

ระบบบำบัดไนเตรทสำหรับระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ



นางสาวสุวิมล ตันทสุกิจวิช

สถาบันวิทยบริการ

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม

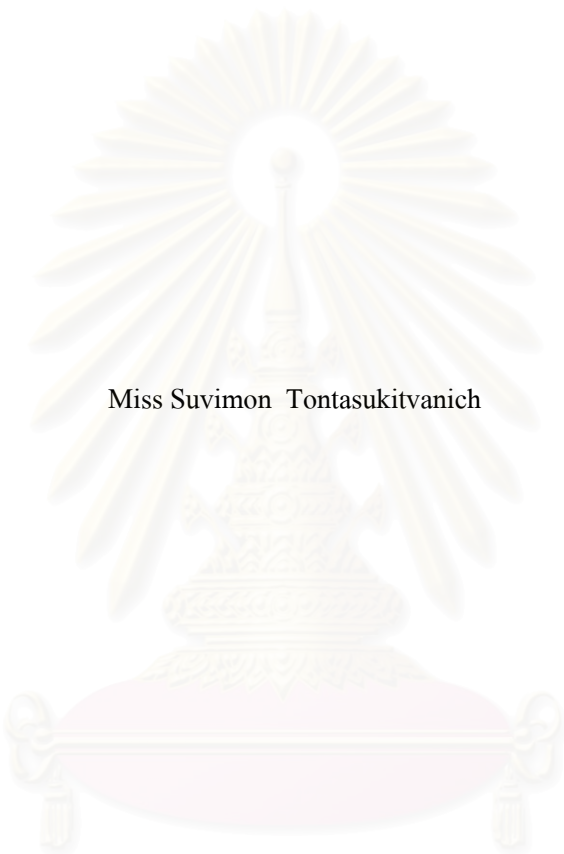
บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2545

ISBN 974-17-3337-2

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

NITRATE TREATMENT SYSTEM  
IN THE CLOSED RECIRCULATING SEAWATER SYSTEM FOR AQUACULTURE



Miss Suvimon Tontasukitvanich

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements  
for the Degree of Master of Science in Environmental Science

Inter-department of Environmental Science

Graduate School

Chulalongkorn University

Academic Year 2002

ISBN 974-17-3337-2

หัวข้อวิทยานิพนธ์	ระบบบำบัดในเตรทสำหรับระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิด เพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ
โดย	นางสาว สุวิมล ตันทศกิจจวนิช
สาขาวิชา	วิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษา	ศาสตราจารย์ ดร.เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวต
อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม	ดร.สรวิศ เผ่าทองสุข

---

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยรับนี้เป็นส่วนหนึ่ง  
ของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

..... คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย  
(ศาสตราจารย์ ดร.สุชาดา กิระนันท์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พิพัฒน์ พัฒนาผลไพบูลย์)

..... อาจารย์ที่ปรึกษา  
(ศาสตราจารย์ ดร.เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวต)

.....อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม  
(ดร.สรวิศ เผ่าทองสุข)

.....กรรมการ  
(รองศาสตราจารย์ ดร.สมเกียรติ ปิยะธีรธิตวิรกุล)

.....กรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เจริญ นิติธรรมยง)

สุวิมล ตันทสุกิจวิช : ระบบบำบัดไนเตรทสำหรับระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดเพื่อ  
การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ. (NITRATE TREATMENT SYSTEM IN THE CLOSED  
RECIRCULATING SEAWATER SYSTEM FOR AQUACULTURE)

อาจารย์ที่ปรึกษา : ศ.ดร.เปี่ยมศักดิ์ เมาะเสวต, อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม : ดร.สรวิศ เผ่าทองสุข,  
182 หน้า. ISBN 974-17-3337-2.

พัฒนาระบบบำบัดไนเตรทสำหรับใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำเค็ม โดยใช้ระบบบำบัดแบบท่อยาวที่ภายใน  
บรรจุด้วยวัสดุพลาสติกทรงกลมสำหรับเป็นที่ยึดอาศัยของแบคทีเรีย งานวิจัยนี้แบ่งการศึกษาออกเป็น 3 การทดลอง  
โดยการทดลองแรกเป็นการศึกษาความสัมพันธ์ของอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยา  
ดีไนตริฟิเคชันและการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ในถังปฏิกรณ์ขนาด 1 ลิตร ที่สร้างขึ้นจากพลาสติกอคริลิกใส  
ภายในบรรจุวัสดุทรงกลมและน้ำเสียเทียมที่มีความเข้มข้นของไนเตรตตั้งแต่ 20-60  $mgNO_3-N/L$  หลังจากการเติม  
เมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนพบว่าแบคทีเรียในระบบสามารถลดคปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ ( $DO$ ) ลงได้ด้วยอัตรา  
1.25–2.30  $\mu gO_2/bioball/h$  และเมื่อ  $DO$  ลดลงต่ำกว่า 1  $mgO_2/L$  จึงตรวจพบการลดลงของไนเตรทโดยมีอัตรา  
การเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเท่ากับ 1.46 –13.69  $\mu gNO_3-N/bioball/h$  และค่าศักย์ออกซิเดชันรีดักชัน (ORP) ในขณะที่  
เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันอยู่ระหว่าง 0 ถึง -100 mV และเมื่อค่า ORP ต่ำกว่า -300 mV จะเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์  
ขึ้นในระบบ

สำหรับการทดลองที่ 2 เป็นการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 m  
ซึ่งภายในบรรจุวัสดุทรงกลมโดยอาศัยแบคทีเรียในส่วนต้นของท่อในการลดคปริมาณออกซิเจนให้ต่ำลงจนถึง  
ระดับที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ในส่วนปลายของท่อ พบว่ายังมีประสิทธิภาพไม่เท่าที่ควร เนื่องจากแม้ว่า  
ระบบจะสามารถลดคปริมาณออกซิเจนให้ลดลงต่ำในส่วนปลายท่อได้ แต่เนื่องจากท่อที่สั้นเกินไปทำให้มีระยะเวลา  
กักเก็บน้ำในท่อไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ ในการทดลองส่วนที่ 3 ได้เพิ่มความยาวของ  
ระบบบำบัดแบบท่อขึ้นเป็น 50 m พบว่าระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยในช่วงแรกที่  
เดินระบบโดยมีระยะเวลากักเก็บเท่ากับ 2.3 h และมีการเติมเมธานอลเข้าสู่ระบบจะทำให้เกิดการลดลงของไนเตรทแต่  
เกิดการสะสมไนเตรทที่ขึ้นมาแทนซึ่งแสดงว่าเป็นปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์ แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลากักเก็บ  
เป็น 4.2 h พบว่าระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้อย่างสมบูรณ์โดยมีค่า ORP ในระหว่างที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน  
อยู่ระหว่าง 0 ถึง -200 mV และเมื่อนำระบบบำบัดไนเตรทมาต่อเข้ากับบ่อเลี้ยงกุ้งขนาด 352 ลิตร โดยปรับตั้งสภาวะ  
ของระบบบำบัดตามการทดลองที่ได้ทำไว้ก่อน พบว่าระบบบำบัดแบบท่อยาวสามารถบำบัดไนเตรทได้โดยมี  
ประสิทธิภาพการบำบัด 84-97% โดยเป็นปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ และระหว่างการบำบัดไม่พบการเกิด  
ไฮโดรเจนซัลไฟด์ รวมทั้งน้ำที่ผ่านออกจากระบบบำบัดไม่มีผลกระทบต่อกุ้งที่เลี้ยงอยู่ในถัง

สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม

สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม

ปีการศึกษา 2545

ลายมือชื่อนิสิต .....

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา .....

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาร่วม .....

## 4289713920 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEY WORD: DENITRIFICATION / BIOLOGICAL FILTRATION / NITRATE REMOVAL /  
NITRATE TREATMENT / CLOSED RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEM /  
OXIDATION-REDUCTION POTENTIAL / ORP

SUVIMON TONTASUKITVANICH : NITRATE TREATMENT SYSTEM IN THE  
CLOSED RECIRCULATING SEAWATER SYSTEM FOR AQUACULTURE

THESIS ADVISOR : PROF. PIAMSAK MENASAVETA, Ph.D.

THESIS CO-ADVISOR : SORAWIT POWTONGSOOK, Ph.D.

182 pp. ISBN 974-17-3337-2.

Nitrate treatment system for seawater aquaculture pond using the tubular denitrification reactor filled with plastic bioballs was investigated. This study was divided into three experiments. The first experiment was to evaluate the oxygen consumption, denitrification rate and hydrogen sulfide production in 1 L reactor made of clear acrylic plastic. This reactor contained bioballs and artificial wastewater with 20-60 mgNO<sub>3</sub>-N/L. After adding methanol (a carbon source) into the reactor, dissolved oxygen (DO) was decreased at the rate of 1.25-2.30 μgO<sub>2</sub>/bioball/h. Thereafter, when DO was lower than 1 mgO<sub>2</sub>/L, nitrate reduction was detected. The denitrification rate in this experiment ranged from 1.46 –13.69 μgNO<sub>3</sub>-N/bioball/h and the oxidation-reduction potential (ORP) during denitrification was between 0 to –100 mV. Finally, when ORP was below -300 mV hydrogen sulfide was produced in the reactor.

The second experiment was performed using 25 m length tubular reactor filled with bioballs. In this reactor, bacteria in the fore part of the tube reduced oxygen down to the level that suitable for the denitrification process and bacteria in the rear part therefore reduced nitrate to nitrogen gas. The results showed that the 25 m tubular reactor had not enough efficiency to treat nitrate in this experimental condition. Even the DO in the rear part was below 1.5 mgO<sub>2</sub>/L, the tube length was not enough to provide the retention time needed to complete denitrification process. The final experiment using a 50 m length tubular reactor exhibited the excellent performance for nitrate treatment. When running the reactor at 2.3 h retention time with methanol added the carbon source, incomplete denitrification was found and nitrite was accumulated in the reactor. However, after increase the retention time to 4.8 h, the reactor could treat up to 84-97% of nitrate. Denitrification process of this experiment was complete without nitrite or hydrogen sulfide accumulation and completely safe for shrimps in the tank.

Inter-department Environmental Science..... Student's signature.....

Field of study Environmental Science..... Advisor's signature.....

Academic year 2002..... Co-advisor's signature.....

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้จะไม่สามารถเสร็จสมบูรณ์ลงได้ หากไม่ได้รับความกรุณาอย่างสูงจาก ศาสตราจารย์ ดร.เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวต ซึ่งได้ให้ความกรุณาในการรับเป็นอาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ และเป็นผู้ที่ให้คำแนะนำวิธีการทำวิทยานิพนธ์ ให้คำปรึกษาและตรวจแก้ไขวิทยานิพนธ์จนเสร็จสมบูรณ์ อีกทั้งได้รับความช่วยเหลือจาก ดร.สรวิศ เผ่าทองสุข ซึ่งเป็นอาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่ได้ให้คำแนะนำเทคนิคในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ พร้อมทั้งให้คำแนะนำและความช่วยเหลือตลอดขั้นตอนการสร้าง การติดตั้ง และการดำเนินการทดลอง และยังได้ให้คำปรึกษาในการทำวิทยานิพนธ์ ตลอดจนตรวจแก้ไขวิทยานิพนธ์จนเสร็จสมบูรณ์

ขอกราบขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พิพัฒน์ พัฒนาผลไพฑูริย์ รองศาสตราจารย์ ดร.สมเกียรติ ปิยะธีรชิตวิรุฑ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เจริญ นิตธิธรรมยง ที่กรุณาเป็นกรรมการในการสอบวิทยานิพนธ์ รวมทั้งคณาจารย์ในสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อมทุกท่าน ที่ได้กรุณาให้ความรู้ทั้งภาคทฤษฎี และภาคปฏิบัติ รวมทั้งคำแนะนำต่างๆตลอดมา

ขอขอบคุณนักวิจัยรวมทั้งเจ้าหน้าที่ และนิสิตที่ปฏิบัติงานในหน่วยปฏิบัติการเทคโนโลยีชีวภาพทางทะเล ศูนย์พันธุวิศวกรรมและเทคโนโลยีชีวภาพแห่งชาติ ทุกท่านที่ได้อำนวยความสะดวกในด้านสถานที่และอุปกรณ์รวมถึงสารเคมีในการวิจัย อีกทั้งยังได้ให้คำแนะนำและความช่วยเหลือเป็นอย่างมากตลอดการทำวิทยานิพนธ์

ขอขอบคุณสำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ (สวทช.) ที่ได้ให้ทุนโครงการบัณฑิตศึกษาภายในประเทศ เพื่อใช้ในการสนับสนุนการวิจัยมาโดยตลอด

โครงการวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนการวิจัยจากศูนย์พันธุวิศวกรรมและเทคโนโลยีชีวภาพแห่งชาติ ภายใต้โครงการวิจัยระบบบำบัดในตรกแบบท่อยาวสำหรับบ่อเลี้ยงพ่อแม่พันธุ์กุ้งกุลาดำ

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณ คุณพ่อ คุณแม่ และน้องๆ เป็นอย่างมากที่ได้ให้การสนับสนุนและเป็นกำลังใจให้เสมอมา

## สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย .....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ญ
สารบัญภาพ.....	ฎ
บทที่	
1. บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา .....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย .....	2
1.3 ขอบเขตของการวิจัย.....	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	3
2. เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง .....	4
2.1 ชนิดของสารประกอบไนโตรเจนในแหล่งน้ำ.....	4
2.2 ผลกระทบของไนเตรตต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อม.....	5
2.3 ปัจจัยคุณภาพน้ำที่มีผลต่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ.....	7
2.4 กระบวนการที่เกิดขึ้นในระบบกรองทางชีวภาพ.....	10
2.5 การนำระบบกรองทางชีวภาพ (Biological filters) มาใช้ ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ .....	12
2.6 การบำบัดไนเตรตโดยแบคทีเรีย.....	17
2.7 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชัน.....	21
2.8 การควบคุมปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชัน.....	26
3. อุปกรณ์และวิธีดำเนินการทดลอง.....	33
3.1 การศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยา ดิไนตริฟิเคชัน และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบบำบัดไนเตรต ที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสภาวะห้องปฏิบัติการ .....	33



## สารบัญ (ต่อ)

หน้า

3.2 การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาว ชุดที่ 1 ที่มีความยาว 25 เมตร.....	38
3.3 การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาว ชุดที่ 2 ที่มีความยาว 50 เมตร.....	41
3.4 วิเคราะห์คุณภาพน้ำ.....	46
4. ผลการทดลอง.....	56
4.1 การศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยา ดีไนตริฟิเคชัน และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบบำบัดในเตรท ที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสภาวะห้องปฏิบัติการ.....	56
4.2 การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาว ชุดที่ 1 ที่มีความยาว 25 เมตร.....	82
4.3 การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาว ชุดที่ 2 ที่มีความยาว 50 เมตร.....	90
4.3.1 การศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมของระบบบำบัด ในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 .....	90
4.3.2 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดในเตรทโดยใช้น้ำเสีย จากการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ .....	98
5. วิเคราะห์ผลการทดลอง.....	107
5.1 ผลการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน.....	107
5.2 ผลของการเติมสารละลายอาหารกุ้ง.....	112
5.3 การลดปริมาณออกซิเจนภายในระบบบำบัด.....	112
5.4 แหล่งคาร์บอนและอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนเตรท-ไนโตรเจน.....	113
5.5 ระยะเวลาที่กักเก็บน้ำ (Retention time) ของระบบท่อยาว.....	115
5.6 ปัญหาการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์ (การสะสมไนไตรท์).....	116
5.7 ความยาวของระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาว.....	117
6. สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ.....	119



สารบัญ (ต่อ)

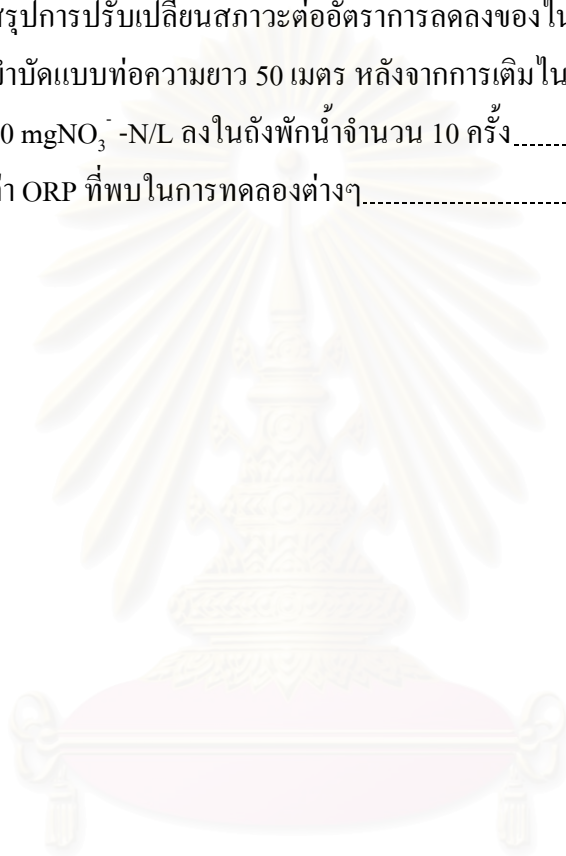
รายการอ้างอิง.....	122
ภาคผนวก.....	131
ภาคผนวก ก.....	132
ภาคผนวก ข.....	139
ภาคผนวก ค.....	156
ภาคผนวก ง.....	166
ภาคผนวก จ.....	176
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	182



สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญตาราง

ตาราง	หน้า
ตารางที่ 2-1	ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ที่เกิดปฏิกิริยาต่างๆในน้ำ.....27
ตารางที่ 2-2	ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในขณะที่เกิดปฏิกิริยา ไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันจากการสำรวจเอกสาร.....29
ตารางที่ 4-1	สรุปการปรับเปลี่ยนสภาวะต่ออัตราการลดลงของไนเตรทในระบบ บำบัดแบบท่อความยาว 50 เมตร หลังจากการเติมไนเตรทความเข้มข้น 50 mgNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/L ลงในถังพักน้ำจำนวน 10 ครั้ง.....97
ตารางที่ 5-1	ค่า ORP ที่พบในการทดลองต่างๆ.....109



สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

## สารบัญภาพ

ภาพที่	หน้า
ภาพที่ 3-1	
ไดอะแกรม (ภาพบน) และภาพถ่าย (ภาพล่าง) ของถังปฏิกรณ์ที่สร้างขึ้น	
จากท่อพลาสติกใส ภายในบรรจุวัสดุกรองทรงกลม (bioball) .....	
	34
ภาพที่ 3-2	
วัสดุกรองทรงกลม (Super Bioball TM) ซึ่งนำมาศึกษาอัตราการ	
ใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชัน	
และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสถานะห้องปฏิบัติการ .....	
	36
ภาพที่ 3-3	
เครื่องมือที่ใช้ในการศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิด	
ปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชัน และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบบำบัดในเตรท	
ที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ โดยมีการเก็บข้อมูล	
แบบอัตโนมัติ .....	
	37
ภาพที่ 3-4	
ไดอะแกรม (ภาพบน) และภาพถ่าย (ภาพล่าง) ของระบบบำบัดในเตรทแบบ	
ท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) .....	
	39
ภาพที่ 3-5	
ไดอะแกรม (ภาพบน) และภาพถ่าย (ภาพล่าง) ของระบบบำบัดในเตรทแบบ	
ท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) โดยมีการติดตั้งหัวตรวจวัดค่า ORP ที่	
ส่วนปลายท่อขาออกของระบบบำบัดในเตรทซึ่งเชื่อมต่อกับระบบบันทึก	
ข้อมูลอัตโนมัติ .....	
	42
ภาพที่ 3-6	
ระบบบำบัดในเตรท 50 เมตรที่ต่อเข้ากับบ่อทดลองเลี้ยงกุ้งทะเลขนาด 352 L .....	
	45
ภาพที่ 3-7	
แผนภาพแสดงขั้นตอนการเตรียม blank และการหาความเข้มข้นที่ถูกต้องของ	
สารละลาย 0.01 N thiosulphate .....	
	47
ภาพที่ 3-8	
เครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ปริมาณในเตรท .....	
	50
ภาพที่ 4-1	
ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์	
ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจน	
ของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน	
(การทดลองรอบที่ 1) .....	
	57
ภาพที่ 4-2	
ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่าง	
อัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่า	
ศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 1) ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 1.24 ถึง	
ชั่วโมงที่ 2.38 หลังจากการเติมเมธานอลลงในถังปฏิกรณ์เป็นครั้งที่สอง .....	
	58

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
ภาพที่ 4-3 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 1) ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 2.40 ถึง ชั่วโมงที่ 8.83 หลังจากการเติมเมธานอลลงในถังปฏิกรณ์เป็นครั้งที่สอง .....	59
ภาพที่ 4-4 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ภายหลังจากการทดลองรอบที่ 1 จึงได้เป่าแก๊สไนโตรเจนแล้วเก็บข้อมูลใหม่เป็นชั่วโมงที่ 0).....	61
ภาพที่ 4-5 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 2).....	63
ภาพที่ 4-6 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน(การทดลองรอบที่ 2).....	64
ภาพที่ 4-7 อุณหภูมิ (Temperature) และความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 2).....	65
ภาพที่ 4-8 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท (mgNO <sub>3</sub> -N/L) ในการศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันภายในถังปฏิกรณ์ต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน .....	66
ภาพที่ 4-9 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) อุณหภูมิ (Temperature) และความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันภายในถังปฏิกรณ์ต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน.....	68

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
ภาพที่ 4-10 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนไตรท์ (mgNO <sub>2</sub> -N/L) และปริมาณไนเตรท (mgNO <sub>3</sub> -N/L) ในการศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันภายในถังปฏิกรณ์ต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน.....	69
ภาพที่ 4-11 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท (mgNO <sub>3</sub> -N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 700 .....	71
ภาพที่ 4-12 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท (mgNO <sub>3</sub> -N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทตั้งแต่ชั่วโมงที่ 700 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12 .....	72
ภาพที่ 4-13 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท (mgNO <sub>3</sub> -N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 700 (อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน).....	73
ภาพที่ 4-14 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท (mgNO <sub>3</sub> -N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทตั้งแต่ชั่วโมงที่ 700 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12 (อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน) .....	74
ภาพที่ 4-15 การเพิ่มขึ้นของอัตราดีไนตริฟิเคชัน (μgNO <sub>3</sub> -N/bioball/h) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12 .....	75
ภาพที่ 4-16 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนไตรท์ (mgNO <sub>2</sub> -N/L) และปริมาณไนเตรท (mgNO <sub>3</sub> -N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 700.....	76
ภาพที่ 4-17 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนไตรท์ (mgNO <sub>2</sub> -N/L) และปริมาณไนเตรท (mgNO <sub>3</sub> -N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 700 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12 .....	77

## สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
ภาพที่ 4-18 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) อุณหภูมิ (Temperature) และความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 700.....	78
ภาพที่ 4-19 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) อุณหภูมิ (Temperature) และความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 700 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12 .....	79
ภาพที่ 4-20 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $\mu\text{mol-S/L}$ ) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันกับการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์.....	80
ภาพที่ 4-21 อุณหภูมิ (Temperature) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันกับการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ .....	81
ภาพที่ 4-22 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) และระยะเวลาที่กักเก็บน้ำ (h) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร.....	82
ภาพที่ 4-23 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร .....	83
ภาพที่ 4-24 ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร .....	85
ภาพที่ 4-25 ผลต่างของปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ที่ 0 m และ 25 m ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร .....	86
ภาพที่ 4-26 ปริมาณไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) และระยะเวลาที่กักเก็บ (h) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร.....	87
ภาพที่ 4-27 ความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร.....	88
ภาพที่ 4-28 อุณหภูมิ (Temperature) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร.....	89



สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
ภาพที่ 4-29 ปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ระยะเวลาที่เก็บน้ำ (h) และความเข้มข้นของเมธานอล (%) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร.....	91
ภาพที่ 4-30 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร.....	92
ภาพที่ 4-31 ปริมาณไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) ระยะเวลาที่เก็บน้ำ (h) และความเข้มข้นของเมธานอล (%) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร.....	94
ภาพที่ 4-32 ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร.....	95
ภาพที่ 4-33 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในหน่วย % saturation จากการเก็บข้อมูลโดยอัตโนมัติ ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร.....	96
ภาพที่ 4-34 ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ .....	99
ภาพที่ 4-35 ปริมาณไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) ระยะเวลาที่เก็บน้ำ (h) และความเข้มข้นของเมธานอล (%) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ.....	100
ภาพที่ 4-36 ปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ระยะเวลาที่เก็บน้ำ (h) และความเข้มข้นของเมธานอล (%) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ .....	101
ภาพที่ 4-37 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ .....	104



สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
ภาพที่ 4-38 ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) และไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ที่ความยาวต่อทุกๆ 10 เมตร ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ .....	105
ภาพที่ 4-39 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) และไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ที่ความยาวต่อทุกๆ 10 เมตร ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ.....	106
ภาพที่ 5-1 อัตราส่วนอัตราส่วนของคาร์บอน(เมธานอล) ต่อไนโตรเจน (ไนเตรท) กับอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ( $\mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$ ) ในการทดลองหัวข้อ 4.1 ถึง 4.3 .....	114
ภาพที่ 5-2 ความเข้มข้นของออกซิเจนภายในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 และ 30 m ภายหลังจากการปรับสภาวะระบบให้มีค่าระยะเวลาการกักเก็บ (Retention Time: RT) ต่างๆ กัน และมีการเติมเมธานอล .....	118

# บทที่ 1

## บทนำ

### 1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

จากการส่งเสริมให้มีการเพาะเลี้ยงกุ้งทะเลมากขึ้น เนื่องจากสามารถจับกุ้งทะเลจากธรรมชาติได้ลดลง ประกอบกับมีการพัฒนาการเพาะเลี้ยงกุ้งจากแบบธรรมชาติไปสู่การเพาะเลี้ยงแบบกึ่งพัฒนา และแบบพัฒนาซึ่งให้ผลตอบแทนต่อหน่วยการลงทุนสูงเป็นผลให้การเลี้ยงแพร่ขยายอย่างรวดเร็ว จนกระทั่งในปี พ.ศ. 2537 การเลี้ยงกุ้งประสบปัญหาโรคกุ้ง นอกจากนี้เศษอาหารที่เหลือจากการบริโภค รวมถึงของเสียที่เกิดจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำโดยทั่วไปเป็นสารประกอบอินทรีย์ในโตรเจน ซึ่งแบคทีเรียจะมีการใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำย่อยสลายกลายเป็นแอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรทตามลำดับ เกิดยูโทรฟิเคชัน (eutrophication) และยังมีความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำ แนวทางการแก้ไขที่นำมาแก้ไขปัญหานี้ได้ในระดับหนึ่งคือการเพาะเลี้ยงในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด (closed recirculating system) แทนการเพาะเลี้ยงแบบระบบเปิด (open system) (กลุ่มสถิติและสารสนเทศการประมง, 2537) ระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดมีส่วนสำคัญในการบำบัดคุณภาพน้ำในบ่อเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำก่อนที่จะถูกปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติ รวมถึงการเพาะพันธุ์สัตว์น้ำในสภาวะปลอดพาหะนำโรค (Specific Pathogen Free) และการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำในโรงเรือน โดยระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดจะมีระบบกรองทางชีวภาพ (biological filtration) เป็นระบบหลักในการบำบัดของเสียในโตรเจน กระบวนการที่เกิดขึ้นในระบบกรองทางชีวภาพได้แก่ แอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) ไนตริฟิเคชัน (nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (denitrification)

ระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดที่บำบัดคุณภาพน้ำโดยใช้หลักการของไนตริฟิเคชัน ซึ่งจะเปลี่ยนสารประกอบแอมโมเนียที่เกิดจากการขับถ่ายของสัตว์น้ำและการย่อยสลายของเศษอาหารซึ่งมีความเป็นพิษสูงไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทซึ่งมีความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำน้อยกว่า การมีระบบบำบัดไนตริฟิเคชันจะช่วยยืดระยะเวลาของการเปลี่ยนถ่ายน้ำออกไปได้ แต่เมื่อมีการหมุนเวียนน้ำเป็นระยะเวลานาน จะเกิดปัญหาการสะสมของไนเตรทในน้ำ ซึ่งแม้ว่าจะไม่มีผลต่อสัตว์น้ำในทันที แต่จะส่งผลกระทบต่อความเครียดและการเจริญพันธุ์ได้ จึงต้องมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำที่มีปริมาณไนเตรทสูงออกจากระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ โดยทั่วไปแล้วมักจะต้องทำการถ่ายน้ำเมื่อมีไนเตรทสะสมในระบบสูงกว่า 50 mgNO<sub>3</sub>-N/L ด้วยเหตุผลดังกล่าวจึงมีการพัฒนาระบบบำบัดไนเตรทโดยนำหลักการของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเกิดขึ้นโดยแบคทีเรียในสภาวะไร้ออกซิเจนทำการเปลี่ยน

ไนเตรทไปเป็นแก๊สไนโตรเจน ระบบบำบัดดีไนริฟิเคชันจึงช่วยแก้ไขปัญหาคาไรบิกไนเตรทในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด และช่วยยืดระยะเวลาในการเปลี่ยนถ่ายน้ำ แต่ปัญหาที่พบในระบบบำบัดไนเตรทที่มีอยู่ในปัจจุบันคือ ค่าใช้จ่ายในการดำเนินการสูงหากต้องมีการใช้แก๊สไนโตรเจน ( $N_2$ ) ในการลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ ปัญหาคาไรบิกไนเตรทดีไนริฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์ ทำให้เกิดการสะสมไนเตรท ไนตริกออกไซด์ และไนตรัสออกไซด์ และปัญหาคาไรบิกไนเตรทในการเกิดปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชัน ซึ่งจะต้องมีการป้องกันไม่ให้เกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ซึ่งมีความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำ (Lee *et al.*, 2000) ถึงเหล่านี้อาจทำให้ระบบบำบัดไนเตรทสำหรับการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำมีความแตกต่างจากระบบบำบัดไนเตรทที่ใช้กันอยู่ทั่วไปในทางอุตสาหกรรม

การศึกษาครั้งนี้เป็นการทดลองระบบบำบัดไนเตรทเพื่อใช้สำหรับระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ พัฒนาขึ้นจากระบบบำบัดไนเตรทในงานวิจัยของอำไพเทพินสิงหะพันธุ์ (2543) ที่เรียกว่าระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว โดยมีลักษณะเป็นท่อยาวที่บรรจุวัสดุกรองทรงกลมที่มีชื่อทางการค้าว่า “ซูเปอร์ไบโอบอล” (Super Bioball™) การทำงานของระบบอาศัยการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนวัสดุกรองเมื่อน้ำไหลเข้าสู่ระบบในช่วงต้นท่อ ทำให้ออกซิเจนบริเวณกลางท่อและปลายท่อลดลงจนเกิดสภาพที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชัน

การทดลองในวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ ประกอบด้วยการศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชันและการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบบำบัดไนเตรทในสภาวะห้องปฏิบัติการ การศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวโดยใช้น้ำเสียเทียม และการทดสอบระบบบำบัดโดยต่อเข้ากับบ่อเลี้ยงกุ้งขนาดเล็ก รวมถึงการศึกษาค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (oxidation-reduction potential) ที่จะนำมาใช้ในการควบคุมระบบบำบัดไนเตรท และการป้องกันการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ดังนั้นข้อมูลที่ได้จากการศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมของระบบบำบัดไนเตรทสำหรับระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดจะเป็นประโยชน์ในการปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบบำบัดไนเตรทและใช้ในการบำบัดคุณภาพน้ำจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำต่อไป

## 1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมของระบบบำบัดไนเตรทสำหรับใช้ในการลดปริมาณไนเตรทในระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดของการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ

### 1.3 ขอบเขตของการวิจัย

1. ศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของวัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในห้องปฏิบัติการ
2. ศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมของระบบบำบัดไนเตรทโดยใช้น้ำเสียเทียม
3. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดไนเตรทโดยใช้น้ำเสียจากการเพาะเลี้ยงกุ้งทะเลในสภาวะที่เหมาะสมที่ได้จากการศึกษา
4. ศึกษาคุณภาพน้ำ ณ จุดเก็บตัวอย่างน้ำ คือ แต่ละช่วงของระบบและจุดน้ำเข้าโดยเก็บจากถังพักน้ำโดยตรงและจุดน้ำออกจากระบบโดยเก็บที่ปลายท่อสายยางและวิเคราะห์คุณภาพน้ำ คือ วิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) ไนไตรท์ ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) ไนเตรท ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ค่าความเค็มและควบคุมความเค็มที่ 28 ถึง 30 ส่วนในพันส่วน (ppt) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ค่า ORP (oxidation-reduction potential) อุณหภูมิ (temperature) ปริมาณเมทานอล ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ) และปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $\text{H}_2\text{S}$ ) ตลอดระยะเวลาการศึกษา

### 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. สามารถหาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดไนเตรทของระบบบำบัดไนเตรทเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของการบำบัดไนเตรทจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำในระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิด
2. สามารถช่วยเพิ่มระยะเวลาการเลี้ยงสัตว์น้ำในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด ลดปริมาณการใช้น้ำ และปริมาณการปล่อยน้ำทิ้งจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติ
3. สามารถนำระบบมาใช้สำหรับการเพาะพันธุ์สัตว์น้ำในสภาวะที่ปลอดโรค (Specific Pathogen Free) ได้
4. ส่งเสริมให้มีการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดมากยิ่งขึ้น และสามารถพัฒนาระบบให้ใช้ได้จริงในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำในอนาคต

## บทที่ 2

### เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

#### 2.1 ชนิดของสารประกอบไนโตรเจนในแหล่งน้ำ

สารประกอบไนโตรเจนที่มีอยู่ในแหล่งน้ำมีการเปลี่ยนแปลงรูปของสารประกอบหลากหลายรูปแบบ ส่วนใหญ่เกิดขึ้นโดยกิจกรรมของสิ่งมีชีวิตและปัจจัยสภาวะแวดล้อม โดยทั่วไปสารประกอบไนโตรเจนที่มีอยู่ในแหล่งน้ำมีอยู่ 4 ชนิดได้แก่

2.1.1 สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน (organic-nitrogen compounds) หมายถึง สารประกอบไนโตรเจนที่เป็นองค์ประกอบของโครงสร้างพืชและสัตว์ สืบขั้บถ่ายจากสัตว์ และสารจากการย่อยสลายสิ่งมีชีวิต ได้แก่ โปรตีน คลอโรฟิลล์ กรดอะมิโน กรดยูริก และยูเรีย เป็นต้น

2.1.2 สารประกอบแอมโมเนียไนโตรเจน (ammonia-nitrogen compounds) หมายถึง ไนโตรเจนทั้งหมดที่มีอยู่ในรูปแอมโมเนีย หรือสารประกอบแอมโมเนีย ซึ่งส่วนใหญ่จะพบในรูปแบบแอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ ) และแอมโมเนียมไอออน ( $\text{NH}_4^+$ ) เกิดจากกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) ซึ่งเป็นกระบวนการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนจากอินทรีย์สารเป็นอนินทรีย์

2.1.3 สารประกอบไนไตรท์ (nitrite-nitrogen compounds) หมายถึงสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของไนไตรท์ ( $\text{NO}_2^-$ ) ซึ่งเกิดจากการออกซิเดชันที่ยังไม่สมบูรณ์ของสารประกอบไนโตรเจนอื่น โดยเฉพาะอย่างยิ่งจากกระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification) โดยแบคทีเรียที่อาศัยอยู่ในดินและน้ำ

2.1.4 สารประกอบไนเตรท (nitrate-nitrogen compounds) หมายถึง สารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) ซึ่งเกิดจากการออกซิเดชันที่สมบูรณ์ของสารประกอบไนโตรเจนอื่น ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification) และหากสภาวะแวดล้อมมีออกซิเจนในปริมาณมากเกินพอแล้ว สารประกอบไนเตรทนี้จัดได้ว่าเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่มีความเสถียรมากที่สุด นอกจากนี้ยังเป็นสารอาหารที่สำคัญของพืชน้ำและสาหร่าย



## 2.2 ผลกระทบของไนเตรตต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อม

ไนเตรตเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่พบได้ตามธรรมชาติ ปัญหาผลกระทบของไนเตรตต่อสิ่งแวดล้อม ก่อให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศและส่งผลต่อมนุษย์ด้วยเช่นกัน โดยผลกระทบของไนเตรตต่อสิ่งแวดล้อมที่พบได้มากมีดังนี้

### 2.2.1 โรคเมทฮีโมโกลบินีเมีย (Methaemoglobinaemia)

ไนเตรตเป็นสาเหตุของโรคเมทฮีโมโกลบินีเมีย หรือ Blue babies ในเด็กทารก และอาจเกิดขึ้นในผู้ใหญ่ได้เช่นกัน โดย nitrate-reducing bacteria ที่อยู่ในระบบทางเดินอาหารจะเปลี่ยนไนเตรตไปเป็นไนไตรท์ การออกซิเดชันของไนไตรท์ทำให้  $Fe^{2+}$  ในฮีโมโกลบิน (haemoglobin) เปลี่ยนเป็น  $Fe^{3+}$  ดังนั้นฮีโมโกลบินจึงถูกเปลี่ยนเป็นรงควัตถุ (pigment) สีน้ำตาลเรียกว่า เมทฮีโมโกลบิน (methaemoglobin)



เนื่องจากเมทฮีโมโกลบินจะไม่สามารถจับกับโมเลกุลของออกซิเจนได้ จึงทำให้ร่างกายขาดออกซิเจน เด็กทารกจะมีโอกาสเป็นโรคนี้อันเนื่องมาจากมีค่า pH ในกระเพาะอาหารสูงกว่าทำให้เกิดการรีดักชันของไนเตรตไปเป็นไนไตรท์โดย nitrate-reducing bacteria ได้มากกว่า (Bitton, 1994) และอาจเสียชีวิตได้หากร้อยละ 45-65 ของฮีโมโกลบินถูกเปลี่ยนแปลงไปเป็นเมทฮีโมโกลบิน (Burt, Heathwaite and Trudgill, 1993) ด้วยเหตุนี้องค์การอนามัยโลก (WHO) จึงกำหนดค่ามาตรฐานของไนเตรตในน้ำไว้ไม่เกิน  $10 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  หรือ  $45 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$  (ธีระ เกรอต, 2539)

### 2.2.2 สารก่อโรคมะเร็ง (Carcinogen)

ในระบบทางเดินอาหารของมนุษย์ไนเตรตจะถูกเปลี่ยนเป็นไนไตรท์ ซึ่งสามารถรวมกับ secondary amine เป็นไนโตรซามีน (nitrosamines) ซึ่งเป็นสารก่อกลายพันธุ์ (mutagen) และสารก่อโรคมะเร็ง (Bitton, 1994) จากรายงานว่าการเกิดโรคมะเร็งในกระเพาะอาหารมีความสัมพันธ์กับปริมาณไนเตรตที่ได้รับเข้าสู่ร่างกาย และจากการเปรียบเทียบอัตราการตายด้วยโรคมะเร็งใน 12 ประเทศพบว่า ไนเตรตมีผลต่อการเกิดโรคมะเร็งดังกล่าว โดยเฉพาะอย่างยิ่งในรายงานการเกิดโรคมะเร็งในประเทศอังกฤษซึ่งได้รับ

การยืนยันว่าเกิดจากการบริโภคน้ำดื่มที่มีการปนเปื้อนของไนเตรทสูง (Burt, Heathwaite and Trudgill, 1993)

### 2.2.3 ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication)

ยูโทรฟิเคชันเป็นสภาวะที่แหล่งน้ำมีปริมาณสารอาหาร เช่น ฟอสฟอรัส และ ไนโตรเจนในปริมาณสูง ส่งผลต่อการเจริญของสาหร่ายและพืชน้ำและปัญหาคุณภาพน้ำ ปัญหารสและกลิ่นของน้ำ การขาดออกซิเจน (oxygen depleting) เพิ่มความขุ่นของน้ำ ส่งผลให้ปลาตาย หากเกิดการเพิ่มจำนวนของสาหร่ายที่มีพิษก็จะส่งผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของสัตว์และมนุษย์ (United Nations Environment Programme, 1992)

ในแหล่งน้ำที่มีปริมาณไนเตรทมากจะทำให้มีการเจริญเติบโตของสาหร่ายและพืชน้ำ ทำให้มีความต้องการออกซิเจนมากขึ้นโดยเฉพาะในเวลากลางคืน ซึ่งจะส่งผลต่อปลาและสิ่งมีชีวิตในน้ำชนิดอื่น ๆ รวมถึงส่งผลกระทบต่อการใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำสำหรับบริโภคหรือการพักผ่อน และเมื่อสิ่งมีชีวิตในน้ำตายลงจะมีการย่อยสลายเป็นแอมโมเนีย ซึ่งจะส่งผลให้ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำลดลง เนื่องจากแบคทีเรียจำพวก nitrifier ต้องการออกซิเจนถึง 4.6 mg ในการออกซิไดซ์แอมโมเนีย 1 mg เรียกว่า nitrogenous oxygen demand (NOD) ของแหล่งน้ำ (Bitton, 1994)

### 2.2.4 ผลของไนเตรทต่อสัตว์น้ำ

Zweig *et al.* (1999, อ้างโดย ศิริวัฒน์ คูเจริญไพบูลย์, 2544) รายงานว่าเมื่อเกิดการสะสมของไนเตรทในน้ำถึงระดับหนึ่งจะมีผลต่อการปรับสมดุลออสโมติก (osmoregulation) การขนส่งออกซิเจนและเป็นพิษต่อดับของปลาได้ และได้แนะนำระดับของไนเตรทในบ่อเลี้ยงปลาทั่วไปว่าต้องมีค่าต่ำกว่า 23 mgN/L ซึ่งสอดคล้องกับคำแนะนำของ Hart and O'Sullivan (1993) ที่กำหนดปริมาณไนเตรทว่าไม่ควรเกิน 25 mgN/L ส่วน Balderston (1974 อ้างโดย ศิริวัฒน์ คูเจริญไพบูลย์, 2544) พบว่า ไนเตรทที่ระดับความเข้มข้น 181 mgN/L จะเป็นพิษต่อดับของปลา และที่ความเข้มข้น 69 mgN/L จะเป็นสาเหตุของภาวะ anorexia และทำให้ปลาติดโรคได้ง่าย โดยทั่วไปแล้วแม้ว่าไนเตรทจะไม่มีผลกระทบต่อสัตว์น้ำในการทำให้เกิดการตายในทันทีแต่ก็จะส่งผลกระทบต่อความเครียดและการเจริญพันธุ์ของสัตว์น้ำได้ แม้ว่าไนเตรทจะไม่มีความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำเหมือนกับแอมโมเนียและไนไตรท์ แต่พบว่าปริมาณไนเตรทที่ความเข้มข้นสูง ในสภาวะที่มี pH ต่ำและอัลคาไลน์ตี (alkalinity) ต่ำจะมีผลต่อการหายใจของปลาหมึก (octopus) (Hirayama, 1966 (a) อ้างโดย Van Rijn, 1996) และยับยั้งการวางไข่ในปลาสวยงามน้ำจืดบางชนิด (Van Rijn, 1996)

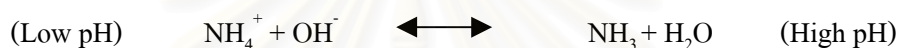


## 2.3 ปัจจัยคุณภาพน้ำที่มีผลต่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ

คุณภาพน้ำเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำเป็นอย่างมาก ปัญหาที่เกิดจากคุณภาพน้ำไม่ดีจะส่งผลกระทบต่ออัตราการเจริญเติบโต การเกิดโรค รวมถึงการติดโรคจากการเปลี่ยนถ่ายน้ำ หรืออาจนำไปสู่การตายของสัตว์น้ำได้ โดยคุณภาพน้ำที่มีผลต่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำได้แก่

### แอมโมเนีย

ความเป็นพิษของแอมโมเนียในรูป un-ionized ammonia ( $\text{NH}_3$ ) มีความเป็นพิษต่อปลาในน้ำที่มี pH 7 ร้อยละ 99 ของแอมโมเนียจะอยู่ในรูป ionized ammonia ( $\text{NH}_4^+$ ) ซึ่งความเข้มข้นของ  $\text{NH}_3$  จะเพิ่มขึ้นเมื่อ pH มากกว่า 9



ดังนั้นความเป็นพิษของแอมโมเนียจึงมีส่วนเกี่ยวข้องกับอัลคาไลน์ (alkalinity) ของน้ำเสียหรือปริมาณการสังเคราะห์แสงของสาหร่ายซึ่งมีผลทำให้ pH ของน้ำเกิดการเปลี่ยนแปลง (Bitton, 1994)

การให้อาหารปลาในปริมาณมากในบ่อปลาที่มีการเลี้ยงอย่างหนาแน่น อาจทำให้เกิดแอมโมเนียปริมาณสูงมากเกินไป แอมโมเนียจะเป็นพิษต่อปลาในทางอ้อม เช่น ทำให้ปลาไม่สามารถขับถ่ายแอมโมเนียออกจากกระแสเลือด เนื่องจากแอมโมเนียในน้ำมีความเข้มข้นสูงกว่าแอมโมเนียในเลือด เป็นผลทำให้ pH ของเลือดมีค่าสูงขึ้นเกิดผลเสียต่อปฏิกิริยาชีวเคมีต่างๆ และยังทำให้มีความต้องการออกซิเจนเพิ่มมากขึ้น ทำอันตรายต่อเหงือกและลดความสามารถในการขนถ่ายออกซิเจน

ปลาที่เลี้ยงอยู่ในน้ำที่มีแอมโมเนียสูงถึงระดับ Sublethal มักอ่อนแอและติดโรคได้ง่าย โดยแม้ว่าค่า  $\text{LC}_{50}$  ของแอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ ) ที่มีผลต่อปลาอยู่ที่ระดับประมาณ 0.5 mg/L แต่ความเข้มข้นของแอมโมเนียเพียง 0.025 mg/L ก็สามารถส่งผลกระทบต่ออัตราการเจริญเติบโตของปลาได้ (มันสิน ตันฑุลเวศน์ และไพพรรณ พรประภา, 2536)

โดยทั่วไปในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ ระดับของ  $\text{NH}_4^+$  ที่ต่ำสุดที่สามารถยอมรับได้ต้องมีค่าไม่เกิน 1.0 mg/L ในช่วง pH และอุณหภูมิที่จะไม่ทำให้ความเข้มข้นของ  $\text{NH}_3$  มีค่าเกินกว่า 0.02 mg/L (Liao and Mayo, 1972 อ้างโดย ศิริวัฒน์ คุงเจริญไพบูลย์, 2544)

### ไนโตรท์

เป็นสารพิษที่มีกลไกการเกิดพิษต่อสัตว์น้ำคล้ายกับแอมโมเนีย ระดับความเข้มข้นของไนโตรท์ที่ปลอดภัยต่อกุ้งกุลาดำในระยะ mysis และ post larva คือ ไม่เกิน 0.11 mg/L (Chen and Chin, 1988 อ้างโดย คณิต ไชยาคำ และขงยุทธ ปรีดาลัมพะบุตร, 2537)

### ไนเตรท

ไนเตรทเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่มีความเป็นพิษน้อยกว่าแอมโมเนียและไนโตรท์ การบำบัดคุณภาพน้ำในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำจึงอาศัยการเปลี่ยนแอมโมเนียและไนโตรท์ให้มาอยู่ในรูปไนเตรทแทน ซึ่งไนเตรทในปริมาณน้อยจะไม่มีผลต่อสัตว์น้ำ แต่เมื่อมีการสะสมไนเตรทในปริมาณมากขึ้นพบว่าจะมีผลกระทบต่อสัตว์น้ำได้เช่นกัน โดย Epifano and Srna (1975) อ้างโดย Spotte (1979) พบว่าไนเตรทมีความเป็นพิษต่อหอยสองฝาที่ความเค็ม 27 ppt โดยค่า  $LC_{50}$  ของหอย *Crassostrea virginica* ที่ 96 ชั่วโมงเป็น 2,604 mgNO<sub>3</sub>-N/L สำหรับตัวเต็มวัย และ 3794 mgNO<sub>3</sub>-N/L สำหรับตัวอ่อน ส่วน Hirayama, 1966 (b) อ้างโดย Spotte, 1979 พบว่า ปลาหมึก *Octopus vulgaris* ในน้ำทะเลที่ pH และอัลคาไลน์ิตีต่ำ จะเกิดการตายภายใน 7 ชั่วโมง เมื่อมีปริมาณไนเตรท 1400 mgNO<sub>3</sub>-N/L

### ความเป็นกรด – ด่าง (pH)

pH ที่สูงหรือต่ำเกินไปจะทำให้ปลาเกิดการเครียดและมีผลโดยตรงต่อการเจริญของปลา (มันสิน ตันกุลเวศน์ และไพพรรณ พรประภา, 2539 อ้างโดย ศิริวัฒน์ คุเจริญไพบูลย์, 2544) โดยทั่วไป pH ที่เหมาะสมต่อการเลี้ยงสัตว์น้ำควรอยู่ระหว่าง 6.1–9.0 โดย pH ที่สูงหรือต่ำกว่านี้ จะทำให้ผลผลิตต่ำมีการเจริญเติบโตช้า นอกจาก pH จะมีผลโดยตรงต่อสัตว์น้ำแล้วยังมีผลทางอ้อมคือ ทำให้สารพิษชนิดอื่นมีการแตกตัวเพิ่มขึ้นหรือลดลง เช่น เมื่อ pH สูงจะทำให้พิษของแอมโมเนียเพิ่มมากขึ้น ส่วน pH ต่ำจะทำให้ไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นพิษมากขึ้น (คณิต ไชยาคำ และขงยุทธ ปรีดาลัมพะบุตร, 2537)

### ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (Dissolved Oxygen; DO)

ออกซิเจนมีความสำคัญมากที่สุดในการดำรงชีวิตของสัตว์ เนื่องจากสิ่งมีชีวิตต้องการออกซิเจนในขบวนการต่างๆ ภายในร่างกายเพื่อการเจริญเติบโต ในทางปฏิบัติของการเลี้ยงสัตว์น้ำจึงไม่ควรให้ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำต่ำกว่า 3 mg/L ซึ่งแม้ว่าการขาดแคลนออกซิเจนจะไม่ทำให้ปลาตาย แต่จะมีผลต่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ เช่น ทำให้อัตราการฟักไข่ต่ำลง ตัวอ่อนไม่แข็งแรงและผิดปกติ ประสิทธิภาพในการย่อยอาหารลดลง ซึ่งมีผลต่อการเจริญเติบโต (คณิต ไชยาคำ และขงยุทธ ปรีดาลัมพะบุตร, 2537)

### อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีอิทธิพลทั้งทางตรงและทางอ้อมต่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ เนื่องจากสัตว์น้ำส่วนใหญ่เป็นสัตว์เลือดเย็น เมื่ออุณหภูมิของน้ำเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิในร่างกาย สัตว์น้ำก็จะเปลี่ยนแปลงตามส่งผลต่อเมตาบอลิซึมในร่างกาย (ไมตรี ดวงสวัสดิ์ และจารุวรรณ สมศิริ, 2528 อ้างโดย คณิต ไชยาคำ และยงยุทธ ปรีดาลัมพะบุตร, 2537) การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิอย่างรวดเร็วจะเป็นอันตรายต่อสัตว์น้ำ เช่น จะทำให้ระบบควบคุมการขับถ่ายน้ำและแร่ธาตุภายในผิดปกติ ทำให้ร่างกายอ่อนแอ และตายได้ นอกจากนี้ อุณหภูมิน้ำยังมีความสัมพันธ์กับคุณสมบัติอื่น เช่น เมื่ออุณหภูมิของน้ำสูงปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำจะลดลง และสภาวะอุณหภูมิสูงยังเร่งให้มีการดูดซึมของสารพิษที่ละลายในน้ำเข้าสู่ร่างกายได้อย่างรวดเร็ว (คณิต ไชยาคำ และยงยุทธ ปรีดาลัมพะบุตร, 2537)

### ไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ )

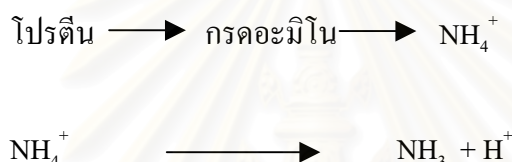
เนื่องจากในสภาวะที่ขาดออกซิเจน แบคทีเรียบางชนิดสามารถใช้ซัลเฟอร์ในรูปของซัลเฟต และสารประกอบซัลเฟตตัวอื่นๆที่อยู่ในรูปออกซิไดซ์โดยทำการเปลี่ยนสารประกอบเหล่านี้ให้อยู่ในรูปของซัลไฟด์ คือ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ )  $HS^-$  และ  $HS^{2-}$  หรือ  $S^{2-}$  ขึ้นกับ pH ของน้ำโดยน้ำที่มี pH ต่ำมีโอกาสในการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) สูง ส่วนน้ำที่มี pH สูงมีโอกาสเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ต่ำกว่าและความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำจะลดลง

สถาบันวิจัยการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่ง (2533) และสถาบันวิจัยการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำจืด (2536) อ้างโดย พรพันธ์ ยุทธภักยานุกูล (2538) ได้รายงานว่ายูโรเจนซัลไฟด์จะไปสกัดกั้นการแพร่ของออกซิเจนภายในเซลล์ สัตว์น้ำที่ได้รับไฮโดรเจนซัลไฟด์จะมีปริมาณแลคเตท (lactate) ในเลือดสูง ซึ่งเป็นลักษณะที่แสดงว่าสัตว์น้ำมีการเผาผลาญพลังงานโดยไม่ใช้ออกซิเจน และระดับความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ทำให้สัตว์น้ำตายอยู่ในช่วง 0.01–0.05 ppm ซึ่งความเป็นพิษจากไฮโดรเจนซัลไฟด์จะรุนแรงกว่าการขาดออกซิเจน (ชลอ ลีสมสุวรรณ, 2535) การทดลองในห้องปฏิบัติการยังแสดงให้เห็นว่า ไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีความเข้มข้นเล็กน้อยก็สามารถทำให้ปลาตายภายใน 48 ชั่วโมงได้ ดังนั้นในบ่อเลี้ยงปลาจึงไม่ควรให้มีไฮโดรเจนซัลไฟด์เกิน 0.002 mg/L (ไมตรี ดวงสวัสดิ์ และจารุวรรณ สมศิริ, 2528 อ้างโดย คณิต ไชยาคำ และยงยุทธ ปรีดาลัมพะบุตร, 2537)

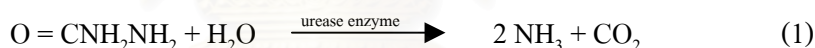
## 2.4 กระบวนการที่เกิดขึ้นในระบบกรองทางชีวภาพ

### 2.4.1 แอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification)

เป็นการเปลี่ยนรูปของสารประกอบอินทรีย์ในโตรเจน (Organic nitrogenous compounds) ไปอยู่ในรูปอนินทรีย์ (Inorganic forms) กระบวนการนี้เกิดโดยแบคทีเรียหลายชนิด ซึ่งโปรตีนจะถูกย่อยสลายเป็นกรดอะมิโนโดย extracellular proteolytic enzymes หลังจากนั้นแอมโมเนียมถูกสร้างขึ้นโดยกระบวนการ deamination ของกรดอะมิโน และหากค่า pH ในน้ำเพิ่มขึ้น แอมโมเนียมจะถูกเปลี่ยนไปอยู่ในรูปแบบแอมโมเนีย ซึ่งจะมีบางส่วนที่จะถูกปลดปล่อยออกสู่ชั้นบรรยากาศ (Bitton, 1994)



ตัวอย่างการเปลี่ยนรูปของยูเรียไปเป็นแอมโมเนียดังสมการที่ 1



### 2.4.2 ไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

เป็นการเปลี่ยนแปลงของแอมโมเนียม (ammonium) ไปเป็นไนเตรทโดยแบคทีเรีย กระบวนการนี้ซึ่งมีแบคทีเรีย 2 กลุ่มที่เกี่ยวข้องคือ

การเปลี่ยนแปลงของ  $\text{NH}_4^+$  ไปเป็น  $\text{NO}_2^-$

เกิดจากแบคทีเรียในสกุล *Nitrosomonas* เช่น *N. europaea*, *N. oligocarbogenes* และแบคทีเรียสกุลอื่นที่ออกซิไดซ์ แอมโมเนียม ได้แก่ *Nitrospira*, *Nitrosococcus* และ *Nitrosolobus* แบคทีเรียเหล่านี้จะออกซิไดซ์ แอมโมเนียมไปเป็นไนไตรท์โดยผ่านทาง hydroxylamine ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) (Focht and Verstraete, 1977 อ้างโดย Bitton, 1994) ดังสมการ (2) และ (3)



### การเปลี่ยนแปลงของ $\text{NO}_2^-$ ไปเป็น $\text{NO}_3^-$

เกิดจากแบคทีเรียในสกุล *Nitrobacter* เช่น *N. agilis*, *N. winogradski* และแบคทีเรียสกุลอื่นที่สามารถออกซิไดซ์ไนไตรท์ได้แก่ *Nitrospira* และ *Nitrococcus* โดยจะเปลี่ยนไนไตรท์ไปเป็นไนเตรท (Focht and Verstraete, 1977 อ้างโดย Bitton, 1994) ดังสมการ (4)



ปฏิกิริยาออกซิเดชันของแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทเป็นกระบวนการสร้างพลังงานโดย nitrifiers ต้องการคาร์บอนจาก คาร์บอนไดออกไซด์ไปคาร์บอนเนต หรือ คาร์บอนเนต กระบวนการนี้จะเกิดขึ้นในสภาวะที่มีออกซิเจนพอเพียงที่จะเกิดกระบวนการออกซิเดชันได้ ซึ่งตามทฤษฎีความต้องการออกซิเจนคือ  $4.6 \text{ mgO}_2$  ต่อ  $1 \text{ mg NH}_4^+-\text{N}$  ที่ถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนเตรท (U.S.EPA, 1975 อ้างโดย Bitton, 1994) และค่า pH ที่เหมาะสมต่อการเจริญของ *Nitrobacter* อยู่ระหว่าง 7.2 ถึง 7.8

ไนตริฟิเคชันอาจจะเกิดโดย heterotrophic bacteria เช่น *Arthrobacter* และรา เช่น *Aspergillus* (Verstraete and Alexander, 1972 อ้างโดย Bitton, 1994) โดยจะใช้สารอินทรีย์คาร์บอนและออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรท แต่อัตราการเกิด heterotrophic nitrification จะช้ากว่า autotrophic nitrification (Bitton, 1994)

ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันได้แก่ ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรท์ ปริมาณออกซิเจน อุณหภูมิ ความเป็นกรด-ด่าง (pH)  $\text{BOD}_5/\text{TKN}$  ratio และ Toxic inhibition (Bitton, 1994)

### 2.4.3 ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

เป็นกระบวนการเปลี่ยนไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) ไปเป็นไนไตรท์ ( $\text{NO}_2^-$ ) และแก๊สไนโตรเจน ( $\text{N}_2$ ) ตามลำดับ โดยอาศัยแบคทีเรีย กระบวนการนี้เกิดขึ้นในสภาวะแอนอกซิก (anoxic) ซึ่งเป็นสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอิสระแต่มีไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจนอิสระในกระบวนการหายใจของแบคทีเรีย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน การประยุกต์ใช้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันในการบำบัดไนเตรทในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำจะได้กล่าวถึงโดยละเอียดในหัวข้อถัดไป



## 2.5 การนำระบบกรองทางชีวภาพ (Biological filters) มาใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ

Hart and O'Sullivan (1993) ได้แบ่งระบบการเลี้ยงสัตว์น้ำออกเป็น 3 ประเภท ได้แก่

### 2.5.1 ระบบเปิด (Open systems)

การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำแต่ดั้งเดิมจะเป็นแบบระบบเปิดซึ่งจะมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำอย่างเต็มที่ แม้ว่าจะทำให้คุณภาพน้ำในการเพาะเลี้ยงเหมาะสม แต่จะส่งผลต่อคุณภาพสิ่งแวดล้อมได้ เนื่องจากของเสียจะถูกถ่ายเทสู่สิ่งแวดล้อมโดยไม่มีกักเก็บ และยังก่อให้เกิดการระบาดของโรคสัตว์น้ำที่เกิดจากการเปลี่ยนถ่ายน้ำ

### 2.5.2 ระบบกึ่งเปิด (Semi-open systems)

เป็นระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำที่มีการลดปริมาณการเปลี่ยนถ่ายน้ำลง หรือมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำในบางช่วง ตัวอย่างของการเลี้ยงสัตว์น้ำในระบบกึ่งเปิดในประเทศไทยในงานวิจัยของ ก่อเกียรติ กุลแก้ว และโสภณ อ่อนคง (2540) ซึ่งได้ทำการเลี้ยงกุ้งกุลาดำในบ่อดินขนาด 2 ไร่ โดยระหว่างการเลี้ยงมีปริมาณการเปลี่ยนถ่ายน้ำน้อย (เทียบกับระบบเปิด) ในเดือนแรกของการทดลองไม่มีการเปลี่ยนถ่ายน้ำ เมื่อเลี้ยงไปได้ 45 วันจึงเริ่มมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำ และเพิ่มปริมาณการเปลี่ยนถ่ายน้ำมากขึ้นในเดือนต่อมา พบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียจะเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาการเลี้ยง ส่วนค่าปริมาณออกซิเจนมีค่าลดลงตามอายุกุ้ง โดยการทดลองในครั้งนี้สามารถนำไปประยุกต์ใช้แทนระบบการเลี้ยงกุ้งระบบเปิด (Opened System) ที่ประสบปัญหาเกี่ยวกับสิ่งแวดล้อมและการระบาดของโรคได้อย่างดี

### 2.5.3 ระบบปิด (Closed or recirculating systems)

การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำโดยใช้ระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดหรือระบบปิดนั้นเป็นระบบเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำที่มีการปรับสภาพน้ำที่มีการใช้แล้วในบ่อเลี้ยงให้มีคุณภาพดีขึ้นเพื่อหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ใหม่ การปรับสภาพน้ำของระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดส่วนใหญ่อาศัยขั้นตอนใหญ่ๆ ได้แก่ การกรองทางชีวภาพ (biological filtration) การกรองโดยใช้เครื่องกล (mechanical filtration) การกรองทางกายภาพ (physical filtration) การกำจัดแบคทีเรียก่อโรค (disinfection) เป็นต้น

ระบบกรองทางชีวภาพ (Biological filters) เป็นการบำบัดคุณภาพน้ำที่มีการนำมาใช้บำบัดคุณภาพน้ำทั้งในทางอุตสาหกรรมและน้ำเสียอื่น ๆ รวมทั้งมีการใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำโดยอาศัยแบคทีเรียที่อาศัยอยู่บนตัวกรองทางชีวภาพ โดยระบบกรองทางชีวภาพนี้เป็นกระบวนการสำคัญในการบำบัดคุณภาพน้ำในระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ โดยชนิด

ของระบบกรองทางชีวภาพที่ใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำนั้นมีหลายประเภท เช่น ตัวกรองชีวภาพแบบใต้น้ำ (submerged filters) แบบโปรยกรอง (trickling filters) แบบตัวกรองหมุน (rotating media filters) และฟลูอิดไคซ์ (fluidized bed) เป็นต้น ซึ่งตัวกรองทางชีวภาพส่วนใหญ่พัฒนาแบบมาจากการบำบัดน้ำเสียในทางอุตสาหกรรม การศึกษาเกี่ยวกับตัวกรองชีวภาพโดย นภาพร กิตติมศักดิ์ (2541) ซึ่งได้ศึกษาเปรียบเทียบ ประสิทธิภาพระหว่างตัวกรองชีวภาพแบบไบโอดรัม (biodrum) และแบบใต้น้ำในระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดที่ใช้เลี้ยงกุ้งกุลาดำและปลากระพงขาว อัตราการหมุนเวียนของน้ำในระบบ 4 รอบ/วัน พบว่าในการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ ปริมาณแอมโมเนียรวม ไนโตรที่ และไนเตรทของตัวกรองชีวภาพทั้งสองแบบอยู่ในเกณฑ์ปกติและไม่แตกต่างกัน ส่วนการเพาะเลี้ยงปลากระพงขาว ปริมาณแอมโมเนียรวม และไนโตรที่ในชุดตัวกรองชีวภาพแบบใต้น้ำจะมีค่าสูงกว่าแบบไบโอดรัม

ในการเลือกชนิดของตัวกรองทางชีวภาพไปใช้นั้นขึ้นอยู่กับลักษณะของการจัดการ การเพาะเลี้ยงและประเภทของน้ำที่ต้องการบำบัด การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดนี้เหมาะที่จะนำไปใช้สำหรับการเพาะพันธุ์สัตว์น้ำในสถานะที่ปลอดโรค (Specific Pathogen Free) เนื่องจากมีการบำบัดคุณภาพน้ำ และลดปริมาณการเปลี่ยนถ่ายน้ำ ทำให้ลดความเสี่ยงในการติดโรคที่มาจากการเปลี่ยนถ่ายน้ำ และเหมาะสำหรับการเพาะเลี้ยงในโรงเรือน

สำหรับการศึกษาคุณภาพน้ำในระบบเพาะเลี้ยงแบบปิด (closed rearing systems) โดย Menasveta *et al.* (1991) ศึกษาการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำในระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดใน 8 ชุดการทดลองระบบประกอบด้วย บ่อเพาะเลี้ยง (culture tank) และบ่อบำบัดน้ำที่มีตัวกรองทางชีวภาพ คือ ทรายหยาบ ถ่านไม้ เปลือกหอยนางรมในชุดการทดลองที่ 1 ถึง 6 และเปลี่ยนจากทรายหยาบเป็นวงแหวนพีวีซี (PVC pipe ring) ในชุดการทดลองที่ 7 และ 8 โดยมีอัตราการหมุนเวียนของน้ำ 4 รอบ/วัน พบว่าปริมาณแอมโมเนีย, ไนโตรที่ ในชุดที่ 1-6 อยู่ในเกณฑ์ที่เหมาะสมและไม่แตกต่างกัน แต่ต่างจากชุดที่ 7 และ 8 ซึ่งจะมีค่าเฉลี่ยสูงขึ้นแต่ยังคงอยู่ในเกณฑ์ที่เหมาะสม และพบว่าปริมาณแอมโมเนียจะมีค่าต่ำลง ส่วนปริมาณไนเตรทจะมีค่าสูงขึ้นเรื่อยๆ โดยมีปริมาณไนเตรทเท่ากับ  $39.6 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  เมื่อสิ้นสุดการทดลอง ต่อมา Tseng *et al.* (1998) ศึกษาการเลี้ยงกุ้งกุลาดำในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด ซึ่งประกอบด้วยบ่อเลี้ยงขนาด  $60 \times 60 \times 80 \text{ cm}$  บ่อแยกตะกอน (lamella separator) บ่อเติมอากาศที่มีตัวกรองชีวภาพแบบใต้น้ำ (submerged biofilter) และบ่อพักน้ำที่มีการเติมอากาศ โดยควบคุมอัตราการไหลของน้ำเท่ากับ  $240 \text{ L/h}$  โดยปล่อยกุ้งลงบ่อเลี้ยงที่ความหนาแน่น 40 80 และ 160 ตัวต่อตารางเมตร ตลอดระยะเวลา 8 สัปดาห์ พบว่า มีอัตราการรอดร้อยละ  $89 \pm 6$ ,  $76 \pm 2$  และ  $60 \pm 0$  ตามลำดับ



