไม่ได้รับความนิยม.

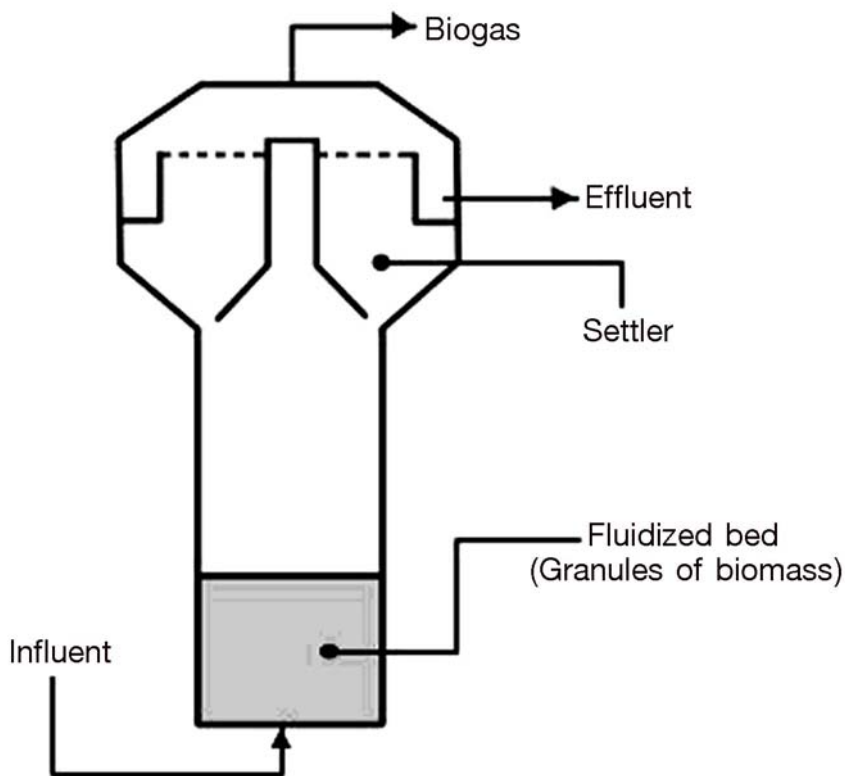


รูปที่ 2.11. ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (AFB) (ตำราเล่มที่ 2542).

#### 2.4.7 ระบบยูเอเอสบี (UASB หรือ upflow anaerobic sludge blanket)

การที่ต้องมีสารตัวกลางอยู่ในเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจนและระบบ AFB ทำให้ถึงปฏิบัติการต้องเสียปริมาณใช้งานและเสียเงินซื้อสารตัวกลางเป็นจำนวนมาก, จึงมีผู้คิดค้นระบบยูเอเอสบี ซึ่งไม่จำเป็นต้องใช้สารตัวกลาง. ระบบใหม่นี้มีทิศทางไหลของน้ำเสียจากด้านล่างขึ้นด้านบนโดยไม่ใช้ตัวกลาง. แบคทีเรียจะถูกเลี้ยงให้จับตัวกันเป็นเม็ดขนาดใหญ่ จนกระทั่งมีน้ำหนักมากและสามารถตกตะกอนได้ดี. เม็ดสลัดจ์ขนาดใหญ่จะจมตัวอยู่ข้างล่าง, ส่วนเม็ดขนาดเล็กจะอยู่ข้างบน, เม็ดเล็กที่สุดจะลอยตัวอยู่เป็นชั้นสลัดจ์. เม็ดบางส่วนอาจหลุดขึ้นถึงตอนบนของถัง แต่ตอนบนของระบบยูเอเอสบีมีอุปกรณ์ที่คล้ายถังตกตะกอน มีหน้าที่แยกเม็ดตะกอนขนาดเล็กและก๊าซชีวภาพออกจากน้ำ เรียกว่า GSS (gas solid separator) หรือระบบแยกก๊าซและของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ, ก๊าซจะถูกเก็บรวบรวมไปใช้และเม็ดตะกอนถูกส่งกลับลงไปในถัง.

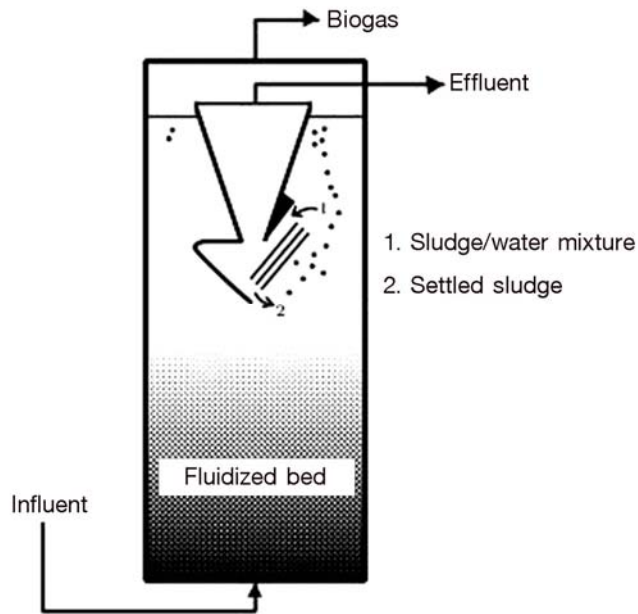
ข้อบกพร่องของระบบนี้คือ การสร้างสลัดจ์เป็นเรื่องยาก และอาจถือว่าเป็นเรื่องผิดปกติของแบคทีเรียไม่ใช้ออกซิเจนที่จะมีการจับกันเป็นกลุ่มก้อน. ระบบนี้สามารถรับภาระอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบอื่นๆ และสามารถผลิตน้ำทิ้งคุณภาพสูงได้ เนื่องจากสามารถป้องกันมิให้แบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้ดีกว่าระบบอื่น.



รูปที่ 2.12. ระบบยูเอเอสบี (คัลทูลเวศม์ 2542).

#### 2.4.8 ระบบ EGSB (expanded granular sludge bed)

ระบบนี้ น้ำเสียจะไหลเข้าถังหมักทางด้านล่าง โดยผ่านระบบท่อกระจายน้ำแบบพิเศษ. ภายในถังจะมีชั้นนอนของตะกอนที่เป็นเม็ดแบคทีเรียขนาดเท่ากับเม็ดทราย, มีขนาดใหญ่สามารถตกตะกอนได้ดี มีความเร็วในการตกตะกอนประมาณ 60 – 80 เมตร/ชั่วโมง การย่อยสลายสารอินทรีย์ให้กลายเป็นก๊าซมีเทน เกิดขึ้นภายในชั้นเม็ดแบคทีเรีย. ความสูงของชั้นตะกอน ขึ้นอยู่กับความสูงของถัง ซึ่งมีค่าอยู่ในช่วง 7 – 14 เมตร. เมื่อน้ำเสียไหลขึ้นมาถึงตอนบนซึ่งเป็น GSS, ก๊าซชีวภาพและของแข็งแขวนลอยจะแยกออกจากน้ำเสียที่บำบัดแล้ว, ก๊าซจะลอยตัวขึ้นสู่ผิวหน้า ส่วนของแข็งแขวนลอยจะตกตะกอนกลับลงไปยังตอนล่างของถังปฏิบัติการ, น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลออกจากระบบ. โดยพบว่า ระบบ GSS ของระบบบำบัดแบบ EGSB เป็นระบบที่ออกแบบมาพิเศษ สามารถทำงานได้ดีกว่าระบบ GSS ของระบบยูเอเอสบี คือ สามารถปรับอัตราการไหลได้สูงกว่า.

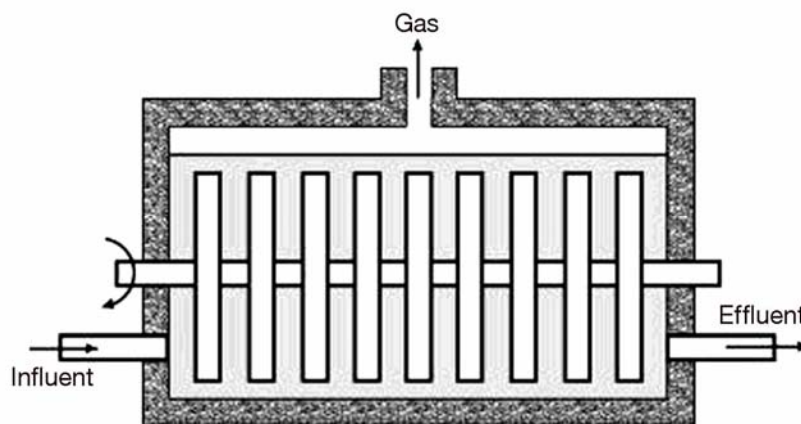


รูปที่ 2.13. ระบบถังหมักแบบอึ้อีสบี.

ที่มา: Zoutbert and Frankin 1996 อ้างใน กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม 2548.

#### 2.4.9 ระบบจานหมุนชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ (anaerobic rotating biological contactor)

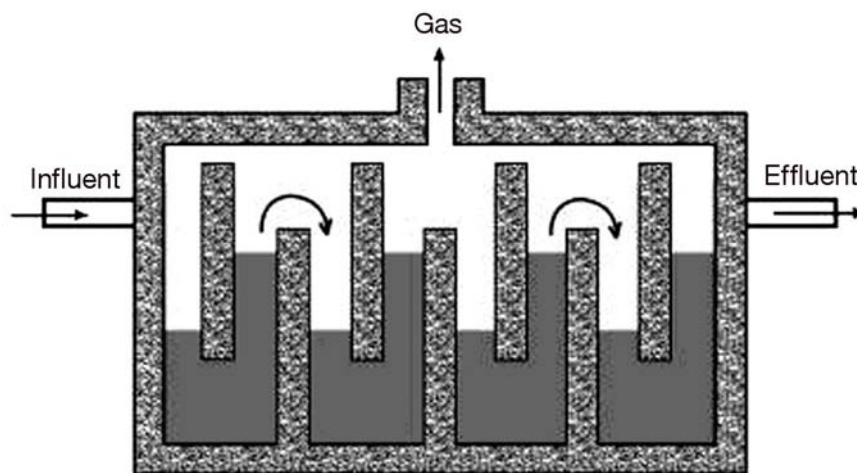
ลักษณะของระบบนี้คล้ายคลึงกับระบบจานหมุนชีวภาพธรรมดา แต่จะมีฝาปิดเพื่อไม่ให้เกิดการสัมผัสอากาศจากภายนอกและมีช่องระบายก๊าซออกทางตอนบน. ระบบนี้แบคทีเรียไม่ใช้ออกซิเจนสามารถยึดเกาะและเจริญเติบโตได้ดีบนแผ่นจาน, ระบบนี้สามารถรับภาระสารอินทรีย์และทางกลศาสตร์ที่สูงขึ้นอย่างกะทันหันได้ดี.



รูปที่ 2.14. ระบบจานหมุนชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน (ต้นทูลเวศม์ 2542).

#### 2.4.10 ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic baffled reactor)

ลักษณะของระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน คือ มีแผ่นกั้นเพื่อบังคับให้น้ำเสียไหลชั้นลงอยู่ในแนวตั้ง ตามลักษณะแผ่นกั้น ดังปฏิกิริยาจึงไม่จำเป็นต้องมีความสูงมากเหมือนระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระแบบอื่นๆ ทำให้เสียค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างต่ำ. ข้อดีของระบบนี้คือเป็นระบบที่มีพื้นที่ผิวน้ำมาก ทำให้แบคทีเรียมีพื้นที่ในการตกตะกอนสูงกว่าระบบอื่นๆ, การแยกตะกอนแขวนลอยสามารถทำได้ดีโดยไม่ต้องมีอุปกรณ์ใดๆ, ก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบแยกตัวออกได้ง่าย ทำให้การเก็บกักเซลล์ได้ดี, มวลชีวภาพสะสมอยู่ในระบบได้มาก การบำบัดน้ำเสียจึงสามารถเกิดขึ้นได้ด้วยอัตราสูง.



รูปที่ 2.15. ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน (ตัลทูลเวทรม์ 2542).

#### 2.4.11 ระบบเอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR)

ปัจจุบัน ได้มีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศเพิ่มมากขึ้น เนื่องจากระบบนี้สามารถลดปัญหาการใช้พลังงาน การเดินระบบไม่ทำลายสิ่งแวดล้อม. ระบบบำบัดที่กำลังอยู่ในขั้นตอนการพัฒนาอีกระบบหนึ่ง คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR.

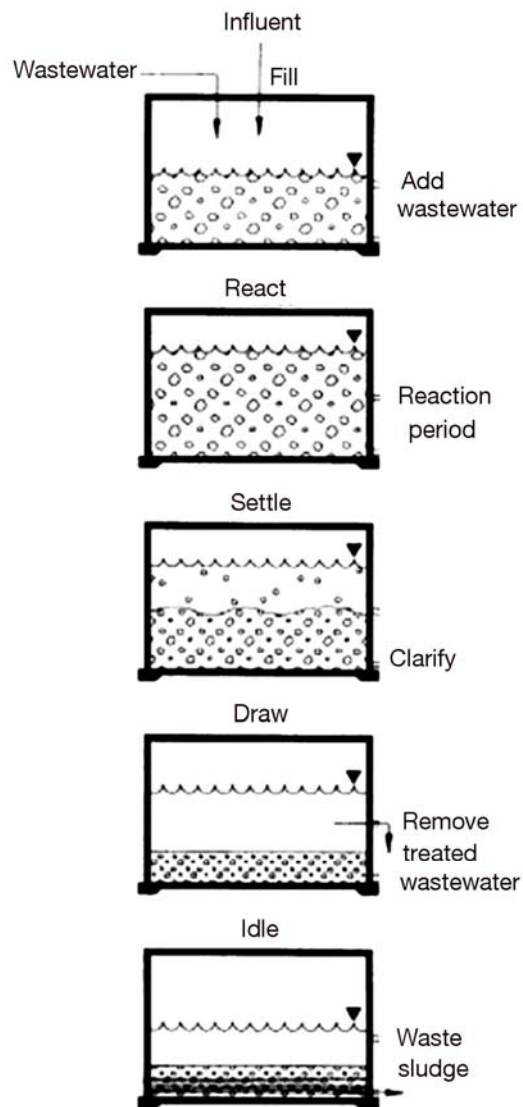
ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR จัดเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนแขวนลอย (suspended growth) ที่มีการเดินระบบใน mode ของ batch feed system. ระบบสามารถจำแนกการเดินระบบเป็น 4 ระยะ ดังภาพที่ 2.16, คือ การป้อนน้ำเสีย (substrate feed phase), การเกิดปฏิกิริยา (react phase) การตกตะกอน (settle phase) และทำให้ตะกอนรวมตัวแน่น และการระบายน้ำเสียออกจากระบบ (effluent decant phase).

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR ได้รับการพัฒนาจากกลุ่มนักวิจัยของ Iowa State University. คุณสมบัติที่สำคัญของการบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR คือ การสร้างสภาวะที่เอื้ออำนวยในการตกตะกอนของมวลชีวภาพในถังปฏิกริยา เพื่อเพิ่มระยะเวลาพักชดสสาร (HRT) ที่สั้น. รวมถึงถังปฏิกริยาสามารถสร้างกระบวนการคัดเลือกและพัฒนาเมื่อดจุลินทรีย์ให้เกิดขึ้นในถังปฏิกริยาเช่นเดียวที่พบกันถังปฏิกริยา UASB. ในถังปฏิกริยา ASBR มีลักษณะการทำงานสามารถจำแนกได้เป็น 4 ระยะ สำหรับรายละเอียดของการเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นในถังปฏิกริยามีดังนี้:

1. ขั้นตอนการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบและขั้นตอนการเกิดปฏิกริยาย่อยสลายสารอินทรีย์, โดยขั้นตอนนี้ถังปฏิกริยาจะได้รับน้ำเสียจากทางเข้าของน้ำเสียในถังปฏิกริยา ซึ่งจะมีการดำเนินการต่อจากขั้นตอนการระบายน้ำเสียออกจากถังปฏิกริยา. ถังปฏิกริยาจะทำงานภายใต้สภาวะที่สัดส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M Ratio) ที่สูงและมีการกวนที่ค่อนข้างสมบูรณ์ เพื่อให้เกิดการสัมผัสระหว่างสารอินทรีย์และมวลชีวภาพเป็นไปอย่างสมบูรณ์. ส่งผลให้อัตราการย่อยสลายสารมลพิษและผลิตก๊าซชีวภาพอย่างรวดเร็วในขั้นตอนนี้. ต่อจากนั้น ในช่วงปลายของกระบวนการนี้ สัดส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์จะต่ำลง, รวมถึงอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพจะลดลง ซึ่งสภาวะนี้จะเอื้ออำนวยให้มวลชีวภาพในถังปฏิกริยาสามารถตกตะกอนและแยกน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วได้ง่าย.
2. ขั้นตอนการตกตะกอนของมวลชีวภาพ. ในขั้นตอนนี้อุปกรณ์ในการกวนจะต้องหยุดการทำงานเพื่อให้ตะกอนแบคทีเรียแยกออกจากน้ำใส.
3. ขั้นตอนการทำให้ตะกอนชีวภาพรวมตัวแน่นและการระบายน้ำเสียที่บำบัดแล้วออกหลังจากตะกอนจุลินทรีย์แยกตัวออกจากน้ำใสอย่างสมบูรณ์แล้วจับแน่นแปรผันตามเวลากักเก็บน้ำและจำนวนรอบของการหมุนเวียนน้ำเสียต่อวันในถังปฏิกริยา ซึ่งจำนวนรอบและเวลาของแต่ละรอบของการหมุนเวียนนี้จะแปรเปลี่ยนไปตามประเภทน้ำเสีย โดยทั่วไปจำนวนรอบอาจอยู่ในช่วง 4-12 ครั้ง/วัน.

รูปแบบการทำงานของถังปฏิกริยาแบบเอเอสบีอาร์, ขณะที่ถังปฏิกริยาทำงานในระยะของการตกตะกอนและการรวมตัวแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ ปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในถังปฏิกริยาจะมีความเข้มข้นต่ำ. ดังนั้น จึงส่งผลให้อัตราผลิตก๊าซชีวภาพต่ำลงไปด้วย สภาวะดังกล่าวจะเอื้ออำนวยให้ตะกอนจุลินทรีย์ตกตะกอนแยกออกจากชั้นน้ำใสได้อย่างมีประสิทธิภาพ. ในทางตรงกันข้าม ในระยะที่มีปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง, อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเป็นไปอย่างรวดเร็ว ส่งผลให้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงตามไปด้วย. อัตราการเกิดก๊าซที่สูงขึ้นดังกล่าว จะช่วยให้เกิดการผสมผสานของสารอินทรีย์และตะกอนชีวภาพดีขึ้น.

ดังนั้น โดยสรุปความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในถังเอเอสบีอาร์จะเริ่มต้นจากความเข้มข้นที่สูงและลดลงในแต่ละรอบของการทำงาน, ทำให้ช่วงตะกอนรวมกันแน่นปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์จะมีค่าต่ำสุด, ส่งผลดีต่อการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากชั้นน้ำใส (ครองธรรมชาติ และดารารัตน์ 2546).



รูปที่ 2.16. ขั้นตอนการเดินระบบ ASBR (Masse and Masse 2000).



## 2.5 ไนโตรเจน (nitrogen) และความสำคัญ

ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบสำคัญสำหรับโปรตีนและกรดนิวคลีอิกในเซลล์จุลินทรีย์, พืช และสัตว์, จึงมีความสำคัญต่อวงจรชีวิตของสิ่งมีชีวิตทุกรูปแบบ. แม้ว่าไนโตรเจนจะมีมากคือมีถึงร้อยละ 79 ในบรรยากาศ แต่ไนโตรเจนกลับเป็นธาตุที่มีอยู่จำกัดในดินและน้ำ, ทำให้การเกษตรทำได้ไม่ดีนักในบางประเทศ. เนื่องจากไนโตรเจนเป็นธาตุที่คงตัวมากและเปลี่ยนรูปไม่ได้ง่าย, ยกเว้นบางกรณี เช่น ฟ้าผ่า หรือมีอุณหภูมิต่ำและความดันสูง, จุลินทรีย์จึงมีบทบาทมากในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนให้เป็นแอมโมเนีย ภายใต้กระบวนการที่เรียกว่า “แอมโมนิฟิเคชัน (ammonification)”. แอมโมเนียจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรต์และไนเตรต ซึ่งจะถูกใช้ต่อไปง่ายๆโดยพืชและสาหร่าย และกลายเป็นอาหารของสัตว์ในชีวนิเวศชั้นหนึ่ง. พืชและสัตว์เมื่อตายลงซากของมันจะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียที่เรียกกลับมาเป็นแอมโมเนีย. ขณะเดียวกันสัตว์ก็ขับถ่ายสารอินทรีย์ออกมา ซึ่งแปรรูปไปเป็นแอมโมเนียได้อีกเช่นกัน.

ก๊าซไนโตรเจนเป็นก๊าซเฉื่อยที่พบได้มากที่สุดคือน้ำจืดและน้ำเค็ม เนื่องจากในอากาศมีไนโตรเจนมากถึงร้อยละ 79, ก๊าซไนโตรเจนจึงละลายน้ำได้มากกว่าออกซิเจน. กล่าวคือ ไนโตรเจนละลายน้ำได้ 15.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส, เปรียบเทียบกับออกซิเจนที่สามารถละลายได้ 9.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อุณหภูมิเดียวกัน.

แม้ว่าไนโตรเจนจะสามารถละลายน้ำได้ดีกว่าออกซิเจน จุลินทรีย์หรือสิ่งมีชีวิตเกือบทุกชนิดก็ไม่สามารถใช้ในการใช้ประโยชน์จากก๊าซละลายน้ำนี้. ดังนั้น บทบาทของไนโตรเจนละลายน้ำในกระบวนการบำบัดน้ำเสียจึงไม่มีเลย. ไนโตรเจนละลายน้ำอาจมีผลต่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ เช่น ถ้าก๊าซไนโตรเจนละลายอยู่ในน้ำเกินจุดอิ่มตัว อาจมีผลทำให้เกิดโรคฟองก๊าซในเลือด (gas bubble disease) ขึ้นกับปลา หรือสัตว์น้ำอื่นๆ และทำให้สัตว์น้ำดังกล่าวเสียชีวิตได้. เมื่อปลาอาศัยอยู่ในน้ำที่มีไนโตรเจนละลายน้ำสูงเกินจุดอิ่มตัวปกติ, กระแสเลือดในตัวปลาจะดูดซับไนโตรเจนจากน้ำ เพื่อให้เกิดสมดุลระหว่างไนโตรเจนในน้ำและเลือด. ปลาจึงมีไนโตรเจนละลายอยู่ในเลือดมากเกินระดับปกติ, หากมีการเปลี่ยนแปลงเกิดขึ้นจนมีผลทำให้ไนโตรเจนบางส่วนในเลือดกลายเป็นก๊าซ, ฟองก๊าซจะอุดตันหลอดเลือด. ทำให้การหมุนเวียนของเลือดเกิดติดขัด ปลาจะตายได้ (พรรณสวัสดิ์ 2545).

### 2.5.1 สารประกอบไนโตรเจน (พจนานุกรม 2545)

สารประกอบไนโตรเจนเข้ามาเกี่ยวข้องกับงานทางด้านน้ำดีและน้ำเสีย เนื่องจากไนโตรเจนเป็นส่วนประกอบที่สำคัญของบรรยากาศทั่วไปและเป็นส่วนประกอบที่สำคัญสำหรับการดำรงอยู่ของพืชและสัตว์ การเปลี่ยนแปลงทางเคมีของไนโตรเจนเป็นเรื่องที่ค่อนข้างซับซ้อน และการเปลี่ยนแปลงของสถานะด้านออกซิเดชันต่างๆ นี้เกิดขึ้นโดยสิ่งมีชีวิต. แบคทีเรียสามารถเปลี่ยนวาเลนซ์ของไนโตรเจนให้มากขึ้นหรือน้อยลง ขึ้นอยู่กับว่าเป็นสถานะที่มีออกซิเจนหรือไม่มีออกซิเจน.

สารประกอบไนโตรเจนในน้ำมี 2 พวกแรก ได้แก่ สารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน เช่น แอมโมเนียมไอออน (สมมูลกับแอมโมเนีย), ไนไตรต์, ไนเตรต, สารพวกนี้อาจอยู่ในรูปปุ๋ยหรือเกลือในปัสสาวะ. ส่วนอีกชนิดหนึ่งคือ สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน เช่น โปรตีน, กรดนิวคลีอิก, กรดแอมิโน, สารพวกนี้เป็นส่วนประกอบของร่างกาย, พืช และสัตว์ในสิ่งขับถ่าย และในปุ๋ยคอก หรือเรียกว่า ออร์แกนิกไนโตรเจน. สารประกอบที่สำคัญของไนโตรเจนมีดังนี้ :-

#### 2.5.1.1 สารอินทรีย์ไนโตรเจน

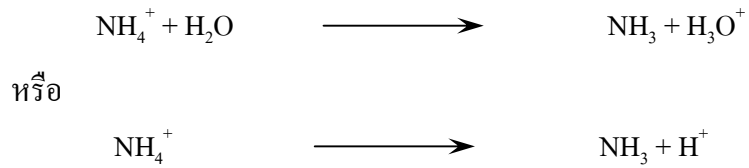
สารอินทรีย์ไนโตรเจน ได้แก่ ไนโตรเจนที่พบอยู่ในสารอินทรีย์ต่างๆ เช่น ยูเรีย, โปรตีน และกรดแอมิโน, ถั่วเหลือง, มูลสัตว์ เป็นต้น. เนื่องจากการวิเคราะห์หาปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนใช้วิธีที่เรียกว่า เจลดาห์ล (Kjeldahl) ซึ่งเป็นวิธีย่อยสลายสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้กลายเป็นแอมโมเนียและวิเคราะห์ปริมาณไนโตรเจนเกิดขึ้น. จึงนิยมเรียกผลรวมของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียว่า ทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen; TKN), ดังสมการ.

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

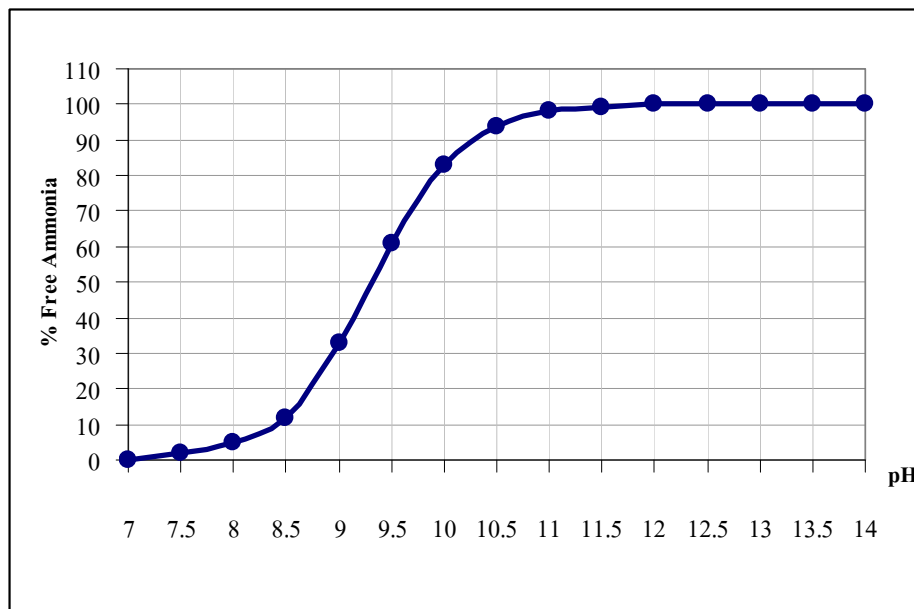
น้ำเสียชุมชนจะมีอินทรีย์ไนโตรเจนปริมาณต่ำ, โดยมีแหล่งกำเนิดจากยูเรียซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญในปัสสาวะ และส่วนใหญ่จะถูกสลายเป็นแอมโมเนียในระบบท่อน้ำเสีย. น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภทอาจพบอินทรีย์ไนโตรเจนปริมาณมาก ได้แก่ อุตสาหกรรมแปรรูปอาหารที่ทิ้งของเสียโปรตีนและอุตสาหกรรมทอผ้า เป็นต้น (ชวาลภาฤทธิ์ 2545).

#### 2.5.1.2 แอมโมเนียไนโตรเจน

แอมโมเนียไนโตรเจน หมายถึง ไนโตรเจนทั้งหมดที่อยู่ในรูปแอมโมเนียอิสระ ( $\text{NH}_3$ ) หรืออไอออนแอมโมเนียม ( $\text{NH}_4^+$ ). ที่อุณหภูมิและความดันปกติ แอมโมเนียจะอยู่ในสถานะก๊าซและพบได้ในแหล่งน้ำธรรมชาติ, โดยมีสมดุลเคมีดังนี้ :-



$\text{NH}_3$  เรียกว่า แอมโมเนียอิสระ (free ammonia), ส่วน  $\text{NH}_4^+$  เรียกว่า แอมโมเนียมหรือไอออนแอมโมเนีย. โดยปกติในน้ำที่มี pH เป็นกลาง แอมโมเนียจะอยู่ในรูป  $\text{NH}_4^+$  มากกว่า  $\text{NH}_3$ . แต่ถ้า pH สูงขึ้น, ก๊าซแอมโมเนียจะพบมากขึ้นและแอมโมเนียมจะมีน้อยลง, ก๊าซแอมโมเนียสามารถหนีจากน้ำขึ้นสู่อากาศได้.



รูปที่ 2.17 ความสัมพันธ์ระหว่างร้อยละของแอมโมเนียอิสระกับ pH

แอมโมเนียที่วิเคราะห์ได้ในห้องปฏิบัติการจะเป็นแอมโมเนียทั้งหมดเสมอ, ปริมาณ  $\text{NH}_3$  คำนวณได้จากปริมาณแอมโมเนียทั้งหมดได้ดังนี้

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

เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำทางชีวภาพ สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำจะถูกออกซิไดส์ โดยแบคทีเรียพวกเฮเทอโรโทปก่อน, แล้วแบคทีเรียพวกกลุ่มไนตริไฟจึงจะเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรต ซึ่งต้องใช้ระบบที่มีระยะเวลาที่นาน. น้ำทิ้งที่มีแอมโมเนียสูง เมื่อถ่ายทิ้งลงสู่แหล่งน้ำนั้น, ในแม่น้ำที่สะอาดจะมีแบคทีเรียกลุ่มไนตริไฟมาก จะทำปฏิกิริยากับแอมโมเนียในน้ำทิ้ง แล้วเปลี่ยนเป็นไนเตรตโดยใช้ออกซิเจนในน้ำ (ชวาลภาฤทธิ์ 2545).

ตารางที่ 2.4 ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน

แอมโมเนียไนโตรเจน (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ผลต่อระบบ
50 - 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 - 1,000	ยังไม่เกิดผลชัด
1,500 - 3,000	เริ่มยับยั้งเมื่อมีค่าพีเอชสูง
> 3,000	เป็นพิษโดยตรง

ที่มา: McCarty and Kugelman 1965

### 2.5.1.3 ไนไตรต์

เนื่องจากไนไตรต์เป็นไอออนที่ไม่คงตัวและเปลี่ยนเป็นไนเตรตได้รวดเร็ว จึงไม่พบว่าไนไตรต์มีความเข้มข้นเกิน 1 มิลลิกรัมต่อลิตรได้บ่อยนัก. น้ำผิวดินและน้ำบาดาลมักมีไนไตรต์ไม่เกิน 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร. แม้แต่น้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพก็จะไม่พบไนไตรต์สูงมาก. ยกเว้นระบบบำบัดที่ทำงานไม่ได้ผล จึงจะมีไนไตรต์สูง เช่น ระบบบำบัดแบบเอสที่ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันไม่สามารถเกิดได้อย่างสมบูรณ์, ไนไตรต์ไม่สามารถเปลี่ยนเป็นไนเตรตได้ทั้งหมด, ทำให้มีการสะสมของไนไตรต์ และมีพิษต่อสัตว์น้ำ เช่น ปลา, กุ้ง และแบคทีเรีย.

### 2.5.1.4 ไนเตรต

สารประกอบไนโตรเจนที่สำคัญในน้ำอย่างหนึ่งก็คือ ไนเตรต ( $\text{NO}_3^-$ ) ซึ่งจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโต, พืชสามารถนำไปใช้ในการสร้างโปรตีน เพื่อใช้เป็นอาหารของคนและสัตว์ต่อไป. ไนเตรตเกิดจากการที่สิ่งมีชีวิตปล่อยของเสียซึ่งมีสารประกอบไนโตรเจนออกมา และเมื่อสิ่งมีชีวิตตายลงโปรตีนภายในสิ่งมีชีวิตจะถูกย่อยสลายเปลี่ยนเป็นแอมโมเนีย ซึ่งพืชสามารถนำไปใช้ในการสร้างโปรตีนได้. ถ้ามีปริมาณมากเกินไปความต้องการแอมโมเนียจะถูกออกซิไดส์โดยแบคทีเรียไปเป็นไนเตรตและไนไตรต์ต่อไป. ในน้ำผิวดินจะพบไนเตรตในปริมาณน้อยมักต่ำกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตรไนโตรเจน และอย่างสูงไม่เกิน 5

มิลลิกรัมต่อลิตรไนโตรเจน. แต่สำหรับน้ำใต้ดินอาจมีไนเตรตสูงตั้งแต่ 0 – 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตรไนโตรเจน, ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับสภาพภูมิประเทศ. นอกจากนี้ไนเตรตเข้าสู่แหล่งน้ำจากการเน่าเปื่อยของสิ่งมีชีวิตแล้ว ยังมาจากปุ๋ยที่ใช้เพื่อการเกษตรกรรมและน้ำเสียอีกด้วย. น้ำที่มีปริมาณไนเตรตสูงเกินไปอาจทำให้เด็กทารกเกิดโรค Methemoglobinemia. ดังนั้น จึงกำหนดให้น้ำดื่มมีไนเตรตไม่เกิน 40 มิลลิกรัมต่อลิตรไนโตรเจน หรือ 10 มิลลิกรัมต่อลิตรไนเตรต.

## 2.5.2 สารประกอบไนโตรเจนกับระบบบำบัดน้ำเสีย

เนื่องจากจุลินทรีย์ต้องการไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่สำคัญเช่นเดียวกับพืชและสัตว์อื่นๆ ระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยจุลินทรีย์เป็นส่วนสำคัญ จึงต้องได้รับไนโตรเจนพอเพียง. แหล่งไนโตรเจนอาจเป็นสารอินทรีย์ไนโตรเจนหรือแอมโมเนีย หรือทั้งสองอย่าง. ไนเตรตก็อาจใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนได้เช่นกัน. อาจมีไนโตรเจนอยู่ในน้ำเสียอย่างเพียงพอ แต่ถ้าไม่เพียงพอหรือไม่มีเลย. จำเป็นต้องมีการเติมสารประกอบไนโตรเจนหรือปุ๋ยไนโตรเจน เช่น ยูเรีย  $KNO_3$  เป็นต้น, ให้กับระบบบำบัดน้ำเสีย (พรพนสวส์ดี 2545).