ส่วนคุณภาพน้ำอยู่ในเกณฑ์ที่เหมาะสมต่อการเลี้ยงสัตว์น้ำ โดยมีค่าอุณหภูมิของน้ำ (29-32.7°C) pH (7.48-7.96) ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (5.4-6.9 mgO<sub>2</sub>/L) และแอมโมเนียมีการเปลี่ยนแปลงเล็กน้อย ซึ่งคุณภาพน้ำตลอดการศึกษาแสดงให้เห็นว่าระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดนี้สามารถใช้ในการเลี้ยงกุ้งกุลาดำได้ ส่วนสมภพ รุ่งสุภา (2530) ศึกษาคุณภาพน้ำในบ่อที่ใช้ในการเจริญพันธุ์และการเพาะพันธุ์กุ้งทะเลสองชนิด โดยเปรียบเทียบระบบน้ำสองระบบคือ ระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดและระบบน้ำแบบเปิด พบว่าระบบน้ำทั้งสองระบบที่ใช้ในการเจริญพันธุ์กุ้งกุลาดำ (*Penaeus monodon*) มีคุณภาพน้ำแตกต่างกัน โดยปริมาณความเข้มข้นของไนไตรท์และไนเตรทในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.028±0.014 mgNO<sub>2</sub>-N/L และ 0.449±0.380 mgNO<sub>3</sub>-N/L ตามลำดับ ซึ่งจะมีค่าสูงกว่าระบบเปิดที่มีค่าเฉลี่ยของไนไตรท์และไนเตรทเท่ากับ 0.010±0.010 mgNO<sub>2</sub>-N/L และ 0.015±0.010 mgNO<sub>3</sub>-N/L ตามลำดับ ปริมาณไนเตรทในระบบปิดจะเพิ่มขึ้นสูงในระยะเวลาประมาณ 10-20 วัน หลังจากเริ่มการทดลอง โดยเพิ่มจาก 0.15 เป็น 1.5 mgNO<sub>3</sub>-N/L ในวันที่ 15 ของการทดลอง แม้ว่าแม่กุ้งกุลาดำในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดจะมีความถี่ในการออกไข่บ่อยครั้งกว่าระบบน้ำแบบเปิด แต่ปริมาณไข่ที่ได้รับการผสมมีปริมาณใกล้เคียงกัน ส่วนในการเพาะพันธุ์กุ้งแชบ๊วย (*Penaeus merguensis*) พบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรท์ในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดมีค่าเฉลี่ย 0.001±0.002 mgNH<sub>4</sub>-N/L และ 0.004±0.003 mgNO<sub>2</sub>-N/L ตามลำดับ ซึ่งต่ำกว่าระบบน้ำแบบเปิดที่มีค่าของแอมโมเนียและไนไตรท์เท่ากับ 0.494±0.444 mgNH<sub>4</sub>-N/L และ 0.026±0.009 mgNO<sub>2</sub>-N/L ตามลำดับ ส่วนความเข้มข้นของไนเตรททั้งสองระบบมีค่าใกล้เคียงกัน โดยมีปริมาณไนเตรทในระบบปิดและระบบเปิดเท่ากับ 0.095±0.099 และ 0.090±0.081 mgNO<sub>3</sub>-N/L ตามลำดับ จะสังเกตได้ว่าเมื่อหมุนเวียนน้ำในระบบเพาะเลี้ยงแบบปิดซึ่งมีระบบบำบัดแบบไนตริฟิเคชัน (nitrification) เป็นระยะเวลานานจะพบการสะสมของไนเตรทเกิดขึ้น ทำให้ต้องมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำในระบบ โดยมีการสะสมไนเตรทในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดที่มีระบบบำบัดแบบไนเตรทฟิเคชันสูงถึง 400-500 mgNO<sub>3</sub>-N/L (Otte and Rosenthal, 1979 และ Honda, 1993 อ้างโดย Van Rijn, 1996) ซึ่งแม้ว่าจะไม่มีผลต่อการตายของสัตว์น้ำในทันที แต่จะส่งผลกระทบต่อความเครียดและการเจริญพันธุ์ของสัตว์น้ำได้ ซึ่งในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำมีการนำกระบวนการไนตริฟิเคชันมาใช้ร่วมกับระบบการเลี้ยงอย่างมากมาย แต่การบำบัดไนเตรทโดยใช้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันยังมีการศึกษาอยู่ ซึ่งจำเป็นต้องมีการพัฒนาเพื่อใช้ร่วมกับการเลี้ยงสัตว์น้ำในระบบปิดให้มากขึ้น

สำหรับในประเทศไทยได้มีการวิจัยเกี่ยวกับการบำบัดคุณภาพน้ำในการเพาะเลี้ยงระบบปิดเพิ่มมากขึ้นเนื่องจากเงื่อนไขทางด้านสิ่งแวดล้อมและทางการค้าโดย สิริ ทุกข์วินาศ และชนินทร์ แสงรุ่งเรือง (2541) ศึกษาวิจัยบำบัดน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนาด้วยระบบ Bio-Filter โดยดำเนินการทดลองในบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนาของเกษตรกรที่จังหวัดจันทบุรี ในระยะการเลี้ยงกุ้ง 1 รุ่น โดยเป็นการเลี้ยงในระบบปิดน้ำจากบ่อเลี้ยงจะถูกรองด้วยผ้ากรองแพลงก์ตอนขนาด 30 ไมครอน เข้าสู่ถังเก็บน้ำที่กรองตะกอน แล้วผ่านเข้าสู่ถังเติมอากาศ (เกิดไนตริฟิเคชัน) ด้วยอัตราการไหล 0.25 L/Min (15 L/h) มีระยะเวลาพักเก็บ 7 h แล้วผ่านสู่ถังบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (เกิดดีไนตริฟิเคชัน) ด้วยอัตราการไหล 0.25 L/Min (15 L/h) มีระยะเวลาพักเก็บ 6-8 h หลังจากนั้นน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วจะนำกลับไปยังบ่อเลี้ยง พบว่าระบบดังกล่าวสามารถบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียและค่า BOD ลงได้ในระดับที่ไม่เป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ ซึ่งระบบย่อยสลายโดยใช้ออกซิเจนสามารถดำเนินการได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่ระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนยังไม่ได้ผลและจำเป็นต้องมีการศึกษาเพิ่มเติม ต่อมา สิริ ทุกข์วินาศ, ขวัญฤทัย ถนอมเกียรติ และชนินทร์ แสงรุ่งเรือง (2542) ศึกษาประสิทธิภาพการปรับปรุงคุณภาพน้ำเพื่อการเลี้ยงกุ้งกุลาดำด้วยวิธีชีวภาพซึ่งเป็นการศึกษาต่อเนื่องจาก สิริ ทุกข์วินาศ และชนินทร์ แสงรุ่งเรือง (2541) เพื่อปรับปรุงวิธีการให้ได้วิธีการบำบัดต้นแบบที่จะนำไปใช้ได้ โดยมีการเพิ่มระยะเวลาพักเก็บในช่วงที่มีการบำบัดแบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน (ดีไนตริฟิเคชัน) จาก 6-8 ชั่วโมงเป็น 16 ชั่วโมง ด้วยอัตราการไหล 0.25 L/Min (15 L/h) พบว่า ระบบใหม่สามารถบำบัดน้ำส่วนใหญ่ให้มีคุณสมบัติตามมาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่งได้ แต่ยังคงมีคุณภาพน้ำบางอย่าง เช่น ปริมาณฟอสเฟต ไนเตรท ไนไตรท์ มีปริมาณสูง แม้วังไม่เกินมาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่ง

นอกจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำอุตสาหกรรมแล้วการเลี้ยงปลาสวยงามจัดเป็นอุตสาหกรรมการค้าที่เป็นการเลี้ยงสัตว์น้ำในระบบปิดเช่นเดียวกัน ซึ่งในตู้เลี้ยงปลาที่เลี้ยงปลานานจะเกิดการสะสมของไนเตรทเนื่องจากกระบวนการไนตริฟิเคชันเช่นเดียวกัน และมีการกำจัดไนเตรทโดยการเปลี่ยนถ่ายน้ำใหม่ สิริวัฒน์ กุจริญไพบูลย์ (2544) ได้ศึกษาการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในตู้เลี้ยงปลาน้ำจืดระบบปิดโดยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน โดยใช้เชื้อแบคทีเรียที่ตรึงอยู่กับแผ่นตรึงเซลล์ที่เป็นโพลีเอสเตอร์ พบว่าควรใช้ปริมาณแผ่นตรึงเซลล์ไม่ต่ำกว่า 3% ของปริมาตรน้ำในถังบำบัดจึงจะสามารถลดปริมาณแอมโมเนียและไนไตรท์ในถังบำบัดได้เกือบ 100% ภายใน 1 วัน จากแอมโมเนียที่ระดับความเข้มข้นไม่เกิน 5 mgN/L หลังจากนั้นมีการนำแผ่นตรึงเซลล์มาใช้ในการบำบัดแอมโมเนียและไนไตรท์ในตู้เลี้ยงปลา

ซึ่งสามารถควบคุมปริมาณแอมโมเนียและไนโตรที่อยู่ที่ความเข้มข้น  $0.10 \pm 0.02$  และ  $0.07 \pm 0.03$  mgN/L ตามลำดับ ซึ่งหลังจากการบำบัดแล้วพบว่าในตู้เลี้ยงปลาปริมาณไนเตรทสะสมอยู่มากจึงบำบัดไนเตรทด้วยถังบำบัดดีไนริฟิเคชัน โดยระบบน้ำหมุนเวียน มีอัตราการไหล 12 ลิตรต่อวัน (0.5L/h) มีระยะเวลาพักเก็บ 0.4 วัน (9.6 h) และใช้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอน พบว่า อัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนเตรทที่เหมาะสมในการทดลองนี้คือ  $33.76$  mgCOD/mgNO<sub>3</sub>-N ซึ่งทำให้ถังบำบัดมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรทมากกว่า 98 % แต่ยังคงมีปริมาณไนเตรทบางส่วนเหลืออยู่ในถังบำบัด ซึ่งเมื่อเพิ่มปริมาณกลูโคสแม้ว่าจะสามารถบำบัดไนเตรทได้อย่างสมบูรณ์แต่จะมีปริมาณคาร์บอนส่วนเกินเหลืออยู่ในถังบำบัดและในตู้เลี้ยงปลาซึ่งส่งผลกระทบต่อ การเลี้ยงปลา ซึ่งหากมีการศึกษาเพิ่มมากขึ้นอาจนำไปประยุกต์ใช้ในการเพาะเลี้ยงปลาสวยงามได้เป็นอย่างดีรวมถึงการนำไปใช้ในการบำบัดคุณภาพน้ำในตู้เลี้ยงปลา (Aquarium) แทนการเปลี่ยนถ่ายน้ำในปริมาณมาก

สำหรับการศึกษาการบำบัดไนเตรทในบ่อเลี้ยงพ่อแม่พันธุ์กุ้งกุลาดำในโรงเรือน โดย ธัญญา พันธุ์ฤทธิ์คำ (2541) โดยใช้ระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดประกอบด้วย บ่อเลี้ยงและบ่อตัวกรองทางชีวภาพสภาวะใช้ออกซิเจน โดยมีอัตราการหมุนเวียนของน้ำ 7.125 รอบ/วัน และมีระบบตัวกรองทางชีวภาพสภาวะไม่ใช้ออกซิเจนซึ่งประกอบด้วย คอลัมน์ลดปริมาณออกซิเจนละลาย คอลัมน์บรรจุวัสดุตรึงสำหรับดีไนริฟายอิงแบคทีเรีย (denitrifying bacteria) และคอลัมน์เพิ่มปริมาณออกซิเจนละลายเป็นชุดทดลอง อัตราการถ่ายน้ำในระบบตัวกรองทางชีวภาพสภาวะไม่ใช้ออกซิเจน 40–110 mL/Min (2.4–6.6 L/h) พบว่าสามารถควบคุมปริมาณแอมโมเนียและไนโตรที่ได้ในระดับ  $0.5$  mgN/L และ  $0.2$  mgN/L ตามลำดับ แต่ยังไม่สามารถบำบัดไนเตรทได้รวมถึงระบบมีค่าใช้จ่ายสูง เพราะว่ามีการใช้แก๊สไนโตรเจน (N<sub>2</sub>) ในการลดปริมาณออกซิเจนในน้ำ และจากปัญหาของระบบในการบำบัดไนเตรท Menasveta *et al.* (2001) จึงได้พัฒนาระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดที่มีการเพาะเลี้ยงพ่อแม่พันธุ์กุ้งในโรงเรือนซึ่งเป็นการพัฒนาระบบจาก ธัญญา พันธุ์ฤทธิ์คำ (2541) โดยเปลี่ยนชนิดของแหล่งคาร์บอนจากเอธานอลมาเป็น เมธานอลและไม่มีการเติมแบคทีเรียเพิ่มในระบบโดยมีเปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรอง โดยมีระยะเวลาพักเก็บภายในคอลัมน์ที่บรรจุวัสดุกรองเพิ่มจาก 0.3 h เป็น 1.43 h พบว่าระบบสามารถบำบัดไนเตรทจาก 165 เหลือ 25 mgN/L ในระยะเวลา 9 สัปดาห์ โดยเมื่อเปรียบเทียบกับบ่อเลี้ยงที่ไม่มีระบบบำบัดไนเตรทพบว่ามีค่าของปริมาณไนเตรทเพิ่มจาก 200 เป็นมากกว่า 300 mgN/L แต่ปัญหาของระบบคือยังคงมีค่าใช้จ่ายสูงจากการใช้แก๊สไนโตรเจนดังนั้น อ่ำไพเทพิน สิงหะพันธุ์ (2543) จึงได้ทำการพัฒนาระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้กระบวนการดีไนริฟิเคชัน โดยมีแนวคิดที่จะให้แบคทีเรียที่อยู่

ในส่วนต้นของท่อลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำโดยกระบวนการหายใจของแบคทีเรีย ให้มีค่าต่ำลงจนถึงระดับที่จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ เพื่อลดต้นทุนการบำบัดไนเตรทที่ต้องใช้แก๊สไนโตรเจนซึ่งมีราคาแพงในการลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ โดยระบบบำบัดประกอบด้วยท่อยาว 50 เมตร ภายในบรรจุวัสดุกรองทรงกลมขนาดเล็ก (Super Bioball™) จำนวน 2,870 ลูก ทดลองระบบกับน้ำเสียเทียมที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรท  $100 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  มีการเติมเมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนในอัตรา  $4.5 \text{ mL/h}$  และน้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง พบว่าระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวสามารถลดปริมาณไนเตรทจากน้ำเสียเทียมที่มีค่าเริ่มต้น  $145.4 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  เหลือ  $2.9 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  ภายในเวลา 8 วัน แต่เป็นการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์จึงพบปริมาณแอมโมเนียเพิ่มขึ้นจากเดิมเล็กน้อย เมื่อติดตั้งระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวเข้ากับบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง พบว่าระบบท่อยาวมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรทในขณะที่ไม่มีการเติมเมธานอลเท่ากับ  $2.96 \%$  และเมื่อเติมเมธานอลในอัตรา  $4.5 \text{ mL/h}$  พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรทเพิ่มขึ้นเป็น  $31.08 \%$  และเมื่อหยุดเติมเมธานอลประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรทกลับลดลงเหลือ  $6.61 \%$  โดยทั้งสามช่วงของการทดลองพบว่าเป็นการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์

## 2.6 การบำบัดไนเตรทโดยแบคทีเรีย

การบำบัดไนเตรทโดยแบคทีเรียสามารถแบ่งออกเป็น 3 ประเภท คือ

### 2.6.1 การแบ่งประเภทของกระบวนการบำบัดไนเตรทตามประเภทของแบคทีเรีย

#### 2.6.1.1 Heterotrophic Denitrification

การบำบัดไนเตรทด้วยกระบวนการนี้ต้องอาศัย Heterotrophic denitrifying bacteria ซึ่งเป็นแบคทีเรียที่ไม่สามารถสร้างอาหารเองได้ ต้องอาศัยสารอินทรีย์เป็นแหล่งอาหารและพลังงาน โดย Heterotrophic denitrifying bacteria ต้องการแหล่งอินทรีย์คาร์บอนสำหรับการหายใจและการเจริญเติบโต สารประกอบอินทรีย์คาร์บอนที่นิยมใช้ได้แก่ methanol, ethanol, glucose, acetate, aspartate หรือ formic acid โดยส่วนมากแล้วในการศึกษาเกี่ยวกับ drinking water denitrification มักใช้ methanol, ethanol และ acetic acid (Mateju *et al.*, 1992) แบคทีเรียจำพวกนี้ ได้แก่ *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Micrococcus*



ในการบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรทมักนิยมใช้วิธีนี้โดยใช้สารประกอบอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและแหล่งคาร์บอนและใช้ในเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

### 2.6.1.2 Autotrophic Denitrification

การบำบัดไนเตรทด้วยกระบวนการนี้ต้องอาศัย Autotrophic bacteria ซึ่งเป็นแบคทีเรียที่สามารถสร้างอาหารเองได้ โดยใช้สารอนินทรีย์เป็นแหล่งอาหารและพลังงาน เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{CO}_2$ ) แคลเซียมคาร์บอเนต ( $\text{CaCO}_3$ ) แบคทีเรียจำพวกนี้ได้แก่ *Thiobacillus denitrificans* ซึ่งใช้สารประกอบซัลเฟอร์เป็นตัวให้อิเล็กตรอนและใช้ในเตรทในน้ำเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ในการบำบัดไนเตรทโดยใช้วิธี Autotrophic Denitrification จะทำให้เกิดปริมาณซัลเฟตในน้ำเพิ่มขึ้น สุรัชดา ไชยชนะ (2544)

## 2.6.2 การแบ่งประเภทของกระบวนการบำบัดไนเตรทตามกลไกทางชีวภาพของการลดสารประกอบไนเตรท

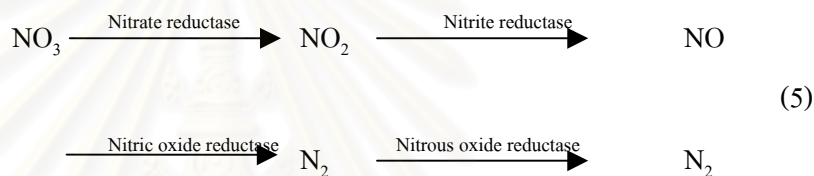
### 2.6.2.1 Assimilatory nitrate reduction

พืชและแบคทีเรียจะใช้กลไกนี้ในการเปลี่ยนไนเตรทเป็นไนโตรเจนและแอมโมเนียม ซึ่งจะเกี่ยวข้องกับเอนไซม์หลายชนิดในการเปลี่ยน  $\text{NO}_3^-$  ไปเป็น  $\text{NH}_3$  ซึ่งจะถูกนำไปใช้ในการสร้างโปรตีนและกรดนิวคลีอิก การลดลงของไนเตรทแบบนี้เกิดขึ้นโดยอาศัยเอนไซม์ Assimilatory nitrate reductases ซึ่งเอนไซม์เหล่านี้ไม่ได้รับผลกระทบจากออกซิเจน แบคทีเรียบางกลุ่ม เช่น *Pseudomonas aeruginosa* มีทั้ง Assimilatory nitrate reductase และ Dissimilatory nitrate reductase ซึ่งจะได้รับผลกระทบจากออกซิเจน โดยเอนไซม์ทั้งสองนี้จะถูกควบคุมโดยยีนที่แตกต่างกัน (Sias *et al.*, 1980 อ้างโดย Bitton, 1994) ในการเกิดรีดักชันของไนเตรทแบบ Assimilatory ไนเตรทจะถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียสำหรับการใช้ในกระบวนการทางชีวเคมีภายในเซลล์ กระบวนการลดสารประกอบไนเตรทแบบ Assimilatory nitrate reduction นี้จะเกิดขึ้นเมื่อระบบไม่มีแอมโมเนียแต่มีไนเตรทเป็นไนโตรเจนเพียงแหล่งเดียวที่แบคทีเรียจะสามารถนำไปใช้ในกระบวนการชีวสังเคราะห์ได้ (biosynthesis) ได้ (ซีระ เกรอด, 2539)

### 2.6.2.2 Dissimilatory nitrate reduction

เป็นกระบวนการหายใจแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic respiration) ซึ่งมีไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) เป็นตัวรับอิเล็กตรอน โดยไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) จะถูกรีดิวซ์ไปเป็น ไนตรัสออกไซด์ ( $\text{N}_2\text{O}$ ) และแก๊สไนโตรเจน ( $\text{N}_2$ ) หรือ แอมโมเนีย (dissimilatory nitrate reduction to ammonia) (Hargreaves, 1998)

แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมีทั้งที่เป็น aerobic autotrophic หรือ heterotrophic ซึ่งสามารถเปลี่ยนเป็นการเจริญแบบไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic growth) โดยใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน แทนออกซิเจน ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันแสดงได้ดังสมการ (5)

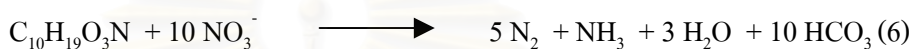


แบคทีเรียกลุ่มดีไนตริฟายเออร์ (denitrifiers) มีทั้งที่ดำรงชีวิตแบบ organotrophs, lithotrophs และ phototrophs (Tiedje, 1988 อ้างโดย Bitton, 1994) และสามารถใช้แหล่งพลังงานได้จากหลายแหล่ง ไม่ว่าจะเป็นสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ หรือ จากแสง ตัวอย่างของแบคทีเรียที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้มีหลายสกุล เช่น *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Spirillum*, *Hyphomicrobium*, *Agrobacterium*, *Acinetobacter*, *Propionobacterium*, *Corynebacterium*, *Cytophaga*, *Thiobacillus* และ *Alcaligenes* เป็นต้น แต่ที่พบมากที่สุดคือ *Pseudomonas* (*P. fluorescens*, *P. aeruginosa*, *P. denitrificans*) และ *Alcaligenes* ซึ่งมักพบในดิน น้ำ และน้ำเสีย (Painter, 1970; Tiedje, 1988 อ้างโดย Bitton, 1994)

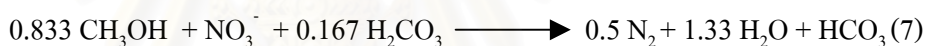
## 2.6.3 การแบ่งประเภทของกระบวนการบำบัดไนเตรตตามประเภทของแหล่งคาร์บอน (มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

### 2.6.3.1 Substrate Nitrate Denitrification

การเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันแบบนี้ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากแหล่งใดก็ได้ที่ไม่ใช่คาร์บอนในเซลล์แบคทีเรีย เป็นการเจริญเติบโตของเซลล์แบบปรกติ ที่ได้ ออกซิเจนจากไนเตรต สารอินทรีย์คาร์บอนอาจเป็น ซีโอดี/บีโอดี ที่อยู่ในน้ำเสีย ดังสมการ (6)



นอกจากจะใช้สารอินทรีย์คาร์บอนตามธรรมชาติ ระบบบำบัดส่วนมาก มักมีการเติมสารอินทรีย์โดยสารอินทรีย์คาร์บอนที่นิยมเติมลงในระบบบำบัด ได้แก่ เมทานอล (CH<sub>3</sub>OH) ดังสมการ(7)



### 2.6.3.2 Endogenous Nitrate Denitrification

ในกรณีที่ไม่มีแหล่งคาร์บอนภายนอก ดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นโดยใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์ของแบคทีเรีย เรียกว่าเป็นการย่อยสลายตัวเอง ดังสมการ (8)





## 2.7 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (Bitton, 1994; มั่นสิน ตันทุลเวศม์, 2542; กิตติ เกษตรธรรม, 2535)

### 2.7.1 ความเข้มข้นของไนเตรท

ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียจะใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นอัตราการเติบโตของดีไนตริฟายเออร์จึงขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของไนเตรทซึ่งสามารถอธิบายได้ด้วยสมการ Monod – type kinetics (9) (Bitton, 1994)

$$\mu_D = \mu_{max} \frac{D}{K_d + D} \frac{M}{K_m + M} \quad (9)$$

โดยที่	$\mu_D$	= อัตราการเจริญเติบโตของ ดีไนตริฟายเออร์
	$\mu_{max}$	= อัตราการเจริญเติบโตที่มากที่สุดของดีไนตริฟายเออร์
	$D$	= ความเข้มข้นของไนเตรท (mg/L)
	$K_d$	= ค่าคงที่ครึ่งหนึ่งของไนเตรท (mg/L)
	$M$	= ความเข้มข้นของเมธานอล (mg/L)
	$K_{max}$	= ค่าคงที่ครึ่งหนึ่งของเมธานอล (mg/L)

### 2.7.2 ปริมาณออกซิเจน

ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายในกระบวนการหายใจที่ดีกว่าไนเตรท เนื่องจากการหายใจจะได้พลังงานจากออกซิเจน (686 kcal/mole) มากกว่าไนเตรท (570 kcal/mole) (Delwiche, 1970 อ้างโดย Bitton, 1994) ส่วนพลังงานที่ได้จากการออกซิเดชันของกลูโคสซึ่งเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนโดยไนเตรทมีค่าเท่ากับ 649 kcal/mole ซึ่งน้อยกว่าออกซิเจนซึ่งมีค่าเท่ากับ 686 kcal/mole (Hargreaves, 1998) จึงเป็นเหตุผลที่ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นเฉพาะในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน แต่ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันก็อาจพบได้ภายใน activated sludge flocs และ biofilms ทั้งที่ในน้ำเสียนั้นมีออกซิเจน เมื่อปริมาณออกซิเจนจำกัด (0.1 – 0.2 mg/L หรือ  $E^h$  น้อยกว่า 220 mV) heterotrophic facultative anaerobes จะเปลี่ยนมาใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย (Hargreaves, 1998) แต่ปริมาณออกซิเจนสูง 1-2 mg/L กลับไม่มีผลกระทบต่อเชื้อดีไนตริฟายอิงที่เจริญในตัวกลางตรึงเซลล์ (Halling, and Jørgensen, 1993)

นอกจากนี้ยังมีการศึกษาการบำบัดที่ใช้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันควบคู่กันโดยใช้หลักการเติมอากาศ และหยุดการเติมอากาศให้แก่ระบบโดย อัจฉรา จันทร์อารีย์ (2538) ศึกษาการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยใช้ถังปฏิกิริยาชนิดถังที่มี

การเติมอากาศแบบไม่ต่อเนื่อง โดยอาศัยการเติมอากาศเป็นช่วงๆ ทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสลับกับปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชัน โดยควบคุมค่าอายุตะกอนเท่ากับ 5, 10 และ 15 วัน ตามลำดับ อัตราส่วนการเติมอากาศต่อการกวนแบบไม่เติมอากาศ (A/M) เท่ากับ 0.5, 1.25, 2 และ 3.5 h/h ตามลำดับ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสูงขึ้นเมื่ออายุตะกอนมีค่ามากขึ้น โดยที่อายุตะกอน 15 วัน จะมีประสิทธิภาพการกำจัดในรูป TKN เป็นร้อยละ 93.69 เมื่อ A/M เท่ากับ 3.5 ต่อมา ประเสริฐ เหล่าบุศณันต์ (2540) ได้ศึกษาการกำจัดฟอสเฟตและไนโตรเจนจากน้ำเสียด้วยกระบวนการแอนอ็อกซิฟุสเจจ-ออกซิฟ แอคทีเวตเต็ดสแตจ (anoxic two stage-oxic activated sludge) ซึ่งประกอบด้วยถังแอนอ็อกซิฟ 2 ถังวางเรียงแบบอนุกรมตามด้วยถังออกซิฟ 1 ถัง โดยใช้น้ำเสียที่มีค่า BOD เท่ากับ 100, 200, 300 และ 400 mg/L มีค่าปริมาณสารอินทรีย์อยู่ระหว่าง 0.16–1.30 kgBOD/ m<sup>3</sup>/ d มีอัตราการไหล 48, 36 และ 24 ลิตร/วัน (2, 1.5 และ 1 L/h) โดยมีระยะเวลาพักเก็บน้ำในถังแอนอ็อกซิฟ 1 และ 2 เป็น 1.5, 2.0 และ 3.0 h และในถังออกซิฟเป็น 4.5, 6.0 และ 9.0 h ตามลำดับ พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนรวมของระบบมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อปริมาณสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น โดยประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดเท่ากับ 98.18 % ที่ปริมาณสารอินทรีย์ 1.30 kgBOD/ m<sup>3</sup>/ d เมื่ออัตราการไหลของน้ำเสียเท่ากับ 48 ลิตร/วัน (2 L/h) ส่วนปริมาณไนเตรทที่ออกจากระบบจะมีค่าลดลงเมื่อปริมาณสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น โดยมีปริมาณไนเตรทน้อยที่สุดที่เหลือออกจากระบบเท่ากับ 0.20 mg/L ที่ปริมาณสารอินทรีย์ 1.30 kgBOD/m<sup>3</sup>/ d และมีปริมาณฟอสเฟตและไนเตรทในน้ำที่ออกจากระบบตลอดการศึกษาอยู่ในช่วง 0.12-1.20 และ 0.20-5.85 mg/L ตามลำดับ ตู้โชค เปี่ยมชล (2545) ได้ศึกษาผลกระทบของความเค็มและระยะเวลาแอโรบิก-แอนอ็อกซิฟที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (SBR: sequencing batch reactor) พบว่าในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเค็มต่างๆ คือ น้ำจืดที่ไม่มีการเติมเกลือและน้ำเค็มจากการเติมเกลือลงไป 8,000 mg/L 1,600 mg/L และ 2,400 mg/L ตามลำดับโดยมีอัตราส่วนการเติมอากาศต่อการกวนแบบขาดอากาศในช่วงการทำปฏิกิริยา ในชุดการทดลองที่มีอัตราส่วนของ aerobic / anoxic / post-aeration เป็น 12/0/2, 11/1/2, 10/2/2, 9/3/2, 8/4/2, 7/5/2 และ 6/6/2 ตามลำดับ พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนจะเกิดขึ้นสูงสุดที่อัตราส่วนของการเติมอากาศ (aerobic) ต่อการกวนแบบขาดอากาศ (anoxic) ที่เหมาะสมช่วงหนึ่งเท่านั้น อัตราส่วนที่มากหรือน้อยเกินไปจะส่งผลให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนลดลง และพบว่าความเค็มมีผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบลดลง และระบบที่มีความเค็มสูงกว่าต้องใช้ระยะเวลาในการเติมอากาศสูงกว่า และมีชัย เรืองนิคม (2545) ได้ศึกษาผลของการกวนในช่วงแอนอ็อกซิฟของระบบบำบัด

เอสปีอาร์ต่อการกำจัดไนโตรเจนจากน้ำทิ้งโรงอาหารมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ซึ่งมีการปรับค่า COD ประมาณ 400 mg/L และTKN 30 mg/L โดยมีระยะเวลาพักเก็บ 16, 24 และ 36 h มีสัดส่วนการเติมอากาศ: หยุดเติมอากาศ: เติมอากาศเป็น 2:2:1, 4:4:1 และ 6:6:1 ของระบบที่มีและไม่มีการกวนในช่วงดีไนตริฟิเคชัน พบว่าระบบที่มีการกวนจะมีประสิทธิภาพดีกว่าระบบที่ไม่มีกวน ส่วนประสิทธิภาพการลดลงของ  $\text{NH}_4^+$  และ TKN ขึ้นกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน หรือระยะเวลาเติมอากาศ ถ้าระยะเวลาเติมอากาศมากจะมีประสิทธิภาพสูง ส่วนประสิทธิภาพของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันขึ้นกับระยะเวลาหยุดเติมอากาศ ถ้าระยะเวลาหยุดเติมอากาศมากจะมีประสิทธิภาพสูงขึ้น

### 2.7.3 สารประกอบอินทรีย์ (Organic matter)

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ใช้เมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอนแสดงได้ในสมการ (10)



จากสมการข้างต้น แสดงให้เห็นว่าดีไนตริฟายอิงจะใช้เมทานอล 5/6 mole สำหรับการบำบัดไนเตรท 1 mole ไปเป็นไนโตรเจนแก๊ส ( $\text{N}_2$ ) แต่อาจมีเมทานอลบางส่วนถูกนำไปใช้ในกระบวนการหายใจและการสังเคราะห์เซลล์ ซึ่งได้มีการศึกษาอัตราส่วนของเมทานอลต่อไนเตรทในระบบ Anaerobic upflow filter ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรท 99.8 % พบว่ามีค่ามากกว่าหรือเท่ากับ 2.65 (Hanaki and Polprasert, 1989 อ้างโดย Bitton, 1994) ส่วน U.S. EPA (1975, อ้างโดย Bitton, 1994) ได้แนะนำให้ใช้อัตราส่วนของเมทานอลต่อไนเตรทเท่ากับ 3 จะทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์

นอกจากนี้ยังมีการศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทในน้ำดื่มโดย Nurizzo and Mezzanotte (1992) ศึกษาการบำบัดไนเตรทในถังปฏิกรณ์ทรายชนิดฟิล์มตรึงที่อัตราการไหล 20 m<sup>3</sup>/h (200L/h) ความเข้มข้นไนเตรท 32-52.5 mgNO<sub>3</sub>-N/L และใช้น้ำตาลหรือกลูโคสไซรัปเป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าสามารถบำบัดไนเตรทได้ 95 % ส่วน กนกวรรณ สุกรนันท์ (2542) ศึกษาการกำจัดไนเตรทออกจากน้ำโดยใช้คอลัมน์บรรจุจากซานอ้อยเป็นแหล่งคาร์บอน โดยใช้น้ำดิบสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นของไนเตรท 50, 75 และ 100 mgNO<sub>3</sub>/L (11.29, 16.94 และ 22.58 mgNO<sub>3</sub>-N/L) และอัตราการไหลเริ่มต้น 5 และ 10 mL/Min (0.3 และ 0.6 L/h) พบว่าอัตราการไหลเริ่มต้น 5 mL/Min (0.3 L/h) ที่ความเข้มข้น 50, 75 และ 100 mgNO<sub>3</sub>/L มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทออกจากน้ำได้ 92 %, 92.5 % และ 82.5 % และที่อัตราการไหลเริ่มต้น 10 mL/Min (0.6 L/h)

มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทออกจากรู้น้ำได้ 90.8 %, 88.0 % และ 90.6 % ตามลำดับ กระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นดังกล่าวจำเป็นต้องมีการให้แหล่งคาร์บอนแก่แบคทีเรีย ซึ่งแหล่งคาร์บอน อัตราการไหลของน้ำ ความเข้มข้นของไนเตรท เป็นปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ส่วนในการศึกษาการบำบัดไนเตรทโดยไม่เติมสารอินทรีย์คาร์บอนโดย สุรัชดา ไชยชนะ (2544) ศึกษาการกำจัดไนเตรทแบบอโตโทรฟิกดีไนตริฟิเคชัน โดยระบบจำลองขนาดเล็กในคอลัมน์ที่มีการไหลของน้ำจากบนลงล่าง ในตัวกลาง 3 แบบ คือ กำมะถันอย่างเดียว กำมะถันผสมหินปูนอัตราส่วน 3/1 และกำมะถันแยกชั้นกับหินปูนในอัตราส่วน 3/1 พบว่า ที่อัตราโปรยกรองและความเข้มข้นไนเตรทเท่ากัน ตัวกลางแบบกำมะถันอย่างเดียวมีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทมากที่สุด โดยมีสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดคือ ที่ความเข้มข้นไนเตรท 10 mgNO<sub>3</sub>-N/L และอัตราการโปรยกรอง 0.021 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>.h) มีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรท 90 %

ในการศึกษาการบำบัดคุณภาพน้ำนอกจากจะศึกษาเกี่ยวกับสารอินทรีย์คาร์บอนแล้วยังศึกษาถึงอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจนหรือ C:N โดย ศิริพร คุณาวิชชา (2539) ศึกษาการกำจัดไนเตรทจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานวุ้นเส้นโดยวิธีออกซิก-แอนแอโรบิกที่มีตัวกลาง โดยทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันด้วยระบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (activated sludge) และทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันด้วยระบบแอนแอโรบิกฟิลเตอร์ (anaerobic filter) โดยควบคุมอัตราส่วน C:N ที่เข้าระบบแอนแอโรบิกฟิลเตอร์ เท่ากับ 1.92 3.52 4.52 และ 6.52 โดยใช้น้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังเป็นตัวเพิ่มปริมาณ COD และ BOD ให้กับระบบ พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทของระบบเท่ากับ 30.30 %, 98.68 % 99.65 % และ 99.74 % ตามลำดับ โดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดได้มากขึ้นเมื่อมีอัตราส่วน COD : NO<sub>3</sub><sup>-</sup> สูง และสามารถเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์ที่ค่า COD : NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ตั้งแต่ 3.52 ขึ้นไป แต่เมื่อค่า COD : NO<sub>3</sub><sup>-</sup> สูงเกินกว่า 3.52 ขึ้นไปแล้ว BOD ในน้ำออกจะมีค่าเกินมาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม

#### 2.7.4 ความเป็นกรด – ด่าง (pH)

การเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในน้ำเสียที่ทำให้ประสิทธิภาพดีที่สุดในที่สุดจะเกิดที่ pH ระหว่าง 7.0 ถึง 8.5 และค่า pH ที่เหมาะสมประมาณ 7.0 โดยการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะทำให้อัลคาไลน์ตีและค่า pH เพิ่มขึ้น ในทางทฤษฎีการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะสร้าง CaCO<sub>3</sub> 3.6 มิลลิกรัมต่อไนเตรท 1 มิลลิกรัมที่เปลี่ยนไปเป็นแก๊สไนโตรเจน (N<sub>2</sub>) (Bitton, 1994) ส่วน กิตติ เกษตรธรรม (2535) ศึกษากระบวนการ

ออโตโททรฟิเคชันในตรีฟิเคชันซึ่งไม่ต้องเติมแหล่งคาร์บอนให้ระบบโดยใช้ถังกรองซัลเฟอร์-หินปูนกำจัดไนเตรทจากน้ำดิบสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นของไนเตรท 25, 50 และ 75 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L (5.65, 11.29 และ 16.94 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/L) และระยะเวลาการกักเก็บน้ำของถังกรอง 10 และ 20 h พบว่าถังกรองมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทจากน้ำได้ 100 % ภายใต้ทุกสภาวะการทดลอง แต่น้ำที่ผ่านการถังกรองจะมีปริมาณซัลเฟตและความกระด้างในน้ำเพิ่มขึ้น

### 2.7.5 อุณหภูมิ

อุณหภูมิที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันอยู่ระหว่าง 35–50 องศาเซลเซียส และอาจเกิดขึ้นได้ที่อุณหภูมิต่ำ (5-10) องศาเซลเซียส แต่จะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ต่ำกว่า (Bitton, 1994) นอกจากนี้ยังพบว่าอุณหภูมิจึงมีผลต่อการบำบัดไนเตรทโดย Volokita *et al.* (1996) ศึกษาการบำบัดไนเตรทในน้ำดื่มโดยใช้กระดาษหนังสือพิมพ์เป็นแหล่งคาร์บอนและเป็นแหล่งพลังงานของแบคทีเรีย รวมถึงเป็นที่ให้แบคทีเรียยึดเกาะบรรจุลงในคอลัมน์ โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของไนเตรท 100 mg/L พบว่าสามารถกำจัดไนเตรทได้อย่างสมบูรณ์ โดยไม่มีการสะสมของไนไตรท์ และพบว่า การบำบัดไนเตรทที่อุณหภูมิ 14 องศาเซลเซียส จะมีการบำบัดไนเตรทเป็น 1 ใน 3 ของที่อุณหภูมิ 32 องศาเซลเซียส

### 2.7.6 โลหะปริมาณน้อย (Trace metals)

ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ดีหากมี โมลิบดีนัม (Mb) และ ซีเลเนียม (Se) ซึ่งมีส่วนในการสร้างเอนไซม์ formate dehydrogenase ซึ่งเป็นเอนไซม์ชนิดหนึ่งในกระบวนการเมแทบอลิซึมของเมธานอล นอกจากนี้ โมลิบดีนัมยังมีส่วนสำคัญต่อการสังเคราะห์เอนไซม์ nitrate reductase อีกด้วย (Chakrabarti and Jones, 1983 อ้างโดย Bitton, 1994)

### 2.7.7 สารพิษ (Toxic chemicals)

โดยทั่วไปดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียจะมีความไวต่อสารพิษมากกว่า ไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (nitrifying bacteria) (Bitton, 1994) การทดลองของ Nagadomi (1999, อ้างโดย ศิริวัฒน์ คุเจริญไพบูลย์, 2544) ได้บำบัดน้ำจากการเลี้ยงปลาโดยใช้เชื้อ *Rhodobacter sphaeroides* S. ซึ่งเป็นเชื้อในกลุ่มของแบคทีเรียสังเคราะห์แสงที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ โดยตรึงเชื้อไว้กับตัวกลางที่เป็น polyvinyl alcohol (PVA) พบว่า มีการสะสมของไนเตรทและไนไตรท์ในปริมาณสูงในเม็ดตัวกลาง ซึ่งอาจเกิดจาก



กรดบอริกที่เป็นส่วนประกอบหลักของ PVA ไปยับยั้ง nitrate reductase หรืออาจไปยับยั้งการเจริญของเชื้อ *Rhodobacter sphaeroides* S. เช่นเดียวกันกับการศึกษาของ Chen *et al.* (2002) ที่ศึกษาการบำบัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์ชนิดฟิล์มตรึง (immobilized-cell reactor) ที่ตรึงเชื้อไว้กับตัวกลางที่เป็น polyvinyl alcohol (PVA) เช่นเดียวกัน โดยเป็นการเติมอากาศสลับกับการหยุดเติมอากาศ ระบบมีระยะเวลาพักเก็บระหว่าง 3-10 h โดยขึ้นกับค่า COD ซึ่งอยู่ในช่วง 0.864-2.88 COD/ L/ d โดยระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ร้อยละ 90 ส่วนประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดมีค่าร้อยละ 80 แต่ไม่มีการรายงานถึงการสะสมของไนโตรเจนในระบบบำบัด

## 2.8 การควบคุมปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชัน

การใช้ค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำมาบ่งชี้สถานะที่เกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันนั้น จะทำได้ยาก เนื่องจากการใช้หัววัดปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO probe) วัดปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำที่มีความเข้มข้นต่ำจะไม่แม่นยำ รวมถึงเป็นเพียงการบ่งชี้ถึงสถานะที่มีปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำต่ำ ซึ่งเป็นสถานะที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันได้ แต่ไม่สามารถบ่งชี้ได้ว่าเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันขึ้นหรือไม่ จึงมีการเปลี่ยนมาใช้พารามิเตอร์ตัวอื่น ซึ่งได้แก่ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (oxidation-reduction potential, ORP) หรือ ค่ารีดอกซ์ (Redox) ซึ่งเป็นปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนในน้ำ โดยจะเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน ซึ่งเป็นปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในน้ำ (มันสิน ตันกุลเวศน์, 2542) โดยปฏิกิริยาออกซิเดชัน (oxidation) เป็นปฏิกิริยาที่โมเลกุลหรือไอออนสูญเสียอิเล็กตรอน ส่วนปฏิกิริยารีดักชัน (reduction) เป็นปฏิกิริยาที่โมเลกุลหรือไอออนได้รับอิเล็กตรอน การวัดค่าศักย์ของกระบวนการเหล่านี้เรียกว่า ORP หรือค่ารีดอกซ์ (Redox) โดยปฏิกิริยาออกซิเดชันจะเกิดคู่กันกับปฏิกิริยารีดักชันเสมอ โดยค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ที่เกิดปฏิกิริยาต่างๆในน้ำ แสดงดังตารางที่ 2-1

ตารางที่ 2 -1 ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ที่เกิดจากปฏิกิริยาต่างๆในน้ำ (Gronsky *et al.*, 1992)

ORP (mV)	Process	Electron Acceptors	Conditions
+ 300		O <sub>2</sub>	ออกซิก (Oxic) หรือ แอโรบิก (Aerobic)
+ 200			
+ 100			
0		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	แอนอกซิก (Anoxic) แอนแอโรบิก (Anaerobics)
- 100		SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> Carbonaceous Organics	การหมัก (Fermentive) แอนแอโรบิก (Anaerobic)
- 200			
- 300			
- 400			

1 - Organic Carbon Oxidation

2 - Polyphosphate Development

3 - Nitrification

4 - Denitrification

5 - Polyphosphate Breakdown

6 - Sulfide Formation

7 - Acid Formation

8 - Methane Formation

จากตารางที่ 2 -1 แสดงให้เห็นว่าค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ณ ช่วงค่าที่ต่างกัน จะเกิดปฏิกิริยาต่างกัน เช่น ช่วงค่า ORP อยู่ระหว่าง 100 ถึง 300 mV จะเป็นการเกิดปฏิกิริยา ไนตริฟิเคชัน ช่วงค่า ORP อยู่ระหว่าง -50 ถึง 50 mV จะเป็นการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และช่วงค่า ORP อยู่ระหว่าง -300 ถึง -50 mV จะเกิดปฏิกิริยาการสร้างซัลไฟด์ ดังนั้นค่า ORP จึงเป็นค่าที่สามารถนำมาบ่งชี้สถานะการเกิดปฏิกิริยาต่างๆในน้ำได้รวมถึงการนำค่า ORP ไปควบคุม การเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้

โดยในการศึกษาของ พรพันธ์ ยุทธรักษานุกูล (2538) ศึกษาความสัมพันธ์ระหว่าง ศักย์ไฟฟ้ารีดอกซ์ของดินและน้ำกับสารรีดิวซ์ที่เป็นพิษต่อสัตว์น้ำ เน้นการศึกษาปลานิลและ กุ้งกุลาดำที่เลี้ยงแบบหนาแน่นในตู้กระจก พบว่า ปริมาณไนไตรท์และปริมาณซัลไฟด์มีความสัมพันธ์กับค่าศักย์ไฟฟ้ารีดอกซ์ของน้ำที่ระดับความเค็ม 20 ppt และในระบบการเลี้ยง ปลานิลและกุ้งกุลาดำ พบว่าการลดลงของค่าศักย์ไฟฟ้ารีดอกซ์ของน้ำและดินมีความเชื่อมโยงกับ ปริมาณไนไตรท์และแอมโมเนียในน้ำที่เพิ่มมากขึ้นในระบบการเลี้ยงที่มีการให้อาหาร ส่วน ในระบบการเลี้ยงปลานิลที่ไม่มีการให้อาหารจะมีการลดลงของค่าศักย์ไฟฟ้ารีดอกซ์ของน้ำและ ดินโดยเกิดการลดลงของปริมาณไนไตรท์ แต่ปริมาณซัลไฟด์กลับเพิ่มมากขึ้นจนมีผลให้ ปลานิลตายหมดภายใน 9 วัน

อย่างไรก็ตามจากข้อมูลที่มีการศึกษาค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ที่เกิดปฏิกิริยา ดีไนตริฟิเคชันพบว่าข้อมูลจากรายงานการศึกษาแต่ละฉบับจะมีค่าที่แตกต่างกันอย่างมาก ดังตารางที่ 2 -2

ตารางที่ 2-2 ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในขณะที่เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และ ดีไนตริฟิเคชัน จากการสำรวจเอกสาร

ผู้ศึกษา	คุณลักษณะ ของน้ำ	ORP (mV)			
		แอโรบิก ออกซิเดชัน	ไนตริฟิเคชัน	ดีไนตริฟิเคชัน	ซัลไฟด์ รีดักชัน
มันสิน, 2542	น้ำเสีย อุตสาหกรรม	+300	+100	0	
ธงชัย, 2544	น้ำเสียทั่วไป	แอโรบิก +50 ถึง +100		แอนอกซิก -50 ถึง -150	แอนแอโรบิก -200 ถึง -300
Breck, 1974 อ้างโดย Lee <i>et al.</i> , 2000				-200 ถึง -325	< -350
Turk, 1996	การเพาะเลี้ยง ปลาหมึก			+200 ถึง -50	< -100
Zipper <i>et al.</i> , 1998	น้ำเสียชุมชน			0 ถึง -150	
Fuerhacker <i>et al.</i> , 2000	-			+198 ถึง -60	
Lee <i>et al.</i> , 2000	การเพาะเลี้ยง ปลาหมึก			> -200 (incomplete)	< -400
Yu <i>et al.</i> , 1997	น้ำเสียสังเคราะห์			แอนอกซิก > -70	แอนแอโรบิก -70 ถึง -130
Yu <i>et al.</i> , 1998	น้ำเสียสังเคราะห์			แอนอกซิก 100 ถึง -50	
Yu <i>et al.</i> , 2000	น้ำเสียสังเคราะห์			แอนอกซิก +150 ถึง -50	แอนแอโรบิก -50 ถึง -200
Chen <i>et al.</i> , 2002	น้ำเสียสังเคราะห์			+50 ถึง -70	

ตารางที่ 2-2 (ต่อ) ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในขณะที่เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และ ดีไนตริฟิเคชัน จากการสำรวจเอกสาร

ผู้ศึกษา	คุณลักษณะ ของน้ำ	ORP (mV)			
		แอโรบิก ออกซิเดชัน	ไนตริฟิเคชัน	ดีไนตริฟิเคชัน	ซัลไฟด์ รีดักชัน
Christensen and Harremoës , 1978				- 200	
Reid , 1961 อ้างโดย พรพันธ์ , 2538	น้ำเสีย				+ 100
Eliassen , 1949 อ้างโดย อำพิน, 2540					-200 ถึง -300
Lie and Welander, 1994	น้ำเสียเทียมใน ระบบแอดดิเว็ด เต็ดสตัดจ์			+150 ถึง -50	
Collivignarelli and Bertanza, 1999	น้ำเสียชุมชน			+180 ถึง +80	
Plisson-Saune <i>et al.</i> ,1996	น้ำเสียชุมชน		> +250	+200 ถึง +50	-50
Sasaki <i>et al.</i> , 1996	น้ำเสียเทียม			+50 ถึง -270	
Cho <i>et al.</i> , 2001				0 ถึง -50	
Demoulin <i>et al.</i> , 1997				+50 ถึง -200	
Al-ghusain <i>etal.</i> , 1994				+50 ถึง -100	



จากตารางที่ 2 - 2 จะสังเกตได้ว่าค่า ORP ที่เกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันจะแตกต่างกัน เช่นในการศึกษาของ Lee *et al.* (2000) ได้รายงานไว้ที่ช่วงค่า ORP ที่มากกว่า -200 mV จะเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันแต่เป็นแบบไม่สมบูรณ์ซึ่งสอดคล้องกับ Breck, 1974 อ้างโดย Lee *et al.*, 2000) ที่พบว่าปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันจะเกิดในช่วง ORP -200 ถึง -325 mV ในขณะที่รายงานของ Turk (1996) ได้รายงานไว้ที่ต่ำกว่า -100 mV จะเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์และ ซิงค์ พรณสวัสดิ์(2544) กล่าวว่า จะเกิดสถานะแอนแอโรบิกในช่วงค่า ORP ตั้งแต่ -300 ถึง -200 mV โดยที่ช่วงค่า ORP ตั้งแต่ -50 ถึง -150 mV จะเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชัน เป็นต้น ด้วยเหตุผลดังกล่าวจึงทำให้ไม่สามารถเลือกค่า ORP จากเอกสารมาใช้ในการควบคุมระบบบำบัดในเตรทได้ทันที ในการศึกษานี้จึงต้องทำการศึกษาระยะค่า ORP ที่เกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันและเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่จำเพาะต่อน้ำที่นำมาใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ ซึ่งเป็นน้ำทะเลที่มีปริมาณไนเตรทต่ำกว่าทางอุตสาหกรรม และมีความเค็มสูง เพื่อนำค่าที่ได้ไปใช้ควบคุมระบบบำบัดในเตรทสำหรับบ่อเลี้ยงกุ้งทะเลต่อไป โดยจะใช้ค่า ORP เป็นตัวปรับการเติมอากาศ เติมแหล่งคาร์บอนหรือปรับสถานะของระบบบำบัดในเตรทให้มีความเหมาะสม และใช้ค่า ORP เป็นตัวควบคุมการบำบัดในเตรทหรือการเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดอย่างเหมาะสมหรือเป็นไปตามต้องการได้ ซึ่งปัญหาสำคัญที่พบในระบบบำบัดดีในตรีฟิเคชันคือ การเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์ทำให้เกิดการสะสมไนเตรท ไนตริกออกไซด์ และไนตรัสออกไซด์ หรือเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ดังนั้นในปัจจุบันจึงมีการนำคอมพิวเตอร์มาใช้ร่วมกับระบบบำบัดในการควบคุมการเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันโดยควบคุมระดับของไนเตรทให้ต่ำกว่า 5 mg/L และควบคุมปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ, pH, อัตราการไหลของน้ำ และอัตราการเติมสารคาร์บอนให้เหมาะสมเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาดีที่สุด (Lee *et al.*, 2000)

ข้อแตกต่างระหว่างการบำบัดในเตรทในทางอุตสาหกรรมและในระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำคือการบำบัดในเตรทในทางอุตสาหกรรมนั้นไม่จำเป็นที่จะต้องคำนึงถึงการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ซึ่งแตกต่างจากการบำบัดในเตรทในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ เนื่องจากไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นนั้นจะมีความเป็นพิษต่อพืชและสัตว์ที่อาศัยอยู่ในน้ำ (Bitton, 1994) การควบคุมปริมาณไนเตรทจะสามารถป้องกันการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ โดยในการศึกษาของ Jenneman *et al.* (1986) อ้างโดย อำพิน กันธิยะ (2540) ที่ศึกษาผลของไนเตรทที่มีต่อการผลิตซัลไฟด์โดยแบคทีเรียพบว่า การเติมไนเตรทจะช่วยยับยั้งการผลิตซัลไฟด์ได้เป็นเวลานาน โดยเหตุผล 2 ประการ คือ การเติมไนเตรททำให้ค่ารีดอกซ์โพเทนเชียลสูงขึ้นจากการเกิดไนตรัสออกไซด์หรือไนตริกออกไซด์และอาจเกิดจากการลดลงของจำนวนแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต หรือทั้งสองอย่าง โดย Jobbagy *et al.* (1994) อ้างโดย อำพิน กันธิยะ (2540) ให้เหตุผลของการที่ไนเตรทสามารถลดการรีดิวซ์ซัลเฟตไปเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ว่าเกิดได้ 2 ทางคือ แบคทีเรียพวก denitrifier มีความสามารถทางเมตาบอลิซึมดีกว่าแบคทีเรียพวกที่รีดิวซ์

ซัลเฟต อีกทางหนึ่งคือ ในการแข่งขันเพื่อแย่งกลับสเตรทชนิดเดียวกัน พวก denitrifier จะทำได้ดีกว่า ปัจจุบันมีการพัฒนาผลิตภัณฑ์เพื่อควบคุมกลิ่นของไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยเติมไนเตรทในระบบท่อน้ำซึ่งได้รับการจดทะเบียนแล้วภายใต้ชื่อ Nutrinox™ process (Bentzen, 1995 อ้างโดย อำพิน กันธิยะ, 2540)



สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

## บทที่ 3

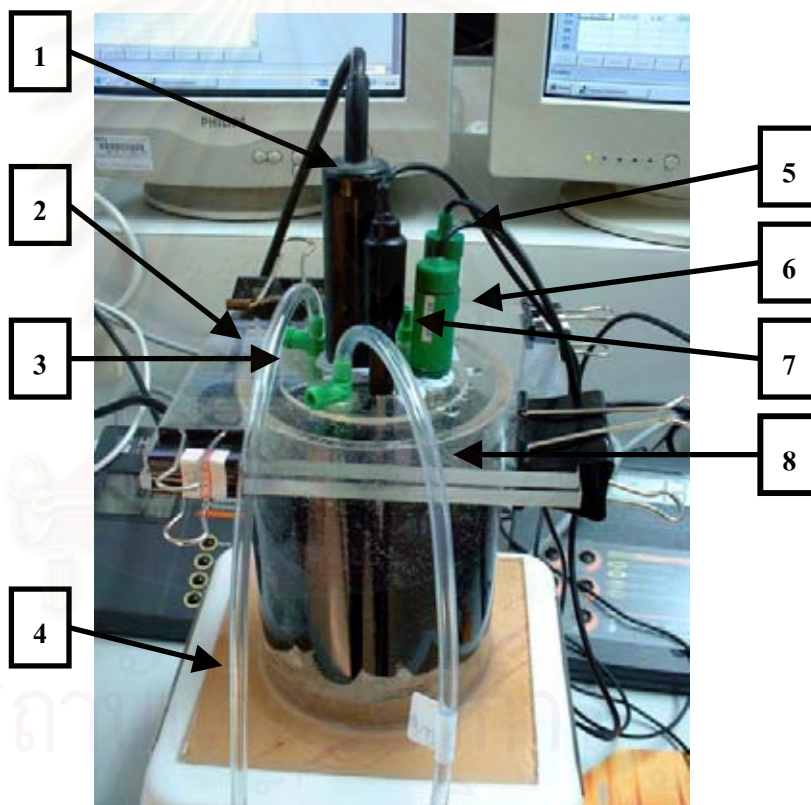
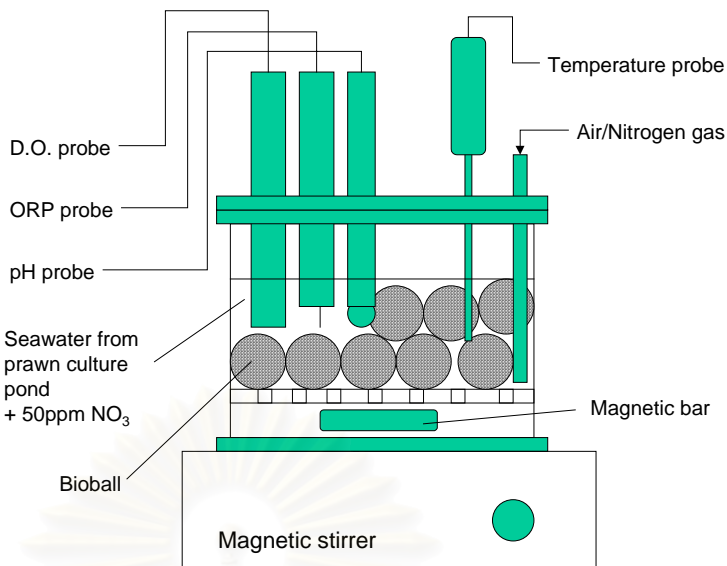
### อุปกรณ์และวิธีดำเนินการทดลอง

สำหรับการศึกษาในงานวิจัยนี้แบ่งเป็น 3 ส่วน โดยส่วนแรกเป็นการศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชัน และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) โดยทำการศึกษาในห้องปฏิบัติการเพื่อหาช่วงของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ที่เกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันหรือเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ จากนั้นจึงนำค่าที่ได้จากการศึกษาไปใช้ในการควบคุมการบำบัดในเตรทในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาว ในการทดลองส่วนที่ 2 ซึ่งเป็นการศึกษาการเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวที่มีความยาว 25 m และส่วนที่ 3 เป็นการศึกษาการเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวที่มีความยาว 50 m และศึกษาประสิทธิภาพโดยทดสอบการบำบัดในเตรทในบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำโดยปรับสภาวะของระบบบำบัดตามสภาวะที่เหมาะสมจากการศึกษาในส่วนที่ 1 และ 2

### 3.1 การศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชัน และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ

#### 3.1.1 การเตรียมถังปฏิกรณ์ (Reactor) สำหรับศึกษาปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชัน

ถังปฏิกรณ์สร้างขึ้นจากท่อพลาสติกใสรูปทรงกระบอกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 10 cm สูง 14 cm โดยถังปฏิกรณ์ที่ใช้มีช่องสำหรับติดตั้งหัววัดปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (HANNA, HI964400 และ HI91410) หัววัดอุณหภูมิและ pH (HANNA pH213, HANNA HI98240) หัววัดค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (HANNA pH213, HANNA HI98240) ที่เปลี่ยนหัวตรวจวัดสำหรับ ORP (ภาพที่ 3-1) มีจุดเติมสารซึ่งสามารถเติมเมทานอล ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ) เติมโพแทสเซียมไนเตรท ( $\text{KNO}_3$ ) เป่าอากาศหรือเป่าแก๊สไนโตรเจนได้ และมีท่อสำหรับเก็บตัวอย่างน้ำต่ออยู่ทางด้านบนของภาชนะ ในระหว่างการทดลองจะมีการกวนน้ำในถังปฏิกรณ์ให้ผสมกันเป็นเนื้อเดียวด้วยเครื่องกวนสาร (magnetic stirrer) ตลอดเวลา



ภาพที่ 3-1 ไดอะแกรม (ภาพบน) และภาพถ่าย (ภาพล่าง) ของถังปฏิกรณ์ที่สร้างขึ้นจากท่อพลาสติกใส ภายในบรรจุวัสดุทรงกลม (bioball) จำนวน 80 ลูก และน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt จำนวน 700 mL

- (1) หัววัดปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (2) ถังปฏิกรณ์ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 10 เซนติเมตร สูง 14 เซนติเมตร (3) จุดเติมเมทานอล (4) เครื่องกวนสาร (magnetic stirrer)
- (5) หัววัด ORP (6) หัววัดค่าความเป็นกรด-ด่าง (7) หัววัดอุณหภูมิ (8) จุดเก็บตัวอย่างน้ำ

### 3.1.2 การเตรียมวัสดุกรองทรงกลม (bioball)

นำวัสดุกรองทรงกลม (bioball) (ภาพที่ 3-2) ที่ใช้บรรจุในท่อสายยางพีวีซีของระบบบำบัดไนเตรท จำนวน 80 ลูกมาแช่ในน้ำทะเลความเค็ม 30 ส่วนในพันส่วน (ppt) ที่มีการเติมแอมโมเนียมคลอไรด์ ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) 5  $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$  โพแทสเซียมไนเตรท ( $\text{KNO}_3$ ) 100  $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$  และเมทานอล ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ) 300 ( $\text{mgC/L}$ ) เป็นระยะเวลา 3 วัน เพื่อเตรียมสภาพของวัสดุกรองทรงกลมให้เกิดแบคทีเรียเติบโตขึ้นเองตามธรรมชาติ

### 3.1.3 การศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย และอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดไนเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ

นำวัสดุกรองทรงกลมที่ผ่านเตรียมสภาพแล้วมาใส่ในถังปฏิกรณ์ บรรจุน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt ปริมาตร 700 mL โดยในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน มีการเติมโพแทสเซียมไนเตรท ( $\text{KNO}_3$ ) 100  $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$  ในระหว่างการทดลองมีการเก็บข้อมูลปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ อุณหภูมิ ศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน และค่าความเป็นกรด-ด่าง โดยอัตโนมัติด้วยคอมพิวเตอร์ทุกๆ 0.5 นาที ในการทดลองรอบที่ 1 และ 2 ตามลำดับ (ภาพที่ 3-3)

ในการศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันภายในถังปฏิกรณ์ต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน มีการเติมโพแทสเซียมไนเตรท ( $\text{KNO}_3$ ) 20  $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$  ในระหว่างการทดลองมีการเก็บข้อมูลปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ อุณหภูมิ ศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน และค่าความเป็นกรด-ด่าง โดยอัตโนมัติด้วยคอมพิวเตอร์ ทุกๆ 1 นาที (ภาพที่ 3-3) ทำการสุ่มเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อวิเคราะห์ปริมาณไนไตรท์ และปริมาณไนเตรทโดยวิธีการวิเคราะห์ของ Strickland and Parsons (1972) โดยการตรวจพบการลดลงของไนเตรทจะเป็นตัวบ่งชี้การเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งสามารถนำมาใช้คำนวณอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันบนวัสดุกรองทรงกลม และหาความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) กับการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเป็นค่า ORP ที่ตรวจวัดได้ในระหว่างที่เกิดการลดลงของไนเตรท

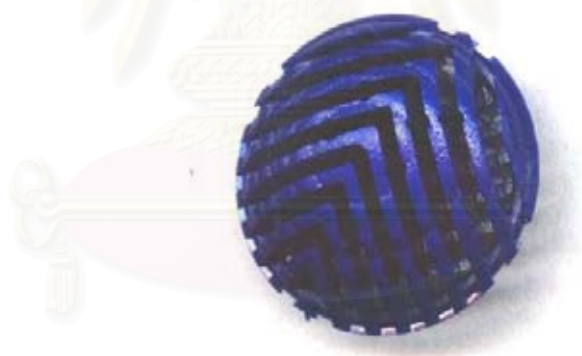
ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท มีการเติมโพแทสเซียมไนเตรท ( $\text{KNO}_3$ ) 20  $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$  ในรอบที่ 1-6 และ 40  $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$  ในรอบที่ 7 และ 8 ในระหว่างการทดลองมีการเก็บข้อมูลปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ อุณหภูมิ ศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน และค่าความเป็นกรด-ด่าง โดยอัตโนมัติด้วยคอมพิวเตอร์ ทุกๆ 2 นาที (ภาพที่ 3-3) ทำการสุ่มเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อวิเคราะห์ปริมาณไนไตรท์ และปริมาณไนเตรทโดยวิธีการวิเคราะห์ของ Strickland and Parsons (1972) เป็นระยะ เมื่อระบบบำบัดไนเตรทหมดลงจะทำการเติมไนเตรทเพิ่มลงในถังปฏิกรณ์ หลังจากนั้นจึงวัดปริมาณไนเตรท



ที่ลดลง เพื่อนำมาใช้คำนวณอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันบนวัสดุกรองทรงกลม และหาความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันกับช่วงเวลาที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเป็นช่วงที่เกิดการลดลงของไนเตรท

### 3.1.4 การศึกษาการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบบำบัดไนเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ

สำหรับการศึกษาการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) บนวัสดุกรองทรงกลมหลังจากที่ระบบบำบัดไนเตรทจนหมดแล้วทำโดยเติมอาหารกุ้งจำนวน 3 กรัม ลงในถังปฏิกรณ์ สุ่มเก็บตัวอย่างน้ำเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน ทุกๆ 20 มิลลิโวลต์ (mV) นำมาวิเคราะห์ปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยวิธีการวิเคราะห์ที่ดัดแปลงมาจาก Grasshoff (1999) ในระหว่างการทดลองมีการเก็บข้อมูลปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ อุณหภูมิ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน โดยอัตโนมัติด้วยคอมพิวเตอร์ ทุกๆ 5 นาที นำข้อมูลที่ได้มาหาความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันกับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ตรวจพบในถังปฏิกรณ์



ภาพที่ 3-2 วัสดุกรองทรงกลม (Super Bioball™) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร ซึ่งนำมาศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสถานะห้องปฏิบัติการ



ภาพที่ 3-3 เครื่องมือที่ใช้ในการศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชัน และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบบำบัดไนเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ โดยมีการเก็บข้อมูลแบบอัตโนมัติ

- (1) คอมพิวเตอร์ที่ทำหน้าเก็บบันทึกข้อมูลปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำเชื่อมต่อกับ HANNA HI964400 และ HI91410
- (2) ตั้งปฏิกรณ์ที่บรรจุวัสดุกรองทรงกลมตั้งอยู่บนเครื่องกวนสาร
- (3) คอมพิวเตอร์ที่ทำหน้าเก็บบันทึกข้อมูล อุณหภูมิ และ ORP เชื่อมต่อกับ HANNA HI98240 และ HANNA pH213 Microprocessor pH meter
- (4) เครื่องวัดค่าความเป็นกรด-ด่าง

### 3.2 การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1 ที่มีความยาว 25 เมตร

#### 3.2.1 ระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาว

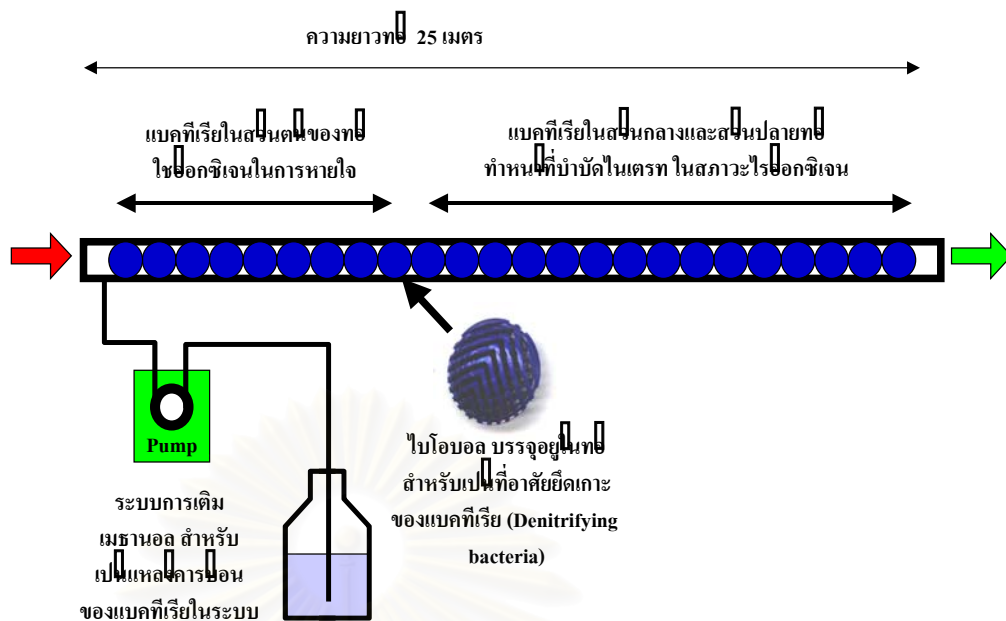
ระบบบำบัดในเตรทประกอบด้วย ท่อสายยางพีวีซีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 นิ้ว ความยาว 5 เมตร จำนวน 5 เส้น รวมความยาว 25 เมตร ภายในบรรจุวัสดุกรองทรงกลม (bioball) ซึ่งทำจากพลาสติกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร เส้นละ 287 ลูก รวมจำนวน 1,435 ลูก ต่อท่อสายยางพีวีซีแต่ละเส้นด้วยท่อพลาสติกพีวีซีสามทางขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 นิ้วและใช้วาล์วพลาสติกพีวีซีในการปิดเปิดในแต่ละช่วงของระบบ เพื่อเป็นจุดเก็บตัวอย่างน้ำในทุกๆ 5 เมตร ความจุน้ำของระบบท่อยาวรวม 11.11 L

โดยหลักการของระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวจะอาศัยแบคทีเรียบนวัสดุกรองทรงกลม เมื่อน้ำผ่านเข้าสู่ระบบในช่วงต้นท่อแบคทีเรียในส่วนต้นของท่อจะมีการใช้ออกซิเจนในน้ำทำให้ปริมาณออกซิเจนในน้ำลดต่ำลงจนทำให้แบคทีเรียในส่วนกลางท่อและปลายท่อสามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ (ภาพที่ 3-4, ภาพบน)

ระบบบำบัดแบบท่อยาวนี้จะต่ออยู่กับถังพักน้ำขนาด 150 L โดยจะมีการหมุนเวียนน้ำจากถังพักเข้าสู่ระบบท่อยาวและกลับเข้าสู่ถังพักโดยใช้เครื่องสูบน้ำ (SANSO Model PMD-311) ในช่วงต้นของท่อยาวจะมีช่องสำหรับเติมเมธานอลโดยใช้เครื่องสูบน้ำชนิดรีดสาย (peristaltic pump, Master Flex C/L Model 77120-52) (ภาพที่ 3-4, ภาพล่าง)

#### 3.2.2 การเตรียมสภาพเริ่มต้นของตัวกรองทางชีวภาพในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1

เตรียมน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt ปริมาตร 120 L ใส่ในถังพักน้ำ และทำการหมุนเวียนน้ำในระบบเป็นระยะเวลา 2 สัปดาห์ โดยมีอัตราการไหลของระบบท่อยาวเริ่มต้นที่ระดับ 60 L/h (ระยะเวลากักเก็บ (retention time) ประมาณ 0.19 h) หลังจากนั้นจึงเติมแอมโมเนียมคลอไรด์ ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) ลงในถังพักน้ำให้มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมเป็น 2  $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$  เติกระบบไว้เป็นเวลา 15 วันก่อนเริ่มต้นการทดลอง



ภาพที่ 3-4 ไดอะแกรม (ภาพบน) และภาพถ่าย (ภาพล่าง) ของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว

ชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) ภายในบรรจุวัสดุทรงกลม (bioball)

(1) จุดเก็บตัวอย่างน้ำ (2) เครื่องสูบน้ำชนิดรีดสาย (peristaltic pump)

(3) วาล์วปรับอัตราการไหลของน้ำ (4) เครื่องสูบน้ำ (pump)

(5) ถังพักน้ำบรรจุน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt ปริมาตร 120 L



**3.2.3 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรทของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1**  
เตรียมน้ำเสียเทียม (artificial wastewater) โดยใช้ น้ำทะเลที่เติมโพแทสเซียมไนเตรท ( $\text{KNO}_3$ ) ที่ความเข้มข้นของไนเตรท 100  $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$  ปริมาตร 120 L ในถังพักน้ำ เริ่มเดินระบบบำบัดโดยปรับอัตราการไหลเริ่มต้นที่ระดับ 60 L/h (retention time ประมาณ 0.19 h) หลังจากนั้นมีการปรับอัตราการไหลที่ระดับ 2.65 L/h (retention time ประมาณ 4.2 h) โดยเติมเมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอน ด้วยอัตรา 0-4.5 mL/h เพื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรทของระบบบำบัดไนเตรท 25 เมตร ระหว่างการไม่เติมแหล่งคาร์บอน และเติมแหล่งคาร์บอน ทำการหมุนเวียนน้ำในระบบอย่างต่อเนื่องจากถังพักน้ำเข้าสู่ระบบท่อยาวและกลับเข้าสู่ถังพักน้ำ

ในระหว่างการทดลองมีการตรวจวัดคุณภาพน้ำในระบบโดยเก็บตัวอย่างน้ำ ณ จุดเก็บตัวอย่างน้ำทั้ง 6 จุด ได้แก่ ที่ความยาวท่อ 0 เมตร 5 เมตร 10 เมตร 15 เมตร 20 เมตร และ 25 เมตร วิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรท์ ไนเตรท และปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ โดยวิธีการวิเคราะห์ของ Strickland and Parsons (1972) วัดค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) โดย pH meter (HANNA HI8418) วัดค่าอุณหภูมิ (HANNA HI8418) และวัดค่า ORP (HANNA RI02895) ตลอดระยะเวลาการศึกษา



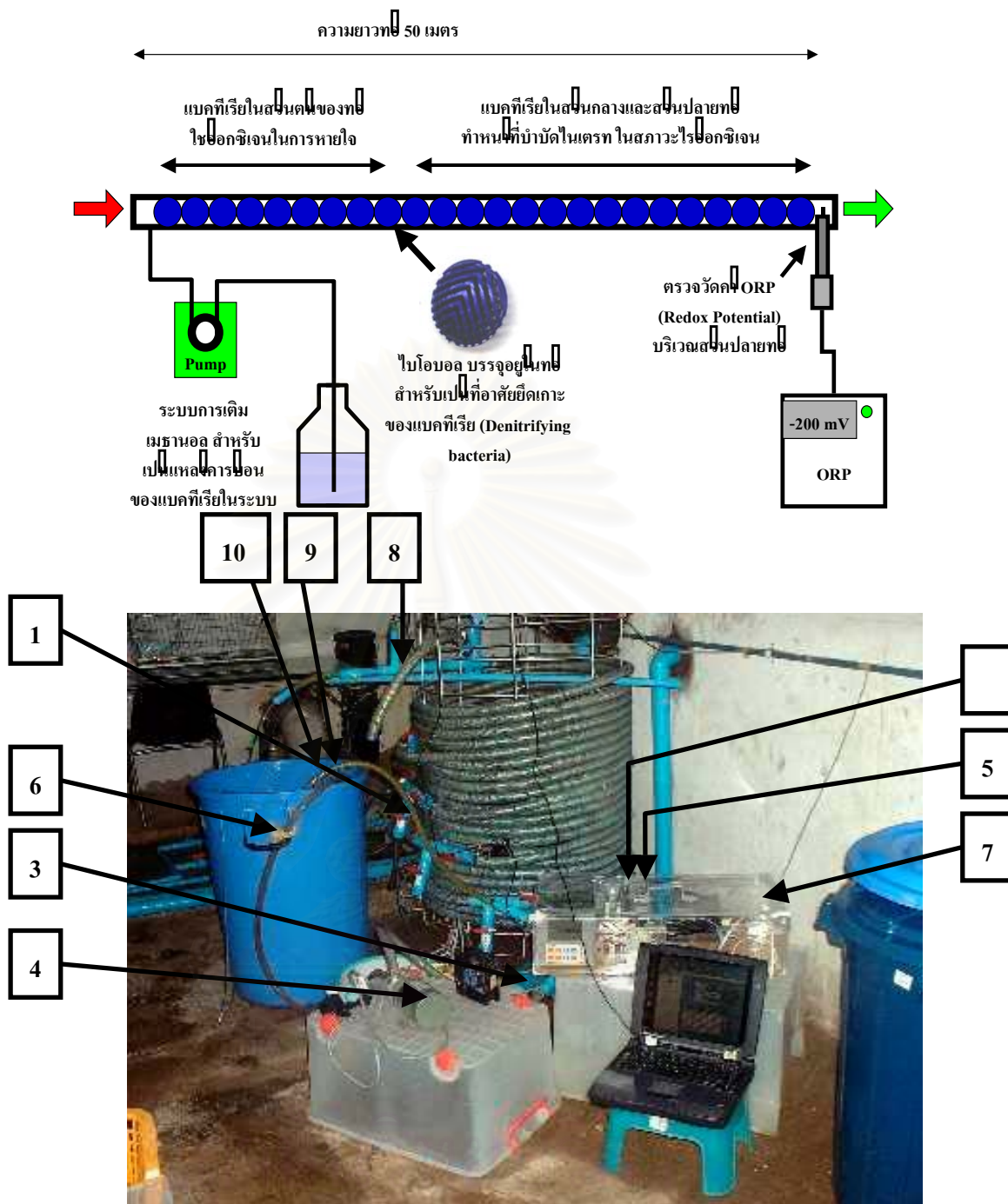
### 3.3 การศึกษาปฏิกิริยาดีเอ็นเอในเครื่องในในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 ที่มีความยาว 50 เมตร

#### 3.3.1 ระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาว

เนื่องจากระบบบำบัดในเตรทความยาว 25 เมตร ที่ใช้ในหัวข้อ 3.2 ยังมีประสิทธิภาพไม่ดีเท่าที่ควร จึงได้สร้างระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 ให้มีความยาวเพิ่มขึ้นเป็น 50 เมตรโดยมีลักษณะคล้ายระบบบำบัดชุดที่ 1 แต่ประกอบด้วยท่อสายยางพีวีซีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 นิ้ว ความยาว 10 เมตร จำนวน 5 เส้น รวมความยาว 50 เมตร ภายในบรรจุวัสดุกรองทรงกลม เส้นละ 580 ลูก รวมจำนวน 2,900 ลูก โดยมีความจุน้ำของระบบท่อยาวรวม 21.78 L

ในระบบบำบัดในเตรทความยาว 50 เมตร มีการติดตั้งหัวตรวจวัดค่า ORP (HANNA, mV600) ที่ส่วนปลายท่อขาออกของระบบบำบัดในเตรทเชื่อมต่อกับระบบบันทึกข้อมูลอัตโนมัติ Data logger DL 2000 (Wisco, Thailand) และติดตั้งหัววัดปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (Mettler Toledo, O<sub>2</sub> transmitter170) อยู่ที่ปลายสุดของสายยางเพื่อบันทึกค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำที่ออกจากระบบบำบัดในเตรท (ภาพที่ 3-5, ภาพบน)

ระบบบำบัดแบบท่อยาวนี้จะต่ออยู่กับถังพักน้ำขนาด 100 L โดยจะมีการหมุนเวียนน้ำจากถังพักเข้าสู่ระบบท่อยาวและกลับเข้าสู่ถังพักโดยใช้เครื่องสูบน้ำ (SANSO Model PMD-311) ในช่วงต้นของท่อยาวจะมีช่องสำหรับเติมเมธานอลโดยใช้เครื่องสูบน้ำชนิดรีดสาย (peristaltic pump, Master Flex C/L Model 77120-52) (ภาพที่ 3-5, ภาพล่าง)



ภาพที่ 3-5 โดอะแกรม (ภาพบน) และภาพถ่าย (ภาพล่าง) ของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว  
ชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) โดยมีการติดตั้งหัวตรวจวัดค่า ORP ที่ส่วนปลายท่อขาออก  
ของระบบบำบัดไนเตรทซึ่งเชื่อมต่อกับระบบบันทึกข้อมูลอัตโนมัติ

(1) จุดเก็บตัวอย่างน้ำ (2) เครื่องสูบน้ำชนิดรีดสาย (peristaltic pump) (3) วาล์วปรับ  
อัตราการไหลของน้ำ (4) เครื่องสูบน้ำ (pump) (5) ขวดบรรจุเมธานอล (6) ถังพักน้ำ  
บรรจุน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt ปริมาตร 90 L (7) ชุดอุปกรณ์เก็บข้อมูลแบบอัตโนมัติ  
(8) หัววัด ORP (9) หัววัดปริมาณออกซิเจน (10) หัววัดอุณหภูมิ

### 3.3.2 การเตรียมสภาพเริ่มต้นของตัวกรองทางชีวภาพในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว ชุดที่ 2

เตรียมน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt ปริมาตร 90 L ใส่ในถังพักน้ำ และทำการหมუნเวียนน้ำในระบบเป็นระยะเวลา 2 สัปดาห์ โดยมีอัตราการไหลของระบบท่อยาวเริ่มต้นที่ระดับ 36.98 L/h (retention time ประมาณ 0.59 h) หลังจากนั้นจึงเติมแอมโมเนียมคลอไรด์และโพแทสเซียมไนเตรทลงในถังพักน้ำโดยให้ความเข้มข้นของแอมโมเนียมเป็น  $2 \text{ mgNH}_4\text{-N/L}$  และความเข้มข้นของไนเตรทเป็น  $50 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  โดยปรับอัตราการไหลของระบบท่อยาวที่ระดับ 10 L/h (retention time ประมาณ 2.18 h)

ตรวจวัดคุณภาพน้ำในระบบโดยเก็บตัวอย่างน้ำ ณ จุดเก็บตัวอย่าง 2 จุด ได้แก่ จุดน้ำเข้า (0 เมตร) และจุดน้ำออกจากระบบ (50 เมตร) วิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนียม ไนโตรเจน ไนเตรท และปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ โดยวิธีการวิเคราะห์ของ Strickland and Parsons (1972) บันทึกค่า ORP ทุกๆ 10 นาที โดยหวัตรวจวัดค่า ORP ที่เชื่อมต่อกับระบบบันทึกข้อมูลอัตโนมัติตลอดระยะเวลาการศึกษา

### 3.3.3 การศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว ชุดที่ 2

เตรียมน้ำเสียเทียม (artificial wastewater) โดยใช้ น้ำทะเลที่เติมโพแทสเซียมไนเตรท ( $\text{KNO}_3$ ) ที่ความเข้มข้นของไนเตรท  $50 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  ปริมาตร 90 L ในถังพักน้ำ หลังจากนั้นจึงทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรทของระบบบำบัดไนเตรทความยาว 50 เมตรในสภาวะต่างๆ โดยตลอดการทดลองจะทำการหมუნเวียนน้ำในระบบอย่างต่อเนื่องจากถังพักน้ำเข้าสู่ระบบท่อยาวและกลับเข้าสู่ถังพักน้ำ และมีการเติมไนเตรทเพิ่มลงในถังพักน้ำหลังจากที่ระบบบำบัดไนเตรทหมดลง สภาวะที่ใช้ในการศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดไนเตรทความยาว 50 เมตร ประกอบด้วย

- อัตราการเติมเมทานอล

ศึกษาผลของอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C:N ratio) ต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันโดยปรับค่า C:N ratio ด้วยการควบคุมอัตราการเติมแหล่งคาร์บอนคือ เมทานอล ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ) ซึ่งใช้เป็นแหล่งคาร์บอนเพียงชนิดเดียวที่ให้แก่ระบบบำบัดไนเตรทที่อัตรา 4.5 และ 9.3 mL/h

- ความเข้มข้นของเมทานอล

ศึกษาผลของความเข้มข้นของแหล่งคาร์บอนต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันโดยปรับระดับความเข้มข้นของเมทานอลที่เติมเข้าสู่ระบบบำบัดไนเตรทที่ระดับ 5 10 และ 20 เปอร์เซ็นต์

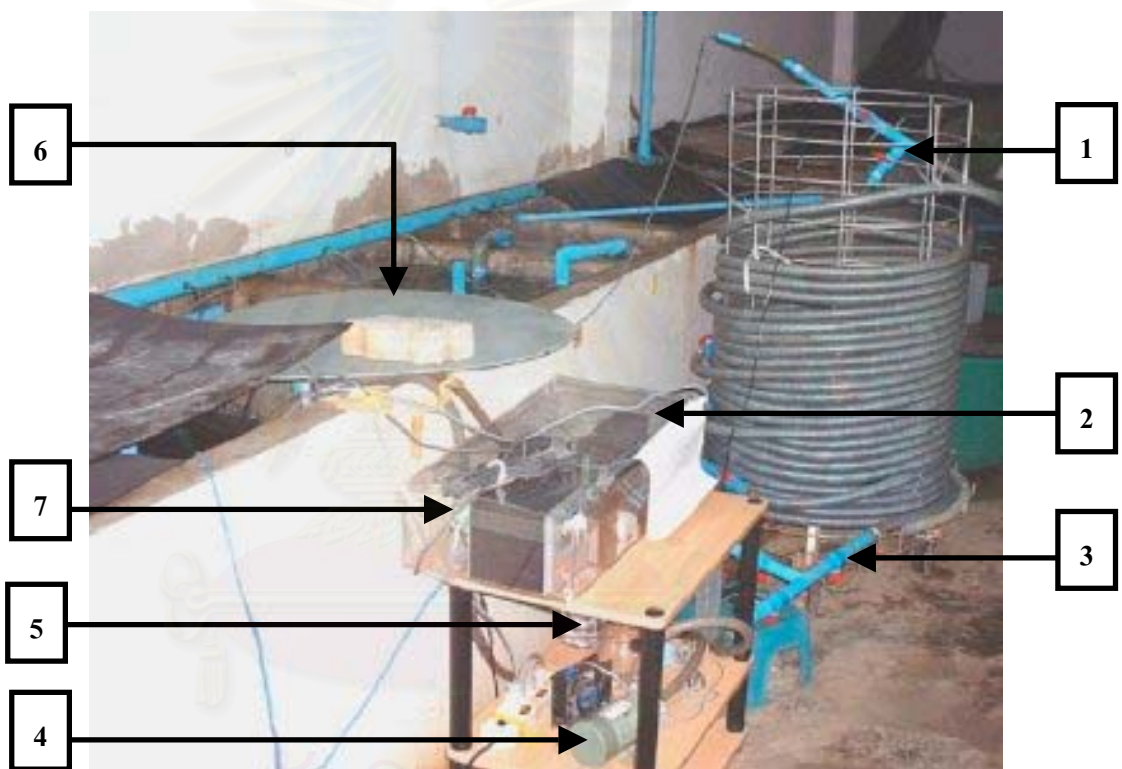
- อัตราการไหลของน้ำ

ศึกษาผลของอัตราการไหลของน้ำเสียเทียบกับปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน โดยปรับระดับอัตราการไหลของน้ำในระบบบำบัดไนเตรทที่ระดับ 10 และ 5 L/h ซึ่งจะทำให้ได้ ระยะเวลาเก็บน้ำ (retention time) ประมาณ 2.18 h และ 4.36 h ตามลำดับ

ในระหว่างการทดลองมีการตรวจวัดคุณภาพน้ำในระบบโดยเก็บตัวอย่างน้ำ ณ จุดเก็บตัวอย่าง 2 จุด ได้แก่ จุดน้ำเข้า (0 เมตร) และจุดน้ำออกจากระบบ (50 เมตร) วิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนียม ไนไตรท์ และไนเตรท โดยวิธีการวิเคราะห์ของ Strickland and Parsons (1972) วัดค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ และค่า ORP โดยหัวตรวจวัดที่เชื่อมต่อกับระบบบันทึกข้อมูลอัตโนมัติตลอดระยะเวลาการศึกษา โดยควบคุมระบบให้มีการบำบัดไนเตรทโดยใช้ค่า ORP ที่ศึกษาในข้อ 3.1 โดยการปรับเปลี่ยนอัตราการเติมเมธานอล ความเข้มข้นของเมธานอล และอัตราการไหลของน้ำ

### 3.3.4 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดไนเตรทโดยใช้น้ำเสียจากการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ

นำระบบบำบัดไนเตรท 50 เมตรที่ปรับสภาวะของระบบบำบัดไนเตรทตามที่ศึกษาได้จากข้อ 3.3.3 ต่อเข้ากับบ่อดูดองเลี้ยงกุ้งกุลาดำขนาด 352 L (ภาพที่ 3-6) มีการหมุนเวียนน้ำในระบบอย่างต่อเนื่อง และควบคุมระบบให้มีการบำบัดไนเตรทโดยใช้ค่า ORP ที่ศึกษาในข้อ 3.3.3 โดยการปรับเปลี่ยนอัตราการเติมเมธานอล ความเข้มข้นของเมธานอล และอัตราการไหลของน้ำ ศึกษาคุณภาพน้ำโดยเก็บตัวอย่างน้ำ ณ จุดเก็บตัวอย่างน้ำเข้าและออกจากระบบเป็นระยะเวลา 1 เดือน



ภาพที่ 3-6 ระบบบำบัดไนเตรท 50 เมตรที่ต่อเข้ากับบ่อดูดองเลี้ยงกุ้งทะเลขนาด 352 L

- (1) จุดเก็บตัวอย่างน้ำ
- (2) เครื่องสูบน้ำชนิดรีดสาย (peristaltic pump)
- (3) วาล์วปรับอัตราการไหลของน้ำ
- (4) เครื่องสูบน้ำ (pump)
- (5) ขวดบรรจุเมธานอล
- (6) บ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำบรรจุน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt ปริมาตร 352 ลิตร
- (7) ชุดอุปกรณ์เก็บข้อมูลแบบอัตโนมัติ



### 3.4 วิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

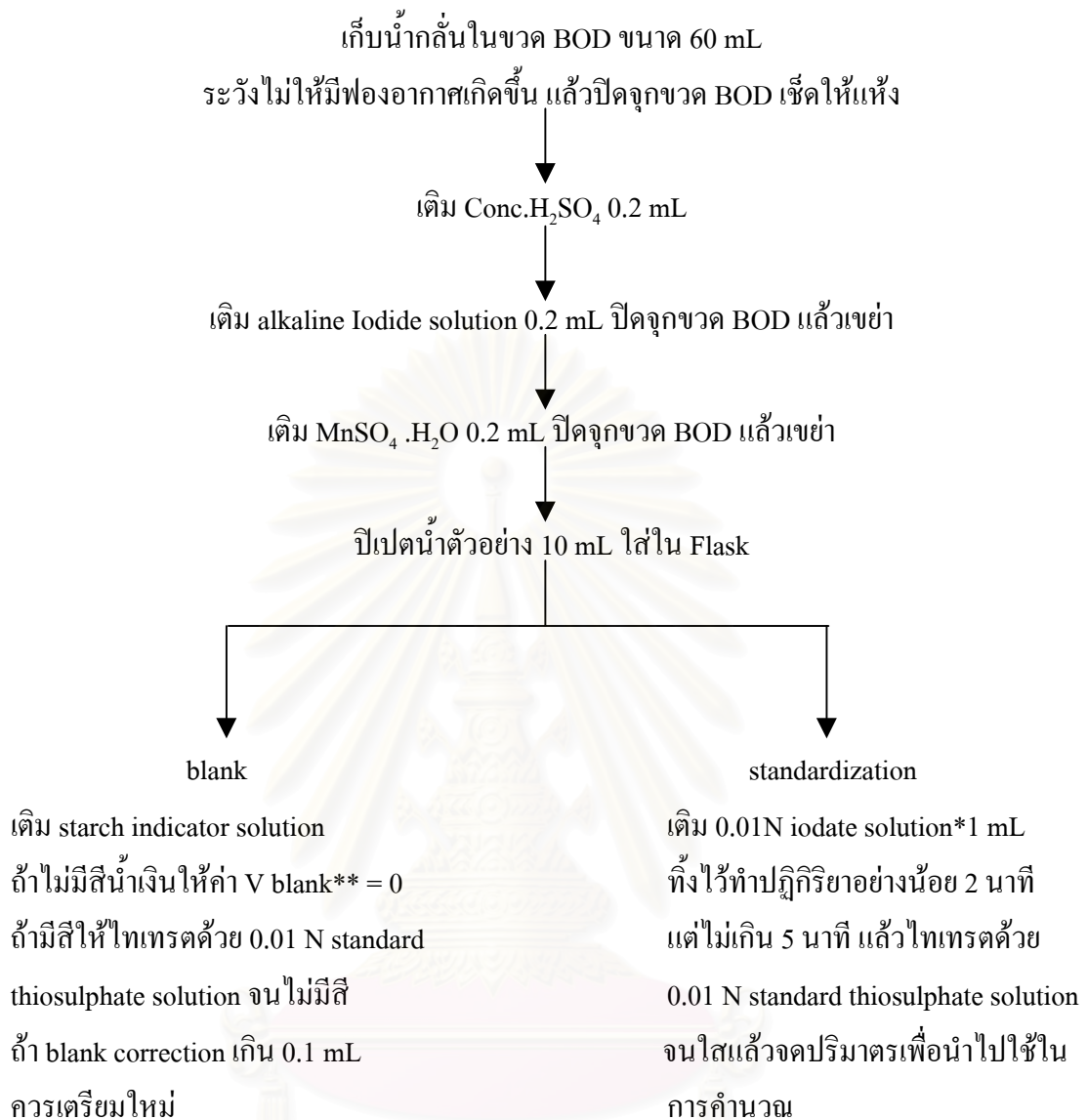
#### 3.4.1 การวิเคราะห์ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (Dissolved oxygen, DO) ตัดแปลงจากวิธีของ Strickland and Parsons (1972)

เก็บน้ำตัวอย่างโดยจุ่มสายยางที่ต่อเข้ากับจุดเก็บตัวอย่างของระบบบำบัดในตรงกลางในขวด BOD ขนาด 60 mL โดยให้ปลายสายยางแตะที่ก้นขวด ปล่อยให้ น้ำล้นจนถึงปากขวด แล้วปิดจุกขวด BOD เช็ดขวด BOD ให้แห้ง

เปิดจุกขวด BOD เติม manganous sulphate reagent ( $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  365 g/L) ปริมาตร 0.2 mL ตามด้วยการเติม alkaline iodide solution (ผสมสารละลาย sodium hydroxide (NaOH) 500 g ต่อน้ำกลั่น 500 mL และ potassium iodide (KI) 300 g ต่อน้ำกลั่น 450 mL) ปริมาตร 0.2 mL ปิดจุกขวด BOD แล้วเขย่าจนกระทั่งมีตะกอนเกิดขึ้น ควรระวังไม่ให้มีฟองอากาศอยู่ภายในขวด เขย่าขวดอีกครั้งแล้วปล่อยให้เกิดการตกตะกอนอย่างน้อย 1 ใน 3 ของขวด เติมกรดซัลฟูริกเข้มข้นปริมาตร 0.2 mL ปิดจุกขวด BOD แล้วเขย่าเพื่อละลายตะกอน

เปิดสารละลายในขวดมา 10 mLไทเทรตด้วย 0.01 N standard thiosulphate solution ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  2.9 g และ  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  0.1 g ต่อน้ำกลั่น 1 L แล้วเติม  $\text{CS}_2$  1 mL) จนกระทั่งสารละลายเป็นสีเหลืองอ่อน หยด starch indicator solution (soluble starch 2 g ในน้ำกลั่น 300-400 mL เติม 20%NaOH และคนจนสารละลายใส ตั้งทิ้งไว้ 1-2 ชั่วโมง เติมกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้นจนสารละลายเป็นกรด เติมกรดอะซิติก 2 mL ในน้ำกลั่น 1 L) ไทเทรตจนสีน้ำเงินของสารละลายแบ่งจางหายไปจึงจะเป็นจุดยุติของปฏิกิริยา จากนั้นจึงนำปริมาณของสารละลาย 0.01 N thiosulphate ไปคำนวณความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายในน้ำ สำหรับขั้นตอนการตรวจสอบค่าความเข้มข้นที่ถูกต้องของสารละลาย 0.01 N thiosulphate แสดงในภาพที่ 3-7

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 3-7 แผนภาพแสดงขั้นตอนการเตรียม blank และการหาความเข้มข้นที่ถูกต้องของสารละลาย 0.01 N thiosulphate

**\* 0.01 N iodate solution**

KIO<sub>3</sub> 0.3567 g (อบที่อุณหภูมิ 105 °C, 1 ชั่วโมง) ในน้ำกลั่นที่อุ่น 200-300 mL ทิ้งไว้ให้เย็น แล้วปรับปริมาตรเป็น 1 L)

\*\* V blank คือ ปริมาตรของ blank ที่ไทเทรตด้วย 0.01 N standard thiosulphate solution

### การคำนวณความเข้มข้นของ standard thiosulphate solution ที่เตรียมได้

จากการ standardization ปริมาตรของ 0.01 N standard thiosulphate solution ที่ใช้ในการไทเทรตกับสารละลายที่มี 0.01N iodate solution 1 mL จะนำไปคำนวณความเข้มข้นของ standard thiosulphate solution ที่เตรียมได้ (mol/L) ดังนี้

ความเข้มข้นของ standard thiosulphate solution (mol/L) =  $1.0001 \times 10^{-2}$  / ปริมาตร 0.01 N standard thiosulphate solution ที่ใช้ในการไทเทรต (mL)

### การคำนวณปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ

ปริมาตรของ 0.01 N standard thiosulphate solution ที่ใช้ในการไทเทรตกับน้ำตัวอย่าง (ที่ standardization เพื่อหาค่าความเข้มข้นที่แน่นอนแล้ว) จะนำไปคำนวณเพื่อหาค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำดังนี้

จำนวนโมลของ thiosulphate = ปริมาตรของ 0.01 N standard thiosulphate solution ที่ใช้ในการไทเทรตกับน้ำตัวอย่าง x ความเข้มข้นของ standard thiosulphate solution ที่เตรียมได้ (mol/L) / 1,000

จำนวนโมลของ  $O_2$  = (จำนวน โมลของ thiosulphate / 4) x 100

ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ ( $mgO_2/L$ ) = จำนวน โมลของ  $O_2$  x 32

### 3.4.2 การวิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $NH_4-N$ ) ดัดแปลงจากวิธีของ Strickland and Parsons (1972)

เก็บน้ำตัวอย่างโดยจุ่มสายยางที่ต่อเข้ากับจุดเก็บตัวอย่างของระบบบำบัดในตรงกลาง ในขวด เก็บตัวอย่างโดยให้ปลายสายยางแตะที่ก้นขวด ควรทำการวิเคราะห์ทันทีหรือไม่ควรเกิน 1 – 2 ชั่วโมง หลังจากเก็บน้ำตัวอย่าง ถ้ายังไม่สามารถทำการวิเคราะห์ตัวอย่างได้ทันทีควรแช่แข็ง

ปิเปตน้ำตัวอย่าง 5 mL โดยใช้น้ำ De-ionized water (D.I.) เป็น blank เติม phenol solution (phenol 20 g ใน 95 % V/V เอทิลแอลกอฮอล์ 200 mL) ปริมาตร 0.2 mL เขย่าแล้วเติม sodium nitroprusside solution ( $Na_2Fe(CN)_5NO \cdot 2H_2O$  1.0 g ในน้ำ D.I. 200 mL) ปริมาตร 0.2 mL และ oxidizing solution ปริมาตร 0.5 mL (ผสม alkaline reagent (sodium citrate 100 g และ NaOH 5 g ในน้ำ D.I. 500 mL) และ sodium hypochlorite solution (ใช้สารละลาย

hypochlorite ทางการค้าซึ่งมีความเข้มข้นประมาณ 1.5 N) ในอัตราส่วน 100 mL ต่อ 25 mL ควรปิดฝาสารละลายขณะไม่ใช้และเตรียมสารละลายใหม่ทุกครั้ง) ทำการเขย่าหลอดทุกครั้งที่มีการเติมรีเอเจนต์ ปิดหลอดทดลองด้วย parafilm ตั้งทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้อง (20–27 องศาเซลเซียส) อย่างน้อย 1 ชั่วโมง สีของสารละลายที่เกิดขึ้นจะคงอยู่ได้นาน 24 h วัดค่าการดูดกลืนแสง (Spectrophotometer) ที่ความยาวคลื่น 640 นาโนเมตร (nm)

เตรียม standard ammonia solution ที่ความเข้มข้นต่างๆคือ 0.01 0.05 0.10 0.50 และ 1.00 mgNH<sub>4</sub>-N/L ตามลำดับจาก stock ammonia solution (ความเข้มข้น 200 mgNH<sub>4</sub>-N/L) (กราฟมาตรฐานแสดงในภาคผนวก ก)

### 3.4.3 การวิเคราะห์ปริมาณไนไตรท์-ไนโตรเจน (NO<sub>2</sub>-N) ตัดแปลงจากวิธีของ Strickland and Parsons (1972)

เก็บน้ำตัวอย่างโดยจุ่มสายยางที่ต่อเข้ากับจุดเก็บตัวอย่างของระบบบำบัดในตรทลงในขวด เก็บตัวอย่างโดยให้ปลายสายยางแตะที่ก้นขวด น้ำตัวอย่างสามารถเก็บได้หลายชั่วโมงที่อุณหภูมิห้องแต่ไม่ควรเกิน 5–10 ชั่วโมง ถ้ายังไม่สามารถทำการวิเคราะห์ตัวอย่างได้ทันที ควรแช่แข็ง

ปิเปตน้ำตัวอย่าง 5 mL โดยใช้น้ำกลั่นเป็น blank เติม sulphanilamide solution ปริมาตร 0.1 mL (sulphanilamide 5 g กรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 50 mL ในน้ำกลั่น 500 mL) เขย่าแล้วตั้งทิ้งไว้ 2-8 นาที เติม NED solution (N-(1-Naphthyl)-Ethylenediamine Dihydrochloride 0.50 g ต่อ 500 mL) ปริมาตร 0.1 mL เขย่าแล้วตั้งทิ้งไว้ 10 นาที ถึง 2 ชั่วโมง วัดค่าการดูดกลืนแสง (Spectrophotometer) ที่ความยาวคลื่น 543 nm

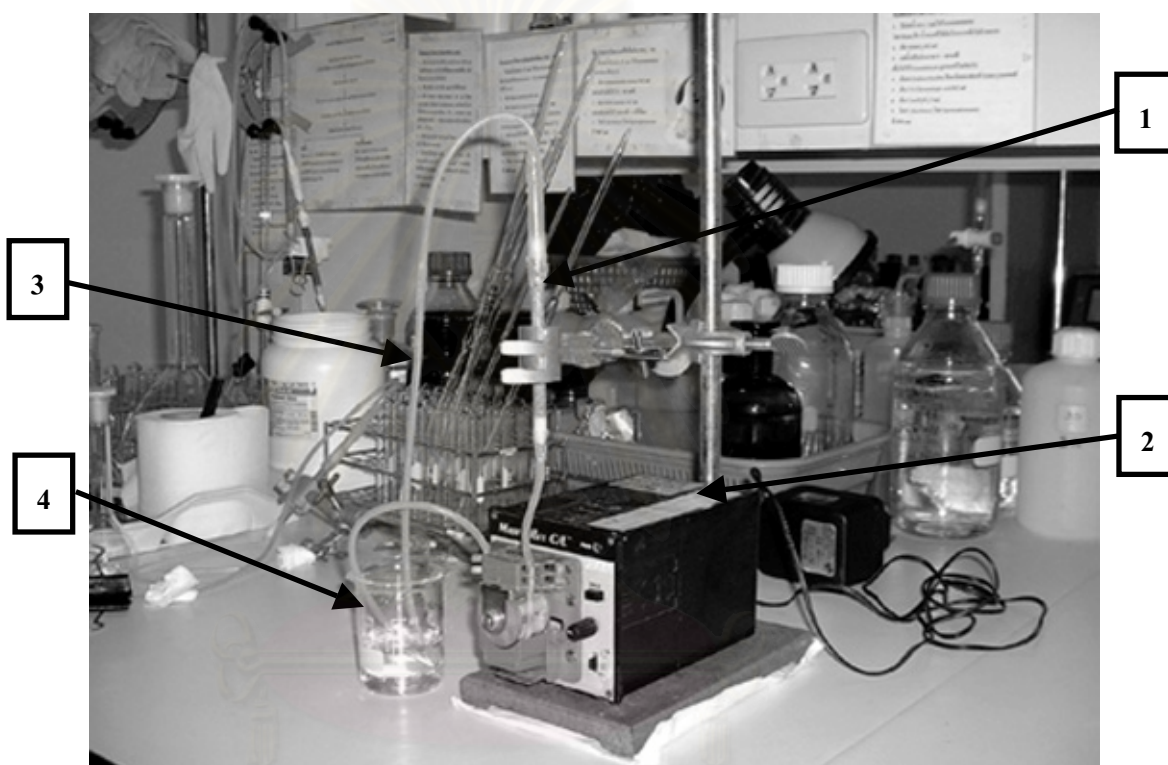
เตรียม standard nitrite solution ที่ความเข้มข้นต่างๆคือ 0.035 0.070 0.140 0.175 และ 0.210 mgNO<sub>2</sub>-N/L ตามลำดับจาก stock nitrite solution (ความเข้มข้น 140 mgNO<sub>2</sub>-N/L) (กราฟมาตรฐานแสดงในภาคผนวก ก)

### 3.4.4 การวิเคราะห์ปริมาณไนเตรท-ไนโตรเจน (NO<sub>3</sub>-N) ตัดแปลงจากวิธีของ Strickland and Parsons (1972)

สำหรับการวิเคราะห์ไนเตรท-ไนโตรเจนนี้ได้ตัดแปลงวิธีการนำน้ำตัวอย่างผ่านคอลัมน์ที่บรรจุเม็ดแคดเมียม โดยอาศัยเครื่องสูบน้ำชนิดรีดสาย (peristaltic pump, Master Flex C/L Model 77120-60) ซึ่งสามารถปรับอัตราการไหลของน้ำตัวอย่างได้โดยง่าย และลักษณะของคอลัมน์ที่บรรจุเม็ดแคดเมียมจะมีขนาดเล็กกว่าคอลัมน์ที่ใช้ในวิธีมาตรฐาน ทำให้สามารถลดปริมาตรน้ำตัวอย่างที่ต้องใช้ลดลงได้

### คอลัมน์บรรจุแคดเมียม

สร้างขึ้นจากหลอดแก้วขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.6 cm ยาว 10 cm ภายในบรรจุเม็ดแคดเมียม (cadmium-copper filings) โดยมีสำลีสองอยู่ด้านล่างและด้านบนของคอลัมน์ ปลายทั้งสองคอลัมน์จะต่อกับสายซิลิโคนขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.2 cm เพื่อใช้ในการนำน้ำผ่านและออกจากคอลัมน์ซึ่งติดกับเครื่องสูบน้ำชนิดรีดสาย (peristaltic pump) ดังภาพที่ 3-8



ภาพที่ 3-8 เครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ปริมาณไนเตรท

- (1) คอลัมน์ที่บรรจุเม็ดแคดเมียม
- (2) เครื่องสูบน้ำชนิดรีดสาย (peristaltic pump)
- (3) สายซิลิโคนขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.2 cm
- (4) น้ำตัวอย่าง



### การเตรียมเม็ดแคดเมียม

นำเม็ดแคดเมียมประมาณ 5 g ใส่ลงในสารละลาย 2 % w/v  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  คนจนกระทั่งสารละลายสีจางลงและเกิดตะกอนสีน้ำตาลแดง ล้างเอาตะกอนสีน้ำตาลแดงที่เกิดขึ้นออกด้วยน้ำกลั่น จนกระทั่งไม่มีตะกอนสีน้ำตาลแดงเกิดขึ้นจึงนำเม็ดแคดเมียมบรรจุลงในคอลัมน์

### การบรรจุเม็ดแคดเมียมลงในคอลัมน์

นำเม็ดแคดเมียมที่เตรียมใส่ลงในคอลัมน์โดยใส่ลำลึกลงไปในคอลัมน์ก่อนเติมสารละลาย dilute ammonium chloride solution (concentrate ammonium chloride solution 25 mL/L) ให้เต็มคอลัมน์ นำเม็ดแคดเมียมใส่ลงในคอลัมน์โดยระวังไม่ให้คอลัมน์แห้งและจะต้องไม่มีฟองอากาศในคอลัมน์จนสูงประมาณ 10 cm แล้วใส่ลำลึปิดด้านบนของคอลัมน์ก่อนจะต่อกับสายซิลิโคน นำคอลัมน์ที่บรรจุเม็ดแคดเมียมแล้วต่อเข้ากับเครื่องสูบน้ำชนิดรีดสายแล้วผ่านสารละลาย dilute ammonium chloride solution เข้าสู่คอลัมน์เพื่อให้สารละลายบรรจุอยู่เต็มคอลัมน์และปรับอัตราการไหลมาที่ระดับ 6–8 mL/Min

### การล้างเม็ดแคดเมียม

นำเม็ดแคดเมียมที่ผ่านน้ำตัวอย่างมาแล้วออกจากคอลัมน์ ล้างด้วย 2 N HCl แล้วล้างด้วยน้ำกลั่นจนกระทั่งสารละลายมีค่าความเป็นกรด-ด่างมากกว่า 5 ก่อนทำการเตรียมแคดเมียมตามวิธีการที่กล่าวมาแล้วสำหรับการล้างเม็ดแคดเมียมนั้นควรทำเมื่อนำตัวอย่างผ่านแล้วประมาณ 30 ตัวอย่าง

### ขั้นตอนการวิเคราะห์

เก็บน้ำตัวอย่างโดยจุ่มสายยางที่ต่อเข้ากับจุดเก็บตัวอย่างของระบบบำบัดในตรงทลงในขวดเก็บตัวอย่างโดยให้ปลายสายยางแตะที่ก้นขวด น้ำตัวอย่างสามารถเก็บได้หลายชั่วโมงในที่มืดและเย็น ควรทำการวิเคราะห์ภายใน 12 ชั่วโมง ถ้ายังไม่สามารถทำการวิเคราะห์ตัวอย่างได้ทันทีควรแช่แข็งที่อุณหภูมิ  $-20^\circ\text{C}$  ซึ่งจะสามารถเก็บน้ำตัวอย่างได้หลายสัปดาห์

สำหรับการวิเคราะห์ในตรงทจะใช้ น้ำทะเลสังเคราะห์ (synthetic seawater) ( $\text{NaCl}$  31 g  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  10 g  $\text{NaHCO}_3$  0.04 g ในน้ำกลั่น 1 L) เป็น blank และใช้ น้ำทะเลสังเคราะห์ ในการเจือจางน้ำตัวอย่าง ซึ่งการวิเคราะห์ blank จะต้องผ่านคอลัมน์เช่นเดียวกันกับน้ำตัวอย่าง โดย เติมสารละลาย concentrate ammonium chloride solution ( $\text{NH}_4\text{Cl}$  125 g ในน้ำกลั่น 500 mL) ปริมาตร 1 mL ลงในน้ำตัวอย่าง 50 mL เขย่าให้เข้ากัน นำน้ำตัวอย่างผ่านคอลัมน์โดยมีอัตราการไหลที่ระดับ 6–8 mL/Min ทิ้งน้ำตัวอย่างที่ผ่านคอลัมน์ประมาณ 15 mL แล้วเก็บน้ำ

ตัวอย่างที่ผ่านคอลัมน์ประมาณ 25 mL ก่อนที่จะนำตัวอย่างต่อไปผ่านคอลัมน์จะต้องนำสารละลาย dilute ammonium chloride solution ผ่านคอลัมน์ประมาณ 20 mL ก่อนทุกครั้ง

เปิดน้ำตัวอย่างที่ผ่านคอลัมน์แล้ว 5 mL โดยใช้ น้ำทะเลสังเคราะห์ (synthetic seawater) ที่ผ่านคอลัมน์แล้วเป็น blank เติม sulphanilamide solution ปริมาตร 0.1 mL (sulphanilamide 5 และ กรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 50 mL ในน้ำกลั่น 500 mL) เขย่าแล้วตั้งทิ้งไว้ 2- 8 นาที เติม NNED solution (N-(1-Naphthyl)-Ethylenediamine Dihydrochloride 0.50 g ในน้ำกลั่น 500 mL) ปริมาตร 0.1 mL เขย่าแล้วตั้งทิ้งไว้ 10 นาที ถึง 2 ชั่วโมง วัดค่าการดูดกลืนแสง (Spectrophotometer) ที่ความยาวคลื่น 543 nm

เตรียม standard nitrate solution ที่ความเข้มข้นต่างๆคือ 0.025 0.050 0.075 0.100 และ 0.200 mgNO<sub>3</sub>-N/L ตามลำดับ จาก stock nitrate solution (ความเข้มข้น 100 mgNO<sub>3</sub>-N/L) (กราฟมาตรฐานแสดงในภาคผนวก ก)

#### 3.4.5 การวิเคราะห์ปริมาณเมทานอล (Methanol) ดัดแปลงจากวิธีของสุภาพ บุญยะรัตเวช และ เกษร วีระชาติ (2540)

สำหรับการวิเคราะห์เมทานอลอาศัยหลักการ เมื่อเมทานอลถูกออกซิไดส์ด้วย potassium permanganate solution (KMnO<sub>4</sub>) ในกรดได้ formaldehyde ซึ่งเมื่อทำปฏิกิริยากับ chromotropic acid ในกรดซัลฟูริกเข้มข้นจะได้สารละลายสีม่วง

การวิเคราะห์เมทานอลนี้ได้ดัดแปลงโดยเตรียมสารละลายเมทานอลมาตรฐานที่ความเข้มข้นต่างๆ แล้วทำปฏิกิริยาจนได้สารละลายสีม่วงดังที่ได้กล่าวไปแล้ว นำสารละลายดังกล่าวมาวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 400 ถึง 700 nm เพื่อหาช่วงความยาวคลื่นที่เหมาะสมในการวัดค่าการดูดกลืนแสงโดยได้เลือกความยาวคลื่น 570 nm สำหรับใช้ในการวิจัยนี้ (ผลการ scan spectrum แสดงในภาคผนวก ก)

การเก็บน้ำตัวอย่างทำโดยจุ่มสายยางที่ต่อเข้ากับจุดเก็บตัวอย่างของระบบบำบัดในตรงกลางในขวด เก็บตัวอย่างโดยให้ปลายสายยางแตะที่ก้นขวด ควรทำการวิเคราะห์ทันที หลังจากเก็บน้ำตัวอย่าง หลังจากนั้นจึงเปิดน้ำตัวอย่างปริมาตร 1 mL โดยใช้ น้ำทะเลที่เดิมในระบบเป็น blank เติม potassium permanganate solution (KMnO<sub>4</sub> 0.6 g และกรดฟอสฟอริกเข้มข้น H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 3 mL ในน้ำกลั่น 20 mL) ปริมาตร 0.2 mL แล้วเขย่าน้ำแข็งประมาณ 5 – 10 นาที เพื่อไม่ให้ formaldehyde ถูกออกซิไดส์ต่อไป เติมผง sodium bisulfite ที่ละลายจนฟอกสี KMnO<sub>4</sub> หหมดพอดี เติม 5 % chromotropic acid 0.2 mL เติม กรดซัลฟูริกเข้มข้น 1 mL วัดค่าการดูดกลืนแสง (Spectrophotometer) ที่ความยาวคลื่น 570 nm

เตรียม standard methanol solution ที่ความเข้มข้นต่างๆคือ 0.1 0.2 0.4 0.6 0.8 และ 1.0 % ตามลำดับ (กราฟมาตรฐานแสดงในภาคผนวก ก)

### 3.4.6 การวิเคราะห์ปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ดัดแปลงจากวิธีของ Grasshoff (1999)

สำหรับการวิเคราะห์ไฮโดรเจนซัลไฟด์นี้ได้ดัดแปลงปริมาตรน้ำและขวดที่ใช้ในการวิเคราะห์ วิธีการเดิมนั้นจะใช้ขวด BOD ในการเก็บน้ำตัวอย่างซึ่งจะต้องใช้ตัวอย่างน้ำปริมาตรมาก แต่วิธีการที่ได้ดัดแปลงนี้จะใช้ขวดปรับปริมาตร (volumetric flask) ขนาด 5 mL แทนโดยซึ่งขวดก่อนเก็บและหลังเก็บตัวอย่างเพื่อใช้ในการคำนวณปริมาณรีเอเจนต์ที่เดิม

เก็บน้ำตัวอย่างโดยใช้หลอดดูดน้ำจากจุดเก็บตัวอย่างน้ำใส่ลงในขวดปรับปริมาตร (volumetric flask) ขนาด 5 mL ควรระวังไม่ให้มีฟองอากาศเกิดขึ้น ปล่อยให้ให้น้ำล้นจนถึงปากขวดแล้วปิดจุกขวด เช็ดขวดให้แห้ง ถ้าไม่สามารถวิเคราะห์ได้ทันที เติม zinc acetate solution ( $ZnAc_2 \cdot 2H_2O$  10 g ในน้ำกลั่น 200 mL) ในอัตราส่วน 1 mL ต่อตัวอย่างน้ำ 50 mL แล้วเก็บในที่มืด ใช้น้ำกลั่นที่ไม่มีออกซิเจน เป็น blank

เมื่อจะทำการวิเคราะห์จึงเติม NNDP (N,N-dimethyl-p-phenylenediamine dihydrochloride) ( $(CH_3)_2N \cdot C_6H_4 \cdot NH_2 \cdot 2HCl(1,4)$  10 g ละลายใน 6 M HCl 500 mL) ในอัตราส่วน 0.5 mL ต่อตัวอย่างน้ำ 50 mL ลงไปที่ก้นขวด แล้วเติม  $FeCl_3$  solution ( $FeCl_3$  15 g ละลายใน 6 M HCl 500 mL) ในอัตราส่วน 0.5 mL ต่อตัวอย่างน้ำ 50 mL ปิดจุกขวดแล้วเขย่า โดยใช้ น้ำกลั่นที่ไม่มีออกซิเจน เป็น blank ไม่ควรตั้งทิ้งไว้เกิน 1 ชั่วโมง วัดค่าการดูดกลืนแสง (Spectrophotometer) ที่ความยาวคลื่น 670 nm

#### สารละลายมาตรฐาน

**stock hydrogen sulfide solution** เตรียมจากผง  $Na_2S \cdot 9H_2O$  ที่ล้างด้วยน้ำกลั่นที่ไม่มีออกซิเจนบนกระดาษกรองแล้วประมาณ 1.5 g ละลายในน้ำกลั่นที่ไม่มีออกซิเจนปริมาตร 1 L แล้วเติม Chloroform 1 mL สารละลายที่เตรียมมีความเข้มข้นประมาณ  $6.245 \times 10^{-3} \text{ molS}^2/\text{L}$ )

**hydrogen sulfide working solution** เจือจาง stock hydrogen sulfide solution ปริมาตร 100 mL ด้วยน้ำกลั่นที่ไม่มีออกซิเจนจนได้ปริมาตรรวม 1 L สารละลายที่เตรียมมีความเข้มข้นประมาณ  $624.5 \text{ umolS}^2/\text{L}$ ) ซึ่งจะต้องสอบเทียบเพื่อหาค่าความเข้มข้นที่แน่นอน การสอบเทียบทำโดยเปิด hydrogen sulfide working solution 25 mL ลงในขวดรูปชมพู่ หรือใช้น้ำกลั่นที่ไม่มีออกซิเจนปริมาตร 25 mL เป็น blank เติม potassium iodide solution (KI 20 g ในน้ำกลั่น 100 mL) ปริมาตร 5 mL เติม 0.01 N iodate solution ( $KIO_3$  0.3567 g ในน้ำกลั่นที่อุ่น 200-300 mL) ที่ทิ้งไว้ให้เย็นแล้วปรับปริมาตรเป็น 1 L สารละลายมีความเข้มข้น  $1.667 \text{ mmol/L}$  ปริมาตร 5 mL เติม sulphuric acid solution (อัตราส่วน 1:1v/v ในน้ำกลั่น) ลงในขวดรูปชมพู่ทั้งสอง ตั้งทิ้งไว้ประมาณ 10 นาที แล้วนำมาไทเทรตกับ sodium thiosulphate solution  $0.02 \text{ mol/L}$  ( $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$  4.95 g/L ซึ่งจะต้อง standardization เพื่อหาค่าความเข้มข้นที่แน่นอนแล้ว) โดยใช้ starch solution (soluble starch 1 g ในน้ำกลั่น 100 mL) เป็นอินดิเคเตอร์แล้วคำนวณตามสูตร

$$\mu\text{mol/L H}_2\text{S} = 10^6 \times M \times (A-B) / (2V)$$

โดยที่ A = ค่าเฉลี่ยของปริมาตรไทเทรตของสารละลายที่ไม่มีซัลไฟด์ (mL)  
 B = ค่าเฉลี่ยของปริมาตรไทเทรตของสารละลายที่มีซัลไฟด์ (mL)  
 V = ปริมาตรของ hydrogen sulfide working solution (mL)  
 M = ความเข้มข้นของ sodium thiosulphate solution (mol/L)

เตรียม standard hydrogen sulfide solution ที่ความเข้มข้นต่างๆคือ 23.36 46.72 93.43 140.15 และ 186.87  $\mu\text{molS}^{2-}/\text{L}$  ตามลำดับจาก hydrogen sulfide working solution โดยเจือจางด้วยน้ำกลั่นที่ไม่มีออกซิเจนในขวดปรับปริมาตร 100 mL (กราฟมาตรฐานแสดงในภาคผนวก ก) โดยคำนวณความเข้มข้น standard hydrogen sulfide solution จากสูตร

$$\mu\text{mol/LS}^{2-} = C \times D / E$$

โดยที่ C = ปริมาตรของ hydrogen sulfide working solution (mL)  
 D = ความเข้มข้นของ hydrogen sulfide working solution ( $\mu\text{mol/L}$ )  
 E = ปริมาตรของขวดปรับปริมาตร + ปริมาตรของรีเอเจนต์ที่เติม (mL)

### 3.4.7 อัลคาไลน์ตี (Alkalinity) ดัดแปลงจากวิธีของ ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และอุษา วิเศษสุมน (2535)

สำหรับการวิเคราะห์อัลคาไลน์ตี นี้ได้ดัดแปลงวิธีการ โดยใช้เครื่องวัดค่า pH (pH meter) แทนการใช้สารละลายอินดิเคเตอร์

นำตัวอย่างปริมาตร 100 mL ใส่ในขวดรูปชมพู่ ขนาด 200 mL ซึ่งมีหัววัดความเป็นกรด-ด่าง (pH probe) จุ่มอยู่ แล้วนำมาไทเทรตกับสารละลายกรดซัลฟูริก 0.01 mol/L จนกระทั่ง pH ของตัวอย่างน้ำเปลี่ยนแปลงมาที่ค่า pH ต่ำกว่า 4 ปริมาตรสารละลายกรดซัลฟูริก 0.01 mol/L ที่ใช้ในการไทเทรต (ซึ่งจะต้องหาค่าความเข้มข้นที่แน่นอน) จะนำไปคำนวณเพื่อหาอัลคาไลน์ตี ดังนี้

อัลคาไลน์ตี = ปริมาตรของสารละลายกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไทเทรตกับน้ำตัวอย่าง (mL) x 1,000 x ความเข้มข้นของสารละลายกรดซัลฟูริก (mol/L) x 2 x 50 / ปริมาตรของน้ำตัวอย่าง (mL)

### การคำนวณความเข้มข้นของสารละลายกรดซัลฟูริก

หาค่าความเข้มข้นของสารละลายกรดซัลฟูริกที่เตรียมได้ โดยการนำมาไทเทรตกับสารละลายโซเดียมคาร์บอเนต 0.01 mol/L ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$  อบที่ อุณหภูมิ 250 °C, 4 ชั่วโมง, 2.5 g ใน น้ำกลั่น 1 L) ปริมาตรของสารละลายกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไทเทรตนั้นจะนำไปคำนวณความเข้มข้นของสารละลายกรดซัลฟูริกที่เตรียมได้ดังนี้

ความเข้มข้นของสารละลายกรดซัลฟูริก (mol/L) = ความเข้มข้นของสารละลายโซเดียมคาร์บอเนต (mol/L) / ปริมาตรของสารละลายกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไทเทรต (mL)



สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



## บทที่ 4

### ผลการทดลอง

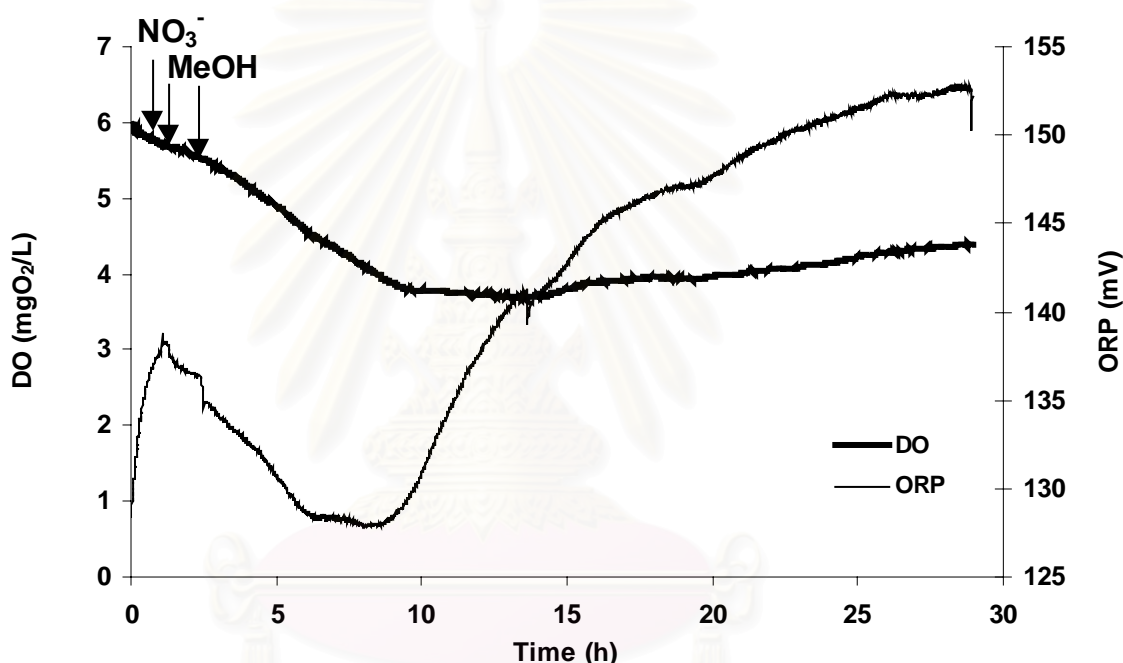
#### 4.1 การศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ของระบบบำบัดไนเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ

##### 4.1.1 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 1)

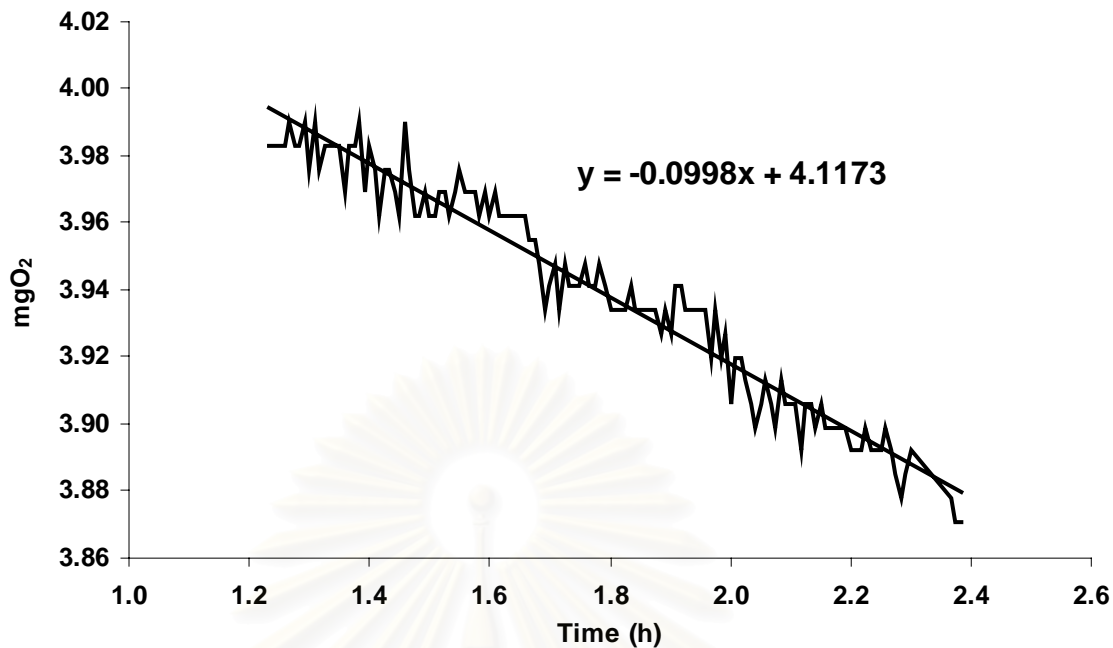
ผลการศึกษาความสัมพันธ์ของปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในการทดลองรอบครั้งที่ 1 ทำในถังปฏิกรณ์ที่บรรจุน้ำทะเลปริมาตร 700 mL และมีวัสดุกรองทรงกลมจำนวน 80 ลูก ระยะเวลาการทดลอง 28.94 ชั่วโมง พบว่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำมีค่าเริ่มต้นที่ 5.95 mgO<sub>2</sub>/L ส่วนค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) เริ่มต้นที่ 128.40 mV หลังจากการเติม KNO<sub>3</sub> ความเข้มข้น 100 mgNO<sub>3</sub>-N/L ลงในถังปฏิกรณ์ในชั่วโมงที่ 1.06 และมีการเติมเมธานอล ปริมาตร 0.24 mL (100 mgC/L) 2 ครั้ง ในชั่วโมงที่ 1.24 และ 2.39 ตามลำดับ พบว่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) จะลดลงจากค่าเริ่มต้น 5.95 mgO<sub>2</sub>/L มาคงที่ที่ประมาณ 4 mgO<sub>2</sub>/L ซึ่งในช่วงเวลาดังกล่าวจะพบว่า ORP มีค่าอยู่ระหว่าง 136.20 mV ถึง 152.20 mV ผลการทดลองโดยรวมตลอดระยะเวลาการทดลอง 28.94 ชั่วโมง แสดงในภาพที่ 4-1 โดยมีอุณหภูมิในระหว่างทำการทดลองอยู่ระหว่าง 26.8-31.6 °C

จากผลการทดลองดังกล่าวสามารถคำนวณอัตราการบริโภคออกซิเจน (อัตราการหายใจ) ของแบคทีเรียในชั่วโมงที่ 1.24 ถึงชั่วโมงที่ 2.38 ซึ่งเป็นเวลาหลังจากการเติมเมธานอลในครั้งแรกได้ค่าเท่ากับ 1.2475 μgO<sub>2</sub>/bioball/h (ภาพที่ 4 -2) หลังจากนั้นเมื่อทำการเติมเมธานอลเพิ่มอีกเป็นครั้งที่สอง พบว่าอัตราการบริโภคออกซิเจนในชั่วโมงที่ 2.40 ถึงชั่วโมงที่ 8.83 เพิ่มขึ้นเป็น 2.2963 μgO<sub>2</sub>/bioball/h (ภาพที่ 4 -3) แสดงให้เห็นว่าเมื่อมีการเติมเมธานอลซึ่งเป็นแหล่งของคาร์บอนลงในถังปฏิกรณ์จะกระตุ้นให้แบคทีเรียเกิดการหายใจส่งผลให้ปริมาณออกซิเจนในระบบลดลง

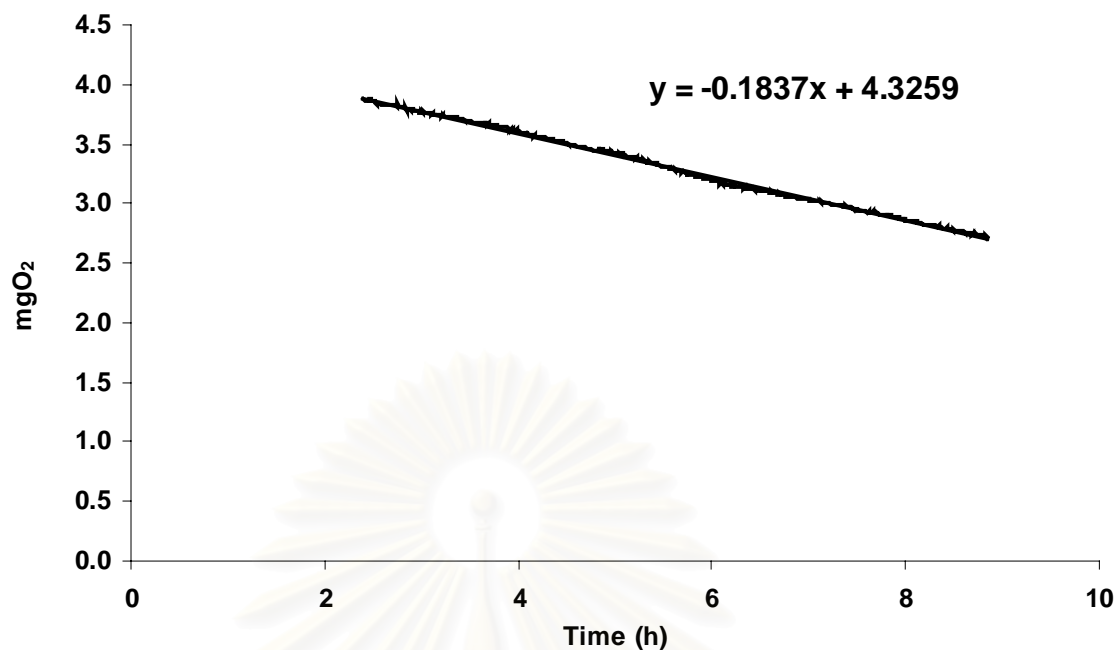
ภายหลังจากชั่วโมงที่ 10 (ภาพที่ 4-1) พบว่าปริมาณ DO มีค่าคงที่อยู่ที่ระดับ 4 mgO<sub>2</sub>/L แสดงว่าปริมาณเมธานอลที่เติมลงในถังปฏิกรณ์มีไม่เพียงพอต่อความต้องการของแบคทีเรียทำให้การหายใจถูกจำกัด หลังจากนั้นจึงพบว่าค่า DO มีการเพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ ซึ่งน่าจะเป็นผลมาจากการแพร่ของออกซิเจนจากอากาศที่อยู่เหนือผิวน้ำภายในถังปฏิกรณ์ลงในน้ำที่มีปริมาณ DO ต่ำ อย่างไรก็ตามผลการทดลองในรอบนี้แสดงให้เห็นว่าเมื่อปริมาณออกซิเจนในน้ำเพิ่มขึ้น ค่า ORP ก็เพิ่มขึ้นเช่นกัน แต่อัตราของการเปลี่ยนแปลงค่า ORP จะแตกต่างจากอัตราการเปลี่ยนแปลงของออกซิเจน



ภาพที่ 4-1 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 1) ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 28.94 โดยเติม KNO<sub>3</sub> 100 mgNO<sub>3</sub>-N/L ลงในถังปฏิกรณ์ในชั่วโมงที่ 1.06 และมีการเติมเมธานอล (MeOH) ปริมาตร 0.24 mL (100 mgC/L) 2 ครั้ง ในชั่วโมงที่ 1.24 และ 2.39 ตามลำดับ



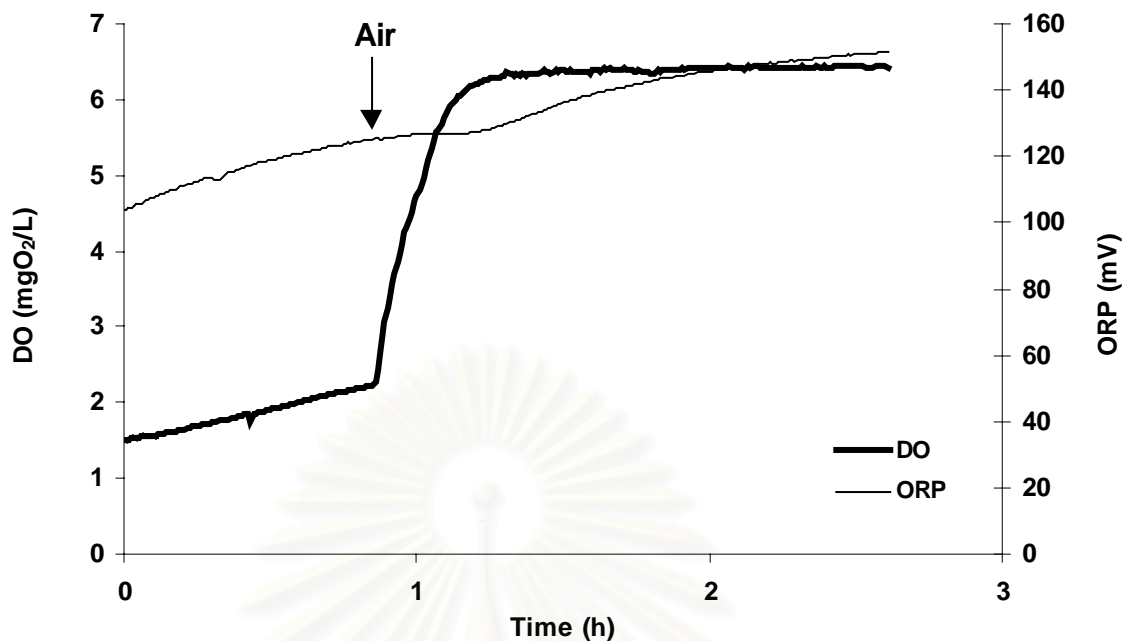
ภาพที่ 4-2 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 1) ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 1.24 ถึงชั่วโมงที่ 2.38 ภายหลังจากการเติมเมธานอลลงในถังปฏิกรณ์เป็นครั้งแรก พบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียเท่ากับ  $1.2475 \mu\text{gO}_2/\text{bioball}/\text{h}$



ภาพที่ 4-3 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 1) ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 2.40 ถึงชั่วโมงที่ 8.83 หลังจากการเติมเมธานอลลงในถังปฏิกรณ์เป็นครั้งที่สอง พบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียเท่ากับ  $2.2963 \mu\text{gO}_2/\text{bioball}/\text{h}$

หลังจากการทดลองที่ปรากฏผลในภาพที่ 4-1 ไม่สามารถลดปริมาณ DO ในน้ำให้มีค่าต่ำมากๆ ได้ จึงได้ทำการทดลองเป่าแก๊สไนโตรเจนลงในน้ำเพื่อไล่แก๊สออกซิเจนออก ซึ่งภายหลังจากที่เป่าแก๊สไนโตรเจนพบว่าปริมาณ DO ลดลงมาอยู่ที่  $1.5 \text{ mgO}_2/\text{L}$  และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ลดลงมาที่  $103.6 \text{ mV}$  ดังแสดงในภาพที่ 4-4 และเมื่อทิ้งไว้ก็พบว่า DO และ ORP มีการเพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ เนื่องจากการแพร่ของออกซิเจนจากอากาศลงในน้ำ หลังจากนั้นจึงทดลองเป่าอากาศลงในน้ำในชั่วโมงที่ 0.86 พบว่าปริมาณ DO เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจนมีความเข้มข้น  $6 \text{ mgO}_2/\text{L}$  ส่วนค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) มีอัตราการเพิ่มสูงขึ้นเช่นกันภายหลังจากที่ค่า DO เปลี่ยนแปลง สังเกตได้จากเส้นกราฟของ ORP ที่มีการเพิ่มขึ้น จาก  $125.5 \text{ mV}$  มาที่  $151.7 \text{ mV}$  โดยจะเริ่มมีการเปลี่ยนแปลงค่า ORP ที่เห็นได้ในเวลาประมาณ 10 นาทีหลังจากการเติมอากาศลงในน้ำ (ภาพที่ 4-4) การทดลองในรอบนี้ชี้ให้เห็นความสัมพันธ์เบื้องต้นระหว่างค่า DO และ ORP ในระบบ โดยค่าทั้งสองจะมีความสัมพันธ์ไปในทิศทางเดียวกันแต่จะมีอัตราการเปลี่ยนแปลงต่างกัน โดยค่า DO มีการเปลี่ยนแปลงที่สามารถตรวจวัดได้อย่างรวดเร็ว ในขณะที่การตรวจวัด ORP จะมีการตอบสนองที่ช้ากว่า และค่า ORP ในการทดลองนี้ยังไม่ใช้ระดับของ ORP ที่จะเกิดปฏิกิริยาดีในตรีฟิเคชัน





ภาพที่ 4-4 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ภายหลังจากการทดลองรอบที่ 1 จึงได้เป่าแก๊สไนโตรเจนแล้วเก็บข้อมูลใหม่เป็นชั่วโมงที่ 0) ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 2.61 โดยเป่าอากาศลงในถังปฏิกรณ์ในชั่วโมงที่ 0.86

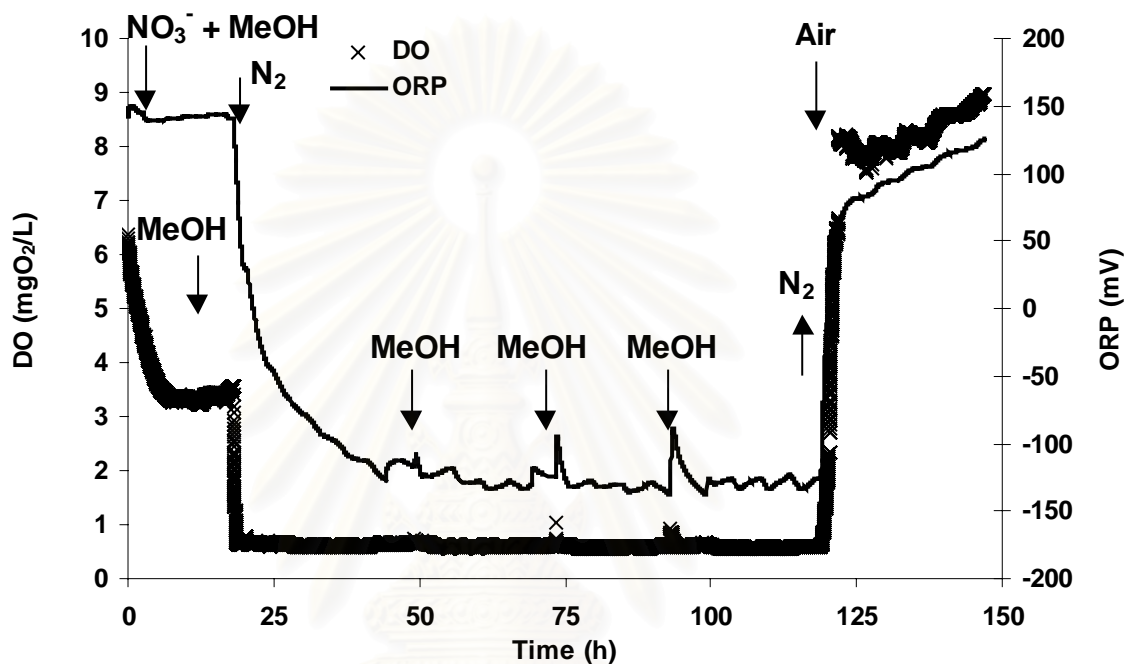
#### 4.1.2 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 2)

การทดลองในรอบที่สอง ทำในระบบถังปฏิกรณ์ทดลองเช่นเดียวกับการทดลองในรอบแรก (หัวข้อ 4.1.1) ผลการศึกษาโดยภาพรวมแสดงในภาพที่ 4-5 พบว่าหลังจากการเติมไนเตรทความเข้มข้น 100 mgNO<sub>3</sub>-N/L และเมธานอลความเข้มข้น 200 mgC/L ในชั่วโมงที่ 2.5 มีผลให้ปริมาณ DO ลดลงอย่างรวดเร็วจากค่าเริ่มต้นที่ 6.38 mgO<sub>2</sub>/L มาลงที่อยู่ที่ประมาณ 3 mgO<sub>2</sub>/L ในขณะที่ค่า ORP เริ่มต้น 142.40 mV เกิดการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย การลดลงของ DO ในน้ำในช่วงดังกล่าวเป็นผลจากการหายใจของแบคทีเรียธรรมชาติในน้ำ ซึ่งสามารถคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนได้เท่ากับ 2.18 µgO<sub>2</sub>/bioball/h (ภาพที่ 4-6) หลังจากพบว่า DO มีค่าคงที่ไม่ลดลงอีกเป็นระยะเวลาหลายชั่วโมง จึงได้ทำการเติมเมธานอลปริมาตร 1 mL ลงในระบบทดลองในชั่วโมงที่ 16.9 ซึ่งทำให้ปริมาณเมธานอลรวมเพิ่มขึ้นเป็น 600 mgC/L แต่ก็ยังไม่สามารถกระตุ้นให้แบคทีเรียในระบบช่วยลดปริมาณออกซิเจนในน้ำลงได้อีก ในลำดับต่อมาจึงได้ทำการเติมแก๊สไนโตรเจนลงในน้ำอย่างช้าๆ และต่อเนื่องเริ่มจากชั่วโมงที่ 18 เป็นต้นไป ซึ่งทำให้ปริมาณออกซิเจนในน้ำลดลงอย่างฉับพลันจน DO มีค่าต่ำกว่า 1 mgO<sub>2</sub>/L ซึ่งเป็นระดับของ DO ที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ (Turk, 1996) จะเห็นได้ว่าค่า ORP จะมีการลดลงอย่างรวดเร็วตามการลดลงของ DO โดย ORP ลดลงมากที่ที่ระดับต่ำกว่า -100 mV

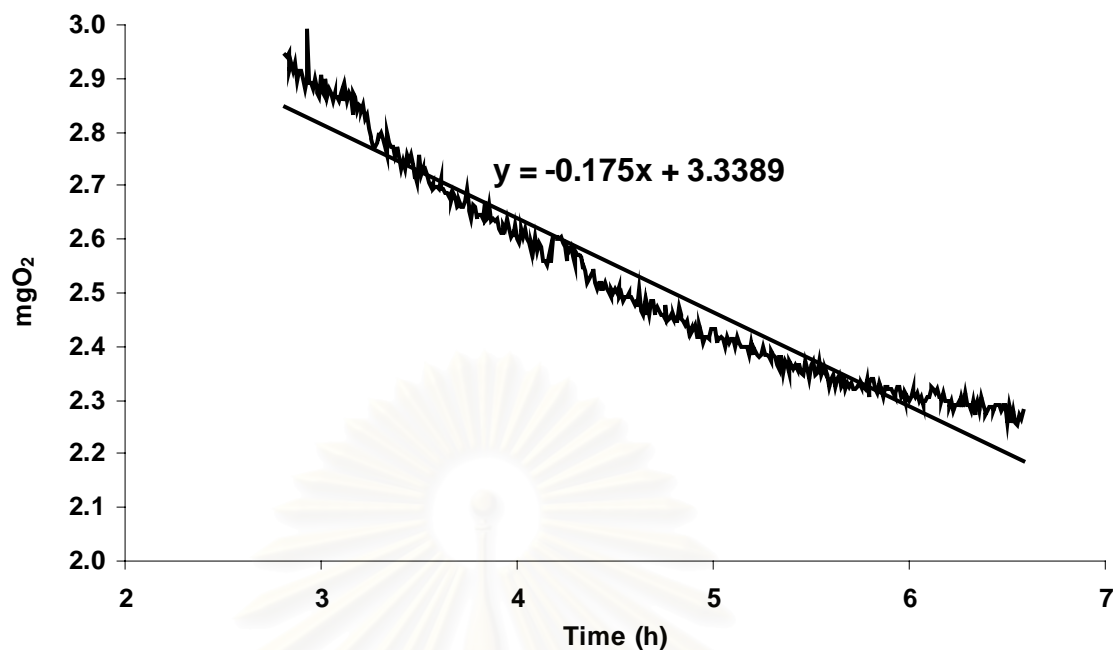
เมื่อปรับสภาวะของระบบทดลองให้มีปริมาณ DO และ ORP อยู่ในระดับที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ จึงทดลองเติมเมธานอลเพิ่มลงในถังปฏิกรณ์ โดยในชั่วโมงที่ 49 ได้เติมเมธานอลปริมาตร 1 mL ชั่วโมงที่ 73 เติมเมธานอลปริมาตร 2 mL และชั่วโมงที่ 93 เติมเมธานอลปริมาตร 3 mL ซึ่งจะทำให้ความเข้มข้นของเมธานอลรวมภายในระบบเพิ่มขึ้นเป็น 1,000, 1,800 และ 3,000 mgC/L ตามลำดับ ผลการทดลองพบว่า การเติมเมธานอลเพิ่มลงในระบบไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของค่า ORP ในน้ำ

ภายหลังจากที่ค่า DO และ ORP คงที่เป็นระยะเวลานาน จึงได้หยุดเป่าแก๊สไนโตรเจนในชั่วโมงที่ 118 และทิ้งไว้ประมาณ 2 ชั่วโมงพบว่าปริมาณ DO ไม่มีการเปลี่ยนแปลง จึงทำการเป่าอากาศลงในถังปฏิกรณ์ในชั่วโมงที่ 120 เพื่อเพิ่มออกซิเจนลงในน้ำ พบว่าปริมาณ DO ในน้ำเพิ่มขึ้นทันทีมาลงที่ที่ระดับ 8 mgO<sub>2</sub>/L ส่วนค่า ORP ก็เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วมาอยู่ที่ระดับสูงกว่า 100 mV ผลการทดลองในช่วงนี้แสดงให้เห็นว่าเมื่อมีการปรับลดปริมาณออกซิเจนในน้ำลงต่ำกว่า 1 mgO<sub>2</sub>/L ก็จะทำให้ค่า ORP ในน้ำมีการเปลี่ยนแปลงลดลงจนมีค่าอยู่ในระดับต่ำกว่า 0 mV ซึ่งในทางทฤษฎีเป็นระดับที่ชี้ให้

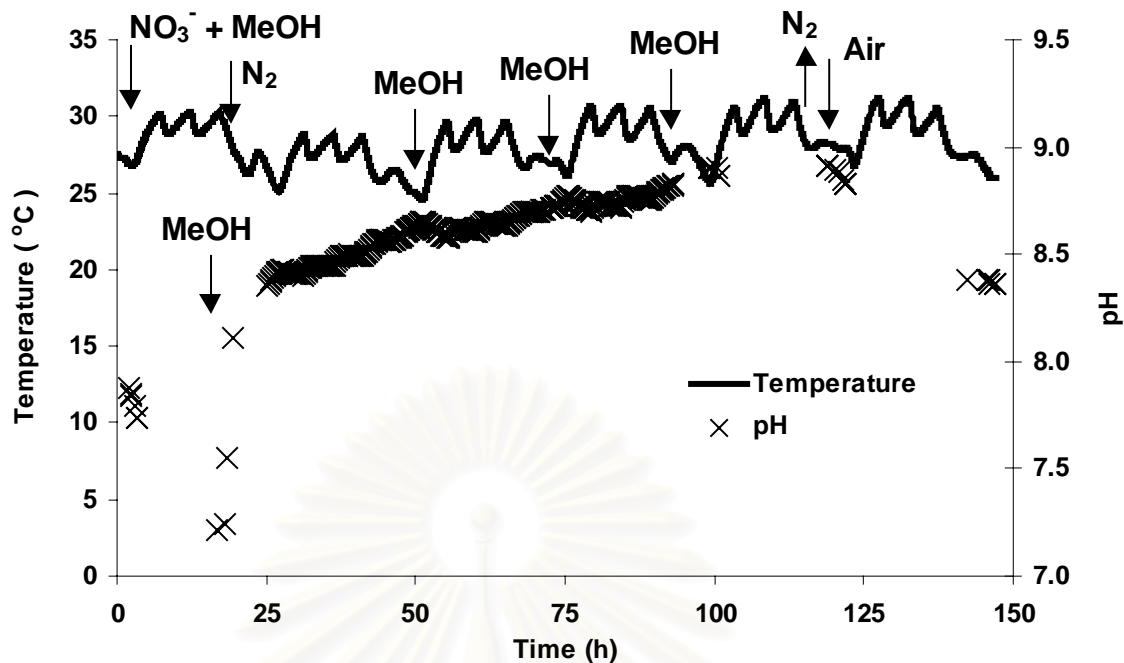
เห็นว่าเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบ สำหรับสภาวะโดยรวมของการทดลองนี้มีอุณหภูมิอยู่ระหว่าง  $24.6-31.2^{\circ}\text{C}$  และมีการเปลี่ยนแปลงของ pH ระหว่าง 7.2-8.9 ดังแสดงในภาพที่ 4-7 ซึ่งสังเกตได้ว่าค่า pH มีการเพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ ในอัตราที่คงที่ เมื่อ ORP มีค่าต่ำกว่า  $-100\text{ mV}$  ซึ่งเป็นสภาวะที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 4-5 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 2) ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 146.95 โดยมีการเติมเมทานอล (MeOH) ในชั่วโมงที่ 2.5, 16.9, 49, 73 และ 93 ตามลำดับ



ภาพที่ 4-6 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 2) ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 2.82 ถึงชั่วโมงที่ 6.58 พบว่ามีอัตราการใช้ ออกซิเจนของแบคทีเรียเท่ากับ  $2.1875 \mu\text{gO}_2/\text{bioball}/\text{h}$

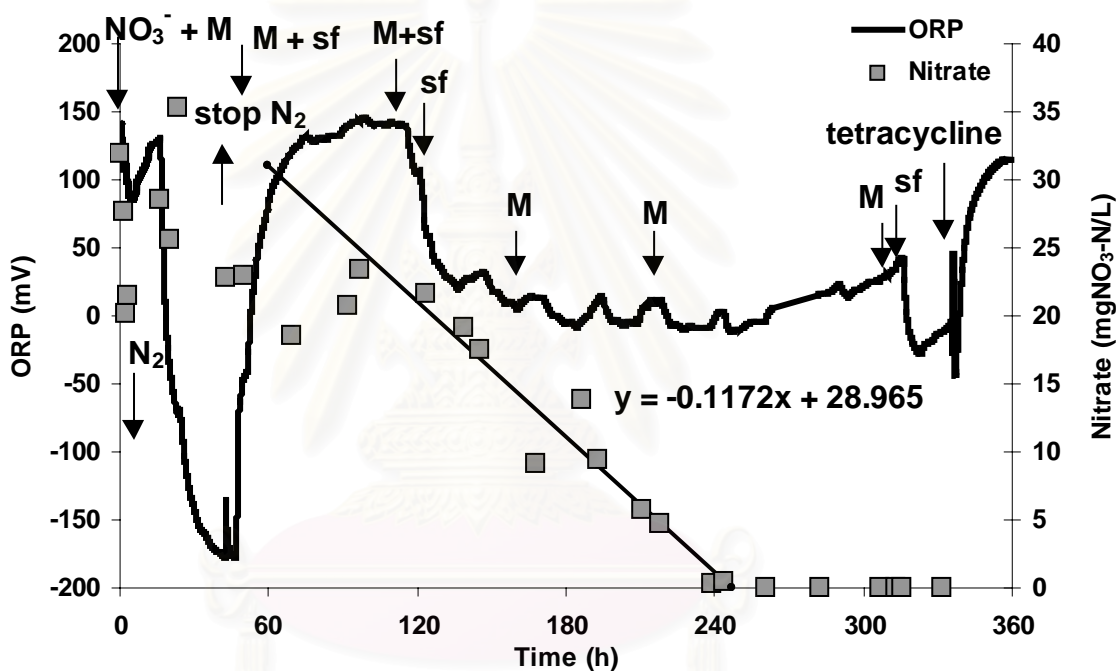


ภาพที่ 4-7 อุณหภูมิ (Temperature) และความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (การทดลองรอบที่ 2) ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 146.95 โดยมีการเติมเมทานอล (MeOH) ในชั่วโมงที่ 2.5, 16.9, 49, 73 และ 93 ตามลำดับ



#### 4.1.3 ผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันภายในถังปฏิกรณ์ต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

การทดลองนี้ทำในชุดทดลองที่เป็นถังปฏิกรณ์บรรจุน้ำทะเลปริมาตร 700 mL เช่นเดียวกับการทดลองในหัวข้อ 4.1.1 แต่มีการเติมไนเตรทความเข้มข้น 20 mgNO<sub>3</sub>-N/L และทำการสูบลำตัวอย่างน้ำเพื่อตรวจวัดการลดลงของไนเตรทพร้อมๆ กับการตรวจวัดปริมาณ DO และ ORP ผลการทดลองแสดงดังภาพที่ 4.8



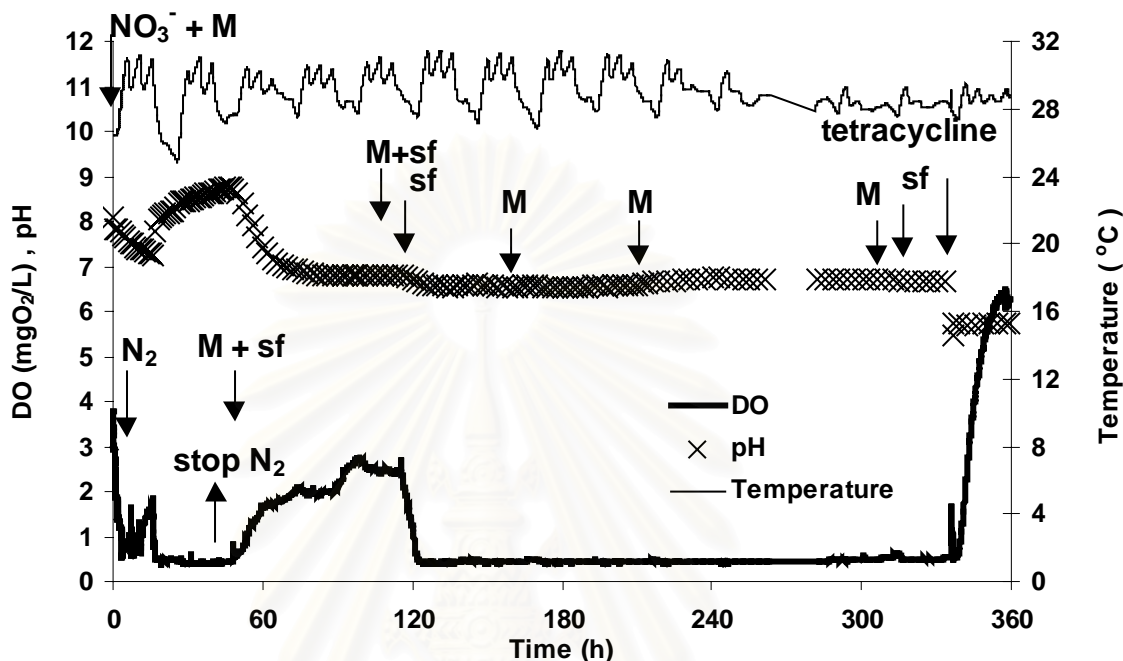
ภาพที่4-8 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ในการศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันภายในถังปฏิกรณ์ต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 358 โดยมีการเติมเมธานอล (M) 1 mL ในชั่วโมงที่ 0.40, 48, 114, 161, 217 และ 310 ตามลำดับ และมีการเติมสารละลายอาหารกุ้ง (sf) 3 mL ในชั่วโมงที่ 48 และ 5 mL ในชั่วโมงที่ 115, 120 และ 316 ตามลำดับ พบว่ามีอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเท่ากับ 1.4650 μgNO<sub>3</sub>-N/bioball/h

จากปริมาณ DO เริ่มต้นที่ 3.79 mgO<sub>2</sub>/L และค่า ORP เริ่มต้นที่ 107.00 mV (ปริมาณ DO แสดงในภาพที่ 4-9) เมื่อมีการเติม KNO<sub>3</sub> ความเข้มข้น 20 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/L ลงในถังปฏิกรณ์ในชั่วโมงที่ 0.20 และมีการเติมเมธานอล 1 mL (400mgC/L) ในชั่วโมงที่ 0.40 พบว่าจะทำให้ปริมาณ DO ลดลงเพียงเล็กน้อยและไม่คงที่ จึงเป่าแก๊สไนโตรเจนลงในถังปฏิกรณ์เพื่อลดปริมาณออกซิเจนในน้ำในชั่วโมงที่ 0.45 ทำให้ค่า ORP ในช่วงดังกล่าวลดลงอย่างรวดเร็วจนต่ำกว่า -150 mV ในชั่วโมงที่ 30 หลังจากนั้นจึงหยุดเป่าแก๊สไนโตรเจนในชั่วโมงที่ 43 ส่งผลให้ค่า ORP และ DO กลับเพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็ว และการตรวจวัดปริมาณไนเตรทในน้ำระหว่างที่ค่า ORP ลดลงต่ำมากในระหว่างชั่วโมงที่ 0.45-43 ยังไม่พบการลดลงของไนเตรทซึ่งแสดงว่าในช่วงเวลาดังกล่าวยังไม่เกิดปฏิกิริยาคีโนตริฟิเคชันขึ้นในระบบทดลอง

ในชั่วโมงที่ 48 ได้ทำการเติมเมธานอลปริมาตร 1 mL และเติมสารละลายที่เตรียมมาจากการนำอาหารเม็ดสำเร็จรูปที่ใช้เลี้ยงกุ้งนำมาละลายน้ำ ปริมาตร 3 mL จากนั้นจึงพบว่าปริมาณออกซิเจนในน้ำที่มีความเข้มข้นประมาณ 2.5 mgO<sub>2</sub>/L ในชั่วโมงที่ 100 มีค่าลดลงเรื่อยๆ จนมีค่าต่ำกว่า 1 mgO<sub>2</sub>/L ในชั่วโมงที่ 118 โดยไม่มีการเป่าแก๊สไนโตรเจน ในขณะที่เดียวกันค่า ORP ก็ลดลงและคงที่ที่ระดับ 0 mV การวิเคราะห์ปริมาณไนเตรทในน้ำในสภาวะดังกล่าวพบการลดลงของไนเตรทซึ่งแสดงให้เห็นว่าเกิดปฏิกิริยาคีโนตริฟิเคชันขึ้นในระบบทดลอง โดยสามารถคำนวณอัตราการลดลงของไนเตรท (อัตราการคีโนตริฟิเคชัน) ด้วยข้อมูลในระหว่างชั่วโมงที่ 120-240 ได้ค่าเท่ากับ 1.46 µgNO<sub>3</sub>-N/bioball/h ดังแสดงในภาพที่ 4-8 และในระหว่างที่พบการลดลงของไนเตรท ได้มีการเติมเมธานอลปริมาตร 1 mL ลงในถังปฏิกรณ์จำนวน 4 ครั้ง ในชั่วโมงที่ 114, 161, 217 และ 310 รวมทั้งการเติมสารละลายอาหารกุ้งปริมาตร 5 mL จำนวน 3 ครั้ง ในชั่วโมงที่ 115, 120 และ 316 พบว่าการเติมเมธานอลและสารละลายอาหารกุ้งดังกล่าวซึ่งเป็นการเพิ่มปริมาณคาร์บอนและสารอินทรีย์ลงในระบบไม่ได้มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของค่า ORP ในระหว่างที่เกิดปฏิกิริยาคีโนตริฟิเคชัน และไม่มีผลเปลี่ยนแปลงอัตราการคีโนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นในช่วงเวลาดังกล่าว

เมื่อไนเตรทในน้ำหมดลงในชั่วโมงที่ 240 พบว่าค่า ORP จะมีการเพิ่มขึ้นอย่างเห็นได้ชัด ในขณะที่ค่า DO ไม่มีการเปลี่ยนแปลง และในระหว่างการเกิดปฏิกิริยาคีโนตริฟิเคชันไม่พบการเปลี่ยนแปลงของค่า pH ของน้ำ และอุณหภูมิของการทดลองอยู่ระหว่าง 24.9-31.3°C (ภาพที่ 4-9) นอกจากนี้เพื่อเป็นการยืนยันว่าการเกิดปฏิกิริยาคีโนตริฟิเคชันและการเปลี่ยนแปลงของ ORP เป็นผลมาจากกิจกรรมของแบคทีเรียในระบบ จึงได้มีการทดลองเติมสารละลายยาปฏิชีวนะเตตราซัยคลินลงในถังปฏิกรณ์ใน

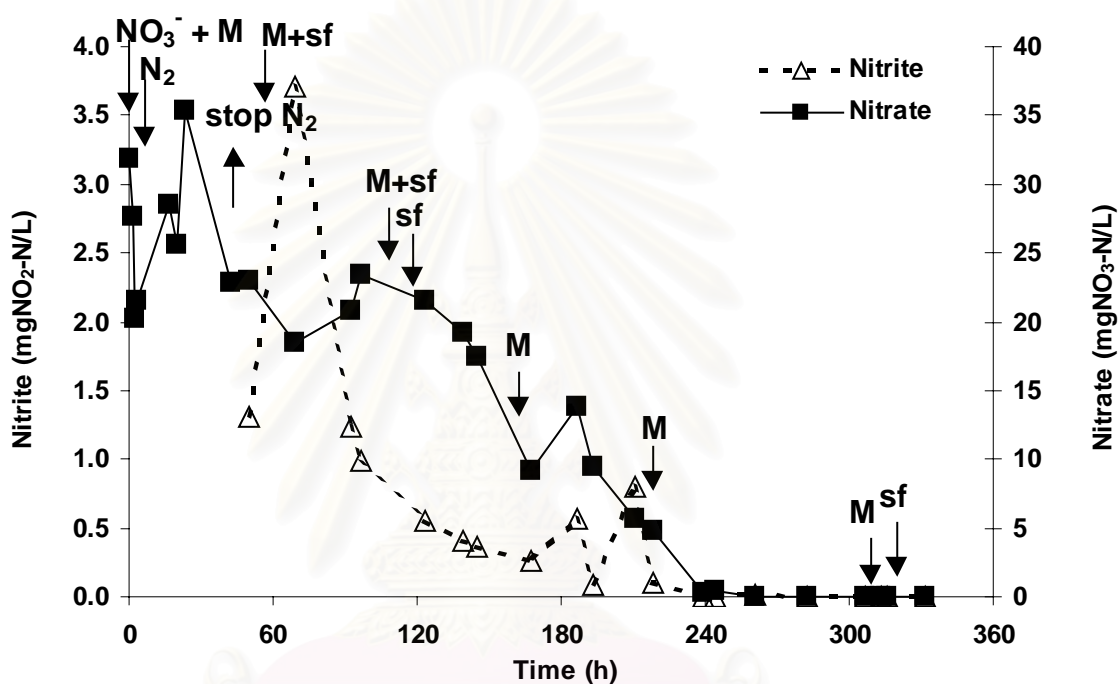
ชั่วโมงที่ 335 เพื่อฆ่าแบคทีเรียทั้งหมดที่อยู่ในน้ำ จะเห็นได้ว่าค่า ORP และ DO มีการเปลี่ยนแปลงเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วภายหลังจากที่มีการเติมสารละลายยาปฏิชีวนะ



ภาพที่ 4-9 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) อุณหภูมิ (Temperature) และความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันภายในถังปฏิกรณ์ต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 358 โดยมีการเติมเมทานอล (M) 1 mL ในชั่วโมงที่ 0.40, 48, 114, 161, 217 และ 310 ตามลำดับ และมีการเติมสารละลายอาหารกุ้ง (sf) 3 mL ในชั่วโมงที่ 48 และ 5 mL ในชั่วโมงที่ 115, 120 และ 316 ตามลำดับ

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ผลการวิเคราะห์ปริมาณไนไตรท์ในน้ำดังแสดงในภาพที่ 4-10 ซึ่งให้เห็นว่าปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นในการทดลองนี้เป็นปฏิกิริยาที่เกิดโดยสมบูรณ์ เนื่องจากปริมาณไนไตรท์ที่ตรวจวัดได้มีค่าต่ำมากเมื่อเทียบกับปริมาณไนเตรท ซึ่งไนไตรท์ดังกล่าวเป็นสารตัวกลางที่เกิดขึ้นมาจากการรีดิวซ์ไนเตรท ก่อนที่จะถูกรีดิวซ์ต่อกลายเป็นแก๊สไนโตรเจนตามกระบวนการดีไนตริฟิเคชันต่อไป



ภาพที่ 4-10 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) และปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันภายในถังปฏิกรณ์ต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 358 โดยมีการเติมเมธานอล (M) 1 mL ในชั่วโมงที่ 0.40, 48, 114, 161, 217 และ 310 ตามลำดับ และมีการเติมสารละลายอาหารกุ้ง (sf) 3 mL ในชั่วโมงที่ 48 และ 5 mL ในชั่วโมงที่ 115, 120 และ 316 ตามลำดับ

#### 4.1.4 การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท

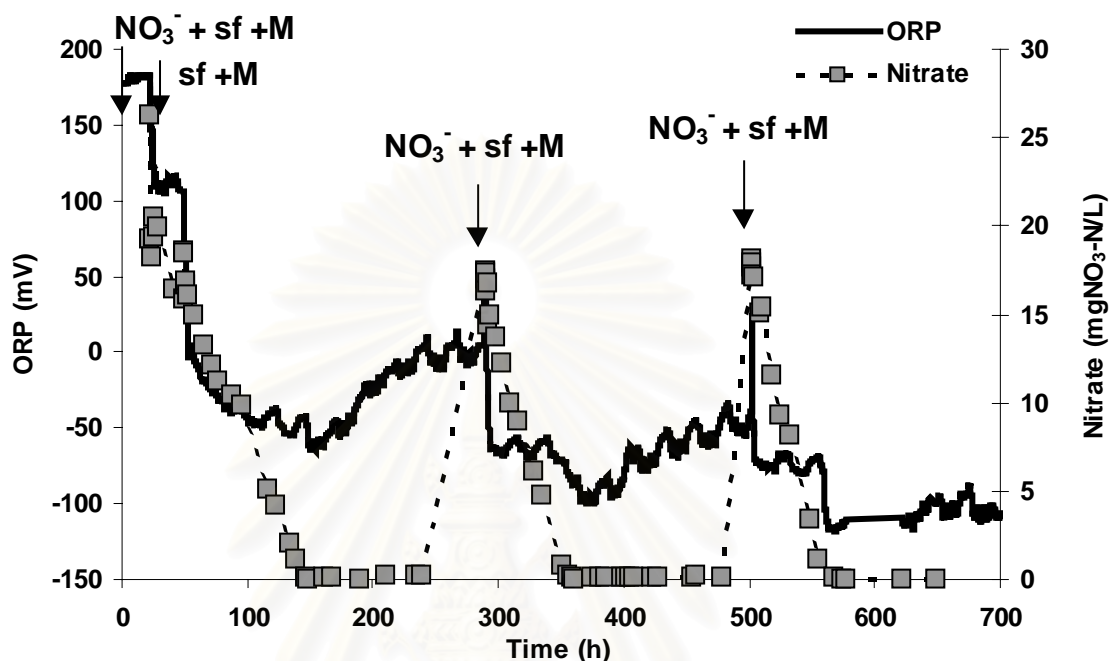
ในการทดลองนี้ได้ทำการศึกษาการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบถังปฏิกรณ์ที่มีลักษณะเดียวกับหัวข้อ 4.1.1 โดยใช้ระยะเวลาในการทดลองนี้ 1128 ชั่วโมง ผลการทดลองในภาพที่ 4-11 และ 4-12 แสดงให้เห็นว่าเมื่อมีการเติมไนเตรทความเข้มข้น  $20 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  ในชั่วโมงที่ 0 ซึ่งภายในระบบทดลองขณะนั้นมีค่า DO และ ORP เริ่มต้นที่  $3.61 \text{ mgO}_2\text{/L}$  และ  $178 \text{ mV}$  ตามลำดับ จะยังไม่พบการเปลี่ยนแปลงของ DO และ ORP ในระบบ แต่เมื่อมีการเติมสารละลายอาหารกึ่งปริมาตร  $5 \text{ mL}$  พร้อมกับเมธานอลปริมาตร  $1 \text{ mL}$  ลงในถังปฏิกรณ์ในชั่วโมงที่ 22 และ 48 พบว่าจะกระตุ้นกิจกรรมของแบคทีเรีย ทำให้ปริมาณ DO และ ORP ในน้ำลดลงอย่างรวดเร็ว โดยจะตรวจพบการลดลงของไนเตรทเมื่อ ORP มีค่าลดต่ำกว่า  $50 \text{ mV}$  ในชั่วโมงที่ 51.48 แสดงว่าเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบทดลอง หลังจากนั้นจึงทำการศึกษาการบำบัดไนเตรทโดยมีการเติมไนเตรทเพิ่มลงในระบบทดลองอีก 7 ครั้ง โดยมีการเติมสารละลายอาหารกึ่งปริมาตร  $5 \text{ mL}$  และเมธานอลปริมาตร  $1 \text{ mL}$  พร้อมกับการเติมไนเตรทในรอบที่ 1-3 (ชั่วโมงที่ 0, 288 และ 501) ส่วนในรอบที่ 4-8 จะเติมเฉพาะไนเตรทแต่ไม่มีการเติมสารละลายอาหารกึ่งและเมธานอล ส่วนค่าปัจจัยสิ่งแวดล้อมได้แก่ DO อุณหภูมิ และ pH ของน้ำในถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลองแสดงในภาพที่ 4-18 และ 4-19

การลดลงของไนเตรทที่ปรากฏในภาพที่ 4-11 และ 4-12 แสดงให้เห็นว่าการคำนวณอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบทดลองสามารถทำได้โดยใช้สมการเส้นตรง (regression analysis) ผลการคำนวณพบว่าอัตราดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นเมื่อมีการเติมไนเตรทลงในน้ำทั้ง 8 รอบ มีค่าเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ จาก  $1.49 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$  ในรอบที่ 1 (ภาพที่ 4-13) เป็น  $13.6 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$  ในรอบที่ 8 (ภาพที่ 4-14) อย่างไรก็ตามการทดลองในรอบที่ 7 และ 8 ได้มีการเพิ่มความเข้มข้นของไนเตรทที่เติมลงในระบบทดลองเป็น  $40 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  ซึ่งก็พบว่าระบบมีประสิทธิภาพสูงมากในการบำบัดไนเตรท และสามารถบำบัดไนเตรทจนหมดได้ภายในเวลา 50.29 และ 27.50 ชั่วโมงตามลำดับ โดยกราฟแสดงการเพิ่มขึ้นของอัตราดีไนตริฟิเคชันที่พบในการทดลองนี้แสดงในภาพที่ 4-15

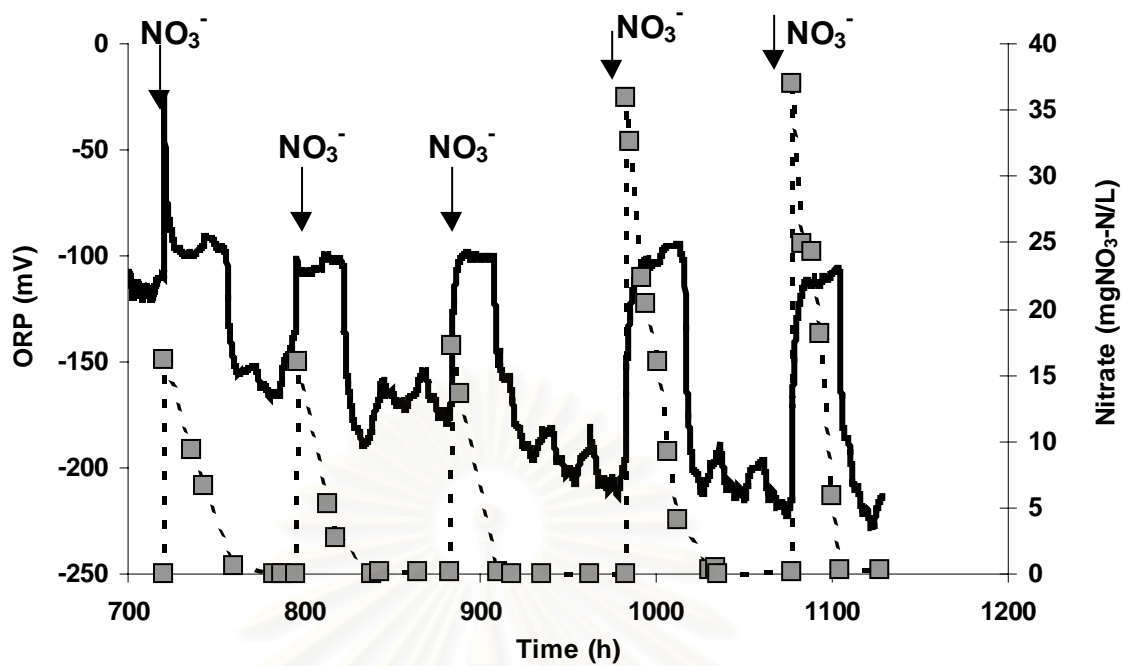
ในขณะที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน พบว่าค่า ORP มีค่าคงที่อยู่ระหว่าง  $-50$  ถึง  $-100 \text{ mV}$  แต่เมื่อไนเตรทในน้ำหมดลง ค่า ORP ในการทดลองที่มีการเติมไนเตรทในรอบที่ 1 และ 2 จะมีค่าเพิ่มขึ้น (ภาพที่ 4-11) ส่วนในรอบที่ 3 ถึง 8 พบว่าเมื่อไนเตรทในน้ำหมดลงค่า ORP จะลดลงอย่างเห็นได้ชัด โดยในการทดลองรอบที่ 8 ค่า ORP จะลดลงจาก  $-100 \text{ mV}$  เป็นต่ำกว่า  $-200 \text{ mV}$  ทันทีที่ไนเตรทในน้ำหมดลง (ภาพที่ 4-12)



และในการทดลองนี้ไม่พบการสะสมของไนเตรตเกิดขึ้นในระบบ (ภาพที่ 4-16 และ 4-17) แสดงว่าปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นเป็นปฏิกิริยาที่สมบูรณ์

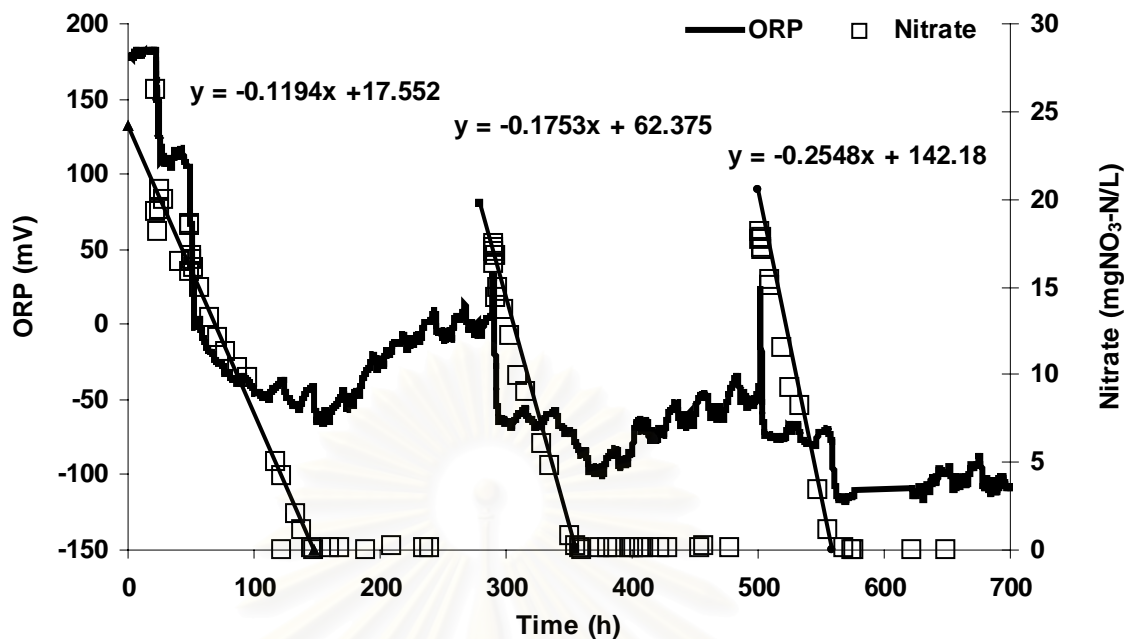


ภาพที่ 4-11 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 700 มีการเติมสารละลายอาหารกุ้ง (sf) 5 mL และเมทานอล (M) 1 mL ในชั่วโมงที่ 0, 22, 48, 288 และ 501 ตามลำดับ

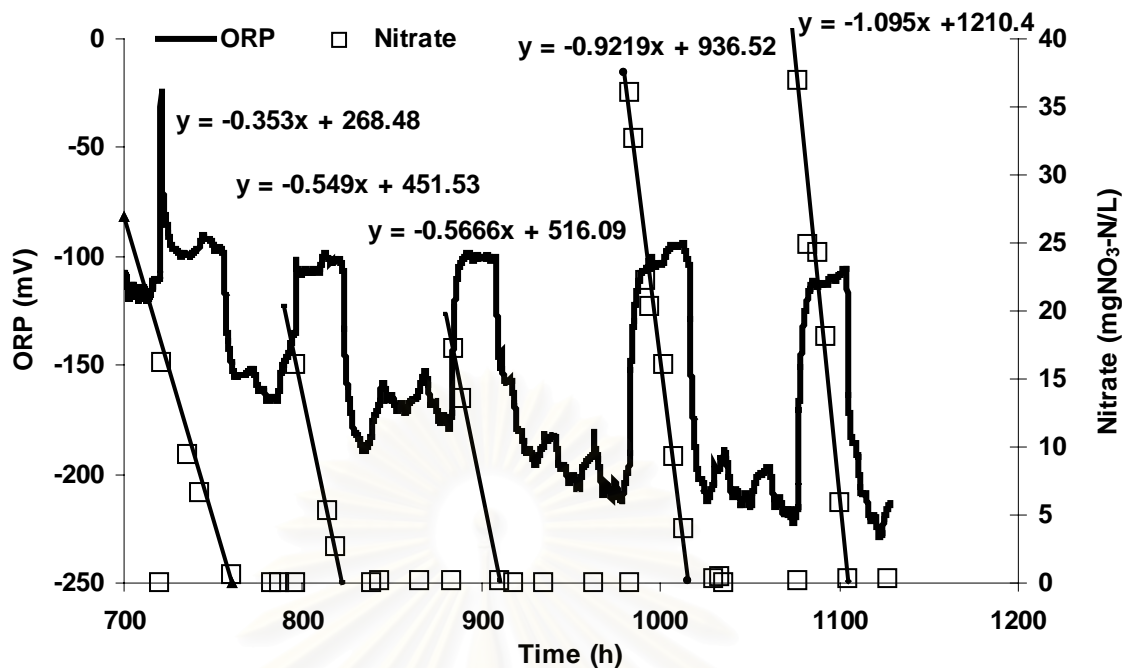


ภาพที่ 4-12 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทตั้งแต่ชั่วโมงที่ 700 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12

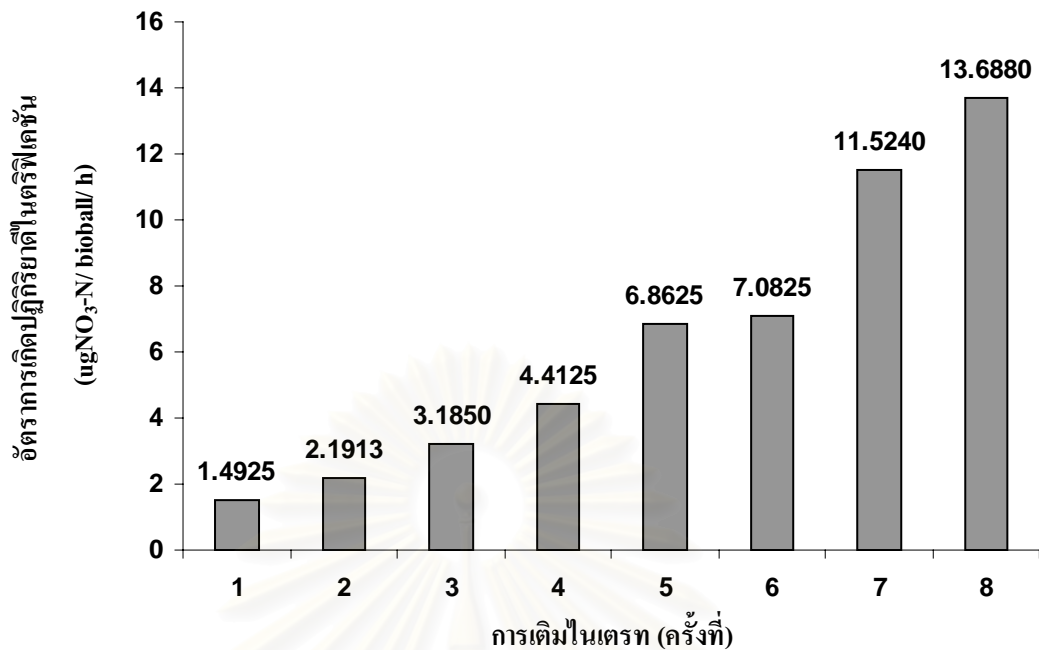
สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 4-13 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 700 มีการเติมสารละลายอาหารกุ้ง (sf) 5 mL และเมธานอล (M) 1 mL ในชั่วโมงที่ 0, 22, 48, 288 และ 501 ตามลำดับ พบว่ามีอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเท่ากับ  $1.4925 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$   $2.1913 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$  และ  $3.1850 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$  ตามลำดับ

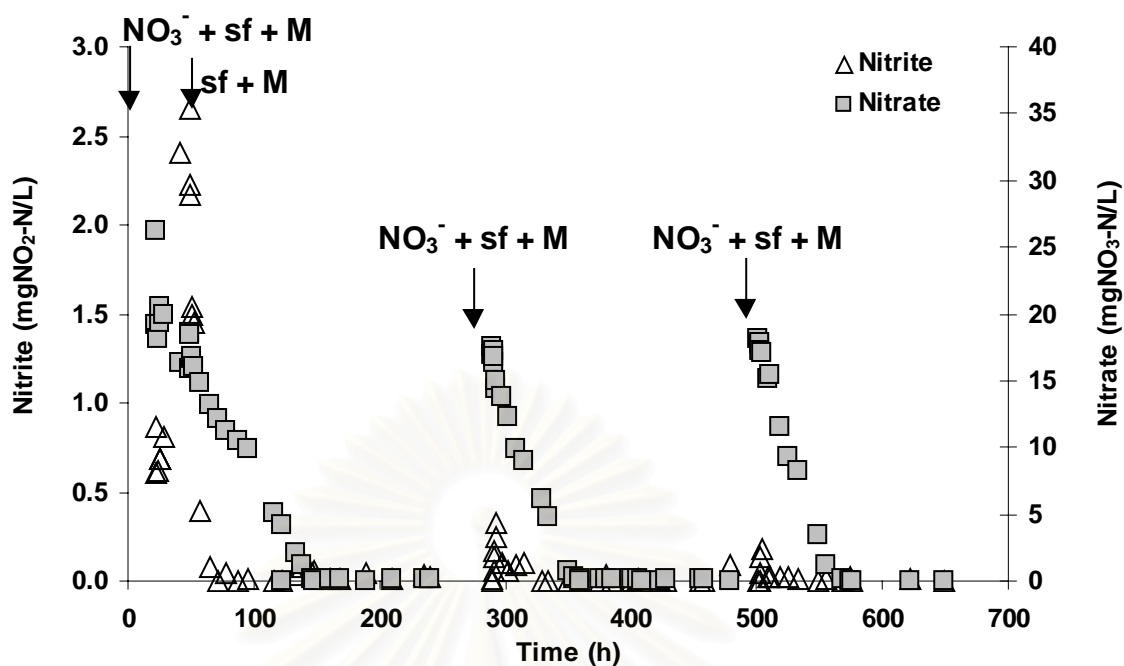


ภาพที่ 4-14 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทตั้งแต่ชั่วโมงที่ 700 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12 พบว่ามีอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเท่ากับ  $4.4125 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$   $6.8625 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$   $7.0825 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$   $11.524 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$  และ  $13.688 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$  ตามลำดับ

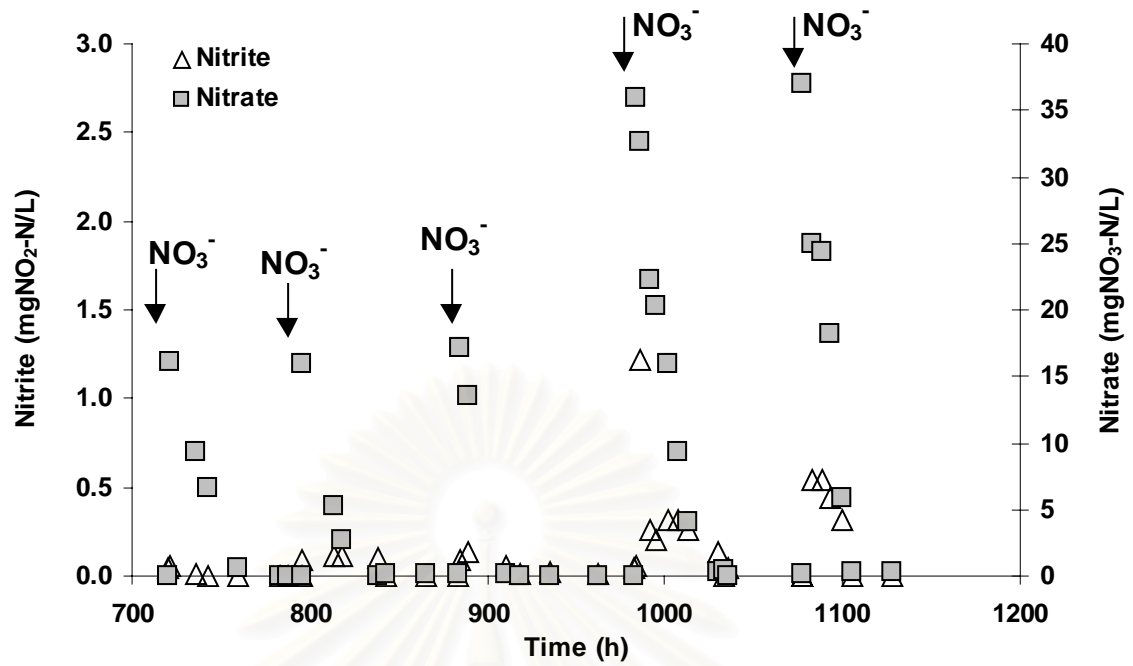


ภาพที่ 4-15 การเพิ่มขึ้นของอัตราดิไนตริฟิเคชัน ( $\mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12

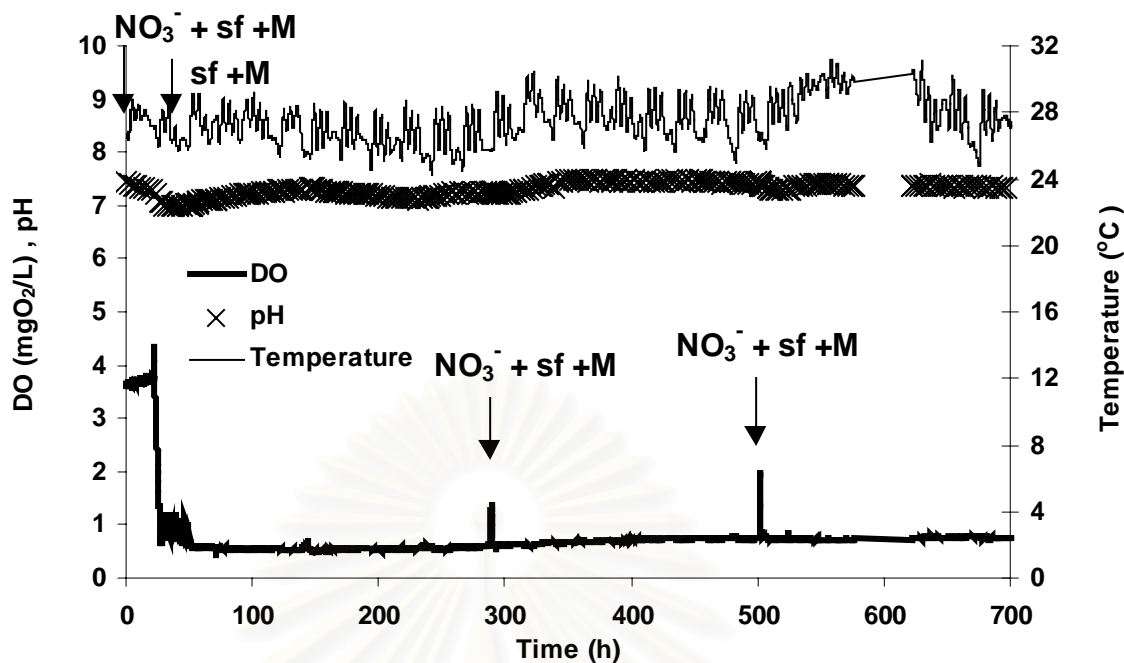




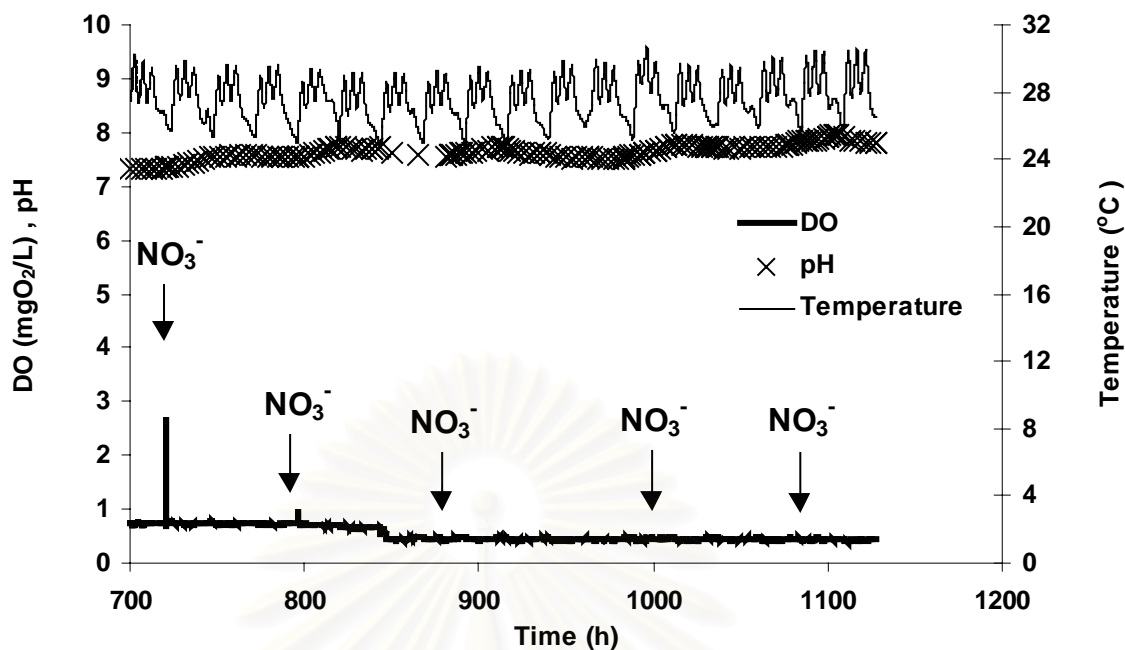
ภาพที่ 4-16 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนไตรท์ (mgNO<sub>2</sub>-N/L) และปริมาณไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาคีโนไตรฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 700 มีการเติมสารละลายอาหารกุ้ง (sf) 5 mL และเมธานอล (M) 1 mL ในชั่วโมงที่ 0, 22, 48, 288 และ 501 ตามลำดับ



ภาพที่ 4-17 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนไตรท์ (mgNO<sub>2</sub>-N/L) และปริมาณไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาคีโนตริฟเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 700 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12



ภาพที่ 4-18 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) อุณหภูมิ (Temperature) และความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 700 มีการเติมสารละลายอาหารกุ้ง (sf) 5 mL และเมทานอล (M) 1 mL ในชั่วโมงที่ 0, 22, 48, 288 และ 501 ตามลำดับ



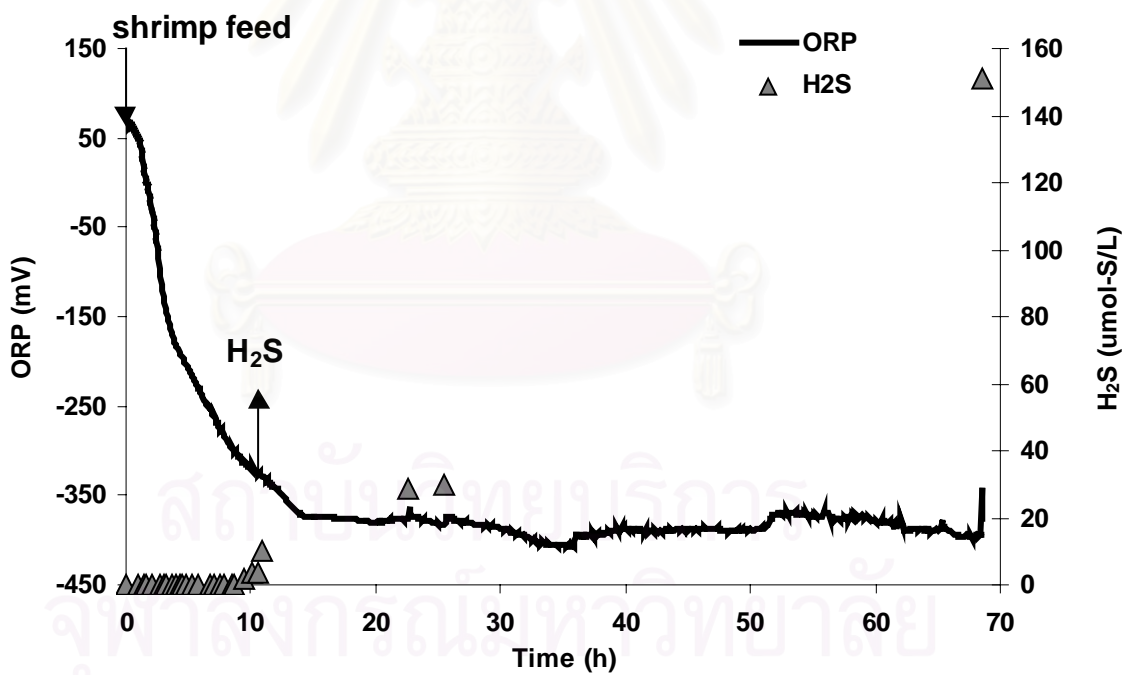
ภาพที่ 4-19 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) อุณหภูมิ (Temperature) และความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 700 ถึงชั่วโมงที่ 1128.12

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

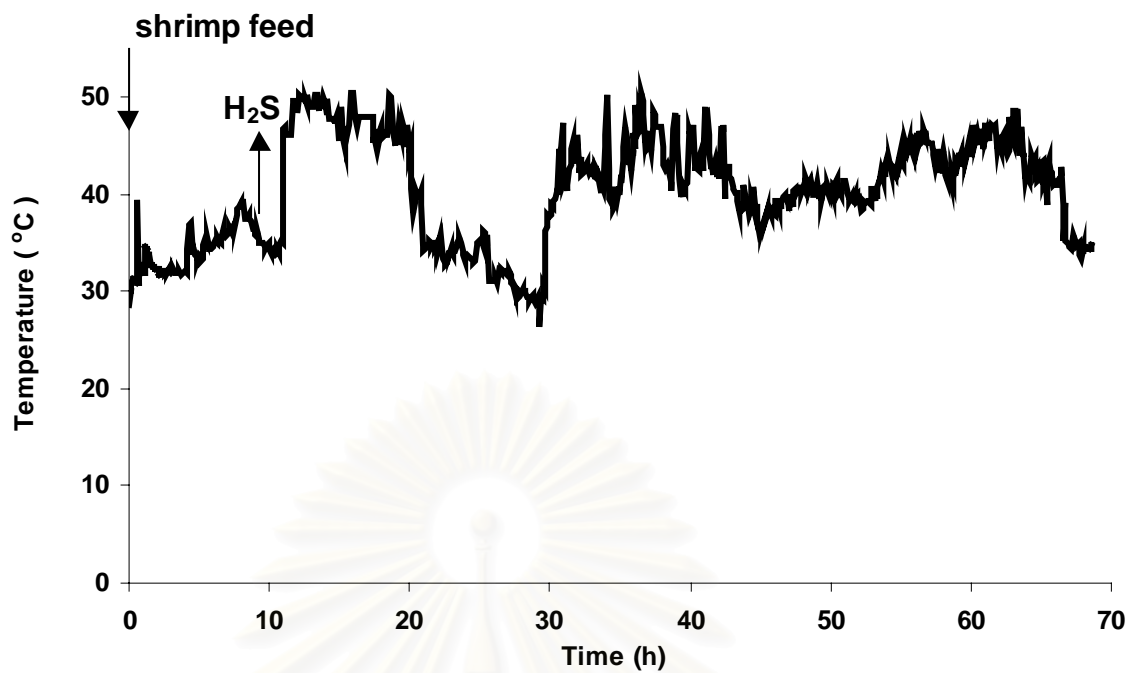
#### 4.1.5 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันกับการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์

จากผลการทดลองในหัวข้อ 4.1.4 ซึ่งพบว่าค่า ORP จะมีค่าลดลงอย่างรวดเร็วภายหลังจากที่ระบบบำบัดในเตรทในน้ำจืดหมด การทดลองนี้จึงได้ตรวจวัดค่า ORP ในขณะที่เกิดปฏิกิริยาการรีดิวซ์ซัลเฟตโดยแบคทีเรีย ซึ่งเป็นระดับของ ORP ที่จะต้องหลีกเลี่ยงไม่ให้เกิดขึ้นในระบบบำบัดเนื่องจากไฮโดรเจนซัลไฟด์มีความเป็นพิษสูงต่อสัตว์น้ำ

ผลการทดลองในภาพที่ 4-20 แสดงให้เห็นว่า ในถังปฏิกรณ์ทดลองที่มีการเติมอาหารกุ้งปริมาณ 3 กรัม แต่ไม่มีการเติมในเตรท โดยมีค่า ORP เริ่มต้น 58 mV และมีค่า DO เริ่มต้น 2.75 mgO<sub>2</sub>/L จะเกิดการลดลงของ ORP และ DO อย่างรวดเร็ว โดยภายในเวลาประมาณ 12 ชั่วโมง (700 นาที) ค่า ORP ลดลงต่ำกว่า -350 mV และ DO มีค่าเป็นศูนย์ และจะสามารถตรวจพบปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้เมื่อค่า ORP ลดลงต่ำกว่า -313.70 mV โดยมีความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ 1.0035 μmol-S/L สำหรับอุณหภูมิในระหว่างการทดลองแสดงในภาพที่ 4-21



ภาพที่ 4-20 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ (μmol-S/L) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันกับการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 68.62



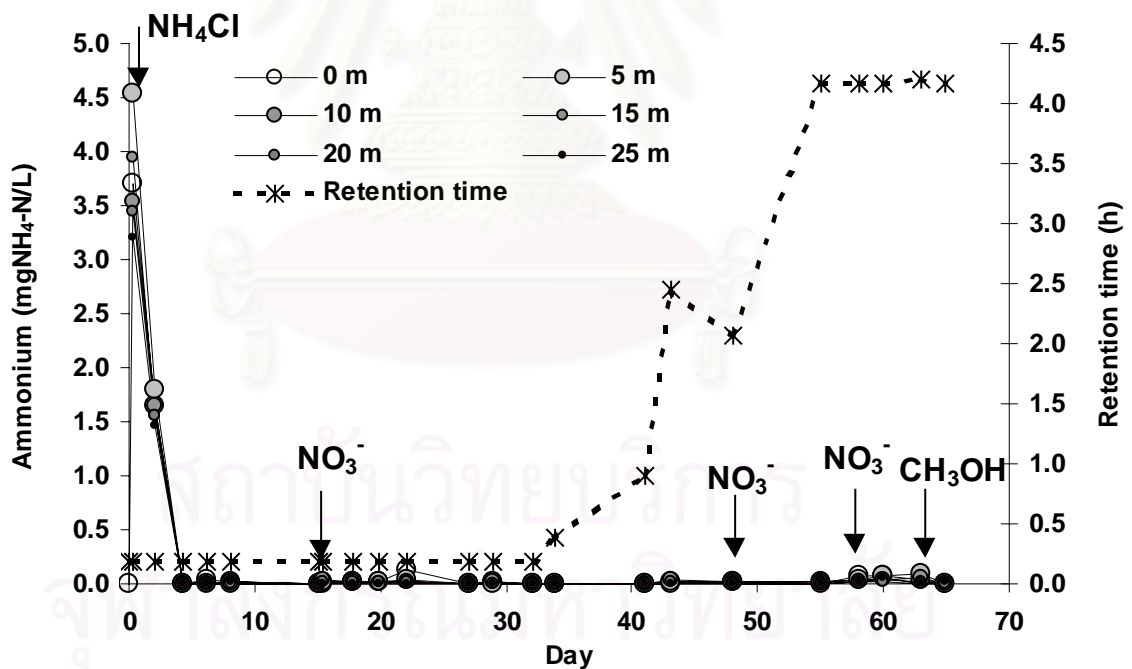
ภาพที่ 4-21 อุณหภูมิ (Temperature) ในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันกับการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 0 ถึงชั่วโมงที่ 68.62

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



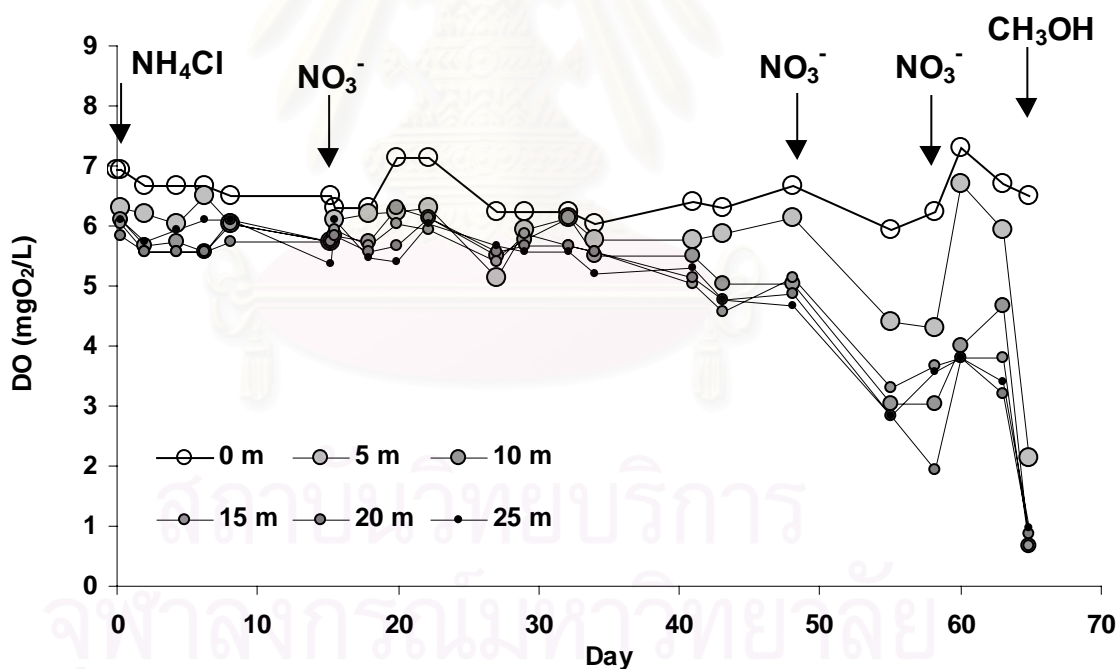
#### 4.2 การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในตรรแบบท่อยาวชุดที่ 1 ที่มีความยาว 25 เมตร