ความต้องการไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ ขึ้นอยู่กับประเภทของระบบบำบัดและมักเปรียบเทียบกับปริมาณซีโอดีของน้ำเสีย. เนื่องจากภายในเซลล์แบคทีเรียมีไนโตรเจนประมาณร้อยละ 10.5 และซีโอดี 1 กรัม สามารถสร้างแบคทีเรียได้ถึง 0.5 กรัมหรือเท่ากับสร้างไนโตรเจนประมาณ 0.05 กรัม. จึงอาจประมาณได้ว่า แบคทีเรียต้องการไนโตรเจนประมาณร้อยละ 5 ของปริมาณซีโอดีที่เป็นอาหารของแบคทีเรีย. ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ออกซิเจนมีค่าประมาณร้อยละ 5 ของค่าซีโอดีที่ถูกใช้ไป. ถ้าระบบบำบัดน้ำเสียได้รับไนโตรเจนไม่เพียงพอ อาจเกิดความผิดปกติขึ้นได้ เช่น สลัดจ์ไม่จมตัว, ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียต่ำ, น้ำทิ้งสุดท้ายไม่ใส, เป็นต้น. สำหรับความต้องการไนโตรเจนของระบบบำบัดไม่ใช้ออกซิเจนสามารถประมาณได้ด้วยวิธีข้างต้นเช่นกัน. แบคทีเรียไม่ใช้ออกซิเจนมีร้อยละไนโตรเจนภายในเซลล์เท่ากับของแบคทีเรียแบบใช้ออกซิเจนอิสระ แต่ค่าผลผลิต (yield) ของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสูงเพียงร้อยละ 10-20 ของค่าซีโอดีที่ถูกบริโภค, ความต้องการไนโตรเจนของระบบไม่ใช้ออกซิเจนจึงมีค่าประมาณร้อยละ 1-2 ของค่าซีโอดีที่ถูกบริโภคเท่านั้น.

### 2.5.3 สารประกอบไนโตรเจนกับมลพิษน้ำ

สารประกอบไนโตรเจนในน้ำที่มีมากเกินไปก่อปัญหามลพิษทางน้ำได้ 2 ประการคือ ทำให้แหล่งน้ำเน่าเสีย เนื่องจากสารประกอบไนโตรเจนส่วนมากมีความต้องการออกซิเจน, และทำให้เกิดยูโทรฟิเคชัน (eutrophication) หรือปรากฏการณ์ที่มีแพลงก์ตอนเจริญเติบโตมากเกินไปในน้ำ มีผลทำให้เกิดน้ำเขียวขุ่นและเน่าเหม็นในที่สุด.

แม้ว่าไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่จำเป็นสำหรับจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ แต่ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่มากเกินไปเป็น เอ็น โอ ดี (nitrogen oxygen demand; NOD) ทำให้ต้องสิ้นเปลืองพลังงานในการเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสีย. ในทางทฤษฎีจะต้องการออกซิเจนประมาณ 4.5 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อทุกๆ 1 มิลลิกรัมต่อลิตรของแอมโมเนียที่ถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรตในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ในระบบบำบัดน้ำเสีย. จะเห็นได้ว่า NOD ต้องการออกซิเจนถึง 4.5 เท่า ในขณะที่ BOD ต้องการออกซิเจนเพียง 1-2 เท่า เท่านั้น.

ด้วยเหตุนี้ จึงกล่าวได้ว่าการปล่อยน้ำที่มีสารประกอบไนโตรเจนในรูปแบบต่างๆ ลงไปในแหล่งน้ำสาธารณะ มีผลเสียเกิดขึ้นต่อสิ่งแวดล้อมได้ไม่น้อยกว่าผลเสียที่เกิดจากสารอินทรีย์คาร์บอน. ดังนั้น แม้ว่ากฎหมายสิ่งแวดล้อมยังไม่ได้ควบคุมระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนอย่างเคร่งครัด, จึงถือว่าเป็นหน้าที่และความรับผิดชอบของผู้ที่เกี่ยวข้อง ที่ต้องช่วยกันควบคุมปริมาณไนโตรเจนก่อนปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อม (ต้นเหตุเวสต์ และต้นเหตุเวสต์ 2547).

### 2.6 กระบวนการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียทางชีวภาพ

การสะสมของธาตุอาหาร เช่น ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในแหล่งน้ำธรรมชาติอาจทำให้เกิดปัญหาการเจริญเติบโตอย่างผิดปกติของสาหร่ายและพืชน้ำ. นอกจากนั้น การระบายน้ำทิ้งที่มีแอมโมเนียลงไปในลำน้ำจะทำให้เกิดการใช้ออกซิเจนที่มีอยู่ในลำน้ำนั้น. มีวิธีการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย ประกอบด้วยวิธีทางกายภาพ เช่น การไล่ก๊าซแอมโมเนีย, วิธีทางเคมี เช่น การแลกเปลี่ยนไอออน และวิธีทางชีวภาพ โดยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน – ดีไนตริฟิเคชัน.

ตารางที่ 2.5. วิธีการบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ เพื่อกำจัดไนโตรเจน (Metcalf and Eddy 2003)

วิธีการบำบัด	สารประกอบไนโตรเจน			รวม
	Organic	NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	
<b>การบำบัดแบบ Conventional</b>				
1. การบำบัดขั้นแรก	10-20	ไม่กำจัด	ไม่กำจัด	5-10
2. การบำบัดขั้นที่สอง	15-50	10	น้อยมาก	10-30
<b>กระบวนการทางชีววิทยา</b>				
1. การย่อยสลายของแบคทีเรีย	ไม่กำจัด	40-70	น้อยมาก	30-70
2. กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	ไม่กำจัด	ไม่กำจัด	80-90	70-95
3. การย่อยสลายของสาหร่าย	เปลี่ยนเป็น NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	เปลี่ยนเป็นเซลล์	เปลี่ยนเป็นเซลล์	50-80
4. กระบวนการไนตริฟิเคชัน	น้อย	เปลี่ยนเป็น NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ไม่กำจัด	5-20
5. บ่อเติมอากาศ	เปลี่ยนเป็น NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	กำจัดเป็นบางส่วน	กำจัดเป็นบางส่วน	20-90
<b>กระบวนการทางเคมี</b>				
1. Breakpoint Chlorination	ไม่แน่นอน	90-100	ไม่กำจัด	80-95
2. กระบวนการโคแอกกูเลชัน	50-70	น้อยมาก	น้อยมาก	20-30
3. การดูดติดผิวของคาร์บอน	30-50	น้อยมาก	น้อยมาก	10-20
4. การแลกเปลี่ยนไอออนสำหรับแอมโมเนีย	น้อยมาก, ไม่แน่นอน	80-97	ไม่กำจัด	70-95
5. การแลกเปลี่ยนไอออนสำหรับไนเตรท	น้อยมาก	น้อยมาก	75-90	70-90
<b>กระบวนการทางฟิสิกส์</b>				
1. Air Stripping	ไม่กำจัด	60-95	ไม่กำจัด	50-90
2. Electrodialysis	100 ของแวนลอส	30-50	30-50	40-50
3. กระบวนการกรอง	30-95 ของแวนลอส	น้อยมาก	น้อยมาก	20-40
4. Reverse Osmosis	60-90	60-90	60-90	80-90

หมายเหตุ: ตัวเลขในตารางแสดงประสิทธิภาพของการกำจัดไนโตรเจน โดยคิดเป็นร้อยละของไนโตรเจนที่เข้าระบบ

ตารางที่ 2.6. ข้อดีข้อเสียทางกายภาพและทางเคมีในกระบวนการบำบัดไนโตรเจน (Metcalf and Eddy 2003)

กระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
Air Stripping	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. สามารถควบคุมสำหรับเลือกบำบัดแอมโมเนียได้</li> <li>2. สามารถใช้ร่วมกับการบำบัดฟอสฟอรัสโดยใช้ปูนขาว</li> <li>3. สามารถบำบัดไนโตรเจนจนถึงค่ามาตรฐานไนโตรเจนทั้งหมดได้</li> <li>4. ไม่ sensitive ต่อสารพิษ</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. อุณหภูมิมีผลต่อวิธีนี้</li> <li>2. เมื่ออุณหภูมิต่ำแอมโมเนียสามารถละลายน้ำได้เพิ่มขึ้น ทำให้ต้องใช้ปริมาณอากาศเพิ่มขึ้น</li> <li>3. แอมโมเนียอาจเกิดปฏิกิริยากับ SO<sub>2</sub> ทำให้เกิดปัญหามลพิษทางอากาศ</li> <li>4. กระบวนการนี้ต้องใช้ปูนขาวเพื่อปรับ pH เป็นการเพิ่มต้นทุนและปัญหาการใช้ปูนขาวและการบำรุงรักษา</li> <li>5. เกิดตะกอน carbonate บนภาชนะบรรจุและท่อ</li> <li>6. เกิดปัญหาเกี่ยวกับเสียงและทิวทัศน์</li> </ol>
Breakpoint Chlorination	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. ไม่ไวต่อสารพิษและอุณหภูมิ</li> <li>2. ต้นทุนต่ำ</li> <li>3. สามารถนำไปประยุกต์กับวิธีอื่นได้</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. เกิด Trihalomethane เป็นผลกระทบต่อคุณภาพน้ำ</li> <li>2. เติมคลอรีน ทำให้ TDS เพิ่ม</li> <li>3. ไม่สามารถบำบัดให้ถึงค่ามาตรฐานไนโตรเจนทั้งหมดได้</li> <li>4. ต้องควบคุมดูแล pH เพื่อป้องกัน ไม่ให้เกิดก๊าซ NCl<sub>3</sub></li> <li>5. ต้องการผู้ควบคุมดูแลที่มีทักษะสูง</li> </ol>
Ion Exchange	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. สามารถใช้ในสูบอากาศที่ไม่สามารถบำบัดด้วยกระบวนการทางชีววิทยาได้ และที่ต้อการน้ำทิ้งที่ได้มาตรฐาน</li> <li>2. มีค่า TDS ต่ำ</li> <li>3. ได้แอมโมเนียที่สามารถนำมาใช้ได้</li> <li>4. สามารถบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดจนถึงค่ามาตรฐาน</li> <li>5. ง่ายต่อการควบคุมคุณภาพน้ำ</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. สารอินทรีย์จากการบำบัดทางชีววิทยาจะไปจับกับเรซิน (เกิดพันธะ)</li> <li>2. จะต้องมีการกรองก่อน เพื่อป้องกันการเกิด Headloss ที่มีมากเกินไป จากการสะสมของแข็ง</li> <li>3. ปริมาณแคทไอออนชนิดอื่นที่มีค่าสูง จะลดประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนีย</li> <li>4. การ Regeneration Recovery จะต้องใช้วิธีอื่นเพิ่มเข้าไป (Gas Stripping)</li> <li>5. ต้นทุนและการดำเนินการสูง</li> <li>6. น้ำเสียที่ได้จากการคืนสภาพ จะต้องทำการบำบัด</li> <li>7. ต้องการผู้ควบคุมที่มีทักษะสูง</li> </ol>



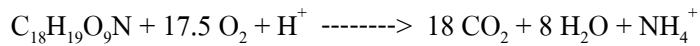
### 2.6.1 การกำจัดอินทรีย์คาร์บอนเทียบกับไนโตรเจน (พรรณสวัสดิ์ 2545)

น้ำเสียชุมชนมีไนโตรเจนในรูปอินทรีย์และแอมโมเนียเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งเรียกรวมกันว่า TKN. ไนโตรเจนเหล่านี้เป็นของเสียจากเมแทบอลิซึมของโปรตีนในร่างกายมนุษย์ และเมื่อปล่อยระบายรวมออกมาเป็นน้ำเสียจะอยู่ในรูปสารอินทรีย์และแอมโมเนีย ร้อยละ 60 และ 40 ตามลำดับ.

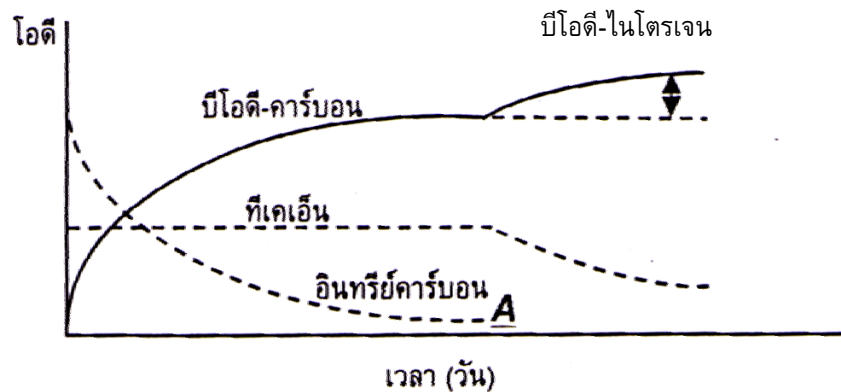
ในสภาวะใช้อากาศ, แบคทีเรียสามารถใช้ออกซิเจนมาออกซิไดส์อินทรีย์คาร์บอนให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ. โดยอินทรีย์คาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอน ขณะที่ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย. แต่สารอินทรีย์ไนโตรเจนนั้น ต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันเพื่อเปลี่ยนรูปให้เป็นเกลือแอมโมเนียม ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ) หรือแอมโมเนียอิสระ (free ammonia,  $\text{NH}_3$ ) เสียก่อน จึงจะถูกออกซิไดส์โดย nitrifying bacteria หรือ nitrifier ได้. โดยปกติในน้ำเสียจะมีไนโตรเจนทั้งในรูปของอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนีย ซึ่งทั้งสองรูปนี้จะถูกออกซิไดส์เป็นไนไตรต์และไนเตรตได้ในสภาวะใช้อากาศ. โดยให้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนและแอมโมเนียมเป็นสารให้อิเล็กตรอน แต่กระบวนการนี้จะเพียงแต่การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในสภาพรีดิวซ์ไปเป็นไนโตรเจนในสภาพออกซิไดส์ แต่การกำจัดหรือลดไนโตรเจนยังไม่เกิดขึ้น. ยกเว้นเฉพาะไนโตรเจนส่วนที่นำไปสร้างเซลล์แบคทีเรียซึ่งเป็นปริมาณน้อยมาก. ในบางกรณี จึงไม่นำส่วนนี้มาคิดรวมในการคำนวณด้วย. ทั้งนี้ไนโตรเจนในรูปออกซิไดส์นี้จะถูกนำไปรีดิวซ์อีกครั้งโดยแบคทีเรียในสภาวะที่มีคาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอน ให้นิเตรตกลายเป็นก๊าซไนโตรเจนและถูกปล่อยระบายออกสู่อากาศจึงเป็นการกำจัดไนโตรเจนขึ้นได้.

การออกซิไดส์แอมโมเนียมให้กลายเป็นไนไตรต์และไนเตรตนั้น ทำได้อย่างไม่ตรงไปตรงมา แม้ระบบจะอยู่ในสภาวะใช้อากาศและมีค่าดีไอสูงถึง 7-8 มิลลิกรัมต่อลิตรก็ตาม. ทั้งนี้ไนโตรเจนแบคทีเรียหรือ nitrifier นั้นเจริญเติบโตสู่คาร์บอนแบคทีเรีย หรือที่เรียกว่าจุลินทรีย์เฮเทอโรโทรฟแบบธรรมดา (ordinary heterotrophic organisms) ไม่ได้.

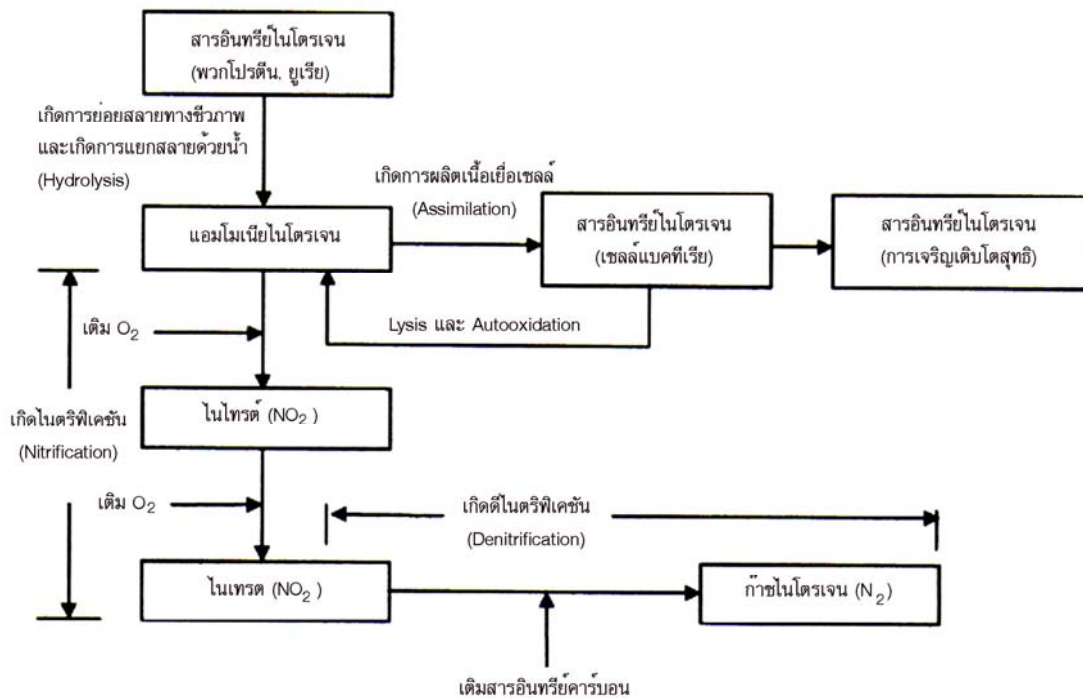
ดังนั้น หากนำน้ำเสียชุมชนซึ่งมีทั้งอินทรีย์คาร์บอนและอินทรีย์ไนโตรเจนมาใส่ขวดบีโอดีเจนเต็มและเติมอากาศจนมีออกซิเจนหรือดีไอสูงขึ้น, จากนั้นก็ปิดจุกไม่ให้อากาศเข้า และกวนให้เข้ากันโดยใช้เครื่องกวนแบบแม่เหล็ก แล้ววัดค่าดีไอทุกๆ 1-2 ชั่วโมง. จะได้กราฟที่แสดงค่าดีไอที่ลดลงคือ ค่าออกซิเจนที่จุลินทรีย์ใช้ไปในการย่อยสลายสารอินทรีย์นั่นเอง. กล่าวคือ สารอินทรีย์อาจวัดได้ในรูปของปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ต้องใช้ในการออกซิไดส์อินทรีย์คาร์บอนให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำดังสมการ.



อย่างไรก็ตาม ถ้าใช้ระยะเวลาการบ่มต่อไปอีก กราฟที่ได้เป็นดังรูปที่ 2.18, คือ การใช้ ออกซิเจนหรือดีไอส่วนใหญ่เกิดจากจุลินทรีย์ชนิดเฮเทอโรโทปแบบธรรมดา ซึ่งใช้สารอินทรีย์ คาร์บอนเป็นสารอาหารหลัก ค่าดีไอที่เกิดขึ้นจึงเรียกว่า บีโอดีที่เกิดจากสารคาร์บอน (carbonaceous BOD). ในช่วงดังกล่าวนี้ ค่า TKN ไม่ลดลงเลย หรือลดลงเพียงเล็กน้อย. เมื่อ สารอินทรีย์คาร์บอนเหลือน้อยลงแล้ว ค่า TKN จึงจะเริ่มลดลง เนื่องจากเกิดกระบวนการไนตริ- ฟิเคชันโดยแบคทีเรียไนตริไฟเออร์. ค่าดีไอในช่วงนี้ จะเป็นค่าความต้องการออกซิเจนโดยไนตริ- ฟายเออร์โดยเฉพาะ. ดังนั้น ค่าดีไอในช่วงนี้จึงเรียกว่า NOD (nitrogenous oxygen demand) ซึ่ง หมายถึงค่าความต้องการออกซิเจนสำหรับไนตริฟิเคชัน. ทั้งนี้ค่า TKN ที่ลดลงจะเป็นสัดส่วนกับ ค่า NOD ที่เพิ่มขึ้น.



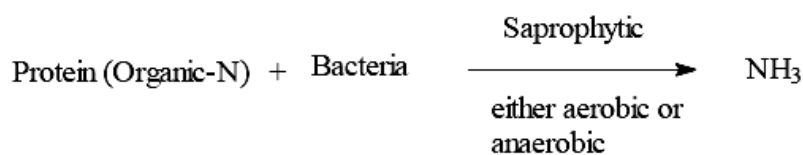
รูปที่ 2.18. ความต้องการออกซิเจนกับการบำบัดอินทรีย์คาร์บอนและ TKN.



รูปที่ 2.19. การเปลี่ยนรูปของสารประกอบไนโตรเจนในระบบบำบัดทางชีวภาพ.  
(อุคมสินโรจน์ 2543)

### 2.6.2 กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) (พรรณสวัสดิ์ 2545)

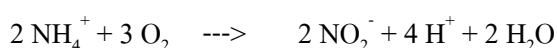
แอมโมนิฟิเคชัน คือ กระบวนการเปลี่ยนรูปสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนไปอยู่ในรูปอนินทรีย์, จึงมีชื่อเรียกอีกอย่างหนึ่งว่า การแปลงเป็นแร่ธาตุไนโตรเจนหรือ nitrogen mineralization. มีจุลินทรีย์หลายชนิดที่มีบทบาทในขั้นตอนนี้. แอมโมนีผลิตขึ้นได้โดยปฏิกิริยาภายนอกเซลล์ที่มีต่อซากสัตว์, ซากพืช และของเสียต่างๆ และการหายใจแบบแอนโดจีนัสของเซลล์มีชีวิตและจากซากเซลล์ที่ตายแล้ว. ส่วนการย่อยสลายของยูเรียโดยเอนไซม์จะปล่อยแอมโมนีออกมาได้เช่นกัน. ทั้งนี้การที่สารประกอบโปรตีนจะแปรรูปเป็นแอมโมนีได้ ต้องผ่านขั้นตอนแปรรูปเป็นกรดแอมโมนิกก่อน, แล้วจึงถูกลดเอมีน (deamination) เป็นแอมโมนีต่อไป, ดังสมการ.



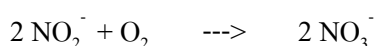
### 2.6.3 กระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification)

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการออกซิเดชันที่เกิดขึ้นทางชีววิทยาเพื่อทำการเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนียให้กลายเป็นไนเตรต. ซึ่งปฏิกิริยานี้เกิดจากจุลินทรีย์ชนิดไนตริฟายอิง (nitrifying) ประกอบด้วย 2 ขั้นตอนคือ ขั้นตอนแรกจะเปลี่ยนแอมโมเนียให้อยู่ในรูปไนไตรต์ โดยอาศัยจุลินทรีย์ไนโตรโซโมนาส (Nitrosomonas), ส่วนขั้นตอนที่สองจะเปลี่ยนไนไตรต์ให้เป็นไนเตรตโดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter), ดังสมการ

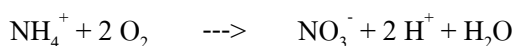
ไนโตรโซโมนาส :



ไนโตรแบคเตอร์ :

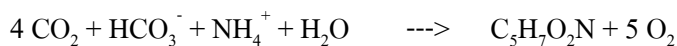


ปฏิกิริยารวม :

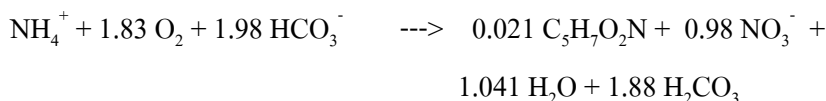


แต่แอมโมเนียบางส่วนจะถูกนำไปสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์จุลินทรีย์ใหม่ ดังสมการ

ปฏิกิริยาการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :



ปฏิกิริยารวมของการเกิดออกซิเดชันและการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :



ปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดส์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรตเท่ากับ 4.3 mg O<sub>2</sub>/mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่า 4.57 ที่ได้จากการคำนวณ. ค่า 4.57 นี้ได้จากสมการไนโตรแบคเตอร์ โดยจะไม่พิจารณาถึงการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ (อุดมสิน โรจน์ 2543).

การออกซิไดส์แอมโมเนียไนโตรเจนและไนเตรต ต้องใช้ออกซิเจน 4.6 kg/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>1kg นอกจากนี้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะมี H<sup>+</sup> เกิดขึ้น จึงจำเป็นต้องเติมด่างเพื่อรักษาค่า pH ภายในถังบำบัดให้มีค่าเหมาะสม. ในทางกลับกัน การรีดิวซ์ไนไตรต์และไนเตรต จะต้องใช้ H<sup>+</sup> และเกิดเมทานอล, กรดแอสซิดิก, หรือใช้สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย. สารอินทรีย์จะทำหน้าที่เป็นแหล่ง

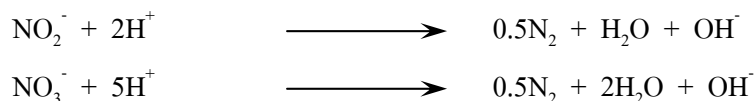
คาร์บอนในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ของแบคทีเรีย (กระทรวงอุตสาหกรรม 2545).

#### 2.6.4 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (denitrification)

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นขั้นตอนที่ 2 ของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีววิทยา ซึ่งการเปลี่ยนไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจน. โดยจะเกิดขึ้นที่สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน แต่สามารถนำออกซิเจนจากแหล่งอื่นมาใช้คือ ไนเตรต และไนไตรต์ หรือแม้กระทั่งซัลเฟต, โดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดดีไนตริฟายอิง. โดยเริ่มแรกจะทำการเปลี่ยนไนเตรตให้เป็นไนไตรต์ ซึ่งในขั้นต่อมาจะผลิตไนตริกออกไซด์, ไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจนออกมาสู่บรรยากาศ. ไนเตรตจะเป็นตัวรับอิเล็กตรอน มีสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน. ปฏิกิริยานี้จำแนกได้เป็น 2 ชนิด คือ “substrate nitrate denitrification” คือสารอินทรีย์คาร์บอนที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนอาจมาจากแหล่งที่ไม่ใช่มาจากคาร์บอนในเซลล์ของจุลินทรีย์ โดยอาจเป็นซีโอดี, บีโอดีที่มีอยู่ในน้ำเสีย หรือเป็นสารเคมีที่เติมลงไป. ซึ่งเป็นรูปแบบการเจริญเติบโตของเซลล์จุลินทรีย์แบบปกติ. อีกชนิดหนึ่งคือ “endogenous nitrate denitrification” กรณีนี้จะเกิดขึ้นเมื่อไม่มีแหล่งคาร์บอนจากภายนอก. จุลินทรีย์จะใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์ของตน ปฏิกิริยานี้จึงเสมือนว่าเป็นการย่อยตัวเอง.



ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



เมื่อความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำมีค่ามากกว่า 0.5 มก./ล. จะยับยั้งเอนไซม์ของระบบดีไนตริฟิเคชัน ค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 0.1 – 0.2 มก./ล., ค่า pH ที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 7.0 – 8.0. แต่อย่างไรก็ตาม ค่าความเป็นด่างที่ผลิตออกมาในช่วงที่เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมีผลทำให้ค่า pH มีค่าสูงขึ้น. อุณหภูมิก็มีผลต่อปฏิกิริยาอย่างมาก ซึ่งไม่ควรมีค่าต่ำกว่า 5 องศาเซลเซียส และควรมีอัตราการไหลเข้าระบบต่ำ (พรณสวัสดิ์ 2545).

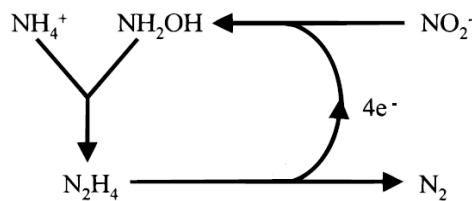
ตารางที่ 2.7. วิธีการบำบัดไนโตรเจนโดยวิธีทางชีวภาพ

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

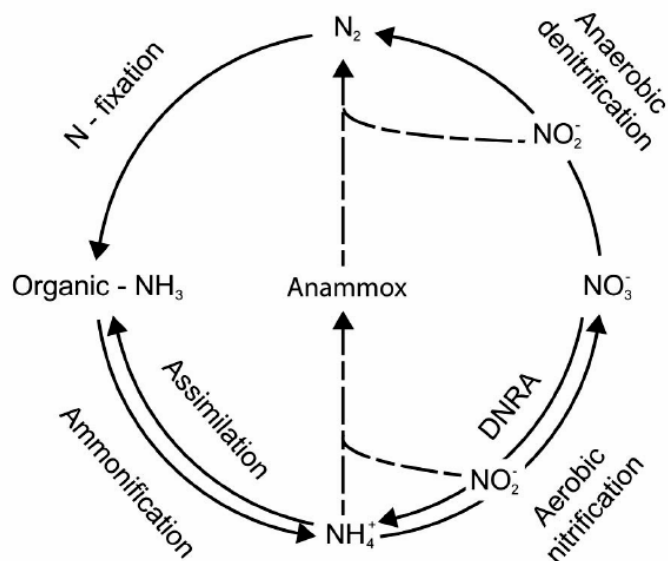
ที่มา : ตันฑุลเวศม์ และ ตันฑุลเวศม์ (2547).

2.7 กระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชัน (anaerobic ammonium oxidation ; anammox)

กระบวนการ anaerobic ammonium oxidation หรือ anammox เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนแอมโมเนียและไนไตรต์ให้เป็นก๊าซไนโตรเจนได้โดยตรง ภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน. โดยใช้ไนไตรต์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจน (Marc *et al.*, 1999). โดยมีสมการการเกิดปฏิกิริยาอย่างง่ายดังนี้ :-



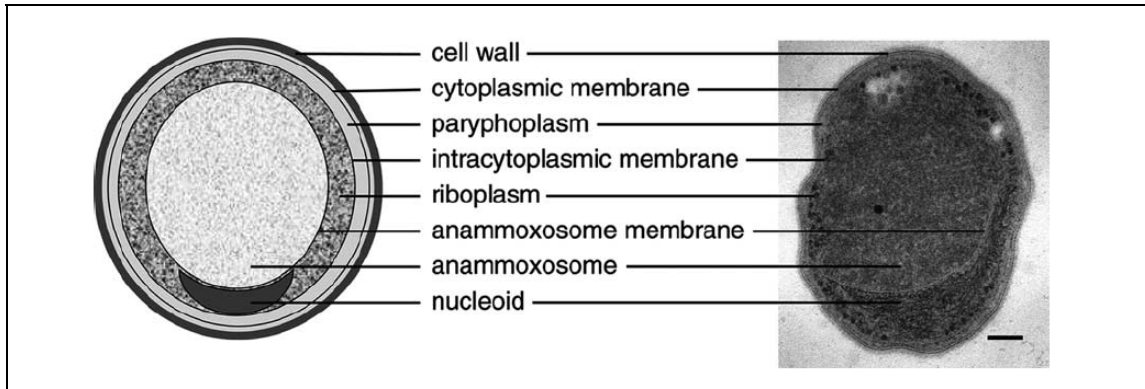
รูปที่ 2.20. กลไกการเกิดปฏิกิริยา anaerobic ammonium oxidation (Jos *et al.* 2000).



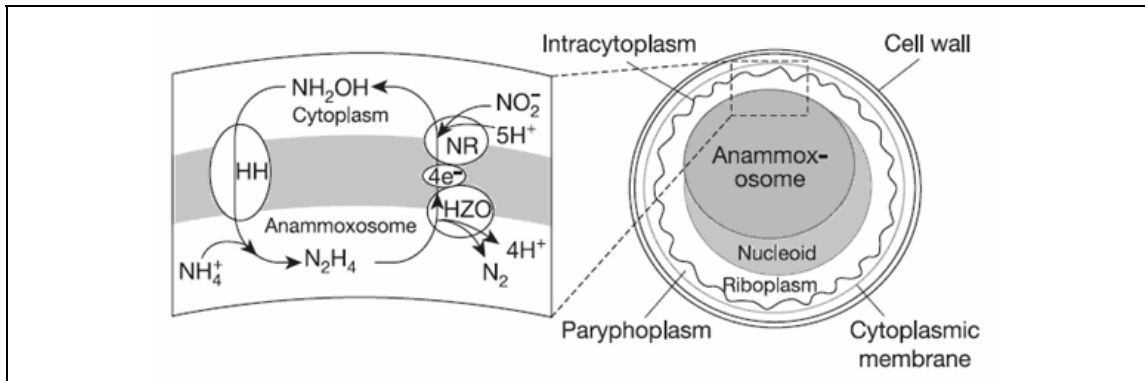
รูปที่ 2.21. วัฏจักรไนโตรเจน และ กระบวนการ Anammox (Mark *et al.* 2003).

แบคทีเรียจะทำให้เกิดปฏิกิริยา anammox ขึ้นในออร์แกเนลพิเศษที่ค้นพบในพวกแบคทีเรียชนิดนี้ที่เรียกว่า anammoxosome ซึ่งมี hydrazine ถูกสร้างขึ้นเป็นสารกลางในการขับเคลื่อนปฏิกิริยา (Didem *et al.* 2004). แอมโมเนียจะทำปฏิกิริยากับ hydroxylamine เปลี่ยนไปเป็น hydrazine ผ่าน cytoplasm membrane, โดย membrane-bound enzyme และ hydrazine จะเข้าสู่การถ่ายทอดอิเล็กตรอนร่วมกับไนไตรต์, ทำให้เกิด hydroxylamine เข้าไปใช้ในเซลล์ และปลดปล่อยก๊าซไนโตรเจนออกมานอกเซลล์ (Rick and Stuart 2001).

กระบวนการนี้นำมาใช้ประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ ที่ปล่อยของเสียที่มีแอมโมเนียเป็นส่วนประกอบหลักเป็นจำนวนมาก ซึ่งปกติจะอาศัยแบคทีเรียตามวัฏจักรไนโตรเจนในการบำบัด. โดยกระบวนการนี้ต้องใช้ออกซิเจนจำนวนมาก, ต้องใช้เครื่องมือในการให้ออกซิเจน, แบคทีเรียบางชนิดต้องอาศัยพลังงานจากเมทานอล. กระบวนการทั้งหมดมีราคาสูง, ใช้พื้นที่มาก และเป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม. กระบวนการ Anammox มีข้อดี คือ แบคทีเรียจะใช้แอมโมเนียเป็นพลังงานไม่ต้องการออกซิเจน และเมื่อเปรียบเทียบกับวิธีเดิมแล้วจะช่วยให้ประหยัดต้นทุนไปได้ถึงร้อยละ 90. ดังนั้นจึงเป็นไปได้ว่า anammox จะมีบทบาทสำคัญในการบำบัดน้ำเสียต่อไป (Didem *et al.* 2004).



รูปที่ 2.22. ภาพตัดขวางแสดงส่วนประกอบของ Anammox bacteria (Laura *et al.* 2004).



รูปที่ 2.23. กระบวนการ Anammox ในกลุ่มแบคทีเรีย Anammox (Rick and Stuart 2001).

หมายเหตุ : HH; hydrazine hydrolase, HZO; hydrazine oxidizing enzyme, NR; nitrite reducing enzyme

กลุ่มของแบคทีเรียที่สำคัญของกระบวนการนี้คือ Planctomycetes, โดยแบคทีเรียที่ค้นพบพวกแรก ชื่อ *Candidatus "Brocadia anammoxidans"*. จากการสำรวจในโรงบำบัดน้ำเสียต่างๆ ยังปรากฏกลุ่มแบคทีเรีย anammox ที่แตกต่างกันออกไป. จากการทดลองสามารถแบ่งออกได้อีก 3 สายพันธุ์ ดังนี้ *Candidatus "Kuenenia stuttgartiensis"*, *Candidatus "Scalindua wagneri"* และ *Candidatus "Scalindua brodae"* และสุดท้าย *Candidatus "Scalindua sorokinii"* ถูกค้นพบบริเวณไม่มีออกซิเจนในทะเลดำ (Black sea) และทำให้เกิดวัฏจักรไนโตรเจนในทะเลถึงร้อยละ 50 (Boran *et al.* 2004).