ในการศึกษาระบบบำบัดในตรรแบบท่อยาวชุดที่ 1 ที่มีความยาว 25 เมตร ช่วงเตรียมสภาพเริ่มต้นของระบบบำบัด ได้ทำการเติมแอมโมเนียมคลอไรด์ลงในถังพักน้ำที่มีน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt ปริมาตร 120 L ให้มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมประมาณ  $2 \text{ mgNH}_4\text{-N/L}$  และทำการหมุนเวียนน้ำในระบบด้วยอัตราการไหลเริ่มต้นที่ระดับ 60 L/h (ระยะเวลาพักเก็บน้ำประมาณ 0.19 h) พบว่าปริมาณแอมโมเนียมในถังพักน้ำลดลงจาก  $3.70 \text{ mgNH}_4\text{-N/L}$  ในวันเริ่มต้นจนหมดลงในวันที่ 4 โดยพบการลดลงของแอมโมเนียมภายในท่อเมื่อเปรียบเทียบความเข้มข้นของแอมโมเนียมในส่วนต้นของท่อ (ระยะ 0 เมตร) และส่วนปลายท่อ (ระยะ 25 เมตร) เช่นในวันแรกของการทดลองพบการลดลงของแอมโมเนียมภายในระบบท่อยาวจาก  $3.70 \text{ mgNH}_4\text{-N/L}$  ที่ส่วนต้นท่อลดลงเหลือ  $3.21 \text{ mgNH}_4\text{-N/L}$  ที่ส่วนปลายท่อ ดังภาพที่ 4-22



ภาพที่ 4-22 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) และระยะเวลาพักเก็บน้ำ (h) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในตรรแบบท่อความยาว 25 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 65 โดยมีการเติม  $\text{KNO}_3$   $100 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  ลงในถังพักน้ำ ในวันที่ 15, 48 และ 58 และมีการเติมเมทานอลความเข้มข้น 100 % ในวันที่ 64

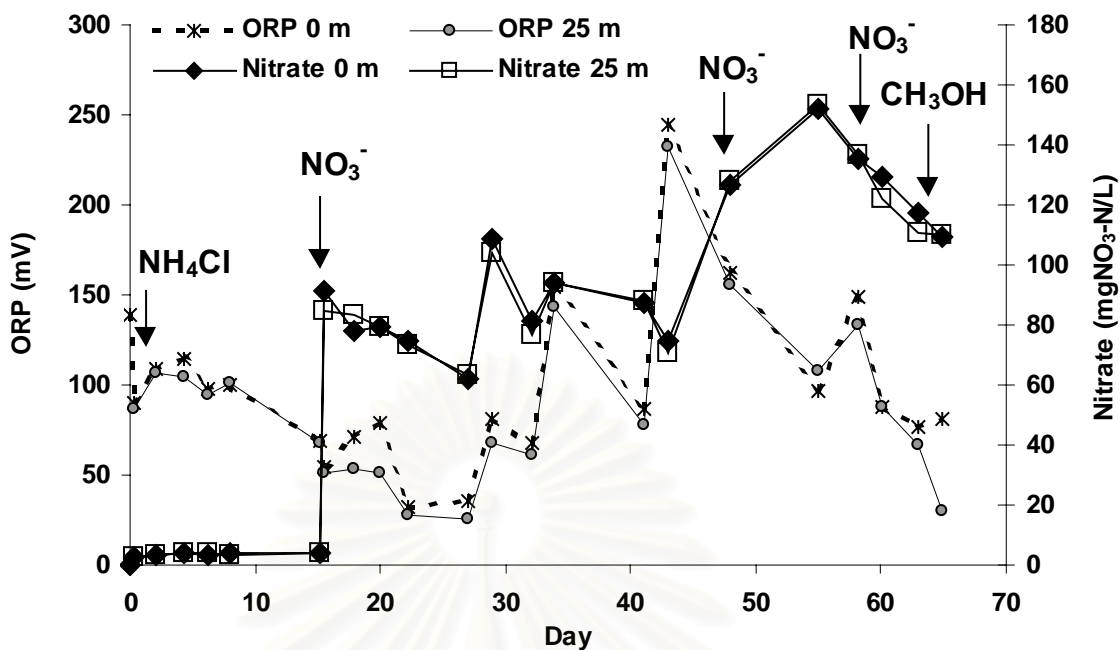
การลดลงของแอมโมเนียมในน้ำที่เกิดขึ้น แสดงให้เห็นว่าเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบท่อยาว เนื่องจากปริมาณออกซิเจนในน้ำยังคงสูงอยู่ ทั้งนี้ปริมาณออกซิเจนในน้ำจะมีการเปลี่ยนแปลงได้จากการหายใจของแบคทีเรียภายในท่อที่สัมพันธ์กับระยะเวลาการกักเก็บน้ำภายในท่อและปริมาณสารอาหารที่แบคทีเรียได้รับ เมื่อมีการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาการกักเก็บน้ำโดยลดอัตราการไหลของน้ำที่ผ่านเข้าสู่ท่อยาวลง จะทำให้ปริมาณออกซิเจนภายในท่อมีการเปลี่ยนแปลงดังแสดงในภาพที่ 4-23 ซึ่งในภาพดังกล่าวชี้ให้เห็นได้ว่าในระหว่างวันที่ 0-32 ซึ่งระบบมีระยะเวลาการกักเก็บน้ำ 0.19 h ปริมาณออกซิเจนในส่วนต้นและปลายท่อยาวมีความแตกต่างกันเพียงประมาณ  $1 \text{ mgO}_2/\text{L}$  และยังคงสูงกว่า  $5 \text{ mgO}_2/\text{L}$  ซึ่งเป็นสภาวะที่ยังไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลาการกักเก็บขึ้นเป็น 4.2 h พบว่าปริมาณออกซิเจนในส่วนปลายท่อที่ความยาว 25 เมตรลดลงเหลือประมาณ  $2.8 \text{ mgO}_2/\text{L}$  ซึ่งมีค่าต่ำกว่าส่วนต้นท่อเป็นอย่างมาก แต่ก็ยังมีค่าสูงเกินกว่าระดับที่จะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันซึ่งไม่ควรสูงกว่า  $1.5 \text{ mgO}_2/\text{L}$  (Turk, 1996)



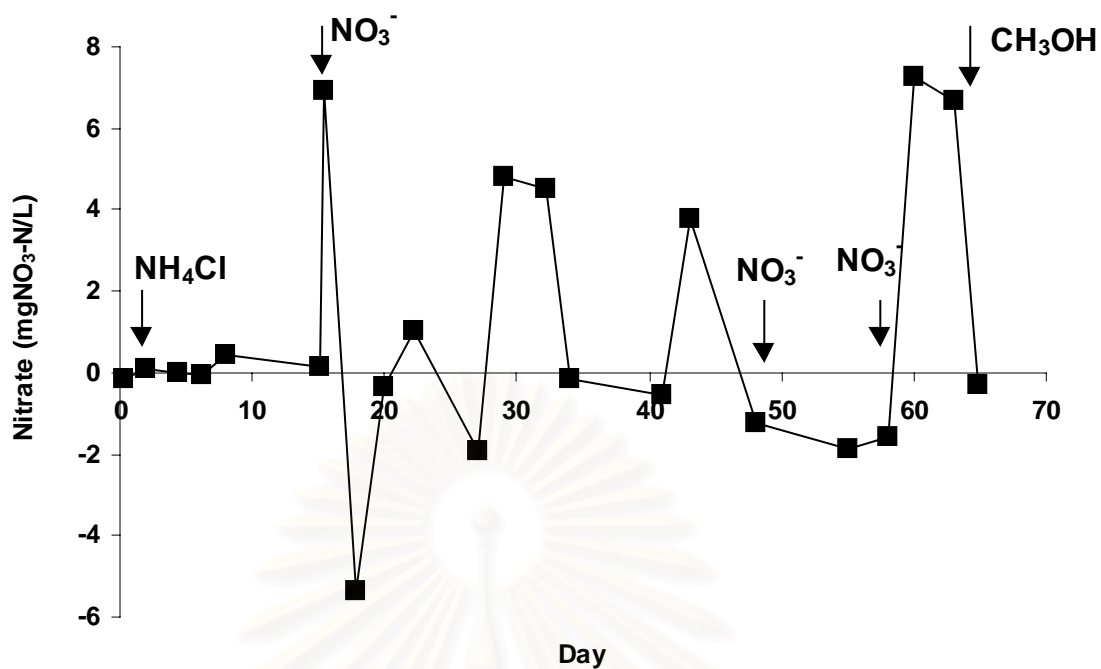
ภาพที่ 4-23 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 65 โดยเติม  $\text{KNO}_3$   $100 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  ลงในถังพักน้ำในวันที่ 15, 48 และ 58 และมีการเติมเมธานอลความเข้มข้น 100 % ในวันที่ 64

ภาพที่ 4-23 ยังแสดงให้เห็นว่าการเติมเมธานอล ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ) เข้าในส่วนต้นของระบบท่อยาว ส่งผลให้เกิดการลดลงของออกซิเจนอย่างชัดเจน โดยหลังจากเติมเมธานอลพบว่าปริมาณออกซิเจนในส่วนต้นของท่อลดลงจาก  $6.51 \text{ mgO}_2/\text{L}$  เป็นต่ำกว่า  $1 \text{ mgO}_2/\text{L}$  โดยใช้ระยะเวลาท่อยาวเพียง 10 m ทำให้ออกซิเจนบริเวณปลายท่อลดต่ำจนสามารถเกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันได้ อย่างไรก็ตามหลังจากที่มีการเติมเมธานอลเข้าในระบบท่อยาวเป็นเวลา 2 วัน ก็พบว่าในถังพักน้ำมีการสะสมของเมธานอลสูงจึงจำเป็นต้องยุติการทดลองลงในวันที่ 66

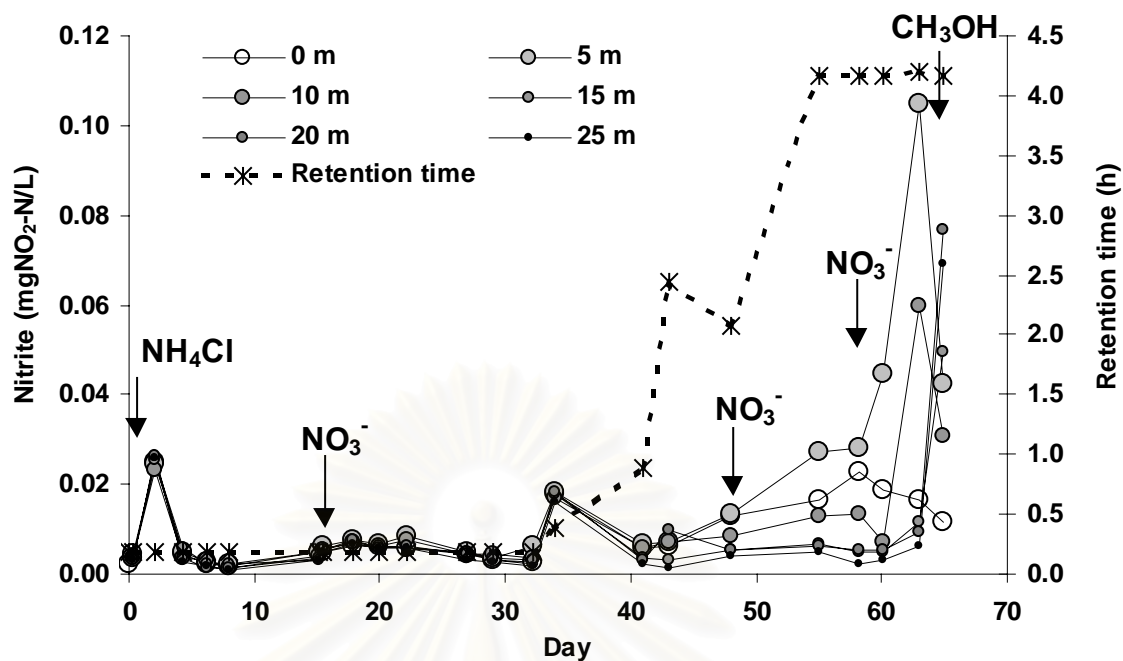
ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรทในน้ำที่แสดงในภาพที่ 4-24 แสดงให้เห็นว่าในการทดลองนี้ยังไม่่าจะเกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชัน เนื่องจาก ORP ยังมีค่าค่อนข้างสูง โดยระดับของ ORP ที่ต่ำที่สุดที่พบในการทดลองนี้ยังมีค่าสูงกว่า  $25 \text{ mV}$  อย่างไรก็ตามเมื่อเปรียบเทียบผลต่างของปริมาณไนเตรทในส่วนต้นและส่วนปลายของท่อ ในภาพที่ 4-25 พบว่าไนเตรทมีแนวโน้มหายไปจากระบบ การลดลงของไนเตรทในระบบที่ตรวจวัดได้นี้จึงน่าจะมาจากการสะสมไนเตรทภายในตัวของแบคทีเรียที่อยู่ในท่อยาวเอง มากกว่ามาจากการปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันที่จะเปลี่ยนไนเตรทเป็นแก๊สไนโตรเจนและถูกกำจัดออกจากระบบไปอย่างสมบูรณ์ การสะสมไนเตรทในเซลล์แบคทีเรียส่งผลให้เกิดการปลดปล่อยไนเตรทกลับออกมาในน้ำได้อีก และปริมาณไนเตรทในภาพที่ 4-26 ก็เป็นสิ่งที่ยืนยันว่าไนเตรทที่หายไปจากระบบไม่ได้เป็นเพราะปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันที่ไม่สมบูรณ์ ซึ่งหากเกิดขึ้นจะตรวจพบการเปลี่ยนไนเตรทเป็นไนไตรท์ส่งผลให้เกิดการสะสมไนไตรท์ขึ้นในระบบท่อยาว แต่ในสภาวะการทดลองนี้ปริมาณไนไตรท์ที่ตรวจพบมีปริมาณน้อยมาก (น้อยกว่า  $0.02 \text{ mgNO}_2\text{-N/L}$ ) เมื่อเทียบกับปริมาณไนเตรทที่มีค่าอยู่ที่ประมาณ  $100 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  แม้ว่าในตอนท้ายของการทดลองหลังจากการปรับเปลี่ยนระยะเวลาการกักเก็บน้ำจาก 0.19 เป็น 4.2 h ส่งผลให้เกิดความแตกต่างของปริมาณไนไตรท์ในส่วนต้นและส่วนปลายของท่อ แต่ก็มีค่าความเข้มข้นของไนไตรท์ต่ำมากดังที่ได้กล่าวไปแล้ว



ภาพที่ 4-24 ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาดินทรีย์ในตรีฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 65 โดยเติม KNO<sub>3</sub> 100 mgNO<sub>3</sub>-N/L ลงในถังพักน้ำในวันที่ 15, 48 และ 58 และมีการเติมเมธานอลความเข้มข้น 100 % ในวันที่ 64



ภาพที่ 4-25 ผลต่างของปริมาณไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ที่ 0 m และ 25 m ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 65 โดยเติม KNO<sub>3</sub> 100 mgNO<sub>3</sub>-N/L ลงในถังพักน้ำในวันที่ 15, 48 และ 58 และมีการเติมเมธานอลความเข้มข้น 100 % ในวันที่ 64

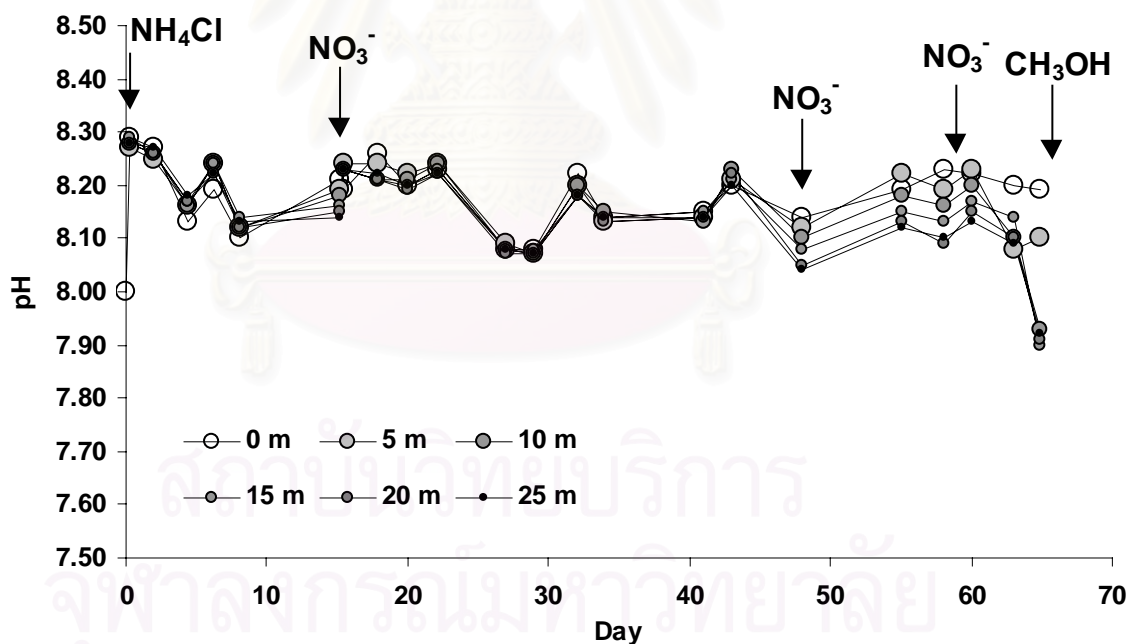


ภาพที่ 4-26 ปริมาณไนไตรท์ (mgNO<sub>2</sub>-N/L) และระยะเวลาที่เก็บ (h) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 65 โดยเติม KNO<sub>3</sub> 100 mgNO<sub>3</sub>-N/L ลงในถังพักน้ำในวันที่ 15, 48 และ 58 และมีการเติมเมทานอลความเข้มข้น 100 % ในวันที่ 64

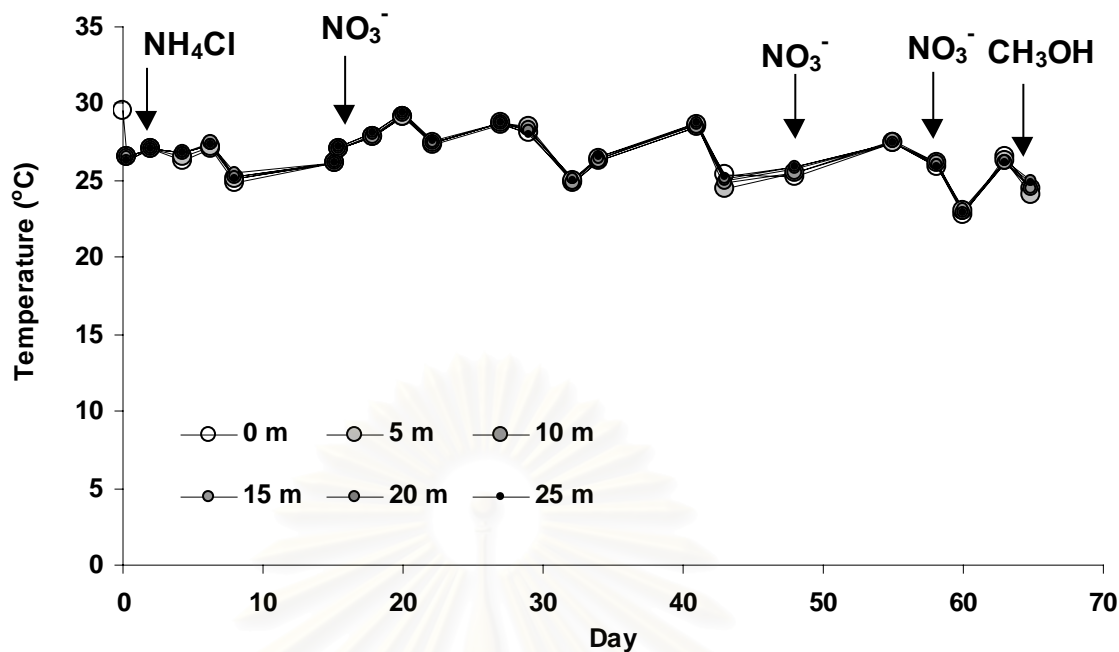


ในระหว่างการทดลองการเปลี่ยนแปลงของค่า pH ในระบบมีไม่มากนัก ภาพที่ 4-27 แสดงให้เห็นว่าตลอดการทดลองค่า pH จะอยู่ในช่วงระหว่าง 7.90-8.29 และพบความแตกต่างของ pH ในส่วนต้นและส่วนท้ายของท่อเมื่อระบบมีระยะเวลาการกักเก็บ 4.20 h และความแตกต่างจะมากขึ้นภายหลังจากที่มีการเติมเมธานอลเข้าไปในระบบ ส่วนอุณหภูมิภายในท่อยาวระหว่างการทดลองอยู่ในช่วง 22.8-29.5°C และไม่มี ความแตกต่างของอุณหภูมิตลอดระยะเวลาความยาวของระบบท่อ (ภาพที่ 4-28)

ผลการทดลองในภาพรวมแสดงให้เห็นว่า หลังจากการปรับเพิ่มระยะเวลาการกักเก็บน้ำในระบบท่อยาว จะทำให้ปริมาณออกซิเจนในส่วนท้ายของท่อลดลงจนอยู่ในระดับที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ แต่ความยาวของระบบที่ 25 เมตรจะทำให้มีระยะส่วนท้ายของท่อที่จะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสั้นเกินไป และการปรับเพิ่มระยะเวลาการกักเก็บขึ้นอีกทำได้ยาก และแบคทีเรียยังไม่สามารถใช้เมธานอลที่เติมเข้าไปเป็นแหล่งคาร์บอนได้อย่างมีประสิทธิภาพเพียงพอ จึงได้ปรับปรุงระบบบำบัดแบบท่อยาวโดยเพิ่มความยาวของท่อขึ้นเป็น 50 เมตร ดังแสดงในผลการทดลองหัวข้อถัดไป



ภาพที่ 4-27 ความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 65 โดยเติม  $\text{KNO}_3$  100  $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$  ลงในถังพักน้ำในวันที่ 15, 48 และ 58 และมีการเติมเมธานอลความเข้มข้น 100 % ในวันที่ 64



ภาพที่ 4-28 อุณหภูมิ (Temperature) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในตรทแบบท่อความยาว 25 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 65 โดยเติม KNO<sub>3</sub> 100 mgNO<sub>3</sub>-N/L ลงในถังพักน้ำในวันที่ 15, 48 และ 58 และมีการเติมเมธานอลความเข้มข้น 100 % ในวันที่ 64

### 4.3 การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 ที่มีความยาว 50 เมตร

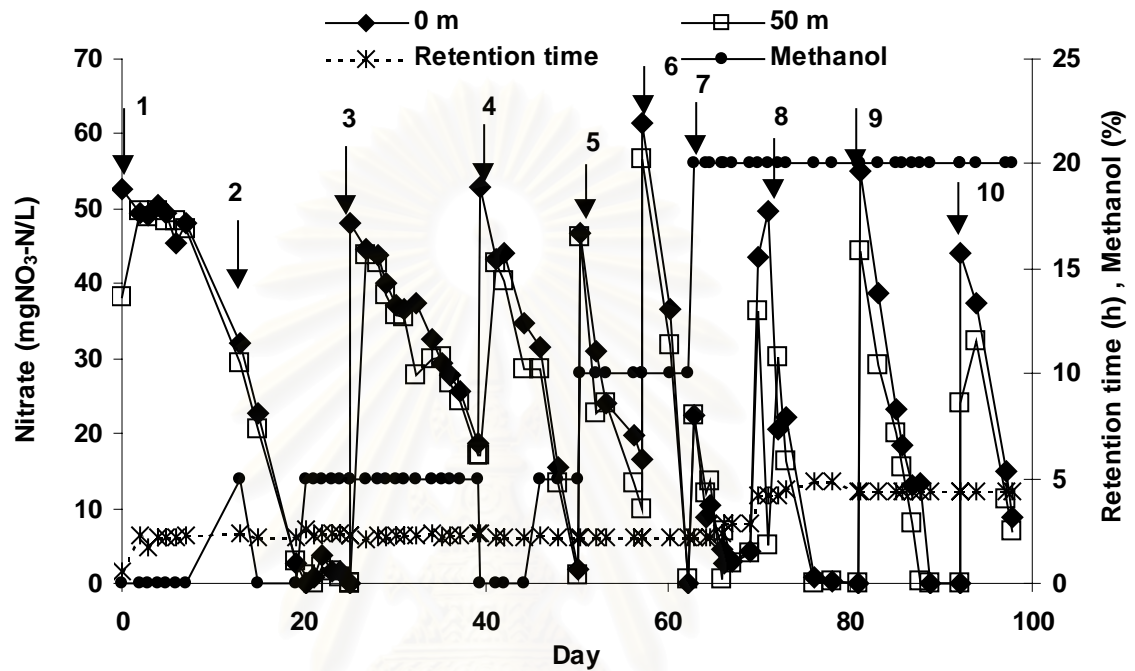
#### 4.3.1 การศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมของระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2

เนื่องจากระบบบำบัดในเตรทความยาว 25 เมตร ที่ใช้ในหัวข้อ 3.2 ยังมีประสิทธิภาพไม่ดีเท่าที่ควร จึงได้สร้างระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 ให้มีความยาวเพิ่มขึ้นเป็น 50 เมตร โดยมีลักษณะเช่นเดียวกับระบบบำบัดชุดที่ 1 เพียงแต่มีความยาวมากกว่า ทำให้ปริมาณน้ำภายในท่อเพิ่มขึ้นเป็น 21.78 L และมีจำนวนไบโอบอลเพิ่มเป็น 2,900 ลูก

ในการศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมของระบบบำบัดในเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร ใช้น้ำเสียเทียม (artificial wastewater) ที่เตรียมขึ้นจากน้ำทะเล ความเค็ม 30 ppt ปริมาตร 90L โดยในช่วงเตรียมสภาพเริ่มต้นของตัวกรองทางชีวภาพในระบบบำบัด ได้ทำการเติมแอมโมเนียมคลอไรด์ให้มีความเข้มข้น  $2 \text{ mgNH}_4\text{-N/L}$  และเติมโพแทสเซียมไนเตรทให้มีความเข้มข้น  $50 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  (นับเป็นการเติมไนเตรทครั้งที่ 1) หลังจากนั้นในระหว่างการทดลองได้มีการเติมไนเตรทเพิ่มลงในระบบอีก 9 ครั้ง รวมเป็นการเติมไนเตรททั้งหมด 10 ครั้ง และในระหว่างการทดลองมีการปรับเปลี่ยนสภาวะของระบบบำบัดได้แก่ การปรับอัตราการเติมเมธานอล ที่อัตรา 4.5 และ 9.3 mL/h, การปรับความเข้มข้นของเมธานอลที่เติมเข้าสู่ระบบบำบัดที่ระดับ 5, 10 และ 20 เปอร์เซ็นต์ และการปรับอัตราการไหลของน้ำที่ระดับ 10 L/h (ระยะเวลาพักเก็บน้ำประมาณ 2.18 h) และ 5 L/h (ระยะเวลาพักเก็บ 4.36 h) โดยระหว่างการทดลองได้ตรวจวัดค่า ORP ที่ส่วนปลายของท่อเพื่อเป็นตัวชี้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันตามผลที่ได้จากการศึกษาในหัวข้อ 4.1

ผลการทดลองระบบบำบัดระยะเวลารวม 98 วัน แสดงในภาพที่ 4-29 ถึง 4-33 โดยในภาพที่ 4-29 แสดงการเปลี่ยนแปลงของไนเตรทในระหว่างการทดลอง พบว่าระบบบำบัดแบบท่อยาวสามารถลดปริมาณไนเตรทในน้ำได้ และเมื่อมีการเติมไนเตรทเพิ่มลงในถังพักน้ำอีก 9 ครั้ง (แสดงด้วยตัวเลข 2-10 ในภาพ) ระบบสามารถลดปริมาณไนเตรทจากความเข้มข้นประมาณ  $50 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  จนหมดได้ในระยะเวลาประมาณ 5-14 วัน ในภาพดังกล่าวจะเห็นว่าปริมาณไนเตรทส่วนต้นของท่อ (0 m) และที่ส่วนปลายของท่อ (50 m) มีความแตกต่างกัน เมื่อน้ำที่ผ่านระบบท่อยาวมีไนเตรทลดลงก็จะทำให้เกิดการลดลงของไนเตรทในน้ำทั้งระบบ เนื่องจากมีการหมุนเวียนน้ำกลับไปมาระหว่างระบบบำบัดกับถังพักน้ำอยู่ตลอดเวลา

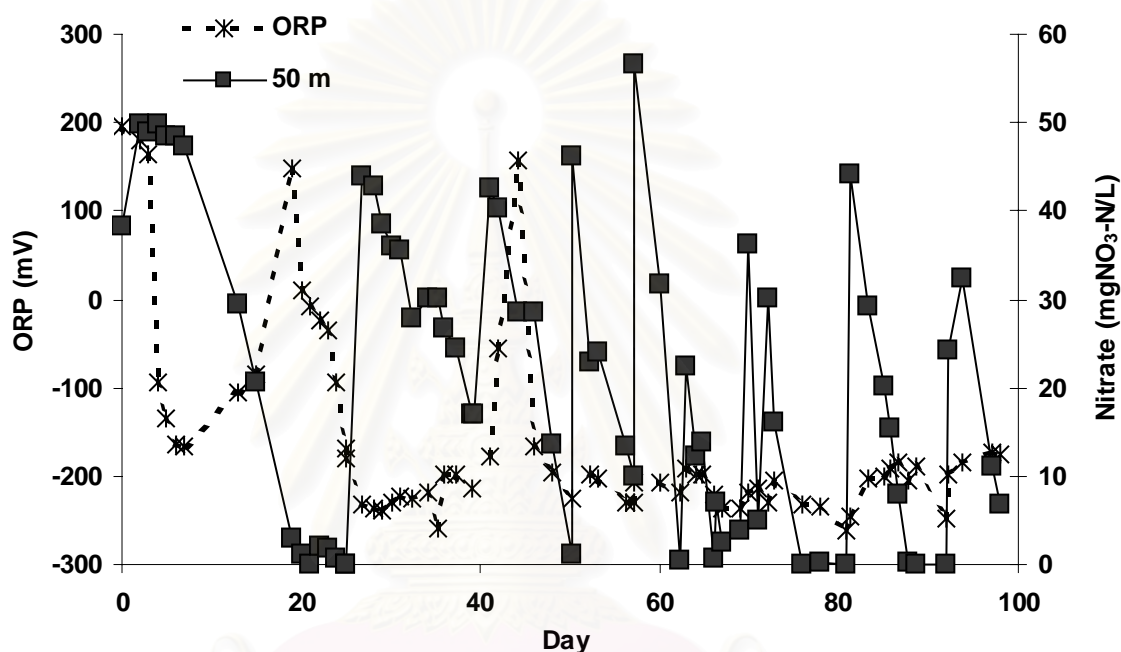
และในการทดลองนี้ได้มีการปรับเปลี่ยนสภาวะของระบบโดยมีการเปลี่ยนแปลงอัตราการใช้ของน้ำ และเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของเมธานอลที่มีการเติมเข้าสู่ระบบในส่วนต้นของท่อยาว ทำให้อัตราการลดลงของไนเตรทในแต่ละครั้งมีค่าแตกต่างกัน



ภาพที่ 4-29 ปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ระยะเวลาที่กักเก็บน้ำ (h) และความเข้มข้นของเมธานอล (%) ในการศึกษาปฏิกิริยาดินทรีย์ในเครื่องในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 98 (ลูกศรแสดงการเติมไนเตรทเข้าสู่ระบบ  $50 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$ )

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาพที่ 4-30 เป็นความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนเตรทและค่า ORP ในน้ำ จะเห็นได้ว่าในขณะที่เกิดการลดลงของไนเตรทซึ่งแสดงว่าเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ค่า ORP จะมีค่าต่ำกว่า  $-100$  mV และส่วนใหญ่จะอยู่ที่ประมาณ  $-200$  mV และจะพบการเปลี่ยนแปลงของ ORP อย่างชัดเจนเมื่อไนเตรทในน้ำมีการเปลี่ยนแปลงไม่ว่าจะเป็นภายหลังจากการเติมไนเตรทเข้าในระบบหรือหลังจากไนเตรทถูกบำบัดหมดลง

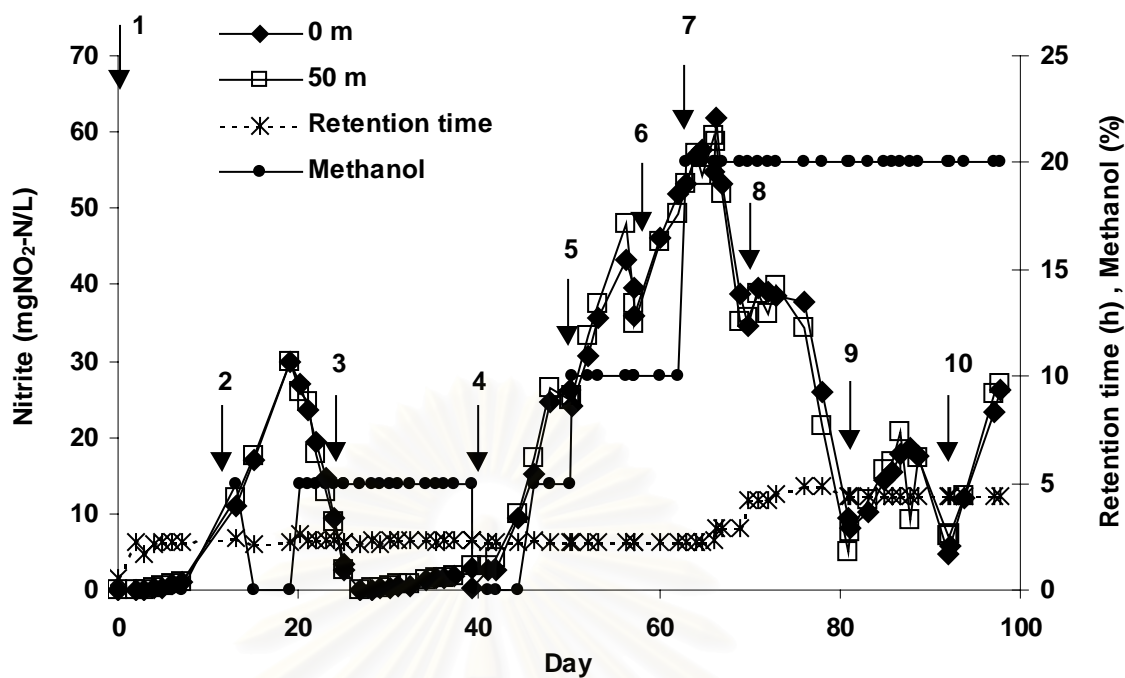


ภาพที่ 4-30 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 98

ภาพที่ 4-31 แสดงให้เห็นว่าปริมาณไนโตรเจนในระบบทดลองมีการเปลี่ยนแปลงอยู่ตลอดเวลา ซึ่งเกิดจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ไม่สมบูรณ์ ในการทดลองนี้เริ่มพบการลดลงของไนเตรทในน้ำหลังจากมีการเติมเมธานอลความเข้มข้น 5% เข้าสู่ระบบด้วยอัตราการเติม 4.5 mL/h หลังจากนั้นจึงตรวจพบว่าปริมาณไนโตรเจนในระบบเพิ่มสูงขึ้นอย่างมากหลังจากการเติมไนเตรทครั้งที่ 2 จึงได้ทดลองหยุดเติมเมธานอลในวันที่ 14 ของการทดลอง ซึ่งเป็นการลดปริมาณคาร์บอนที่ใช้ในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน พบว่าสภาพดังกล่าวจะทำให้ไนโตรเจนเพิ่มขึ้นสูงกว่าเดิมอย่างรวดเร็ว จึงทำการเติมเมธานอลอีกครั้งในวันที่ 20 โดยมีการเติมเมธานอลความเข้มข้น 5% แต่เปลี่ยนอัตราการเติมเมธานอลเป็น 9.3 mL/h และมีระยะเวลาพักเก็บน้ำของระบบประมาณ 2.18 h หลังจากการเติมเมธานอลในครั้งนี้ทำให้ปริมาณไนโตรเจนระหว่างวันที่ 20-25 มีค่าลดลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งเป็นเวลาเดียวกันกับช่วงที่ระบบมีการบำบัดไนเตรทจนหมดและยังไม่ได้มีการเติมไนเตรทเพิ่ม (ภาพที่ 4-29) แสดงว่า ณ เวลาดังกล่าวเมื่อระบบไม่มีไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน แบคทีเรียจึงเปลี่ยนมาใช้ไนโตรเจนแทน ทำให้ปริมาณไนโตรเจนในระบบลดลง (ภาพที่ 4-31)

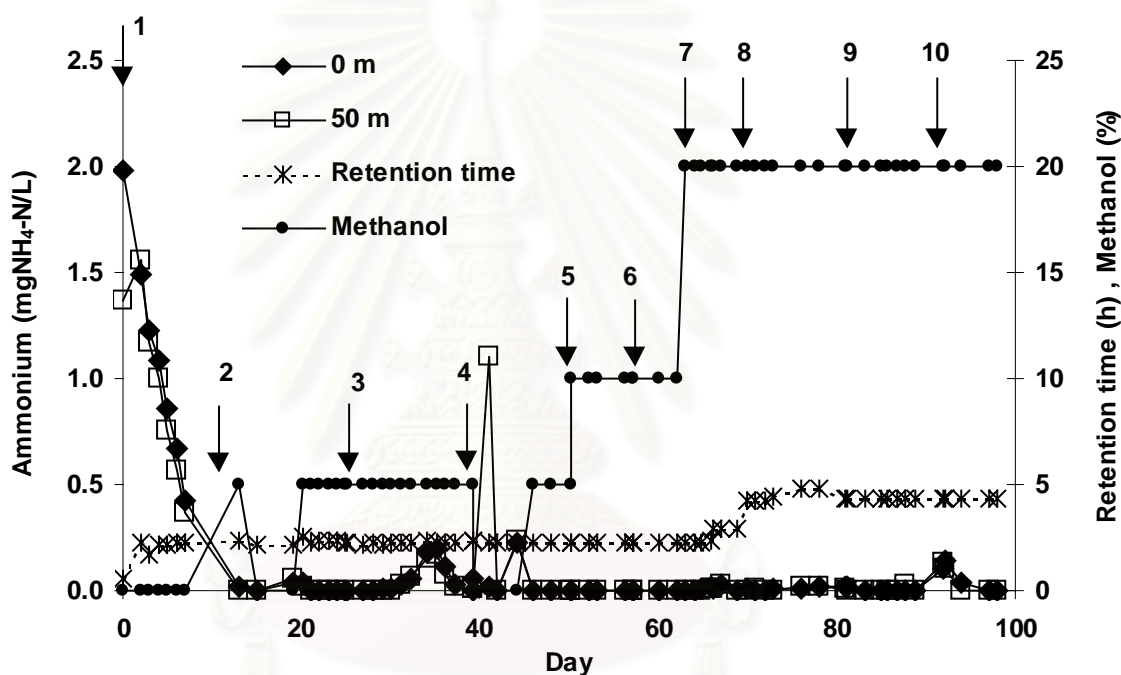
หลังจากวันที่ 25 ของการทดลอง พบว่าปริมาณไนโตรเจนในระบบมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ ดังนั้นในการเติมไนเตรทครั้งที่ 4 ในวันที่ 39 จึงได้มีการเปลี่ยนถ่ายน้ำในถังพักน้ำออกและเติมน้ำใหม่เข้า โดยยังคงอัตราการพักเก็บน้ำของระบบที่ 2.18 h แต่ไม่มีการเติมเมธานอล พบว่าสภาพดังกล่าวจะทำให้เกิดการสะสมไนโตรเจนขึ้นอย่างรวดเร็ว แสดงว่าการบำบัดไนเตรทที่เกิดขึ้นในการทดลองหลังจากวันที่ 39 เป็นสถานะของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ไม่สมบูรณ์ โดยจะเห็นได้ว่าในช่วงระหว่างวันที่ 40-60 จะพบว่าปริมาณไนโตรเจนที่ส่วนปลายของท่อ (50 m) มีค่าสูงกว่าที่ส่วนต้นท่อ (0 m) แสดงว่ามีการเกิดไนโตรเจนขึ้นจากภายในท่อยาว และมีไนโตรเจนสะสมในระบบสูงถึง 60 mgNO<sub>2</sub>-N/L ในประมาณวันที่ 60 ของการทดลอง และจากปัญหาดังกล่าวจึงได้มีการปรับเปลี่ยนสถานะของระบบบำบัดโดยการเพิ่มระยะเวลาพักเก็บของท่อยาว (ลดอัตราการไหลของน้ำลง) และเพิ่มความเข้มข้นของเมธานอลจาก 5% เป็น 10% และ 20% ซึ่งก็พบว่าในช่วงหลังจากวันที่ 70 ไนโตรเจนที่สะสมในระบบได้ลดลง โดยสถานะของระบบในช่วงท้ายของการทดลองหลังจากวันที่ 80 เป็นต้นไป มีระยะเวลาพักเก็บน้ำ 4.36 h และมีการเติมเมธานอลความเข้มข้น 20% ด้วยอัตราการเติม 9.3 mL/h สภาพดังกล่าวช่วยให้ระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้อย่างมีประสิทธิภาพ ในขณะที่การสะสมไนโตรเจนลดลง แต่ก็พบว่าไนโตรเจนจะสูงขึ้นหลังจากการเติมไนเตรทในครั้งที่ 9 และ 10 แต่รูปแบบของการเพิ่มของไนโตรเจนจะมีลักษณะการเพิ่มขึ้นทันทีหลังจากการเติมไนเตรทและไนโตรเจนจะลดลงภายหลังจากที่ระบบบำบัดไนเตรทจนหมดแล้ว



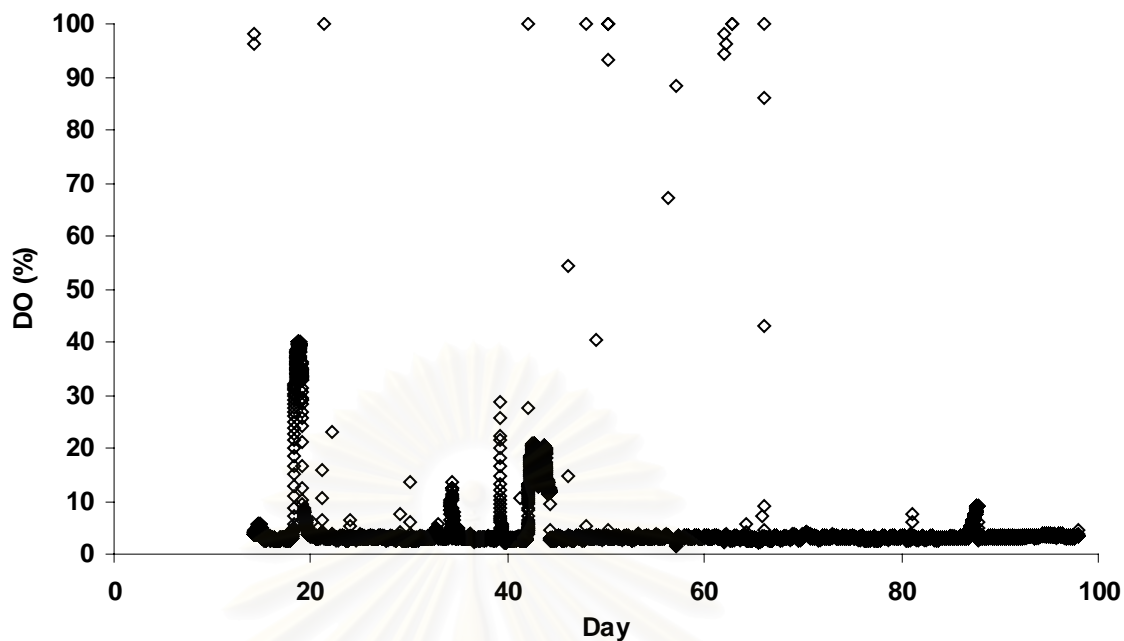


ภาพที่ 4-31 ปริมาณไนไตรท์ (mgNO<sub>2</sub>-N/L) ระยะเวลาที่กักเก็บน้ำ (h) และความเข้มข้นของเมทานอล (%) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 98 (ลูกศรแสดงการเติมไนเตรทเข้าสู่ระบบ 50 mgNO<sub>3</sub>-N/L)

ในระหว่างการทดลองระยะ 10 วันแรก ระบบมีการบำบัดแอมโมเนียมจากความเข้มข้น  $1.98 \text{ mgNH}_4\text{-N/L}$  ในวันเริ่มต้นของการทดลอง เหลือ  $0.43 \text{ mgNH}_4\text{-N/L}$  ในวันที่ 7 หลังจากนั้นพบว่าปริมาณแอมโมเนียมในน้ำมีค่าต่ำมากตลอดระยะเวลาการทดลอง (ภาพที่ 4-32) ส่วนปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่วัดได้จากหัววัดที่ติดตั้งอยู่บริเวณปลายท่อก็มีค่าต่ำมากตลอดการทดลองเช่นเดียวกัน (ภาพที่ 4-33) ซึ่งเป็นสภาวะที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ส่วนค่า pH ตลอดระยะเวลาการทดลองอยู่ระหว่าง 8.47-8.71 และอุณหภูมิระหว่างการทดลองอยู่ระหว่าง  $27\text{-}32 \text{ }^\circ\text{C}$



ภาพที่ 4-32 ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 98 (ลูกศรแสดงการเติมไนเตรทเข้าสู่ระบบ  $50 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$ )



ภาพที่ 4-33 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในหน่วย % saturation จากการเก็บข้อมูล โดยอัตโนมัติ ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อ ความยาว 50 เมตร ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 98

โดยภาพรวมของการทดลองนี้สามารถสรุปอัตราการบำบัดไนเตรทที่คำนวณได้จากค่าความชันของการลดลงของไนเตรทในน้ำ กับการทดลองปรับเปลี่ยนสถานะของระบบบำบัด ได้ผลดังตารางที่ 4-1

ตารางที่ 4-1 สรุปการปรับเปลี่ยนสถานะต่ออัตราการลดลงของไนเตรทในระบบบำบัดแบบท่อความยาว 50 เมตร หลังจากการเติมไนเตรทความเข้มข้น 50 mgNO<sub>3</sub>-N/L ลงในถังพักน้ำจำนวน 10 ครั้ง

ครั้งที่	ช่วงวันที่	ระยะเวลา กักเก็บ (ชั่วโมง)	อัตราการเติม และ ความเข้มข้น ของเมธานอล	ช่วงของ ORP (mV)	อัตราการลดลง ของไนเตรท (µgNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/bioball/Day)/ (µgNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/bioball/h)	การสะสม ไนไตรท์ (+ = มี, - = ไม่มี)
1	0-2	0.6	0/0 %	200 ถึง 165	37.8 / 1.6	-
	4-6	2.2	0 / 0%	165 ถึง -166	50.2 / 2.1	-
2	13-15	2.4	4.5 / 5%	105 ถึง -85	92.5 / 3.9	+
	15-19	2.2	0 / 0%	149 ถึง 11	46.2 / 1.9	++
	19-20	2.5	9.3 / 5%	-8 ถึง -23	83.4 / 3.5	-
3	25-39	2.3	9.3 / 5%	-178 ถึง -260	5.3 / 0.2	-
4	39-44	2.3	0 / 0%	-56 ถึง -166	27.6 / 1.1	+
	46-50	2.3	9.3 / 5%	-166 ถึง -195	67.1 / 2.8	++
5	50-53	2.2	9.3/ 10%	-198 ถึง -229	103.9 / 4.3	++
6	57-60	2.2	9.3/ 10%	-208 ถึง -219	109.7 / 4.6	+++
7	63-66	2.3	9.3 / 20%	-192 ถึง -237	62.1 / 2.6	+++
8	71-76	4.2	9.3 / 20%	-219 ถึง -262	63.9 / 2.7	-
9	81-86	4.3	9.3 / 20%	-203 ถึง -190	57.9 / 2.4	-
10	94-98	4.3	9.3 / 20%	-199 ถึง -175	67.0 / 2.8	-

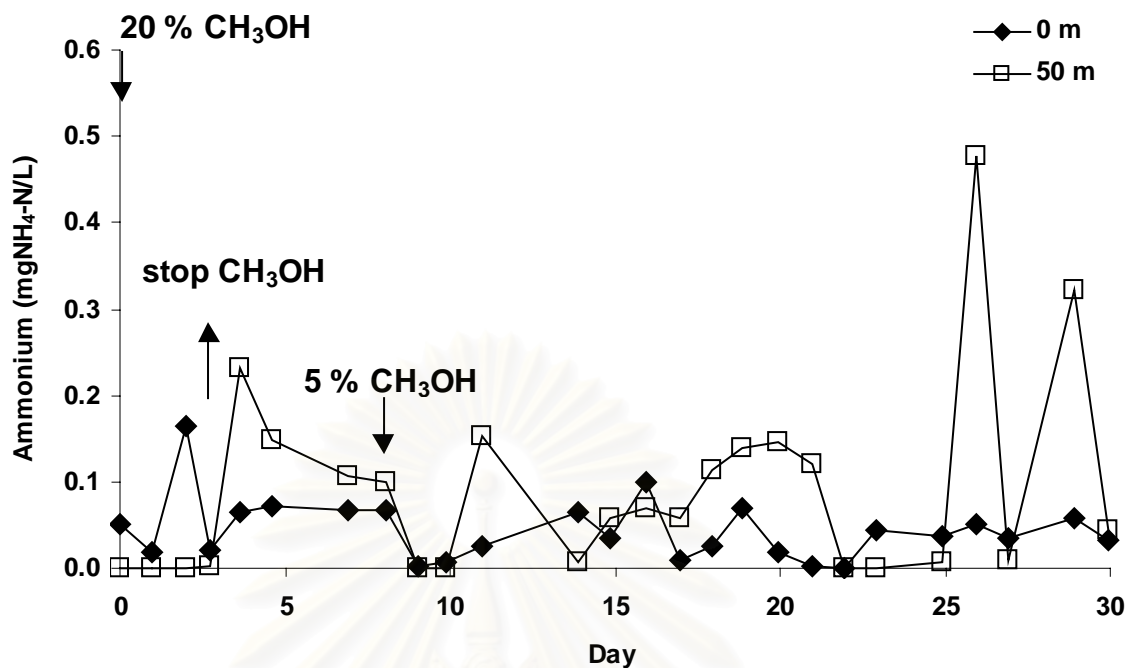
#### 4.3.2 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดไนเตรทโดยใช้น้ำเสียจากการเพาะเลี้ยง กุ้งกุลาดำ

หลังจากการทดลองปรับเปลี่ยนสภาวะของระบบบำบัดแบบท่อความยาว 50 เมตร ในการทดลองหัวข้อ 4.3.1 จึงได้นำระบบบำบัดไนเตรทดังกล่าวมาต่อเข้ากับถังซีเมนต์บรรจุน้ำทะเลปริมาตร 352 L ที่มีการเลี้ยงกุ้งกุลาดำเพื่อเป็นการทดสอบระบบบำบัดในสภาวะคล้ายกับการใช้งานจริง โดยปรับตั้งระบบให้มีอัตราการเติมเมทานอล 9.34 mL/h ใช้ความเข้มข้นของเมทานอล 20% และมีอัตราการไหลของน้ำ 4.5 L/h (ระยะเวลาพักเก็บน้ำ 4.84 h) ซึ่งเป็นสภาวะของระบบบำบัดไนเตรทที่ได้จากการศึกษาในหัวข้อ 4.3.1 มาต่อเข้ากับบ่อทดลองเลี้ยงกุ้งทะเลขนาด 352 L ซึ่งมีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่ 50.40 mgNO<sub>3</sub>-N/L และมีการเลี้ยงกุ้งจำนวน 11 ตัว โดยให้อาหารวันละ 3 ครั้ง ครั้งละ 9 g มีการหมุนเวียนน้ำผ่านระบบท่อยาวและหมุนเวียนน้ำกลับไปลงบ่อกุ้งอย่างต่อเนื่อง รวมระยะเวลาการทดลองประมาณ 30 วัน

ผลจากการตรวจวัดปริมาณแอมโมเนียม พบว่าปริมาณแอมโมเนียมในบ่อเลี้ยงกุ้งมีค่าต่ำกว่า 0.2 mgNH<sub>4</sub>-N/L (ภาพที่ 4-34) เนื่องจากบ่อกุ้งดังกล่าวเป็นบ่อที่มีระบบบำบัดไนเตรทฟิเคชันในตัวเอง ซึ่งจะช่วยควบคุมปริมาณแอมโมเนียมในน้ำไม่ให้เกินพิษต่อกุ้งที่เลี้ยง แต่ในสภาพความเป็นจริงปริมาณแอมโมเนียมในบ่อเลี้ยงจะไม่คงที่ซึ่งเป็นผลมาจากการให้อาหารกุ้งในระหว่างการทดลอง

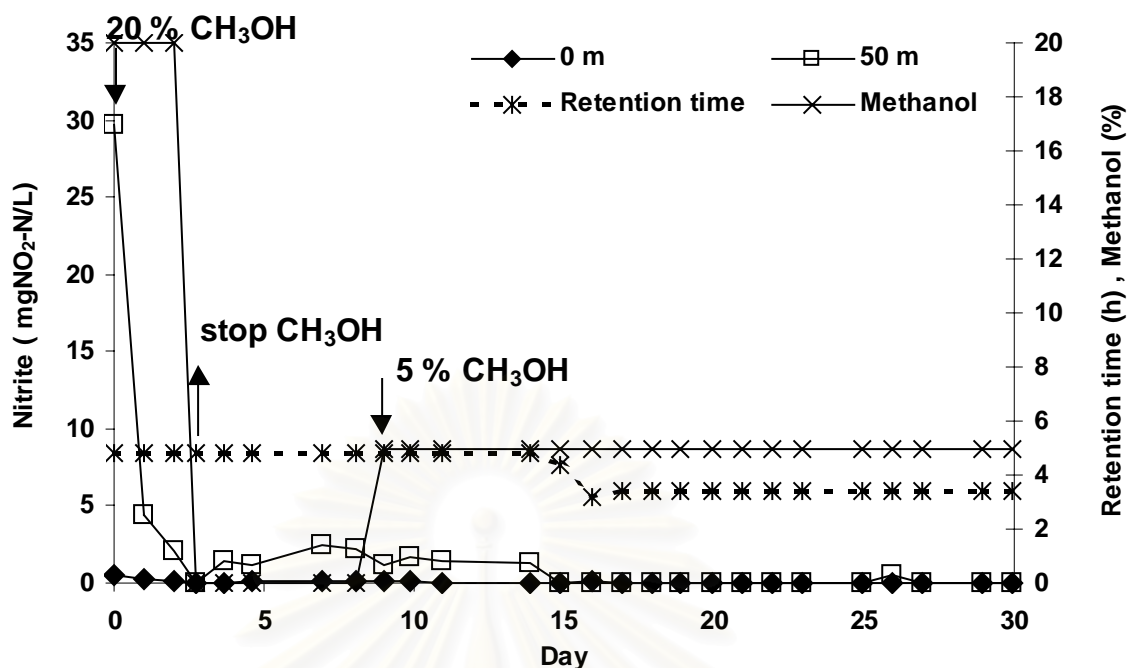
โดยในช่วงเริ่มต้นของการต่อระบบบำบัดไนเตรทเข้ากับบ่อเลี้ยงกุ้งจะพบว่าที่ส่วนปลายของระบบท่อยาว (50 m) มีปริมาณไนไตรท์สูง ซึ่งก็เป็นเพียงช่วงสั้นๆ หลังจากที่ดินระบบประมาณ 2 วันก็พบว่าไนไตรท์ลดต่ำลงอย่างรวดเร็ว และในระหว่างการทดลองไม่พบการสะสมของไนไตรท์เกิดขึ้นอีก (ภาพที่ 4-35) แสดงว่าระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวสามารถบำบัดไนเตรทได้โดยเกิดปฏิกิริยาคีโนไนเตรทฟิเคชันแบบสมบูรณ์

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



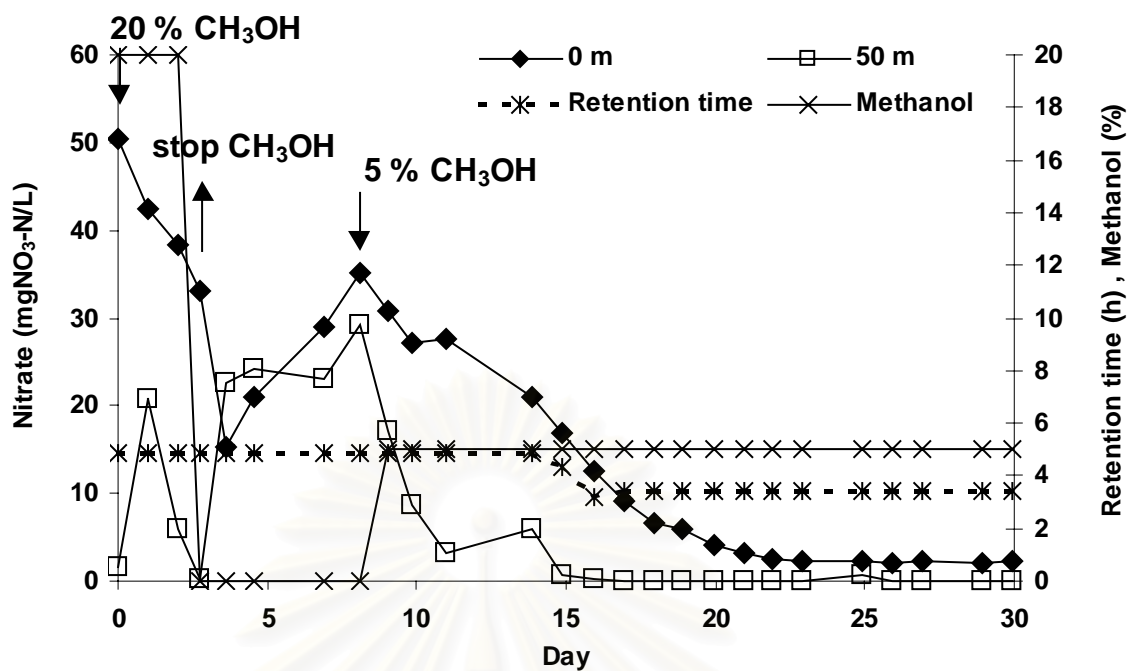
ภาพที่ 4-34 ปริมาณแอมโมเนียม (mgNH<sub>4</sub>-N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาดินทรีย์ฝัสดำในระบบบำบัดในตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 30





ภาพที่ 4-35 ปริมาณไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) ระยะเวลาพักเก็บน้ำ (h) และความเข้มข้นของเมทานอล (%) ในการศึกษาปฏิกิริยาดินทรีย์ในตรึงไนโตรเจนในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 30

ผลจากการตรวจวัดปริมาณไนเตรทแสดงดังภาพที่ 4-36 พบว่าในสองวันแรก (วันที่ 0-2) ของการต่อระบบเข้ากับบ่อเลี้ยงกุ้งระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้อย่างรวดเร็ว โดยปริมาณไนเตรทในน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่ไหลเข้าสู่ระบบบำบัดแบบท่อยาวซึ่งมีความเข้มข้นเริ่มต้น  $50.40 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  เมื่อออกจากระบบท่อยาว 50 m จะมีความเข้มข้นลดลงเหลือต่ำกว่า  $6 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  คิดเป็นประสิทธิภาพของการบำบัด 84.63-96.77% และในการทดลองช่วงแรกนี้อัตราการบำบัดไนเตรทมีการเปลี่ยนแปลงบ้างเล็กน้อย เช่นในวันที่ 1 ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรทลดลงโดยมีปริมาณไนเตรทในน้ำที่เข้าระบบบำบัด  $42.54 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  เมื่อผ่านระบบบำบัดแบบท่อยาวแล้วมีความเข้มข้นลดลงเหลือ  $20.86 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$  คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัด 50.96%



ภาพที่ 4-36 ปริมาณไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ระยะเวลาพักเก็บน้ำ (h) และความเข้มข้นของเมทานอล (%) ในการศึกษาปฏิกิริยาดินทรีย์ในเครื่องในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 30

หลังจากการทดลองผ่านไป 2 วัน ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าระบบท่อยาวสามารถบำบัดไนเตรทได้อย่างรวดเร็วโดยไม่มีการสะสมไนไตรท์ แสดงว่าเป็นปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ โดยสภาวะของระบบในช่วงดังกล่าวประกอบด้วยการเติมเมธานอลความเข้มข้น 20% ด้วยอัตราการเติม 9.3 mL/h ระยะเวลาการกักเก็บน้ำของระบบเท่ากับ 4.84 h

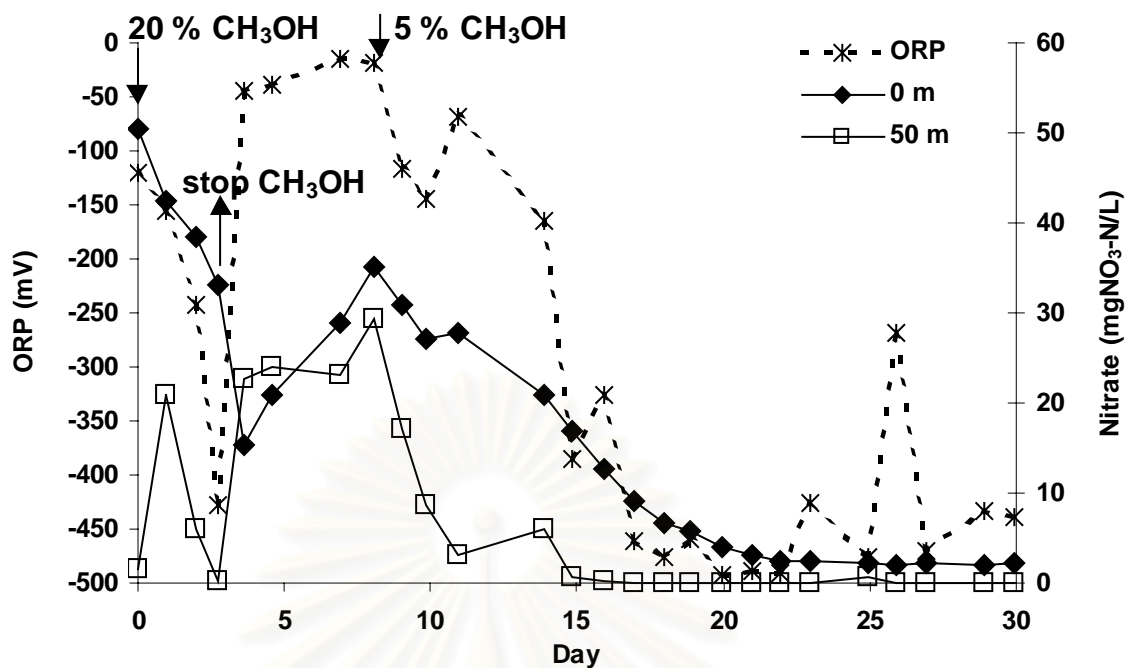
ผลการตรวจวัดค่า ORP (ภาพที่ 4-37) พบว่าหลังจากต่อระบบเข้ากับบ่อเลี้ยงจนถึงวันที่ 2 ค่า ORP มีการลดลงตั้งแต่  $-120$  mV จนถึง  $-242$  mV ซึ่งเป็นช่วงที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันและไม่มีการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) แต่ในวันที่ 3 ของการทดลองพบว่าค่า ORP ที่ปลายของระบบท่อยาวลดลงมาที่  $-427$  mV ซึ่งเป็นค่า ORP ที่อาจเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ (จากผลการทดลองในหัวข้อ 4.1.5 จะเริ่มตรวจพบไฮโดรเจนซัลไฟด์เมื่อค่า ORP ต่ำกว่า  $-300$  mV) จึงหยุดเติมเมธานอลให้แก่ระบบ และเก็บตัวอย่างน้ำที่ความยาวท่อทุกๆ 10 m เมื่อวิเคราะห์คุณภาพน้ำภายในระบบ พบว่าปริมาณไนเตรทลดลงจาก  $33.15$  mgNO<sub>3</sub>-N/L ในน้ำส่วนที่เข้าสู่ระบบท่อยาว เหลือ  $0.29$  mgNO<sub>3</sub>-N/L ที่ความยาวท่อ 30 m โดยมีปริมาณไนไตรท์เพิ่มขึ้นในท่อยาวช่วงระหว่าง 10 และ 20 m หลังจากทีระยะ 30 m เป็นต้นไปปริมาณไนไตรท์จึงลดลงจนหมด (ภาพที่ 4-38) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าปริมาณไนเตรทที่ลดลงเกิดจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และระบบมีระยะเวลาการกักเก็บเหมาะสมที่จะสามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์จนสามารถบำบัดไนไตรท์ได้ทั้งหมด และพบว่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) มีค่าลดลงจาก  $5.50$  mgO<sub>2</sub>/L ที่ส่วนต้นของท่อยาว เหลือ  $3.28$ ,  $3.37$ ,  $0.18$ ,  $0.00$  และ  $0.00$  mgO<sub>2</sub>/L ที่ความยาวของท่อ 10, 20, 30, 40 และ 50 m ตามลำดับ (ภาพที่ 4-39) โดยที่ความยาวท่อในช่วง 10 m และ 20 m ซึ่งวัดค่า DO ได้มากกว่า  $3$  mgO<sub>2</sub>/L เป็นค่าที่ไม่น่าจะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ เชื่อว่าน่าจะเป็นผลเนื่องมาจากความผิดพลาดของการวิเคราะห์ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำด้วยวิธีทางเคมี เนื่องจากไนไตรท์ความเข้มข้นสูงจะมีผลต่อการวิเคราะห์ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ โดยจะทำปฏิกิริยากับ Potassium Iodide (KI) ทำให้ค่าจากการวิเคราะห์สูงกว่าความเป็นจริง (คณิต ไชยาคำ และคณะ, 2537) นอกจากนี้ การที่ระบบสามารถบำบัดไนเตรทจนหมดได้ตั้งแต่ความยาวท่อ 30 m จึงทำให้การตรวจวัดค่า ORP ด้วยหัวตรวจวัดที่ส่วนปลายท่อ (ที่ 50 m) มีค่าที่วัดได้ต่ำกว่า  $-300$  mV แต่จากการตรวจวัดปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ภายในระบบบำบัดไม่พบการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์

ดังที่ได้กล่าวไปแล้วว่า การที่ค่า ORP ลดลงมาที่  $-427$  mV ทำให้ต้องหยุดเติมเมธานอลให้แก่ระบบ โดยหลังจากหยุดเติมเมธานอลแล้ว พบว่าค่า ORP กลับเพิ่มขึ้นเป็น  $-50$  mV และปริมาณไนเตรทกลับเพิ่มสูงขึ้นมาอีก การเพิ่มขึ้นของไนเตรทนั้นเกิดมาจากระบบบำบัดไนตริฟิเคชันที่ต่ออยู่กับบ่อเลี้ยงกุ้งซึ่งจะบำบัดแอมโมเนียมในน้ำจนในที่สุด