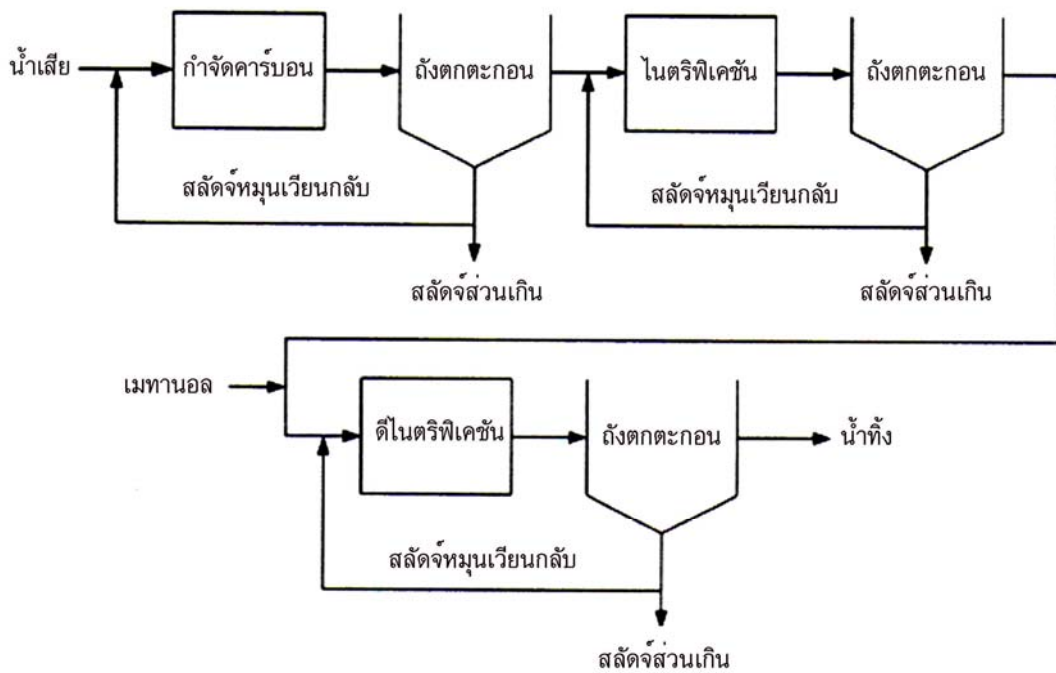


## 2.8 ระบบบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสีย

ไนโตรเจนแบคทีเรียเจริญเติบโตช้ากว่าแบคทีเรียที่ใช้อินทรีย์คาร์บอนเป็นสารอาหาร, ดังนั้นจึงต้องกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนออกจากระบบเสียก่อน. ไนโตรเจนในรูปรีดิวซ์จะถูกออกซิไดส์ภายใต้สภาวะแอโรบิกไปเป็นไนโตรทและไนเตรตามลำดับได้ต่อเมื่อไนโตรเจนมาอยู่ในรูปไนเตรตหรือไนไตรต์แล้วเท่านั้น. ไนโตรเจนนี้จะถูกแบคทีเรียรีดิวซ์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจนหรือก๊าซอื่นๆ ออกจากระบบได้. กระบวนการนี้มีชื่อเรียกว่า ดีไนตริฟิเคชัน และเมื่อถึงจุดนั้นแล้วเท่านั้นจึงเกิดเป็นไนเตรต การกำจัดไนโตรเจนถือว่ายังไม่เกิดขึ้น (พรรณสวัสดิ์ 2545).

### 2.8.1 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสามสัลดจ์

กระบวนการบำบัดไนโตรเจนชนิดนี้จะแยกการเพาะเชื้อออกเป็น 3 ขั้นตอน คือ เพาะเลี้ยงเฮเทอโรโทรปสำหรับการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับแรก, เลี้ยงเชื้อออโตโทรปมาทำหน้าที่ไนตริฟิเคชันเป็นลำดับถัดมา และเพาะเลี้ยงเชื้อเฮเทอโรโทรปอีกครั้งเพื่อทำหน้าที่ดีไนตริฟิเคชันเป็นลำดับสุดท้าย. ระบบนี้มีชื่อเรียกว่า “ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสามสัลดจ์” ซึ่งเห็นได้ว่าในระบบนี้ต้องมีถังปฏิกริยาสามใบ และถังตกตะกอนหรือถังทำใสสามชุด, ทำหน้าที่ให้สัลดจ์แต่ละชนิดจมตัวลงและเวียนกลับไปยังถังปฏิกริยาแต่ละใบ เพื่อแยกสัลดจ์ทั้งสามชนิดออกจากกัน. ทำให้งบลงทุนก่อสร้างสูงกว่าระบบปกติอย่างมาก. อนึ่ง ในถังใบที่หนึ่งและใบที่สองเป็นการหายใจแบบใช้อากาศ จึงต้องมีการเติมอากาศอย่างเพียงพอ. ส่วนในถังสุดท้าย ซึ่งให้ปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นไม่จำเป็นต้องมีการเติมอากาศ แต่ต้องมีการกวนผสมที่มีประสิทธิภาพ. นอกจากนี้ น้ำใสที่ออกจากถังน้ำใสของขั้นตอนที่สองไม่มีอินทรีย์คาร์บอนที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพอยู่เลย หรือมีก็น้อยมาก, จึงต้องมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเข้าระบบ ทำให้สิ้นเปลืองค่าดำเนินการเพิ่มขึ้นอีก. ดังนั้น แม้ว่าระบบนี้จะถูกต้องตรงตามทฤษฎีมากที่สุดและมีความคล่องตัวในการใช้งานมาก แต่ไม่เป็นที่นิยมใช้งานกันในปัจจุบัน.



รูปที่ 2.24. กระบวนการบำบัดไนโตรเจนแบบสามสลัดจ์ (กระทรวงอุตสาหกรรม 2545).

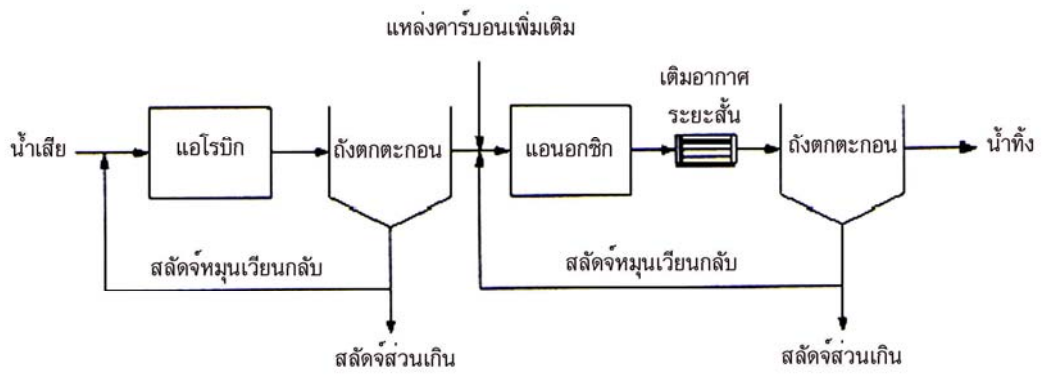
### 2.8.2 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสองสลัดจ์

เนื่องจากขั้นตอนแบบสามสลัดจ์ในถังที่ 1 และ 2 เป็นขั้นตอนการใช้อากาศทั้งหมด การรวมเอาสองถังปฏิกริยาไว้ด้วยกันจะประหยัดค่าก่อสร้างและอุปกรณ์ในการเติมอากาศได้. ซึ่งในแง่ชีวเคมีสามารถทำได้ด้วยเช่นกัน. เซเทอโรโทรฟและออโตโทรฟในสองขั้นตอนดังกล่าวนี้ใช้แหล่งคาร์บอนต่างชนิดกัน, จึงไม่มีการแย่งอาหารกันและกัน และสามารถอาศัยอยู่ร่วมกันได้. จนกว่าที่เซเทอโรโทรฟมีมากพอที่จะลดความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนลงมาในระดับที่เซเทอโรโทรฟมีอัตราเจริญเติบโตช้าลง และจนออโตโทรฟสามารถใช้แอมโมเนียเป็นแหล่งพลังงานเจริญในการเติบโต ในอัตราที่ไม่ช้าเกินไปจนถูกล้างไล่ออกจากระบบ. ทั้งนี้ออกซิเจนละลายน้ำต้องมีมากพอด้วย มิฉะนั้นจะเกิดการแย่งการใช้ออกซิเจนเกิดขึ้นในระบบได้. ดังนั้น ในกระบวนการนี้จึงมีข้อแม้ว่า ต้องออกแบบให้มีอายุสลัดจ์นานมากจนเพียงพอที่จะเกิดไนตริไฟเออร์ขึ้นในระบบ และต้องมีเครื่องเติมอากาศที่ใหญ่ในการเติมอากาศให้เพียงพอ.

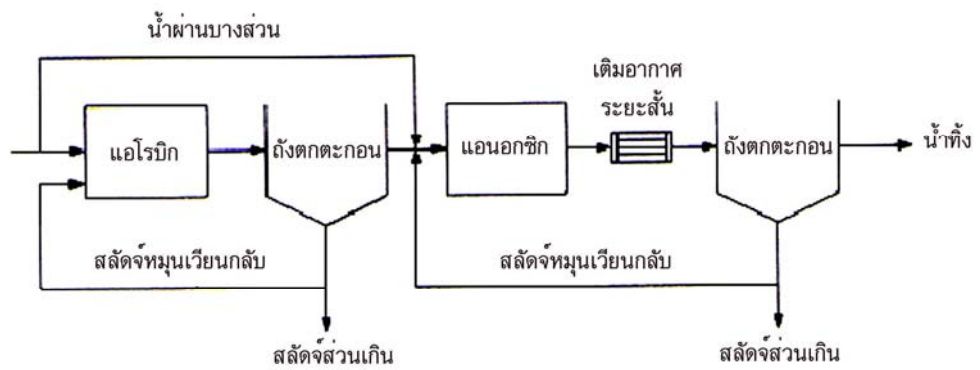
ระบบบำบัดในโตรเจนแบบนี้เรียกว่า “ระบบสองสลัดจ์” เนื่องจากมีการเพาะเลี้ยงเชื้อแยก ออกเป็นสองชุด โดยมีถังปฏิกริยารวมถึงเป็นสองชุด. ในชุดแรก ถังเติมอากาศทำหน้าที่ออกซิไดส์ ทั้งคาร์บอนและไนโตรเจน. จากนั้นน้ำทิ้งที่ออกจากถังชุดแรกและมีไนเตรตสูงจะถูกส่งไปยังถัง ปฏิกริยาชุดที่สอง ซึ่งเป็นเพียงถังกวนผสมและไม่มีการเติมอากาศ แต่มีการเติมอินทรีย์คาร์บอน จากแหล่งภายนอก เพื่อให้ไนโตรเจนแบบที่เรียกซึ่งเป็นเฮเทอโรโทรฟทำงานในถังแอนออกซิก เพื่อลดรูปไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจนต่อไป. สลัดจ์ส่วนเกินที่ได้จากระบบนี้มีอยู่สองจุดได้แก่ สลัดจ์ผสม (เฮเทอโรโทรฟ+ ออโตโทรฟ) จากถังแรกและสลัดจ์เฮเทอโรโทรฟจากถังที่สอง. เนื่องจากการกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นหลังจากการเติมอากาศ จึงเรียกระบบนี้ว่า “Post DN”. ใน ระบบนี้มีถังเติมอากาศ (post aeration) ใบเล็กๆ อยู่ต่อท้ายถังแอนออกซิก ก็เพื่อไล่ก๊าซไนโตรเจน ออกจากน้ำไม่ให้ไปพองสลัดจ์ ซึ่งเป็นการรบกวนการจมตัวของสลัดจ์, ทำให้น้ำทิ้งออกไปขุนได้ และเพื่อเป็นการเติมอากาศให้น้ำทิ้งมีค่าดีไออยู่ในระดับที่ยอมรับได้ไปพร้อมๆ กันด้วย.

อย่างไรก็ตาม หากมีไนโตรเจนในระบบเท่ากับ 40 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร และ ต้องการเปลี่ยนรูปไปทั้งหมด ต้องใช้สมมูลออกซิเจนเท่ากับ  $[(3 \times 16) / 14] \times 40 = 137$  มิลลิกรัมต่อ ลิตร. ในการดีไนตริฟิเคชันนั้น ต้องใช้บีโอดีประมาณ 1.5 เท่าของสมมูลออกซิเจนหรือกรัม ดังนั้น ในกรณีนี้ต้องใช้เมทานอล ประมาณ 200 มิลลิกรัมบีโอดีต่อลิตร. แต่หนึ่งกรัมของเมทานอลถือเป็น บีโอดีได้เพียง 0.7 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นหมายถึงค่าใช้จ่ายที่มากขึ้น. จึงได้มีการประยุกต์โดยนำเอา สารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งไม่มีค่าใช้จ่ายมาเป็นแหล่งคาร์บอนแทนเมทานอล. วิธีนี้สามารถประหยัด ค่าสารเคมีได้ แต่คุณภาพน้ำทิ้งอาจไม่ดีเท่ากรณีใช้เมทานอล. เนื่องจากหากป้อนน้ำเสียเข้ามา กเกินไป ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำออกจะสูง. แต่หากป้อนน้อยเกินไป อินทรีย์คาร์บอน อาจไม่พอดี ปฏิกริยาไนตริฟิเคชันเกิดได้ไม่สมบูรณ์ น้ำออกอาจมีไนเตรตสูงได้. วิธีนี้เป็น “Post DN” เช่นเดียวกับชนิดแรก.

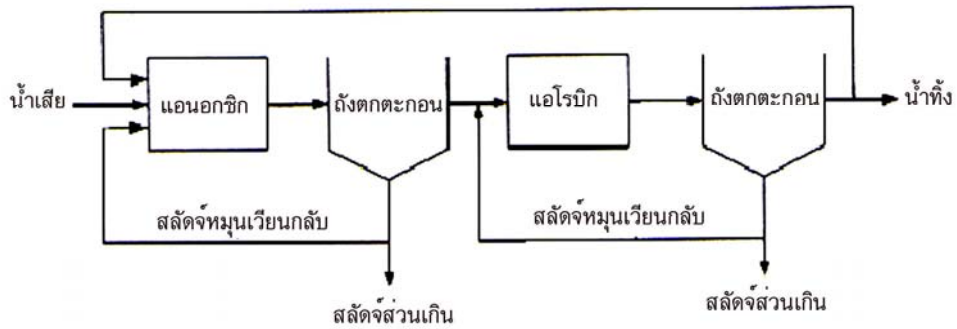
ในส่วน of ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน (Pre DN) คือการจัดวางระบบให้มีชุดแอนออกซิก ก่อนชุดแเอโรบิก และเวียนเอาไนเตรตจากน้ำออกชุดแเอโรบิกกลับมาที่ถังแอนออกซิก. ในกรณีเช่นนี้ ระบบจะไม่มีปัญหาคาร์บอนไม่พอสำหรับการดีไนตริฟิเคชัน และคาร์บอนบางส่วนที่ถูกใช้ไปในดี ไนตริฟิเคชันนั้น ทำให้มีสารอินทรีย์หลงเหลือไปยังถังแเอโรบิกลดลง, ขนาดของถังและอุปกรณ์ เติมอากาศจึงลดลงได้ด้วย. อย่างไรก็ตาม น้ำออกสุดท้ายสำหรับกระบวนการนี้มีไนเตรตค่อนข้าง สูง.



(ก)



(ข)



(ค)

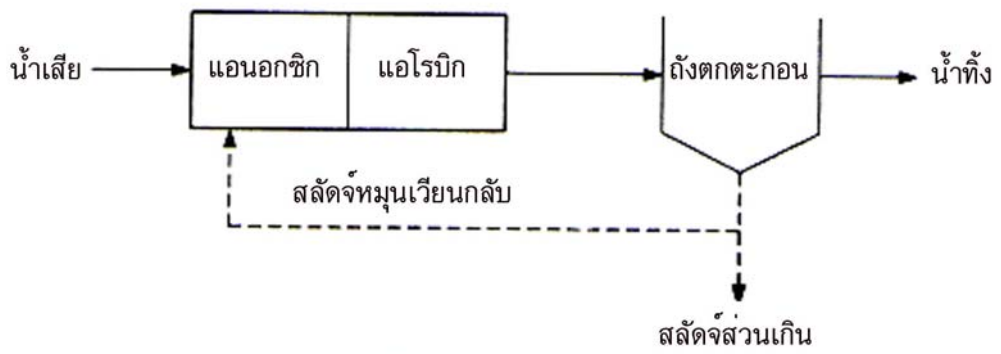
- ก) ดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นหลังแบบใช้สารอินทรีย์จากภายนอก
- ข) ดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นหลังแบบใช้สารอินทรีย์จากน้ำเสีย
- ค) ดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน พร้อมหมุนเวียนภายใน

รูปที่ 2.25. กระบวนการบำบัดไนโตรเจนแบบสองสลัดจ์ (กระทรวงอุตสาหกรรม 2545).

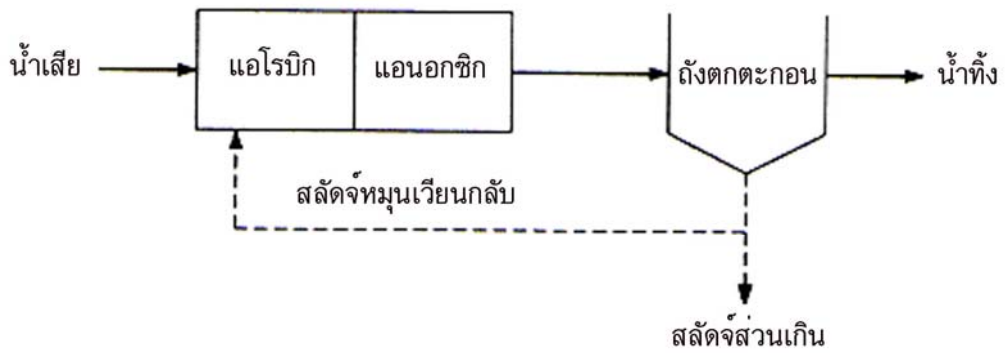
### 2.8.3 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสลัดจ์เดี่ยว

ระบบสลัดจ์เดี่ยวเสนอโดย Wurhmann ในปี ค.ศ. 1954 จึงเรียกระบบนี้ว่าเป็นกระบวนการเวอร์แมนน์ หรือ “กระบวนการโพสต์-ดีเอ็นแบบสลัดจ์เดี่ยว” เนื่องจากมีถังน้ำใสเพียงชุดเดียวและมีส่วนแอนอกซิกอยู่หลังส่วนแอโรบิก จึงเป็นแบบ “Post DN”. ในวิธีการนี้ไม่มีการเติมคาร์บอนจากภายนอก. จุลินทรีย์กลุ่ม denitrifying bacteria ในถังแอนอกซิกต้องอาศัยคาร์บอนในน้ำเสียที่เหลือมาจากขั้นตอนแรกคือ คาร์บอนจากการสลายตัวของจุลินทรีย์เอง. ในกรณีแรกที่ระบบมีอายุสลัดจ์ไม่สูง การลดหรือกำจัดคาร์บอนยังไม่สมบูรณ์นัก, ไนตริฟิเคชันอาจเกิดอย่างไม่สมบูรณ์ น้ำทิ้งสุดท้ายจึงมีค่า TKN สูง. ในทางตรงกันข้าม หากระบบมีอายุสลัดจ์นานและอินทรีย์คาร์บอนถูกใช้ไปจนหมด เกิดไนตริฟิเคชันได้ดีกว่า. แต่เมื่อ denitrifying bacteria ต้องอาศัยคาร์บอนจากการสลายตัวของจุลินทรีย์ซึ่งมีอัตราและประสิทธิภาพต่ำ น้ำออกจะมีไนเตรตออกไปสูงด้วย. การเดินระบบให้สมดุลหรือให้กำจัดทั้งคาร์บอนและไนโตรเจนได้สูงพร้อมๆ กัน จึงทำได้ยาก. จากรายงานการทดลองที่ผ่านมาพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดอยู่ในช่วงร้อยละ 29-89.

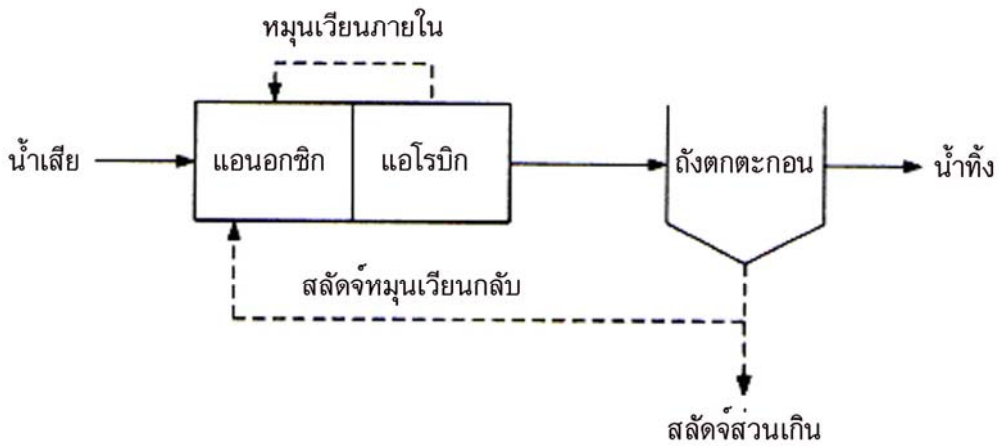
ระบบสลัดจ์เดี่ยวอีกแบบหนึ่งคือ “กระบวนการแอลอี” ซึ่งเอาถังปฏิบัติการทั้งสองของกระบวนการเวอร์แมนน์ มาวางสลับตำแหน่งกัน, จึงเรียกระบบนี้ว่า ระบบพี-ดีเอ็น. ข้อดีของระบบนี้คือ มีการนำเอาน้ำเสียมาเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับ denitrifying bacteria แต่ถ้าวางถังแรกคือถังแอนอกซิกมีขนาดเล็กเกินไป ดีไนตริฟิเคชันเกิดได้ไม่สมบูรณ์, น้ำออกมีไนเตรตสูง. ต่อมาได้มีการพัฒนาระบบสลัดจ์เดี่ยวแบบแอลอีไปเป็นแบบแอลอีดัดแปร หรือ “ระบบเอ็มแอลอี”, โดยมีการหมุนเวียนเอ็มแอลภายในจากถังแอโรบิกกลับไปถังแอนอกซิก. ทำให้มีการเวียนเอาไนเตรตกลับไปถูกดีไนตริฟายด์ในถังแอนอกซิกได้มากขึ้น. การกำจัดไนโตรเจนจึงสมบูรณ์มากขึ้น น้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดลดลง. ทั้งนี้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนขึ้นอยู่กับค่าเวียนเอ็มแอลกลับภายในด้วย. นอกจากนี้ ถังแอนอกซิกเล็กได้รับคาร์บอนจากน้ำเสียโดยตรง ซึ่งอาจมีซีไออยู่มาก ดีไนตริฟิเคชันเป็นไปได้สูงและเร็ว, ถังแอนอกซิกเล็กลงได้. ระบบนี้มีข้อดีอย่างอื่นอีก เช่น นำสภาพต่างคืนมาได้ในตัว ลดปริมาณความต้องการการเติมอากาศลงและสลัดจ์จมตัวดีขึ้น. แต่น้ำออกจากระบบนี้มักมีไนเตรตสูง คือ ประมาณ 5-7 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร จึงควรมีระบบดีไนตริฟิเคชันหรือแอนอกซิกขนาดเล็กตามหลังอีกที.



ก. ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน



ข. ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดทีหลัง



ค. ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน แบบหมุนเวียนสลัดจ์ภายใน

รูปที่ 2.26. กระบวนการบำบัดไนโตรเจนแบบสลัดจ์เดี่ยว (กระทรวงอุตสาหกรรม 2545).

#### 2.8.4 ระบบบารเด้นโฟ

ระบบนี้เป็นระบบที่จัดสิทธิบัตรโดยวิศวกรวิจัยของสาธารณรัฐแอฟริกาใต้ มีถึง 4 ชนิด ได้แก่ ถังแอนออกซิก 1 ถังแอโรบิก 1 ถังแอนออกซิก 2 และถังแอโรบิก 2 ตามลำดับ. รวมทั้งมีการหมุนเวียนภายในของเอ็มแอลจากถังแอโรบิก 1 กลับไปยังถังแอนออกซิก 1 ด้วย. อัตราการเวียนกลับนี้อาจสูงถึง 4-6 เท่าของอัตราไหลของน้ำเสีย น้ำที่ออกจากถังแอโรบิก 1 ยังมีในเทรตอยู่. ในเทรตนี้จะถูกดีไนตริไฟด์ที่ต้องอาศัยคาร์บอนจากการสลายตัวของจุลินทรีย์ในระบบแอนออกซิก 2, การกำจัดไนโตรเจนจึงทำให้ได้สมบูรณ์กว่าแบบแอลอี. หรือเอ็มแอลอี ส่วนถังแอโรบิก 2 เป็นถังขนาดเล็ก เพื่อใช้ไล่ก๊าซไนโตรเจนออกจากเอ็มแอลและให้น้ำออกมีดีไอสูง. โดยภาพรวมแล้วระบบนี้สามารถผลิตน้ำออกให้มีไนโตรเจนทั้งหมดต่ำถึง 2-4 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรได้. ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับอัตราส่วนของไนโตรเจนต่อคาร์บอนในน้ำเสียที่เข้าระบบ. มีรายงานพบว่า ค่าอัตราส่วนของ TKN ต่อ COD ต้องไม่มากกว่า 0.08 (หรือซีโอดีต่อไนโตรเจนไม่น้อยกว่า 12.5) ดีไนตริไฟเคชันจึงจะเกิดได้สมบูรณ์.

#### 2.8.5 ระบบเอสบีอาร์

การบำบัดไนโตรเจนทางชีวภาพสามารถทำให้เกิดขึ้นในระบบเอสบีอาร์ได้เช่นกัน โดยปรับสภาวะการเดินระบบให้มีขั้นตอนทั้งแอนออกซิกและแอโรบิกอยู่ในดังเดียวกัน. ทั้งนี้การกำจัดไนโตรเจนขึ้นอยู่กับช่วงเวลาแอนออกซิก, ช่วงเวลาแอโรบิก, ปริมาณการเติมอากาศ, การควบคุมระดับน้ำในถังหรืออัตราการเจือจาง, ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยา และอายุสัปดาห์ของระบบ. เดิมเชื่อว่ากระบวนการเอสบีอาร์นี้มีความเหมาะสมสำหรับระบบขนาดเล็กและกรณีที่มีอัตราการไหล รวมทั้งความเข้มข้นของน้ำเสียแปรผันมาก. แต่ปัจจุบัน ได้มีการพัฒนาระบบควบคุมด้วยไมโครคอมพิวเตอร์ขึ้นอย่างมาก ระบบเอสบีอาร์จึงมีที่ประยุกต์ใช้อย่างไม่มีขีดจำกัดอีกต่อไป.

ระบบเอสบีอาร์ที่มีดีไนตริไฟเคชันแบบ Pre-DN, เริ่มต้นด้วยการเติมน้ำเสียเข้าระบบ ซึ่งอาจมีหรือไม่มีการกวนหรือผสมให้เข้ากันก็ได้. ในช่วงนี้ค่าต่างๆ เช่น BOD และ TKN ในถังปฏิกิริยาจะสูงขึ้นขณะที่ค่าไนเตรตลดลงเนื่องจากการเจือจาง. ส่วนในขั้นตอนการผสมหรือแอนออกซิกจะเกิดดีไนตริไฟเคชัน โดยใช้คาร์บอนจากน้ำเสีย ซึ่งทำให้บีโอดีและไนเตรตลดลง ทั้งนี้มีข้อสังเกตว่าหากมีดีไอค้างตั้งอยู่มาก ดีไนตริไฟเคชันจะยังไม่เกิดขึ้นจนกว่าดีไอหมดไป. ส่วนค่า TKN ในช่วงแอนออกซิกโดยทฤษฎีแล้วจะลดลงเพียงเล็กน้อย คือ เอาไปใช้เพียงเพื่อในการสร้างเซลล์ใหม่ของดีไนตริไฟอิงแบคทีเรีย. เมื่อเข้าสู่ขั้นตอนแอโรบิก ดีไอสูงขึ้นขณะที่บีโอดีลดลงอย่างรวดเร็ว และเมื่อบีโอดีลดลงเหลือต่ำแล้ว TKN จึงลดลงโดยแอมโมเนียถูกเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรต. น้ำออกจากระบบนี้ จึงมีไนเตรตความเข้มข้นสูง ยกเว้นว่ามีอัตราการเจือจางมาก, ซึ่งทำ

ให้ค่า TKN หลังการป้อนน้ำเสียมีความเข้มข้นน้อยลงกว่ากรณีการเจือจางน้อย TKN ความเข้มข้นต่ำนี้ เมื่อถูกออกซิไดส์เต็มที่ จะกลายเป็นไนเตรดที่ความเข้มข้นน้อย จึงทำให้น้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดต่ำลง. แต่ทั้งนี้จะต้องเปลี่ยนแปลงงบประมาณในการก่อสร้าง เนื่องจากถึงปฏิกริยามีขนาดใหญ่กว่ากรณีอัตราเจือจางไม่มาก. นอกจากนี้ หากน้ำเสยมีอัตราส่วนซีโอติต่อไนโตรเจนต่ำกว่ากรณีอัตราเจือจางไม่มาก. นอกจากนั้น หากน้ำเสยมีอัตราส่วนซีโอติต่อไนโตรเจนต่ำกว่ากรณีการดีไนตริฟิเคชันอาจใช้คาร์บอนไปจนหมดหรือเกือบหมด. การยืดเวลาเติมอากาศให้นานๆ อาจไม่จำเป็นเนื่องจากไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ทันทีที่เข้าช่วงแอโรบิก.

ระบบเอสปีอาร์แบบ Post DN มีข้อดีที่ไม่ต้องมีน้ำค้างถังขนาดใหญ่, สามารถกำจัดไนโตรเจนให้ลดลงเหลือต่ำได้. โดยเมื่อยืดเวลาการเติมอากาศให้นานพอ หรือให้มีอายุสลัดจ์นานพอจนเกิดไนตริฟิเคชัน แล้วจึงปิดเครื่องเติมอากาศและเปิดเครื่องผสมแทน, ดีโอในช่วงนี้จะลดลงก่อน. จากนั้นไนเตรดจึงจะลดลง โดยดีไนตริฟิเคชันที่ใช้คาร์บอนจากการสลายของจุลินทรีย์ ซึ่งมีอัตราไม่สูงนัก. น้ำทิ้งในกรณีนี้จึงมีไนเตรดออกไปสูงได้. ยกเว้นยืดเวลาดีไนตริฟิเคชันไปให้นานพอจนเกิดได้อย่างสมบูรณ์ หรืออาจแก้ไขได้โดยแบ่งน้ำเสยมาป้อนเข้าในช่วงเริ่มแอนนออกซิกบ้างเล็กน้อย เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนให้แก่ denitrifying bacteria. แต่ในกรณีนี้ น้ำทิ้งจะมีบีโอดีและ TKN สูงขึ้นบ้าง. กรณีที่กำหนดระยะเวลาการเติมอากาศให้ไม่นานนัก ทำให้การออกซิไดส์คาร์บอนเกิดขึ้นได้ไม่สมบูรณ์, ซึ่งจะทำให้มีไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์ไปด้วย. คาร์บอนที่เหลือจากขั้นตอนแอโรบิกแม้จะช่วยทำให้ดีไนตริฟิเคชันในช่วงแอนนออกซิกเกิดได้ดี แต่เนื่องจากมีทีเคเอ็นหลงเหลือจากขั้นตอนแอโรบิกมาช่วยแอนนออกซิกมากกว่าเดิม, น้ำทิ้งสุดท้ายจึงมีทีเคเอ็นสูงกว่าเดิม อาจทำให้ค่าทีเคเอ็นไม่ลดต่ำลงตามที่ต้องการได้. การที่จะกำหนดเวลาเติมอากาศหรือเวลาผสม รวมทั้งสัดส่วนการนำน้ำเสยมาป้อนเข้าช่วงแอนนออกซิก จึงไม่มีสูตรสำเร็จและต้องทดลองทำขึ้นเองให้เหมาะสมกับสภาพท้องถิ่นแต่ละแห่งๆ ไป.

### 2.8.6 ระบบคลองวนเวียน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียนเป็นระบบกำจัดไนโตรเจนได้อย่างไม่ยากนัก. ทั้งนี้เพียงมีการควบคุมปริมาณการเติมอากาศเข้าไปยังมวลของเอ็มแอลในคลองวนเวียนให้เหมาะสม, กล่าวคือ มวลของน้ำหลังเครื่องเติมอากาศที่ดีโอสูง. แต่เมื่อมวลของน้ำไหลไปตามความยาวของคลอง โดยแรงดันของเครื่องเติมอากาศหรือเครื่องผสม ออกซิเจนจะลดลงเนื่องจากถูกเฮเทอโรโทรฟใช้ไปในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ รวมทั้งถูกออโตโทรฟใช้ไปในการออกซิไดส์แอมโมเนีย, จนเกิดเป็นสภาพแอนนออกซิกขึ้นในช่วงหลังๆ. วิธีการควบคุมดีโอที่ง่ายที่สุด คือการใช้เครื่องควบคุมดีโออัตโนมัติ ซึ่งสั่งให้เปิดหรือปิดเครื่องเติมอากาศหรือเครื่องเป่าลมเป็นไปตามความต้องการ. ทั้งนี้ อัตราการเวียนสลัดจ์ภายในของคลองวนเวียนสูงมาก คืออยู่ในระดับ 100:1 ถึง 200:1, จึงทำให้ค่าไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำทิ้งลดลงเหลือเพียง 3 มิลลิกรัมต่อลิตร. ในระบบ



บำบัดน้ำเสียส่วนใหญ่และระบบนี้สามารถมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนได้สูงถึงกว่าร้อยละ 90. อุปกรณ์เติมอากาศที่ใช้กันในระบบนี้มีอยู่หลายรูปแบบ ได้แก่ โรเตอร์แนวนอน, เครื่องเติมอากาศแบบผิวน้ำชนิดหมุนช้า, งานหมุนหรือเครื่องเติมอากาศแบบดูดลาก (draft tube), ซึ่งอาจมีจุดเดียวหรือหลายจุดตามความยาวของคลอง, โดยอาจต้องมีอุปกรณ์ปรับระดับน้ำในคลองวนเวียนให้ใบพัดเครื่องเติมอากาศกินน้ำแปรผันไปมาได้. ทั้งนี้ หากมีการเติมอากาศที่ระดับเดียวแล้วออกซิเจนในถังอาจมากเกินไปจนไม่เกิดภาวะแอนน็อกซิก หากบีโอดีที่เข้าระบบมีปริมาณน้อยลงเนื่องจากช่วงเวลากลางคืนหรือเป็นช่วงฤดูฝน. ในทางตรงข้ามหากบีโอดีเข้าระบบมีปริมาณสูงมากอินทรีย์คาร์บอนอาจสูงมากจนไนตริฟิเคชันไม่เกิดขึ้น. ในกรณีนี้ ต้องจัดให้ใบพัดกินน้ำลึกมากขึ้น. นอกจากนี้ พลังงานที่ใส่เข้าไปในระบบไม่ว่าจะเป็นจากเครื่องเติมอากาศหรือเครื่องผสม ต้องมากพอที่จะผลักดันให้เอ็มแอลแวนลอยอยู่ในถังได้ตลอดเวลาด้วย.

## 2.9 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ทิมพงษ์ (2548) ได้ศึกษาถึงความสามารถสูงสุดของระบบเอเอสปีอาร์ในการรับภาระบรรทุกในการบำบัดสารอินทรีย์จากน้ำเสียชุมชน โดยผลการศึกษาระบุให้เห็น ถึงศักยภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90. โดยน้ำทิ้งจะมีค่าบีโอดีน้อยกว่า 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และระบบมีการพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ให้เจริญเติบโต แม้ในสภาวะที่มีสารอาหารความเข้มข้นต่ำ. โดยดูจากสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอยที่ก่อนเริ่มต้นทดลอง มีค่า 0.82 และหลังสิ้นสุดการทดลองมีค่า 0.87.

Dapena-Mora *et al.* (2004) ได้ศึกษาเสถียรภาพของระบบ anammox ในถังปฏิกรณ์แบบใช้ก๊าซดันขึ้น (gas-lift) และแบบกึ่งเท (SBR). โดยในถังปฏิกรณ์แบบกึ่งเทนั้น ใช้ขนาด 1 ลิตร, ดำเนินการที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส, ควบคุม pH ในช่วง 7.8-8.0, ใช้ใบพัดกวนผสมที่ความเร็วรอบ 70 รอบต่อนาที โดยใน 1 รอบ ใช้เวลา 6 ชั่วโมง. ในช่วง 330 นาทีแรก มีการเติมน้ำเข้าและกวนผสมอย่างต่อเนื่อง, ต่อมาหยุดการกวนผสมและปล่อยให้ตกตะกอน 20 นาที, แล้วปล่อยน้ำออกจากถัง 10 นาที. ทำการทดลองมากกว่า 150 วัน น้ำเข้าระบบมีความเข้มข้นสูงสุด 375 มิลลิกรัม  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ /ลิตร และ 375 มิลลิกรัม  $\text{NO}_2^--\text{N}$ /ลิตร, ไนโตรเจนถูกกำจัดจนหมด. ส่วนไนโตรเจนรวมถูกกำจัดได้ 78% หรือกำจัดไนโตรเจนได้ 2.0 กรัม/ลิตร/วัน, จุลินทรีย์มี doubling time 15 วัน, ตะกอนแบบแกรนูลาร์มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.82 มม. ตะกอนไม่จมแต่ลอยตัวในช่วงปล่อยให้ตกตะกอนและปล่อยน้ำทิ้ง แต่สามารถแก้ปัญหาได้โดยระบายน้ำออกช่วงกลางถึงปฏิกรณ์โดยตะกอนไม่ถูกระบายออก.

Christian *et al.* (2002) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียสังเคราะห์เข้มข้น โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันบางส่วน ต่อด้วยกระบวนการ anaerobic ammonium oxidation. ผลการทดลองพบว่า แอมโมเนียสามารถเปลี่ยนเป็นไนโตรเจนได้ร้อยละ 58 และการเกิดปฏิกรณ์ anaerobic

ammonium oxidation ในระบบเอเอสบีอาร์ด้วยอัตราการรักษาบรรทุกไนโตรเจน  $2.4 \text{ kgNm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , สามารถบำบัดไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 90.

Didem *et al.* (2004) ได้ศึกษาถึงการประยุกต์ใช้กระบวนการ anaerobic ammonium oxidation ในการบำบัดไนโตรเจน. โดยศึกษาถึงปฏิกรณ์ที่มีการกวนแบบสมบูรณ์ (completely stirred tank reactor; CSTR), เติกระบบ 511 วันและมีการเติมแอมโมเนียและไนไตรต์เข้าไปในถัง. ผลการศึกษาพบว่า ร้อยละ 90 ของแอมโมเนียและร้อยละ 99 ของไนไตรต์ถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซ  $\text{N}_2$  และไนเตรต, ตามลำดับ.

Marc *et al.* (1999) ศึกษาถึงสมบัติทางกายภาพที่สำคัญของกระบวนการ anaerobic ammonium oxidation ที่ถูกทดสอบในระบบเอเอสบีอาร์ โดย pH อยู่ในช่วง 6.7-8.3 และอุณหภูมิอยู่ในช่วง 20-43 องศาเซลเซียส กระบวนการ anaerobic ammonium oxidation จะถูกยับยั้งอย่างสมบูรณ์โดยความเข้มข้นของไนไตรท์ที่มากกว่า  $0.1 \text{ g-N/L}$ .

Ana *et al.* (2004) ได้ศึกษาถึงการพัฒนาสมบัติการรวมตะกอนของ Anammox ในระบบเอเอสบีอาร์ ในกรณีที่การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบช้า, อย่างเช่นกระบวนการ Anammox จะทำให้จุลินทรีย์ลอยขึ้นไม่ตกตะกอนและหลุดรอดออกจากระบบได้ด้วย. การศึกษานี้เป็นการศึกษาถึงช่วงในการผสมน้ำเสียบกับตะกอนจุลินทรีย์ใน Anammox sequencing batch reactor (Anammox SBR). โดยศึกษาถึงระยะเวลาที่ตกตะกอน พบว่า Anammox SBR สามารถลดปริมาณของแข็งในน้ำออกจากระบบจาก 20-45 เป็น 5-10  $\text{mg VSS/L}$  และปริมาณชีวมวล (biomass) ในถังปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นจาก 1.30 เป็น 2.53  $\text{mg VSS/L}$ , รวมทั้งยังสามารถลด SVI จาก 108 เป็น 60  $\text{cm}^3/\text{VSS}$ . จากการศึกษาทำให้ทราบว่า Anammox SBR สามารถป้องกันจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบได้.

Markus *et al.* (2003) ศึกษาจุลินทรีย์ *Candidatus* “*Scalindua brodae*” และ *Candidatus* “*Scalindua wagneri*” ศึกษาถึง Anammox bacteria. โดยระบุว่า Anammox จะถูกสื่อกลางด้วยแบคทีเรียกลุ่มเดียวกัน นั่นคือ กลุ่ม *Planctomycetales* ซึ่งเกิดจากระบบบำบัดน้ำเสียจากน้ำชะขยะชีวมวล. ระบบดังกล่าว มีค่า Anammox activity อยู่สูง และสามารถผลิต hydrazine จาก hydroxylamine ได้. *Planctomycetales* 8 ชนิดที่มี 16S rDNA. กำเนิดจากชีวมวลนี้ ซึ่ง 4 ชนิดถูกจัดเข้ากลุ่มเดียวกัน ให้ชื่อใหม่ว่า Anammox 16S rDNA โดยจากการวิเคราะห์ทางพันธุกรรมแล้วพบว่า มีแบคทีเรีย 2 ชนิดใหม่นั้น คือ *Candidatus* “*Scalindua brodae*” และ *Candidatus* “*Scalindua wagneri*”.

### 3. วิธีดำเนินการวิจัย

#### 3.1 รูปแบบการวิจัย

การวิจัยในครั้งนี้เป็นการวิจัยเชิงทดลอง (experimental research) ในห้องปฏิบัติการโดยใช้แบบจำลองของระบบเอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์, ที่ระยะเวลาพักกักกักผสมผสานต่างๆ. โดยทำการศึกษาหาปริมาณไนโตรเจนที่เหมาะสมกับปริมาณแอมโมเนียที่เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis), น้ำเสียสังเคราะห์ของจุลินทรีย์ในระบบที่ทำให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียได้ดี แล้วจึงศึกษาเปรียบเทียบที่ระยะเวลาพักกักผสมผสานต่างๆ.

น้ำเสียที่นำมาใช้ในการวิจัยในครั้งนี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ คือ ไอโซมิล (Isomil) ของบริษัท แอ็บบอด ลาบอแรตอรีส บีวี สวอนเล่ ประเทศเนเธอร์แลนด์ เป็นแหล่งคาร์บอนของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัด. โดยในการวิจัยครั้งนี้ กำหนดค่าความเข้มข้นซีโอดี เท่ากับ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร. เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ นำมาจากตะกอนจุลินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี ของบริษัท เสริมสุข จำกัด จังหวัดปทุมธานี.

#### 3.2 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้

1. ถังปฏิกรณ์เอเอสบีอาร์ ทำจากอะคริลิกใส ส่วนสูงของถังปฏิกรณ์เท่ากับ 1.20 เมตร, ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 25 เซนติเมตร, ที่มีปริมาตรรวมขนาด 26 ลิตร, มีปริมาตรส่วนทำปฏิกรณ์ 24 ลิตร.

2. เครื่องกวนแบบสมบูรณ์และใบพัด เครื่องกวนที่ใช้เป็นของยี่ห้อ Velp จากประเทศอิตาลี ซึ่งความเร็วรอบที่ใช้ในการทำงาน 50 รอบต่อนาที, ใบพัดที่ใช้เป็นแบบเทอร์โบไนต์มีความยาว 100 เซนติเมตร, ขนาดความกว้างใบพัด 2.5 เซนติเมตร และมีความยาว 6.5 เซนติเมตร.

3. ถังน้ำพลาสติก ขนาด 24 ลิตร จำนวน 2 ถัง ใช้สำหรับเป็นถังป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัด และรองรับน้ำทิ้งจากระบบบำบัด, โดยมีฝาปิด และจะมีท่อน้ำจุ่มต่อสำหรับปั้มน้ำสูบบนและต่อรับน้ำออกจากระบบ.

4. เครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งออกจากระบบ เป็นเครื่องสูบน้ำแบบ Metering Pump ยี่ห้อ Iwaki สามารถปรับอัตราการสูบได้.

5. เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ มีลักษณะเป็นกล่องสี่เหลี่ยมผืนผ้า กว้าง 16 เซนติเมตร ยาว 30 เซนติเมตร สูง 16 เซนติเมตร ทำจากพลาสติกอะคริลิกใส จำนวน 1 ชุด ภายในกล่องประกอบด้วย ส่วนดรัม (คล้ายกระดานหก) ที่ทำหน้าที่คอยดักก๊าซที่ถูกปล่อยผ่านท่อเก็บก๊าซ และส่วนของเครื่อง นับที่แสดงจำนวนการพลิกของดรัม ซึ่งหลักการทำงานที่ใช้ คือ แรงดันของก๊าซทำให้เกิดการ แทนที่น้ำ.

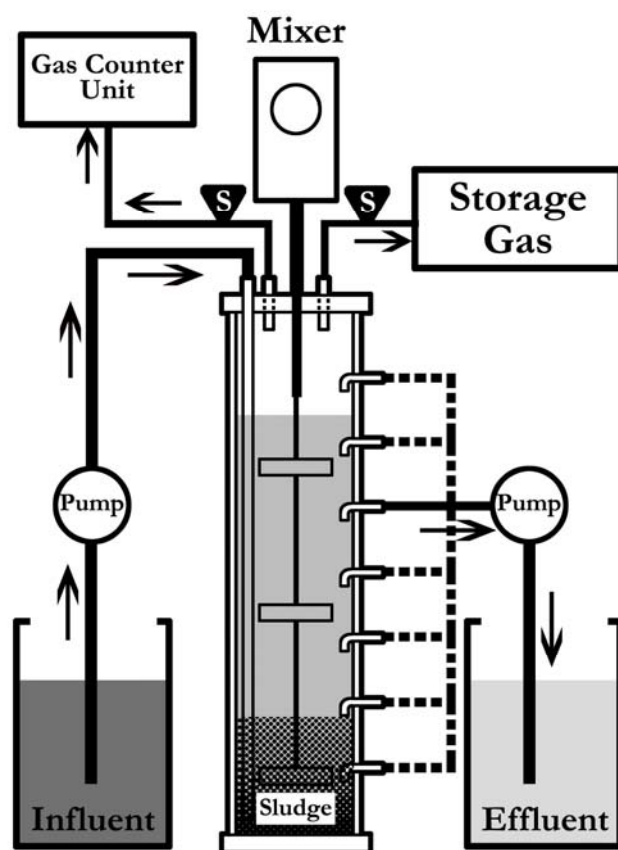
6. เครื่องควบคุมระบบการทำงาน เป็นเครื่อง PLC (programmable logic controller) ที่ สามารถตั้งเวลาในการทำงาน, ตั้งจำนวนรอบ, ควบคุมการทำงานของอุปกรณ์ไฟฟ้าในระบบ บำบัด.

7. ถูปรับความดัน ทำจากพลาสติก ขนาดความจุรวม 20 ลิตร สำหรับรักษาสภาพแรงดัน ภายในถังปฏิกิริยา ในช่วงการสูบน้ำเสียเข้าระบบและน้ำที่ออกจากระบบบำบัด.

8. Solenoid valve ใช้ในการควบคุมการไหลของอากาศภายในถังปฏิกิริยากับส่วนต่างๆ แบ่งออกเป็น 2 ชนิด คือ Normal Open (NO) ใช้ในการคั่นท่อลมระหว่างถังปฏิกิริยากับเครื่องวัด ปริมาตรก๊าซ และ Normal Close (NC) ใช้ในการคั่นท่อลมระหว่างถังปฏิกิริยากับถูปรับความดัน. โดยจะทำงานระหว่างการระบายน้ำเข้าและออกจากถังปฏิกิริยา ซึ่งขณะนั้น NO valve จะปิดการ ไหลของอากาศ แต่ NC valve จะเปิดเพื่อให้มีการปรับความดันระหว่างถังปฏิกิริยากับถูปรับความ ดัน.

#### 9. เครื่องมือวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย

- เครื่องกลั่น ยี่ห้อ Velp รุ่น DK 126 D
- เครื่องวัดค่าการดูดกลืนแสง (Spectrophotometer) ยี่ห้อ Velp
- เครื่องวัดพีเอช (pH meter) ยี่ห้อ CONSORT รุ่น C 830
- เตาชีโอดี (COD Reactor) ยี่ห้อ HANNA รุ่น C 9800 reactor
- หลอดย่อย (Digestion vessels) ขนาด 16x100 มิลลิเมตร
- เครื่องชั่งละเอียด 4 ตำแหน่ง ยี่ห้อ DIETHELM
- เครื่องมือวัดอุณหภูมิ (Thermometer)
- เตาไฟฟ้าและเครื่องกวนแม่เหล็ก (Hot Plate and Magnetic Stirrer) ยี่ห้อ HANNA
- เครื่องหมุนเหวี่ยง (Centrifuge)
- เครื่องควบแน่น (Condenser)
- ขวดกลั่น (Distillation flask)
- เครื่องแก้วชนิดต่างๆ



รูปที่ 3.1. แบบจำลองระบบเอเอสบีอาร์และส่วนประกอบในการเดินระบบ.

### 3.3 วิธีดำเนินการทดลอง

#### 3.3.1 การศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสม ของระบบไม่ใช้ออกซิเจนในการบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสีย

3.3.1.1 ติดตั้งแบบจำลองระบบเอเอสบีอาร์ ตามรูปที่ 3.1 ทดสอบระบบด้วยน้ำสะอาดทดลองเริ่มเดินระบบ

3.3.1.2 ศึกษาความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน (specific methanogenic activity: SMA) และหาความเข้มข้นตะกอนของแข็งแขวนลอยระเหย (MLVSS) เพื่อนำไปคำนวณหาปริมาณตะกอนที่นำไปใช้, ตามสมการ.

$$\text{ปริมาณตะกอนที่ใช้ (L)} = \frac{\text{ความเข้มข้นตะกอนที่ต้องการ (mg/l) X ปริมาตรถังปฏิกรณ์ (L)}}{\text{ความเข้มข้นของตะกอนที่ใช้ในการเติม (mg)}}$$

โดยในการทำวิจัยในครั้งนี้นี้กำหนดให้ความเข้มข้นที่ต้องการ 20,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (ทิม พงษ์ 2548)

3.3.1.3 ปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (acclimatization) ให้คุ้นเคยกับสภาวะการทดลอง, โดย Vanderbilt Media Solution (ตารางที่ 3.1). หลังจากนั้น ป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้น 500 และ 1,000 mg COD/L, ที่ระยะเวลาพักพิชผลศาสตร์ 72 ชั่วโมง, ทำการกวนที่ความเร็วรอบในการกวน 50 รอบต่อนาที.

3.3.1.4 หากความเหมาะสมของการเติมไนไตรต์ ผสมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้น 1,000 mg COD/L และเติม  $\text{NaNO}_2$  ที่ 25, 50, 75, 100, 150 mg/l เป็นต้น. โดยให้ค่าประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีของแต่ละความเข้มข้นให้มีค่าต่ำสุด แต่ไม่ต่ำกว่าร้อยละ 80 เพื่อนำข้อมูลมาพิจารณาในการเติมไนไตรต์ที่จะไม่ส่งผลกระทบต่อกระบวนการบำบัดซีโอดี.

3.3.1.5 เมื่อเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์เข้าสู่สภาวะคงที่ คือ มีร้อยละการบำบัดซีโอดีคงที่. เริ่มเติมน้ำเสียสังเคราะห์และไนไตรต์ คือ  $\text{NaNO}_2$  ตามปริมาณที่เหมาะสมตามข้อที่ 3.3.1.4, โดยมีระยะเวลาพักพิชผลศาสตร์เท่ากับ 72, 48 และ 24 ชั่วโมง, ตามลำดับ. โดยมีรายละเอียดตามรูปที่ 3.2 และตารางที่ 3.2

3.3.1.6 วิเคราะห์พารามิเตอร์ในตารางที่ 3.3 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จนมีสภาวะคงตัว โดยสถิติเชิงพรรณนา เช่น ค่าเฉลี่ย, ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน, ค่าสูงสุด-ต่ำสุด และเปรียบเทียบก่อนและหลังบำบัดน้ำเสีย.

### 3.3.2 การศึกษาลักษณะทางกายภาพของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย

3.3.2.1 ศึกษาความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน (SMA) เปรียบเทียบก่อนและหลังการทดลอง.

3.3.2.2 นำเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลองและสิ้นสุดการทดลองไปทำการถ่ายภาพจากเครื่อง Scanning Electron Microscopy; SEM เพื่อศึกษาลักษณะภายนอก และภาพผ่าครึ่ง เป็นต้น

batch feed system	ระยะเวลาของแต่ละขั้นตอนในการเดินระบบใน 1 รอบการทำงาน (นาที)	
substrate feed phase	15	
react phase	305	
settle phase		30
effluent decant phase		10

รูปที่ 3.2. แผนผังการเดินระบบ ASBR ใน 1 รอบการทำงาน (360 นาที).

ตารางที่ 3.1. สารอาหารเสริมหลักและสารอาหารเสริมรอง (Dararat 1996)

ส่วนประกอบ	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
$\text{AlCl}_3(\text{H}_2\text{O})_6$	0.50
$\text{H}_3\text{BO}_3$	0.50
KI	10
$\text{CuCl}_2(\text{H}_2\text{O})_6$	0.50
$\text{MnCl}_2(\text{H}_2\text{O})_4$	10
$\text{Na}_2\text{MoO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$	0.50
$\text{Na}_2\text{SeO}_4$	0.50
$\text{NH}_4\text{VO}_3$	0.50
$\text{NaWO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$	0.50
$\text{FeCl}_2(\text{H}_2\text{O})_6$	40
$\text{CoCl}_2(\text{H}_2\text{O})_6$	10
$\text{NiCl}_2(\text{H}_2\text{O})_6$	0.50
$\text{ZnCl}_2$	0.50
$\text{NH}_4\text{Cl}$	1200
$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$	80
$(\text{NaPO}_3)_6$	10
$\text{Na}_2\text{S}(\text{H}_2\text{O})_9$	300
KCl	400
$\text{CaCl}_2(\text{H}_2\text{O})_2$	748
$\text{MgSO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$	405
Cysteine	10
$\text{NaHCO}_3$	6000

ตารางที่ 3.2. ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแอสปีอาร์

ที่	รายการ	หน่วย	ชุดการทดลองที่		
			1	2	3
1	ระยะเวลาพักพักผลศาสตร์	hr	72	48	24
2	ขนาดของถังปฏิกรณ์ที่ใช้	L	24	24	24
3	จำนวนรอบการทำงานต่อวัน	round	4	4	4
4	ระยะเวลา 1 รอบการทำงาน	hr	6	6	6
5	ปริมาณน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบต่อรอบการทำงาน	L	2	3	6
6	ปริมาณน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบต่อวัน	L	8	12	24
7	ปริมาณน้ำทิ้งที่ระบายออกต่อรอบการทำงาน	L	2	3	6
8	ปริมาณน้ำทิ้งที่ระบายออกจากระบบต่อวัน	L	8	12	24
10	อัตราเร็วในการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ	ml/min	133.33	200	400
11	อัตราเร็วในการระบายน้ำเสียออกจากระบบ	ml/min	200	300	600

ตารางที่ 3.3. พารามิเตอร์ความถี่ในการเก็บตัวอย่างและวิธีวิเคราะห์ (APHA *et al.* 1998)

ที่	พารามิเตอร์	หน่วย	ความถี่	วิธีวิเคราะห์
1	pH	-	ทุกวัน	pH meter
2	อุณหภูมิ	°ซ.	ทุกวัน	Thermometer
3	COD	mg/L	ทุกวัน	Closed Reflux, Titration Method
4	กรดไขมันระเหย	mg/L	ทุกวัน	Titration Method
5	สภาพด่าง	mg/L as CaCO <sub>3</sub>	ทุกวัน	Titration Method
6	TKN	mg/L	3 ครั้ง/สัปดาห์	Distillation, Titration Method
7	แอมโมเนีย	mg/L	ทุกวัน	Distillation, Titration Method
8	ไนไตรต์	mg/L	ทุกวัน	NED/Colorimetric Method
9	ไนเตรต	mg/L	2 ครั้ง/สัปดาห์	Cadmium Reduction

### 3.4 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสีย โดยสถิติเชิงพรรณนา เช่น ค่าเฉลี่ย, ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน, ค่าสูงสุด-ต่ำสุด และเปรียบเทียบประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียระหว่างน้ำเข้าระบบและน้ำออกจากระบบบำบัด.



## 4. ผลการวิเคราะห์ข้อมูล

การศึกษาในครั้งนี้ เป็นการทดลองเพื่อหาประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสีย โดยขั้นตอนจะเริ่มจากการเตรียมการ, การติดตั้งระบบ, การปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์, การหาความเหมาะสมของอัตราส่วนแอมโมเนียต่อไนโตรเจนและการหาประสิทธิภาพของการบำบัดที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ. โดยรายงานผลการทดลองในขั้นของการเตรียมการก่อนการทดลอง. การหาความเหมาะสมของการเติมไนโตรเจน, ประสิทธิภาพการบำบัดและสภาวะที่เหมาะสม, รวมทั้งผลการศึกษาลักษณะทางกายภาพของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์.

### 4.1 ผลการศึกษาในขั้นการเตรียมก่อนการทดลอง

#### 4.1.1 ลักษณะน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์

น้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ในการทดลองในงานวิจัยนี้ มาจากการละลายผงไอโซมิลกับน้ำประปาที่พอกทิ้งไว้อย่างน้อย 1 คืนก่อนนำมาใช้ โดยไอโซมิล 1 กรัมต่อลิตร จะมีค่าซีโอดีประมาณ 1,360 มิลลิกรัมต่อลิตร. ดังนั้น ในการทดลองปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ที่กำหนดความเข้มข้นของซีโอดีน้ำเข้าประมาณ 500 และ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงใช้ไอโซมิล 0.3676 และ 0.7353 กรัมต่อลิตร, ตามลำดับ.

ในการทดลองครั้งนี้ แอมโมเนียที่ใช้ในการบำบัด เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิสของน้ำเสียสังเคราะห์จากจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบ. เนื่องจากการผลิตแอมโมเนียของน้ำเสียสังเคราะห์นั้นจะไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ และจุลินทรีย์สามารถปรับตัวเข้ากับแอมโมเนียที่เกิดขึ้นนั้นได้จากการปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนการเดินระบบจริง, โดยทดลองเดินระบบในถังเอเอสปีอาร์ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ที่ 72, 48 และ 24 ชั่วโมงได้ค่าแอมโมเนียที่เกิดขึ้น ดังนี้ :-

ตารางที่ 4.1. ความเข้มข้นของแอมโมเนียเฉลี่ยที่เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิส ที่ระยะกักพัก  
 ชลศาสตร์ต่าง ๆ

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ความเข้มข้น ของแอมโมเนียเฉลี่ย (mg/l)	ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูป ของแอมโมเนียในโตรเจน (g NH <sub>4</sub> -N/L-d)	ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ใน รูปของซีโอดี (g COD/L-d)
72	80.64 ± 0.69	0.027	0.33
48	77.84 ± 1.74	0.039	0.50
24	52.73 ± 1.79	0.053	1.00

จากผลการศึกษากระบวนการไฮโดรไลซิสที่ระยะกักพักชลศาสตร์ พบว่า ที่ระยะกักพัก  
 ชลศาสตร์ที่ลดลงมีค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียลดลงด้วย. ทั้งนี้ อาจเนื่องจากแบคทีเรียในระบบ  
 สามารถไฮโดรไลสน้ำเสียสังเคราะห์ได้ดี ต้องขึ้นอยู่กับระยะเวลาที่ทำปฏิกิริยาด้วย.

จากผลการศึกษาดังกล่าว นำมาคำนวณหาค่าภาระบรรทุกแอมโมเนียในน้ำเสียที่ระยะกัก  
 พักชลศาสตร์ ดังนี้. ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72, 48 และ 24 ชั่วโมง ระบบมีค่าภาระบรรทุก  
 สารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนีย เท่ากับ 0.027, 0.039 และ 0.053 กรัม แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน,  
 ตามลำดับ, มีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี เท่ากับ 0.33, 0.5 และ 1.0 กรัมซีโอดี/ลิตร-วัน,  
 ตามลำดับ. ปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการไฮโดรไลซิสสอดคล้องกับปริมาณความ  
 เข้มข้นของแอมโมเนียที่ไม่เป็นพิษต่อระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ (McCarty and Kugelman  
 1965) จึงเลือกใช้ความเข้มข้นของแอมโมเนียดังกล่าวในการเดินระบบต่อไป.

นอกจากนี้ ยังทำการวิเคราะห์ไนโตรเจนและไนเตรตของน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนเข้าระบบ ซึ่ง  
 ผลการทดลองพบว่า ไม่พบไนโตรเจนและไนเตรต ในน้ำเข้าระบบเลย.

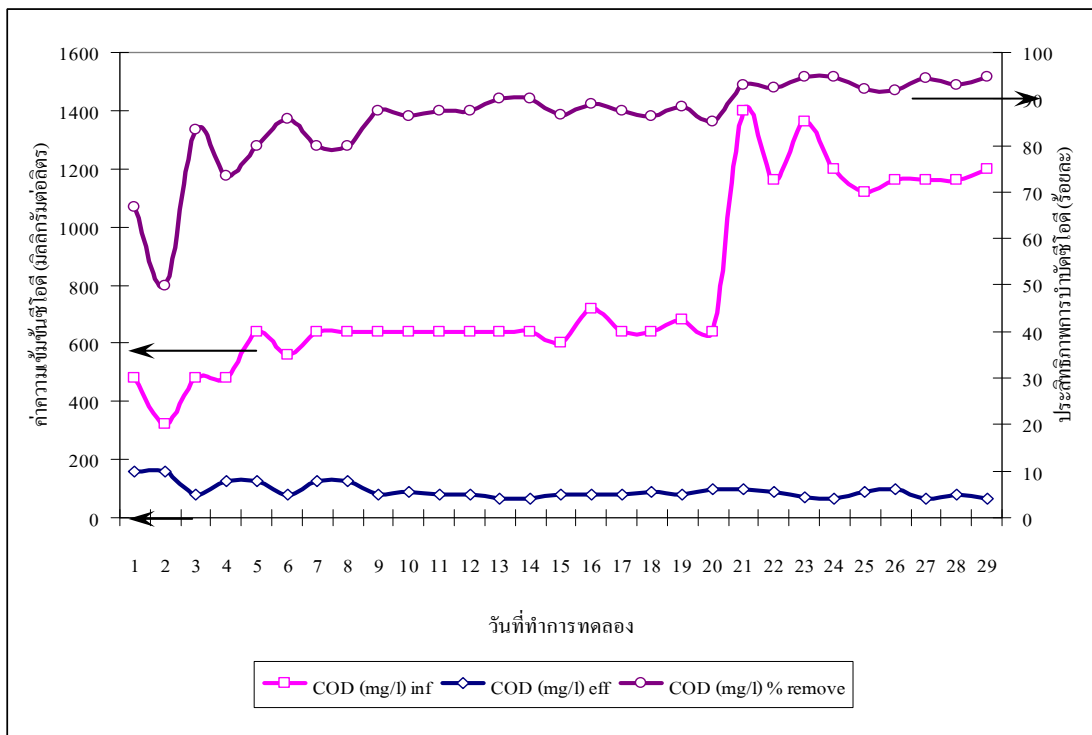
#### 4.1.2 การเตรียมถังปฏิกิริยาและการบรรจุเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ดังที่ได้กล่าวไปแล้วว่า จุลินทรีย์ที่ใช้ในงานวิจัยนี้อยู่ในลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่  
 ผ่านระบบยูเอสบี. ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ มีค่า 60,700  
 มิลลิกรัมต่อลิตร. ในงานวิจัยนี้ต้องการความเข้มข้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 20,000 มิลลิกรัมต่อ  
 ลิตร ในปริมาตรถังปฏิกิริยา 24 ลิตร, ทำให้ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 7.91 ลิตร. ในขั้นเริ่มต้นก่อน  
 การทดลอง ใช้ Vanderbilt Media Solution เลี้ยงและปรับสภาพเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อน และเดิน

ระบบต่อเนื่องเป็นอย่างน้อย 5 เท่าของระยะกักพักชลศาสตร์. ในงานวิจัยนี้ เติบระบบโดยใช้ Vanderbilt Media Solution ต่อเนื่อง 15 วัน.

#### 4.1.3 ผลการปรับสภาพเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (acclimatization)

หลังจากที่นำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เลี้ยงในสารอาหารหลักและเสริมโดย Vanderbilt Media Solution แล้ว, จึงเริ่มป้อนน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีน้ำเข้าประมาณ 500 และ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร, ซึ่งผลการศึกษาแสดงในรูปที่ 4.1.



รูปที่ 4.1. ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีในช่วงการปรับสภาพเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.

จากรูปที่ 4.1 แสดงประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีในช่วงการปรับสภาพเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีน้ำเข้าประมาณ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ได้ประมาณร้อยละ 80 และการบำบัดซีโอดีน้ำเข้าประมาณ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ได้ประมาณร้อยละ 90 และมีค่าคงที่หลังจากที่ระบบมีสภาวะการบำบัดคงที่แล้วจึงทำการศึกษาในขั้นต่อไป.

#### 4.1.4 ผลการศึกษาความเหมาะสมของการเติมไนไตรต์ในระบบ

การหาความเหมาะสมของการเติมไนไตรต์ตามกระบวนการ Anammox เป็นการทดสอบความเป็นพิษ (toxicity). จากสมการของกระบวนการ Anammox, การกำจัดแอมโมเนีย 1 โมล จะใช้ในไนไตรต์ 1 โมลเท่านั้น. แต่ในการทดลองนี้ ไม่สามารถเติมไนไตรต์ต่อแอมโมเนียเท่ากับ 1 ต่อ 1 ได้. เนื่องจากไนไตรต์เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งในงานวิจัยนี้เติมไนไตรต์ในรูปของโซเดียมไนไตรต์ ( $\text{NaNO}_2$ ).

ตารางที่ 4.2. ผลของการเติมไนไตรต์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี

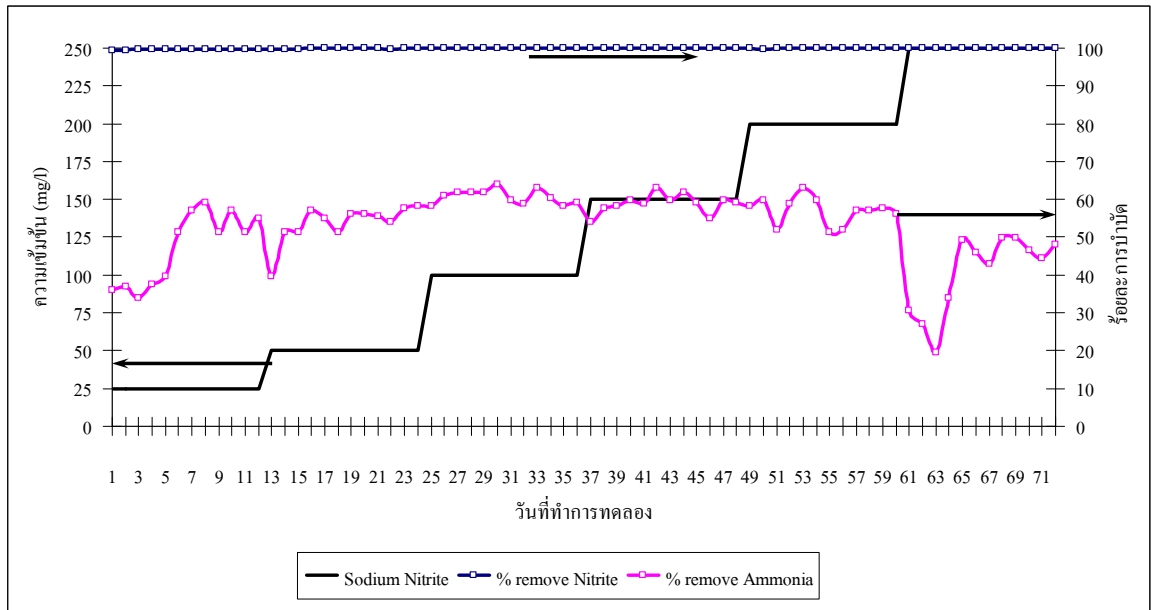
ปริมาณ $\text{NaNO}_2$ (mg/l)	ค่าซีโอดีน้ำเข้า (mg/l)		ค่าซีโอดีน้ำออก (mg/l)		ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	
0	1120-1400	1213	64-96	79	<b>93.45</b>
25	1160-1360	1280	56-120	91	<b>92.82</b>
50	1200-1360	1303	72-112	92	<b>92.92</b>
100	1240-1440	1329	64-112	87	<b>93.49</b>
150	1280-1440	1333	72-114	93	<b>93.02</b>
200	1230-1520	1345	64-112	90	<b>93.29</b>
250	1240-1520	1377	88-168	118	<b>91.39</b>

จากผลการทดลอง (ตารางที่ 4.2) พบว่า การเติมโซเดียมไนไตรต์ 25, 50, 100, 150, 200, 250 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีมีค่ามากกว่าร้อยละ 90. อธิบายได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของไนไตรต์, จุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียมีความสามารถในการบำบัดซีโอดีในน้ำออกใกล้เคียงกันและมีค่ามากที่สุดที่ความเข้มข้นโซเดียมไนไตรต์ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร คือร้อยละ 93.49. แต่เมื่อเพิ่มโซเดียมไนไตรต์ถึง 250 มิลลิกรัมต่อลิตรแล้วพบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีลดลง หรืออาจกล่าวได้ว่าเริ่มเกิดการเป็นพิษต่อการบำบัดซีโอดีของจุลินทรีย์แล้ว จึงหยุดการเติมโซเดียมไนไตรต์ ทั้งนี้เพื่อรักษาประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียร่วมกับการบำบัดซีโอดี.