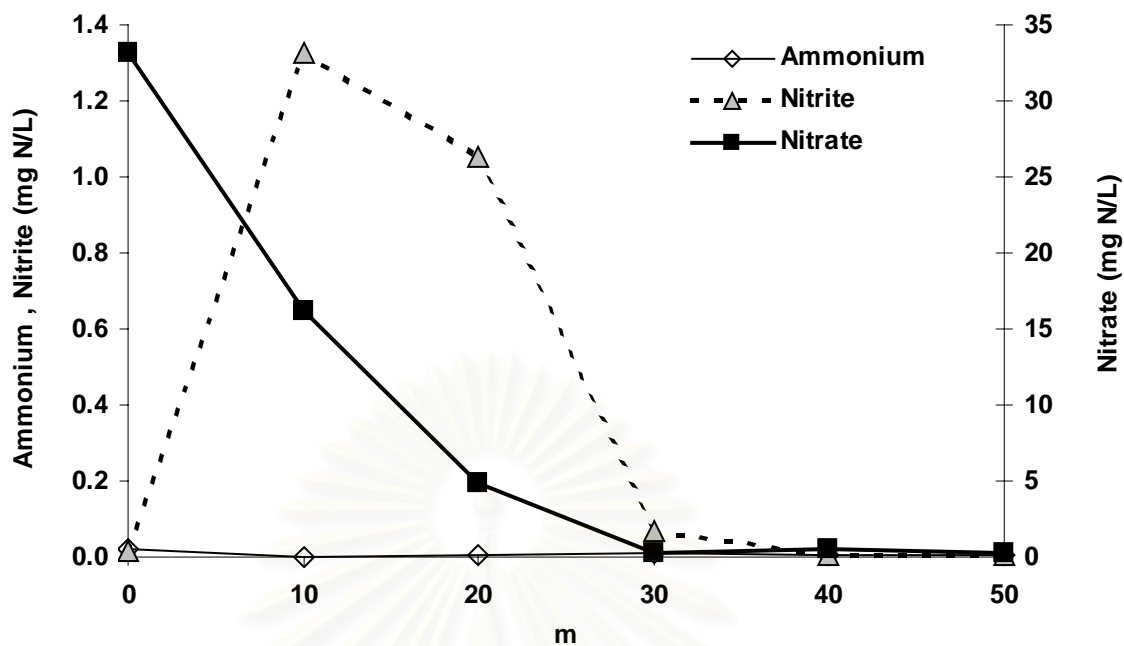
ได้ผลผลิตสุดท้ายเป็นไนเตรท เมื่อระบบบำบัดแบบท่อยาวไม่มีการบำบัดไนเตรท หรือมีอัตราการบำบัดต่ำกว่าอัตราการเกิดไนเตรทจากบ่อกึ่ง จึงทำให้เกิดการสะสมของไนเตรทขึ้นได้

การทดลองในลำดับต่อมา ในวันที่ 8 ของการทดลอง จึงได้เริ่มทำการเติมเมธานอลให้ระบบอีกครั้งหนึ่ง โดยในระหว่างวันที่ 8 ถึงวันที่ 14 ของการทดลอง ได้ทำการเติมเมธานอลความเข้มข้น 5% ด้วยอัตราการเติมเมธานอล 9.34 mL/h และจัดให้ระบบมีอัตราการไหลของน้ำ 4.5 L/h (ระยะเวลาการกักเก็บน้ำ 4.84 h) พบว่า ระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้ ทำให้ปริมาณไนเตรทในน้ำลดลง โดยมีค่า ORP อยู่ในช่วง  $-50$  mV ถึง  $-165$  mV แต่ในวันที่ 15 ของการทดลอง ค่า ORP ได้ลดลงไปต่ำกว่า  $-300$  mV อีกครั้ง ซึ่ง ณ วันดังกล่าว เมื่อตรวจวัดปริมาณไนเตรท พบว่าปริมาณไนเตรทที่ส่วนต้นของท่อยาวที่มีความเข้มข้น  $16.86$  mgNO<sub>3</sub>-N/L เมื่อผ่านออกจากระบบบำบัดท่อยาว 50 m มีความเข้มข้นลดลงเหลือ  $0.67$  mgNO<sub>3</sub>-N/L ซึ่งหมายถึงระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้ด้วยประสิทธิภาพเกือบ 100% (96.02%) ทำให้ส่วนปลายของท่อเกิดสภาวะการขาดไนเตรทและอาจทำให้เกิดการใช้ซัลเฟตแทน ในวันที่ 16 ของการทดลองจึงได้ปรับเพิ่มอัตราการไหลของน้ำเข้าสู่ระบบท่อยาวขึ้นเป็น 6.4 L/h (ระยะเวลาการกักเก็บลดลงเหลือ 3.39 h) และลดปริมาณการให้อาหารของกึ่งในบ่อเลี้ยงเหลือเพียงวันละ 1 ครั้ง ครั้งละ 9 g เพื่อควบคุมปริมาณไนโตรเจนที่มีการเพิ่มเข้าสู่ระบบทดลองลงให้เหลือน้อยที่สุด พบว่าในระหว่างวันที่ 16-22 ระบบท่อยาวสามารถบำบัดไนเตรทความเข้มข้น  $12.59$  mgNO<sub>3</sub>-N/L ที่เข้าสู่ท่อยาวเหลือ  $0.16$  mgNO<sub>3</sub>-N/L ในช่วงปลายท่อที่ระยะ 50 m และค่า ORP ลดลงไปที่ระดับต่ำกว่า  $-450$  mV แสดงว่าระบบยังคงบำบัดไนเตรทจนหมดไปก่อนที่จะถึงปลายท่อที่ 50 m แม้ว่าจะลดระยะเวลาการกักเก็บลง

ในวันที่ 22 ปริมาณไนเตรทในบ่อทดลองเลี้ยงกึ่งทะเลจะคงที่ประมาณ  $2$  mgNO<sub>3</sub>-N/L ในขณะที่ไนเตรทที่ส่วนปลายของระบบท่อยาวมีค่า  $0$  mgNO<sub>3</sub>-N/L แสดงว่าระบบบำบัดสามารถบำบัดไนเตรทที่เข้าสู่ท่อยาวได้ทั้งหมด ระยะเวลาตั้งแต่วันที่ 22 ไปจนถึงสิ้นสุดการทดลองในวันที่ 30 พบว่าน้ำในบ่อกึ่งมีปริมาณไนเตรทคงที่ที่  $2$  mgNO<sub>3</sub>-N/L โดยไนเตรทในน้ำไม่ถูกกำจัดจนหมดไป ผลการทดลองนี้น่าจะเกิดมาจากอัตราการบำบัดไนเตรทออกจากระบบที่พอดีกับปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้นจากการเลี้ยงกึ่ง และในช่วงเวลาดังกล่าวค่า ORP ที่วัดบริเวณปลายท่อยาวมีค่าอยู่ระหว่าง  $-400$  ถึง  $-450$  mV โดยที่ไม่มีการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ และกึ่งที่เลี้ยงในบ่อยังคงมีสุขภาพดีไม่ได้รับผลกระทบจากระบบบำบัดไนเตรทที่ติดตั้งเข้ากับบ่อเลี้ยงกึ่งแต่อย่างใด

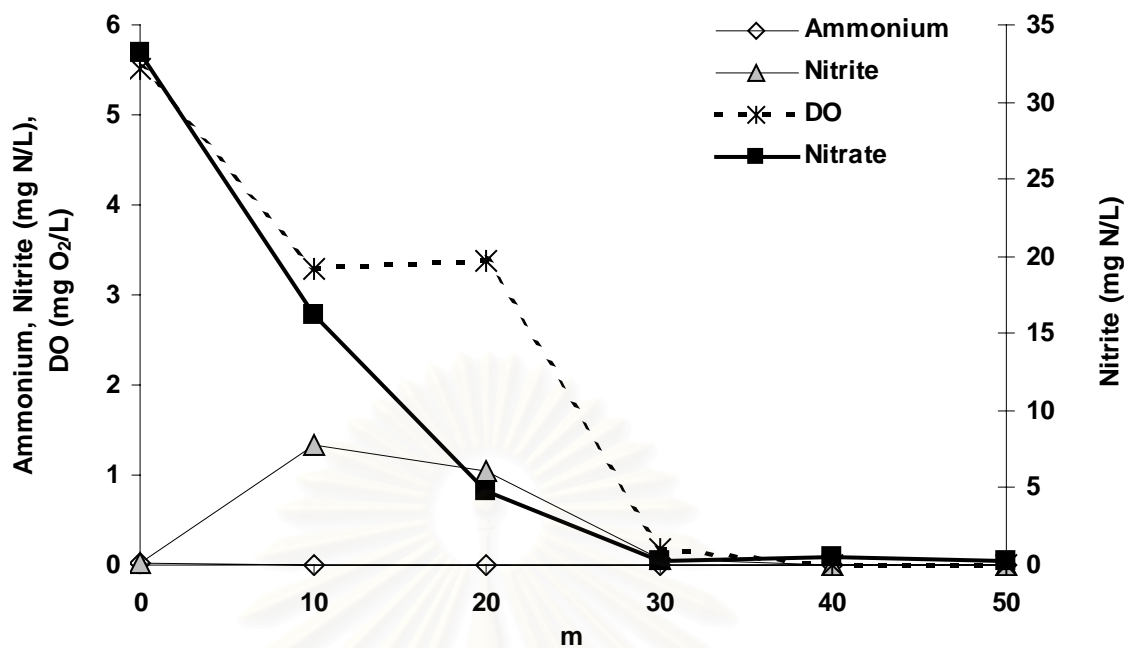


ภาพที่ 4-37 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และปริมาณไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ในการศึกษาปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 30



ภาพที่ 4-38 ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) และไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ที่ความยาวทุกๆ 10 เมตร ในการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 30





ภาพที่ 4-39 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) และไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ที่ความยาวที่ทุกๆ 10 เมตร ในการศึกษาปฏิบัติการอินทรีย์เค้นในระบบบำบัดไนเตรทแบบที่ความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ ตั้งแต่วันที่ 0 ถึงวันที่ 30

## บทที่ 5

### วิจารณ์ผลการทดลอง

#### 5.1 ผลการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

##### 5.1.1 ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP)

ผลจากการศึกษานี้ชี้ให้เห็นว่าค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ซึ่งเป็นพารามิเตอร์สำคัญที่จะใช้ตรวจสอบปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน มีส่วนเสริมซึ่งกันและกันโดยสามารถนำพารามิเตอร์ทั้งสองมาเชื่อมโยงกันและชี้ให้เห็นสถานะของระบบบำบัดได้ โดยในการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ปริมาณ DO และ ORP (ผลการทดลองหัวข้อ 4.1.2) พบว่าค่า ORP มีความสัมพันธ์กันกับค่า DO โดยเมื่อค่า DO ต่ำกว่า  $1 \text{ mgO}_2/\text{L}$  ซึ่งเป็นค่าที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน พบว่าค่า ORP จะมีค่าลงที่ระดับต่ำกว่า  $-100 \text{ mV}$  (ภาพที่ 4-5) โดยในขณะที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันซึ่งตรวจสอบได้จากการลดลงของไนเตรทในระบบดังผลการทดลองหัวข้อ 4.1.3 พบว่าค่า ORP มีค่าประมาณ  $0 \text{ mV}$  (ภาพที่ 4-8)

อย่างไรก็ตาม จากผลการทดลองในหัวข้อ 4.1.2 และ 4.1.3 จะสังเกตได้ว่าในช่วงที่มีค่า DO ต่ำกว่า  $1 \text{ mgO}_2/\text{L}$  ซึ่งเป็นสถานะขาดออกซิเจน (anoxic) ที่จะทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันนั้น จะพบค่า ORP ในถังปฏิกรณ์มีค่าที่แตกต่างกัน จึงเป็นเหตุผลที่มีผู้นิยมนำค่า ORP มาบ่งชี้สถานะของปฏิกิริยาแทนการใช้ค่า DO เนื่องจากค่า ORP มีช่วงการเปลี่ยนแปลงที่กว้าง และแสดงให้เห็นได้อย่างคร่าวๆ ว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงสถานะของการรับ-ส่งอิเล็กตรอนในน้ำ ไม่ว่าจะเกิดจากการรีดิวซ์ไนเตรท ไนไตรท์ หรือแม้แต่ซัลเฟตก็ตาม ในขณะที่การวัดการเปลี่ยนแปลงของปริมาณออกซิเจนโดยละเอียดในน้ำที่มี DO ต่ำกว่า  $1 \text{ mg/L}$  จะทำได้ยากไม่ว่าจะใช้หัวตรวจวัด (probe) หรือวิธีทางเคมีก็ตาม และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันอาจเกิดขึ้นได้ในปริมาณออกซิเจนต่ำมากจนถึงระดับ  $\mu\text{gO}_2/\text{L}$  ซึ่งหัวตรวจวัดออกซิเจนโดยทั่วไปไม่สามารถวัดได้ (Lie and Welander, 1994)

ในการตรวจวัดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทเพิ่มเติมหลังจากที่ระบบบำบัดไนเตรทได้หมดแล้ว (ผลการทดลองในหัวข้อ 4.1.4) พบว่าปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ดีในช่วงค่า ORP ระหว่าง  $0$  ถึง  $-100 \text{ mV}$  (ภาพที่ 4-11 และ 4-12) จากผลการทดลองดังกล่าวแสดงให้เห็นว่า ไม่สามารถกำหนดค่า ORP เพียงค่า

ใดค่าหนึ่งสำหรับบ่งชี้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน แต่จะต้องใช้ช่วงที่เกิดปฏิกิริยาซึ่งจะเป็นค่า ORP ในช่วงกว้างๆ ซึ่งในการทดลองนี้จะพบว่า ORP จะต้องมียุทธค่าต่ำกว่า 0 mV จึงจะเกิดปฏิกิริยาได้ และยังคงขึ้นกับคุณสมบัติของน้ำที่มีไอออนละลายที่แตกต่างกัน ส่งผลต่อคุณสมบัติทางไฟฟ้าเคมีในน้ำ

การตรวจสอบค่า ORP ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 m (ผลการทดลองหัวข้อ 4.2) เมื่อพบการลดลงของไนเตรทในระบบ (ภาพที่ 4-24) แต่ค่า ORP ในเวลาดังกล่าวมีค่าอยู่ระหว่าง 50 ถึง 250 mV แสดงให้เห็นว่าการลดลงของไนเตรทไม่น่าจะเกิดจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน การลดลงดังกล่าวคาดว่าเกิดจากการสะสมไนเตรท (nitrate assimilation) ที่ขึ้นภายในเซลล์ของแบคทีเรีย เนื่องจากในระบบไม่มีแอมโมเนียมซึ่งเป็นแหล่งของไนโตรเจนที่ใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ ดังนั้นแบคทีเรียจึงใช้สารประกอบไนโตรเจนอื่นคือไนเตรทเข้าไปในเซลล์ (ซีระ เกรอต, 2539) และหลังจากการปรับลดอัตราการไหลของน้ำเป็น 2.65 L/h พบว่าค่า DO ภายในท่อที่ระยะความยาวต่างๆ มีค่าลดลง (ภาพที่ 4-23) จนกระทั่งได้ทำการเติมเมธานอลความเข้มข้น 100% ด้วยอัตรา 4.5 mL/h เข้าในระบบท่อยาวในวันที่ 64 ของการทดลอง ทำให้ค่า DO ลดลงต่ำกว่า 1 mgO<sub>2</sub>/L ตั้งแต่ในท่อระยะ 10 m ซึ่งน่าจะเป็นสภาวะที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ แต่ผลการตรวจวัดไนเตรทกลับไม่พบการลดลงของไนเตรทแต่อย่างใด โดยที่ในเวลาดังกล่าวค่า ORP ยังอยู่ที่ประมาณ 20 mV ซึ่งยังไม่ใช่ค่า ORP ที่จะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน แสดงให้เห็นว่าค่า ORP เป็นตัวบ่งชี้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ดีกว่าการใช้ค่า DO หรืออาจกล่าวได้ว่า แม้ว่าค่า DO จะลดลงต่ำกว่า 1 mgO<sub>2</sub>/L ก็ไม่ได้หมายความว่าเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบเสมอไป

จากการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 m โดยทดลองกับน้ำเสียเทียม (ผลการทดลองในหัวข้อ 4.3.1) พบว่าระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้โดยตรวจพบค่า ORP อยู่ในช่วง 0 ถึง -200 mV (ภาพที่ 4-30) แต่การบำบัดที่เกิดขึ้นดังกล่าวเป็นการบำบัดไนเตรทแบบไม่สมบูรณ์เนื่องจากพบการสะสมของไนเตรท (ภาพที่ 4-31) เช่นเดียวกันกับการศึกษาของ Lee, *et al.* (2000) ที่พบว่าในช่วงค่า ORP สูงกว่า -200 mV แม้ว่าจะมีการลดลงของไนเตรทแต่เป็นการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์ แต่การจะยึดถือค่า ORP ตามเอกสารต่างๆ ก็ไม่ได้เป็นตัวบ่งชี้ที่ถูกต้องเสมอไป ดังในรายงานของ Andreottola *et al.* (2001) ที่ได้ศึกษาการบำบัดไนโตรเจนแบบ Sequencing batch reactor (SBR) โดยบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตไม้แปรรูป พบว่าในระหว่างการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะพบค่า ORP อยู่ระหว่าง 0 ถึง -200 mV แม้กระทั่งในการศึกษานี้ ค่า ORP ในขณะที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ตรวจวัดได้ในแต่ละการทดลองก็ยังมีค่าที่แตกต่างกัน สรุปได้ดังตารางที่ 5-1

ตารางที่ 5-1 ค่า ORP ที่พบในการทดลองต่างๆ

การทดลอง	ค่า ORP (mV)	ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น
4.1	0 ถึง -100	ดีไนตริฟิเคชัน (สมบูรณ์)
4.1	<-300	ซัลเฟตรีดักชัน (เกิด H <sub>2</sub> S)
4.2	25 ถึง 250	ไม่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน
4.3.1	0 ถึง -237	ดีไนตริฟิเคชัน (ไม่สมบูรณ์)
4.3.1	-175 ถึง -262	ดีไนตริฟิเคชัน (สมบูรณ์)
4.3.2	-50 ถึง -450	ดีไนตริฟิเคชัน (สมบูรณ์) ไม่พบ H <sub>2</sub> S

ในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อความยาว 50 m ที่ใช้บำบัดน้ำในถังเลี้ยงกุ้งทะเล (ผลการทดลองหัวข้อ 4.3.2) พบค่า ORP ในขณะที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันอยู่ระหว่าง -50 ถึง -450 mV แต่ไม่พบการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ในระบบบำบัดในเตรท ซึ่งการที่ค่า ORP ลดลงต่ำกว่า -300 mV เกิดจากการที่ระบบสามารถบำบัดในเตรทจนหมดตั้งแต่ที่ความยาวท่อระยะ 30 m ทำให้ที่ปลายท่อไม่มีในเตรทหลงเหลืออยู่ในน้ำ ส่งผลให้ค่า ORP ลดลงต่ำกว่า -300 mV แต่การที่ไม่พบไฮโดรเจนซัลไฟด์น่าจะเป็นผลมาจากระบบบำบัดที่มีการหมุนเวียนน้ำจากถังเลี้ยงกุ้งเข้าและออกจากระบบท่อยาวตลอดเวลา ต่างจากการศึกษาในถังปฏิกรณ์ (หัวข้อ 4.1.5) ที่น้ำทั้งหมดยังคงอยู่ในถังตลอดเวลา และมีปริมาณสารอาหารในน้ำจำนวนมาก ทำให้เกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์มากเพียงพอที่จะตรวจวัดได้เมื่อค่า ORP ลดลงต่ำกว่า -300 mV

เหตุผลอีกประการหนึ่งที่ทำให้การตรวจวัดค่า ORP มีค่าแตกต่างกันระหว่างในถังปฏิกรณ์และในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาว เกิดจากตำแหน่งและวิธีการติดตั้งหัววัด ORP เข้ากับระบบ โดยในระบบบำบัดแบบท่อความยาว 25 m ในวันสุดท้ายของการทดลอง (ภาพที่ 4-24) เมื่อมีการเติมเมธานอลจะพบว่าค่า ORP ในส่วนต้นของท่อจะมีความแตกต่างจาก ORP ที่ส่วนท้ายของท่ออย่างเห็นได้ชัด และเมื่อพิจารณาตำแหน่งของการติดตั้งหัววัด ORP ในระบบท่อความยาว 50 m ซึ่งติดตั้งอยู่ที่ปลายสุดของท่อที่ระยะ 50 m ทำให้ค่าที่วัดได้เป็นค่าที่เกิดขึ้นหลังจากระบบได้บำบัดในเตรทจนหมดแล้ว (ดูปริมาณในเตรทระหว่างวันที่ 15-20 ในภาพที่ 4-36) และหากมีปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันเกิดขึ้นก็มีระยะเวลาจำกัดเฉพาะในส่วนปลายสุดของท่อยาว เมื่อหมุนเวียนน้ำกลับสู่บ่อเลี้ยงที่มีออกซิเจนสูงก็จะขจัดปัญหาการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ไปได้ และการทดลอง 4.3.2 ก็ได้แสดงให้เห็นว่าน้ำที่หมุนเวียนออกจากระบบบำบัดไปสู่ถังเลี้ยงกุ้งไม่มีผลกระทบใดๆ ต่อ

กึ่งที่เลี้ยงอยู่ในถัง นอกจากนี้การที่น้ำในถังเลี้ยงกึ่งมีสารอินทรีย์จำนวนมากจะทำให้แบคทีเรียในส่วนต้นของท่อสามารถลดออกซิเจนได้อย่างรวดเร็ว ทำให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพสูงขึ้นได้เช่นกัน

เมื่อเปรียบเทียบค่า ORP ที่ใช้ในการควบคุมระบบบำบัดในเตรทแบบท่อความยาว 50 m (หัวข้อ 4.3.2) กับรายงานในการศึกษาของ Turk (1996) ที่เลี้ยงปลาหมึกในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดโดยควบคุมค่า ORP อยู่ระหว่าง -50 ถึง +200 mV และมีค่า ORP ที่จะต้องระวังไม่ให้เกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่  $< -100$  mV จะเห็นได้ว่าการควบคุมค่า ORP ของระบบบำบัดในเตรทของ Turk (1996) จะมีค่าแตกต่างจากผลการทดลองที่ได้จากการศึกษาในวิทยานิพนธ์ฉบับนี้อยู่มาก แม้ว่าจะทำในน้ำทะเลเช่นเดียวกันก็ตาม แสดงให้เห็นว่าค่า ORP ที่จะใช้ในระบบบำบัดในเตรทด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน จะต้องเป็นค่าเฉพาะของระบบนั้นๆ ในสภาพแวดล้อมที่จะต้องทำการบำบัดจริง ไม่สามารถใช้ค่าอ้างอิงจากการทดลองในสถานะอื่นหรือจากการสำรวจเอกสารมาแทนได้อย่างถูกต้อง

สิ่งที่น่าสนใจประการหนึ่งที่พบในการทดลอง 4.1.3 ซึ่งมีการเติมในเตรทเพิ่มจำนวน 8 ครั้งลงในถังปฏิกรณ์หลังจากระบบบำบัดในเตรทหมดลง ก็คือการตรวจพบการเปลี่ยนแปลงค่า ORP ภายหลังจากสิ้นสุดปฏิบัติการดีไนตริฟิเคชัน โดยการบำบัดในเตรทในรอบที่ 1 และ 2 พบว่าเมื่อในเตรทหมดลงค่า ORP จะเพิ่มขึ้น ในขณะที่การบำบัดในเตรทในรอบที่ 3-8 กลับพบว่าเมื่อระบบบำบัดในเตรทจนหมดแล้วค่า ORP จะลดต่ำลงอย่างรวดเร็ว (ภาพที่ 4-11 และ 4-12) ซึ่งน่าจะเกิดจากในช่วงแรกของการทดลองระบบยังคงมีปริมาณสารประกอบจำพวกซัลเฟตในปริมาณน้อย แต่เมื่อทำการทดลองต่อมาเรื่อยๆ โดยมีการเติมสารละลายอาหารกึ่งลงในถังปฏิกรณ์ อาหารกึ่งซึ่งมีโปรตีนสูงจึงทำให้มีปริมาณสารประกอบซัลเฟตสะสมในระบบเพิ่มขึ้น เมื่อปริมาณในเตรทที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการหายใจของแบคทีเรียลดลง แบคทีเรียจะเริ่มใช้ซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในปฏิบัติการหายใจของแบคทีเรียแทน ซึ่งสอดคล้องกับผลของการศึกษาในหัวข้อ 4.1.5 ที่พบว่าเมื่อระบบไม่มีในเตรทค่า ORP จะมีการลดลงอย่างรวดเร็วและพบว่าที่ค่า ORP ต่ำกว่า  $-300$  mV จะมีปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์เกิดขึ้นในระบบ เช่นเดียวกับผลการศึกษาของ Lie and Welandar (1994) ที่ได้ศึกษาความสัมพันธ์กันของค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันในการเกิดปฏิบัติการดีไนตริฟิเคชันของระบบแอกติเวตเต็ดสลัดจ์ (activated sludge) แบบแบทช์ (batch) และพบว่าค่า ORP ไม่มีความสัมพันธ์กันกับความเข้มข้นของในเตรท โดยพบค่า ORP ระหว่าง 150 ถึง  $-50$  mV แต่เมื่อปริมาณในเตรทหมดลงค่า ORP จะลดลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งในการทดลองของ Koch (1985) และ Kayser (1990) อ้างโดย Lie and Welandar (1994) และการทดลอง



ของ Yu *et al.* (1998) ก็พบว่าในระหว่างการบำบัดในเตรทจะมีค่า ORP อยู่ระหว่าง 100 ถึง -50 mV และเมื่อปริมาณในเตรทหมดลงค่า ORP จะลดลงอย่างรวดเร็วเช่นเดียวกัน

ในการศึกษาของ Plisson-Saune *et al.* (1996) ซึ่งควบคุมระบบบำบัดในโตรเจนแบบ Real-time ในถังขนาด 30 L พบว่าในช่วงแอนอกซิกซึ่งเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ค่า ORP จะมีการลดลงช้าๆ เช่นเดียวกัน โดยมีค่า ORP อยู่ระหว่าง 200 ถึง 50 mV โดยขณะที่ค่า ORP มีค่าสูงได้ทำการเติมสารประกอบซัลไฟด์ลงในระบบพบว่าค่า ORP จะลดลงอย่างรวดเร็ว และพบว่าเมื่อระบบบำบัดในเตรทหมดลงค่า ORP จะลดลงในทันทีเนื่องจากเกิดสภาพรีดักชันของซัลไฟด์ โดยพบว่า ORP ที่พบการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์มีค่าประมาณ -50 mV ซึ่งค่าดังกล่าวแตกต่างจากผลการศึกษาในงานวิจัยนี้ (หัวข้อ 4.1.5) เป็นอย่างมาก

เมื่อมีการเติมในเตรทขณะที่ระบบบำบัดมีค่า ORP ต่ำจะทำให้ค่า ORP เพิ่มขึ้นอย่างช้าๆ (Lie and Welander, 1994) โดยจากผลการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมในเตรท (หัวข้อ 4.1.4) พบว่าเมื่อระบบมีการบำบัดในเตรทหมดลง การเติมในเตรทลงในถังปฏิกรณ์จะทำให้ค่า ORP กลับเพิ่มขึ้นมา (ภาพที่ 4-11 และ 4-12) เนื่องจากแบคทีเรียมีปริมาณในเตรทที่จะใช้ในการหายใจ ซึ่งสอดคล้องกันกับการทดลองของ Jenneman *et al.* (1986, อ้างโดย อัมพิน กัณธิยะ, 2540) ที่ศึกษาผลของในเตรทที่มีต่อการผลิตซัลไฟด์โดยแบคทีเรียพบว่า การเติมในเตรททำให้ค่ารีดออกซ์โพเทนเชียลสูงขึ้นจึงช่วยยับยั้งการผลิตซัลไฟด์ได้เป็นเวลานาน

### 5.1.2 อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

ผลการศึกษาในหัวข้อ 4.1.3 สามารถคำนวณอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification rate: DNR) ได้เท่ากับ  $1.46 \mu\text{g-NO}_3\text{-N /bioball/h}$  (ภาพที่ 4-8) ในขณะที่ผลการศึกษาในหัวข้อ 4.1.4 สามารถคำนวณ DNR ในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมในเตรททั้งหมด 8 ครั้ง ได้ค่าอยู่ระหว่าง  $1.4925\text{-}13.6880 \mu\text{g-NO}_3\text{-N /bioball/h}$  โดย DNR จะมีอัตราเร็วเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ ตามระยะเวลาการทดลอง (ภาพที่ 4-15) ซึ่งน่าจะเป็นผลมาจากปริมาณแบคทีเรียที่เพิ่มจำนวนขึ้นทำให้ DNR เพิ่มขึ้น แต่ข้อจำกัดของระยะเวลาในการศึกษาครั้งนี้จึงทำให้การตรวจวัดไม่ได้ทำไปจนถึงค่า DNR สูงสุดหรือระยะที่มีอัตราการเกิดปฏิกิริยาคงตัวไม่เพิ่มสูงขึ้นอีก ซึ่งน่าจะมีการศึกษาอีกในอนาคต นอกจากนี้ยังมีข้อจำกัดในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวที่ไม่สามารถคำนวณ DNR ที่ถูกต้องภายในระบบได้ เนื่องจากระบบท่อยาวจะมีส่วนคั่นของท่อที่ทำหน้าที่ลดออกซิเจนและมีส่วนปลายของท่อที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งค่า DO จะลดลงเรื่อยๆ ตามระยะทางของท่อ ทำให้ไม่



ทราบถึงช่วงระยะเวลาความยาวที่แน่นอนของท่อส่วนที่เริ่มเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ การคำนวณ DNR จึงทำได้ยาก

## 5.2 ผลของการเติมสารละลายอาหารกุ้ง

การทดลองเติมสารละลายอาหารกุ้งที่เตรียมจากการนำเม็ดอาหารกุ้งมาละลายน้ำลงในถังปฏิกรณ์ในการศึกษาในหัวข้อ 4.1.3 มีผลเร่งให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้เร็วขึ้น และเร่งการเติบโตของแบคทีเรียในระบบ ทั้งนี้เนื่องจากอาหารที่เหลือจากการกินของสัตว์น้ำหรือของเสียจากการขับถ่ายจะเป็นแหล่งของสารอินทรีย์ที่แบคทีเรียสามารถใช้เป็นแหล่งคาร์บอนได้ และยังสามารถเกิดกระบวนการไฮโดรไลซิสและการหมัก (fermentation) เปลี่ยนเป็น กรดไขมันระเหยได้ (volatile fatty acids) ซึ่งง่ายต่อการนำไปใช้ของแบคทีเรียกลุ่มดีไนตริฟายอิง (Phillips and Love, 1998)

## 5.3 การลดปริมาณออกซิเจนภายในระบบบำบัด

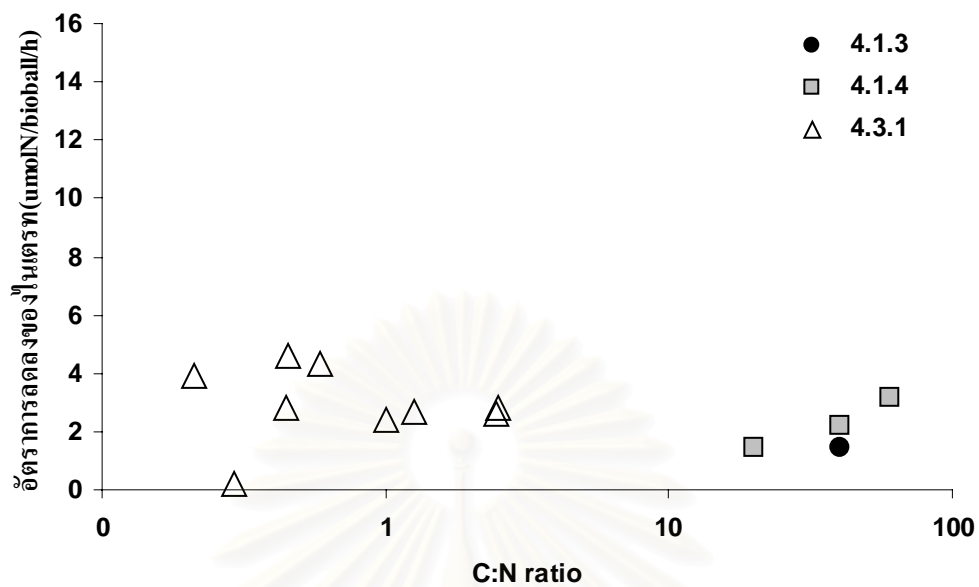
การเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันต้องการสถานะที่มีออกซิเจนต่ำ เนื่องจากหากมีปริมาณออกซิเจนสูงแบคทีเรียจะเลือกใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการหายใจมากกว่าไนเตรทเนื่องจากจะให้พลังงานสูงกว่า ดังนั้นในการบำบัดไนเตรทโดยทั่วไปมักมีการเป่าแก๊สไนโตรเจนลงในระบบบำบัดเพื่อลดปริมาณออกซิเจนในน้ำ (Menasveta *et al.*, 2001) ในการทดลอง 4.1.3 พบว่าเมื่อทำการเติมเมธานอลเพิ่มลงในระบบจากอัตราส่วน C:N เท่ากับ 20:1 เป็น 40:1 พร้อมกับการเติมสารละลายอาหารกุ้ง พบว่า สามารถลดปริมาณ DO ภายในระบบลงได้โดยไม่ต้องมีการเป่าแก๊สไนโตรเจน (ภาพที่ 4-9) ทั้งนี้การลดลงของ DO เกิดจากการหายใจของแบคทีเรียในระบบทำให้ปริมาณออกซิเจนในน้ำถูกใช้ไป ซึ่งเป็นหลักการที่นำมาใช้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่อาศัยการหายใจของแบคทีเรียตามธรรมชาติที่อาศัยในส่วนต้นท่อทำการลดปริมาณออกซิเจนในน้ำจนสามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในส่วนปลายของท่อได้ โดยทั่วไปการเติมเมธานอลเข้าสู่ระบบจะช่วยให้แบคทีเรียสามารถลดออกซิเจนได้เร็วขึ้น (ภาพที่ 4-2 และ 4-3) การเติมเมธานอลเข้าสู่ระบบท่อยาวก็ให้ผลเช่นเดียวกัน (ภาพที่ 4-23) ซึ่งการลดออกซิเจนโดยแบคทีเรียในระบบเองช่วยลดค่าใช้จ่ายของการใช้แก๊สไนโตรเจนเพื่อเป่าไล่ออกซิเจนออกจากน้ำได้มาก แม้ว่าจะต้องเพิ่มปริมาณเมธานอลสำหรับเป็นแหล่งคาร์บอนให้แบคทีเรียในส่วนต้นของท่อเพื่อลดออกซิเจนในน้ำจากเดิมที่ต้องการเมธานอลสำหรับเป็นแหล่งคาร์บอนในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเพียงอย่างเดียวเท่านั้น แต่ค่าใช้จ่ายที่เพิ่มขึ้นจากเมธานอลก็ยังต่ำกว่าค่าใช้จ่ายในการเป่าแก๊สไนโตรเจนมาก ทำให้ระบบบำบัดมีความคุ้มค่ามากขึ้นเมื่อนำมาใช้กับระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ

#### 5.4 แหล่งคาร์บอนและอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจน

จากผลการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรท (หัวข้อ 4.1.4) โดยไม่มีการเป่าแก๊สใน ไตรเจนพบว่าปฏิกิริยาเกิดขึ้นได้เมื่อมีการเติมเมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนที่อัตราส่วนการเติมคาร์บอนต่อไนโตรเจนเท่ากับ 20:1 โดยมีอัตราการลดลงของไนเตรทเท่ากับ  $1.4925 \mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$  (ภาพที่ 4-13) ต่อมาเมื่อเพิ่มปริมาณเมธานอลที่เติมลงในระบบโดยมีอัตราส่วนการเติมคาร์บอนต่อไนโตรเจนเท่ากับ 40:1 และ 60:1 ทำให้อัตราการลดลงของไนเตรท (DNR) เพิ่มขึ้นเป็น 2.1913 และ 3.1850  $\mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$  ตามลำดับ (ภาพที่ 4-13)

แต่หลังจากนั้นได้มีการเติมไนเตรทลงในถังปฏิกรณ์อีก 5 ครั้ง โดยที่ไม่มีการเติมเมธานอลและสารละลายอาหารกึ่งเพิ่มอีก พบว่าระบบยังคงสามารถบำบัดไนเตรทได้ดี โดย DNR มีค่าสูงขึ้นเรื่อยๆ ซึ่งหากคิดอัตราส่วนการเติมเมธานอลที่เติมทั้งหมดต่อปริมาณไนเตรทที่เติมลงไป 5 ครั้งรวมกัน ( $140 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$ ) คิดเป็น C:N เท่ากับ 8.57:1 แต่หากคิดปริมาณเมธานอลทั้งหมดที่เติมลงในถังปฏิกรณ์ ( $1200 \text{ mgC/L}$ ) ต่อการเติมไนเตรททั้งหมด 8 ครั้ง ( $200 \text{ mgNO}_3\text{-N/L}$ ) คิดเป็นอัตราส่วน 6:1 ซึ่งต่ำกว่าการบำบัดในช่วงแรกของการทดลองที่มีการเกิดปฏิกิริยาด้วยอัตราส่วนเมธานอลที่เติมต่อไนเตรทที่มี C:N เท่ากับ 40:1

เมื่อทำการคำนวณค่า C:N ที่ได้จากการทดลองต่างๆ ในการศึกษา นี้ มาพลอตกับ DNR ได้ผลดังแสดงในภาพที่ 5-1 ซึ่งจะเห็นได้ว่าไม่มีความสัมพันธ์เชิงเส้นระหว่างค่า C:N และ DNR กล่าวคือ อัตราส่วนระหว่างคาร์บอนและไนโตรเจน (C:N) ในระบบที่สามารถทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ จะมีค่าไม่แน่นอนขึ้นอยู่กับสถานะของระบบ เนื่องจากแบคทีเรียที่อยู่ในระบบบำบัดจะต้องการคาร์บอนส่วนหนึ่งไปใช้ในการหายใจเพื่อลด DO และต้องการคาร์บอนอีกส่วนหนึ่งเพื่อใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ทำให้ค่า C:N ที่ได้จากการทดลองนี้มีค่าสูงกว่าค่าทางทฤษฎีที่มักอยู่ระหว่าง 1:1 ถึง 2:1 และสูงกว่าค่า C:N ที่มีรายงานในการศึกษาอื่นๆ ที่มักทำในถังปฏิกรณ์ที่เป็นสถานะไร้ออกซิเจนอยู่แล้ว



ภาพที่ 5-1 อัตราส่วนอัตราส่วนของคาร์บอน(เมธานอล) ต่อไนโตรเจน (ไนเตรท) กับอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ( $\mu\text{gNO}_3\text{-N/bioball/h}$ ) ในการทดลองหัวข้อ 4.1 ถึง 4.3

Lie and Welander (1994) ได้ศึกษาผลของการเติมแหล่งคาร์บอนต่อการลดลงของค่า ORP ในช่วงเริ่มระบบ พบว่าเมื่อเติมแหล่งคาร์บอน (โซเดียมอะซิเตท 130 mg) ลงในถังปฏิกรณ์จะทำให้ค่า ORP ลดลงอย่างรวดเร็ว โดย ORP ลดลงจาก 300 mV เหลือ 0 mV ภายในเวลา 120 นาที ส่วนถังที่ไม่เติมคาร์บอนเมื่อทิ้งไว้เป็นเวลา 150 นาที พบว่าค่า ORP ยังคงมีค่าประมาณ 100 mV ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการเริ่มต้นปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันต้องการแหล่งคาร์บอนปริมาณมาก ในขณะที่ Lemoine, Jouenne and Junter (1991, a) ซึ่งศึกษาการบำบัดไนเตรทโดยถังปฏิกรณ์คู่ ภายในบรรจุวัสดุตรึงเซลล์แบบชั้นเจล โดยใช้อะซิเตท 7.5 mM เป็นแหล่งคาร์บอนด้วยอัตราส่วน C:N เท่ากับ 3:3 (mol:mol) พบว่าสามารถบำบัดไนเตรทจาก 155 mg/L เหลือ 50 mg/L โดยมีค่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ (specific denitrification rates) ต่อพื้นที่ผิว ระหว่าง 15 ถึง 25  $\mu\text{g NO}_3^-/\text{h}/\text{cm}^2$  และมีค่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะต่อชั้นเจล 50 ถึง 85  $\mu\text{g NO}_3^-/\text{h}/\text{cm}^3$  โดยการศึกษาในวิทยานิพนธ์ฉบับนี้พบว่า ระบบถังปฏิกรณ์จะต้องการ C:N ในระยะเริ่มต้นของการบำบัดไนเตรทที่ 20:1 ร่วมกับการเติมสารละลายอาหารกึ่งด้วยจึงจะเริ่มเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน หลังจากนั้นการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้โดยไม่จำเป็นต้องเติมคาร์บอนปริมาณมากเพิ่มเติมอีก (ผลจากการทดลองในหัวข้อ 4.1.3)

## 5.5 ระยะเวลาที่กักเก็บน้ำ (Retention time) ของระบบท่อยาว

เนื่องจากระบบท่อยาวมีการไหลของน้ำในลักษณะทิศทางเดียว (plug-flow) ระยะเวลาการกักเก็บน้ำในระบบจึงขึ้นอยู่กับอัตราการไหลของน้ำเข้าและออกจากท่อยาวร่วมกับความยาวของท่อ จากการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 25 m ในหัวข้อ 4.2 พบว่าเมื่อปรับลดอัตราการไหลของน้ำลง (เพิ่มระยะเวลาการกักเก็บน้ำ) พบว่าค่า DO ภายในท่อลดลงมากแต่ยังคงสูงกว่าระดับที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (ยังคงสูงกว่า 1.5 mg/L, Lee, *et al.*, 2000) และเมื่อมีการเติมเมธานอลเข้าสู่ระบบบำบัดทำให้ปริมาณออกซิเจนมีการลดลงอย่างรวดเร็ว แต่ทำการทดลองได้เพียง 2 วัน ก็พบว่าปริมาณเมธานอลสะสมอยู่ในถังพักน้ำเป็นจำนวนมากจึงต้องยุติการทดลอง ซึ่งเป็นผลมาจากระยะเวลาที่กักเก็บของน้ำในท่อยังไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันและปริมาณเมธานอลที่มีความเข้มข้นสูงมาก ทำให้มีเมธานอลเหลือออกจากระบบท่อยาว ซึ่งปัญหาการตกค้างของปริมาณแหล่งคาร์บอนที่เติมให้แก่ระบบก็มีการรายงานไว้ใน การทดลองของ Lemoine *et al.* (1988) และ Lemoine, *et al.* (1991, b) ซึ่งต่อมา Lemoine, *et al.* (1991, a) ได้พัฒนาระบบบำบัดไนเตรทจากถังปฏิกรณ์เดี่ยวมาเป็นถังปฏิกรณ์คู่ ซึ่งในช่วงที่มีการลดลงของไนเตรทจะมีปริมาณไนไตรท์ (25 mg/L) เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 แต่ไนไตรท์จะถูกบำบัดจนหมดไปในถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระยะเวลาที่กักเก็บน้ำมีผลต่อการบำบัดไนเตรทและการสะสมไนไตรท์ในระบบบำบัด

ส่วน Demoulin *et al.* (1997) สามารถทำการบำบัดน้ำเสียจากชุมชนโดยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน โดยมีระยะเวลาพักเก็บแบ่งออกเป็นระยะที่มีการเติมอากาศ 2 h และระยะเวลาของระบบบำบัดแบบไม่เติมอากาศ 2 h ในขณะที่ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวทั้งความยาว 25 และ 50 m ในการทดลอง 4.3.1 ระหว่างที่มีการปรับระยะเวลาพักเก็บให้อยู่ระหว่าง 2.2 ถึง 2.5 h พบว่าระบบสามารถบำบัดไนเตรทแต่จะเป็นปฏิกิริยาที่ไม่สมบูรณ์เนื่องจากพบการสะสมไนไตรท์ในถังพักน้ำเพิ่มมากขึ้น เมื่อเพิ่มระยะเวลาพักเก็บขึ้นเป็น 4.2 h แม้ว่าจะมีอัตราการลดลงของไนเตรทต่ำกว่า แต่พบว่าเป็นปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์-

## 5.6 ปัญหาการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์ (การสะสมไนไตรท์)

สำหรับการศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาว 50 m (หัวข้อ 4.3.1) พบว่ามีสะสมไนไตรท์ในถังพักน้ำเนื่องจากเกิดดีไนตริฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์ (ภาพที่ 4-31) ซึ่งการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันแบบไม่สมบูรณ์อาจเกิดได้จากปริมาณสารอินทรีย์ที่มีจำกัด (Van Rijn and Rivera, 1990; Van Rijn and Sich, 1992 อ้างโดย Van Rijn, 1996) นอกจากนี้ Barak (1997) และ Barak (1998) อ้างโดย Van Rijn and Barak (1998) ได้กล่าวถึงสาเหตุของการสะสมไนไตรท์ว่าอาจเกิดจากการขาดแหล่งคาร์บอนของแบคทีเรียจึงทำให้มีการสะสมของไนไตรท์เกิดขึ้น หรือเกิดจากการยับยั้งโดยแสง (light inhibition) โดยที่ความเข้มแสง 5% จะมีผลต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในขั้นตอนไนไตรท์รีดักชันแต่จะไม่มีผลต่อไนเตรทรีดักชัน นอกจากนี้ยังอาจเกิดจากการทำงานของเอนไซม์ไนเตรทรีดักเตสและไนไตรท์รีดักเตสโดยปริมาณออกซิเจนที่ความเข้มข้นต่ำจะมีผลยับยั้งการสังเคราะห์เอนไซม์ไนเตรทรีดักเตส จึงทำให้มีปริมาณไนไตรท์สะสมเกิดขึ้น ซึ่งในการศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวในชุดที่ 2 ที่มีความยาว 50 m (หัวข้อ 4.3.1) นั้นมีบางช่วงของการทดลองที่ได้หยุดการเติมเมธานอล แต่เป็นเพียงระยะเวลาสั้นๆ ซึ่งไม่น่าจะเป็นสาเหตุหลักของการสะสมไนไตรท์ในระบบ และเมื่อมีการเพิ่มความเข้มข้นของเมธานอลซึ่งเป็นแหล่งคาร์บอนของระบบบำบัดและเพิ่มอัตราการเติมเมธานอลพบว่าระบบมีอัตราการลดลงของไนเตรทเพิ่มมากขึ้นแต่กลับพบการสะสมของไนไตรท์เพิ่มมากขึ้นเช่นเดียวกัน ดังนั้นการสะสมของไนไตรท์ในระบบจึงไม่น่าเกิดจากการขาดแหล่งคาร์บอน และไม่น่าจะเกิดจากการยับยั้งโดยแสงต่อการทำงานของระบบเนื่องจากระบบอยู่ภายในโรงเรือนเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำที่มีความเข้มแสงต่ำ แต่หลังจากที่ปรับลดอัตราการไหลของน้ำลง (เพิ่มระยะเวลาพักเก็บ) พบว่าระบบมีอัตราการบำบัดไนเตรทลดลงและปริมาณไนไตรท์ที่สะสมอยู่ในถังพักน้ำมีการลดลงเช่นเดียวกัน (ภาพที่ 4-31) ดังนั้นแม้ว่าระบบจะมีปริมาณคาร์บอนที่เพียงพอ แต่หากมีระยะเวลาพักเก็บหรือระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยาไม่เพียงพอก็จะทำให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันหยุดลงเพียงขั้นตอนที่เกิดการเปลี่ยนไนเตรทเป็นไนไตรท์ ทำให้เกิดการสะสมของ



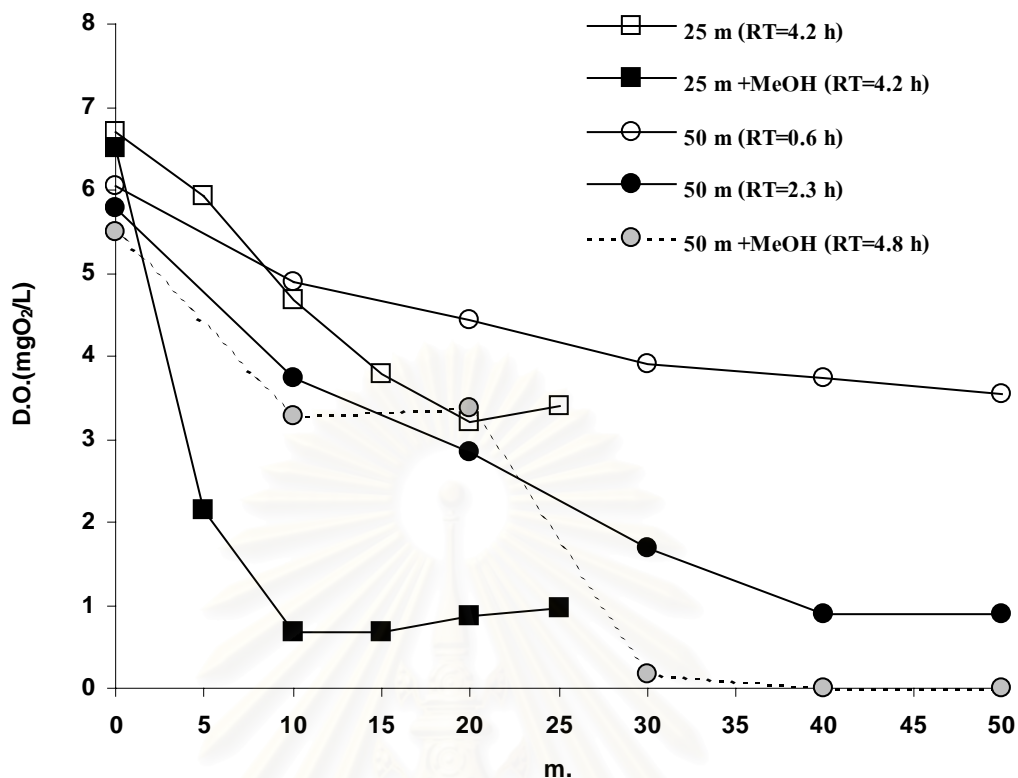
ไนโตรที่ขึ้นแทนที่จะเปลี่ยนไปเป็นแก๊สไนโตรเจน เช่นเดียวกันเมื่อพิจารณาจากผลการศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดในตรทแบบท่อความยาว 25 m ที่ไม่สามารถบำบัดในตรทได้ เนื่องจากมีระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยาน้อยเกินไป

## 5.7 ความยาวของระบบบำบัดในตรทแบบท่อ

ความยาวของระบบบำบัดในตรทแบบท่อยาวมีผลต่อประสิทธิภาพของการบำบัดในตรท โดยเมื่อเปรียบเทียบระหว่างระบบบำบัดในตรทที่มีความยาว 25 และ 50 m พบว่าความยาวท่อ 25 m ไม่สามารถบำบัดในตรทได้ แม้ว่าจะปรับอัตราการไหลของน้ำให้ช้ามากแล้วก็ตาม เนื่องจากระยะเวลาการเกิดปฏิกิริยาน้อยเกินไป เมื่อเพิ่มความยาวของระบบท่อเป็น 50 m และเพิ่มระยะเวลากักเก็บเป็น 4.2 h จึงจะเพียงพอต่อการบำบัดในตรท นอกจากความยาวท่อจะมีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันแล้วก็ยังมีผลต่อการลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำด้วยเช่นกัน โดยการใช้ท่อที่มีความยาวมากขึ้นก็จะช่วยให้สามารถควบคุมระบบได้ง่ายขึ้น แต่ในทางกลับกันก็จะทำให้มีความยุ่งยากในการสร้างระบบและการดูแลรักษาระบบ

จากที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้น การปรับสถานะของระบบบำบัดแบบท่อยาวให้สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ จึงขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายอย่างร่วมกัน โดยเฉพาะอย่างยิ่งความยาวของท่อ ระยะเวลาการกักเก็บน้ำ และปริมาณการเติมเมธานอล ซึ่งการตรวจสอบสถานะของระบบโดยใช้ค่า DO น่าจะเป็นวิธีการที่ดีที่สุด เนื่องจากทำได้ง่ายไม่ว่าจะใช้วิธีทางเคมีหรือใช้หัวตรวจวัดก็ตาม ปริมาณ DO ที่ระยะความยาวของท่อต่างๆ แสดงในภาพที่ 5-2 จะเห็นได้ว่าการเติมเมธานอลในระบบบำบัดแบบท่อความยาว 25 m ทำให้ปริมาณออกซิเจนในท่อลดลงอย่างมาก ในขณะที่การปรับเพิ่มระยะเวลาการกักเก็บของระบบบำบัดแบบท่อความยาว 50 m จาก 0.6 h เป็น 2.3 h ทำให้ปริมาณออกซิเจนลดลงจนเหลือประมาณ 1 mgO<sub>2</sub>/L ที่ความยาว 40 m แต่เมื่อปรับเพิ่มระยะเวลาการกักเก็บเป็น 4.8 h และมีการเติมเมธานอลความเข้มข้น 20% ด้วยอัตราการเติมเมธานอล 9.3 mL/h (C:N = 2.42:1) จะทำให้ปริมาณออกซิเจนลดลงจนต่ำมากตั้งแต่ระยะ 30 m ทั้งนี้มีข้อสังเกตว่าปริมาณออกซิเจนที่ความยาว 20 m มีค่าเพิ่มสูงขึ้นไม่ตรงกับความเป็นจริง เนื่องจากในท่อช่วงดังกล่าวเป็นช่วงแรกของการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันทำให้มีไนโตรที่ปริมาณมาก ไนโตรที่ดังกล่าวเป็นตัวรบกวนผลการวิเคราะห์ออกซิเจนทางเคมี ดังนั้นค่า DO ที่แท้จริงในระบบน่าจะต่ำกว่า 1 mg/L ตั้งแต่ระยะ 20 m เป็นต้นไป เมื่อพิจารณาจากความสัมพันธ์ระหว่างค่า DO และการลดลงของไนโตรทในน้ำในภาพที่ 4-39





ภาพที่ 5-2 ความเข้มข้นของออกซิเจนภายในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อความยาว 25 และ 30 m ภายหลังจากการปรับสภาวะระบบให้มีค่าระยะเวลาการกักเก็บ (Retention Time: RT) ต่างๆ กัน และมีการเติมเมทานอล (+MeOH) เพื่อเป็นแหล่งของคาร์บอนให้แก่ระบบ

หากจะกล่าวโดยสรุปถึงระบบบำบัดแบบท่อยาวในภาพรวมแล้ว จะเห็นได้ว่าเป็นระบบบำบัดที่สามารถใช้บำบัดในเตรทได้อย่างมีประสิทธิภาพ มีราคาสร้างระบบและราคาค่าดำเนินการต่ำ ไม่ต้องมีการเติมแก๊สไนโตรเจนเพื่อลดออกซิเจนในน้ำ สามารถตรวจและติดตามสถานะของระบบได้ง่ายโดยการตรวจวัดค่า ORP ในส่วนปลายของท่อ ดังนั้นจึงมีความเป็นไปได้สูงมากที่จะพัฒนาระบบบำบัดแบบท่อยาวนี้สำหรับการใช้ติดตั้งกับบ่อเลี้ยงสัตว์น้ำในอนาคต ซึ่งจะช่วยให้สามารถใช้น้ำทะเลสำหรับการเลี้ยงสัตว์น้ำได้โดยไม่ต้องมีการเปลี่ยนถ่ายน้ำออกจากระบบเป็นเวลานาน

## บทที่ 6

### สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

#### สรุปผลการทดลอง

1. การศึกษาความสัมพันธ์ของปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ในการทดลองย่อยครั้งที่ 1 พบว่าเมื่อทำการเติมเมธานอลครั้งแรกสามารถคำนวณอัตราการบริโภคออกซิเจน (อัตราการหายใจ) ของแบคทีเรียได้ค่าเท่ากับ  $1.2475 \mu\text{gO}_2/\text{bioball}/\text{h}$  และเมื่อทำการเติมเมธานอลครั้งที่สองอัตราการบริโภคออกซิเจนเพิ่มขึ้นเป็น  $2.2963 \mu\text{gO}_2/\text{bioball}/\text{h}$  แสดงให้เห็นว่าเมื่อแหล่งคาร์บอนที่เติมลงในถังปฏิกรณ์ทำให้แบคทีเรียเกิดการหายใจส่งผลให้ปริมาณออกซิเจนในระบบลดลง โดยค่า D.O จะมีความสัมพันธ์ในทิศทางเดียวกับค่า ORP แต่จะมีอัตราการเปลี่ยนแปลงต่างกัน ซึ่งค่า DO มีการเปลี่ยนแปลงที่สามารถตรวจวัดได้รวดเร็วกว่าค่า ORP ส่วนในการทดลองย่อยครั้งที่ 2 พบว่าเมื่อทำการเติมเมธานอลครั้งแรกสามารถคำนวณอัตราการบริโภคออกซิเจนของแบคทีเรียได้ค่าเท่ากับ  $2.1875 \mu\text{gO}_2/\text{bioball}/\text{h}$  และเมื่อ ค่า DO ต่ำกว่า  $1 \text{ mgO}_2/\text{L}$  ซึ่งเป็นระดับของ DO ที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ ค่า ORP จะมีการลดลงอย่างรวดเร็วตามการลดลงของ DO โดย ORP ลดลงมากที่ที่ระดับต่ำกว่า  $-100 \text{ mV}$  และการเติมเมธานอลลงในระบบไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของค่า ORP ในน้ำ
2. ผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันภายในถังปฏิกรณ์ต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน พบว่าเมื่อค่า DO ของระบบลดลงจนมีค่าต่ำกว่า  $1 \text{ mgO}_2/\text{L}$  ค่า ORP จะลดลงเช่นกันจนมากที่ที่ระดับ  $0 \text{ mV}$  ซึ่งในช่วงที่ค่า ORP คงที่ที่ระดับ  $0 \text{ mV}$  พบการลดลงของไนเตรทซึ่งแสดงให้เห็นว่าเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบทดลอง โดยสามารถคำนวณอัตราการลดลงของไนเตรท (อัตราดีไนตริฟิเคชัน) ได้ค่าเท่ากับ  $1.46 \mu\text{g-N}/\text{bioball}/\text{h}$  และปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นในการทดลองนี้เป็นการเกิดโดยสมบูรณ์ เนื่องจากไม่พบการสะสมของปริมาณไนไตรท์ และเมื่อไนเตรทในน้ำหมดลงค่า ORP จะมีการเพิ่มขึ้นอย่างเห็นได้ชัดในขณะที่ค่า DO ไม่มีการเปลี่ยนแปลง
3. การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมไนเตรทลงในระบบทั้งหมด 8 รอบ พบว่าจะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบทดลองเมื่อ ORP มีค่า

ลดต่ำกว่า 50 mV และจากการคำนวณอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบทดลองโดยใช้สมการเส้นตรง (regression analysis) พบว่าอัตราดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นทั้ง 8 รอบ มีค่าเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ จาก 1.49  $\mu\text{gNO}_3^- \text{-N/bioball/h}$  ในรอบที่ 1 เป็น 13.6  $\mu\text{gNO}_3^- \text{-N/bioball/h}$  ในรอบที่ 8 และการทดลองในรอบที่ 7 และ 8 มีการเพิ่มความเข้มข้นของไนเตรทที่เติมลงในระบบทดลองเป็น 40  $\text{mgNO}_3^- \text{-N/L}$  พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรทจนหมดได้ภายในเวลา 50.29 และ 27.50 ชั่วโมงตามลำดับ ในขณะที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน พบว่าค่า ORP มีค่าคงที่อยู่ระหว่าง -50 ถึง -100 mV แต่เมื่อไนเตรทในน้ำหมดลง ค่า ORP ในการทดลองที่มีการเติมไนเตรทในรอบที่ 1 และ 2 จะมีค่าเพิ่มขึ้น ส่วนในรอบที่ 3-8 พบว่าเมื่อไนเตรทในน้ำหมดลงค่า ORP จะลดลงอย่างเห็นได้ชัด โดยในการทดลองรอบที่ 8 ค่า ORP จะลดลงจาก -100 mV เป็นต่ำกว่า -200 mV ทันทีที่ไนเตรทในน้ำหมดลง และไม่พบการสะสมของไนไตรท์เกิดขึ้นในระบบ แสดงว่าปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นเป็นปฏิกิริยาที่สมบูรณ์

4. ความสัมพันธ์ระหว่างค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันกับการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ พบว่าค่า ORP และ DO จะลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อระบบบำบัดไม่มีไนเตรทในน้ำ โดยพบค่า ORP ลดลงต่ำกว่า -350 mV และ DO มีค่าเป็นศูนย์ และตรวจพบไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้เมื่อค่า ORP ลดลงต่ำกว่า -313.70 mV โดยมีความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ 1.0035  $\mu\text{mol-S/L}$
5. การศึกษาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1 ที่มีความยาว 25 เมตร พบว่าไม่สามารถบำบัดไนเตรทได้ เนื่องจากมีปริมาณเมธานอลตกค้างในถังพักน้ำซึ่งเกิดจากมีความเข้มข้นของเมธานอลและอัตราการไหลของน้ำสูงเกินไป
6. การศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสมของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 ที่มีความยาว 50 เมตร พบว่าระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้ แต่เป็นการเกิดปฏิกิริยาแบบไม่สมบูรณ์ในช่วงแรก และเมื่อมีการปรับสภาวะของระบบโดยเพิ่มระยะเวลาพักเก็บ พบว่าระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้โดยมีค่า ORP อยู่ในช่วง 0 mV ถึง -200 mV โดยมีอัตราดีไนตริฟิเคชันอยู่ระหว่าง 0.2 ถึง 4.6  $\mu\text{gNO}_3^- \text{-N/bioball/h}$  โดยสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดไนเตรทคือ ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อความยาวท่อ 50 m ความเข้มข้นของเมธานอล 20 % อัตราการเติมเมธานอล 9.3 mL/h อัตราการไหลของน้ำประมาณ 5 L/h โดยมีระยะเวลาพักเก็บเท่ากับ 4.84 h

7. การศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดไนเตรทที่มีความยาว 50 เมตร โดยใช้น้ำเสียจากการเพาะเลี้ยงกุ้งทะเล พบว่าในช่วงแรกของการเดินระบบมีค่า ORP ที่ปลายท่อต่ำกว่า  $-300$  mV เนื่องจากระบบสามารถบำบัดไนเตรทได้หมดภายในท่อที่มีความยาว 30 m จึงปรับอัตราการไหลของน้ำเพิ่มขึ้นทำให้ค่า ORP เพิ่มขึ้นมาอยู่ในช่วง  $-50$  ถึง  $-200$  mV โดยระบบสามารถบำบัดไนเตรทจากความเข้มข้น  $50$  mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/L ให้ลดลงมาจนมีความเข้มข้น  $2$  mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/L และพบว่าระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรทระหว่างร้อยละ 84 ถึง 97 โดยไม่มีการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์

### ข้อเสนอแนะ

1. ควรมีการศึกษาประสิทธิภาพที่สูงสุดของระบบและความคงตัวในการบำบัดไนเตรทของระบบไนเตรทแบบท่อยาวในการใช้งานระยะยาว
2. ควรมีการศึกษาเกี่ยวกับการควบคุมการบำบัดไนเตรทโดยควบคุมค่า ORP ให้อยู่ในช่วงที่เกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชัน โดยนำค่า ORP ที่ตรวจวัดได้ไปใช้ในการปรับปริมาณการเติมเมธานอลเข้าสู่ระบบผ่านทางระบบควบคุมโดยอัตโนมัติ
3. ควรมีการศึกษาถึงระยะเวลาพักเก็บของน้ำในระบบที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันแบบสมบูรณ์
4. ควรมีการศึกษาการเติมแหล่งคาร์บอนชนิดอื่น เช่น เอทานอล หรือน้ำตาล เพื่อทดแทนการใช้เมธานอล

## รายการอ้างอิง

### ภาษาไทย

- กิตติ เกษตรธรรม. 2535. การกำจัดไนเตรทจากน้ำด้วยกระบวนการออกโตโทรฟิกลีไนตริฟิเคชันในถังกรองซัลเฟอร์-หินปูน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- กนกวรรณ สุกรนันท์. 2542. การศึกษาคุณภาพน้ำและการกำจัดไนเตรทด้วยกระบวนการไบโอโลจิคอลลีไนตริฟิเคชันในพื้นที่โครงการสร้างป่าตามแนวพระราชดำริและป่าพันธุกรรมพืชจังหวัดนครราชสีมา. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อมบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ก่อเกียรติ กุลแก้ว และโสภณ อ่อนคง. 2540. การเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนาระบบกึ่งปิดในบ่อดิน. เอกสารวิชาการ ฉบับที่ 10/2540. ศูนย์พัฒนาการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่งสตูล. กองเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่ง. กรมประมง. กระทรวงเกษตรและสหกรณ์. กรุงเทพมหานคร. 20 หน้า.
- กลุ่มสถิติและสารสนเทศการประมง. 2537. สถิติการเพาะเลี้ยงกุ้งทะเลปี2537. กรมประมง กระทรวงเกษตรและสหกรณ์. กรุงเทพมหานคร.
- คณิต ไชยาคำ และยงยุทธ ปรีดาลัมพะบุตร. 2537. แนวทางการป้องกันเพื่อลดผลกระทบที่มีต่อสิ่งแวดล้อมจากการพัฒนาการเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนา. สถาบันวิจัยการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่งสงขลา. กรมประมง. กระทรวงเกษตรและสหกรณ์. 27 หน้า.
- คณิต ไชยาคำ, ลีรี ทุกข์วินาศ, ยงยุทธ ปรีดาลัมพะบุตร, พุทธ ส่องแสงจินดา และดุสิต ต้นวิไล. 2537. คุณภาพน้ำเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่ง: ความรู้เบื้องต้นและวิธีวิเคราะห์. สถาบันวิจัยการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่งสงขลา. กรมประมง. กระทรวงเกษตรและสหกรณ์. 109 หน้า.
- ชลอ ลิมสุวรรณ. 2535. กัมภีร์การเลี้ยงกุ้งกุลาดำ. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพมหานคร: บริษัทฐานเศรษฐกิจ จำกัด. 202 หน้า.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2544. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. กรุงเทพมหานคร: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. 703 หน้า.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และอุษา วิเศษสุน. 2535. คู่มือวิเคราะห์น้ำเสีย พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพมหานคร: สมาคมวิศวกรสิ่งแวดล้อมไทย. 410 หน้า.
- ธัญญา พันธุ์ฤทธิ์คำ. 2541. ระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดที่มีระบบดีไนตริฟิเคชันสำหรับการเลี้ยงกุ้งกุลาดำ (*Penaeus monodon*). วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทางทะเล บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.



- ธีระ เกรอต. 2539. วิศวกรรมน้ำเสียการบำบัดทางชีวภาพ. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. 606 หน้า.
- นภาพร กิตติศักดิ์. 2541. การศึกษาเปรียบเทียบคุณภาพน้ำระหว่างระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิด ที่มีตัวกรองชีวภาพแบบไบโอคริมและแบบได้นำ้เพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิทยาศาสตร์ทางทะเล บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ประเสริฐ เหล่าบุศมย์อนันต์. 2540. การศึกษาการกำจัดฟอสเฟตและไนโตรเจนจากน้ำเสียด้วยกระบวนการแอนอ็อกซิเจนเตจ-ออกซิเจน แอควีเวตเตดส์. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- พรพันธ์ ยุทธรักษานุกูล. 2538. การศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างศักย์ไฟฟ้ารีดอกซ์ของดินและน้ำกับสารรีดอกซ์ที่เป็นพิษต่อสัตว์น้ำ เน้นการศึกษาปลานิลและกุ้งกุลาดำที่เลี้ยงแบบหนาแน่นในตู้กระจก. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิทยาศาสตร์การประมง. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- มันสิน ดัชนีกุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 2. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- มันสิน ดัชนีกุลเวศม์ และไพพรรณ พรประภา. 2536. การจัดการคุณภาพน้ำและการบำบัดน้ำเสียในบ่อเลี้ยงปลาและสัตว์น้ำอื่นๆ เล่ม 1 การจัดการคุณภาพน้ำ. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- มันสิน ดัชนีกุลเวศม์ และไพพรรณ พรประภา. 2539. การจัดการคุณภาพน้ำและการบำบัดน้ำเสียในบ่อเลี้ยงปลาและสัตว์น้ำอื่นๆ. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์.
- มีชัย เรืองนิคม. 2545 . ผลของการกวนในช่วงแอนน็อกซิเจนของระบบบำบัดเอสปีอาร์ต่อการกำจัดไนโตรเจน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- ไมตรี ดวงสวัสดิ์ และจารุวรรณ สมศิริ. 2528. คุณสมบัติน้ำและวิธีการวิเคราะห์สำหรับการวิจัยทางการประมง. สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ. กรมประมง. กรุงเทพมหานคร: โรงพิมพ์ชุมนุมสหกรณ์การเกษตรแห่งประเทศไทย. 115 หน้า.
- ศิริพร คุณาวิชา. 2539. การศึกษาการกำจัดไนเตรทจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานวันเส้นโดยวิธีออกซิเจน-แอนแอโรบิกที่มีตัวกลาง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- ศิริวัฒน์ กุเจริญไพบูลย์. 2544. การกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในตู้เลี้ยงปลาน้ำจืดระบบปิดโดยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาจุลชีววิทยา. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.



- สถาบันวิจัยการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำจืด. 2536. การพัฒนาการเพาะปลานิล. เอกสารวิชาการฉบับที่ 23. กรุงเทพมหานคร. 96 หน้า.
- สถาบันวิจัยการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่ง 2533. ข้อควรพิจารณาในการจัดการบ่อเลี้ยงกุ้ง. เอกสารวิชาการฉบับที่ 6/2533. สงขลา 18 หน้า.
- สมภพ รุ่งสุภา. 2530. คุณภาพน้ำในระบบเพาะพันธุ์กุ้งทะเลชนิดหมอนเวียนน้ำแบบปิด. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม. บัณฑิตวิทยาลัย. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สิริ ทุกข์วินาศ และชนินทร์ แสงรุ่งเรือง. 2541. การศึกษาวิจัยบำบัดน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนาด้วยระบบ Bio-Filter. เอกสารวิชาการเลขที่ 1/2541. ศูนย์การศึกษาการพัฒนาประมงอ่าangkุ้งกระเบนจังหวัดจันทบุรี. กรมประมง. 6 หน้า.
- สิริ ทุกข์วินาศ, ขวัญฤทัย ถนอมเกียรติ และชนินทร์ แสงรุ่งเรือง. 2542. ประสิทธิภาพการปรับปรุงคุณภาพน้ำเพื่อการเลี้ยงกุ้งกุลาดำด้วยวิธีชีวภาพ. เอกสารวิชาการเลขที่ 1/2542. ศูนย์การศึกษาการพัฒนาประมงอ่าangkุ้งกระเบนจังหวัดจันทบุรี. กรมประมง. 11 หน้า.
- สุรัชดา ไชยชนะ. 2544. การกำจัดไนเตรทโดยออกโตโทรฟิคดีไนตริฟิเคชันในคอลัมน์กัมมะถัน-หินปูน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- สุภาพ บุญยรัตเวช และ เกษร วีระชาติ. 2540. ปฏิบัติการเคมีอินทรีย์. พิมพ์ครั้งที่ 6. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สุโขทัย เปี่ยมชล. 2545. การศึกษาผลกระทบของความเค็มและระยะเวลาแอโรบิก-แอน็อกซิกที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ และไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- อัจฉรา จันทอรีย์. 2538. การกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยใช้ถังปฏิกรณ์ชนิดถังที่มีการเติมอากาศแบบไม่ต่อเนื่อง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- อำพัน กันธิยะ. 2540. การควบคุมการผลิตไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยวิธีจุลชีววิทยา. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาจุลชีววิทยา. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- อำไพเทพิน สิงหะพันธุ์. 2543. ระบบบำบัดไนเตรทเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำด้วยระบบหมอนเวียนน้ำแบบปิดขนาดเล็ก. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม. บัณฑิตวิทยาลัย. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

### ภาษาอังกฤษ

- Al-ghusain, I. A., Huang, J., Hao, O. J., and Lim, B. S. 1994. Using pH as a real-time control parameter for wastewater treatment and sludge digestion processes Water Science and Technology 30: 159-168.
- Andreottola, G., Foladori, P., and Ragazzi, M. 2001. On-line of a SBR system for nitrogen removal from industrial wastewater. Water Science and Technology 43: 93-100.
- Balderston, W. L. 1974. Denitrification in closed-system aquaculture. Ph.D. Thesis, University of Rhode Island, Rhode Island.
- Barak, Y., Tal, Y., and Van Rijn, J. 1998. Light-mediated nitrite accumulation during denitrification by *Pseudomonas* sp. Strain JR12. Applied Microbiology and Biotechnology 14: 813-816.
- Barak, Y. 1997. Factors mediating nitrite accumulation during denitrification by *Pseudomonas* sp. and *Ochrobactrum anthropi*. M. Sc. Thesis, The Hebrew University of Jerusalem.
- Bentzen, G., Smith, A. T., Benett, D., Webster, N. J., Reinholt, F., Sleholt, E., and Hobson, J. 1995. Controlled dosing of nitrate for prevention for H<sub>2</sub>S in a sewer network and the effects on the subsequent treatment processes. Water Science and Technology 31: 293-302.
- Bitton, G.B. 1994. Wastewater microbiology. New York, USA: John Willey & Son. 51-61p.
- Breck, W.G. 1974. Redox levels in the sea. In: Goldberg, D. (Ed.) The sea –ideas and observations on progress in the study of seas. vol 15. Marine Chemistry. New York: Wiley. 153-180 p.
- Burt, T.P., Heathwaite, A.L., and Trudgill, S.T. 1993. Nitrate: Process, patterns and management. Chichester: John Wiley & Sons. 416 p.
- Chakrabarti, T., and Jones, P. H. 1983. Effect of molybdenum and selenium addition on the denitrification of wastewater. Water Research 17:931-936.
- Chen, K.C., Chen, C.Y., Peng, J.W., and Hough, J.Y. 2002. Real-time control of an immobilized-cell reactor for waste water treatment using ORP. Water Research 36: 230-238.
- Chen, J., and Chin, T. 1988. Acute toxicity of nitrite of Tiger prawn *Peneous monodon*, Larval. Aquaculture 69: 253-262.
- Cho, B. C., Chang, C. N., Liaw, S. L., and Huang, P. T. 2001. The feasible sequential control strategy of treating high strength organic nitrogen wastewater with sequencing batch biofilm reactor. Water Science and Technology 43: 115-122.

- Christensen, M. H., and Harremoës, P. 1978. Nitrification and Denitrification in the Wastewater Treatment. In: Mitchell, R. Water Pollution Microbiology. vol. 2, USA: John Wiley & Sons. 442 p.
- Collivignarelli, C., and Bertanza, G. 1999. Simultaneous nitrification-denitrification processes in activated sludge plants: performance and applicability. Water Science and Technology 40: 187-194.
- Delwiche, C. C. 1970. The nitrogen cycle. Scientific American 223: 137-146.
- Demoulin, G., Goronszy, M. C., Wutscher, K., and Forsthuber, E. 1997. Co-current nitrification/denitrification and biological P-removal in cyclic activated sludge plants by redox controlled cycle operation Water Science and Technology 35: 215-224.
- Eliassen, R., Heller, A. N., and Kishch, G. 1949. The effect of chlorinated hydrocarbon and hydrogen sulfide protection. Sewage Works 21: 457-470.
- Epifano, C. F., and Srna, R. F. 1975. Toxicity of ammonia, nitrite ion, nitrate ion, and orthophosphate to *Mercenaria mercenaria* and *Crassostrea virginica*. Marine Biology 33: 241-246.
- Focht, D.D., and Verstraete, W. 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. Advances in Microbial Ecology. New York: Plenum Press. 135-214.
- Fuerhacker, M., Bauer, H., Ellinger, R., Sree, U., Schmid, H., Zibuschka, F., and Puxbaum, H. 2000. Approach for a novel control strategy for simultaneous nitrification/denitrification in activated sludge reactors. Water Research 34: 2499-2560.
- Grasshoff, K., Kremling, K., and Ehrhaedt, M. 1999. Methods of seawater Analysis. 3<sup>rd</sup> edition. Weinheim: Wiley-Vch. 600p.
- Gronsky, *et al.* 1992. [http://www.frwa.net/methods\\_of\\_controlling\\_nitrogen%20C.htm](http://www.frwa.net/methods_of_controlling_nitrogen%20C.htm)
- Halling, B. and Jørgensen, S. E. 1993. The removal of nitrogen compounds from wastewater. Amsterdam: Elsevier. 443 p.
- Hanaki, K. and Polprasert, C. 1989. Contribution of methanogenesis to denitrification in an upflow filter. Journal of Water Pollution Control Federation 61: 1604-1611.
- Hargreaves, J. A. 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds (review). Aquaculture 166: 181-212.
- Hart, P., and O'Sullivan D. 1993. Recirculation systems: Design, construction and management. Australia: Turtle Press Pty. 127p.

- Hirayama, K. 1966 a. Influences of nitrate accumulated in culturing water on *Octopus vulgaris*. Bulletin of the Japanese Society of Science and Fishery 32: 105-111.
- Hirayama, K. 1966 b. Influences of nitrate accumulated in culturing water on *Octopus vulgaris*. Bulletin of the Japanese Society of Science and Fishery 32: 105-111
- Honda, H., Watanaba, Y., Kikuchi, K., Iwata, N., Takeda, S., Uemoto, H., Furata, T., and Kiyono, M. 1993. High density rearing of Japanese flounder, *Paralichthys olivaceus*, with a closed seawater recirculation system equipped with a denitrification unit. Suisazoshoku 41: 19-26.
- Jenneman, G. E., McInerney, M. J., and Knapp, R. M. 1986. Effects of nitrate on biogenic sulfide production. Applied Environmental and Microbiology 51: 1205-1211.
- Jobby, A. I., Varga, G. I., and Simon, J. 1997. Sewer system odor control in the Lake Balaton area. Water Science and Technology 30: 195-204.
- Kayser, R. 1990. Process control and expert systems for advanced wastewater treatment plant in: proc. Instrumentation Control and automation of water and wastewater treatment and transport systems. Advance Water Pollution and Control 10: 203-210.
- Koch, F. A., and Oldham, W.K. 1985. Oxidation-reduction potential-a tool for monitoring control, and optimization of nutrient removal systems. Water Science and Technology 17: 259-281.
- Lee, P.G., Lea, R. N., Dohmann, E., Preblisky, W., Turk, P. E., Ying, H., and Whitson, J. L. 2000. Denitrification in aquaculture systems: an example of a fuzzy logic control problem. Aquacultural Engineering 23: 37-59.
- Lemoine, D., Jouenne, T. and Junter, G. A. 1988. Reduction nitrate by *Pseudomonas putrefaciens* entrapped in composite agar layer/ microporous membrane structures. Biotechnology Letters 10: 399-402.
- Lemoine, D., Jouenne, T., and Junter, G. A. 1991 a. Biological denitrification of water in a two-chambered immobilized-cell bioreactor. Applied Microbiology and Biotechnology 36: 257-264.
- Lemoine, D., Jouenne, T. and Junter, G. A. 1991 b. Denitrification of water by *Pseudomonas putrefaciens* entrapped in agar layer/ microporous membrane filter structures, I Single flow reactor. In: Reuss, M., Chmiel, H., Gilles, E. D., Kanchmuss, H-J. (eds). Biochemical Engineering. Gustav Fisher, Stuttgart. 437-440 pp.

- Liao, P. B., and Mayo, R. D. 1972. Salmonid hatchery water re-use system. Aquaculture 1: 317-335.
- Lie, E., and Welander, T. 1994. Influence of dissolved oxygen and oxidaton-reduction potential on the denitrification rate of activated sludge. Water Science and Technology 30: 91-100.
- Mateju, V., Cizinska, S., Krejci, J., and Janoch, T. 1992. Biological water denitrification- a review. Enzyme and Microbiology Technology 14: 170-183.
- Menasveta, P., Fast A. W., Piyatiratitivorakul, S. and Rungsupa, S. 1991. An improved, closed seawater recirculation maturation system for giant tiger prawn (*Penaeus monodon* Fabricius). Aquacultural Engineering 10: 173-181.
- Menasveta, P., Panritdam, T., Sihanonth, P., Powtongsook, S., Chuntapa, B. and Lee, P. 2001. Design and function of a closed, recirculating seawater system with denitrification for the black tiger shrimp broodstock. Aquacultural Engineering. 25: 35-49.
- Nagadomi, H., Hiromitsu, T., Takeno, K., Watanabe, M., and Sasaki, K. 1999. Treatment of aquarium water by denitrifying photosynthetic bacteria using immobilized polyvinyl alcohol beads. Journal of Bioscience and Bioengineering. 87: 189-193.
- Nurizzo, C., and Mezzanotte, V. 1992. Groundwater biodenitrification on sand fixed film reactor using as organic carbon source. Water Science and Technology 26: 827-834.
- Otte, G. and Rosenthal, H. 1979. Management of closed brackish-water system for high density fish culture by biological and chemical water treatment. Aquaculture 18: 169-181.
- Painter, H. A. 1970. A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. Water Research 4:393-450
- Phillips, J. B., and Love, N. G. 1998. In Libey, G.S. and Timsons, M.B.(Eds) Proceeding of the second international conference on recirculating aquaculture, Hosted by Virginia Polytechnic Institute and State University Roanoke, Virginia July. pp16-19.
- Plisson-Saune, S., Capdeville, B., Mauret, M., Deguin, A. and Baptiste, P. 1996. Real-time control of nitrogen removal using three ORP bending-points: signification, control strategy and results. Water Science and Technology 33: 275-280.
- Reid, G. K. 1961. Ecology of inland waters and estuarines. New York: Reinhold Publ. Co. 375 p.
- Sasaki, K., Yamamoto, Y., Tsumura, K., Ouchi, S. and Mori, Y.1996. Development of 2-reactor intermittent-aeration activated sludge process for simulteneous removal of nitrogen and phosphorus. Water Science and Technology 34: 111-118.



- Sias, S. R., Stouthamer, A. S., and Ingraham, J. L. 1980. The assimilatory and dissimilatory nitrate reductase of *Pseudomonas aeruginosa* are encoded by different genes. Journal of General Microbiology. 118:229-234.
- Spotte, S. 1979. Fish and invertebrate culture: Water management in closed systems. 2<sup>ed</sup> Edition. New York: John Wiley & Sons. 126p.
- Strickland, J. D. H., and Parsons, T. R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2<sup>nd</sup> ed Ottawa: Fisheries Research board of Canada. 310 p.
- Tiedje, J. M. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium, in: *Biology of Anaerobic Microorganisms*. Zehnder A. J. B., Ed. Wiley. New York.
- Tseng, K.F., Su, H.M., and Su, M.S. 1998. Culture of *Penaeus monodon* in a recirculating system Aquacultural Engineering 17: 138-147.
- Turk, P.E. 1996. Bacterial Bed. U.S. Patent. NO. 5,556,536. (Sep. 17, 1996).
- United Nations Environment Programme. 1992. Chemical pollution: A global overview. Geneva. 106 p.
- U.S.EPA, 1975. Process Design Manual for Nitrogen Control. Washington, DC: Office of Technology Transfer.
- Van Rijn, J. 1996. The potential for intergrated biological treatment systems in recirculating fish culture – a review. Aquaculture 139: 181-201.
- Van Rijn, J., and Barak, Y. 1998. In Libey, G.S. and Timsons, M.B. (Eds) Proceeding of the second international conference on recirculating aquaculture, Hosted by Virginia Polytechnic Institute and State University Roanoke, Virginia, July. 16-19.
- Van Rijn, J. and Rivera, G. 1990. Aerobic and anaerobic biofiltration in an aquaculture unit-nitrite accumulation as a result of nitrification and denitrification. Aquacultural Engineering 9: 217-234.
- Van Rijn, J. and Sich, H. 1992. Nitrite accumulation by denitrifying bacteria isolated from fluidized bed reactors operated in an aquaculture unit. In: Moav, B., Hilge, V., and Rosenthal, H. (Eds), *Progress in Aquaculture Research*. Spec.Publ No.17, European Aquaculture Society, Bredene. Belgium. 39-54 pp.
- Verstraete, W., and Alexander, M. 1972. Hetrotrophic nitrification by *Arthrobacter* sp. Journal of Bacteriology 110: 955-961.
- Volotika, M., Belkin, S., Abeliovich, A., and Soares, M. I. M. 1996. Biological denitrification of drinking water using newspaper. Water Research 30: 965-971.



- Yu, R. F., Liaw, S. L., Chang, C. N. and Cheng, W. Y. 1998. Applying real-time control to enhance the performance of nitrogen removal in the continuous-flow SBR system. Water Science and Technology 38: 271-280.
- Yu, R. F., Liaw, S. L., Chang, C. N., Lu, H. J., and Cheng, W.Y. 1997. Monitoring and control using on-line ORP on the continuous-flow activated sludge batch reactor system. Water Science and Technology 35: 57-66.
- Yu, R. F., Liaw, S. L., Cheng, W. Y., and Chang, C. N. 2000. Performance enhancement of SBR applying real-time control. Journal of Environmental Engineering 126: 943-948.
- Zipper, T., Filischmann, N., and Haberl, R. 1998. Development of a new system for control optimization of small wastewater treatment plants using oxidation-reduction potential (ORP). Water Science and Technology 38: 307-314.
- Zweig, D. R., Morton, J. D., and Stewart, M. M. 1999. Source water quality for aquaculture: a guide for assessment. Environmentally and Socially Sustainable Development, The World Bank, Washington, D. C. 533p



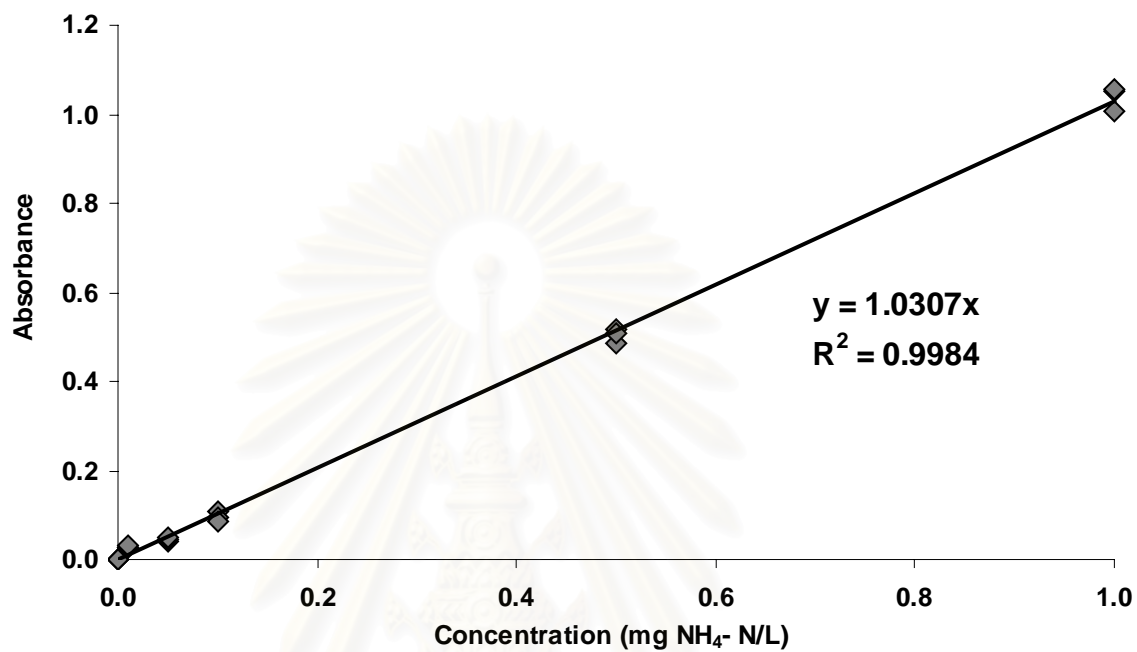
ภาคผนวก

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



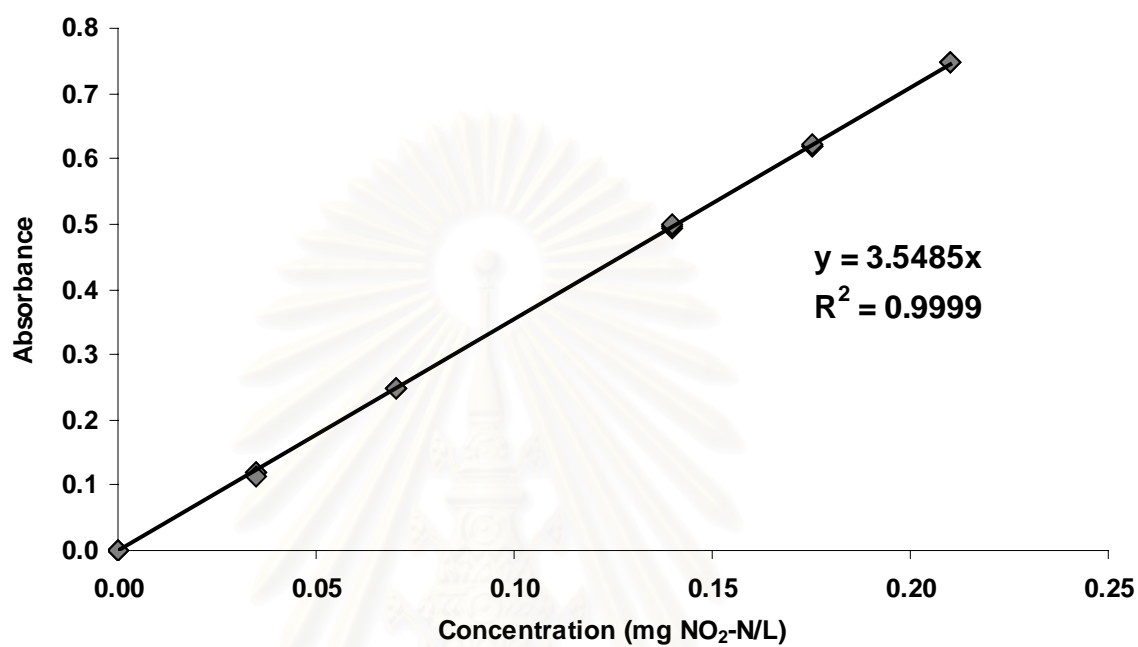
ภาคผนวก ก

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



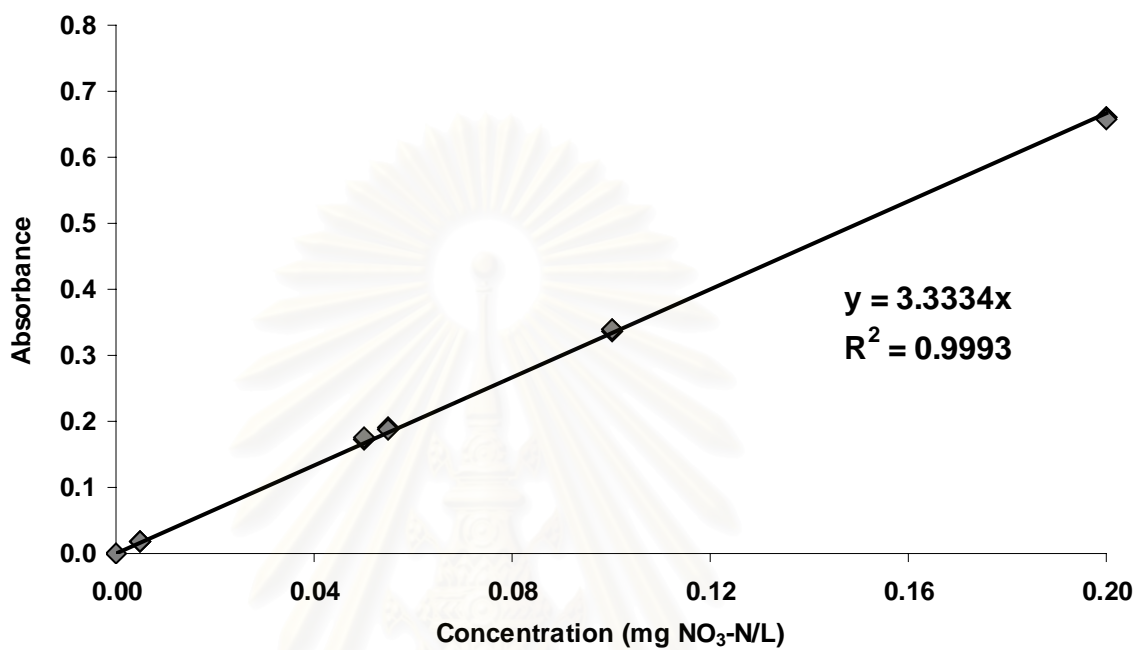
**กราฟที่ 1** กราฟมาตรฐานของแอมโมเนียม (NH<sub>4</sub>-N) (หัวข้อ 3.4.2)

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



**กราฟที่ 2** กราฟมาตรฐานของไนไตรท์ (NO<sub>2</sub>-N) (หัวข้อ 3.4.3)

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

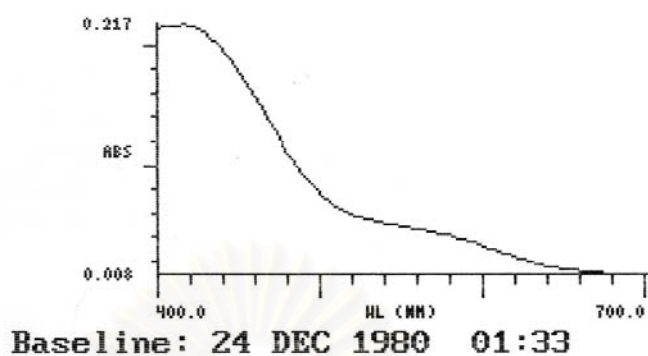


กราฟที่ 3 กราฟมาตรฐานของไนเตรท (NO<sub>3</sub>-N) (หัวข้อ 3.4.4)

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

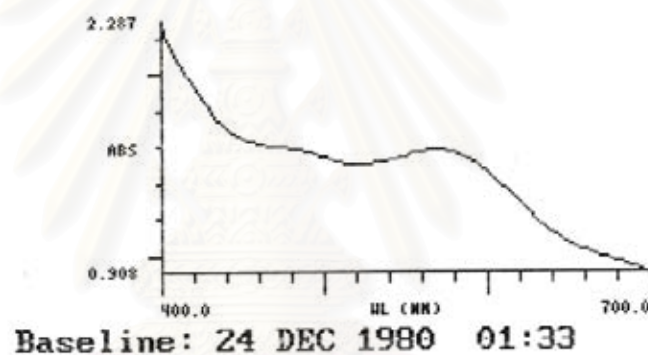


## SURVEY SCAN



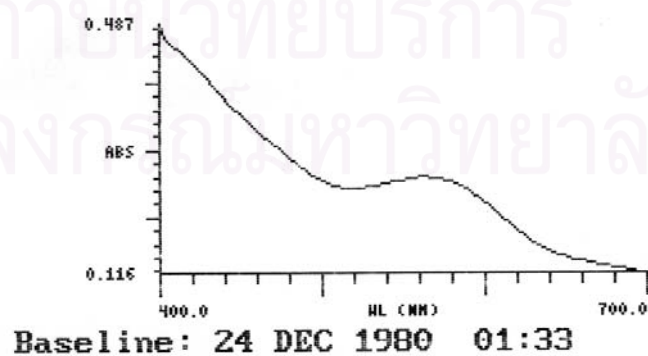
(ก)

## SURVEY SCAN



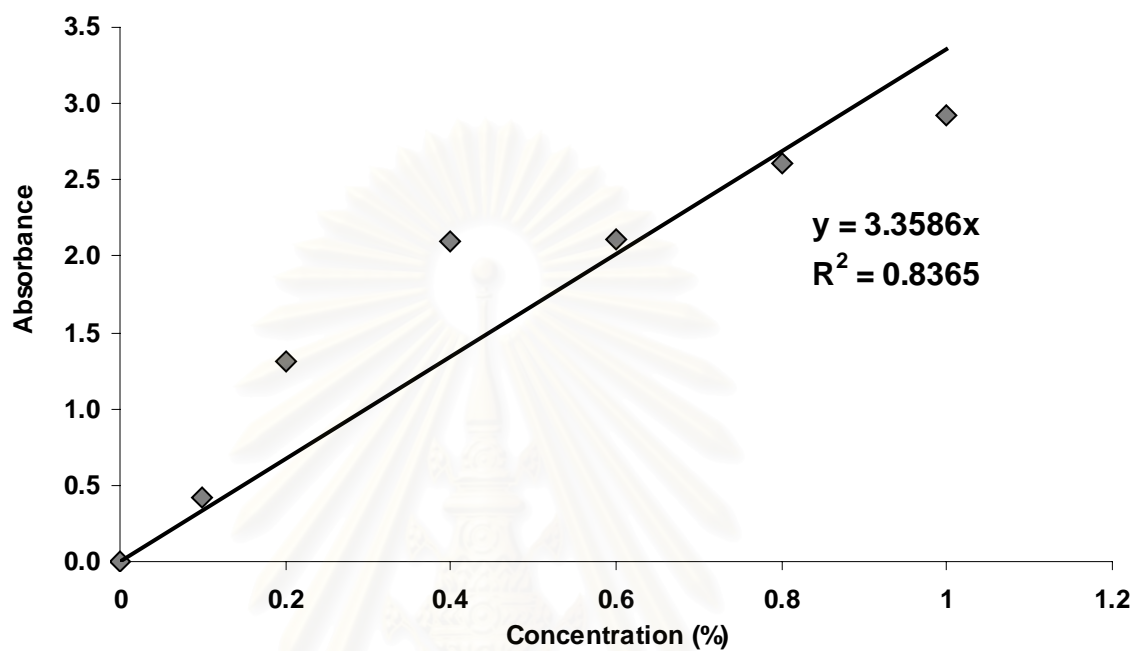
(ข)

## SURVEY SCAN



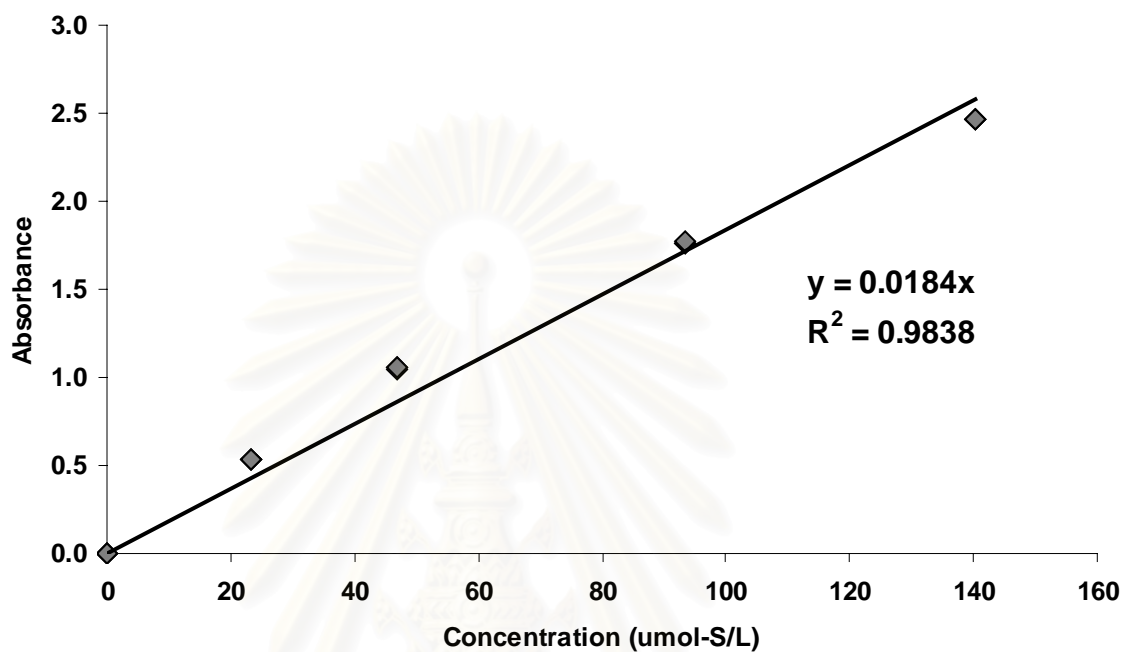
(ค)

ภาพที่ 1 (ก-ค) ผลการ Scan Spectrum ของเมธานอล (หัวข้อ 3.4.5)



กราฟที่ 4 กราฟมาตรฐานของเมทานอล (CH<sub>3</sub>OH) (หัวข้อ 3.4.5)

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



กราฟที่ 5 กราฟมาตรฐานของไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) (หัวข้อ 3.4.6)

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาคผนวก ข

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

**ตารางที่ 1** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) (หัวข้อ 4.1.1)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	S/A (mL)	Volume (mL)	mg O <sub>2</sub>
30-Nov-01	14:01:15	เริ่มต้นการทดลอง	0.00	128.4	26.8	5.95	88.8	0	700	4.1650
30-Nov-01	15:04:45	เติม KNO <sub>3</sub> 100 mgN/L	1.06	137.9	27.8	5.7	86.3		700	3.9900
30-Nov-01	15:15:35	เติม Methanol 0.240 mL	1.24	138.3	27.9	5.69	86.2		700	3.9830
30-Nov-01	16:24:44	เติม Methanol 0.240 mL	2.39	136.2	28.3	5.53	84.1		700	3.8710
30-Nov-01	16:32:14	Sampling	2.52	134.8	28.4	5.51	83.8	-2	700	3.8570
01-Dec-01	3:38:55	Sampling	13.64	139.3	30.8	3.71	58.6	-2	698	2.5896
01-Dec-01	13:40:03	Sampling	23.68	150.8	28.6	4.13	62.9	-2	696	2.8745
01-Dec-01	18:51:19	Sampling	28.88	150.3	27.9	4.36	65.8	-2	694	3.0258
01-Dec-01	18:54:49	สิ้นสุดการทดลอง	28.94	152.2	27.9	4.39	66.3		692	3.0379

**ตารางที่ 2** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) (หัวข้อ 4.1.1) (ภาพที่ 4-4)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	S/A (mL)	Volume (mL)	mg O <sub>2</sub>
03-Dec-01	10:11:14	เริ่มต้นการทดลอง	0.00	103.60	28.00	1.50	22.60	0	700	1.0500
03-Dec-01	10:31:44	Sampling	0.34	114.00	28.00	1.77	26.60	-2	700	1.2390
03-Dec-01	11:02:44	เป่าอากาศ	0.86	125.50	28.10	2.28	34.30		698	1.5960
03-Dec-01	11:12:43	เร่งการเป่าอากาศ	1.03	127.00	28.20	4.97	75.00		698	3.4790
03-Dec-01	12:47:23	สิ้นสุดการทดลอง	2.61	151.70	27.70	6.43	96.10		698	4.5010



**ตารางที่ 3** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ของระบบบำบัดในเครื่องที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสภาวะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.2)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	S/A (mL)	Volume (mL)	mgO <sub>2</sub>
03-Dec-01	16:07:19	เริ่มต้นการทดลอง	0.00	142.40	27.50	6.38	93.00		0	670	4.2746
03-Dec-01	18:16:28	ก่อนเติม KNO <sub>3</sub>	2.16	144.80	26.90	4.74	70.20	7.88	0	670	3.1758
03-Dec-01	18:32:58	Sampling	2.43	143.90	26.90	4.58	68.00	7.85	-2	670	3.0686
03-Dec-01	18:37:28	เติม KNO <sub>3</sub> 100 ppm	2.51	144.70	26.80	4.47	66.20	7.84	0	668	2.9860
03-Dec-01	18:55:58	เติม Methanol 0.46 mL	2.82	143.40	26.90	4.41	65.40		0.46	668	2.9459
03-Dec-01	19:02:58	Sampling	2.93	140.80	26.90	4.47	66.40	7.79	-2	668.46	2.9880
04-Dec-01	9:03:21	เติม Methanol 1 mL	16.91	144.20	30.20	3.33	52.10	7.21	1	666.46	2.2193
04-Dec-01	10:12:10	เป่าแก๊ส N <sub>2</sub>	18.06	141.40	29.50	3.55	54.80	7.24	0	667.46	2.3695
04-Dec-01	10:25:10	Sampling	18.28	126.50	29.20	1.66	25.60	7.55	-2	667.46	1.1080
04-Dec-01	11:41:59		19.56	37.60	27.70	0.63	9.50	8.11	0	665.46	0.4192
04-Dec-01	12:21:19		20.22	30.90	27.40	0.77	11.50		0	665.46	0.5124
04-Dec-01	17:13:17	Sampling	25.08	-47.70	26.60	0.64	9.40	8.35	-2	665.46	0.4259
05-Dec-01	12:18:40	Sampling	44.22	-124.10	25.70	0.65	9.50		-2	663.46	0.4312
05-Dec-01	17:06:30	Sampling	49.03	-117.20	25.10	0.67	9.60	8.61	-2	661.46	0.4432
05-Dec-01	17:19:00	เติม Methanol 1 mL	49.24	-115.20	25.10	0.66	9.50	8.62	1	659.46	0.4352
05-Dec-01	18:34:49	Sampling	50.51	-124.90	24.70	0.67	9.60	8.62	-2	660.46	0.4425

**ตารางที่ 3 (ต่อ)** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) และค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) ของระบบบำบัดในตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสภาวะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.2)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	S/A (mL)	Volume (mL)	mgO <sub>2</sub>
06-Dec-01	13:18:54	Sampling	69.29	-129.40	27.20	0.61	9.10	8.70	-2	658.46	0.4017
06-Dec-01	17:22:23	Sampling	73.36	-124.80	26.90	0.61	9.00	8.73	-2	656.46	0.4004
06-Dec-01	17:24:23	เติม Methanol 2 mL	73.39	-123.20	26.90	0.62	9.20	8.73	2	654.46	0.4058
06-Dec-01	17:31:23	Sampling	73.51	-102.20	27.10	0.69	10.20	8.73	-2	656.46	0.4530
07-Dec-01	12:57:42	Sampling	93.00	-135.70	27.00	0.76	11.30	8.82	-2	654.46	0.4974
07-Dec-01	13:08:36	เติม Methanol 3 mL	93.18	-114.80	27.30	0.75	11.20	8.83	3	652.46	0.4893
07-Dec-01	19:10:13	Sampling	99.23	-138.30	25.60	0.64	9.30	8.90	-2	655.46	0.4195
08-Dec-01	14:43:27	หยุดเป่าแก๊ส N2	118.83	-126.20	28.20	0.60	9.10	8.91	0	653.46	0.3921
08-Dec-01	16:13:46	เป่าอากาศ	120.33	6.00	28.00	2.69	40.60	8.89	0	653.46	1.7578
08-Dec-01	16:38:46	Sampling	120.75	34.90	27.90	4.85	72.90	8.88	-2	653.46	3.1693
08-Dec-01	17:46:21	Sampling	121.88	63.60	27.90	6.65	100.30	8.83	-2	651.46	4.3322
09-Dec-01	14:02:30	Sampling	142.21	116.30	27.40	8.57	128.10	8.38	-2	649.46	5.5659
09-Dec-01	17:36:58	เร่งการเป่าอากาศ	145.79	121.30	26.30	8.84	129.50	8.38	0	647.46	5.7235
09-Dec-01	17:40:28	Sampling	145.85	121.60	26.20	8.79	129.00	8.38	-2	647.46	5.6912
09-Dec-01	17:57:27	หยุดเป่าอากาศ	146.13	123.70	26.00	8.86	129.50	8.36	0	645.46	5.7188
09-Dec-01	18:44:47	Sampling	146.93	125.20	26.00	8.95	130.20	8.36	-2	645.46	5.7769
09-Dec-01	18:46:17	สิ้นสุดการทดลอง	146.95	125.30	26.00	8.95	130.20	8.36		643.46	5.7590

**ตารางที่ 4** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.3)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mgN/L)	Nitrate (mgN/L)	Nitrite (mgN)	Nitrate (mgN)	S/A (mL)	Volume (mL)	mgO <sub>2</sub>
12-Dec-01	17:34:42	เริ่มต้นการทดลอง	0.00	107.00	26.40	3.79	56.30	8.11					0	720	2.7288
12-Dec-01	17:46:42	เติม KNO <sub>3</sub> 20 mg N/L	0.20	128.50	26.40	3.27	48.40						0	720	2.3544
12-Dec-01	17:57:42	Sampling	0.38	138.30	26.40	3.08	45.40		31.9220		22.9838		-2	720	2.2176
12-Dec-01	17:58:42	เติม Methanol 1 mL	0.40	139.40	26.40	2.98	43.80						1	718	2.1396
12-Dec-01	18:01:42	เป่าแก๊ส N <sub>2</sub>	0.45	132.50	26.40	2.86	42.10						0	719	2.0563
12-Dec-01	18:51:31	Sampling	1.28	122.00	26.40	1.82	26.70		27.6695		19.8943		-2	719	1.3086
12-Dec-01	19:43:19	Sampling	2.15	109.10	27.00	1.32	19.60		20.1857		14.4731		-2	717	0.9464
12-Dec-01	20:58:09	Sampling	3.40	89.40	28.80	1.00	15.40		21.4670		15.3489		-2	715	0.7150
13-Dec-01	9:52:02	Sampling	16.33	130.80	29.60	1.93	29.30		28.4865		20.3109		-2	713	1.3761
13-Dec-01	13:41:20	Sampling	20.17	-41.00	26.10	0.46	6.70		25.5339		18.1546		-2	711	0.3271
13-Dec-01	16:55:48	Sampling	23.42	-74.70	25.40	0.48	6.90		35.3203		25.0421		-2	709	0.3403
14-Dec-01	11:52:26	Sampling	42.42	-177.70	27.80	0.43	6.40		22.7670		16.0962		-2	707	0.3040
14-Dec-01	12:53:15	หยุดเป่าแก๊ส N <sub>2</sub>	43.43	-162.70	27.50	0.45	6.60						0	705	0.3173
14-Dec-01	17:18:42	เติม Methanol 1 mL	47.87	-90.20	27.60	0.89	13.20						1	705	0.6275
14-Dec-01	17:19:42	เติม อาหารกุ้ง 3 mL	47.88	-87.50	27.60	0.71	10.50						3	706	0.5013

**ตารางที่ 4 (ต่อ)** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.3)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mgN/L)	Nitrate (mgN/L)	Nitrite (mgN)	Nitrate (mgN)	S/A (mL)	Volume (mL)	mgO <sub>2</sub>
14-Dec-01	19:35:21	Sampling	50.15	-45.50	27.80	0.66	10.00		1.3000	22.9396	0.9217	16.2642	-2	709	0.4679
15-Dec-01	14:49:11	Sampling	69.43	120.90	28.60	1.86	28.00		3.7100	18.5238	2.6230	13.0963	-2	707	1.3150
16-Dec-01	13:39:40	Sampling	92.33	140.10	28.00	2.28	34.20		1.2400	20.7730	0.8742	14.6450	-2	705	1.6074
16-Dec-01	18:16:08	Sampling	96.95	143.80	28.00	2.66	39.70	6.80	0.9900	23.3893	0.6960	16.4426	-2	703	1.8700
17-Dec-01	11:18:58	เติม Methanol 1 mL	114.04	141.60	29.20	2.43	36.90						1	701	1.7034
17-Dec-01	12:52:13	เติม อาหารกุ้ง 5 mL	115.60	140.30	28.90	2.75	41.70						5	702	1.9305
17-Dec-01	17:41:33	เติม อาหารกุ้ง 5 mL	120.43	108.70	27.70	1.14	17.00						5	707	0.8060
17-Dec-01	20:22:12	Sampling	123.12	64.30	28.50	0.45	6.90		0.5600	21.5579	0.3987	15.3492	-2	712	0.3204
18-Dec-01	11:59:00	Sampling	138.77	25.10	28.40	0.46	6.90		0.4100	19.1278	0.2911	13.5807	-2	710	0.3266
18-Dec-01	18:09:17	Sampling	144.95	30.90	27.70	0.46	6.90		0.3700	17.5012	0.2620	12.3909	-2	708	0.3257
19-Dec-01	10:57:14	เติม Methanol 1 mL	161.79	9.00	29.20	0.44	6.70						1	706	0.3106
19-Dec-01	17:02:21	Sampling	167.89	12.60	27.40	0.47	7.00		0.2600	9.1507	0.1838	6.4696	-2	707	0.3323
20-Dec-01	11:54:19	Sampling	186.81	-3.10	28.80	0.45	6.80		0.5600	13.8021	0.3948	9.7304	-2	705	0.3173
20-Dec-01	18:00:16	Sampling	192.93	11.30	28.00	0.46	6.90		0.0900	9.4695	0.0633	6.6571	-2	703	0.3234
21-Dec-01	11:44:49	Sampling	210.72	4.80	29.00	0.45	6.90		0.8100	5.7186	0.5678	4.0087	-2	701	0.3155

**ตารางที่ 4 (ต่อ)** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสภาวะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.3)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mgN/L)	Nitrate (mgN/L)	Nitrite (mgN)	Nitrate (mgN)	S/A (mL)	Volume (mL)	mgO <sub>2</sub>
21-Dec-01	18:59:10	เติม Methanol 1 mL	217.98	11.00	27.50	0.47	7.00						1	699	0.3285
21-Dec-01	19:03:10	Sampling	218.04	12.70	27.50	0.46	6.70	0.1000	4.7514	0.0700	3.3260		-2	700	0.3220
22-Dec-01	15:54:40	Sampling	238.96	-7.60	28.90	0.44	6.70	0.0000	0.3381	0.0000	0.2360		-2	698	0.3071
22-Dec-01	21:02:18	Sampling	244.10	0.40	29.40	0.44	6.70	0.0000	0.4929	0.0000	0.3430		-2	696	0.3062
23-Dec-01	13:26:29	Sampling	260.55	-4.50	28.80	0.43	6.60	0.0200	0.0000	0.0139	0.0000		-2	694	0.2984
24-Dec-01	11:35:16	Sampling	282.71	16.00	28.40	0.45	6.80	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		-2	692	0.3114
25-Dec-01	11:35:27	Sampling	306.78	26.80	28.10	0.51	7.70	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		-2	690	0.3519
25-Dec-01	17:45:46	Sampling	312.96	34.60	27.80	0.56	8.40	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		-2	688	0.3853
25-Dec-01	17:46:46	เติม Methanol 1 mL	312.98	35.80	27.90	0.63	9.40						1	686	0.4322
25-Dec-01	20:46:24	Sampling	315.98	38.30	28.60	0.54	8.30	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		-2	687	0.3710
25-Dec-01	20:49:24	เติม อาหารกุ้ง 5 mL	316.03	38.10	28.70	0.55	8.30						5	685	0.3768
26-Dec-01	12:35:56	Sampling	331.84	-13.00	28.40	0.51	7.70	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000		-2	690	0.3519
26-Dec-01	16:19:49	เติม Tetracycline 3 เม็ด	335.58	-29.70	29.10	0.57	8.60							688	0.3922
26-Dec-01	16:54:49	เป่าแก๊ส N <sub>2</sub>	336.17	45.50	27.90	1.61	24.10							688	1.1077
26-Dec-01	17:27:38	หยุดการเป่าแก๊ส N <sub>2</sub>	336.72	-27.00	27.60	0.52	7.80	5.75						688	0.3578
27-Dec-01	15:35:36	สิ้นสุดการทดลอง	358.91	114.70	28.70	6.25	94.20	5.74						688	4.3000

**ตารางที่ 5** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดไนเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.4)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mg N/L)	Nitrate (mg N/L)	Nitrite (mg N)	Nitrate (mg N)	S/A (mL)	Volume (mL)	mg O2
09-Jan-02	17:35:37	เริ่มต้นการทดลอง	0.00	178.10	26.70	3.61	53.40	7.44					0	725	2.6173
09-Jan-02	17:37:37	เติม KNO <sub>3</sub> 20 mgN/L	0.03	178.00	26.70	3.61	53.40							725	2.6173
09-Jan-02	17:39:37		0.07	178.00	26.70	3.60	53.20							725	2.6100
10-Jan-02	15:22:05	Sampling	21.83	182.50	27.20	4.02	60.00		0.8700	26.2100	0.6308	19.0023	-2	725	2.9145
10-Jan-02	15:30:05	เติม อาหารกุ้ง 5 mL	21.97	182.40	26.90	4.14	61.70						5	723	2.9932
10-Jan-02	15:32:05	เติม Methanol 1 mL	22.00	176.50	27.10	4.41	65.70						1	728	3.2105
10-Jan-02	16:03:54	Sampling	22.53	155.70	27.10	3.68	54.90		0.6100	19.2500	0.4447	14.0333	-2	729	2.6827
10-Jan-02	17:37:43	Sampling	24.10	133.40	26.70	2.70	39.90		0.6200	18.1800	0.4507	13.2169	-2	727	1.9629
10-Jan-02	18:29:33	Sampling	24.97	118.30	26.30	2.11	31.00		0.6800	19.3900	0.4930	14.0578	-2	725	1.5298
10-Jan-02	19:09:23	Sampling	25.63	108.60	26.00	1.72	25.20		0.6800	20.5200	0.4916	14.8360	-2	723	1.2436
10-Jan-02	22:00:10	Sampling	28.48	108.40	28.10	0.72	11.00	7.05	0.8100	19.9500	0.5840	14.3840	-2	721	0.5191
11-Jan-02	10:22:03	Sampling	40.88	115.90	25.70	0.78	11.40	6.98	2.4100	16.3900	1.7328	11.7844	-2	719	0.5608
11-Jan-02	18:06:49	Sampling	48.65	105.60	25.90	0.85	12.30	7.03	2.2200	15.8200	1.5917	11.3429	-2	717	0.6095
11-Jan-02	18:12:49	เติม อาหารกุ้ง 5 mL	48.75	106.80	25.90	0.62	9.10	7.03					5	715	0.4433
11-Jan-02	18:16:49	เติม Methanol 1 mL	48.82	104.30	25.80	0.62	9.00	7.03					1	720	0.4464
11-Jan-02	18:24:39	Sampling	48.95	97.70	25.80	0.61	8.90	7.03	2.1700	18.6100	1.5646	13.4178	-2	721	0.4398
11-Jan-02	18:58:39	Sampling	49.52	76.70	25.80	0.62	9.00	7.03	2.6500	18.4600	1.9054	13.2727	-2	719	0.4458
11-Jan-02	20:10:28	Sampling	50.72	50.30	26.90	0.67	9.90	7.01	1.4900	16.5900	1.0683	11.8950	-2	717	0.4804
11-Jan-02	20:56:17	Sampling	51.48	30.60	27.80	0.59	8.90	7.01	1.5400	16.8200	1.1011	12.0263	-2	715	0.4219
11-Jan-02	21:48:07	Sampling	52.35	8.60	28.70	0.58	8.80	7.01	1.4500	16.0900	1.0339	11.4722	-2	713	0.4135



**ตารางที่ 5 (ต่อ)** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.4)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mg N/L)	Nitrate (mg N/L)	Nitrite (mg N)	Nitrate (mg N)	S/A (mL)	Volume (mL)	mg O2
12-Jan-02	1:55:25	Sampling	56.48	3.70	28.20	0.58	8.80	7.04					-2	711	0.4124
12-Jan-02	2:17:25	Sampling	56.85	2.60	28.50	0.57	8.80	7.08	0.3900	14.9000	0.2765	10.5641	-2	709	0.4041
12-Jan-02	10:48:53	Sampling	65.40	-18.70	26.10	0.61	8.90	7.10	0.0800	13.2000	0.0566	9.3324	-2	707	0.4313
12-Jan-02	17:01:12	Sampling	71.53	-24.40	27.80	0.39	5.80	7.11	0.0000	12.1300	0.0000	8.5517	-2	705	0.2750
12-Jan-02	22:44:19	Sampling	77.27	-32.50	28.80	0.55	8.40		0.0400	11.2400	0.0281	7.9017	-2	703	0.3867
13-Jan-02	8:40:43	Sampling	87.23	-40.30	28.20	0.55	8.30		0.0000	10.4200	0.0000	7.3044	-2	701	0.3856
13-Jan-02	17:11:19	Sampling	95.77	-38.30	28.70	0.53	8.00	7.22	0.0100	9.8600	0.0070	6.8921	-2	699	0.3705
14-Jan-02	14:12:26	Sampling	116.83	-42.10	26.30	0.54	7.90	7.27	0.0000	5.0500	0.0000	3.5199	-2	697	0.3764
14-Jan-02	19:31:34	Sampling	122.17	-37.80	25.40	0.56	8.00	7.28	0.0000	4.1800	0.0000	2.9051	-2	695	0.3892
15-Jan-02	6:59:37	Sampling	133.67	-54.20	27.70	0.52	7.90		0.0300	2.0500	0.0208	1.4207	-2	693	0.3604
15-Jan-02	11:56:55	Sampling	138.63	-49.50	26.70	0.55	8.10	7.29	0.0800	1.1700	0.0553	0.8085	-2	691	0.3801
15-Jan-02	20:02:42	Sampling	146.75	-41.80	25.80	0.53	7.80	7.33	0.0400	0.1100	0.0276	0.0758	-2	689	0.3652
15-Jan-02	21:40:31	Sampling	148.38	-57.00	27.90	0.49	7.40	7.32	0.0600	0.0500	0.0412	0.0344	-2	687	0.3366
16-Jan-02	10:12:24	Sampling	160.95	-60.20	26.40	0.57	8.30	7.25	0.0100	0.1200	0.0069	0.0822	-2	685	0.3905
16-Jan-02	17:16:57	Sampling	168.05	-50.10	26.50	0.55	8.10	7.25	0.0100	0.1200	0.0068	0.0820	-2	683	0.3757
17-Jan-02	14:47:25	Sampling	189.62	-31.10	26.40	0.56	8.20	7.21	0.0500	0.0300	0.0341	0.0204	-2	681	0.3814
18-Jan-02	11:06:04	Sampling	209.98	-13.80	25.60	0.55	8.00	7.15	0.0100	0.2000	0.0068	0.1358	-2	679	0.3735
19-Jan-02	12:08:30	Sampling	235.10	0.60	25.00	0.59	8.50		0.0300	0.1700	0.0203	0.1151	-2	677	0.3994
19-Jan-02	16:33:48	Sampling	239.53	1.60	25.40	0.60	8.70	7.15	0.0200	0.1700	0.0135	0.1148	-2	675	0.4050
21-Jan-02	17:49:47	เติม KNO <sub>3</sub> 20 mgN/L	288.95	9.70	25.80	0.96	13.90	7.25					100	673	0.6461

**ตารางที่ 5 (ต่อ)** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.4)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mg N/L)	Nitrate (mg N/L)	Nitrite (mg N)	Nitrate (mg N)	S/A (mL)	Volume (mL)	mg O2
21-Jan-02	18:39:37	Sampling	289.78	31.00	25.70	0.76	11.10	7.25	0.0100	17.4800	0.0077	13.5120	-2	773	0.5875
21-Jan-02	18:41:36	เติม อาหารกุ้ง 5 mL	289.82	30.90	25.70	0.88	12.80	7.25					5	771	0.6785
21-Jan-02	18:45:36	เติม Methanol 1 mL	289.88	31.00	25.60	0.76	11.10	7.25					1	776	0.5898
21-Jan-02	18:53:36	Sampling	290.02	23.00	25.70	0.65	9.40	7.25	0.0000	16.9500	0.0000	13.1702	-2	777	0.5051
21-Jan-02	19:19:26	Sampling	290.45	2.50	25.70	0.64	9.30	7.25	0.0600	16.2700	0.0465	12.6093	-2	775	0.4960
21-Jan-02	19:41:26	Sampling	290.82	-8.00	26.00	0.62	9.10	7.25	0.1400	17.2800	0.1082	13.3574	-2	773	0.4793
21-Jan-02	20:25:16	Sampling	291.55	-28.20	27.10	0.62	9.20	7.24	0.1700	16.7200	0.1311	12.8911	-2	771	0.4780
21-Jan-02	21:01:15	Sampling	292.15	-42.90	27.90	0.60	9.10	7.22	0.3300	14.3900	0.2538	11.0659	-2	769	0.4614
21-Jan-02	22:22:54	Sampling	293.52	-60.80	29.20	0.50	7.80	7.21	0.2500	14.9300	0.1918	11.4513	-2	767	0.3835
22-Jan-02	2:48:12	Sampling	297.95	-63.40	28.50	0.61	9.30	7.20	0.1000	13.7200	0.0765	10.4958	-2	765	0.4667
22-Jan-02	7:29:30	Sampling	302.65	-65.20	27.70	0.65	9.80	7.23	0.0600	12.2400	0.0458	9.3391	-2	763	0.4960
22-Jan-02	14:08:26	Sampling	309.32	-60.70	26.60	0.63	9.40	7.27	0.0900	9.9100	0.0685	7.5415	-2	761	0.4794
22-Jan-02	20:33:12	Sampling	315.75	-57.30	28.20	0.63	9.50	7.29	0.1000	9.0000	0.0759	6.8310	-2	759	0.4782
23-Jan-02	9:39:05	Sampling	328.88	-66.70	28.70	0.66	10.00	7.37	0.0000	6.1000	0.0000	4.6177	-2	757	0.4996
23-Jan-02	14:58:27	Sampling	334.22	-58.90	27.60	0.60	9.10	7.41	0.0000	4.7700	0.0000	3.6014	-2	755	0.4530
24-Jan-02	6:57:48	Sampling	350.25	-71.00	28.30	0.67	10.20		0.0000	0.8100	0.0000	0.6099	-2	753	0.5045
24-Jan-02	11:42:56	Sampling	355.02	-79.00	27.40	0.61	9.10		0.0200	0.2700	0.0150	0.2028	-2	751	0.4581
24-Jan-02	15:30:14	Sampling	358.82	-85.60	27.40	0.69	10.20		0.0000	0.1600	0.0000	0.1198	-2	749	0.5168
24-Jan-02	16:44:03	Samping	360.05	-89.00	27.10	0.70	10.40		0.0000	0.0200	0.0000	0.0149	-2	747	0.5229
25-Jan-02	7:21:45	Sampling	374.72	-95.90	28.70	0.68	10.30		0.0000	0.1000	0.0000	0.0745	-2	745	0.5066

**ตารางที่ 5 (ต่อ)** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.4)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mg N/L)	Nitrate (mg N/L)	Nitrite (mg N)	Nitrate (mg N)	S/A (mL)	Volume (mL)	mg O2
25-Jan-02	13:02:42	Sampling	380.42	-88.30	27.00	0.72	10.70		0.0300	0.1200	0.0223	0.0892	-2	743	0.5350
25-Jan-02	17:48:00	Sampling	385.18	-87.10	28.00	0.70	10.60	7.47	0.0000	0.1000	0.0000	0.0741	-2	741	0.5187
26-Jan-02	7:40:42	Sampling	399.10	-88.50	28.40	0.69	10.50		0.0000	0.1600	0.0000	0.1182	-2	739	0.5099
26-Jan-02	9:44:21	Sampling	401.17	-76.10	27.60	0.73	10.90		0.0000	0.1500	0.0000	0.1106	-2	737	0.5380
26-Jan-02	14:11:38	Sampling	405.63	-64.10	26.90	0.73	10.90		0.0100	0.1200	0.0074	0.0882	-2	735	0.5366
26-Jan-02	17:18:57	Sampling	408.77	-71.50	27.00	0.74	11.00		0.0000	0.0600	0.0000	0.0440	-2	733	0.5424
27-Jan-02	7:26:39	Sampling	422.93	-71.60	28.40	0.71	10.80		0.0000	0.0700	0.0000	0.0512	-2	731	0.5190
27-Jan-02	12:35:46	Sampling	428.10	-62.00	26.40	0.75	11.00		0.0000	0.1400	0.0000	0.1021	-2	729	0.5468
28-Jan-02	14:43:32	Sampling	454.30	-48.40	26.50	0.76	11.20	7.47	0.0000	0.1400	0.0000	0.1018	-2	727	0.5525
28-Jan-02	17:51:38	Sampling	457.42	-45.30	26.60	0.75	11.10	7.46	0.0000	0.2000	0.0000	0.1450	-2	725	0.5438
29-Jan-02	14:30:06	Sampling	478.12	-43.50	26.30	0.71	10.30	7.45	0.0900	0.0600	0.0651	0.0434	-2	723	0.5133
30-Jan-02	13:59:26	เติม KNO <sub>3</sub> 20 mgN/L	501.67	-31.80	26.30	0.94	13.90	7.46					100	721	0.6777
30-Jan-02	14:07:26	Sampling	501.80	22.20	26.20	1.96	28.80	7.45	0.0000	18.1100	0.0000	14.8683	-2	821	1.6092
30-Jan-02	14:11:26	เติม อาหารกุ้ง 5 mL	501.87	25.90	26.30	1.88	27.70	7.39					5	819	1.5397
30-Jan-02	14:15:26	เติม Methanol 1 mL	501.93	19.10	26.80	1.95	28.80	7.39					1	824	1.6068
30-Jan-02	14:29:26	Sampling	502.17	-0.60	26.40	0.87	12.90	7.38	0.0000	17.7000	0.0000	14.6025	-2	825	0.7178
30-Jan-02	14:43:26	Sampling	502.40	-18.20	26.50	0.86	12.80	7.38	0.0500	17.8400	0.0412	14.6823	-2	823	0.7078
30-Jan-02	15:15:16	Sampling	502.93	-41.00	26.70	0.77	11.40	7.37	0.1400	17.2500	0.1149	14.1623	-2	821	0.6322
30-Jan-02	15:57:15	Sampling	503.63	-59.00	26.70	0.86	12.80	7.37	0.1800	17.1000	0.1474	14.0049	-2	819	0.7043
30-Jan-02	21:22:22	Sampling	509.07	-74.10	28.50	0.74	11.40	7.32	0.0200	15.0700	0.0163	12.3122	-2	817	0.6046

**ตารางที่ 5 (ต่อ)** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.4)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mg N/L)	Nitrate (mg N/L)	Nitrite (mg N)	Nitrate (mg N)	S/A (mL)	Volume (mL)	mg O2
30-Jan-02	22:30:02	Sampling	510.20	-75.90	29.60	0.74	11.40	7.30	0.0200	15.4000	0.0163	12.5510	-2	815	0.6031
31-Jan-02	6:32:47	Sampling	518.27	-75.00	28.00	0.74	11.20		0.0200	11.5600	0.0163	9.3983	-2	813	0.6016
31-Jan-02	13:11:44	Sampling	524.93	-69.00	29.40	0.90	14.00	7.31	0.0200	9.2400	0.0162	7.4936	-2	811	0.7299
31-Jan-02	21:06:19	Samping	532.87	-72.60	29.10	0.74	11.40	7.37	0.0100	8.1800	0.0081	6.6176	-2	809	0.5987
01-Feb-02	5:44:55		541.53	-79.00	29.00	0.74	11.40							807	0.5972
01-Feb-02	5:46:55		541.57	-79.00	29.10	0.74	11.40							807	0.5972
01-Feb-02	12:25:51	Sampling	548.23	-72.40	29.50	0.73	11.20	7.41	0.0000	3.3900	0.0000	2.7357	-2	807	0.5891
01-Feb-02	19:34:37	Sampling	555.40	-69.30	28.90	0.74	11.30	7.42	0.0100	1.1500	0.0081	0.9258	-2	805	0.5957
02-Feb-02	7:36:41	Sampling	567.47	-116.70	30.10	0.66	10.30		0.0000	0.1300	0.0000	0.1044	-2	803	0.5300
02-Feb-02	14:35:27	Sampling	574.47	-115.00	30.10	0.74	11.50	7.35	0.0200	0.0200	0.0160	0.0160	-2	801	0.5927
02-Feb-02	16:53:53		576.65	-110.30	29.80	0.76	11.50	7.37	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-2	799	0.6072
04-Feb-02	13:55:06	Sampling	621.85	-108.60	30.30	0.70	11.10	7.38	0.0100	-0.0100	0.0080	-0.0080	-2	797	0.5579
05-Feb-02	16:50:41	Sampling	648.85	-97.00	28.70	0.76	11.60	7.36	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-2	795	0.6042
08-Feb-02	16:13:41	Sampling	720.42	-110.00	26.60	0.75	11.10	7.36	0.0500	0.0000	0.0397	0.0000	-2	793	0.5948
08-Feb-02	16:27:31	เติม KNO <sub>3</sub> 20 mgN/L	720.65	-52.20	26.20	2.31	34.00	7.36			0.0000	0.0000	100	791	1.8272
08-Feb-02	16:45:31	Sampling	720.95	-39.10	26.10	0.65	9.50	7.36	0.0600	16.1500	0.0535	14.3897	-2	891	0.5792
09-Feb-02	7:39:03	Sampling	735.88	-99.30	29.00	0.71	11.00		0.0100	9.3500	0.0089	8.3122	-2	889	0.6312
09-Feb-02	14:29:59	Sampling	742.75	-94.60	26.10	0.75	11.00		0.0000	6.6000	0.0000	5.8542	-2	887	0.6653
10-Feb-02	7:41:00	Sampling	759.98	-149.40	29.10	0.71	10.90		0.0000	0.6400	0.0000	0.5664	-2	885	0.6284
11-Feb-02	6:49:17	Sampling	783.18	-165.20	28.40	0.68	10.40		0.0000	0.0600	0.0000	0.0530	-2	883	0.6004

**ตารางที่ 5 (ต่อ)** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.4)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mg N/L)	Nitrate (mg N/L)	Nitrite (mg N)	Nitrate (mg N)	S/A (mL)	Volume (mL)	mg O2
11-Feb-02	11:20:25	Sampling	787.72	-156.40	27.20	0.72	10.80	7.56	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-2	881	0.6343
11-Feb-02	19:25:11	Sampling	795.82	-135.10	25.00	0.75	10.80	7.54	0.0000	0.0400	0.0000	0.0352	-2	879	0.6593
11-Feb-02	19:33:10	เติม KNO <sub>3</sub> 20 mgN/L	795.95	-110.40	25.10	1.01	14.60	7.54			0.0000	0.0000	25	877	0.8858
11-Feb-02	19:51:00	Sampling	796.25	-106.00	25.40	0.74	10.70	7.54	0.0900	15.9800	0.0812	14.4140	-2	902	0.6675
12-Feb-02	13:16:11	Sampling	813.72	-99.70	27.50	0.68	10.20	7.68	0.1100	5.3100	0.0990	4.7790	-2	900	0.6120
12-Feb-02	17:39:28	Sampling	818.12	-101.60	26.50	0.69	10.20	7.73	0.1100	2.7100	0.0988	2.4336	-2	898	0.6196
13-Feb-02	13:57:33	Sampling	838.47	-181.50	26.00	0.66	9.60	7.70	0.1000	0.0500	0.0896	0.0448	-2	896	0.5914
13-Feb-02	18:52:40	Sampling	843.40	-164.40	24.90	0.50	7.20	7.72	0.0000	0.2200	0.0000	0.1967	-2	894	0.4470
14-Feb-02	16:38:58	Sampling	865.23	-161.40	25.70	0.48	7.00	7.59	0.0000	0.1200	0.0000	0.1070	-2	892	0.4282
15-Feb-02	10:51:58	Sampling	883.50	-169.60	27.30	0.45	6.70	7.57	0.0000	0.0800	0.0000	0.0712	-2	890	0.4005
15-Feb-02	11:07:58	เติม KNO <sub>3</sub> 20 mgN/L	883.77	-154.50	27.20	0.45	6.70	7.59					5	888	0.3996
15-Feb-02	11:31:58	Sampling	884.17	-137.40	26.90	0.40	5.90	7.59	0.0900	17.1700	0.0804	15.3328	-2	893	0.3572
15-Feb-02	16:29:05	Sampling	889.13	-102.00	26.10	0.47	6.80	7.62	0.1400	13.5100	0.1247	12.0374	-2	891	0.4188
16-Feb-02	13:59:34	Sampling	910.70	-152.90	26.10	0.43	6.40	7.72	0.0600	0.1500	0.0533	0.1334	-2	889	0.3823
16-Feb-02	21:44:07	Sampling	918.45	-169.10	28.30	0.43	6.50	7.66	0.0100	0.0400	0.0089	0.0355	-2	887	0.3814
17-Feb-02	14:23:18	Sampling	935.15	-186.50	26.20	0.42	6.20	7.61	0.0200	0.0300	0.0177	0.0266	-2	885	0.3717
18-Feb-02	17:32:53	Sampling	962.38	-190.90	26.50	0.47	7.00	7.55	0.0100	0.0200	0.0088	0.0177	-2	883	0.4150
19-Feb-02	14:19:22	Sampling	983.22	-194.70	26.50	0.47	7.00	7.52	0.0400	0.0600	0.0352	0.0529	-2	881	0.4141
19-Feb-02	14:25:22	เติม KNO <sub>3</sub> 40 mgN/L	983.32	-165.00	26.50	0.46	6.70	7.53					0	879	0.4043
19-Feb-02	14:37:22	Sampling	983.52	-148.10	26.50	0.45	6.60	7.53	0.0600	35.9800	0.0527	31.6264	-2	879	0.3956