ตารางที่ 4.3. ผลของการเติมไนไตรต์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและไนไตรต์

ปริมาณ NaNO <sub>2</sub> (mg/l)	Ammonia			Nitrite			Ammonia:NO <sub>2</sub>
	น้ำเข้า (mg/l)	น้ำออก (mg/l)	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	น้ำเข้า (mg/l)	น้ำออก (mg/l)	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	
0	80.64	80.64	0	0	0	0	-
25	80.64	42.61	47.16	5.3491	0.0206	99.61	15.08
50	80.64	37.38	53.65	10.0543	0.0101	99.90	8.02
100	80.64	31.69	60.70	20.5935	0.0127	99.94	3.92
150	80.64	33.18	58.85	30.4971	0.0154	99.95	2.64
200	80.64	34.72	56.94	40.8948	0.0239	99.94	1.97
250	80.64	47.83	40.68	50.5485	0.0349	99.93	1.60

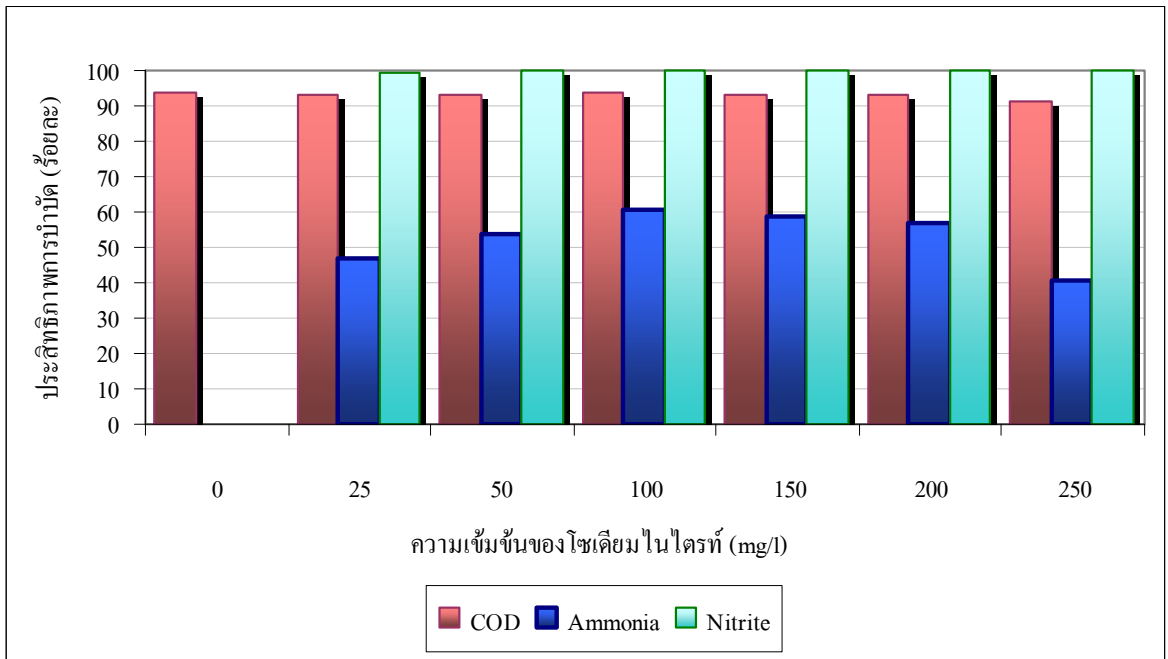
จากผลการทดลอง (ตารางที่ 4.3) แสดงให้เห็นว่า ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียขึ้นขึ้นอยู่กับปริมาณไนไตรต์ที่เข้าทำปฏิกิริยาในกระบวนการแอนนามอก. ทั้งนี้ หากมีปริมาณของไนไตรต์ที่มากเกินไป จะเป็นตัวยับยั้งกระบวนการดังกล่าวได้อีกด้วย (Marc *et al.* 1999). โซเดียมไนไตรต์ที่เติมเข้าไปในระบบที่ความเข้มข้น 25, 50, 100, 150, 200 และ 250 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำ จะให้ค่าของไนไตรต์ประมาณ 5, 10, 20, 30, 40 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร, ตามลำดับ และมีค่าแอมโมเนียต่อไนไตรต์เท่ากับ 15.08, 8.02, 3.92, 2.64, 1.97 และ 1.60, ตามลำดับ. แต่ทั้งนี้ความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจนที่หายไปไม่สัมพันธ์กับความเข้มข้นของไนไตรต์ที่ใช้ไปในการบำบัดตามสมการแอนนามอก. นอกจากแอมโมเนียในโตรเจนที่หายไปตามสมการแล้ว, จุลินทรีย์ในระบบยังนำแอมโมเนียในโตรเจนไปใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์อีกด้วย, จึงทำให้ปริมาณแอมโมเนียในโตรเจนบำบัดได้มากกว่าตามสมการเคมี.



รูปที่ 4.2. ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและไนไตรต์จากการเติมโซเดียมไนไตรต์  
ที่ปริมาณต่างๆ

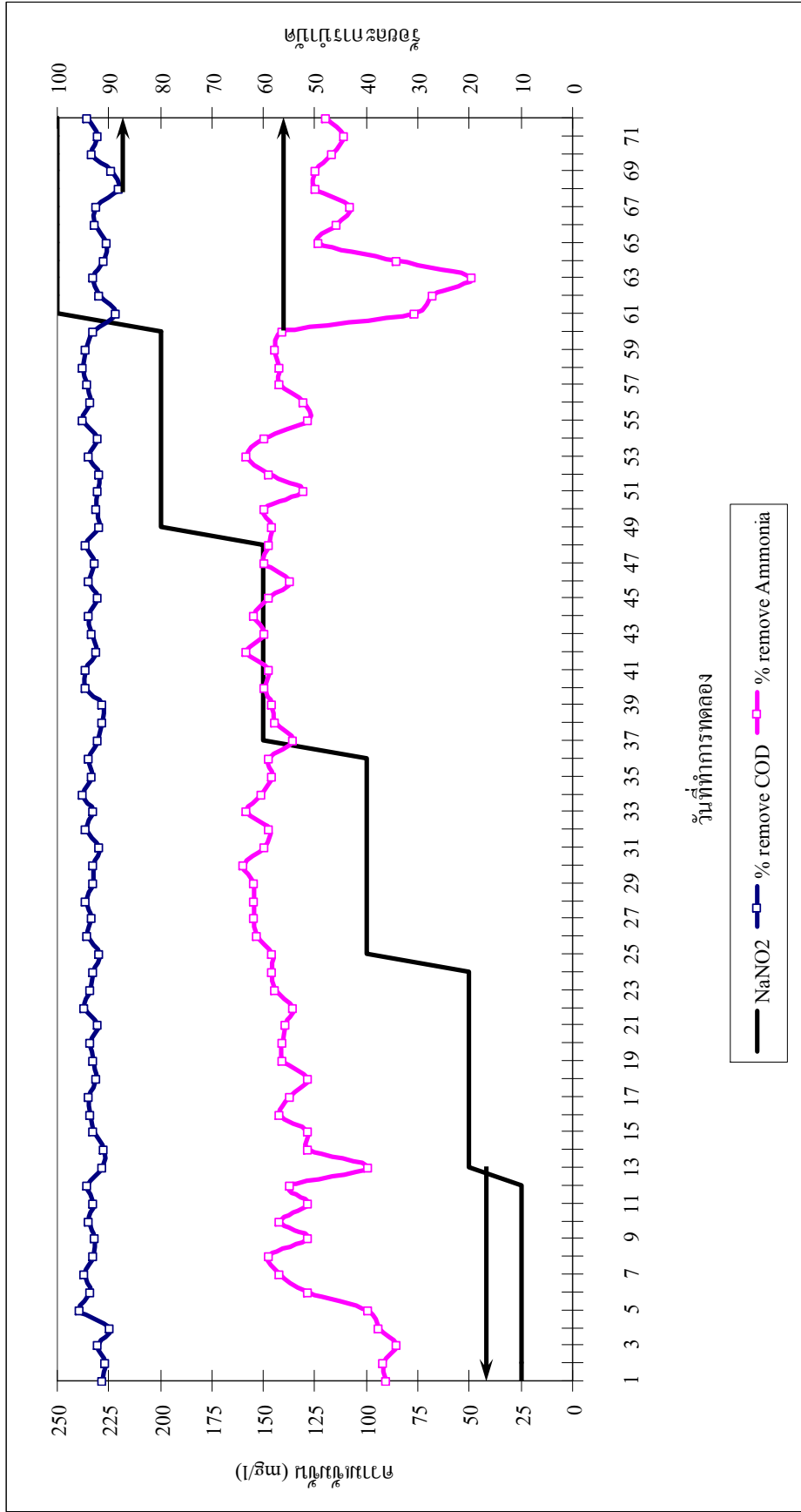
ตารางที่ 4.4. ผลของการเติมไนไตรต์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี แอมโมเนียและไนไตรต์

ปริมาณ $\text{NaNO}_2$ (mg/l)	Ammonia: $\text{NO}_2$	ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ย (ร้อยละ)		
		COD	Ammonia	Nitrite
0	-	93.45	0	0
25	14.87	92.82	47.16	99.61
50	8.02	92.92	53.65	99.90
<b>100</b>	<b>3.92</b>	<b>93.49</b>	<b>60.70</b>	<b>99.94</b>
150	2.64	93.02	58.85	99.95
200	1.95	93.29	56.94	99.94
250	1.60	91.39	40.68	99.93



**รูปที่ 4.3. ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี แอมโมเนีย และ ไนไตรต์ จากการเติมโซเดียมไนไตรท์ที่ปริมาณต่างๆ.**

เมื่อเพิ่มไนไตรท์ในน้ำเข้ามากขึ้น พบว่า มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมากขึ้นด้วย. โดยพบว่า ที่ความเข้มข้นของไนไตรท์ที่ประมาณ 20 มิลลิกรัมต่อลิตร, มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียสูงสุด คือร้อยละ 60.70. นอกจากนี้ สามารถบำบัดซีโอดีและไนไตรต์ ได้ร้อยละ 93.49 และ 99.94 ตามลำดับ. เมื่อเพิ่มไนไตรท์ในน้ำเข้าขึ้นอีก พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียลดลง. จึงอาจกล่าวได้ว่า เริ่มมีการเกิดพิษกับจุลินทรีย์ในระบบ. ดังนั้นความเข้มข้นของแอมโมเนียต่อไนไตรท์มีค่าประมาณ 20 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงเป็นค่าที่มีความเหมาะสมที่สุด. นอกจากความเข้มข้นของโซเดียมไนไตรท์ดังกล่าวที่สามารถบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้สูงสุดแล้ว, ยังมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีใกล้เคียงกับการบำบัดซีโอดีที่ยังไม่มีการเติมไนไตรท์อีกด้วย. อาจกล่าวได้ว่า จุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวเข้ากับไนไตรท์ในน้ำเสียได้ดีใกล้เคียงกับตอนที่ยังไม่มีไนไตรท์. ความเข้มข้นดังกล่าว จึงเป็นค่าเหมาะสมที่สุดที่จะนำไปใช้ในการบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสียที่ระยะกักพักชลศาสตร์อื่นๆ ต่อไป.



รูปที่ 4.4. ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอไซด์และแอมโมเนียจากการเติมโซเดียมไนไตรต์ที่ปริมาณต่างๆ.



จากรูปที่ 4.4 เมื่อเปรียบเทียบการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียในโตรเจนในระบบ พบว่าระบบเอเอสบีอาร์สามารถบำบัดสารอินทรีย์ทั้งสองได้. โดยสามารถบำบัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90 และสามารถบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 50. จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ระบบบำบัดเอเอสบีอาร์มีความเป็นไปได้ในการบำบัดซีโอดีควบคู่ไปกับการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสีย, แต่อาจเป็นจุลินทรีย์ต่างชนิดกัน. กล่าวคือ การบำบัดซีโอดีด้วยแบคทีเรียสร้างมีเทนและบำบัดแอมโมเนียด้วยแอนาโมกแบคทีเรีย, ซึ่งเป็นการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่สามารถให้จุลินทรีย์ทั้งสองชนิดอยู่ร่วมกันภายในถังปฏิกรณ์เดียวได้อีกด้วย.

## 4.2 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ

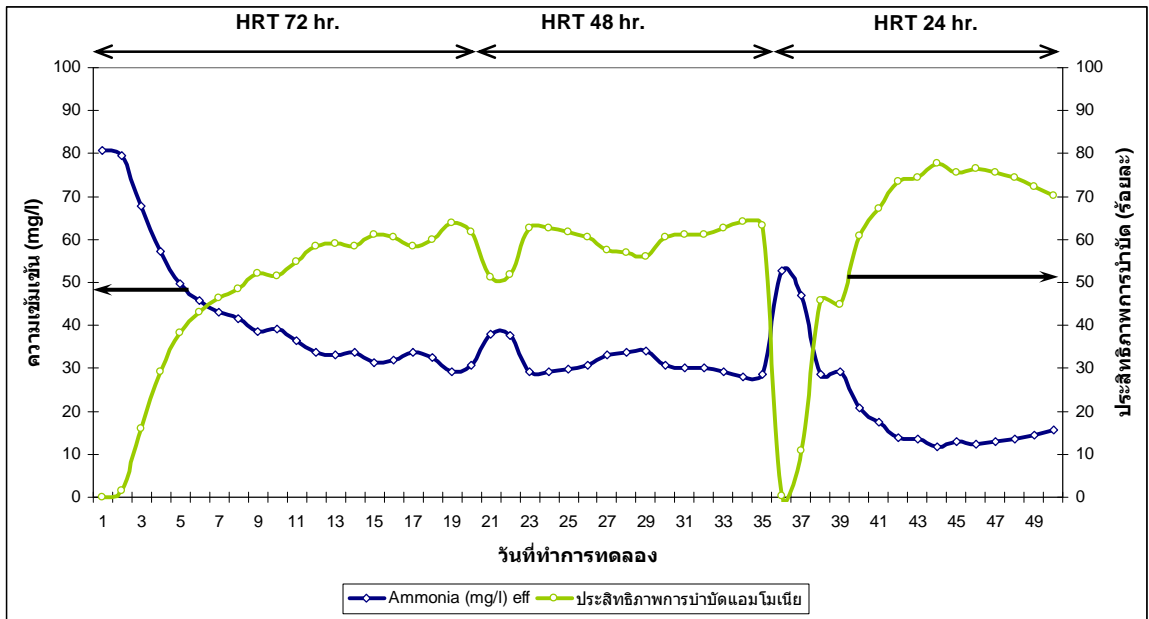
ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบจะพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็น, แอมโมเนียในโตรเจน และไนไตรต์, ตามสมการปฏิกิริยาของแอนาโมก. นอกจากนี้ ยังมีการพิจารณาประสิทธิภาพการซีโอดีและบีโอดีร่วมด้วย เพื่อให้ระบบเอเอสบีอาร์ศึกษาถึงความสามารถการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนควบคู่กับการบำบัดซีโอดี.

### 4.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนและที่เคเอ็น

เนื่องจากน้ำเสียสังเคราะห์ไม่มีปริมาณแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเข้าระบบ จึงทำให้การหาปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้น. โดยใช้วิธีวิเคราะห์ค่าที่เคเอ็นในน้ำเข้าระบบเพื่ออ้างอิงว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนและรวมถึงแอมโมเนียด้วย, ซึ่งในระบบบำบัดแบบแอนาโรบิกนั้นจะไม่สามารถบำบัดแอมโมเนียได้. ส่วนอีกวิธี คือ การเดินระบบโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมไนไตรต์เข้าไปในระบบ เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการไฮโดรไลซิสของระบบว่าจะเกิดแอมโมเนียขึ้นเท่าไร และนำค่าเฉลี่ยที่ได้มาคำนวณเป็นปริมาณของแอมโมเนียในน้ำเข้าระบบ.

ตารางที่ 4.5. ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	แอมโมเนียที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
72	29.12 – 39.20	33.64 ± 3	51.39 – 63.89	58.28 ± 4
48	28.00 – 30.08	31.47 ± 3	51.08 – 64.03	59.57 ± 4
24	11.76 – 20.72	14.46 ± 3	60.71 – 77.70	72.58 ± 5



รูปที่ 4.5. ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.

ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 ชั่วโมง หรือที่ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนียเท่ากับ 0.027 กรัม แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน, ระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนได้สูงสุดที่ ร้อยละ 64 และเฉลี่ยที่ร้อยละ 58. ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 48 ชั่วโมง หรือ ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนียเท่ากับ 0.039 กรัม แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน, ระบบยังสามารถบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนได้เพิ่มมากขึ้นสูงสุดถึงร้อยละ 64 และเฉลี่ยที่ร้อยละ 59. ที่ระยะกักพักชลศาสตร์เป็น 24 ชั่วโมง ทำให้เพิ่มค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนียเท่ากับ 0.053 กรัม แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน, พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุดถึง 78 และเฉลี่ยที่ร้อยละ 73.

จากการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ พบว่า ระบบมีการปรับตัวมากขึ้นในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย. ทั้งนี้ อาจเนื่องจากอัตราส่วนระหว่างของแอมโมเนียต่อไนโตรเจนที่แตกต่างกัน ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดแตกต่างกันไปด้วย, ดังตารางที่ 4.6.

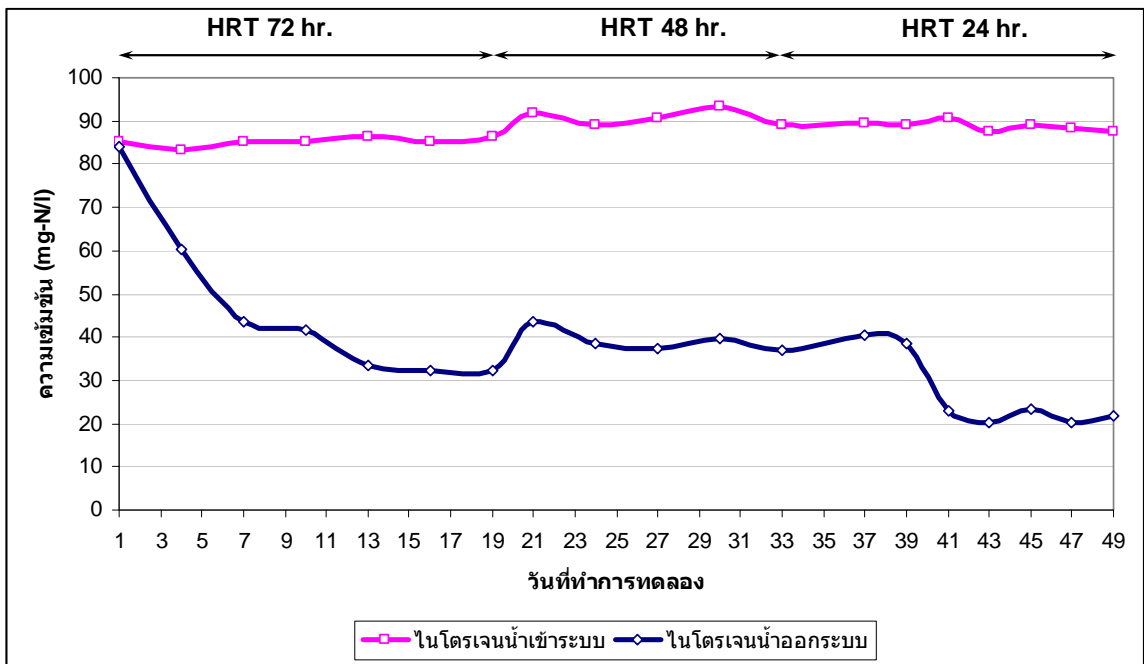
ตารางที่ 4.6. อัตราส่วนของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อไนโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	แอมโมเนียน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ไนโตรเจนน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	อัตราส่วน แอมโมเนีย:ไนโตรเจน
72	80.64	20.66	3.90
48	77.84	20.42	3.80
24	52.73	21.08	2.50

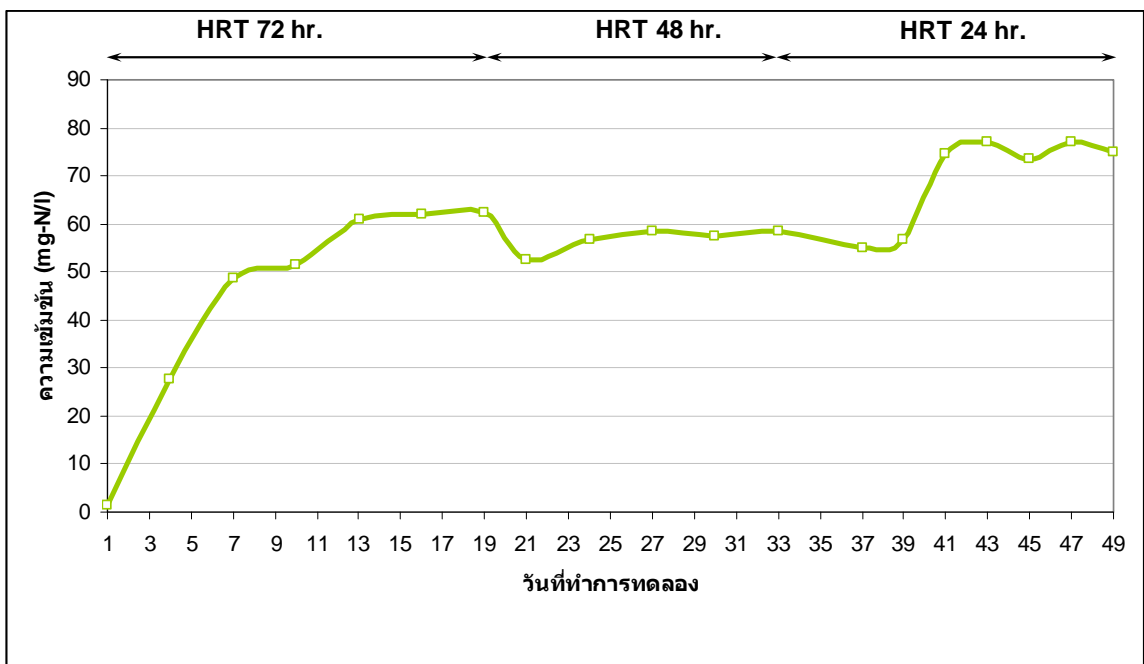
จากตารางที่ 4.6 แสดงถึงอัตราส่วนระหว่างแอมโมเนียกับไนโตรเจนที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ. จากอัตราส่วนดังกล่าวอธิบายได้ว่า ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมงมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน. เนื่องจากอัตราส่วนระหว่างแอมโมเนียกับไนโตรเจนที่ใกล้เคียงกัน แต่ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 24 ชั่วโมงที่มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมากที่สุด, อัตราส่วนแอมโมเนียกับไนโตรเจนมีค่าน้อยที่สุด หรืออาจกล่าวได้ว่าการเพิ่มความเข้มข้นของไนโตรเจนให้ใกล้เคียงกับความเข้มข้นของแอมโมเนียทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดได้ดียิ่งขึ้น. แต่งานวิจัยนี้ไม่สามารถเพิ่มความเข้มข้นของไนโตรเจนถึงปริมาณดังกล่าวได้ เนื่องจากหากกระทำดังกล่าวอาจส่งผลกระทบต่อกระบวนการบำบัดในรูปซีโอไลต์ได้ ดังที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้น.

ตารางที่ 4.7. ประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ที่เคเอ็นน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ที่เคเอ็นน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	85.12- 86.24	85.68 ± 0.7	32.48- 41.44	35.00 ± 4	51.32- 62.34
48	89.04- 93.52	90.83 ± 2	36.96- 49.23	42.78 ± 6	44.65- 59.26	52.87 ± 7
24	87.36- 90.72	88.80 ± 1	20.16- 40.32	26.81 ± 9	55.00- 77.22	69.85 ± 10



รูปที่ 4.6. ค่าความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเข้าและออกระบบที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ.



รูปที่ 4.7. ประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็นที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ.

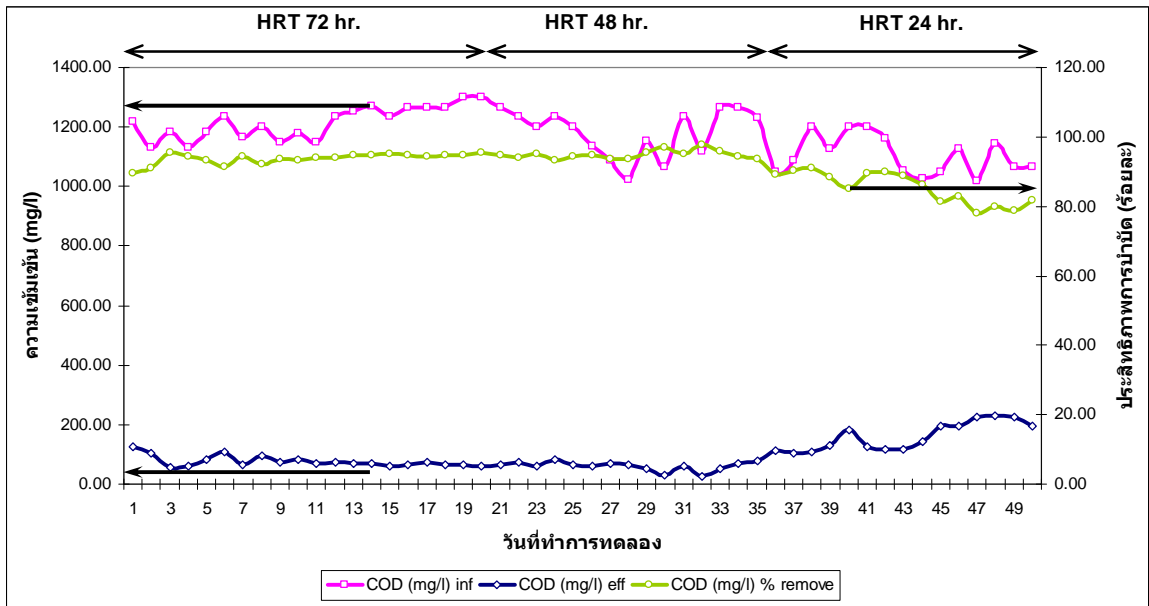
การวิเคราะห์และการรายงานผลการวิเคราะห์ที่เคเอ็นนั้น จะรายงานผลเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ คือ มีประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกันและเริ่มคงที่, ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุดที่ร้อยละ 62 และมีค่าเฉลี่ยที่ร้อยละ 59. เมื่อเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากขึ้น ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 48 ชั่วโมง, พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นลดลงเล็กน้อย อยู่ที่เฉลี่ยร้อยละ 53 และบำบัดสูงสุดได้ที่ร้อยละ 59. เมื่อลดระยะกักพักชลศาสตร์อยู่ที่ 24 ชั่วโมง พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง อยู่ที่เฉลี่ยร้อยละ 70 และบำบัดสูงสุดได้ที่ร้อยละ 77.

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัดที่เคเอ็นที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน แต่มีค่ามากที่สุดที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง. ทั้งนี้ อาจเนื่องจากจุลินทรีย์ที่บำบัดมีการปรับตัวเข้ากับน้ำเสียและปริมาณแอมโมเนียและไนโตรเจนได้ดีขึ้นตามลำดับ. ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 48 ชั่วโมงมีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำสุด ทั้งนี้อาจเนื่องจากจุลินทรีย์กำลังปรับตัวให้เข้ากับภาระบรรทุกแอมโมเนียและไนโตรเจนในน้ำเสีย.

ผลการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบ พบว่า จุลินทรีย์ในระบบสามารถบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 50 ซึ่งปฏิเสธผลการศึกษาในอดีตที่ว่า ระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนถึงเดียวไม่สามารถบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำเสียได้.

#### 4.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและบีโอดี

ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี จากการวิเคราะห์ตลอดช่วงที่ทำการทดลอง โดยวิเคราะห์ประสิทธิภาพในช่วงของน้ำเสียที่มีการเติมไนโตรเจนเข้าไปในระบบ. นอกจากพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดแล้ว ยังใช้ค่าซีโอดีที่วิเคราะห์ได้ในการควบคุมการเดินระบบด้วย. ผลการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.8 และ รูปที่ 4.8 ดังนี้:-



รูปที่ 4.8. ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ.

ตารางที่ 4.8. ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ชีโอดีน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ชีโอดีน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	1149 - 1300	1239 ± 52	60 - 81	69 ± 6	93 - 95
48	1024 - 1267	1181 ± 79	26 - 82	61 ± 16	93 - 98	95 ± 1
24	1018 - 1200	1105 ± 64	105 - 229	160 ± 47	78 - 91	85 ± 5

ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ที่ 72 ชั่วโมง มีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปชีโอดี เท่ากับ 0.33 กรัมชีโอดี/ลิตร-วัน, ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบมากกว่าร้อยละ 90 และมากที่สุดถึงร้อยละ 95. ทั้งนี้ เนื่องจากจุลินทรีย์ได้มีการปรับตัวให้เข้ากับน้ำเสียสังเคราะห์ได้แล้ว และยังคงกล่าวได้ว่าการเติมไนโตรเจนในปริมาณที่เหมาะสมนั้นไม่รบกวนหรือทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีด้อยลง.

เมื่อเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ เท่ากับ 0.5 กรัมชีโอดี/ลิตร-วัน หรือ ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 48 ชั่วโมง พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปชีโอดีได้มากขึ้น และสูงสุดถึงร้อยละ 98 แสดงให้เห็นว่า จุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวเข้ากับสารอินทรีย์ในระบบได้มากขึ้น.

แต่เมื่อเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ เท่ากับ 1.0 กรัมซีโอดี/ลิตร-วัน หรือ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีได้ลดลง. ทั้งนี้ อาจเกิดจากสาเหตุ 2 ประการคือ ประการแรก ระบบถึงความสามารถสูงสุดในการรับภาระบรรทุก (maximum loading) ของระบบก่อนที่ระบบจะล้มเหลวเนื่องจากการเพิ่มขึ้นของสารอินทรีย์ในน้ำ เข้าระบบ. ประการที่สอง ไนโตรเจนเกิดการเป็นพิษในระบบ เนื่องจากระบบรับภาระบรรทุกใน ไนโตรเจนเข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้นเป็น 2 เท่าจากระยะกักพักชลศาสตร์ที่ผ่านมา.

ตารางที่ 4.9. ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีก่อนและหลังการเติมโซเดียมไนโตรเจน

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ก่อนเติมโซเดียมไนโตรเจน (ร้อยละ)		ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี หลังเติมโซเดียมไนโตรเจน (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	92 - 95	93 ± 1	93 - 95
48	90 - 95	93 ± 1	93 - 98	95 ± 1
24	80 - 91	85 ± 5	78 - 91	85 ± 5

หากพิจารณาถึงความเป็นพิษของไนโตรเจนของระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีก่อนและหลังการเติมไนโตรเจนมีค่าใกล้เคียงกัน ซึ่งแสดงว่าไนโตรเจน ไม่ได้ส่งผลต่อการบำบัดซีโอดีแต่อย่างใด, อาจเป็นความสามารถสูงสุดของระบบเองที่สามารถบำบัดซีโอดีได้ตามตารางที่ 4.9.

สำหรับประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดี จะทำการวิเคราะห์เมื่อ พบว่า ระบบเข้าสู่สภาวะคงที่. กล่าวคือระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ค่อนข้างคงที่แล้ว จึงมีการสุ่มตัวอย่างเพื่อทำการวิเคราะห์ค่าบีโอดี เนื่องจากค่าซีโอดีที่วิเคราะห์ได้ จะรวมถึงการย่อยสลายสารเคมีในน้ำเสียด้วย. แต่ค่าบีโอดีนั้นจะใช้พิจารณาถึงการย่อยสลายทางชีววิทยาเท่านั้น. ผลการวิเคราะห์เป็นดังตารางที่ 4.10.

ตารางที่ 4.10. ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	บีโอดีน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		บีโอดีน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	687 - 797	758 ± 62	27 - 37	32 ± 5	96 - 95
48	895 - 949	925 ± 28	30 - 43	38 ± 10	95 - 96	96 ± 0.7
24	949 - 968	958 ± 8	71 - 195	132 ± 52	80 - 93	86 ± 5

จากการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีของระบบ พบว่า ที่แต่ละระยะกักพักชลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมง มีค่าประสิทธิภาพในการบำบัดใกล้เคียงกัน คือมากกว่าร้อยละ 90 แสดงว่า ระบบมีความสามารถในการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ให้มากขึ้นได้ แต่เมื่อเพิ่มภาระบรรทุกชีโอดี ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีมีค่าลดลง คือที่ร้อยละ 86 ดังเหตุผลที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้น.

จากผลการทดลองทั้งหมดแสดงให้เห็นว่าสามารถพัฒนาศักยภาพของระบบเอเอสบีอาร์เพื่อการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งที่อยู่ในรูปของ บีโอดี, ชีโอดี และไนโตรเจนได้ ซึ่งจะเป็นข้อมูลพื้นฐานในการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนต่อไปได้.

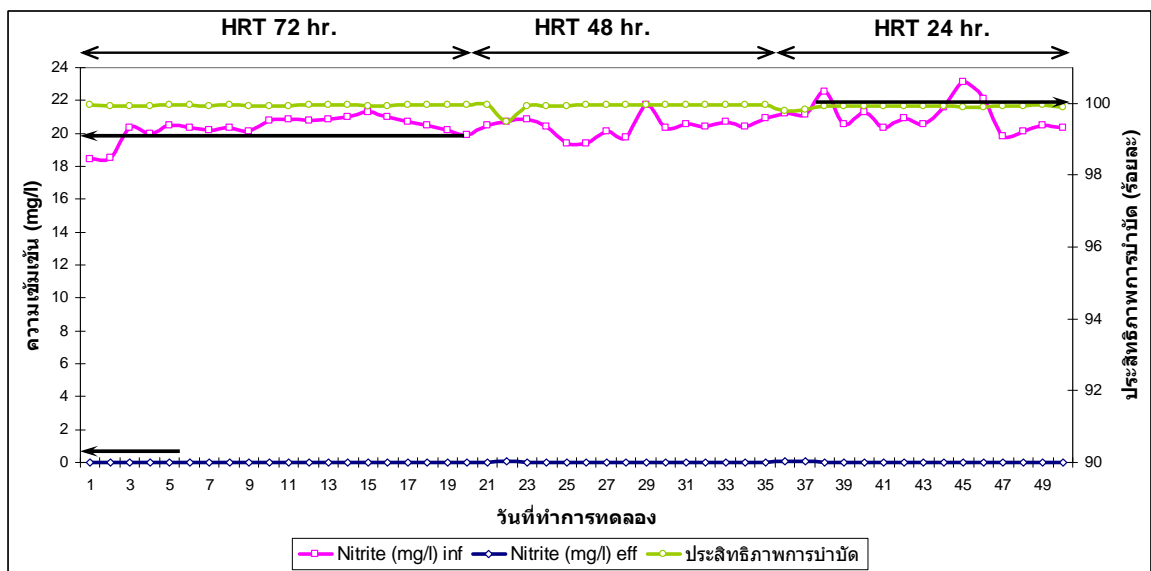
#### 4.2.3 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโทรต์

ไนโทรต์เป็นสารพิษที่สามารถทำลายการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน. จากการศึกษาถึงระบบความเป็นพิษของไนโทรต์ต่อการทำงานของระบบ ทำให้ทราบถึงปริมาณของการเติมไนโทรต์ให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์ และใช้ปริมาณไนโทรต์นั้นที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ ต่อไป. โดยผลการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.11 และรูปที่ 4.9.



ตารางที่ 4.11. ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ไนโตรที่น้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ไนโตรที่น้ำออกจาก ระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	19.90-21.28	20.66 ± 0.4	0.01-0.02	0.01	99.91- 99.97
48	19.39-21.74	20.42 ± 0.6	0.01	0.01	99.94- 99.97	99.95 ± 0.01
24	19.83-23.12	21.08 ± 0.9	0.01-0.04	0.02	99.80- 99.95	99.91 ± 0.04



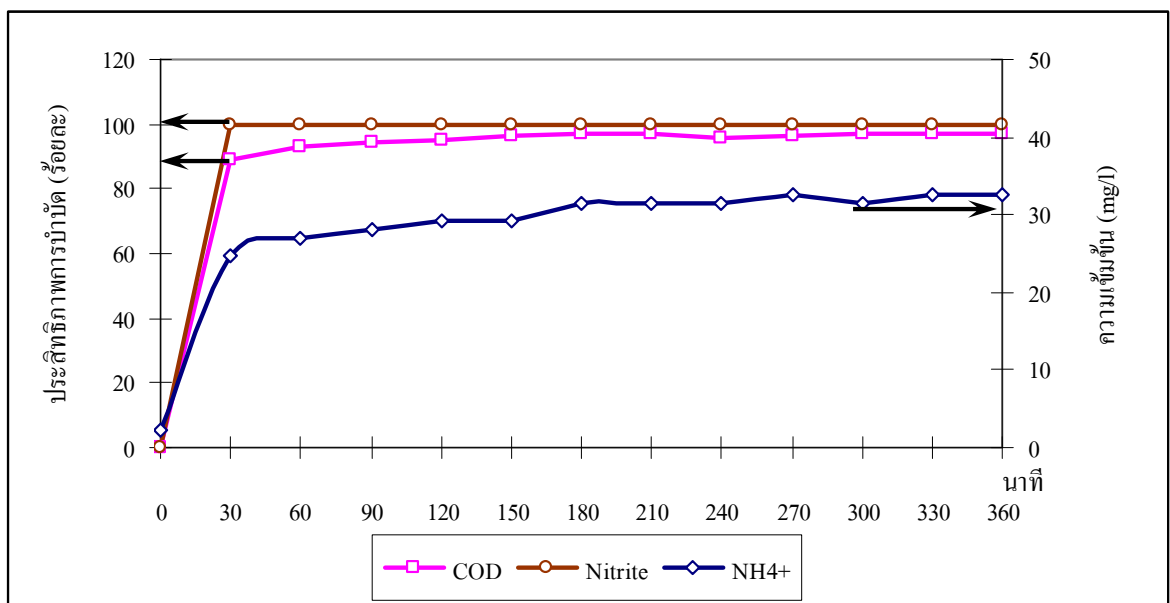
รูปที่ 4.9. ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ.

จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ระบบสามารถใช้ไนโตรได้ทั้งหมด โดยทุกระยะกักพักผลศาสตร์สามารถบำบัดหรือใช้ไนโตรได้มากกว่าร้อยละ 99. นอกจากนี้ ระบบยังสามารถบำบัดสารอินทรีย์ (ซีโอดี, บีโอดี และ ไนโตรเจน) ได้ แสดงว่าปริมาณของไนโตรที่ดังกล่าวไม่รบกวนการบำบัดหรือทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดด้อยลงแต่อย่างไร.

#### 4.2.4 จลนพลศาสตร์ของซีโอดี แอมโมเนีย และ ไนไตรต์

การศึกษาความเป็นไปของซีโอดี แอมโมเนีย และ ไนไตรต์ใน 1 รอบการทำงานของระบบ ทำให้ทราบถึง ระดับความสามารถของระบบที่รองรับว่าใช้เวลานานเพียงใด ในการบำบัดสารมลพิษในน้ำเสีย. โดยการทดลองจะพิจารณาและเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อวิเคราะห์ ทุก ๆ 30 นาที. การวิเคราะห์ซีโอดีนั้นจะวิเคราะห์โดยใช้ซีโอดีละลายน้ำ (soluble COD) แทนซีโอดีทั้งหมด (total COD) เนื่องจากบางช่วงเวลาของการเก็บตัวอย่างตรงกับเวลาในการกวนของระบบ ทำให้มีตะกอนอยู่ในตัวอย่างด้วย จึงอาจทำให้ผลการวิเคราะห์ผิดพลาดไป, (วิธีการคำนวณค่าทางจลนพลศาสตร์แสดงในภาคผนวก ค.) ซึ่งผลการทดลองเป็น ดังนี้.

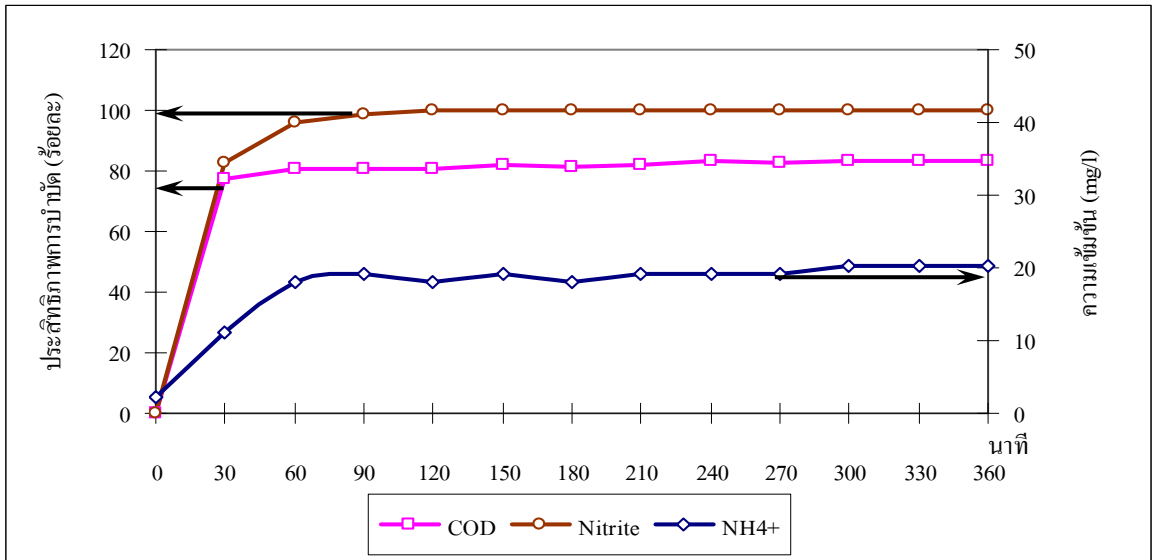
ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์ที่ระยะเวลาพักชลศาสตร์ 72 ชั่วโมง แสดงในรูปที่ 4.10. อัตราการกำจัดซีโอดีมีประสิทธิภาพสูงตั้งแต่ 30 นาทีแรก โดยมีค่าเท่ากับ 31.75 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร-นาทึ และลดลงเหลือ 1.27 และ 0.51 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร-นาทึ ใน 30 นาทีถัดๆไป. เช่นเดียวกับอัตราการใช้นิไตรต์ในระบบที่มีค่าสูงสุดตั้งแต่ 30 นาทีแรก ซึ่งมีอัตราการใช้นิไตรต์ 0.70 มิลลิกรัมไนไตรต์ต่อลิตร-นาทึ และลดลงเหลือ 0.00007 มิลลิกรัมไนไตรต์ต่อลิตร-นาทึ. ทั้งนี้เนื่องจากระบบมีการกวนที่สมบูรณ์ทำให้เกิดปฏิกิริยาได้อย่างรวดเร็ว. ทั้งนี้ตั้งแต่เวลาที่ 30 ขึ้นไป แอมโมเนียเกิดขึ้นเพิ่มขึ้นแล้วคงที่ เนื่องจากไนไตรต์ในระบบทำปฏิกิริยาจนหมดแล้ว ดังนั้น จึงมีแอมโมเนียสูงขึ้นเรื่อยๆ จนคงที่เป็นปริมาณแอมโมเนียที่ออกมากับน้ำเสีย.



รูปที่ 4.10. ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ไนไตรต์ และความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะพักชลศาสตร์ 72 ชั่วโมง.



ระบบการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งในรูปของซีโอติ และแอมโมเนียไนโตรเจนที่มากขึ้น ซึ่งโดยปกติแล้วจุลินทรีย์ในระบบจะทำการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอติก่อนจึงจะบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน (พรรณสวัสดิ์ 2545).



รูปที่ 4.12. ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอติในไทรต์ และความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 24 ชั่วโมง.

ตารางที่ 4.12. อัตราการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ยที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	อัตราการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย		อัตราการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย	
	มิลลิกรัม	มิลลิกรัม	มิลลิกรัม	มิลลิกรัม
	แอมโมเนียต่อลิตร- ชั่วโมง	แอมโมเนียต่อกรัม VSS	แอมโมเนียต่อลิตร- ชั่วโมง	แอมโมเนียต่อกรัม VSS
72	13.07	1.33	7.83	0.84
48	12.60	1.28	7.72	0.83
24	8.42	0.95	6.38	0.69

อัตราการผลิตแอมโมเนียเฉลี่ยขณะที่ยังไม่มีการเติมไนไทรต์ พบว่า ระบบสามารถผลิตแอมโมเนียได้เฉลี่ยที่ 13.07 มิลลิกรัมแอมโมเนียไนโตรเจนต่อลิตร-ชั่วโมง ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 72 ชั่วโมง, ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 48 ชั่วโมง ลดลงที่ 12.60 มิลลิกรัมแอมโมเนียต่อลิตร-ชั่วโมง และลดลงน้อยสุดที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 24 ชั่วโมง ที่อัตรา 8.42 มิลลิกรัมแอมโมเนียต่อลิตร-ชั่วโมง.

ทั้งนี้ อัตราการผลิตแอมโมเนียในโตรเจนของระบบเอเอสบีอาร์นั้น จะอาศัยกระบวนการไฮโดรไลซิสของจุลินทรีย์ในระบบ. ดังนั้น อัตราการผลิตแอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบนั้นจึงต้องอาศัยระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยา, ความเข้มข้นสารอินทรีย์ และปริมาณจุลินทรีย์ที่ใช้ในระบบด้วย. ในการทดลองนี้ให้ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์และปริมาณจุลินทรีย์ที่เท่ากัน. ดังนั้น ความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจนที่เกิดขึ้นจึงสัมพันธ์กับระยะเวลาที่กักพักชลศาสตร์. การเติมโซเดียมไนไตรต์เข้าไปในระบบ พบว่า ระบบมีอัตราในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนเฉลี่ยมากที่สุดที่ 6.38, 7.72 และ 7.83 มิลลิกรัมแอมโมเนียต่อลิตร-ชั่วโมง, ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24, 48 และ 72 ชั่วโมง, ตามลำดับ. นอกจากนี้ ระบบมีความสามารถบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนได้ 0.69, 0.83 และ 0.84 มิลลิกรัมแอมโมเนียต่อกรัม VSS, ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24, 48 และ 72 ชั่วโมงตามลำดับ.

**ตารางที่ 4.13. อัตราการบำบัดชีโอดีและไนไตรต์เฉลี่ยที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ**

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	อัตราการบำบัดชีโอดีเฉลี่ย (มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร-นาท)	อัตราการใช้ไนไตรต์เฉลี่ย (มิลลิกรัมไนไตรต์ต่อลิตร-นาท)
72	19.50	0.34
48	18.67	0.34
24	15.75	0.35

**ตารางที่ 4.14. อัตราการบำบัดชีโอดีและไนไตรต์สูงสุดที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ**

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	อัตราการบำบัดชีโอดีสูงสุด (มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร-นาท)	อัตราการใช้ไนไตรต์สูงสุด (มิลลิกรัมไนไตรต์ต่อลิตร-นาท)
72	31.75	0.70
48	33.69	0.69
24	30.00	0.62

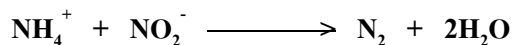
จากตารางที่ 4.13 และ 4.14 แสดงศักยภาพของระบบที่ใช้ในการบำบัดชีโอดี และ ไนไตรต์ พบว่า อัตราการบำบัดชีโอดีและไนไตรต์ของแต่ละระยะกักพักชลศาสตร์มีค่าใกล้เคียงกัน ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมง. ทั้งนี้ เนื่องจากจุลินทรีย์ในระบบมีการปรับตัวเข้ากับน้ำเสียได้ดี แต่ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง, เนื่องจาก มีภาระบรรทุกทุกสารอินทรีย์มากขึ้นกว่าที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 2 เท่า ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดลดลงและทำให้อัตราการบำบัดชีโอดีและไนไตรต์ลดลงด้วย.

จากผลการศึกษาจลนพลศาสตร์ของระบบ พบว่า อัตราการบำบัดซิโอดีของระบบค่อนข้างเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วภายใน 60 นาทีแรกของการทดลอง. แต่ไม่สามารถออกแบบระบบให้มีเวลาในแต่ละรอบเท่ากับ 60 นาทีได้แล้วจึงเปลี่ยนน้ำเสียรอบใหม่. เนื่องจากถึงแม้ว่าซิโอดีจะถูกกำจัดในน้ำเสียแต่จุลินทรีย์ยังต้องมีกระบวนการย่อยสลายภายในเซลล์ของจุลินทรีย์ หากมีการเติมน้ำเสียเข้าไปในระบบอีก จุลินทรีย์ยังไม่สามารถบำบัดซิโอดีในน้ำเสียได้อีก.

เนื่องจากข้อจำกัดของระบบเอเอสปีอาร์ที่มีการเติมน้ำเสียแบบเทเพียงครั้งเดียว จึงมีการบำบัดสารอินทรีย์ตั้งแต่ในช่วงเวลาแรกๆ ของการบำบัด. แต่การเติมสารพิษต่างๆ เพื่อการบำบัด เช่น ไนโตรต์ ทำให้จุลินทรีย์ในระบบอาจได้รับความเข้มข้นของสารพิษสูงสุดในช่วงเวลาของการเติมน้ำเข้าระบบมาก อาจทำให้ระบบเกิดการล้มเหลวได้. แต่ถ้ามีการออกแบบระบบให้มีการเติมไนโตรต์เข้าสู่ระบบทีละน้อย เพื่อให้พอดีกับการเพิ่มขึ้นของแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการไฮโดรไลซิส อาจทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนมีมากกว่านี้ได้.

#### 4.2.5 สมดุลมวลของไนโตรเจนในระบบ (mass balance of nitrogen)

เนื่องจากระบบเป็นระบบปิด ดังนั้นมวลของไนโตรเจนในน้ำเข้าระบบและออกจากระบบควรมีค่าที่เท่ากัน, โดยในกระบวนการบำบัดที่แบคทีเรียจะออกซิไดส์แอมโมเนียให้เป็นก๊าซไนโตรเจนเป็นไปตามสมการ.



(Bo and Tague 2002)

สามารถหาสมดุลมวลของไนโตรเจนได้ดังนี้

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

โดยไนโตรเจนของน้ำเข้าระบบ เป็นไนโตรเจนรวมระหว่างแอมโมเนียไนโตรเจนและไนโตรต์ที่เข้าทำปฏิกิริยา. ทั้งนี้ การวิเคราะห์โดยค่าที่เคเอ็นมีความหมายรวมถึงแอมโมเนียไนโตรเจนในระบบด้วย. จึงใช้ค่าที่เคเอ็นเป็นการสื่อถึงค่าของไนโตรเจนทั้งหมดในระบบ. ดังนั้นในการหาค่าสมดุลมวลไนโตรเจนและไนโตรเจน น้ำที่ออกจากระบบ จึงเป็นการหาค่าที่เคเอ็นและไนโตรต์ที่ลดลง. นอกจากนี้ ยังมีในส่วนของไนโตรเจนที่แบคทีเรียนำไปสร้างเซลล์และส่วนที่เป็นก๊าซไนโตรเจนตามสมการ. การหาค่าของไนโตรเจนของระบบบำบัดที่หาได้ไม่ถ่วงนัก คือ

การหาค่าก๊าซไนโตรเจนและไนโตรเจนที่แบคทีเรียนำไปใช้ในการสร้างเซลล์, ซึ่งค่าไนโตรเจนทั้งสองส่วนนั้นอาจกล่าวได้ว่าเป็นค่าของไนโตรเจนที่เกิดจากการบำบัดของระบบ. โดยผลของสมดุลมวลไนโตรเจนแสดงในตารางที่ 4.15.

ตารางที่ 4.15. สมดุลมวลของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ

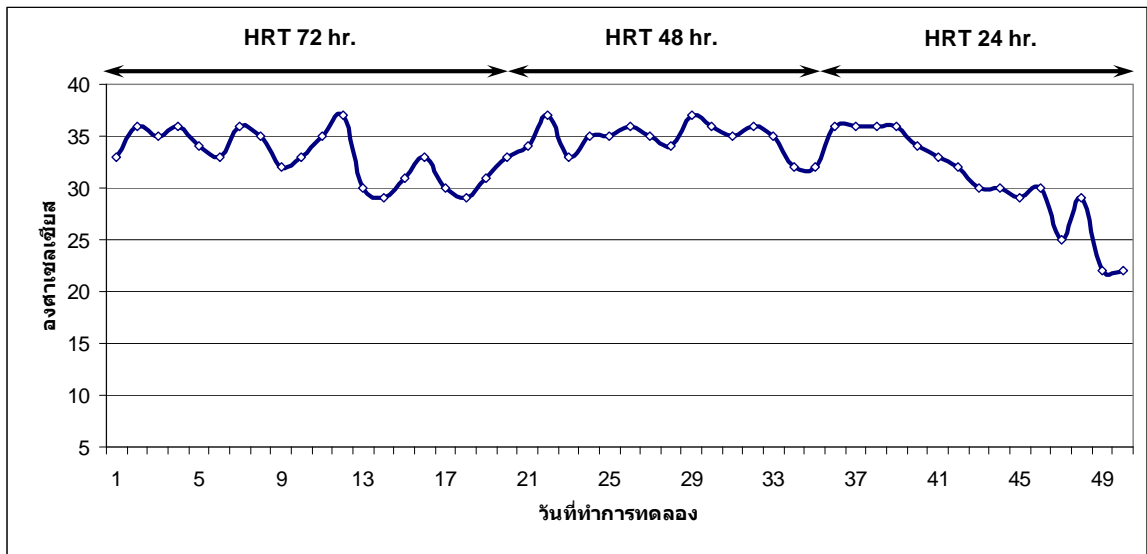
ระยะกักพัก ชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ไนโตรเจนน้ำเข้าระบบ (mg/day)			ไนโตรเจนน้ำออกจากระบบ (mg/day)			ไนโตรเจนที่หายไป เนื่องจากการบำบัด (mg/day)
	TKN	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	TN	TKN	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	TN	
	72	685.44	165.28	850.72	280.00	0.08	
48	1,089.96	245.04	1,335.00	513.36	0.12	513.48	821.52
24	1,939.20	505.92	2,445.12	643.44	0.48	643.92	1,801.20

จากตารางข้างต้นแสดง ความสามารถของระบบบำบัดที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ จากไนโตรเจนทั้งหมด (TN) ของน้ำเข้าระบบที่รวมสารประกอบไนโตรเจนในรูปแบบต่างๆ ซึ่งส่วนใหญ่อยู่ในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจน. ปริมาณไนโตรเจนที่เดิมลงไปสู่น้ำเสียสังเคราะห์ เปลี่ยนรูปไปเป็นแอมโมเนียไนโตรเจนที่เกิดจากระบวนการไฮโดรไลซิส, ละลายอยู่ในน้ำออกจากระบบ. ดังนั้น ไนโตรเจนที่ระบบสามารถบำบัดได้จริง ได้แก่ ก๊าซไนโตรเจนที่เกิดจากระบวนการแอนาโมก และไนโตรเจนที่จุลินทรีย์ในระบบนำไปใช้ในการสร้างเซลล์. ผลการทดลองพบว่า ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง สามารถบำบัดไนโตรเจนได้มากที่สุดที่ 1,801.20 มิลลิกรัมต่อวัน.

### 4.3 ผลการศึกษาสภาวะระหว่างการเดินระบบ

#### 4.3.1 อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย ในการทดลองครั้งนี้ทำการวัดอุณหภูมิที่ถังปฏิกรณ์ โดยอุณหภูมิในช่วงที่ถังปฏิกรณ์ทำงานที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ ดังรูปที่ 4.13 และตารางที่ 4.16.



รูปที่ 4.13. อุณหภูมิในช่วงที่ถังปฏิบัติการทำงานที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ.

ตารางที่ 4.16. อุณหภูมิในช่วงที่ถังปฏิบัติการทำงานที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

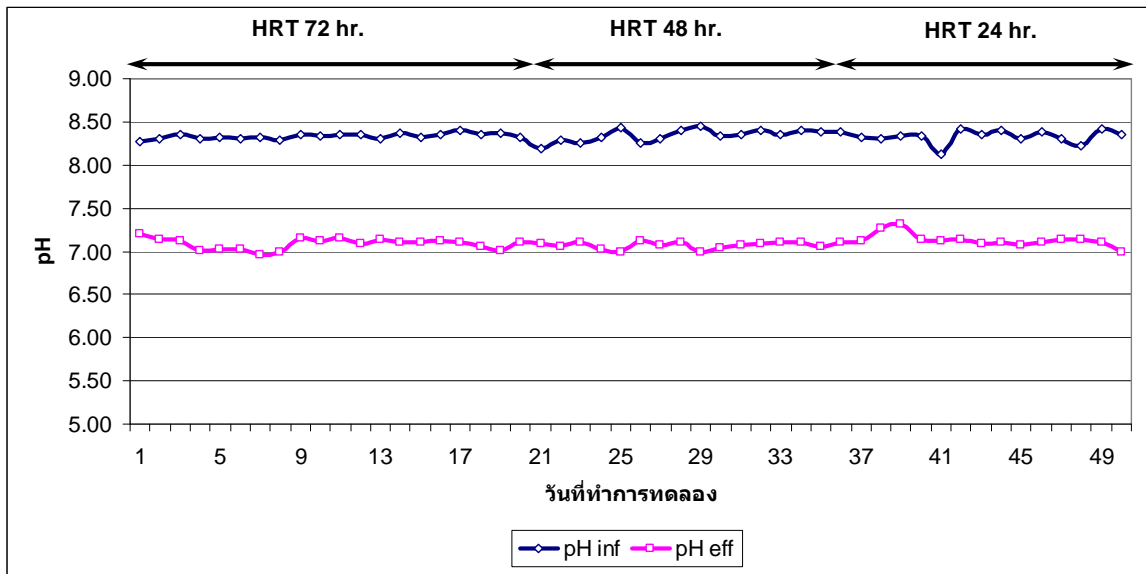
ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ช่วงอุณหภูมิที่ถังปฏิบัติการทำงาน (องศาเซลเซียส)	อุณหภูมิเฉลี่ย (องศาเซลเซียส)
72	29-37	32
48	32-37	35
24	22-36	31

จากผลการทดลองพบว่า ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 72, 48 และ 24 ชั่วโมง มีช่วงอุณหภูมิที่ถังปฏิบัติการทำงานมีค่าใกล้เคียงกัน คืออยู่ในช่วง 31-37 องศาเซลเซียส. อุณหภูมิดังกล่าวอยู่ในช่วงการทำงานของ Mesophilic bacteria ซึ่งเอื้อให้แบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดและสร้างมีเทนสามารถทำงานได้ดี และเป็นช่วงอุณหภูมิที่แบคทีเรียแอนาโมบสามารถทำงานได้ดี. กล่าวคือ แบคทีเรียแอนาโมบจะทำงานได้ดีที่อุณหภูมิ 20-43 องศาเซลเซียส (Marc *et al.* 1999).

#### 4.3.2 pH

การควบคุม pH ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีความจำเป็นเป็นอย่างมาก เนื่องจากในการทดลองนี้มีแบคทีเรียหลายกลุ่มที่อยู่ร่วมกัน. ดังนั้น ต้องมีการควบคุม pH ให้เหมาะสมต่อการอยู่ร่วมกันได้ของแบคทีเรียในระบบ ซึ่งการควบคุมค่า pH ในการทดลองครั้งนี้จะให้อยู่ในช่วง 6.5-7.8, โดยผลการศึกษแสดงในตารางที่ 4.17 และรูปที่ 4.14.





รูปที่ 4.14. pH ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ.

ตารางที่ 4.17. pH ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

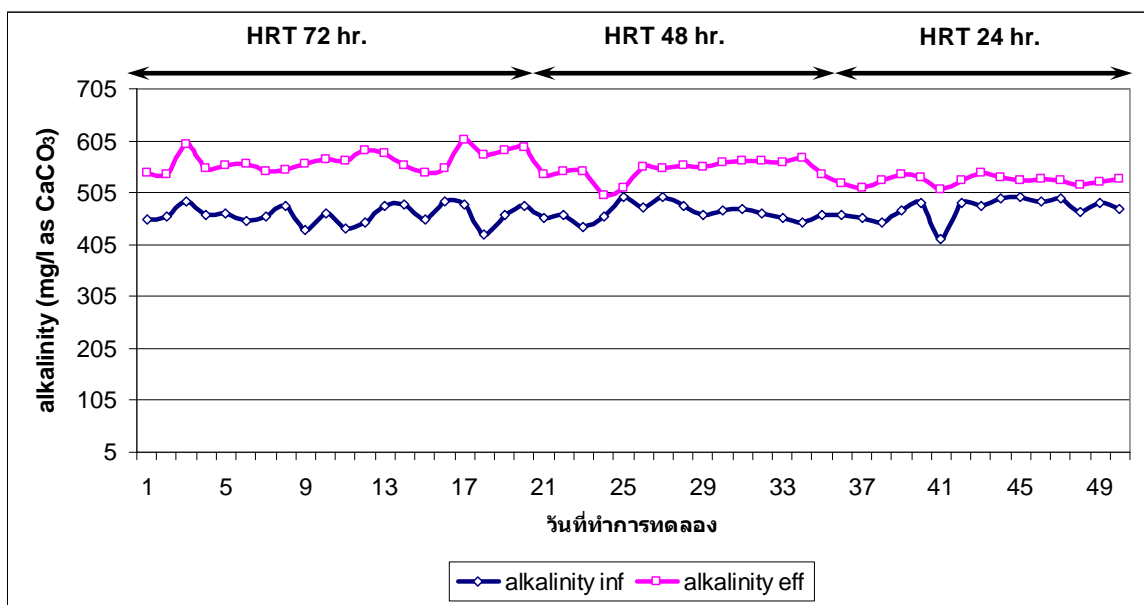
ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	pH น้ำเข้าระบบ		pH น้ำออกจากระบบ	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
72	8.31 - 8.40	8.35 ± 0.03	7.01 - 7.16	7.11 ± 0.04
48	8.19 - 8.45	8.34 ± 0.07	7.00 - 7.12	7.07 ± 0.04
24	8.12 - 8.42	8.33 ± 0.08	6.99 - 7.32	7.13 ± 0.08

นอกจากนี้ pH ของระบบบำบัดยังสอดคล้องกับลักษณะทางกายภาพของน้ำเสียที่ใช้กระบวนการบำบัดแบบ Anaerobic Ammonium Oxidation ของ Marc *et al.* (1999) ด้วย. แบคทีเรียแอนนาโมกจะทำงานได้ดีที่ pH ที่อยู่ในช่วง 6.7-8.3. ค่า pH นี้มีผลต่อแอมโมเนียในระบบด้วย โดยถ้าค่า pH ของระบบสูงขึ้นมากกว่า 8.5, แอมโมเนียในระบบจะสามารถเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียอิสระได้ถึงร้อยละ 10 และเป็นก๊าซแอมโมเนียสามารถหนีจากน้ำขึ้นสู่อากาศได้ (ชวาลภาฤทธิ์ 2545) ทำให้ไม่ใช่เป็นการบำบัดจากจุลินทรีย์ในระบบอย่างแท้จริง. ดังนั้น จึงมีการควบคุม pH ให้เหมาะสมทั้งต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ในระบบและปริมาณแอมโมเนียในน้ำเสียด้วย. แต่น้ำเข้าระบบมีค่า pH ค่อนข้างสูงจะไม่ใช่ผลสำหรับแอมโมเนีย เนื่องจากในน้ำเข้าระบบยังไม่มีการผลิตแอมโมเนียในโตรเจน.

จากผลการทดลองข้างต้นแสดงว่า ขณะที่มีการเดินระบบบำบัด ค่า pH ของน้ำเข้าและน้ำออกของระบบมีค่าที่คงที่และใกล้เคียงกันในทุกระยะกักพักผลศาสตร์.

### 4.3.3 สภาพต่าง (alkalinity)

สภาพต่างเป็นสิ่งบ่งชี้ถึงกำลังบัฟเฟอร์ในระบบบำบัด เนื่องจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนนั้น จะทำให้เกิดคาร์บอนไดออกไซด์หรือกรดคาร์บอนิกขึ้นในระบบ. ซึ่งส่งผลให้ pH ของระบบมีค่าลดลง. สภาพความเป็นด่างที่มีความสำคัญ คือ สภาพต่างไบคาร์บอเนตที่ทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์. เมื่อมีกรดไขมันระเหยเกิดขึ้นในระบบเพียงเล็กน้อย จะส่งผลให้ pH ลดลงได้มากและรวดเร็ว ซึ่งเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกลุ่มที่สร้างมีเทน. ดังนั้น ในการทดลองนี้มีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนต 0.75 กรัมต่อกรัมชีโอดีต่อลิตร เพื่อรักษาสภาพต่างในระบบ. สภาพต่างในระหว่างการทดลองมีค่าดังแสดงในรูปที่ 4.15 และตารางที่ 4.18.



รูปที่ 4.15. ค่าสภาพต่างที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ.

ตารางที่ 4.18. ค่าสภาพต่างที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	สภาพต่างน้ำเข้าระบบ (mg/l as CaCO <sub>3</sub> )		สภาพต่างน้ำออกจากระบบ (mg/l as CaCO <sub>3</sub> )	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	423 - 489	461 ± 22	542 - 606
48	438 - 498	467 ± 16	500 - 571	549 ± 20
24	415 - 495	473 ± 22	511 - 544	528 ± 9

จากปัญหาการเดินระบบในช่วงการปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ที่ pH ของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว จนถึงค่าต่ำสุดที่ 6.2 ทำให้ต้องมีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตเข้าไปในระบบดังกล่าวมาข้างต้น ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ ทิมพงษ์ (2548) ที่ประสบปัญหานี้เช่นกัน. จึงได้มีการแก้ไขปัญหา โดยในตอนแรกเพิ่มโซเดียมไบคาร์บอเนต 1 กรัมต่อกรัมซีโอดีต่อลิตร. เมื่อพิจารณาแล้วพบว่า ระบบมีกำลังบัฟเฟอร์เพียงพอจึงลดลงมาที่ 0.75 กรัมต่อกรัมซีโอดีต่อลิตร ซึ่งระบบสามารถรักษา pH ให้อยู่ในระดับที่ควบคุมได้, ดังนั้น ระดับความเข้มข้นของโซเดียมไบคาร์บอเนตดังกล่าวจึงเหมาะสมต่อการทำงานของระบบ.

ผลการทดลองพบว่า ระบบสามารถรักษาสภาพต่างให้คงที่ได้ตลอดการทดลอง โดยสภาพต่างของน้ำที่ออกจากระบบมีค่ามากกว่าน้ำที่เข้าระบบเล็กน้อย. ทั้งนี้ อาจเนื่องจากระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนนั้น สามารถผลิตแอมโมเนียได้จากสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย. แอมโมเนียที่อยู่ในน้ำที่ออกจากระบบนั้นเป็นผลทำให้สภาพต่างและพีเอชของน้ำเสียเป็นต่างมากขึ้น.

#### 4.3.4 กรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acid; VFA)

กรดไขมันระเหยง่ายเป็นปัจจัยหนึ่งที่ใช้ในการควบคุมการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน. กรดไขมันระเหยง่ายที่ผลิตจากแบคทีเรียจากกรดเป็นอาหารให้กับแบคทีเรียสร้างมีเทน. ดังนั้น หากมีการผลิตกรดไขมันระเหยง่ายมากเกินไปเกิดการสะสมส่งผลให้ความเป็นกรด-เบสมีค่าลดลง ซึ่งจะส่งผลต่อจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบ. โดยทั่วไป จะควบคุมค่า VFA ไม่ให้มีค่าเกิน 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (ศิริอนันต์ไพบูลย์ 2549).

ตารางที่ 4.19. ค่ากรดไขมันระเหยง่ายที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	กรดไขมันระเหยง่ายน้ำเข้าระบบ (mg/l as CH <sub>3</sub> COOH)		กรดไขมันระเหยง่ายน้ำออกจากระบบ (mg/l as CH <sub>3</sub> COOH)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	14 - 81	40 ± 19	7 - 58
48	49 - 102	70 ± 15	12 - 60	33 ± 16
24	33 - 100	55 ± 18	11 - 85	55 ± 11

จากการวิเคราะห์ VFA ในน้ำเสียในน้ำที่เข้าและออกจากระบบ จากน้ำที่ออกจากระบบมีกรดไขมันระเหยง่ายในปริมาณที่น้อย, เนื่องจากจุลินทรีย์ในระบบสามารถนำกรดไขมันระเหยง่ายจากระบวนการไฮโดรไลซิสและกระบวนการสร้างกรด ไปใช้ในการสร้างมีเทนได้อย่างมี

ประสิทธิภาพตลอดการทดลอง. ปริมาณกรดไขมันระเหยในน้ำเสียที่ออกจากระบบสามารถอธิบายได้ว่า หากในน้ำที่ออกจากระบบมีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายมาก แสดงว่า แบคทีเรียไม่สามารถนำกรดไขมันระเหยง่ายไปสร้างมีเทนได้, จะเกิดการสะสมกรดไขมันระเหยในระบบ ส่งผลต่อค่า pH ในระบบให้ลดต่ำลงและเกิดการเป็นพิษในระบบได้. แต่จากผลการทดลองระบบสามารถรักษาปริมาณกรดไขมันระเหยให้คงที่ได้ตลอดการทดลอง.

#### 4.4 ผลการศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัด

เป็นการประเมินศักยภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดว่า มีสภาพที่เปลี่ยนแปลงไปอย่างไรหลังจากการทดลอง ที่อยู่ในรูปของสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอย, ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน และภาพถ่ายจากเครื่อง SEM เป็นต้น.

##### 4.4.1 ความเข้มข้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

เป็นการศึกษาหาของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง เพื่อประเมินความเข้มข้นของจุลินทรีย์และของแข็งอนินทรีย์ในตะกอนที่ใช้ในการบำบัด. ผลการทดลองแสดงในตารางที่ 4.20.

ตารางที่ 4.20. คุณสมบัติของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง

ค่าที่วิเคราะห์	ก่อนการทดลอง	หลังการทดลอง
ของแข็งแขวนลอย; MLSS (mg/l)	71,100	64,600
ของแข็งแขวนลอยระเหย; MLVSS (mg/l)	60,700	55,650
อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอย	0.85	0.86

จากผลการทดลอง ในช่วงก่อนการทดลอง พบว่า มีสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอย มีค่า 0.85, หมายความว่า ปริมาณตะกอนทั้งหมด 100 ส่วน มีจุลินทรีย์ 85 ส่วน และของแข็งอนินทรีย์ 15 ส่วน. ในช่วงก่อนการทดลองพบว่า เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอยค่อนข้างสูง เนื่องจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการทดลองนี้มีความสมบูรณ์จากการเดินระบบยูเอเอสบีอยู่แล้ว. การเดินระบบบำบัดโดยทั่วไปจะควบคุมสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอยมีค่าเท่ากับ 0.8 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม 2545). เมื่อสิ้นสุดการทดลอง ได้นำตะกอนในถังปฏิกรณ์มาหาค่าสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอย พบว่า มีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 0.86. แสดงว่า แบคทีเรียที่อยู่ใน

ระบบมีปริมาณเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและปริมาณของแข็งอนินทรีย์มีค่าลดลง, ระบบมีการกักเก็บตะกอนไม่ให้หลุดออกจากระบบได้ดี และปริมาณจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบมีจำนวนใกล้เคียงกับก่อนเดินระบบ. ทั้งนี้ การที่จุลินทรีย์มีจำนวนเพิ่มขึ้นไม่มากอาจเกิดจากน้ำเสียสังเคราะห์จากการทดลองมีปริมาณสารพิษอยู่ที่แอมโมเนียและไนโตรเจน จึงอาจทำให้จุลินทรีย์ต้องมีการปรับตัวค่อนข้างมากและต้องใช้เวลาานาน, เป็นผลให้การเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์ในระบบมีน้อย.

#### 4.4.2 ความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน (specific methanogenic activity: SMA)

ความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนเริ่มต้น เป็นการบ่งบอกถึงความสามารถของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการปรับตัวเข้ากับสารอาหารและสิ่งแวดล้อม. ถ้า SMA มีค่าต่ำ แสดงว่า เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ไม่สามารถปรับตัวเข้ากับน้ำเสียและสิ่งแวดล้อมได้ จะส่งผลให้เกิดปัญหาเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย. การศึกษาค่าความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนในงานวิจัยนี้ พิจารณาจากการเกิดของก๊าซมีเทน ซึ่งมีหน่วยเป็น  $\text{gCH}_4 - \text{COD} / \text{gVSS} - \text{d}$ .

ตารางที่ 4.21. ความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนในระยะก่อนและหลังการทดลอง

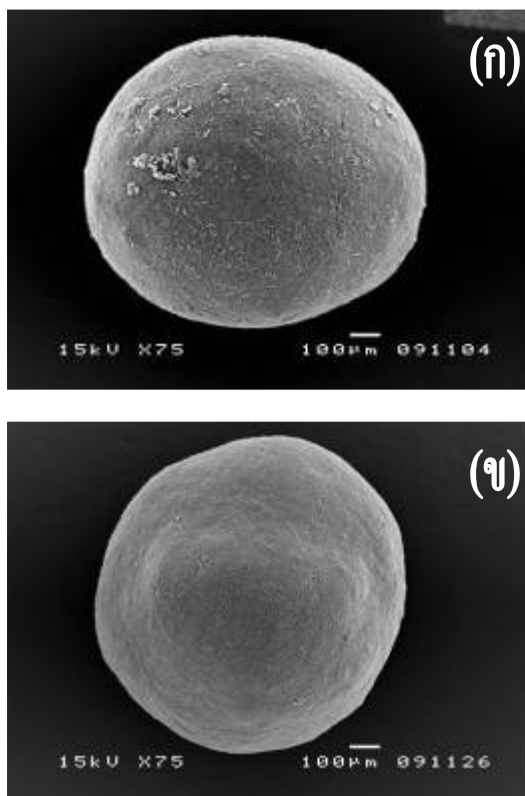
ค่าที่วิเคราะห์	ก่อนการทดลอง	หลังการทดลอง
อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระยะเหยื่อของแข็งแขวนลอย	0.85	0.86
ความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน ( $\text{gCH}_4 - \text{COD} / \text{gVSS} - \text{d}$ )	0.02	0.02

จากผลการวิเคราะห์หาความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนพบว่า เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ของบริษัทเสริมสุข จำกัด มีความสามารถในการผลิตมีเทนได้  $0.02 \text{ gCH}_4 - \text{COD} / \text{gVSS} - \text{d}$ . เมื่อเปรียบเทียบกับเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์หลังจากการทดลองแล้ว พบว่ามีค่าเท่ากัน. เนื่องจากเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ของบริษัทเสริมสุข จำกัด มีกิจกรรมอย่างเดียวกคือ การผลิตก๊าซมีเทน แต่เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบนี้จะมีกิจกรรมการผลิตมีเทนและไนโตรเจนร่วมกัน ทำให้กิจกรรมการผลิตมีเทนไม่สูงมาก. นอกจากนี้ น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีการรบกวนกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ด้วย เช่น ความเข้มข้นของไนโตรเจน เป็นต้น.

#### 4.4.3 ลักษณะทางกายภาพของจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

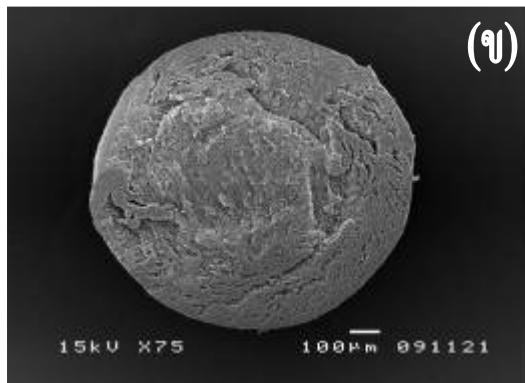
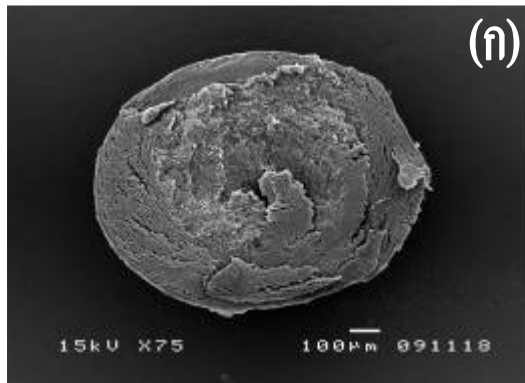
การศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้น ได้นำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเดินระบบและหลังเดินระบบไปทำการถ่ายภาพด้วยเครื่อง SEM พบว่า ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในเดินระบบมีลักษณะเป็นเม็ดกลม สีน้ำตาลเข้ม. รูปที่ 4.16 (ก) แสดงภาพถ่ายของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเดินระบบ, เมื่อใช้กำลังขยาย 75 เท่า พบว่า ผิวด้านนอกมีลักษณะค่อนข้างเรียบเป็นปุยเล็กน้อย.

สำหรับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังเดินระบบแล้วมีลักษณะเป็นเม็ดกลม สีน้ำตาลดำ ผิวด้านนอกค่อนข้างมันเงา. รูปที่ 4.16 (ข) แสดงภาพถ่ายของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังเดินระบบ, เมื่อใช้กำลังขยาย 75 เท่า พบว่า ผิวด้านนอกมีลักษณะค่อนข้างเรียบและแน่น.



รูปที่ 4.16. ภาพถ่ายเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง.

- (ก) แสดงภาพถ่ายเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลอง
- (ข) แสดงภาพถ่ายเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง



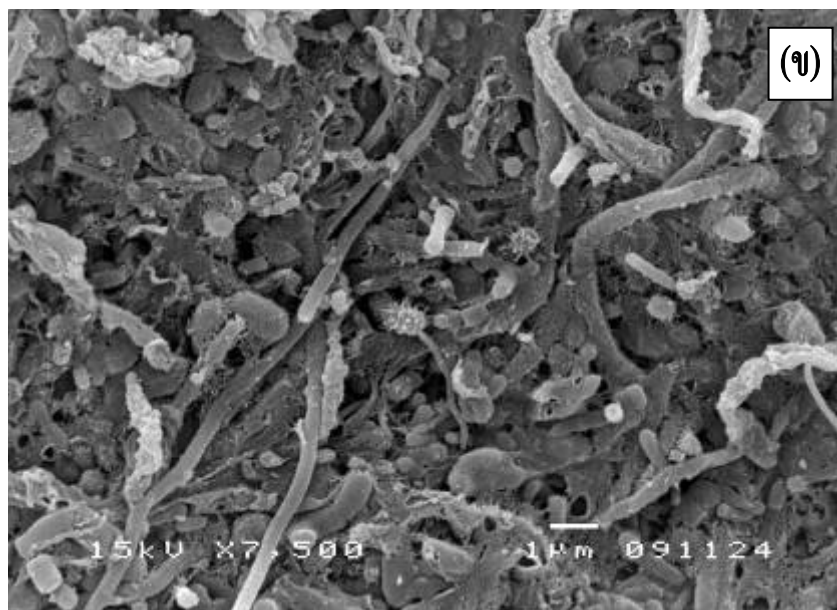
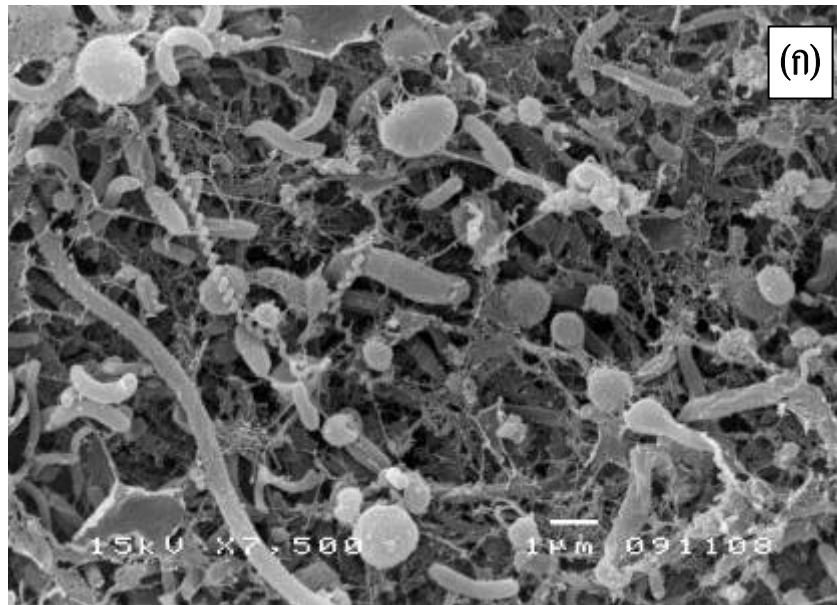
รูปที่ 4.17. ภาพถ่ายผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง.

(ก) แสดงภาพถ่ายผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลอง

(ข) แสดงภาพถ่ายผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง

รูปที่ 4.17 (ก) เป็นภาพถ่ายผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มต้นการทดลองที่กำลังขยาย 75 เท่า พบว่า ภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีช่องกลวงอยู่ซึ่งเป็นช่องที่ก๊าซผ่านออกมาจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์. ส่วนภาพถ่ายผ่าครึ่งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ หลังสิ้นสุดการทดลองที่กำลังขยาย 75 เท่า ในรูปที่ 4.17 (ข) พบว่า ทั้งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีความหนาแน่นมากกว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มเดินระบบ. อย่างไรก็ตาม ภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ยังมีท่อกลวงที่ให้ก๊าซผ่านออกจากเม็ดตะกอน.

รายงานการวิจัยของ ทิมพงษ์ (2548) ได้เสนอการศึกษาของ Maleod *et al.* (1990) กล่าวถึงลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พบในระบบยูเอเอสบีที่ใช้ซูโครสเป็นสารอาหารหลัก. ภาพถ่าย SEM พบว่า เม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบ่งออกเป็น 3 ชั้น ได้แก่ ผิวด้านนอกประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีลักษณะรูปร่างกลมต่อกันเป็นสายยาว แบคทีเรียรูปร่างท่อนขนาดเล็กและแบคทีเรียประเภทเส้นสาย, ในชั้นถัดไปพบแบคทีเรียรูปแท่งเป็นส่วนใหญ่ และแกนกลางจะพบกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน.



รูปที่ 4.18. ภาพถ่ายผิวของเมมเบรนไคตินไคโตซานก่อนและหลังการทดลอง.

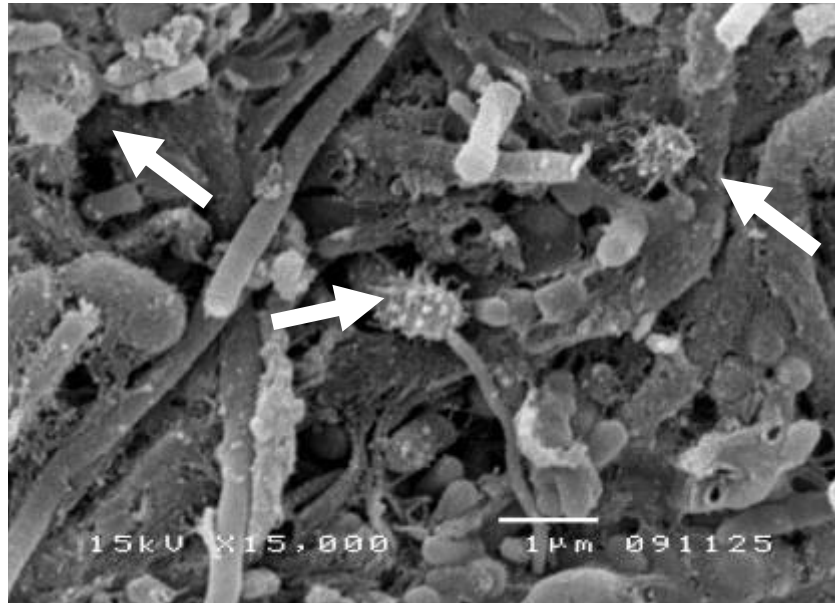
(ก) แสดงภาพถ่ายผิวของเมมเบรนไคตินไคโตซานก่อนเริ่มการทดลอง

(ข) แสดงภาพถ่ายผิวของเมมเบรนไคตินไคโตซานหลังสิ้นสุดการทดลอง

รูปที่ 4.18 (ก) เป็นภาพผิวด้านนอกของเมมเบรนไคตินไคโตซานก่อนเริ่มการทดลอง เมื่อใช้กำลังขยาย 7,500 เท่า พบว่ามีแบคทีเรียที่หลากหลายชนิด อาทิ แบบท่อน, เกลียว, กลม, สายยาว, เส้นใย และรูปร่างที่ไม่แน่นอน. โดยพบว่า มีแบคทีเรียชนิดเส้นใยเป็นส่วนใหญ่และแบบท่อน,



กลม, เกลียว, ร่องลงมาตามลำดับ. เมื่อเปรียบเทียบกับภาพผิวด้านนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง ในรูปที่ 4.18 (ข) พบว่า จุลินทรีย์มีลักษณะที่แตกต่างออกไป คือ พบแบคทีเรียชนิดสายยาวและแบบกลมขนาดเล็กมากขึ้นมากกว่า. นอกจากนี้ ยังพบแบคทีเรียที่มีลักษณะแปลกไป คือ มีลักษณะเป็นแท่งยาว และมีหนาม ดังรูปที่ 4.19 (ตามลูกศร).

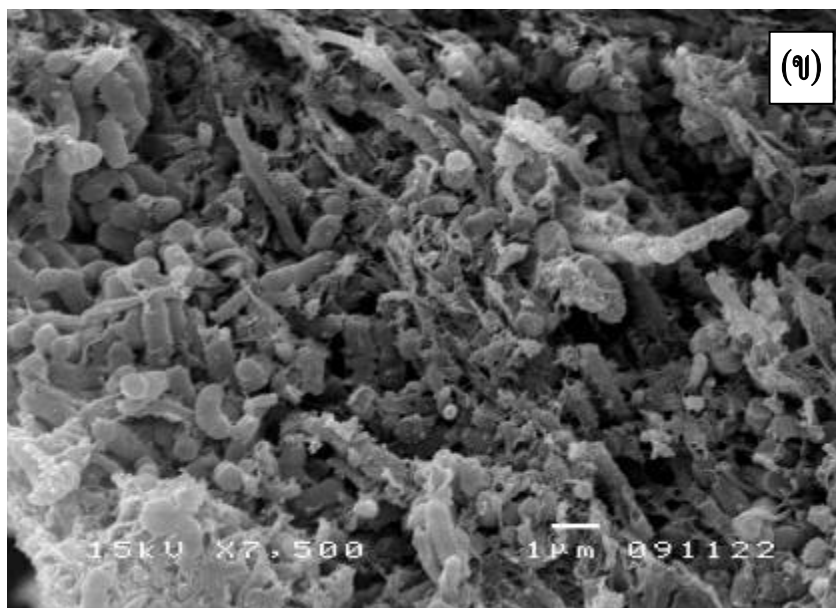
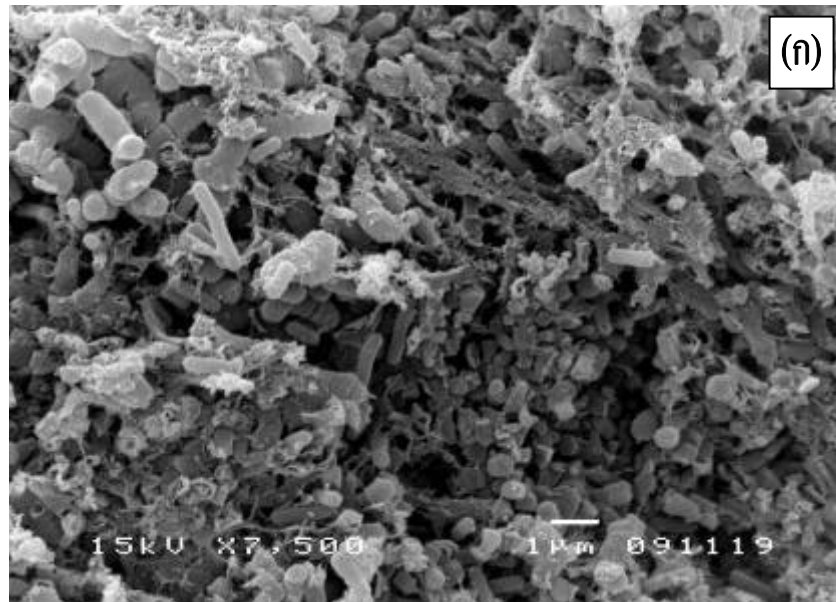


รูปที่ 4.19. รูปร่างของแบคทีเรียที่แตกต่างออกไปในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง.

ลักษณะของแบคทีเรียที่แตกต่างดังกล่าว อาจเกิดจากสารอาหารที่ใช้เลี้ยงจุลินทรีย์แตกต่างกัน. เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลองเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากบริษัท เสริมสุข จำกัด ในระบบยูเอเอสบีอาร์ที่ส่วนประกอบของน้ำเสียเป็นจำพวกคาร์โบไฮเดรตเป็นส่วนใหญ่. แต่น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองนี้เป็นน้ำเสียที่เกิดจากไอโซมิล ที่มีส่วนประกอบหลักเป็นโปรตีน และในการทดลองมีการเติมไนโตรเจนเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาแอนาโมคด้วย ทำให้ชนิดของแบคทีเรียแตกต่างกันออกไป. แบคทีเรียแอนาโมคจะมีหลายรูปร่างและหลายชนิด แต่ส่วนมากจะเป็นรูปทรงกลม. ทั้งนี้ ยังไม่สามารถระบุได้ว่า แบคทีเรียที่พบในภาพเป็นแบคทีเรียแอนาโมคสายพันธุ์ใด เนื่องจากต้องอาศัยการวิเคราะห์ในขั้นสูงต่อไป.

ดังที่กล่าวไปแล้วนั้นว่า ในขั้นที่สองจะพบแบคทีเรียชนิดท่อนเป็นจำนวนมาก. รูปที่ 4.20 เป็นภาพถ่ายบริเวณขอบด้านในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้งก่อนและหลังการเดินระบบ ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า, พบว่า บริเวณขอบด้านนอกสุดมีแบคทีเรียรูปร่างท่อนมีขนาดใกล้เคียงกันเรียงตัวกันอย่างหนาแน่นเป็นส่วนใหญ่ และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของก่อนการทดลองมีความ

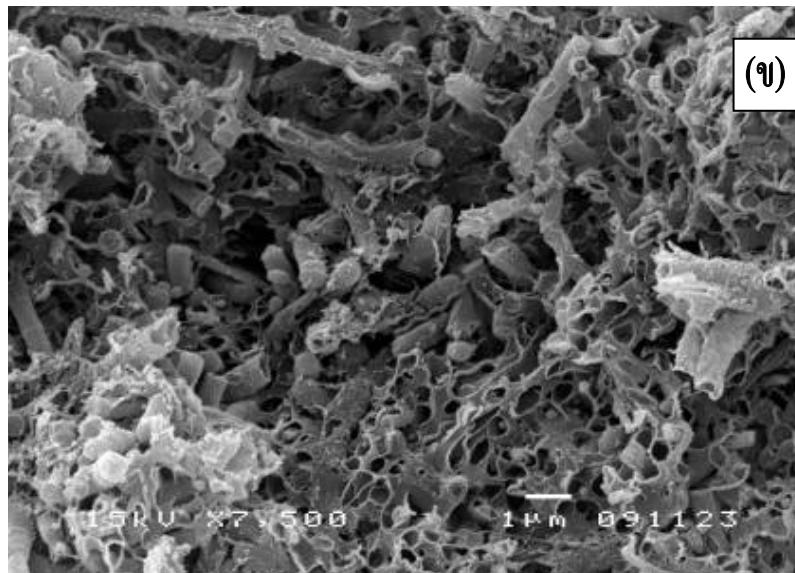
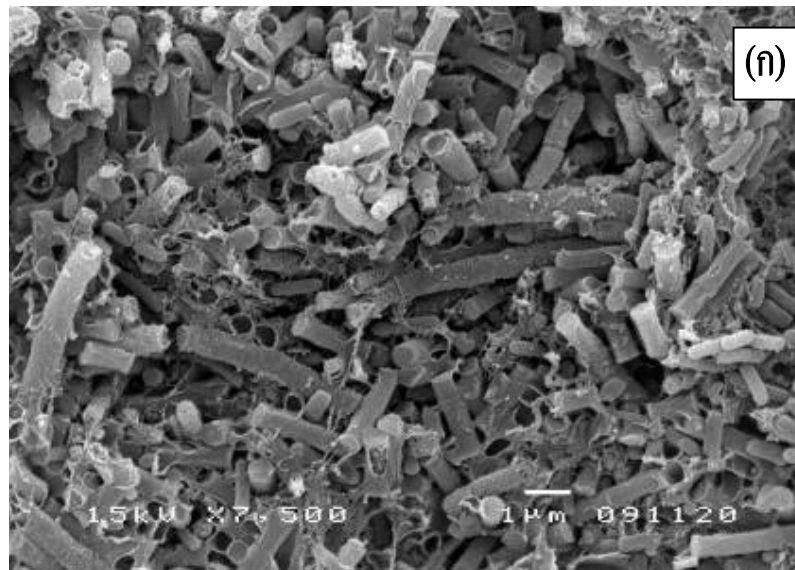
หนาแน่นใกล้เคียงกับหลังการทดลอง. แต่ในเมื่อดตะกอนหลังการทดลอง มีแบคทีเรียชนิดกลมเกิดขึ้นแทรกไปด้วย และแบคทีเรียชนิดท่อนมีขนาดใหญ่กว่าเล็กน้อย. นอกจากนี้ ยังพบสิ่งปกคลุมเป็นเส้นใยจำนวนมาก. เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนการทดลอง บริเวณขอบด้านนอกสุดพบแบคทีเรียรูปร่างท่อนมีขนาดใกล้เคียงกันเรียงตัวกันอย่างหนาแน่น.



รูปที่ 4.20. ขอบด้านในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง.

(ก) ขอบด้านในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลอง

(ข) ขอบด้านในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง



รูปที่ 4.21. แขนกกลางของเมมเบรนคอกอนจูลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง.

(ก) แขนกกลางของเมมเบรนคอกอนจูลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลอง

(ข) แขนกกลางของเมมเบรนคอกอนจูลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง

ส่วนบริเวณแกนกลางของเมมเบรนคอกอนจูลินทรีย์ จะเป็นแบคทีเรียสร้างมีเทนเป็นส่วนใหญ่. แบคทีเรียดังกล่าวมีลักษณะเป็นท่อนกลางจำนวนมาก. รูปที่ 4.21 เป็นภาพถ่ายบริเวณแกนกลางของเมมเบรนคอกอนจูลินทรีย์ทั้งก่อนและหลังการเดินระบบ ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า. พบว่า เมมเบรนคอกอนจูลินทรีย์ก่อนการทดลองมีลักษณะเป็นท่อนเรียงต่อกันและมีลักษณะกลวง ที่อาจเกิดจากการผลิตก๊าซมีเทน ซึ่งมีการปลดปล่อยออกนอกเมมเบรนคอกอน. ส่วนของเมมเบรนคอกอนจูลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง พบแบคทีเรียที่มีลักษณะกลวงเป็นจำนวนมากกว่าก่อนการทดลอง.

## 5. สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

การวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษา ประสิทธิภาพของระบบเอเอสบีอาร์, สภาวะที่เหมาะสมของการเดินระบบ และลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์. โดยผลการทดลองสามารถสรุปได้ดังนี้ รวมทั้งข้อเสนอแนะสำหรับการทำวิจัยในครั้งต่อไป.

### 5.1 สรุปผลการศึกษา

#### 5.1.1 สรุปผลการศึกษาในขั้นการเตรียมก่อนการทดลอง

1. ระบบเอเอสบีอาร์มีความสามารถในการบำบัดซีโอดีสูงกว่าร้อยละ 80 ในช่วงการปรับสภาพเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.

2. ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72, 48 และ 24 ชั่วโมง เป็นดังนี้ระบบมีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนีย เท่ากับ 0.027 0.039 และ 0.053 กรัม แอมโมเนียไนโตรเจน/ลิตร-วัน, ตามลำดับ. และมีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี เท่ากับ 0.33, 0.5 และ 1.0 กรัมซีโอดี/ลิตร-วัน, ตามลำดับ.

3. ความเหมาะสมของความเข้มข้นของไนโตรเจนที่ใช้ในการเติมในน้ำเสียมีค่า 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ทำให้ระบบเอเอสบีอาร์สามารถบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนและซีโอดีในน้ำเสียสังเคราะห์ได้มีประสิทธิภาพมากที่สุด จึงนำความเข้มข้นดังกล่าวไปใช้ในการเดินระบบที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.

4. ศักยภาพของระบบเอเอสบีอาร์ มีความเป็นไปได้ในการบำบัดซีโอดีควบคู่ไปกับการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียภายในถังปฏิกริยาเดียว. โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90 และประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 50.

#### 5.1.2 สรุปผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ

1. จากการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของระบบ พบว่า ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่าร้อยละ 50 และที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่าร้อยละ 70.

2. การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดที่เคเอ็นของระบบ พบว่า ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่าร้อยละ 50 และที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่าร้อยละ 60.

3. การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและบีโอดีของระบบ พบว่า ทุกระยะกักพัก ชลศาสตร์มีประสิทธิภาพในการบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 80 ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง. ประสิทธิภาพในการบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 90 ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 48 และ 72 ชั่วโมง.

4. การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนของระบบ พบว่า ระบบสามารถใช้ไนโตรเจนได้ทั้งหมด โดยทุกระยะกักพักชลศาสตร์สามารถบำบัดหรือใช้ในไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 99.

5. การศึกษาจลนพลศาสตร์ของซีโอดี, แอมโมเนีย และไนโตรเจนในระบบ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนสามารถบำบัดได้สูงสุดที่ 30 นาทีแรกที่ทำการเดินระบบ และการบำบัดแอมโมเนียสามารถบำบัดได้ทันทีหลังจากที่เกิดกระบวนการไฮโดรไลซิส, ทั้งนี้เนื่องจากกระบวนการกวนที่สมบูรณ์ของระบบ.

6. ผลการศึกษาข้างต้นแสดงว่า ระบบเอเอสบีอาร์มีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปของซีโอดี, บีโอดี และไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ. แต่ทั้งนี้หากจุลินทรีย์สามารถบำบัดซีโอดีได้มาก ความสามารถในการบำบัดไนโตรเจนจะได้น้อยกว่า. แต่หากสามารถบำบัดไนโตรเจนได้มาก จะมีความสามารถบำบัดซีโอดีได้ในปริมาณที่น้อยกว่า.

### 5.1.3 สรุปผลการศึกษาสภาวะระหว่างการเดินระบบ

1. อุณหภูมิตลอดการทดลองอยู่ในช่วง 22-37 องศาเซลเซียส และเฉลี่ยอยู่ที่ 31-35 องศาเซลเซียส ซึ่งอยู่ในช่วงการทำงานของ Mesophilic bacteria ที่ทำงานได้ดี.

2. pH ของการเดินระบบในน้ำเข้าระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 8.33-8.35 และน้ำออกระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 7.07-7.13.

3. สภาพค่างของระบบ พบว่า ในน้ำที่ออกจากระบบมีสภาพต่างมากกว่าน้ำเข้าระบบ โดยน้ำเข้าระบบมีค่าสภาพต่างเฉลี่ยในช่วง 461-473 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต) และในน้ำออกจากระบบมีค่าเฉลี่ยในช่วง 528-573 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต).

4. กรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเข้าระบบมีปริมาณเฉลี่ยอยู่ในช่วง 40-70 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปกรดแอสซิติค) และในน้ำออกจากระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 30-55 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปกรดแอสซิติค).

### 5.1.4 สรุปผลการศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัด

1. การศึกษาความเข้มข้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า สัดส่วนของของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอยของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการบำบัดมีค่า 0.85 และ 0.86, ตามลำดับ.

2. การศึกษาความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน พบว่า ในเม็ดตะกอนก่อนและหลังการบำบัด มีค่า  $0.02 \text{ gCH}_4 - \text{COD} / \text{gVSS} \cdot \text{d}$  เท่ากัน.

3. ลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากภาพถ่ายด้วยเครื่อง SEM พบว่า เม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังการบำบัดมีสีดำเข้มขึ้น และจุลินทรีย์ภายหลังจากการเดินระบบมีลักษณะเป็นแท่งเป็นส่วนใหญ่, โดยตรงกลางของเข้มตะกอนมีจุลินทรีย์ที่มีลักษณะของท่อกลวงมากขึ้น.

## 5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ด้วยปัญหาของระบบที่จุลินทรีย์ในระบบมีการเบียดเบียนกันในการบำบัดสารอินทรีย์ระหว่างซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจน จึงควรมีการออกแบบถังปฏิกริยาที่สามารถแยกประเภทของจุลินทรีย์ออกจากกันได้เช่น ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic baffled reactor) เป็นต้น.

2. ควรมีการศึกษาในน้ำเสียจริงอื่นๆ เช่น น้ำเสียจากฟาร์มปศุสัตว์, น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหาร เป็นต้น.

3. ควรมีการศึกษาจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดถึงระดับชนิดของจุลินทรีย์ในระบบ เพื่อศึกษาถึงสายพันธุ์และการอยู่ร่วมกันของจุลินทรีย์.

4. ควรมีการนำเทคโนโลยีการบำบัดซีโอดีควบคู่กับการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนไปใช้จริง.

## 6. ประโยชน์ด้านรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อม

ปัจจุบัน ชุมชนของเทศบาล จำนวน 37 เทศบาล จากเทศบาลทั่วประเทศ จำนวน 1,130 เทศบาล เท่านั้นที่มีระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชน รวมถึงองค์การบริหารส่วนตำบลอีก 2 พื้นที่ จากจำนวนองค์การบริหารส่วนตำบลทั่วประเทศรวม 6,745 แห่ง (อนุพันธ์ 2545). ร้อยละ 47 ของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ก่อสร้างไปแล้ว เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อดึงธรรมชาติและระบบบำบัดที่ได้รับความนิยม. รองลงมาจะประกอบด้วยระบบคลองวนเวียน, ระบบบ่อดึงอากาศ, ระบบตะกอนเร่ง, และระบบแผ่นหมุนชีวภาพ. ทั้งนี้ ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนดังกล่าวข้างต้น สามารถจำแนกได้เป็น 2 ประเภท. ประเภทแรก การออกแบบจะเน้นการใช้เทคโนโลยีที่ต้องการการพึ่งพาพลังงาน ในการเติมอากาศลงสู่ถังปฏิบัติการแบบเริ่มต้น, แต่ในขณะเดียวกันใช้พื้นที่ในการก่อสร้างระบบค่อนข้างน้อย. การใช้พลังงานเพื่อเติมอากาศในปริมาณสูง ส่งผลให้ระบบบำบัดน้ำเสียประเภทนี้ ต้องเสียค่าใช้จ่ายในการเดินระบบสูงมาก, ก่อปัญหาด้านงบประมาณในหลายองค์การท้องถิ่นที่เลือกใช้เทคโนโลยีประเภทนี้. เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียชุมชนประเภทที่สองมีการใช้พลังงานต่ำ แต่ใช้พื้นที่ในการก่อสร้างระบบค่อนข้างมาก ซึ่งเป็นปัญหาการหาพื้นที่ในการก่อสร้างระบบ และเป็นปัญหาที่สามารถพบได้เสมอในการก่อสร้างระบบบำบัด ในชุมชนต่างจังหวัด.

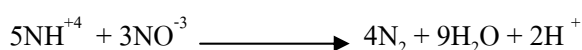
จากประเด็นดังกล่าวข้างต้นและเพื่อพิจารณาถึงปริมาณตะกอนชีวภาพที่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศผลิต ที่มีสัดส่วนที่สูงมากต่อปริมาณสารมลพิษอินทรีย์ที่กำจัด (0.4 กิโลกรัม น้ำหนักแห้ง/กิโลกรัมของCOD ที่ถูกกำจัดไป) ซึ่งเป็นปัญหาหนึ่งที่ยากต่อการแก้ไข โดยที่ยังไม่ได้نبรวมกับปัญหาการเดินระบบและบำรุงรักษา. จากประเด็นข้างต้นจะเห็นว่า เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศน่าจะเป็นทางเลือกที่เหมาะสมกับประเทศกำลังพัฒนา ที่มีความจำกัดของทรัพยากรค่อนข้างสูง. แต่อย่างไรก็ตาม การพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนค่อนข้างจำกัด เมื่อเปรียบเทียบกับน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีการใช้เทคโนโลยีถึงปฏิบัติการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศประสิทธิภาพสูง ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงและปานกลางอย่างแพร่หลาย (Speece 1996; Lin and Yang 1981). ดังนั้น ในการเลือกใช้เทคโนโลยีไม่ใช้อากาศกับน้ำเสียชุมชน จึงมีสัดส่วนที่ต่ำมากเมื่อเทียบกับระบบแบบใช้อากาศ. ทั้งที่การบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมีความเหมาะสมทั้งในเชิงเศรษฐศาสตร์ และความเหมาะสมกับประเทศกำลังพัฒนา.

ข้อได้เปรียบที่สำคัญของเทคโนโลยีแบบไม่ใช้อากาศ คือ มีขีดความสามารถในการบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพสูง, อัตราการเกิดตะกอนชีวภาพต่อสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายมีค่าต่ำ และมีค่าพลังงานเป็นบวกในเทอมของสมดุลพลังงาน (energy balance). เนื่องจาก กระบวนการมีผล

พลอยได้เป็นก๊าซมีเทน ที่ใช้เป็นแหล่งพลังงานทดแทนได้. นอกจากนี้ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศยังมีการใช้พลังงานในการเดินระบบที่ค่อนข้างต่ำ เมื่อเทียบกับระบบบำบัดแบบใช้อากาศ. สำหรับข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ สามารถประมวลได้ ดังนี้:-

- ความสามารถฟื้นตัวกลับมาทำงานได้เต็มประสิทธิภาพ จะใช้เวลามากเมื่อระบบบำบัดถูกยับยั้ง การทำงานโดยปัจจัยทางด้านเคมีและฟิสิกส์.
- น้ำเสียผ่านการบำบัดแล้วยังคงมีค่า BOD และ COD ที่ค่อนข้างสูง.
- ไม่สามารถกำจัดสารประกอบไนโตรเจน โดยเฉพาะอย่างยิ่งแอมโมเนีย และสารประกอบกลุ่มฟอสเฟต.

นอกจากนี้ ในบางพื้นที่มีปัญหาของการแพร่ระบาดของสาหร่าย (eutrophication) เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศจะถูกลดข้อได้เปรียบลง เนื่องจากเป็นเทคโนโลยีที่ถูกประเมินว่าไม่สามารถกำจัดไนโตรเจน และฟอสเฟตได้. อย่างไรก็ตาม ในปัจจุบัน มีเอกสารวิชาการระบุว่า แอมโมเนียและไนเตรต ในน้ำเสียสามารถเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ โดยกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ (Graaf *et al.* 1990), ดังสมการ.



การวิจัยเพื่อใช้ประโยชน์กระบวนการดังสมการข้างต้นนี้ จะทำให้กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศลดปัญหาการตกค้างของสารประกอบไนโตรเจนกลุ่มแอมโมเนียได้ และสามารถประยุกต์ใช้กับน้ำเสียประเภทต่างๆ ได้ครอบคลุมมากขึ้น.

ดังนั้น การประยุกต์ใช้เทคโนโลยีแบบมีเทนโนเจนจิสกับแอโรบิกแอมโมเนียออกซิเดชัน ที่เกิดควบในถังปฏิกริยา แบบ ASBR จึงเป็นอีกขั้นหนึ่งของการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดของเสียแบบไม่ใช้อากาศ, เพื่อก้าวข้ามข้อจำกัดทางด้านเทอร์โมไดนามิกส์ ในการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสีย ซึ่งส่งผลให้การใช้ประโยชน์เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียมีความเป็นไปได้สูง, ทั้งในประเด็นประสิทธิภาพการกำจัดสารมลพิษ และลดการใช้พลังงาน, ที่เหมาะกับการใช้เป็นระบบบำบัดแบบ on-site ของชุมชนหมู่บ้านที่ห่างไกลจากระบบบำบัดน้ำเสียส่วนกลาง, เป็นแนวทางที่อริยะประเทศมีแนวโน้มในการพัฒนาระบบ on-site มากขึ้น รวมทั้งประเทศไทย, ที่หน่วยงานด้านรักษาคุณภาพแหล่งน้ำ อาทิเช่น กรมควบคุมมลพิษที่มีนโยบายให้มีการใช้เทคโนโลยีแบบ on-site เพิ่มขึ้น.



## 7. เอกสารอ้างอิง

- กรมโรงงานอุตสาหกรรม, กระทรวงอุตสาหกรรม. 2545. ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, กรมควบคุมมลพิษ. 2548. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ เล่มที่ 1. กรุงเทพฯ : (ม.ป.ท.).
- กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, กรมควบคุมมลพิษ. 2548. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ เล่มที่ 2. กรุงเทพฯ : (ม.ป.ท.).
- คลองธรรมชาติ, กาญจนิกา และ ดารารัตน์, สมชาย. 2546. การพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR ในประเทศไทย. *Lab Today* 2: 29-33.
- ชวาลภาฤทธิ์, อรทัย. 2545. คู่มือวิเคราะห์น้ำและน้ำเสีย. กรุงเทพฯ: วิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทย ในพระบรมราชูปถัมภ์.
- ต้นทูลเวศม์, มั่นสิน และ ต้นทูลเวศม์, มั่นรัชต์. 2547. เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. กรุงเทพฯ: โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ต้นทูลเวศม์, มั่นสิน. 2542ก. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 1. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ต้นทูลเวศม์, มั่นสิน. 2542ข. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 2. กรุงเทพฯ:สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ทิมพงษ์, อรทัย. 2548. ความสามารถสูงสุดของระบบเอเอสบีอาร์ในการรับภาระบรรทุกในการบำบัดสารอินทรีย์จากน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2545. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. กรุงเทพฯ: (ม.ป.ท.)
- ศิริอนันต์ไพบูลย์, สันทัด. 2549. ระบบบำบัดน้ำเสีย : การเลือกใช้ การออกแบบ การควบคุม และการแก้ไขปัญหา. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์ท็อป.
- อุดมสินโรจน์, เกรียงศักดิ์. 2543. วิศวกรรมกำจัดน้ำเสีย เล่ม 4. กรุงเทพฯ: มิตรนราการพิมพ์.

- Ana D., Belen, A., Jose, L.C., Anuska M. and Ramon, M. 2004. Improvement of the settling properties of Anammox sludge in an SBR. *Chemical Technology and Biotechnology*. **79**, pp. 1417–1420.
- APHA, AWWA, WPCF. 1998. *Standard Method for the Examination of Water and Wastewater*. 20<sup>th</sup> ed. Washington D.C.: American Public Health Association.
- Bitton Gabriel. 1997. *Wastewater Microbiology*. New York : Wiley – Liss.
- Bo, T. and Tage, D. 2002. Production of N<sub>2</sub> through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. **68**, pp. 1312–1318.
- Boran, K. *et al.* 2004. Application, eco-physiology and biodiversity of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria. *Environmental Science & Bio/Technology*, **3**, pp. 255–264.
- Christian, F., Marc, B., Philipp, H., Irene, B. and Hansruedi, S. 2002. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *Journal of Biotechnology*, **99**, pp. 295-306.
- Dapena-Mora, A. *et al.* 2004. Stability of the Anammox process in a gas-lift reactor and a SBR. *Biotechnology*, **110**, pp. 159-170.
- Dararat, S. 1996. *Effect of sub-optimal temperature and pH on performance of UASB granules, Methanotrix and Methanosarcina*. Master's Thesis. Vanderbilt University.
- Didem, G. *et al.* 2004. Implementation of the anammox process for improved nitrogen removal. *Journal of Environmental Science and Health*, **39**, pp. 1729-1738.
- Grobick A. 1997. Design Manual for Anaerobic Treatment of Industrial Effluent. Sweden : Wrcplc.
- Jos, S. *et al.* 2000. Involvement of a novel hydroxylamine oxidoreductase in anaerobic ammonium oxidation. *Biochemistry*, **3**, pp. 5405-5412
- Laura, A. van Niftrik *et al.* 2004. The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria. *FEMS Microbiology Letters*, **233**, pp.7–13.
- MacLeod, F.A., Guiot, S.R. and Costerton, J.W. 1990. Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. *Applied and Environmental Microbiology*, **56**, pp. 1598- 1607.

- Manila, J.F. and Pohland, F.G. 1992. Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. *Water Quality Management Library*, **7**.
- Marc, S., Gijs, K.J. and Mike, S.M.J. 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology*, **65**, pp. 3248–3250.
- Mark, T., Joanna, C. N. and Bruno, D. 2003. Anaerobic ammonium oxidation measured in sediments along the Thames Estuary, United Kingdom. *Applied and Environmental Microbiology*, **69**, pp.6447–6454.
- Markus, S. *et al.* 2003. *Candidatus* “Scalindua brodae”, sp. nov., *Candidatus* “Scalindua wagneri”, sp. nov., Two new species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Systematic and Applied Microbiology*, **26**, pp. 529–538.
- Masse, D.I. and Masse, L. 2000. Treatment of slaughterhouse wastewater in anaerobic sequencing batch reactors. *Canadian Agricultural Engineering*, **42**, pp. 131-137
- McCarty, P.L. and Kugelman, I.J. 1965. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. *Journal Water Pollution Control Federation*, **37**(1), pp. 97-116.
- Metcalf and Eddy. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 4<sup>rd</sup> ed. New York: McGraw – Hill.
- Rick, W. Y. and Stuart, M. T. 2001. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. *Current Opinion in Microbiology*, **4**, pp. 307–312.
- Wheatley, A.D. 1997. Applications of anaerobic digestion for the treatment of industrial wastewaters in Europe. *Water and Environmental Management*, **11**, pp. 39-46.

ภาคผนวก ก  
ส่วนประกอบของระบบเอเอสปีอาร์

1. ถังปฏิกิริยาเอเอสปีอาร์



รูปที่ ก 1. ถังปฏิกิริยาเอเอสปีอาร์.

## 2. เครื่องกวนแบบสมบูรณ์และใบพัด



รูปที่ ก 2. เครื่องกวนแบบสมบูรณ์.

## 3. เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบและน้ำที่ออกจากระบบ



รูปที่ ก 3. เครื่องสูบน้ำเสีย.

#### 4. เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ



รูปที่ 4. เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ.

5. เครื่องควบคุมระบบการทำงาน (Programmable logic controller)



รูปที่ ก 5. เครื่องควบคุมระบบการทำงาน (PLC).

## 6. ถูงปรับความดัน



รูปที่ 6. ถูงปรับความดัน.

## 7. Solenoid valve



รูปที่ 7. Solenoid valve.



## ภาคผนวก ข

### วิธีวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ

#### 1. วิธีวิเคราะห์สภาพต่างและกรดระเหยง่าย (VFA)

##### หลักการ

สภาพความเป็นต่าง หมายถึง การวัดความสามารถของน้ำในการสะเทินกรดอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด เพื่อป้องกันไม่ให้พีเอชของระบบมีค่าต่ำเกินไป

กรดไขมันระเหย หมายถึง กรดอินทรีย์ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนและสามารถละลายในน้ำได้ ซึ่งในการทดลองครั้งนี้การวิเคราะห์หาสภาพต่างและกรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเสียได้ใช้วิธี Anderson G.K., and Yang, G. (1992)

##### เครื่องมือและอุปกรณ์

เครื่องวัดพีเอช

##### สารเคมี

กรดซัลฟิวริก  $H_2SO_4$  0.1 N

##### วิธีวิเคราะห์

1. นำน้ำตัวอย่างปริมาตร 50 ml ไปวัดพีเอชเริ่มต้นและบันทึกค่าพีเอชที่ได้
2. ปรับพีเอชด้วยกรดซัลฟิวริก 0.1 N ให้น้ำตัวอย่างมีพีเอช 5.1 บันทึกปริมาณกรดที่ใช้ไป
3. ปรับพีเอชด้วยกรดซัลฟิวริก 0.1 N ให้น้ำตัวอย่างมีพีเอช 3.5 บันทึกปริมาณกรดที่ใช้ไปโดยรวมกับปริมาณกรดที่ใช้ปรับพีเอชในข้อ 2

##### การคำนวณ

$$A_1 = \frac{[HCO^{-3}]( [H]_2 - [H]_1 )}{[H]_2 + K_1} + \frac{[VFA] ( [H]_2 - [H]_1 )}{[H]_2 + K_2}$$

$$A_2 = \frac{[HCO^{-3}]( [H]_3 - [H]_1 )}{[H]_3 + K_1} + \frac{[VFA] ( [H]_3 - [H]_1 )}{[H]_3 + K_2}$$

โดย  $A_1$  = ปริมาณกรดซัลฟิวริกที่ใช้ไทเทรตจากพีเอชเริ่มต้นถึงจุดยุติแรก  
(pH 5.1) (ml)

$A_2$  = ปริมาณกรดซัลฟิวริกที่ใช้ไทเทรตจากพีเอชเริ่มต้นถึงจุดยุติที่สอง  
(pH 3.5) (ml)

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

## 2. วิธีวิเคราะห์ที่เคเอ็น

### หลักการ

ไนโตรเจนที่พบอยู่ในน้ำเสียโสโครกจากโรงงานอุตสาหกรรม มีอยู่หลายรูปแบบ คือ ไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน หรือไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของสารอินทรีย์ที่เรียกว่า ออร์แกนิกไนโตรเจน และที่เคเอ็น หมายถึง ผลบวกระหว่างออร์แกนิกไนโตรเจน และแอมโมเนียที่อยู่ในรูปโปรตีนของพืชหรือสัตว์ หรือที่เกิดจากกระบวนการของสิ่งมีชีวิต โดยการวิเคราะห์นั้นจะต้องย่อยสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้เป็นแอมโมเนียไนโตรเจนเสียก่อน แล้วจึงกลั่นสารที่ย่อยได้ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน

### เครื่องมือและอุปกรณ์

1. ชุดเครื่องย่อยไนโตรเจน
2. เครื่องกลั่นพร้อมด้วยหลอดกลั่นเจลดาคัล (Kjeldahl)

### สารเคมี

1. สาร Catalyst ใช้  $\text{CuSO} : \text{KSO}$  ในอัตราส่วน 1:9
2. โซเดียมไฮดรอกไซด์ 20% และ 40%
3. Boric acid 4%
4. กรดซัลฟิวริก 0.02 N และกรดซัลฟิวริกเข้มข้น
5. สาร Antifoam ในที่นี้ใช้ Silicone oil
6. Mix Indicator (Methyl red ละลายใน ethyl alcohol 95%)

### วิธีวิเคราะห์

1. เติมสาร catalyst 7 g ต่อ 1 หลอดกลั่น และเติมน้ำตัวอย่าง 5 – 50 ml (สามารถปรับปริมาตรของน้ำตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์ ได้ตามความเหมาะสมกับความเข้มข้นของน้ำตัวอย่าง)

2. เติมกรดซัลฟิวริกเข้มข้น 10 ml ต่อหลอดกลั่น
3. เติมสาร Antifoam 3-5 หยด
4. ใส่ลูกแก้วหลอดละ 3-5 ลูกต่อหลอดกลั่น
5. นำหลอดกลั่นเข้าเครื่องย่อย โดยจะตั้งโปรแกรมดังนี้
  - อุณหภูมิ 200 °ซ. ใช้เวลาย่อย 60 นาที ต่อด้วย
  - อุณหภูมิ 370 °ซ. ใช้เวลาย่อย 120 นาที
6. เมื่อครบตามเวลาที่กำหนดไว้ ปล่อยให้ให้อุณหภูมิที่หลอดลดลงประมาณ 50-60 °ซ. จากนั้นปรับปริมาณโดยเติมน้ำกลั่นปริมาตร 75 ml ต่อหลอดกลั่น
7. ก่อนทำการกลั่นจะต้องเตรียมกรดบอริก 4% 25 ml ลงในขวดรูปชมพู่แล้วเติม Mix Indicator 10 หยด โดยต้องให้สายยางของเครื่องกลั่นจุ่มลงใต้สารละลายในขวดรูปชมพู่
8. นำหลอดกลั่นเข้าเครื่องกลั่น แล้วเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ 40% 50 ml แล้วทำการกลั่นให้สารละลายในขวดรูปชมพู่มีปริมาตร 125 ml
9. นำสารละลายที่กลั่นออกมาได้ไทเทรตด้วยกรดซัลฟิวริก 0.02 N เมื่อถึงจุดยุติ จะได้สารละลายที่ม่วงใส
10. ทำแบลนด์เหมือนวิเคราะห์ตัวอย่างแต่ให้ใส่กรดซัลฟิวริกเท่านั้น ไม่ต้องใส่น้ำกลั่น

#### การคำนวณ

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

A	=	ปริมาณกรดซัลฟิวริกที่ใช้ไทเทรตน้ำตัวอย่าง
B	=	ปริมาณกรดซัลฟิวริกที่ใช้ไทเทรตแบลนด์
14.007	=	atomic weight of nitrogen
N	=	normality ของกรดซัลฟิวริก

### 3. วิเคราะห์แอมโมเนียในโตรเจนด้วยวิธีการกลั่น

#### หลักการ

วิธีการกลั่นใช้เพื่อแยกแอมโมเนียออกจากสารรบกวนต่างๆ ก่อนที่จะนำไปวิเคราะห์ หลักการสำคัญคือ แอมโมเนียในโตรเจนจะถูกกลั่นออกมากับไอน้ำภายใต้สภาวะที่มีพีเอชสูงกว่า 9.3 ดังนั้นในการกลั่นจำเป็นต้องใส่สารละลายบัฟเฟอร์เพื่อควบคุมพีเอชให้อยู่ใกล้เคียง 9.5 ตลอด

การกลั่น ถ้าฟิเอชสูงเกินไปสารอินทรีย์ในโตรเจนที่มีอยู่จะถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย แต่ถ้าฟิเอชต่ำไปแอมโมเนียจะถูกกลั่นออกมาไม่หมด เนื่องจากแอมโมเนียเป็นสารที่ระเหยได้ง่ายจึงจำเป็นต้องจับไว้ให้ละลายอยู่ในสารละลาย โดยให้แอมโมเนียที่ถูกกลั่นออกมาทำปฏิกิริยากับกรดบอริก โดยผ่านส่วนที่กลั่นได้ลงไปนในสารละลายดังกล่าว แล้วจึงนำสารละลายที่ได้นี้ไปหาปริมาณแอมโมเนียในโตรเจนโดยวิธีการไทเทรตต่อไป

### เครื่องมือและอุปกรณ์

เครื่องกลั่นพร้อมด้วยหลอดกลั่นเจลดาล์ (Kjeldahl)

### สารเคมี

1. Boric acid 4%
2. กรดซัลฟิวริก 0.02 N และกรดซัลฟิวริกเข้มข้น
3. Mix Indicator (Methyl red ละลายใน ethyl alcohol 95%)
4. แมกนีเซียมออกไซด์ (MgO)

### วิธีวิเคราะห์

1. นำตัวอย่างน้ำเสียใส่ในหลอดกลั่นปริมาตร 50 ml (อาจปรับปริมาตรให้อยู่ในช่วง 20-70 มิลลิลิตรได้) แล้วติดตั้งในเครื่องกลั่น
2. เตรียมกรดบอริก 4% 25 ml ลงในขวดรูปชมพู่แล้วเติม Mix Indicator 10 หยด ติดตั้งในเครื่องกลั่น โดยต้องให้สายยางของเครื่องกลั่นจุ่มลงใต้สารละลายในขวดรูปชมพู่
3. กลั่นตัวอย่างให้สารละลายในขวดรูปชมพู่มีปริมาตร 125 ml
4. นำสารละลายที่กลั่นออกมาได้ไทเทรตด้วยกรดซัลฟิวริก 0.02 N เมื่อถึงจุดยุติ จะได้สารละลายที่ม่วงใส
5. ทำแบลลงค์โดยใช้น้ำกลั่นแทนตัวอย่างน้ำ

### การคำนวณ

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

A = ปริมาณกรดซัลฟิวริกที่ใช้ไทเทรตน้ำตัวอย่าง

B = ปริมาณกรดซัลฟิวริกที่ใช้ไทเทรตแบลลงค์

14.007 = atomic weight of nitrogen

N = normality ของกรดซัลฟิวริก

#### 4. วิธีวิเคราะห์ไนโตรต์โดยวิธีทำให้เกิดสี

##### หลักการ

ภายใต้สภาวะที่เป็นกรดไนโตรต์ จะทำปฏิกิริยากับกลุ่มแอมิโนของกรดซัลฟานิลิก (sulfanilic acid) เกิดเป็นเกลือไดอะโซเนียม ซึ่งจะรวมตัวกับ N-(1-naphthyl)-ethylenediamine เกิดเป็นสีเฮโซสีม่วงแดง สีที่เกิดขึ้นจะเป็นสัดส่วนโดยตรงกับปริมาณไนโตรต์ที่มีในน้ำตัวอย่าง หาปริมาณได้โดยเทียบสีที่เกิดกับสารละลายมาตรฐานที่ทราบความเข้มข้น โดยใช้เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ 543 นาโนเมตร วิธีนี้สามารถวัดไนโตรต์ได้ในช่วง 10 ถึง 100 ไมโครกรัมต่อลิตร

##### เครื่องมือและอุปกรณ์

เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ 543 นาโนเมตร

##### สารเคมี

1. น้ำปราศจากไนโตรต์
2. น้ำยาเคมีทำให้เกิดสี
  - เดิม 85% กรดฟอสฟอริก 100 ml และซัลฟานิลลาไมด์ 10 g ลงในน้ำกลั่น 800 ml
  - เดิม N-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride 1 g ปรับปริมาตรเป็น 1 L
3. สารละลายสต็อกไนโตรต์
  - ละลาย  $\text{NaNO}_2$  1.232 g ในน้ำกลั่น 1 L
  - 1 ml = 250  $\mu\text{g-N}$
4. สารละลายอินเตอร์มีเดียคไนโตรต์
  - สารละลายสต็อกไนโตรต์ 50 ml ในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 250 ml
  - 1 ml = 50  $\mu\text{g-N}$
5. สารละลายมาตรฐานไนโตรต์
  - สารละลายอินเตอร์มีเดียคไนโตรต์ 10 ml ในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 L
  - 1 ml = 0.50  $\mu\text{g-NO}_2\text{-N}$

##### วิธีวิเคราะห์

1. การกำจัดความขุ่น
  - กรองตัวอย่างด้วยกระดาษกรองขนาด 0.45 ไมครอน
2. การทำให้เกิดสี
  - นำตัวอย่างที่ผ่านการกรองแล้วมาทำให้เป็นกลางที่ pH ด้วย 1N HCl หรือ  $\text{NH}_4\text{OH}$
  - นำตัวอย่าง 50 ml เติมน้ำยาทำให้เกิดสี 2 ml เขย่าให้เข้ากัน

### 3. การวัดแสง

- ตั้งทิ้งไว้อย่างน้อย 10 นาทีแต่ไม่เกิน 2 ชั่วโมง จะได้สีม่วงแดง นำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ 543 นาโนเมตร

### 4. การทำกราฟมาตรฐาน

- ใช้สารละลายมาตรฐานไนไตรต์ 0, 2, 4, 6, 8, 10 ml ในน้ำกลั่นให้มีปริมาตร 50 ml จะได้สารละลายมาตรฐานไนไตรต์ที่มีความเข้มข้น 0, 1, 2, 3, 4, 5 ไมโครกรัมตามลำดับ

### การคำนวณ

$$\text{NO}_2^- \text{-N (mg/L)} = \frac{\text{NO}_2^- \text{-N จากกราฟ } (\mu\text{g})}{\text{ปริมาตรตัวอย่าง (ml)}}$$

## 5. วิธีวิเคราะห์ไนเตรตโดยวิธีแคดเมียมรีดักชัน

### หลักการ

วิธีนี้ไนเตรตในน้ำจะถูกเปลี่ยนเป็นไนไตรต์ โดยผ่านตัวอย่างน้ำที่ผสม  $\text{NH}_4\text{Cl}$  ลงไปในคอลัมน์ซึ่งบรรจุเม็ดแคดเมียมที่ฉาบด้วยคอปเปอร์ซัลเฟต ไนไตรต์ที่เกิดขึ้นหาได้โดยวิธีทำให้เกิดสี วิธีการนี้เป็นการหาผลรวมของไนเตรตและไนไตรต์ที่มีอยู่ในตัวอย่างน้ำ วิธีนี้สามารถหาค่าไนเตรตได้ในช่วง 0.01 – 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร

### เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ 543 นาโนเมตร
2. รีดักชันคอลัมน์

### สารเคมี

1. น้ำปราศจากไนเตรต
2. เม็ดแคดเมียมเคลือบคอปเปอร์
  - นำเม็ดแคดเมียม 25 g มาล้างด้วย 6 N HCl แล้วล้างด้วยน้ำกลั่น
  - แช่เม็ดแคดเมียมในสารละลาย 2%  $\text{CuSO}_4$  100 ml หมุนไปมา 5 นาที หรือจนกว่าสีฟ้าจะหายไป รินสารละลาย 2%  $\text{CuSO}_4$  ออกแล้วเติมสารละลาย 2%  $\text{CuSO}_4$  ใหม่ ทำเหมือนเดิมจนกระทั่งเกิดตะกอนสีน้ำตาลขึ้น
  - ล้างเม็ดแคดเมียมที่ฉาบด้วยคอปเปอร์ด้วยน้ำกลั่นอย่างน้อย 10 ครั้ง
3. น้ำยาเคมีทำให้เกิดสี

- เติม 85% กรดฟอสฟอริก 100 ml และ ซัลฟานิลไมด์ 10 g ลงในน้ำกลั่น 800 ml
  - เติม N-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride 1 g ปรับปริมาตรเป็น 1 L
4. สารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์-อีดีทีเอ
    - ละลาย  $\text{NH}_4\text{Cl}$  13 g และ EDTA 1.7 g ในน้ำกลั่น 900 ml ปรับ pH เป็น 8.5 ด้วย conc.  $\text{NH}_4\text{OH}$  แล้วเจือจางเป็น 1 L
  5. สารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์-อีดีทีเอ เจือจาง
    - นำสารละลาย  $\text{NH}_4\text{Cl}$  – EDTA 300 ml เติมน้ำกลั่นจนครบ 500 ml
  6. กรดไฮโดรคลอริก 6 N
  7. สารละลายคอปเปอร์ซัลเฟต 2%
    - ละลาย  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  20 g ในน้ำกลั่น 500 ml แล้วเจือจางเป็น 1 L
  8. สารละลายสต็อกไนเตรด
    - นำ  $\text{KNO}_3$  ไปอบแห้งที่  $105^\circ\text{C}$ . เป็นเวลา 24 ชั่วโมง แล้วมาชั่ง 721.8 mg ละลายในน้ำกลั่นแล้วเติมน้ำจนครบ 1 L
    - 1 ml = 100  $\mu\text{g-N}$
  9. สารละลายมาตรฐานไนเตรด
    - นำสารละลายสต็อกไนเตรด 50 ml มาเจือจางเป็น 500 ml
    - 1 ml = 10  $\mu\text{g-NO}_2\text{-N}$

### วิธีวิเคราะห์

1. การเตรียมรีดักชันคอลัมน์
  - ใส่ใยแก้วตรงกันของคอลัมน์ เติมน้ำกลั่นจนเต็ม
  - เทเม็ด Cu-Cd ให้ได้ความสูง 18.5 cm รักษาระดับน้ำให้สูงกว่าเม็ด Cd
  - ล้างคอลัมน์ด้วยสาร  $\text{NH}_4\text{Cl}$  – EDTA เจือจาง 200 ml
  - นำสารละลาย 100 ml ของ สารละลายมาตรฐานไนเตรด 25 ml และ  $\text{NH}_4\text{Cl}$  – EDTA 75 ml มากรองผ่านคอลัมน์ด้วยอัตราเร็ว 7-10 ml/นาที
2. การเตรียมตัวอย่างน้ำ
  - กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง
  - ปรับ pH ถ้า pH สูงกว่า 9 ปรับให้อยู่ระหว่าง 7-9 ด้วย HCl หรือ NaOH
3. การวิเคราะห์
  - นำตัวอย่างน้ำ 25 ml เติมสาร  $\text{NH}_4\text{Cl}$  – EDTA 75 ml

- เทศสารละลายผ่านคอลัมน์ เหน้ที่ได 25 ml แรกทิ้ง แล้วเก็บตัวอย่างน้ำที่กรองผ่านคอลัมน์ 50 ml
  - เมื่อกรองเสร็จแล้วให้เทศาร  $\text{NH}_4\text{Cl} - \text{EDTA}$  เจือจาง 50 ml ไว้ในคอลัมน์
4. การทำให้เกิดสี
- นำตัวอย่างน้ำที่ผ่านการกรองแล้ว 50 ml มาเติมน้ำยาเคมีทำให้เกิดสี 2 ml ผสมให้เข้ากันตั้งทิ้งไว้ จะเกิดสีชมพูจนถึงบานเย็น หลังจากนั้น 10 นาที ถึง 2 ชั่วโมง
  - นำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ 543 นาโนเมตร
5. การเตรียมกราฟมาตรฐาน
- ใช้สารละลายมาตรฐานในเทรต 0, 5, 10, 20, 40, 60, 80, 100 ml ในน้ำกลั่นให้มีปริมาตร 100 ml จะได้สารละลายมาตรฐานในไทรต์ที่มีความเข้มข้น 0, 50, 100, 200, 400, 600, 800, 1000 ไมโครกรัมตามลำดับ
  - นำสารละลายมาตรฐานแต่ละความเข้มข้น 25 ml เติมสาร  $\text{NH}_4\text{Cl} - \text{EDTA}$  75 ml เทผ่านคอลัมน์แล้ววิเคราะห์เหมือนน้ำตัวอย่าง

#### การคำนวณ

$$\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N} \text{ (mg/L)} = \frac{\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N} \text{ จากกราฟ } (\mu\text{g})}{\text{ปริมาตรตัวอย่าง (ml)}}$$

ดังนั้น

$$\text{NO}_3^- - \text{N} \text{ (mg/L)} = (\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}) - \text{NO}_2^- - \text{N}$$

## 6. วิธีหาความสามารถจำเพาะในการผลิตมีเทนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Specific Methanogenic Activity, SMA)

### สารเคมี

1. Vanderbilt Media Solution
2. กรดแอสติก 5 เปอร์เซนต์
3. สารแคลเซียมแอสซิเทต ที่ทำให้ความเข้มข้นรวมในขวดซีรัมมีค่า 7,500 mg/l

### วิธีวิเคราะห์

1. เตรียมเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ต้องการทดสอบปริมาณ 20,000 mg MLVSS/L



2. เตรียม Vanderbilt Media Solution และกรดแอสซิดิก 5 เปอร์เซ็นต์ เพื่อใช้เป็นสารอาหารเสริมและเพื่อให้เมล็ดตะกอนจุลินทรีย์สามารถปรับตัวเข้ากับสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม
3. ใส่สารอาหารเสริมที่เตรียมในข้อ 2 ลงในขวด Serum Bottle แล้วตามด้วยเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์
4. ไล่อากาศออกจากขวด โดยใช้ก๊าซ  $N_2:CO_2$  ซึ่งมีสัดส่วน 70:30 ประมาณ 1 นาที
5. เติมสารแคลเซียมแอสซิเตด (สัดส่วนของก๊าซมีเทนที่เกิดประมาณ 70 เปอร์เซ็นต์) ให้เป็นสารอาหารสำหรับเชื้อตะกอนจุลินทรีย์
6. ทำการวัดก๊าซที่เกิดขึ้นทุกวัน โดยมีการเก็บข้อมูลในช่วงเวลาเดียวกันและบันทึกอุณหภูมิทุกวันในช่วงเวลาที่วัดก๊าซ
7. เมื่อสิ้นสุดการทดลองนำตะกอนเมล็ดจุลินทรีย์มาหาค่ากรัมวีเอสเอส
8. นำค่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น ไป plot กราฟ โดยใช้ความสัมพันธ์ระหว่างค่ามิลลิลิตรมีเทนสะสมกับเวลา
9. นำค่ากราฟความชันสูงสุดไปคำนวณหาค่าความสามารถจำเพาะของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์

#### การคำนวณ

$$\text{Specific Methanogenic Activity: (SMA)} = (\text{g CH}_4 - \text{COD})/t * B$$

เมื่อ

$$(\text{g CH}_4 - \text{COD})/t = \text{slope max} = \text{ค่าความชันกราฟสูงสุด}$$

$$B = \text{Biomass in the reactor (กรัมวีเอสเอส)}$$

## ภาคผนวก ก

### วิธีการคำนวณค่าทางจลนพลศาสตร์

#### 1. การหาอัตราการผลิตแอมโมเนียในโตรเจนของระบบ

เนื่องจากระบบและลักษณะน้ำเสียที่ศึกษามีการผลิตแอมโมเนียในโตรเจนจากกระบวนการไฮโดรไลซิส จึงสามารถหาอัตราการผลิตแอมโมเนียของระบบได้โดย

1.1 อัตราการผลิตแอมโมเนียในโตรเจนเฉลี่ย เป็นการหาค่าเฉลี่ยของแอมโมเนียที่เกิดขึ้นในช่วงเวลาทั้งหมดของรอบการทำงานโดยสามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\text{อัตราการผลิตแอมโมเนียในโตรเจนเฉลี่ย} = \frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{eff}} - [\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{inf}}}{(t_2 - t_1)/60}$$

(มิลลิกรัมในโตรเจนต่อลิตร-ชั่วโมง)

เมื่อ

$$[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{eff}} = \text{ความเข้มข้นแอมโมเนียในโตรเจนของน้ำออกระบบ}$$

(มิลลิกรัมในโตรเจนต่อลิตร)

$$[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{inf}} = \text{ความเข้มข้นแอมโมเนียในโตรเจนของน้ำเข้าระบบ}$$

(มิลลิกรัมในโตรเจนต่อลิตร)

$$t = \text{เวลา 1 รอบทำงาน} = 6 \text{ ชั่วโมง}$$

1.2 อัตราการผลิตแอมโมเนียสูงสุด เป็นการหาค่าเฉลี่ยของแอมโมเนียในโตรเจนในช่วงเวลาใดเวลาหนึ่งที่ระบบทำให้เกิดแอมโมเนียในโตรเจนสูงสุด โดยสามารถคำนวณได้ดังนี้

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

(มิลลิกรัมในโตรเจนต่อลิตร-ชั่วโมง)

เมื่อ

$$[\text{NH}_4\text{-N}]_2 = \text{ความเข้มข้นแอมโมเนียในโตรเจนที่ } t = t_2$$

(มิลลิกรัมในโตรเจนต่อลิตร)

$$[\text{NH}_4\text{-N}]_1 = \text{ความเข้มข้นแอมโมเนียในโตรเจนที่ } t = t_1$$

(มิลลิกรัมในโตรเจนต่อลิตร)

$$t = \text{เวลาทำปฏิกิริยา (นาที)}$$

## 2. การหาอัตราการใช้น้ำในไทรต์ของระบบ

เนื่องจากระบบมีการใช้น้ำในไทรต์เพื่อทำปฏิกิริยาการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนออกจากน้ำเสียโดยกระบวนการแอนแอโรบิกแอมโมเนียมออกซิเดชัน การหาอัตราการใช้น้ำในไทรต์ของระบบทำให้ทราบถึงความสามารถของระบบในการใช้น้ำในไทรต์ในการทำปฏิกิริยาเพื่อประเมินศักยภาพของระบบในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนออกจากน้ำเสีย ดังนั้นจึงทำการหาค่าอัตราการใช้น้ำในไทรต์สูงสุดของระบบเท่านั้น

$$\begin{aligned} \text{อัตราการใช้น้ำในไทรต์สูงสุด} &= \frac{[\text{NO}_2\text{-N}]_1 - [\text{NO}_2\text{-N}]_2}{(t_2 - t_1)} \\ \text{(มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร - นาที)} & \\ \text{เมื่อ} & \\ [\text{NO}_2\text{-N}]_1 &= \text{ความเข้มข้นในไทรต์ที่ } t = t_1 \text{ (มิลลิกรัมต่อลิตร)} \\ [\text{NO}_2\text{-N}]_2 &= \text{ความเข้มข้นในไทรต์ที่ } t = t_2 \text{ (มิลลิกรัมต่อลิตร)} \\ t &= \text{เวลาทำปฏิกิริยา (นาที)} \end{aligned}$$

## 3. การหาอัตราการบำบัดชีโอดีของระบบ

ค่าชีโอดีเป็นอีกค่าหนึ่งที่แสดงถึงความสามารถของระบบในการบำบัดสารอินทรีย์ ซึ่งการหาค่าชีโอดีของระบบนั้นเป็นการยืนยันว่ากระบวนการสร้างมีเทนและกระบวนการแอนแอโรบิกแอมโมเนียมออกซิเดชัน สามารถเกิดควบกันได้ภายในถังปฏิกิริยาเดียว การหาค่าอัตราการบำบัดชีโอดีเป็นค่าที่ประเมินศักยภาพของระบบ โดยพิจารณาความสามารถสูงสุดของระบบที่ทำการบำบัดชีโอดีออกจากระบบจึงทำการหาค่าอัตราการบำบัดชีโอดีสูงสุดของระบบได้ดังนี้

$$\begin{aligned} \text{อัตราการบำบัดชีโอดีสูงสุด} &= \frac{[\text{COD}]_1 - [\text{COD}]_2}{(t_2 - t_1)} \\ \text{(มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร - นาที)} & \\ \text{เมื่อ} & \\ [\text{COD}]_1 &= \text{ความเข้มข้นชีโอดีที่ } t = t_1 \text{ (มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร)} \\ [\text{COD}]_2 &= \text{ความเข้มข้นชีโอดีที่ } t = t_2 \text{ (มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร)} \\ t &= \text{เวลาทำปฏิกิริยา (นาที)} \end{aligned}$$