**ตารางที่ 5 (ต่อ)** ข้อมูลในการศึกษาความสัมพันธ์ของค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP) และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดในเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสถานะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.4)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	DO (% sat)	pH	Nitrite (mg N/L)	Nitrate (mg N/L)	Nitrite (mg N)	Nitrate (mg N)	S/A (mL)	Volume (mL)	mg O2
19-Feb-02	16:35:01	Sampling	985.48	-124.50	26.10	0.46	6.80	7.56	1.2200	32.5900	1.0699	28.5814	-2	877	0.4034
19-Feb-02	23:13:57	Sampling	992.15	-105.60	29.30	0.41	6.30	7.59	0.2600	22.2700	0.2275	19.4863	-2	875	0.3588
20-Feb-02	1:43:36	Sampling	994.65	-100.00	29.40	0.42	6.50	7.61	0.2000	20.3500	0.1746	17.7656	-2	873	0.3667
20-Feb-02	8:42:22	Sampling	1001.65	-102.90	29.80	0.43	6.70	7.66	0.3200	15.9600	0.2787	13.9012	-2	871	0.3745
20-Feb-02	14:19:29	Sampling	1007.28	-95.40	27.20	0.46	6.80	7.73	0.3200	9.2700	0.2781	8.0556	-2	869	0.3997
20-Feb-02	19:48:26	Sampling	1012.78	-93.90	26.10	0.46	6.70	7.78	0.2600	4.0100	0.2254	3.4767	-2	867	0.3988
21-Feb-02	13:21:36	Sampling	1030.38	-203.30	26.60	0.46	6.80	7.75	0.1400	0.2500	0.1211	0.2163	-2	865	0.3979
21-Feb-02	16:41:05	Sampling	1033.72	-196.90	25.90	0.47	6.90	7.75	0.0000	0.3900	0.0000	0.3366	-2	863	0.4056
21-Feb-02	18:44:44	Sampling	1035.78	-193.50	26.20	0.45	6.60	7.74	0.0400	0.0400	0.0344	0.0344	-2	861	0.3875
23-Feb-02	12:07:52	Sampling	1077.28	-213.30	27.10	0.44	6.60	7.77	0.0000	0.1300	0.0000	0.1117	-2	859	0.3780
23-Feb-02	12:11:52	เติม KNO <sub>3</sub> 40 mgN/L	1077.35	-204.60	27.10	0.43	6.50	7.77					0	857	0.3685
23-Feb-02	12:19:52	Sampling	1077.48	-171.60	27.10	0.45	6.70	7.77	0.0000	36.9800	0.0000	31.6919	-2	857	0.3857
23-Feb-02	17:36:59	Sampling	1082.78	-117.10	26.40	0.42	6.20	7.83	0.5400	24.9000	0.4617	21.2895	-2	855	0.3591
23-Feb-02	22:56:06	Sampling	1088.12	-113.80	29.80	0.41	6.40	7.83	0.5400	24.3100	0.4606	20.7364	-2	853	0.3497
24-Feb-02	3:35:13	Sampling	1092.78	-113.10	30.40	0.45	7.10	7.85	0.4400	18.1400	0.3744	15.4371	-2	851	0.3830
24-Feb-02	10:52:00	Sampling	1100.08	-107.80	27.40	0.45	6.70	7.93	0.3200	5.8300	0.2717	4.9497	-2	849	0.3821
24-Feb-02	15:44:54	Sampling	1104.98	-161.30	27.50	0.43	6.50	7.95	0.0000	0.2700	0.0000	0.2287	-2	847	0.3642
25-Feb-02	14:31:01	Sampling	1127.82	-214.20	26.50	0.44	6.50	7.81	0.0000	0.2700	0.0000	0.2282	-2	845	0.3718
25-Feb-02	14:49:01	สิ้นสุดการทดลอง	1128.12	-213.20	26.50	0.43	6.30							843	0.3625



**ตารางที่ 6** ข้อมูลในการศึกษาการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ของระบบบำบัดในตรที่ใช่วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสภาวะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.5)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature ( $^{\circ}C$ )	DO (mg/L)	$H_2S$ ( $\mu mol/L$ )	$H_2S$ ( $\mu mol$ )	S/A (mL)	Volume (mL)	$mgO_2$
22-Mar-02	13:52:00	เริ่มต้นการทดลอง	0.00	58.90	28.70	2.75	0.0000	0.0000	0	700	1.9250
22-Mar-02	14:07:00	เติม อาหารกุ้ง 3 g	0.25	65.30	31.40	2.74			0	700	1.9180
22-Mar-02	14:47:00	Sampling	0.92	52.30	32.70	1.20	0.0000	0.0000	-9	700	0.8400
22-Mar-02	15:17:00	Sampling	1.42	18.10	33.70	0.08	0.0000	0.0000	-6	691	0.0553
22-Mar-02	15:32:00	Sampling	1.67	1.00	32.50	0.11	0.0000	0.0000	-6	685	0.0754
22-Mar-02	15:57:00	Sampling	2.08	-30.80	32.40	0.12	0.0000	0.0000	-6	679	0.0815
22-Mar-02	16:37:00	Sampling	2.75	-105.80	32.00	0.15	0.0000	0.0000	-6	673	0.1010
22-Mar-02	16:52:00	Sampling	3.00	-128.10	32.00	0.14	0.0000	0.0000	-6	667	0.0934
22-Mar-02	17:07:00	Sampling	3.25	-145.40	32.00	0.12	0.0000	0.0000	-6	661	0.0793
22-Mar-02	17:37:00	Sampling	3.75	-170.80	31.80	0.09	0.0000	0.0000	-6	655	0.0590
22-Mar-02	17:52:00	Sampling	4.00	-180.90	32.10	0.10	0.0000	0.0000	-6	649	0.0649
22-Mar-02	18:07:00	Sampling	4.25	-189.40	36.60	0.00	0.0000	0.0000	-6	643	0.0000
22-Mar-02	18:17:00	Sampling	4.42	-194.40	37.00	0.00	0.0000	0.0000	-6	637	0.0000
22-Mar-02	18:37:00	Sampling	4.75	-203.10	33.70	0.02	0.0000	0.0000	-6	631	0.0126
22-Mar-02	19:07:00	Sampling	5.25	-214.90	33.40	0.02	0.0000	0.0000	-6	625	0.0125

ตารางที่ 6 (ต่อ) ข้อมูลในการศึกษาการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ของระบบบำบัดไนเตรทที่ใช้วัสดุกรองทรงกลม (bioball) ในสภาวะห้องปฏิบัติการ (หัวข้อ 4.1.5)

Date	Time	***	h	ORP (mV)	Temperature (°C)	DO (mg/L)	$H_2S$ (umol/L)	$H_2S$ (umol)	S/A (mL)	Volume (mL)	$mgO_2$
22-Mar-02	19:42:00	Sampling	5.83	-230.70	34.50	0.00	0.0000	0.0000	-6	619	0.0000
22-Mar-02	20:32:00	Sampling	6.67	-251.30	36.30	0.00	0.0000	0.0000	-6	613	0.0000
22-Mar-02	20:52:00	Sampling	7.00	-261.00	36.10	0.00	0.0000	0.0000	-6	607	0.0000
22-Mar-02	21:27:00	Sampling	7.58	-277.20	36.80	0.00	0.0000	0.0000	-6	601	0.0000
22-Mar-02	21:47:00	Sampling	7.92	-284.70	39.10	0.00	0.0000	0.0000	-6	595	0.0000
22-Mar-02	22:17:00	Sampling	8.42	-297.70	37.50	0.00	0.0000	0.0000	-6	589	0.0000
22-Mar-02	22:32:00	Sampling	8.67	-302.10	37.20	0.00	0.0000	0.0000	-6	583	0.0000
22-Mar-02	23:17:00	Sampling	9.42	-313.70	35.10	0.03	1.7391	1.0035	-6	577	0.0173
22-Mar-02	23:57:00	Sampling	10.08	-322.00	34.00	0.02	3.6413	2.0792	-6	571	0.0114
23-Mar-02	0:27:00	Sampling	10.58	-327.10	34.30	0.00	3.6413	2.0573	-6	565	0.0000
23-Mar-02	0:42:00	Sampling	10.83	-328.30	35.20	0.00	9.9457	5.5596	-9	559	0.0000
23-Mar-02	12:27:00	Sampling	22.58	-377.00	32.80	0.00	28.6413	15.7527	-9	550	0.0000
23-Mar-02	15:22:00	Sampling	25.50	-383.00	35.10	0.00	29.5652	15.9948	-6	541	0.0000
25-Mar-02	10:24:00	Sampling	68.53	-343.80	34.80	0.26	151.0870	80.8315	-6	535	0.1391
25-Mar-02	10:29:00	สิ้นสุดการทดลอง	68.62	-375.80	34.50	0.25				529	0.1323



ภาคผนวก ค

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

**ตารางที่ 1** ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ในระบบบำบัดในตรทบแบบท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.2)

Day	IN-OUT		0 m		5 m		10 m		15 m		20 m		25 m	
	$\text{NH}_4$ mg N/L	SD	$\text{NH}_4$	SD	$\text{NH}_4$	SD	$\text{NH}_4$	SD	$\text{NH}_4$	SD	$\text{NH}_4$	SD	$\text{NH}_4$	SD
0.00			0.0023	0.0033										
0.33	0.4939		3.7040	0.1571	4.5320	0.8941	3.5297	0.2179	3.9364	0.1965	3.4426	0.0436	3.2102	0.6527
2.00	0.1888		1.6487	0.0700	1.8012	0.1313	1.6559	0.0576	1.5542	0.0982	1.5542	0.0982	1.4598	0.0998
4.33	0.0006		0.0038	0.0022	0.0006	0.0010	0.0055	0.0081	0.0168	0.0013	0.0026	0.0009	0.0032	0.0018
6.25	0.0264		0.0285	0.0041	0.0035	0.0009	0.0013	0.0008	0.0020	0.0005	0.0017	0.0017	0.0020	0.0020
8.04	0.0006		0.0110	0.0031	0.0090	0.0013	0.0081	0.0025	0.0113	0.0045	0.0084	0.0025	0.0105	0.0031
15.17	-0.0026		0.0035	0.0009	0.0020	0.0005	0.0058	0.0018	0.0061	0.0009	0.0067	0.0031	0.0061	0.0038
15.48	-0.0009		0.0081	0.0022	0.0096	0.0023	0.0282	0.0110	0.0221	0.0035	0.0096	0.0017	0.0090	0.0028
17.90	0.0077		0.0116	0.0042	0.0160	0.0082	0.0096	0.0012	0.0023	0.0021	0.0126	0.0038	0.0040	0.0026
19.96	0.0120		0.0203	0.0112	0.0173	0.0055	0.0067	0.0047	0.0170	0.0053	0.0140	0.0053	0.0083	0.0040
22.17	0.1158		0.1231	0.0351	0.0306	0.0091	0.0213	0.0042	0.0163	0.0006	0.0163	0.0015	0.0073	0.0061
27.00	0.0080		0.0090	0.0026	0.0050	0.0010	0.0027	0.0006	0.0010	0.0000	0.0013	0.0006	0.0010	0.0010
29.00	0.0083		0.0103	0.0050	0.0050	0.0026	0.0113	0.0045	0.0070	0.0010	0.0033	0.0032	0.0020	0.0026
32.15	0.0020		0.0020	0.0020	0.0083	0.0025	0.0010	0.0010	0.0000	0.0000	0.0003	0.0006	0.0000	0.0000
33.96	0.0047		0.0047	0.0035	0.0043	0.0015	0.0037	0.0030	0.0050	0.0026	0.0027	0.0006	0.0000	0.0000
41.04	0.0055		0.0058	0.0026	0.0016	0.0015	0.0006	0.0011	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0003	0.0006
43.04	-0.0019		0.0016	0.0015	0.0136	0.0019	0.0359	0.0107	0.0194	0.0010	0.0113	0.0034	0.0036	0.0053
48.02	0.0158		0.0210	0.0011	0.0155	0.0029	0.0110	0.0040	0.0113	0.0040	0.0084	0.0024	0.0052	0.0039
55.04	0.0032		0.0042	0.0015	0.0210	0.0024	0.0217	0.0037	0.0136	0.0042	0.0036	0.0020	0.0010	0.0010
58.13	0.0514		0.0653	0.0267	0.0407	0.0143	0.0201	0.0078	0.0285	0.0112	0.0275	0.0112	0.0139	0.0030
60.04	0.0188		0.0679	0.0168	0.0792	0.0132	0.0340	0.0143	0.0369	0.0138	0.0249	0.0072	0.0492	0.0313
63.00	0.0346		0.0388	0.0070	0.0902	0.0059	0.0640	0.0134	0.0097	0.0019	0.0078	0.0064	0.0042	0.0073
64.90	-0.0107		0.0000	0.0000	0.0065	0.0063	0.0039	0.0051	0.0000	0.0000	0.0058	0.0017	0.0107	0.0010
<b>Avg</b>	0.0446		0.2520	0.0158	0.3051	0.0505	0.2492	0.0172	0.2599	0.0161	0.2348	0.0092	0.2187	0.0380
<b>SD</b>	0.1102		0.8259	0.0346	1.0178	0.1904	0.8119	0.0464	0.8845	0.0453	0.7885	0.0218	0.7364	0.1389

**ตารางที่ 2** ปริมาณไนไตรท์ (mgNO<sub>2</sub>-N/L) ในระบบบำบัดในตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.2)

Day	IN-OUT		0 m		5 m		10 m		15 m		20 m		25 m	
	NO <sub>2</sub>		NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD
	mg N/L													
0.00			0.0022	0.0003										
0.33	0.0015		0.0044	0.0003	0.0037	0.0004	0.0034	0.0007	0.0036	0.0010	0.0030	0.0006	0.0029	0.0000
2.00	-0.0012		0.0248	0.0007	0.0244	0.0002	0.0234	0.0004	0.0254	0.0004	0.0263	0.0003	0.0260	0.0004
4.33	0.0017		0.0046	0.0004	0.0050	0.0003	0.0035	0.0005	0.0057	0.0003	0.0036	0.0002	0.0028	0.0009
6.25	0.0004		0.0020	0.0003	0.0026	0.0000	0.0031	0.0004	0.0023	0.0003	0.0014	0.0003	0.0016	0.0003
8.04	0.0008		0.0016	0.0003	0.0020	0.0006	0.0013	0.0002	0.0023	0.0006	0.0016	0.0003	0.0009	0.0003
15.17	0.0016		0.0049	0.0002	0.0050	0.0003	0.0041	0.0003	0.0032	0.0000	0.0034	0.0002	0.0033	0.0007
15.48	0.0003		0.0050	0.0002	0.0062	0.0004	0.0055	0.0005	0.0058	0.0003	0.0055	0.0009	0.0048	0.0002
17.90	-0.0005		0.0061	0.0003	0.0075	0.0002	0.0070	0.0003	0.0065	0.0002	0.0076	0.0000	0.0066	0.0004
19.96	0.0001		0.0061	0.0000	0.0069	0.0007	0.0063	0.0004	0.0063	0.0009	0.0057	0.0008	0.0060	0.0006
22.17	0.0003		0.0060	0.0002	0.0083	0.0009	0.0076	0.0009	0.0058	0.0000	0.0061	0.0003	0.0057	0.0004
27.00	0.0016		0.0046	0.0012	0.0049	0.0002	0.0045	0.0002	0.0049	0.0002	0.0046	0.0002	0.0030	0.0003
29.00	0.0004		0.0031	0.0002	0.0037	0.0003	0.0045	0.0003	0.0030	0.0003	0.0034	0.0002	0.0026	0.0003
32.15	0.0009		0.0028	0.0002	0.0065	0.0012	0.0037	0.0006	0.0022	0.0002	0.0031	0.0004	0.0019	0.0000
33.96	0.0019		0.0180	0.0012	0.0181	0.0002	0.0170	0.0002	0.0179	0.0002	0.0182	0.0002	0.0161	0.0000
41.04	0.0036		0.0057	0.0002	0.0068	0.0002	0.0057	0.0005	0.0037	0.0003	0.0031	0.0002	0.0022	0.0003
43.04	0.0049		0.0063	0.0007	0.0071	0.0002	0.0073	0.0000	0.0031	0.0002	0.0098	0.0003	0.0013	0.0000
48.02	0.0091		0.0131	0.0004	0.0132	0.0003	0.0083	0.0003	0.0055	0.0002	0.0052	0.0002	0.0040	0.0000
55.04	0.0118		0.0165	0.0002	0.0271	0.0004	0.0129	0.0003	0.0066	0.0008	0.0062	0.0000	0.0048	0.0002
58.13	0.0205		0.0229	0.0005	0.0281	0.0004	0.0132	0.0003	0.0048	0.0009	0.0056	0.0002	0.0024	0.0000
60.04	0.0155		0.0187	0.0002	0.0447	0.0005	0.0074	0.0008	0.0049	0.0002	0.0054	0.0000	0.0031	0.0002
63.00	0.0103		0.0165	0.0011	0.1048	0.0004	0.0597	0.0002	0.0115	0.0002	0.0092	0.0002	0.0062	0.0005
64.90	-0.0575		0.0116	0.0000	0.0425	0.0003	0.0307	0.0003	0.0497	0.0003	0.0765	0.0003	0.0691	0.0002
<b>Avg</b>	0.0013		0.0090	0.0004	0.0172	0.0004	0.0109	0.0004	0.0084	0.0004	0.0097	0.0003	0.0081	0.0003
<b>SD</b>	0.0143		0.0071	0.0004	0.0232	0.0003	0.0130	0.0002	0.0107	0.0003	0.0160	0.0002	0.0147	0.0003

**ตารางที่ 3** ปริมาณไนเตรท(mgNO<sub>3</sub>-N/L) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.2)

Day	IN-OUT													
	NO <sub>3</sub> mg N/L	0 m		5 m		10 m		15 m		20 m		25 m		
		NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD	
0.00		0.0224	0.0009											
0.33	-0.1315	2.5256	0.0757	2.5963	0.2956	2.6466	0.0352	2.5864	0.0346	2.7169	0.1658	2.6570	0.1212	
2.00	0.0712	3.1251	0.0526	2.9556	0.0458	3.0066	0.0515	3.0745	0.0351	3.1036	0.0348	3.0539	0.0624	
4.33	-0.0117	4.0654	0.0169	4.1649	0.0903	4.2364	0.0913	4.1342	0.0796	4.1563	0.1386	4.0771	0.0797	
6.25	-0.0804	3.6279	0.2098	3.4873	0.0916	3.4868	0.0867	3.6876	0.0520	3.7886	0.0916	3.7083	0.2839	
8.04	0.4592	3.6683	0.0350	3.5879	0.2879	3.3287	0.0601	3.3576	0.2615	3.2184	0.2424	3.2091	0.0897	
15.17	0.1235	3.9054	0.0521	3.7801	0.0003	3.8038	0.0396	3.5887	0.0521	3.6795	0.0590	3.7819	0.0590	
15.48	6.9335	91.2709	0.3936	89.6784	0.0004	85.9280	0.5904	83.8816	0.0003	83.9956	0.7092	84.3374	0.7874	
17.90	-5.3419	77.9706	1.6115	79.9016	0.7099	80.9251	0.5206	77.5155	0.7098	81.3792	0.5209	83.3125	0.3941	
19.96	-0.3411	79.2209	0.7875	79.4475	0.0007	79.9028	0.7101	77.9704	0.1977	77.4026	0.6820	79.5620	0.1963	
22.17	1.0227	74.6743	0.6822	75.2403	0.3944	75.4684	0.3938	73.5378	0.1969	73.9922	0.3407	73.6516	0.3412	
27.00	-1.9339	61.7175	0.3420	55.1244	3.4159	62.2860	0.3938	56.3748	0.7099	57.3981	0.1968	63.6514	0.5211	
29.00	4.7944	108.7313	1.4914	105.6372	4.6713	110.8952	1.3920	105.1739	3.8912	110.7416	0.7088	103.9369	3.3460	
32.15	4.5178	81.2116	0.5596	79.9867	1.0579	80.2337	1.2688	77.6705	0.3664	77.0590	0.5597	76.6938	0.9220	
33.96	-0.1566	93.8678	4.9026	101.9106	0.7459	92.3994	3.7720	92.8625	4.2168	94.0223	1.9320	94.0243	1.0964	
41.04	-0.5449	87.1519	0.5357	83.0520	0.6140	83.9812	0.6143	89.0100	0.3543	87.3866	0.2680	87.6968	0.2317	
43.04	3.7845	74.7776	1.3400	73.0754	0.2319	77.6380	0.8784	73.8527	0.1341	75.7794	0.1341	70.9930	0.2320	
48.02	-1.2313	126.6536	0.6006	125.4868	1.2585	122.9917	2.2545	119.6612	3.4680	117.6059	4.4607	127.8849	0.5853	
55.04	-1.8786	151.7850	0.4043	151.1327	0.6150	157.2726	0.4040	149.8697	0.3636	147.0115	0.7629	153.6637	0.8022	
58.13	-1.5699	135.0172	0.8995	139.1836	0.8261	138.1258	0.4126	144.4511	1.4303	137.4183	1.3536	136.5871	0.6193	
60.04	7.2550	129.1249	2.2588	127.8666	1.9212	118.1689	0.4267	118.9107	0.8537	130.3705	0.2134	121.8699	1.5390	
63.00	6.6916	117.2674	0.6354	117.5319	0.8821	115.5194	0.5387	115.2736	0.7954	112.4540	0.7128	110.5758	0.3531	
64.90	-0.2952	109.4534	0.7128	115.3014	0.1766	108.5525	0.5667	115.0591	0.7956	112.8570	0.3674	109.7487	0.3670	
<b>Avg</b>	1.0062	70.4711	0.8087	73.6422	0.8333	73.2181	0.7046	72.3411	0.8636	72.6153	0.6661	72.6671	0.5923	
<b>SD</b>	3.2554	50.4768	1.0654	49.6651	1.1611	48.9947	0.8638	48.8227	1.2754	48.6154	0.9609	48.6794	0.7222	



**ตารางที่ 4** ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (mgN/L) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.2)

Day	Total Nitrogen (mgN/L)		
	IN-OUT	IN	OUT
0.00		0.0269	
0.33	0.3639	6.2340	5.8701
2.00	0.2588	4.7986	4.5398
4.33	-0.0094	4.0737	4.0831
6.25	-0.0536	3.6584	3.7120
8.04	0.4606	3.6810	3.2204
15.17	0.1224	3.9137	3.7913
15.48	6.9329	91.2841	84.3511
17.90	-5.3348	77.9883	83.3231
19.96	-0.3290	79.2473	79.5764
22.17	1.1388	74.8034	73.6646
27.00	-1.9244	61.7311	63.6554
29.00	4.8031	108.7446	103.9415
32.15	4.5207	81.2164	76.6957
33.96	-0.1500	93.8905	94.0405
41.04	-0.5359	87.1634	87.6993
43.04	3.7875	74.7855	70.9979
48.02	-1.2064	126.6877	127.8941
55.04	-1.8637	151.8058	153.6694
58.13	-1.4980	135.1054	136.6035
60.04	7.2892	129.2115	121.9222
63.00	6.7365	117.3228	110.5862
64.90	-0.3634	109.4650	109.8284
<b>Avg</b>	1.0521	70.7321	72.8939
<b>SD</b>	3.2491	50.1682	48.3693

ตารางที่ 5 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.2)

Day	DO (mg/L)					
	0 m	5 m	10 m	15 m	20 m	25 m
0.00	6.9480					
0.33	6.9480	6.2995	6.1142	6.0216	5.8363	6.1142
2.00	6.6701	6.2069	5.6510	5.5584	5.5584	5.7437
4.33	6.6701	6.0216	5.7437	5.5584	5.5584	5.9290
6.25	6.6701	6.4848	5.5584	5.5584	5.5584	6.1142
8.04	6.4848	6.0216	6.0216	6.1142	5.7437	6.1142
15.17	6.4848	5.7437	5.7437	5.7437	5.7437	5.3731
15.48	6.2995	6.1142	5.8363	5.9290	5.8363	6.1142
17.90	6.2995	6.2069	5.7437	5.6510	5.5584	5.4658
19.96	7.1386	6.2234	6.3149	6.0403	5.6742	5.3997
22.17	7.1386	6.3149	6.1318	5.9488	6.1318	6.0403
27.00	6.2234	5.1251	5.4912	5.3997	5.5827	5.6742
29.00	6.2234	5.9488	5.7658	5.8573	5.6742	5.5827
32.15	6.2234	6.1318	6.1318	5.6742	5.6742	5.5827
33.96	6.0403	5.7658	5.4912	5.5827	5.5827	5.2166
41.04	6.4064	5.7658	5.4912	5.0336	5.1251	5.3082
43.04	6.3149	5.8573	5.0336	4.5760	4.7590	4.7590
48.02	6.6810	6.1318	5.0336	5.1251	4.8506	4.6675
55.04	5.9488	4.3930	3.0202	3.2947	2.8371	2.8371
58.13	6.2234	4.3014	3.0202	3.6608	1.9219	3.5693
60.04	7.2884	6.7054	3.9843	3.7900	3.7900	3.7900
63.00	6.7054	5.9279	4.6646	3.7900	3.2069	3.4013
64.90	6.5110	2.1379	0.6803	0.6803	0.8746	0.9718
<b>Avg</b>	6.5453	5.7195	5.1212	5.0267	4.8672	4.9895
<b>SD</b>	0.3630	0.9935	1.3505	1.2947	1.4249	1.3164

**ตารางที่ 6** ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP, mV) ในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.2)

Day	ORP (mV)					
	0 m	5 m	10 m	15 m	20 m	25 m
0.00	139					
0.33	90	87	87	87	87	87
2.00	109	109	107	108	107	107
4.33	114	109	106	103	101	105
6.25	98	96	95	95	94	94
8.04	100	100	99	99	100	101
15.17	69	64	62	62	62	68
15.48	55	52	48	48	49	51
17.90	71	55	54	54	53	53
19.96	79	58	52	52	52	51
22.17	32	29	28	28	28	28
27.00	36	28	28	27	27	26
29.00	81	76	75	73	72	68
32.15	68	64	63	63	62	61
33.96	155	145	144	144	144	143
41.04	87	79	78	78	78	78
43.04	244	241	239	232	232	232
48.02	162	158	157	156	156	156
55.04	97	102	104	106	107	108
58.13	149	141	136	134	134	133
60.04	88.3	64.5	62.2	62.3	62.3	87.4
63.00	76.5	80	64.4	35.6	39.9	67.1
64.90	81.4	42.3	38.1	22.8	20.2	29.6
<b>Avg</b>	99.1826	89.9909	87.5773	84.9864	84.8818	87.9136
<b>SD</b>	46.4556	48.8021	49.1086	49.8514	49.8149	48.0821

ตารางที่ 7 ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในระบบบำบัดในตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.2)

Day	pH					
	0m	5 m	10m	15 m	20m	25 m
0.00	8.00					
0.33	8.29	8.27	8.28	8.29	8.28	8.28
2.00	8.27	8.25	8.26	8.26	8.26	8.27
4.33	8.13	8.16	8.16	8.17	8.17	8.18
6.25	8.19	8.24	8.24	8.24	8.22	8.22
8.04	8.10	8.12	8.12	8.14	8.12	8.13
15.17	8.21	8.19	8.18	8.16	8.15	8.14
15.48	8.19	8.24	8.23	8.23	8.23	8.23
17.90	8.26	8.24	8.21	8.21	8.21	8.22
19.96	8.20	8.22	8.21	8.20	8.19	8.20
22.17	8.23	8.24	8.24	8.23	8.22	8.22
27.00	8.08	8.09	8.08	8.08	8.07	8.08
29.00	8.08	8.07	8.07	8.08	8.07	8.07
32.15	8.22	8.20	8.20	8.18	8.18	8.18
33.96	8.14	8.13	8.15	8.14	8.13	8.14
41.04	8.15	8.14	8.13	8.15	8.14	8.14
43.04	8.20	8.21	8.23	8.21	8.22	8.20
48.02	8.14	8.12	8.10	8.08	8.05	8.04
55.04	8.19	8.22	8.18	8.15	8.13	8.12
58.13	8.23	8.19	8.16	8.13	8.09	8.10
60.04	8.22	8.23	8.20	8.17	8.15	8.13
63.00	8.20	8.08	8.10	8.14	8.10	8.09
64.90	8.19	8.10	7.93	7.90	7.91	7.92
<b>Avg</b>	8.1787	8.1795	8.1664	8.1609	8.1495	8.1500
<b>SD</b>	0.0683	0.0628	0.0794	0.0815	0.0831	0.0827

**ตารางที่ 8** ค่าอุณหภูมิ ( $^{\circ}\text{C}$ ) ในระบบบำบัดในตรกแบบท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.2)

Day	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )					
	0 m	5 m	10 m	15 m	20 m	25 m
0.00	29.5					
0.33	26.6	26.6	26.6	26.6	26.3	26.3
2.00	27.1	27.1	27.1	27.1	27.1	27.1
4.33	26.3	26.6	26.8	26.8	26.8	26.8
6.25	27.1	27.2	27.4	27.3	27.3	27.3
8.04	24.9	25.1	25.3	25.5	25.3	25.1
15.17	26.1	26.2	26.2	26.2	26.2	26.2
15.48	27.0	27.0	27.1	27.1	27.2	27.2
17.90	27.8	27.9	27.9	28.0	28.1	28.1
19.96	29.1	29.1	29.3	29.3	29.4	29.4
22.17	27.3	27.5	27.5	27.5	27.5	27.6
27.00	28.6	28.7	28.8	28.7	28.8	28.7
29.00	28.1	28.5	28.4	28.2	28.2	28.0
32.15	24.8	25.0	24.9	25.1	25.1	25.0
33.96	26.3	26.4	26.3	26.5	26.4	26.6
41.04	28.5	28.6	28.5	28.6	28.7	28.7
43.04	25.4	24.5	24.9	25.0	25.1	25.2
48.02	25.3	25.5	25.5	25.8	25.9	25.9
55.04	27.5	27.4	27.6	27.5	27.5	27.4
58.13	25.9	26.2	26.1	26.0	26.0	25.9
60.04	22.8	23.0	22.9	23.2	22.9	22.9
63.00	26.5	26.3	26.1	26.3	26.3	26.2
64.90	24.5	24.1	24.4	24.5	25.0	24.8
<b>Avg</b>	26.6522	26.5682	26.6182	26.6727	26.6864	26.6545
<b>SD</b>	1.6082	1.5773	1.5677	1.4801	1.5145	1.5224

**ตารางที่ 9** อัตราการไหลของน้ำ (L/h) และระยะเวลาักเก็บ (h) ในระบบบำบัดในตรทแบบท่อยาวชุดที่ 1 (ความยาว 25 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.2)

Day	Flow rate (L/h)	Retention time (h)
0.00	60.00	0.19
0.33	60.00	0.19
2.00	60.00	0.19
4.33	60.00	0.19
6.25	60.00	0.19
8.04	60.00	0.19
15.17	60.00	0.19
15.48	60.00	0.19
17.90	60.00	0.19
19.96	60.00	0.19
22.17	60.00	0.19
27.00	60.00	0.19
29.00	60.00	0.19
32.15	60.00	0.19
33.96	28.57	0.39
41.04	12.41	0.89
43.04	4.53	2.45
48.02	5.37	2.07
55.04	2.67	4.17
58.13	2.67	4.17
60.04	2.67	4.17
63.00	2.65	4.20
64.90	2.67	4.17
<b>Avg</b>	39.31	1.27
<b>SD</b>	26.89	1.67





ภาคผนวก ง

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

**ตารางที่ 1** ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) และไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.3.1)

Day	IN-OUT					IN-OUT					IN-OUT				
	NH <sub>4</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>2</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>3</sub> mg N/L	0 m		50 m	
		NH <sub>4</sub>	SD	NH <sub>4</sub>	SD		NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD		NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD
0.00	0.6128	1.9817	0.0775	1.3688	0.0861	-0.0006	0.0017	0.0002	0.0023	0.0003	14.5096	52.7444	0.1511	38.2349	0.1511
2.00	-0.0687	1.4900	0.2008	1.5587	0.0778	-0.0021	0.0258	0.0002	0.0279	0.0003	-0.4513	49.2946	0.2309	49.7459	0.0876
2.88	0.0572	1.2277	0.0195	1.1706	0.0120	0.0043	0.0382	0.0004	0.0339	0.0017	0.2476	49.2318	0.0004	48.9842	0.2325
4.00	0.0808	1.0820	0.0055	1.0011	0.0017	-0.0771	0.1650	0.0006	0.2422	0.0025	0.5802	50.3654	0.0962	49.7852	0.2541
4.92	0.1080	0.8600	0.0156	0.7520	0.0275	-0.0737	0.3686	0.0013	0.4424	0.0013	1.0240	49.3793	0.0981	48.3553	0.1677
6.03	0.1032	0.6688	0.0046	0.5655	0.0250	-0.0959	0.6634	0.0045	0.7593	0.0030	-2.9116	45.4519	0.3939	48.3635	0.2145
7.00	0.0619	0.4289	0.0047	0.3670	0.0040	-0.1436	0.9297	0.0067	1.0733	0.0118	0.8168	48.1361	0.5149	47.3193	0.7111
13.00	0.0164	0.0164	0.0005	0.0000	0.0000	-1.2209	10.9068	0.0598	12.1277	0.0504	2.6686	32.1337	0.3812	29.4651	0.1940
15.00	-0.0011	0.0000	0.0000	0.0011	0.0019	-0.3974	17.1263	0.0219	17.5237	0.0626	2.0121	22.6848	0.1139	20.6727	0.2673
19.07	-0.0190	0.0407	0.0005	0.0598	0.0009	0.2384	30.0174	0.3304	29.7789	0.2299	-0.2941	2.7224	0.3304	3.0165	0.4536
20.17	0.0143	0.0339	0.0024	0.0196	0.0009	0.9975	27.0285	1.2263	26.0310	0.2230	-1.1295	0.0669	0.1159	1.1965	0.2307
21.04	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-1.1191	23.5009	0.6236	24.6200	0.2563	0.7199	0.7199	0.4577	0.0000	0.0000
22.04	0.0028	0.0031	0.0010	0.0003	0.0005	1.5014	19.4210	0.1678	17.9196	0.0839	1.7837	3.8532	0.1111	2.0695	0.1995
23.04	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.6655	14.6034	0.1106	12.9379	0.2212	0.0049	1.7108	0.1599	1.7060	0.0742
23.98	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.7122	9.5087	0.0882	8.7965	0.0333	0.8747	1.5716	0.1286	0.6969	0.0428
24.96	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.8839	3.3997	0.0445	2.5158	0.0336	0.0580	0.0580	0.0333	0.0000	0.0000
25.06		0.0000	0.0000				2.6056	0.0183				48.0995	0.2136		
26.88	0.0043	0.0043	0.0031	0.0000	0.0000	0.0081	0.1219	0.0003	0.1138	0.0002	0.6976	44.5349	0.3150	43.8373	0.0871

**ตารางที่ 1 (ต่อ)** ปริมาณแอมโมเนียม (mgNH<sub>4</sub>-N/L) ไนไตรท์ (mgNO<sub>2</sub>-N/L) และไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.3.1)

Day	IN-OUT					IN-OUT					IN-OUT				
	NH <sub>4</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>2</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>3</sub> mg N/L	0 m		50 m	
		NH <sub>4</sub>	SD	NH <sub>4</sub>	SD		NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD		NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD
28.08	-0.0003	0.0009	0.0009	0.0011	0.0020	-0.0053	0.1299	0.0003	0.1352	0.0002	1.0288	43.7284	0.0883	42.6996	0.1534
29.04	0.0050	0.0050	0.0005	0.0000	0.0000	-0.0052	0.1395	0.0003	0.1447	0.0003	1.5475	39.9600	0.1722	38.4125	0.0863
30.08	0.0023	0.0050	0.0053	0.0026	0.0017	-0.0806	0.3650	0.0014	0.4456	0.0008	1.1751	37.0977	0.0014	35.9226	0.0866
31.08	0.0047	0.0288	0.0017	0.0242	0.0053	-0.0531	0.6059	0.0042	0.6590	0.0072	0.8989	36.5086	0.2288	35.6097	0.1530
32.26	-0.0029	0.0585	0.0057	0.0614	0.0022	-0.2060	0.6036	0.0072	0.8095	0.0110	9.4862	37.3609	0.4451	27.8747	0.1618
34.13	0.0309	0.1776	0.0123	0.1467	0.0038	0.0120	1.2215	0.0072	1.2095	0.0181	2.5752	32.5809	0.0977	30.0057	0.1767
35.25	0.0267	0.1986	0.0055	0.1718	0.0080	0.0144	1.4723	0.0124	1.4579	0.0072	-0.7214	29.3863	0.2197	30.1077	0.1751
36.04	0.0379	0.1155	0.0065	0.0776	0.0038	-0.0024	1.4842	0.0041	1.4866	0.0190	1.0125	27.8087	0.2354	26.7962	0.1936
37.21	0.0111	0.0257	0.0058	0.0146	0.0099	-0.1000	1.7075	0.0499	1.8075	0.0397	1.3124	25.7566	0.1264	24.4442	0.0397
39.17	-0.0018	0.0047	0.0018	0.0064	0.0054	-0.3100	2.8050	0.0130	3.1150	0.0189	1.5751	18.6497	0.0984	17.0745	0.3273
39.25		0.0562	0.0127	0.0064	0.0054		0.2225	0.0043				52.9662	0.5068		
41.04	-1.0889	0.0152	0.0027	1.1041	0.0060	-0.4800	2.5475	0.0156	3.0275	0.0043	0.6381	43.3139	0.4313	42.6757	0.1544
41.96	-0.0006	0.0000	0.0000	0.0006	0.0005	-1.5733	2.6663	1.9809	4.2395	0.0392	3.7140	44.0208	1.9400	40.3068	0.1930
44.27	-0.0109	0.2291	0.0074	0.2400	0.0086	-0.5386	9.3191	0.0309	9.8577	0.0257	6.0941	34.6157	0.1119	28.5215	1.3764
46.04	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-2.1631	15.1317	0.2098	17.2947	0.1754	2.8551	31.4658	0.4632	28.6107	0.2664
48.00	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-1.8333	24.7733	0.0732	26.6065	0.1435	2.0063	15.4805	0.1696	13.4742	0.5650
50.13	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.2933	26.2423	0.0705	24.9490	0.1468	0.8020	1.8873	0.0705	1.0853	0.1497
50.25	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-1.1992	24.2435	0.1775	25.4428	0.0815	0.6230	46.8401	0.2148	46.2170	0.0957

**ตารางที่ 1 (ต่อ)** ปริมาณแอมโมเนียม (mgNH<sub>4</sub>-N/L) ไนไตรท์ (mgNO<sub>2</sub>-N/L) และไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.3.1)

Day	IN-OUT					IN-OUT					IN-OUT				
	NH <sub>4</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>2</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>3</sub> mg N/L	0 m		50 m	
		NH <sub>4</sub>	SD	NH <sub>4</sub>	SD		NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD		NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD
52.17	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-2.6571	30.6630	0.2477	33.3202	0.1775	8.1050	30.8869	0.4833	22.7819	0.4642
53.19	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-1.7871	35.7657	0.4291	37.5528	0.3551	0.0061	23.9508	0.4291	23.9447	0.2019
56.29	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-4.7853	43.2288	0.0797	48.0141	0.0398	6.2579	19.6895	0.4295	13.4317	0.3297
57.10	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	2.3236	39.6858	0.2489	37.3622	0.3405	6.7125	16.6060	0.2377	9.8935	0.3240
57.19	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.1043	36.0278	0.1826	34.9235	0.1826	4.8529	61.4287	0.4738	56.5758	0.9352
60.15	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.4371	46.0816	0.0797	45.6445	0.1437	4.8507	36.6494	0.4533	31.7987	0.3062
62.19	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	2.5832	51.9981	0.0829	49.4150	0.5040	-0.4609	0.0000	0.0000	0.4609	0.7932
62.96	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.1913	53.3375	0.1657	53.1462	0.0829	-0.0346	22.3155	0.9640	22.3501	0.0869
64.10	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-0.3827	56.8296	0.4305	57.2123	0.2987	-3.3268	8.7921	0.3968	12.1190	0.3353
64.71	0.0061	0.0093	0.0033	0.0032	0.0021	3.4054	57.6556	0.0819	54.2501	0.0819	-3.1964	10.5263	0.3663	13.7227	0.0865
66.00	0.0122	0.0170	0.0038	0.0048	0.0016	-4.7770	54.8650	0.2167	59.6421	0.0819	3.9933	4.5916	0.4311	0.5983	0.3061
66.23	-0.0085	0.0056	0.0014	0.0141	0.0018	2.9324	61.7704	0.2167	58.8380	0.0819	-4.3417	2.7159	0.5467	7.0575	0.3086
67.04	-0.0003	0.0293	0.0053	0.0295	0.0064	1.3243	53.3515	0.1419	52.0272	0.1084	0.3667	2.9049	0.3465	2.5382	0.4942
68.93	-0.0024	0.0011	0.0012	0.0035	0.0024	3.6656	38.7839	0.1638	35.1183	0.1419	0.5058	4.3949	0.1970	3.8891	0.4648
69.92	0.0045	0.0053	0.0009	0.0008	0.0014	-0.9762	34.6190	0.0825	35.5952	0.0206	7.1768	43.5086	0.6683	36.3318	0.2064
70.92	-0.0029	0.0027	0.0046	0.0056	0.0014	0.8807	39.6202	0.1059	38.7395	0.0847	44.7499	49.6993	0.8454	4.9494	0.5350
72.08	-0.0003	0.0000	0.0000	0.0003	0.0005	2.7987	39.0844	0.1669	36.2857	0.0508	-9.6970	20.4448	0.3704	30.1418	0.3563
72.88	0.0048	0.0051	0.0054	0.0003	0.0005	-1.4777	38.4582	0.1553	39.9358	0.0169	5.9232	22.0931	0.2892	16.1699	0.5141

**ตารางที่ 1 (ต่อ)** ปริมาณแอมโมเนียม (mgNH<sub>4</sub>-N/L) ไนไตรท์ (mgNO<sub>2</sub>-N/L) และไนเตรท (mgNO<sub>3</sub>-N/L) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.3.1)

Day	IN-OUT					IN-OUT					IN-OUT				
	NH <sub>4</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>2</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>3</sub> mg N/L	0 m		50 m	
		NH <sub>4</sub>	SD	NH <sub>4</sub>	SD		NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD		NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD
76.00	-0.0098	0.0077	0.0026	0.0176	0.0008	3.3341	37.6677	1.0118	34.3336	0.6928	0.7497	0.7943	0.9816	0.0445	0.0771
77.96	-0.0011	0.0170	0.0012	0.0181	0.0023	4.2640	25.8249	0.0742	21.5609	0.0364	0.0564	0.2028	0.1540	0.1464	0.0943
80.85	0.0024	0.0157	0.0009	0.0133	0.0012	4.2399	9.3374	0.0501	5.0975	0.1644	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
81.21	0.0154	0.0154	0.0030	0.0000	0.0000	0.4200	8.1537	0.0383	7.7338	0.0251	10.7239	54.9753	0.3343	44.2514	0.3779
83.17	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-1.6559	10.1910	0.0364	11.8468	0.0290	9.5396	38.6525	0.1774	29.1130	0.1286
84.96	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-1.1586	14.4730	0.0301	15.6316	0.1232	3.2273	23.3175	0.1689	20.0902	0.0286
85.71	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-1.2807	15.5663	0.0565	16.8470	0.0816	3.0971	18.4906	0.1325	15.3935	0.0816
86.71	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-2.8157	17.9582	0.1176	20.7739	0.0863	5.0357	12.9705	0.0850	7.9348	0.1233
87.72	-0.0306	0.0000	0.0000	0.0306	0.0028	9.3605	18.5044	0.0565	9.1439	0.0326	13.1927	13.4838	0.1041	0.2911	0.1075
88.71	0.0046	0.0046	0.0012	0.0000	0.0000	0.3861	17.5815	0.0588	17.1954	0.1881	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
92.00	-0.0292	0.0991	0.0018	0.1282	0.0032	-2.1565	4.8215	0.0432	6.9780	0.0283	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
92.15	0.0425	0.1441	0.0034	0.1015	0.0069	-1.5256	5.8480	0.0565	7.3735	0.0283	19.8910	44.0516	0.4440	24.1606	0.0645
93.85	0.0339	0.0339	0.0045	0.0000	0.0000	-0.1394	12.1168	0.0644	12.2562	0.3302	5.1202	37.4727	0.2223	32.3524	0.6652
97.14	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-2.3602	23.2208	0.0738	25.5810	0.1055	3.7833	14.8744	0.0738	11.0912	0.0170
97.89	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-0.6319	26.2686	0.0322	26.9005	0.0483	2.0550	8.8710	0.0322	6.8160	0.4563
<b>Avg</b>	0.0004	0.1329	0.0065	0.1337	0.0049	0.1304	19.3547	0.1514	19.7599	0.1007	3.0858	25.3847	0.2943	21.5482	0.2536
<b>SD</b>	0.1563	0.3670	0.0257	0.3423	0.0144	2.1394	18.4020	0.3057	18.2350	0.1279	6.8275	18.6644	0.2959	17.2392	0.2444

ตารางที่ 2 ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (mgN/L) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.3.1)

Total Nitrogen (mg N/L)			Total Nitrogen (mg N/L)			Total Nitrogen (mg N/L)			Total Nitrogen (mg N/L)						
Day	IN-OUT	IN	OUT	Day	IN-OUT	IN	OUT	Day	IN-OUT	IN	OUT	Day	IN-OUT	IN	OUT
0.00	15.1218	54.7278	39.6060	28.08	1.0232	43.8592	42.8359	52.17	5.4478	61.5499	56.1021	76.00	4.0740	38.4697	34.3957
2.00	-0.5221	50.8104	51.3325	29.04	1.5472	40.1045	38.5572	53.19	-1.7810	59.7165	61.4975	77.96	4.3193	26.0447	21.7254
2.88	0.3090	50.4978	50.1887	30.08	1.0969	37.4676	36.3708	56.29	1.4726	62.9183	61.4458	80.85	4.2423	9.3531	5.1108
4.00	0.5839	51.6124	51.0285	31.08	0.8504	37.1433	36.2928	57.10	9.0361	56.2918	47.2557	81.21	11.1593	63.1445	51.9852
4.92	1.0582	50.6079	49.5497	32.26	9.2773	38.0229	28.7457	57.19	5.9572	97.4565	91.4993	83.17	7.8837	48.8435	40.9598
6.03	-2.9043	46.7841	49.6884	34.13	2.6181	33.9800	31.3619	60.15	5.2878	82.7309	77.4431	84.96	2.0686	37.7905	35.7219
7.00	0.7351	49.4947	48.7596	35.25	-0.6803	31.0571	31.7375	62.19	2.1222	51.9981	49.8759	85.71	1.8164	34.0569	32.2405
13.00	1.4640	43.0569	41.5929	36.04	1.0480	29.4084	28.3604	62.96	0.1567	75.6531	75.4963	86.71	2.2200	30.9287	28.7087
15.00	1.6136	39.8111	38.1975	37.21	1.2235	27.4899	26.2663	64.10	-3.7095	65.6217	69.3312	87.72	22.5226	31.9882	9.4656
19.07	-0.0747	32.7805	32.8552	39.17	1.2634	21.4594	20.1960	64.71	0.2151	68.1911	67.9760	88.71	0.3907	17.5861	17.1954
20.17	-0.1178	27.1293	27.2471	39.25		53.2448		66.00	-0.7715	59.4737	60.2451	92.00	-2.1857	4.9206	7.1062
21.04	-0.3992	24.2208	24.6200	41.04	-0.9307	45.8766	46.8074	66.23	-1.4177	64.4919	65.9096	92.15	18.4080	50.0437	31.6357
22.04	3.2879	23.2773	19.9894	41.96	2.1401	46.6871	44.5470	67.04	1.6908	56.2857	54.5949	93.85	5.0148	49.6234	44.6086
23.04	1.6704	16.3142	14.6438	44.27	5.5447	44.1639	38.6192	68.93	4.1689	43.1798	39.0109	97.14	1.4231	38.0952	36.6721
23.98	1.5869	11.0803	9.4934	46.04	0.6920	46.5975	45.9054	69.92	6.2051	78.1330	71.9278	97.89	1.4231	35.1396	33.7165
24.96	0.9419	3.4576	2.5158	48.00	0.1730	40.2537	40.0807	70.92	45.6277	89.3221	43.6945	<b>Avg</b> 3.2166 44.8723 41.4437			
25.06		50.7051		50.13	2.0953	28.1296	26.0343	72.08	-6.8985	59.5293	66.4278	<b>SD</b> 7.0225 18.9706 18.6007			
26.88	0.7100	44.6611	43.9512	50.25	-0.5762	71.0836	71.6598	72.88	4.4503	60.5563	56.1060				



**ตารางที่ 3** ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.3.1)

Day	DO (mg/L)					
	0 m	10 m	20 m	30 m	40 m	50 m
0.00	6.0384	4.8840	4.4400	3.9072	3.7296	3.5520
2.00	5.7720	3.7296	2.8416	1.6872	0.8880	0.8880
2.88	6.0384	3.9072	3.7296	2.1312	1.3320	1.2432
4.00	6.0384	3.9960	2.2200	1.4208	0.4440	0.6216
4.92	6.0384	3.9960	2.3088	1.8648	1.7760	1.6872
6.03	7.6368	4.7064	2.4864	1.7760	2.2200	2.3976
7.00	7.9920	4.7064	2.8416	2.6640	2.2200	1.1544
<b>Avg</b>	6.5078	4.2751	2.9811	2.2073	1.8014	1.6491
<b>SD</b>	0.9037	0.4711	0.8169	0.8462	1.0775	1.0188

**ตารางที่ 4** ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP, mV) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) และค่าอุณหภูมิ ( $^{\circ}\text{C}$ ) ในระบบบำบัดในตรกแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.3.1)

Day	ORP (mV)	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	pH	Day	ORP (mV)	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	pH	Day	ORP (mV)	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	pH	Day	ORP (mV)	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	pH
0.00	195			28.08	-237	30.0		52.17	-198	31.0		76.00	-232	30.0	
2.00	180			29.04	-239	30.0		53.19	-203	31.0		77.96	-235	30.0	
2.88	165			30.08	-230	30.0		56.29	-230	32.0		80.85	-262	29.0	
4.00	-94			31.08	-224	29.0		57.10	-229	30.0		81.21	-245	30.0	
4.92	-135			32.26	-225	30.0		57.19	-208	31.0		83.17	-203	30.0	
6.03	-165			34.13	-219	30.0		60.15	-208	32.0		84.96	-201	29.0	
7.00	-166			35.25	-260	29.0		62.19	-219	30.0		85.71	-192	29.0	
13.00	-105			36.04	-197	30.0	8.47	62.96	-192	30.0		86.71	-185	29.0	
15.00	-85			37.21	-197	27.0		64.10	-198	30.0		87.72	-204	29.0	
19.07	149	30.0		39.17	-214	30.0		64.71	-198	29.0		88.71	-190	29.0	
20.17	11	30.0		39.25				66.00	-220	30.0		92.00	-247	29.0	
21.04	-8	30.0		41.04	-178	31.0		66.23				92.15	-199	29.0	
22.04	-23	30.0		41.96	-56	30.0		67.04	-237	30.0		93.85	-184	29.0	8.64
23.04	-36	30.0		44.27	157	30.0		68.93	-237	30.0		97.14	-173	29.0	
23.98	-95	30.0		46.04	-166	30.0		69.92	-219	30.0	8.53	97.89	-175	28.0	8.71
24.96	-168	30.0		48.00	-195	31.0		70.92	-215	30.0		<b>Avg</b>	-158.61	29.86	8.60
25.06	-180			50.13	-225	31.0		72.08	-230	30.0		<b>SD</b>	111.94	0.84	0.10
26.88	-231	30.0		50.25				72.88	-204	30.0	8.66				

**ตารางที่ 5** อัตราการไหลของน้ำ (L/h) ระยะเวลาที่กักเก็บ (h) ความเข้มข้นของเมทานอล (%) และอัตราการเติมเมทานอล (Flow rate, mL/h) ในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.3.1)

Day	Flow rate (L/h)	Retention time (h)	Methanol		Day	Flow rate (L/h)	Retention time (h)	Methanol	
			Concentration (%)	Flow rate (mL/h)				Concentration (%)	Flow rate (mL/h)
0.00	36.98	0.59	0	0.00	28.08	9.47	2.30	5	9.34
2.00	9.68	2.25	0	0.00	29.04	10.00	2.18	5	9.34
2.88	12.68	1.72	0	0.00	30.08	9.47	2.30	5	9.34
4.00	10.11	2.15	0	0.00	31.08	9.47	2.30	5	9.34
4.92	9.89	2.20	0	0.00	32.26	9.47	2.30	5	9.34
6.03	9.73	2.24	0	0.00	34.13	9.23	2.36	5	9.34
7.00	9.57	2.27	0	0.00	35.25	9.73	2.24	5	9.34
13.00	9.09	2.40	5	4.50	36.04	9.47	2.30	5	9.34
15.00	10.11	2.15	0	0.00	37.21	9.47	2.30	5	9.34
19.07	9.84	2.21	0	0.00	39.17	9.23	2.36	5	9.34
20.17	8.41	2.59	5	9.34	39.25	9.23	2.36	0	0.00
21.04	9.42	2.31	5	9.34	41.04	9.73	2.24	0	0.00
22.04	9.28	2.35	5	9.34	41.96	9.73	2.24	0	0.00
23.04	9.28	2.35	5	9.34	44.27	9.73	2.24	0	0.00
23.98	9.28	2.35	5	9.34	46.04	9.47	2.30	5	9.34
24.96	9.52	2.29	5	9.34	48.00	9.73	2.24	5	9.34
25.06	9.52	2.29	5	9.34	50.13	9.73	2.24	5	9.34
26.88	10.23	2.13	5	9.34	50.25	9.73	2.24	10	9.34

**ตารางที่ 5 (ต่อ)** อัตราการไหลของน้ำ (L/h) ระยะเวลาที่กักเก็บ (h) ความเข้มข้นของเมทานอล (%) และอัตราการเติมเมทานอล (Flow rate, mL/h) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองระบบกับน้ำเสียเทียม (หัวข้อ 4.3.1)

Day	Flow rate (L/h)	Retention time (h)	Methanol		Day	Flow rate (L/h)	Retention time (h)	Methanol	
			Concentration (%)	Flow rate (mL/h)				Concentration (%)	Flow rate (mL/h)
52.17	9.73	2.24	10	9.34	76.00	4.50	4.84	20	9.34
53.19	9.73	2.24	10	9.34	77.96	4.50	4.84	20	9.34
56.29	9.73	2.24	10	9.34	80.85	5.00	4.36	20	9.34
57.10	9.73	2.24	10	9.34	81.21	5.00	4.36	20	9.34
57.19	9.73	2.24	10	9.34	83.17	5.00	4.36	20	9.34
60.15	9.73	2.24	10	9.34	84.96	5.00	4.36	20	9.34
62.19	9.73	2.24	10	9.34	85.71	5.00	4.36	20	9.34
62.96	9.73	2.24	20	9.34	86.71	5.00	4.36	20	9.34
64.10	9.73	2.24	20	9.34	87.72	5.00	4.36	20	9.34
64.71	9.73	2.24	20	9.34	88.71	5.00	4.36	20	9.34
66.00	9.23	2.36	20	9.34	92.00	5.00	4.36	20	9.34
66.23	7.50	2.90	20	9.34	92.15	5.00	4.36	20	9.34
67.04	7.50	2.90	20	9.34	93.85	5.00	4.36	20	9.34
68.93	7.50	2.90	20	9.34	97.14	5.00	4.36	20	9.34
69.92	5.14	4.24	20	9.34	97.89	5.00	4.36	20	9.34
70.92	5.14	4.24	20	9.34	<b>Avg</b>	8.67	2.85	10.2899	7.5101
72.08	5.14	4.24	20	9.34	<b>SD</b>	4.07	1.00	8.0843	3.6911
72.88	4.86	4.48	20	9.34					



ภาคผนวก จ

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

**ตารางที่ 1** ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) และไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในระบบบำบัดในเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองกับน้ำเสียจากการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ (หัวข้อ 4.3.2)

Day	IN-OUT					IN-OUT					IN-OUT				
	NH <sub>4</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>2</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>3</sub> mg N/L	0 m		50 m	
		NH <sub>4</sub>	SD	NH <sub>4</sub>	SD		NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD		NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD
0.00	0.0518	0.0518	0.0005	0.0000	0.0000	-29.1191	0.5312	0.0082	29.6503	0.1138	48.7682	50.3962	0.1779	1.6279	0.1358
0.99	0.0175	0.0175	0.0005	0.0000	0.0000	-4.1906	0.2152	0.0006	4.4058	0.0217	21.6843	42.5417	0.1731	20.8573	0.0217
1.99	0.1647	0.1647	0.0060	0.0000	0.0000	-1.9682	0.0809	0.0021	2.0491	0.0000	32.5275	38.4372	1.1596	5.9097	0.2105
2.72	0.0167	0.0201	0.0027	0.0034	0.0017	0.0147	0.0180	0.0002	0.0033	0.0002	32.9140	33.1537	0.1824	0.2397	0.1051
3.64	-0.1669	0.0644	0.0029	0.2314	0.0098	-1.3347	0.0502	0.0002	1.3849	0.0374	-7.4139	15.2598	0.1823	22.6737	0.4477
4.58	-0.0760	0.0715	0.0064	0.1475	0.0008	-1.1597	0.0698	0.0005	1.2295	0.0000	-3.1539	20.9511	1.0683	24.1050	0.1823
6.90	-0.0390	0.0678	0.0059	0.1068	0.0034	-2.3420	0.0887	0.0009	2.4307	0.0141	5.8658	28.8910	0.1824	23.0253	0.1062
8.08	-0.0338	0.0667	0.0013	0.1005	0.0030	-2.1204	0.0896	0.0003	2.2100	0.0539	5.8798	35.1485	0.3782	29.2687	0.0688
9.01	0.0026	0.0026	0.0037	0.0000	0.0000	-1.1478	0.0663	0.0005	1.2141	0.0217	13.6791	30.8610	0.0866	17.1819	0.1943
9.87	0.0080	0.0080	0.0039	0.0000	0.0000	-1.6007	0.0687	0.0007	1.6694	0.0082	18.3927	27.0491	0.0862	8.6564	0.0950
10.97	-0.1284	0.0246	0.0031	0.1530	0.0053	-1.4523	0.0205	0.0002	1.4728	0.0213	24.5684	27.7076	0.0973	3.1392	0.0957
13.86	0.0563	0.0643	0.0069	0.0080	0.0049	-1.1910	0.0635	0.0009	1.2544	0.0139	14.9144	20.9154	0.0983	6.0010	0.0139
14.86	-0.0233	0.0351	0.0021	0.0585	0.0042	0.0082	0.0126	0.0002	0.0045	0.0000	16.1900	16.8604	0.0002	0.6705	0.1687
15.95	0.0291	0.0990	0.0081	0.0700	0.0123	0.0762	0.0784	0.0007	0.0022	0.0000	12.4337	12.5924	0.1391	0.1586	0.0398



ตารางที่ 1 (ต่อ) ปริมาณแอมโมเนียม ( $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$ ) ไนไตรท์ ( $\text{mgNO}_2\text{-N/L}$ ) และไนเตรท ( $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ ) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองกับน้ำเสียจากการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ (หัวข้อ 4.3.2)

Day	IN-OUT					IN-OUT					IN-OUT				
	NH <sub>4</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>2</sub> mg N/L	0 m		50 m		NO <sub>3</sub> mg N/L	0 m		50 m	
		NH <sub>4</sub>	SD	NH <sub>4</sub>	SD		NO <sub>2</sub>	SD	NO <sub>2</sub>	SD		NO <sub>3</sub>	SD	NO <sub>3</sub>	SD
16.95	-0.0493	0.0095	0.0046	0.0588	0.0061	0.0038	0.0056	0.0002	0.0018	0.0002	9.0714	9.1500	0.0198	0.0786	0.0526
17.97	-0.0892	0.0243	0.0129	0.1136	0.0037	0.0038	0.0052	0.0003	0.0014	0.0000	6.6805	6.6805	0.0597	0.0000	0.0000
18.88	-0.0689	0.0689	0.0163	0.1379	0.0183	0.0070	0.0084	0.0003	0.0014	0.0000	5.7941	5.8502	0.1195	0.0561	0.0199
19.96	-0.1288	0.0183	0.0093	0.1470	0.0035	0.0022	0.0042	0.0002	0.0020	0.0002	3.9542	4.0560	0.0181	0.1018	0.0178
20.96	-0.1183	0.0017	0.0006	0.1200	0.0036	-0.0308	0.0048	0.0002	0.0356	0.0002	3.2040	3.2040	0.0002	0.0000	0.0000
21.93	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0023	0.0040	0.0002	0.0017	0.0002	2.4380	2.4674	0.0179	0.0294	0.0002
22.93	0.0443	0.0443	0.0069	0.0000	0.0000	0.0089	0.0100	0.0002	0.0011	0.0000	2.3784	2.3784	0.0179	0.0000	0.0000
24.93	0.0301	0.0365	0.0098	0.0064	0.0015	0.0037	0.0049	0.0000	0.0013	0.0002	1.7097	2.2900	0.0952	0.5802	0.0181
25.92	-0.4262	0.0517	0.0020	0.4779	0.0033	-0.4805	0.0227	0.0002	0.5032	0.0007	1.9815	1.9815	0.0477	0.0000	0.0000
26.92	0.0257	0.0355	0.0027	0.0098	0.0085	0.0046	0.0058	0.0003	0.0012	0.0002	2.2943	2.2943	0.0864	0.0000	0.0000
28.92	-0.2639	0.0575	0.0015	0.3214	0.0027	0.0031	0.0044	0.0005	0.0013	0.0002	2.0456	2.0456	0.0428	0.0000	0.0000
29.94	-0.0128	0.0314	0.0020	0.0443	0.0023	0.0046	0.0059	0.0002	0.0013	0.0002	2.2942	2.2942	0.0432	0.0000	0.0000
<b>Avg</b>	-0.0453	0.0438	0.0047	0.0891	0.0038	-1.8460	0.0592	0.0007	1.9052	0.0119	10.8114	17.1330	0.1762	6.3216	0.0767
<b>SD</b>	0.1158	0.0359	0.0040	0.1144	0.0043	5.6622	0.1074	0.0016	5.7649	0.0249	12.7632	14.9573	0.2883	9.6591	0.1022

**ตารางที่ 2** ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (mgN/L) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองกับน้ำเสียจากการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ (หัวข้อ 4.3.2)

Day	Total Nitrogen (mg N/L)			Day	Total Nitrogen (mg N/L)		
	IN-OUT	IN	OUT		IN-OUT	IN	OUT
0.00	19.7009	50.9791	31.2782	16.95	9.0258	9.1650	0.1392
0.99	17.5112	42.7744	25.2632	17.97	6.5951	6.7101	0.1149
1.99	30.7240	38.6828	7.9588	18.88	5.7323	5.9276	0.1953
2.72	32.9454	33.1918	0.2464	19.96	3.8276	4.0785	0.2509
3.64	-8.9155	15.3744	24.2900	20.96	3.0548	3.2104	0.1556
4.58	-4.3895	21.0924	25.4819	21.93	2.4403	2.4714	0.0312
6.90	3.4848	29.0475	25.5627	22.93	2.4315	2.4326	0.0011
8.08	3.7256	35.3048	31.5792	24.93	1.7435	2.3314	0.5879
9.01	12.5339	30.9299	18.3960	25.92	1.0748	2.0559	0.9811
9.87	16.8000	27.1258	10.3258	26.92	2.3245	2.3355	0.0110
10.97	22.9878	27.7527	4.7650	28.92	1.7848	2.1075	0.3227
13.86	13.7798	21.0432	7.2634	29.94	2.2859	2.3315	0.0456
14.86	16.1748	16.9082	0.7334	<b>Avg</b>	8.9201	17.2359	8.3158
15.95	12.5390	12.7698	0.2308	<b>SD</b>	10.1357	15.0421	11.4799

**ตารางที่ 3** ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ (DO) ค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP, mV) ค่าอุณหภูมิ ( $^{\circ}\text{C}$ ) ในระบบบำบัดในตรทบแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองกับน้ำเสียจากการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ (หัวข้อ 4.3.2)

Day	DO %	ORP (mV) (HANNA, mV600)	ORP (mV) (HANNA, HI98240)	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	Day	DO %	ORP (mV) (HANNA, mV600)	ORP (mV) (HANNA, HI98240)	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )
0.00	3.40	-120	-120.0	27	16.95			-461.0	
0.99	3.20	-155	-155.0	27	17.97			-476.0	
1.99	1.40	-242	-242.0	28	18.88			-459.0	
2.72	0.09	-427	-427.0	28	19.96			-492.0	
3.64	83.50	-155	-44.1	28	20.96			-489.0	
4.58	85.10	-69	-38.7	28	21.93			-491.0	
6.90	82.20	-31	-15.1	28	22.93			-425.0	
8.08	77.60	-33	-19.0	28	24.93			-476.0	
9.01	71.60	8	-116.4	28	25.92			-268.2	
9.87		11	-144.3	28	26.92			-471.0	
10.97	79.60	-1	-68.6	27	28.92			-433.0	
13.86			-164.8		29.94			-439.0	
14.86			-385.6		<b>Avg</b>	48.77	-110.36	-294.1	27.73
15.95			-325.0		<b>SD</b>	40.41	132.80	179.9	0.47

**ตารางที่ 4** อัตราการไหลของน้ำ (L/h) ระยะเวลาที่กักเก็บ (h) ความเข้มข้นของเมทานอล (%) และอัตราการเติมเมทานอล (Flow rate, mL/h) ในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวชุดที่ 2 (ความยาว 50 เมตร) เมื่อทดลองกับน้ำเสียจากการเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำ (หัวข้อ 4.3.2)

Day	Methanol				Day	Methanol			
	Flow rate (L/h)	Retention time (h)	Concentration (%)	Flow rate (mL/h)		Flow rate (L/h)	Retention time (h)	Concentration (%)	Flow rate (mL/h)
0.00	4.50	4.84	20	9.34	16.95	6.43	3.39	5	9.34
0.99	4.50	4.84	20	9.34	17.97	6.43	3.39	5	9.34
1.99	4.50	4.84	20	9.34	18.88	6.43	3.39	5	9.34
2.72	4.50	4.84	0	0.00	19.96	6.43	3.39	5	9.34
3.64	4.50	4.84	0	0.00	20.96	6.43	3.39	5	9.34
4.58	4.50	4.84	0	0.00	21.93	6.43	3.39	5	9.34
6.90	4.50	4.84	0	0.00	22.93	6.43	3.39	5	9.34
8.08	4.50	4.84	0	0.00	24.93	6.43	3.39	5	9.34
9.01	4.50	4.84	5	9.34	25.92	6.43	3.39	5	9.34
9.87	4.50	4.84	5	9.34	26.92	6.43	3.39	5	9.34
10.97	4.50	4.84	5	9.34	28.92	6.43	3.39	5	9.34
13.86	4.50	4.84	5	9.34	29.94	6.43	3.39	5	9.34
14.86	5.00	4.36	5	9.34	<b>Avg</b>	5.50	4.09	5.7692	7.5438
15.95	6.79	3.21	5	9.34	<b>SD</b>	0.99	0.74	5.6022	3.7539

## ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาว สุวิมล ตันทสุกิจวณิช เกิดเมื่อวันที่ 8 ตุลาคม 2520 ที่จังหวัดกรุงเทพมหานคร ได้รับความศึกษาในระดับชั้นมัธยมศึกษาปีที่ 1-3 จากโรงเรียนสตรีระนอง จากนั้นจึงได้เข้ารับการศึกษาระดับชั้นมัธยมศึกษาปีที่ 4-6 จากโรงเรียนพิชัยรัตนาคาร และสำเร็จการศึกษาในระดับปริญญาตรีวิทยาศาสตร์บัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์ทั่วไป จากมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ในปีการศึกษา 2541 และได้รับการคัดเลือกเข้ารับการศึกษาระดับปริญญาโท สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปีการศึกษา 2542 โดยขณะที่ศึกษานั้นได้รับทุนโครงการบัณฑิตศึกษาภายในประเทศ จากสำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ (สวทช.) จนสำเร็จการศึกษาในภาคเรียนที่ 2 ปีการศึกษา 2545 งานวิจัยนี้ได้มีการเผยแพร่ผลงานวิจัยโดยนำเสนอผลงานวิจัยแบบบรรยายเรื่อง ความสัมพันธ์ระหว่างค่าออกซิเดชัน-รีดักชันกับการเกิดปฏิกิริยาดิโนทริฟิเคชันและการเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ในระบบบำบัดไนเตรทสำหรับบ่อเลี้ยงพ่อแม่พันธุ์กุ้งกุลาดำ ในการประชุมวิชาการวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย ครั้งที่ 28 วันที่ 24-26 ต.ค. 2545 ณ ศูนย์การประชุมแห่งชาติสิริกิติ์ และนำเสนอผลงานวิจัยแบบบรรยายเรื่อง การศึกษาการเกิดปฏิกิริยาดิโนทริฟิเคชันของแบคทีเรียที่ตรึงบนวัสดุยึดเกาะในระบบบำบัดไนเตรทสำหรับบ่อเลี้ยงพ่อแม่พันธุ์กุ้งกุลาดำ ในการประชุมวิชาการกุ้งทะเลแห่งชาติครั้งที่ 4 วันที่ 18-19 พ.ย. 2545 ณ ระเบียบรีสอร์ท จ.ระยอง จัดโดยศูนย์พันธุ์วิศวกรรมและเทคโนโลยีชีวภาพแห่งชาติกรมประมง สมาคมผู้เลี้ยงกุ้งทะเลไทย และสมาคมอาหารแช่เยือกแข็งไทย

สถาบันวิทยบริการ  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย