



ใบรับรองวิทยานิพนธ์
บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

ปริญญา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

สาขา

ภาควิชา

เรื่อง ผลของอะซิเตตต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการอนาโมกซ์

Effects of Acetate on Nitrogen Removal Efficiency of Anaerobic Ammonium Oxidation Process (ANAMMOX)

นามผู้วิจัย นายธนฉัตร ชิตโสภณดิลก

ได้พิจารณาเห็นชอบโดย

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์สัญญา สิริวิทยาปกรณ์, Ph.D.)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์พงศ์ศักดิ์ หนูพันธ์, Ph.D.)

หัวหน้าภาควิชา

(รองศาสตราจารย์ชาติ เจริญไชยศรี, D.Eng.)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์รับรองแล้ว

(รองศาสตราจารย์กัญญา ชีระกุล, D.Agr.)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

วันที่ เดือน พ.ศ.

ลิขสิทธิ์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

ผลของอะซิเตตต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการอนาโมกซ์

Effects of Acetate on Nitrogen Removal Efficiency of Anaerobic Ammonium Oxidation Process
(ANAMMOX)

โดย

นายธนจักร ชิตโสภณคิลก

เสนอ

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

เพื่อความสมบูรณ์แห่งปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

พ.ศ. 2555

ลิขสิทธิ์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

ธนัตถ์ ชิตโสภณดิลก 2555: ผลของอะซิเตดต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนด้วย
กระบวนการอนาโมกซ์ ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)
สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์
หลัก: ผู้ช่วยศาสตราจารย์สัญญา สิริวิทยาปกรณ์, Ph.D. 75 หน้า

งานศึกษาวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของคาร์บอนอินทรีย์ต่อประสิทธิภาพการ
กำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการอนาโมกซ์ซึ่งคาร์บอนอินทรีย์ที่ใช้ในการวิจัยนี้คือ อะซิเตดโดย
ได้แบ่งการทดลองออกเป็นสามช่วงคือ ช่วงแรกไม่มีการเติมอะซิเตด ช่วงที่สองจะเติมอะซิเตด
ความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล และช่วงที่สามจะเติมอะซิเตด 1.0 มิลลิโมล ทำการทดลองในถังกำจัด
แบบไร้อากาศ มีปริมาตร 1.5 ลิตร ปริมาตรใช้งานจริงเท่ากับ 1.0 ลิตร โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ใน
การทำทดลองในแต่ละการทดลองดำเนินการทดลองเป็นเวลา 10 วันจักร

จากผลการทดลองพบว่าเมื่อทำการเติมอะซิเตดเข้าไปในระบบจะทำให้การกำจัด
ไนโตรเจนของระบบ (แอมโมเนียไนโตรเจน และไนไตรท์ไนโตรเจน)มีค่าเพิ่มสูงขึ้น แต่เมื่อ
เปรียบเทียบผลการทดลองที่มีการเติมอะซิเตด 0.5 มิลลิโมล และ 1.0 มิลลิโมลกลับพบว่า
ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ

ลายมือชื่อนิสิต

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

Tanachat Chitsopondilok 2012: Effects of Acetate on Nitrogen Removal Efficiency of Anaerobic Ammonium Oxidation Process (ANAMMOX). Master of Engineering (Environmental Engineering), Major Field: Environmental Engineering, Department of Environmental Engineering. Thesis Advisor: Assistant Professor Sanya Sirivithayapakorn, Ph.D. 75 pages.

The objective of this research was to study the effect of organic carbon on the performance of nitrogen removal by Anaerobic Ammonium Oxidation Microorganism (ANAMMOX). The organic carbon we chose was acetate. This research divided into 3 experiments. The first experiment was carried out without acetate added into reactor. In the second experiment, 0.5 mM of acetate was added into reactor. Finally, in the last experiment, 1.0 mM acetate was added into reactor. The experiments were carried out in the Anaerobic Sequencing Batch Reactor (ASBR) with total volume of 1.5 L. The reactor has working volume equal to 1.0 L. This research used a synthesis wastewater. Data from each experiment were collected for 10 cycle.

From the experiments, when acetate was added into reactor the efficiency of nitrogen removal (ammonia and nitrite) by Anaerobic Ammonium Oxidation Microorganism (ANAMMOX) was better than experiment that did not add acetate into reactor. While we increased the concentration of acetate from 0.5 mM to 1.0 mM, we found that the performance did not increased much.

Student's signature

Thesis Advisor's signature

กิตติกรรมประกาศ

การทำวิทยานิพนธ์ในครั้งนี้สำเร็จลุล่วงและสมบูรณ์ไปได้ด้วยดี ข้าพเจ้าขอกราบขอ
พระคุณ ผศ.ดร.สัญญา สิริวิทยาปกรณ อาจารย์ที่ปรึกษาหลัก และ ผศ.ดร.พงศ์ศักดิ์ หนูพันธ์
อาจารย์ที่ปรึกษาร่วมที่ให้คำปรึกษา ความรู้ และคำแนะนำตลอดระยะเวลาในการศึกษาและ ทำ
วิทยานิพนธ์ ขอกราบขอบพระคุณ ผศ.ดร.มงคล ดำรงค์ศรี ประธานกรรมการดำเนินการสอบ และ
รศ.ดร.เฉลิมราช วันทวิน ผู้ทรงคุณวุฒิ ที่ให้คำแนะนำในด้านวิชาการ

ขอบคุณพี่ๆเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม 1 และ 2 ที่ช่วยเหลือในการทำถังปฏิบัติการ
และอำนวยความสะดวกในการใช้เครื่องมือ อุปกรณ์ต่างๆในการทำการวิจัย ขอขอบคุณเพื่อนๆ
ปริญญาโทกลุ่มวิจัย Anammox ที่ช่วยเหลือดูแลเชื้อ Anammox เป็นอย่างดีให้อยู่รอดจนงานวิจัย
สำเร็จลุล่วงลงได้

ขอบคุณบริษัทเมโทรมสยามจำกัด ที่ให้ความอนุเคราะห์เครื่องมือ และสารเคมีที่ใช้ในการ
ทำการวิจัย โดยเฉพาะคุณข้าวทิพย์ โปแดง Managing Director คุณกฤษฎา เวทีวุฒาจารย์ และคุณ
ภัทรารักษ์ หนูทอง ที่ช่วยเหลือในการสอน และให้คำปรึกษาในการใช้เครื่องมือในการวิเคราะห์

ขอกราบขอบพระคุณคุณพ่อ คุณแม่ ที่คอยสนับสนุนช่วยเหลือ และเป็นกำลังใจเสมอมา
และขอขอบคุณผู้มีอุปการคุณอีกหลายๆท่านที่ไม่ได้เอ่ยนามมา ณ ที่นี้ที่ได้ให้ความช่วยเหลือในการ
ทำงานในส่วนต่างๆรวมไปถึงคำแนะนำต่างๆจนทำให้งานวิจัยสำเร็จสมบูรณ์ลงได้

ธนฉัตร ชิตโสภณฉิลก

เมษายน 2555

สารบัญ

	หน้า
สารบัญ	(1)
สารบัญตาราง	(2)
สารบัญภาพ	(4)
คำนำ	1
วัตถุประสงค์	3
การตรวจเอกสาร	4
อุปกรณ์และวิธีการ	14
อุปกรณ์	14
วิธีการ	16
ผลและวิจารณ์	20
สรุปและข้อเสนอแนะ	41
สรุป	41
ข้อเสนอแนะ	42
เอกสารและสิ่งอ้างอิง	43
ภาคผนวก	49
ภาคผนวก ก ข้อมูลการทดลองการศึกษากำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการ อนามมอกซ์ (Anammox) โดยตั้งปฏิกรณ์แบบ เอเอสบีอาร์ (ASBR)	50
ภาคผนวก ข วิธีการวิเคราะห์	62
ประวัติการศึกษาและการทำงาน	75

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	ค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการอนามอกซ์	7
2	อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการอนามอกซ์	7
3	สารยับยั้งปฏิกิริยาอนามอกซ์	8
4	ประเภทของแหล่งคาร์บอนที่เติมให้กับจุลินทรีย์แบบต่างๆ	10
5	ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์	15
6	พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ และวิธีการวิเคราะห์	19
ตารางผนวกที่		
ก1	ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย และไนไตรท์ในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่หนึ่ง	51
ก2	ความเข้มข้น ไนเตรต และซัลเฟตในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่หนึ่ง	52
ก3	พีเอชในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่หนึ่ง	53
ก4	ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียใน และไนไตรท์ในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สอง	54
ก5	ความเข้มข้น ไนเตรต และซัลเฟตในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สอง	55
ก6	ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการใช้อะซิเตตในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สอง	56
ก7	พีเอชในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สอง	57
ก8	ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย และไนไตรท์ในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สาม	58
ก9	ความเข้มข้น ไนเตรต และซัลเฟตในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สาม	59

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางผนวกที่		หน้า
ก10	ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการใช้อะซิเตดในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลา ของชุดการทดลองที่สาม	60
ก11	พีเอชในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สาม	61
ข1	ความยาวแสงที่เหมาะสมในการวัดค่า absorbance	68

สารบัญภาพ

ภาพที่		หน้า
1	กลไกการเกิดปฏิกิริยา Anaerobic Ammonium Oxidation (ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นภายในเซลล์อานาโมกซ์)	6
2	กลไกของการตรึงคาร์บอนไดออกไซด์ในจุลินทรีย์ reductive acetyl-CoA pathway	11
3	กลไกของการตรึงคาร์บอนไดออกไซด์ในจุลินทรีย์ Calvin cycle	12
4	แผนภาพแสดงอุปกรณ์ และตั้งปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลอง	14
5	แผนผังการเดินระบบถังปฏิกิริยา ASBR ใช้ 1 รอบวัฏจักรเท่ากับ 24 ชั่วโมง	17
6	ขั้นตอนทำการทดลองโดยรวม	18
7	ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่หนึ่ง	21
8	ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่หนึ่ง	21
9	ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่หนึ่ง	22
10	ประสิทธิภาพการกำจัดไนไตรท์ - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่หนึ่ง	23
11	ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่หนึ่ง	23
12	ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่หนึ่ง	24
13	ค่าพีเอชของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่หนึ่ง	24
14	ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่สอง	26
15	ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่สอง	26
16	ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่สอง	27
17	ประสิทธิภาพการกำจัดไนไตรท์ - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่สอง	27
18	ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่สอง	28

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
19	ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สอง	29
20	ค่าพีเอชของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สอง	29
21	ความเข้มข้นของอะซิเตดในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สอง	30
22	ประสิทธิภาพการใช้อะซิเตดของชุดการทดลองที่สอง	30
23	ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม	33
24	ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่สาม	33
25	ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม	34
26	ประสิทธิภาพการกำจัดไนไตรท์ - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่สาม	34
27	ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม	35
28	ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม	36
29	ค่าพีเอชของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม	36
30	ความเข้มข้นของอะซิเตดในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม	37
31	ประสิทธิภาพการใช้อะซิเตดของชุดการทดลองที่สาม	37
32	อัตราการลดลงของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่หนึ่ง สอง และสาม	38
33	อัตราการลดลงของไนไตรท์ - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่หนึ่ง สอง และสาม	39
34	ค่าเอ็มแอลเอสเอส และค่าเอ็มแอลวีเอสเอสเปรียบเทียบทั้งสามการทดลอง	39

ผลของอะซิเตตต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการอนามอกซ์

Effects of Acetate on Nitrogen Removal Efficiency of Anaerobic Ammonium Oxidation Process (ANAMMOX)

คำนำ

ในปัจจุบันประชากรของประเทศไทยได้เพิ่มสูงขึ้นอย่างต่อเนื่องส่งผลถึงการขยายตัวของชุมชน รวมไปถึงการขยายตัวของภาคเกษตรกรรม และภาคอุตสาหกรรม ก่อให้เกิดปัญหาทางด้านสิ่งแวดล้อม หนึ่งในนั้นก็คือ ธาตุอาหารจำพวกไนโตรเจน ซึ่งพบได้ในน้ำเสียชุมชน และทั้งในภาคอุตสาหกรรม ไนโตรเจนนั้นก่อให้เกิดผลกระทบหลายประการ เช่น การเกิดยูโทรฟิเคชันทำให้พืชน้ำเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาทางการคมนาคม ทำให้แหล่งน้ำเกิดการเน่าเสีย และสัตว์น้ำตายได้ เนื่องจากภาวะการขาดออกซิเจน การทำให้เกิดโรคเด็กตัวเขียว (Blue Baby) ซึ่งอาจทำให้เด็กเสียชีวิตได้ เนื่องจากการได้รับไนเตรต นอกจากนี้ไนโตรเจนที่อยู่ในรูปแอมโมเนียอิสระยังเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำอย่างรุนแรงทำให้สิ่งมีชีวิตในน้ำน้ำตายได้ (ธงชัย, 2544)

จากปัญหาต่างๆ จึงมีการคิดค้นวิธีการกำจัดไนโตรเจนในแหล่งน้ำ ซึ่งวิธีการมีทั้งวิธีการทางฟิสิกส์ กระบวนการทางเคมี และสุดท้ายคือกระบวนการทางชีววิทยา ซึ่งในปัจจุบันเป็นที่แพร่หลายเป็นอย่างมาก เพราะเป็นวิธีที่ราคาถูก

แต่ถึงกระนั้นก็ตามวิธีการกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีววิทยาแบบดั้งเดิมก็ยังมีข้อจำกัดอยู่จึงมีผู้คิดค้นวิธีการกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีววิทยาแบบใหม่ๆ ออกมา ซึ่งก็มีมากมายหลายกระบวนการ เช่น กระบวนการแคนนอน (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite in one singlereactor, CANON) กระบวนการโอแลนด์ (Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification, OLAND) กระบวนการซารอน (Single Reactor High Activity Ammonium Removal Over Nitrite, SHARON) และกระบวนการอนามอกซ์ (Anaerobic Ammonium Oxidation, ANAMMOX) (Khin and Ajit, 2004) แต่ในที่นี้จะกล่าวถึงแต่กระบวนการอนามอกซ์ (ANAMMOX) เท่านั้น

กระบวนการอนามอกซ์ (ANAMMOX) เป็นกระบวนการที่สามารถเปลี่ยนแอมโมเนียมไปเป็นก๊าซไนโตรเจนได้โดยตรง ไม่ต้องใช้ออกซิเจนและไม่ต้องการสารอินทรีย์รวมไปถึงยังมีปริมาณตะกอนต่ำอีกด้วย (Strous *et al.*, 1999)

แต่จุลินทรีย์อนามอกซ์เองก็มีข้อจำกัด คือ การเจริญเติบโตที่ช้า ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงมีแนวคิดในการทำให้จุลินทรีย์อนามอกซ์มีอัตราการเจริญเติบโตที่เร็วขึ้น และมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนที่สูงขึ้นด้วย ซึ่งการเพิ่มประสิทธิภาพนั้น ทำโดยการเติมแหล่งคาร์บอน เช่น กรดอินทรีย์ (Dapena-Mora *et al.*, 2007; Guven *et al.*, 2005; Kartal *et al.*, 2007; van de Graaf *et al.*, 1996) โดยกรดอินทรีย์ที่ใช้ในงานวิจัยนี้ คือ อะซิเตต ทำการเติมเข้าไปในระบบที่ความเข้มข้นต่างๆ กัน เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน

วัตถุประสงค์

เพื่อศึกษาผลของอะซิเตตต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์อนามอกซ์ (ANAMMOX)

ขอบเขตการศึกษา

เป็นการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้กระบวนการอนามอกซ์ (ANAMMOX Process) โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในการวิจัยโดยทำการทดลองในห้องปฏิบัติการ ด้วยขนาดถังปฏิกรณ์ขนาดเล็ก

การตรวจเอกสาร

1. ผลกระทบของไนโตรเจนต่อสิ่งแวดล้อม

ในกระบวนการกำจัดน้ำเสียนอกจากจะต้องกำจัดสารอินทรีย์แล้ว ธาตุอาหารจำพวกไนโตรเจนก็จำเป็นที่จะต้องมีการกำจัดด้วยเช่นกัน เนื่องจากไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารหลักในน้ำเสียชุมชน ซึ่งสามารถก่อให้เกิดปัญหาต่อแหล่งน้ำได้หลายรูปแบบ เช่น ความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจน เมื่อมีสารอินทรีย์ไนโตรเจน และแอมโมเนีย ถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ ทำให้มีความต้องการออกซิเจนขึ้น เพื่อออกซิไดซ์สารอินทรีย์ไนโตรเจน และแอมโมเนียเหล่านั้นไปเป็นไนเตรต ความต้องการออกซิเจนเพื่อมาออกซิไดซ์สารอินทรีย์ไนโตรเจนนี้ให้เป็นไนเตรต เรียกว่า เอ็น ไอดี (Nitrogenous oxygen demand, NOD) ซึ่งความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจนเหล่านี้มีค่าใกล้เคียง หรือมากกว่าความต้องการออกซิเจนจากสารอินทรีย์คาร์บอน (BOD) และค่าเอ็น ไอดีนี้ยังส่งเสริมให้เกิดเส้นหย่อนออกซิเจน (Oxygen sag curve) ในแหล่งน้ำได้รวดเร็วขึ้น และมากขึ้น (ธงชัย, 2545) โรคเด็กตัวเขียว (Blue baby syndrome) ทางการแพทย์ เรียกว่า Methemoglobinemia เกิดจากการที่เด็กอ่อนบริโภคน้ำที่มีไนโตรเจนในรูปของไนเตรตมากเกินไป โดยไนเตรตจะเปลี่ยนไปเป็นไนไตรท์ในตัวของเด็ก และไปแย่งออกซิเจนจากโลหิตแดงทำให้เลือดขาดออกซิเจนจึงทำให้เห็นเป็นสีเขียว ซึ่งอาจทำให้เด็กถึงแก่ชีวิตได้ ซึ่งตามธรรมชาติแล้วไนเตรต คือ สารผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากการออกซิไดซ์สารประกอบของไนโตรเจน เช่น แอมโมเนีย ดังนั้นจึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งในการกำจัดไนโตรเจน ความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำแอมโมเนียอิสระที่พีเอชเท่ากับแปด หรือมากกว่าจะเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำอย่างรุนแรงทำให้สิ่งมีชีวิตในน้ำตายได้ และยังทำให้เกิดยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) คือเมื่อมีธาตุอาหารไนโตรเจน หรือฟอสฟอรัส หรือทั้งสองอย่างมากเกินไปในแหล่งน้ำจะทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน หรือที่เรียกอีกชื่อหนึ่งว่า “ปรากฏการณ์ขี้ปลาหวา” ตามแนวชายฝั่งทะเล โดยสาเหตุเนื่องมาจากการเจริญเติบโตของสาหร่ายอย่างรวดเร็วในระยะเวลาสั้น ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาน้ำขุ่น มีกลิ่น มีสี และการลดลงของปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำทำให้แหล่งน้ำเกิดการเน่าเสียได้

2. กระบวนการอนาโมกซ์ (Anaerobic Ammonium Oxidation; Anammox)

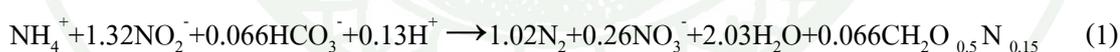
กระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชัน (Anaerobic ammonium

oxidation) หรืออนามอกซ์ (Anammox) เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนแอมโมเนียและไนโตรเจนให้เป็นก๊าซไนโตรเจนได้โดยตรงภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน โดยใช้ไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจน (Jetten *et al.*, 1999; Strous *et al.*, 1999; Dexiang *et al.*, 2008)

กระบวนการ Anammox ถูกพบครั้งแรกที่โรงบำบัดน้ำเสียในทวีปเคชชานขนาดจำลอง ของระบบบำบัดน้ำเสียที่ Gist-Brocades เมือง Delft ประเทศเนเธอร์แลนด์ ซึ่งสังเกตพบว่า แอมโมเนียในน้ำออก สูญหายไปพร้อมกับไนเตรต และเกิดก๊าซไนโตรเจนเพิ่มขึ้น (Mulder *et al.*, 1995)

กระบวนการอนามอกซ์มีข้อดี เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการแบบดั้งเดิม (ไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน) คือ ไม่ต้องการกระบวนการเติมอากาศเป็นการลดการใช้พลังงานไฟฟ้าจากเครื่องเติมอากาศ เกิดมลพิษส่วนเกินน้อยทำให้ลดค่าใช้จ่ายในการนำตะกอนส่วนเกินไปกำจัด ไม่ต้องการการเติมแหล่งคาร์บอน เนื่องจากเป็นจุลินทรีย์แบบออโตโทรฟ กระบวนการนี้จึงเหมาะกับน้ำเสียที่มีสัดส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N) ต่ำ เช่น น้ำออกจากถังหมักตะกอน (Mulder *et al.*, 1995; van de Graaf *et al.*, 1995; Jetten *et al.*, 2001) ดังนั้นแล้วการกำจัดโดยวิธีอนามอกซ์จึงช่วยให้ประหยัดต้นทุนในการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจน

Van de Graaf *et al.* (1997) และ Strous *et al.* (1998) ได้มีผู้เสนอสมการเชิงโมลของกระบวนการอนามอกซ์ ดังแสดงในสมการที่ 1

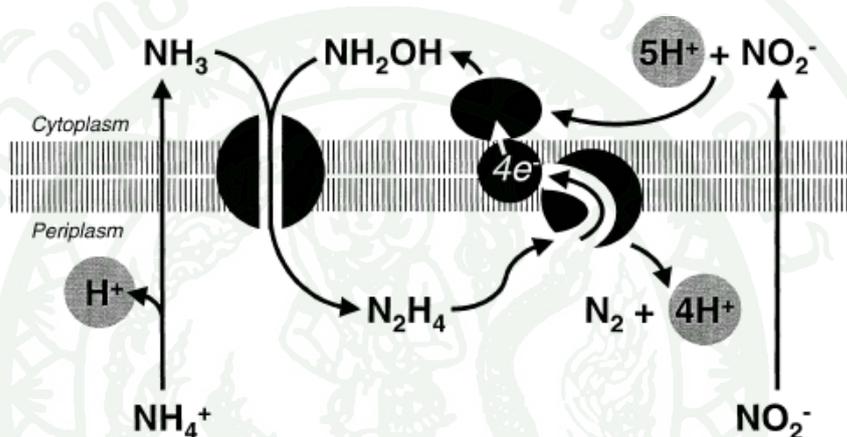


จากสมการที่ 1 จะพบว่าผลิตภัณฑ์ส่วนใหญ่จะเป็นก๊าซไนโตรเจน และมีไนเตรตเกิดขึ้นเล็กน้อยในส่วนของมวลจุลินทรีย์ (biomass) จะเห็นได้จากสมการว่าเกิดขึ้นในจำนวนที่น้อยมากเท่านั้น

2.1 กระบวนการทางชีวเคมีของจุลินทรีย์อนามอกซ์

ในกระบวนการอนามอกซ์นั้นเกี่ยวข้องกับสารตัวกลาง (intermediate) สองตัวคือ ไฮดราซีน (N_2H_2) และไฮดรอกซิลามีน (NH_2OH) เป็นที่รู้จักกันโดยทั่วไปว่าไฮดราซีนจะเป็นสารที่พบได้ในเฉพาะกระบวนการอนามอกซ์เท่านั้น จะไม่พบในกระบวนการทางชีววิทยาอื่นๆ

ดังนั้นไฮดราซีนที่เกิดจากไฮดรอกซิลามีนในระบบ จึงใช้เป็นตัวชี้วัดปริมาณจุลินทรีย์ของ
อนามอกซ์ (Schalk *et al.*, 1998; Jetten *et al.*, 2001) ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น คือ เริ่มจากแอมโมเนียถูก
เปลี่ยนไปเป็นไฮดราซีน (N_2H_4) ในการเกิดปฏิกิริยากับไฮดรอกซิลามีน (NH_2OH) โดยเอนไซม์
Hydrazinase จากนั้นไฮดราซีน(N_2H_4) จะไปรีดิวซ์ไนโตรที่ให้เป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) โดย
เอนไซม์ Hydroxylamine Oxidoreductase (HAO) แล้วไฮดราซีนจะถูกเปลี่ยนกลับไปเป็น
ไฮดรอกซิลามีนอีกครั้ง โดยเอนไซม์ Nitrite Reductase เป็นวัฏจักร (Stowa, 2001) กลไกการ
เกิดปฏิกิริยาอนามอกซ์ แสดงดังภาพที่ 1



ภาพที่ 1 กลไกการเกิดปฏิกิริยา Anaerobic Ammonium Oxidation (ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นภายในเซลล์
อนามอกซ์)

ที่มา: Jetten *et al.* (1999)

2.2 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการอนามอกซ์

2.2.1 พีเอช

ช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์ในกระบวนการอนามอกซ์ คือ 7.0 – 8.5
(Jetten *et al.*, 1997) ค่าพีเอชที่ต่ำกว่าค่ากำหนดต่ำสุด (พีเอช 7) อาจทำให้เกิดไนตรัสออกไซด์
(N_2O) แทนที่จะเกิดก๊าซไนโตรเจนเพียงอย่างเดียว ซึ่งจะทำให้ประสิทธิภาพของกระบวนการลดลง

Strous *et al.* (1999) กล่าวว่า จุลินทรีย์อณามอกซ์สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ในช่วง 6.7 – 8.3 และค่าพีเอชที่เหมาะสมที่สุดคือ 8.0 ดังตารางที่ 1

ตารางที่ 1 ค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการอณามอกซ์

พีเอช	อ้างอิง
6.7 – 8.3	Strous <i>et al.</i> (1999); Schmidt <i>et al.</i> (2003)
7.0 – 8.5	Jetten <i>et al.</i> (1997); van Dongen <i>et al.</i> (2001)
8.0	Helmer <i>et al.</i> , (2001)
8.0 ± 0.1	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2004a)
8.5 – 9.0	Egli <i>et al.</i> (2001)

2.2.2 อุณหภูมิ

จุลินทรีย์กลุ่มอณามอกซ์สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ในอุณหภูมิระหว่าง 6 – 43 องศาเซลเซียส (Thamdrup and Dalsgaard, 2002) แต่ช่วงค่าอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการอณามอกซ์ที่สุดอยู่ระหว่าง 30 – 37 องศาเซลเซียส (Jetten *et al.*, 1997) และ Mulder *et al.* (1995) ได้ทำการทดลองโดยควบคุมอุณหภูมิที่ 30 องศาเซลเซียส โดยมีเหตุผลว่าเป็นค่าที่เหมาะสมในการดำเนินระบบในสภาวะที่เป็นอุณหภูมิห้องทดลอง ดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการอณามอกซ์

อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	อ้างอิง
20 -43	Strous <i>et al.</i> (1999); Schmidt <i>et al.</i> (2003)
28	Helmer <i>et al.</i> , 2001
30	Mulder <i>et al.</i> (1995); Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2004a
30 – 37	Jetten <i>et al.</i> (1997)
37 - 55	Toh <i>et al.</i> (2002)

2.2.3 ออกซิเจน

เชื้อแบคทีเรีย Anammox มีความอ่อนไหวต่อปริมาณออกซิเจนอย่างมากโดยพบว่า เมื่อมีค่าความเข้มข้นของออกซิเจนมากกว่า 0.01 มก. O_2 / ล. (van de Graaf *et al.*, 1996) และจากการทดลองของ Strous *et al.* (1997) พบว่า เมื่อความเข้มข้นของออกซิเจนอยู่ในอากาศร้อยละ 2.0, 1.0 และ 0.5 จะไม่พบการออกซิไดซ์แอมโมเนียเกิดขึ้น และกระบวนการอนาโมกซ์จะถูกยับยั้งอย่างสมบูรณ์ แต่เป็นการยับยั้งแบบแก้ไขให้กลับมาเหมือนเดิมได้

2.2.4 ตัวยับยั้ง ดังตารางที่ 3

ตารางที่ 3 สารยับยั้งปฏิกิริยาอนาโมกซ์

สารยับยั้ง	ความเข้มข้น	อ้างอิง
1. ไนไตรต์	0.1 ก.ไนโตรเจน/ลิตร	Strous <i>et al.</i> (1997b)
	>70 มก.ไนไตรท์ไนโตรเจน/ล.	Schmidt <i>et al.</i> (2003)
	25 มิลลิโมล	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2007)
	> 13 มิลลิโมล	Egli <i>et al.</i> (2001)
	> 20 มิลลิโมล	Jetten <i>et al.</i> (1999)
2. แอมโมเนียอิสระ	> 150 มก./ล.	Jetten <i>et al.</i> (1997)
	55 มิลลิโมล	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2007)
3. อะซิเตต	25-50 มิลลิโมล	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2007)
4. ฟอสเฟต	> 60 มก.ฟอสฟอรัส/ล.	Schmidt <i>et al.</i> (2003)
	15 มิลลิโมล	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2007)
	> 2 มิลลิโมล	Jetten <i>et al.</i> (1999)
	> 20 มิลลิโมล	Egli <i>et al.</i> (2001)
5. ซีโอดี	2.2-5.4 ก./ล.	Dong and Tollner (2003)

ตารางที่ 3 (ต่อ)

สารยับยั้ง	ความเข้มข้น	อ้างอิง
6. ไนเตรต	70 มิลลิโมล	Strous <i>et al.</i> (1999)
	45 มิลลิโมล	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2007)
7. ซัลไฟด์	0.3 มิลลิโมล	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2007)
8. เกลือ		
โซเดียมคลอไรด์	< 150 มิลลิโมล	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2007)
โปแตสเซียมคลอไรด์	> 100 มิลลิโมล	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2007)
โซเดียมซัลเฟต	> 50 มิลลิโมล	Dapena-Mora <i>et al.</i> (2007)

3. การเติมแหล่งคาร์บอน

มีนักวิจัยหลายคนได้ทำการทดลองเติมคาร์บอนอินทรีย์ให้กับจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรปที่กำจัดธาตุอาหารด้วยเหตุผลต่าง ๆ กัน เช่น เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด หรือเพื่อศึกษาผลของการเป็นตัวยับยั้ง เป็นต้น แม้แต่จุลินทรีย์ที่เป็นออโตโทรปก็มีการทดลองเติมแหล่งคาร์บอนเข้าไปเช่นกัน เช่น กลุ่มไนตริไฟเออร์ หรือจุลินทรีย์อนามอกซ์ ซึ่งโดยปกติแล้วจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรปจะใช้แหล่งคาร์บอนจากคาร์บอนอนินทรีย์แต่จุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรปยังสามารถที่จะใช้แหล่งคาร์บอนจากคาร์บอนอินทรีย์ได้ด้วย ซึ่งเรียกว่า กลุ่มแฟคัลตาทิฟออโตโทรป (facultative autotroph) ซึ่งจุลินทรีย์กลุ่มนี้สามารถใช้คาร์บอนได้ทั้งคาร์บอนอินทรีย์ และคาร์บอนอนินทรีย์ (Delwiche and Finstein, 1965; Smith *et al.*, 1968) โดยแหล่งคาร์บอน ที่เติมมีอยู่ด้วยกันสองแหล่งคือ หนึ่งแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ เช่น กรดอินทรีย์ และ สารอินทรีย์ สองแหล่งคาร์บอนอนินทรีย์ เช่น ไบคาร์บอนเนต ดังตารางที่ 4

3.1 ชีวิตเมฆของการเติมแหล่งคาร์บอน

การเติมคาร์บอนอินทรีย์นั้นเท่ากับเป็นการเติมสารประกอบคาร์บอนเข้าไปในระหว่างกระบวนการตรึงคาร์บอนไดออกไซด์ Hugler *et al.* (2003) และ House *et al.* (2003) ได้มี

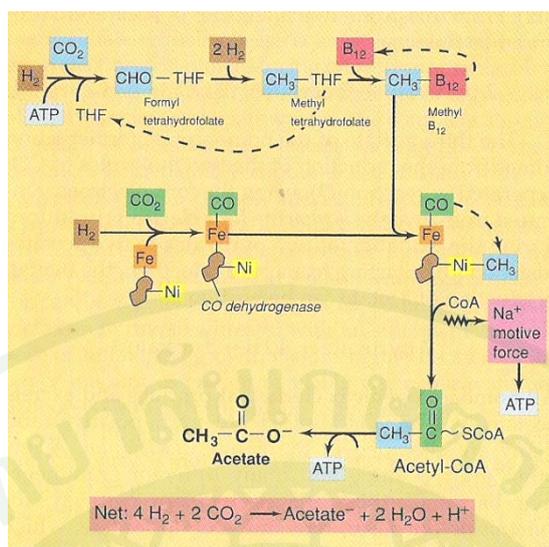
การนำเสนอกระบวนการทางชีวเคมีที่เป็นไปได้ในการตรึงคาร์บอนไดออกไซด์ของจุลินทรีย์ออกโตโทรฟิกไว้สี่กระบวนการคือ Calvin-Bassham-Benson cycle, reductive citric acid cycle, reductive acetyl-CoA pathway และสุดท้ายคือ 3-hydroxypropionate cycle

ตารางที่ 4 ประเภทของแหล่งคาร์บอนที่เติมให้กับจุลินทรีย์แบบต่างๆ

แหล่งคาร์บอนที่ใช้	กระบวนการ	ระดับ	อ้างอิง
อะซิเตต และอื่นๆ	ไนตริฟิเคชัน	-	Delwiche and Finstein (1965)
อะซิเตต	ไนตริฟิเคชัน	-	Smith <i>et al.</i> (1968)
อะซิเตต	ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน	pilot	Isaacs and Henze (1994)
มูลจากสัตว์ปีก	อนามอกซ์ และดีไนตริฟิเคชัน	-	Dong and Tollner (2003)
ไบคาร์บอนเนต	อนามอกซ์	lab	Dexiang <i>et al.</i> (2008)
เมทานอล	อนามอกซ์	-	Isaka <i>et al.</i> (2008)
มูลสุกร	อนามอกซ์ และดีไนตริฟิเคชัน	lab	Molinuevo <i>et al.</i> (2009)
ไบคาร์บอนเนต	อนามอกซ์	-	Tang <i>et al.</i> (2009)
กรดบิวทีริก	อนามอกซ์	lab	Tang <i>et al.</i> (2010)
คาร์บอนอนินทรีย์	อนามอกซ์	lab	Kimura <i>et al.</i> (2011)
นมผงไม่มีไขมัน	อนามอกซ์	lab	Ni <i>et al.</i> (2012)

Schouten *et al.* (2004) กล่าวว่า ถึงแม้ว่าอนามอกซ์จะต่างสายพันธุ์กัน แต่ก็มีการตรึงคาร์บอนไดออกไซด์ที่เหมือนกัน ซึ่งอาจจะเป็น วัฏจักร Calvin หรือ วัฏจักร acetyl- coenzyme A วัฏจักรใดวัฏจักรหนึ่ง ดังภาพที่ 2 และ 3

วัฏจักร Calvin เป็นกระบวนการตรึงคาร์บอนไดออกไซด์ในพืชหรือในแบคทีเรียที่สามารถสังเคราะห์แสงได้โดยในขั้นแรกคาร์บอนไดออกไซด์จะตรึงเป็นสารประกอบ C_3 ในขณะที่วัฏจักร acetyl- coenzyme A นั้น คาร์บอนไดออกไซด์จะถูกรีดิวซ์จนได้อะซิเตตในที่สุด ดังภาพที่ 2 และ 3 ซึ่งในภาพรวมแล้วจะเห็นได้ว่าคาร์บอนไดออกไซด์จะถูกรีดิวซ์จนได้เป็นสารประกอบคาร์บอนอนินทรีย์โดยมีสารกึ่งกลาง (Intermediate) เป็นสารประกอบอนินทรีย์ในรูปแบบต่างๆ



ภาพที่ 2 กลไกของการตรึงคาร์บอนไดออกไซด์ในจุลินทรีย์ reductive acetyl-CoA pathway

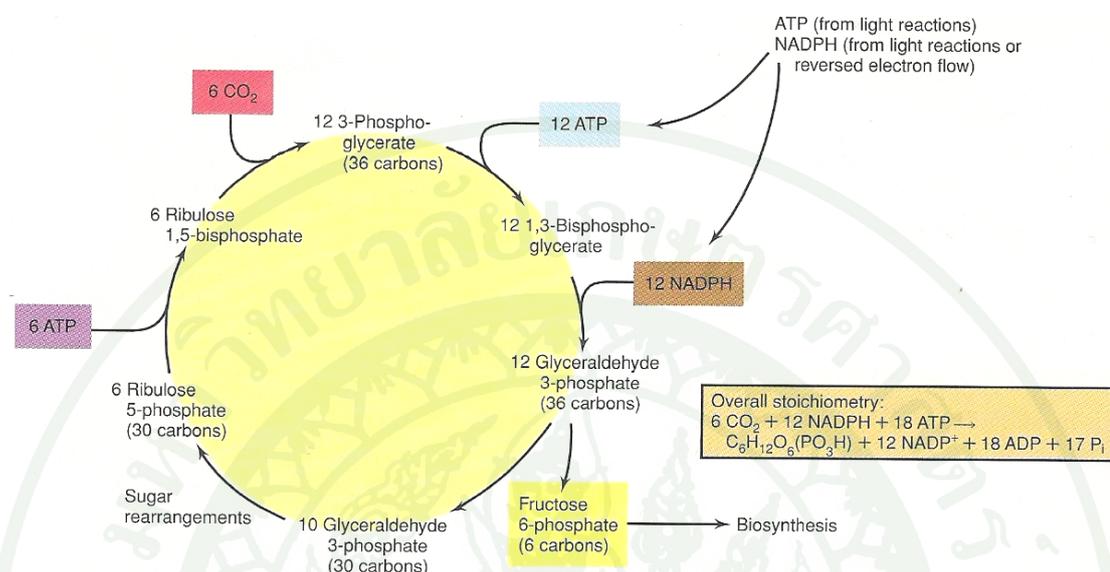
ที่มา: Madigan *et al.* (1997)

4. งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

van de Graaf *et al.* (1996) ได้ทำการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์อนามอกซ์ในถังปฏิกรณ์แบบ fluidized bed reactor ที่สภาวะอุณหภูมิ 36 องศาเซลเซียส พีเอช 7.0 และได้ทำการเติมสารต่างๆ เข้าไปในระบบเพื่อดูผลตอบสนองต่อสารเหล่านั้น ซึ่งในสารเหล่านั้นก็มีการลดอินทรีย์รวมอยู่ด้วย เช่น อะซิเตต และ โพรพิโอเนต พบว่า การเติมอะซิเตตที่ความเข้มข้นต่ำๆ ที่ 1 – 5 มิลลิโมล ทำให้ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์อนามอกซ์เพิ่มสูงขึ้น ในขณะที่การเติมโพรพิโอเนตที่ความเข้มข้นต่ำๆ ที่ 1 มิลลิโมล ไม่ส่งผลต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์อนามอกซ์

Guyen *et al.* (2005) ได้ศึกษาการเป็นสารยับยั้งของเมทานอลในกระบวนการอนามอกซ์ที่สภาวะอุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส พีเอช 7.0 ในถังปฏิกรณ์แบบ continuously stir tank reactor (CSTR) ซึ่งจากผลการทดลองพบว่า จุลินทรีย์อนามอกซ์สามารถใช้สารอินทรีย์ ซึ่งเป็นแหล่งคาร์บอนที่ใส่เข้าไปในระบบได้ (แหล่งคาร์บอนที่เติมเข้าไปในระบบในการทดลองนี้มี เมทานอล, เอทานอล, อะซิเตต, โพรพิโอเนต, ฟอ์เมต, กลูโคส) ซึ่งตามปกติแล้วมีแต่พวกจุลินทรีย์ที่เป็น

เฮเทอโรโทรปเท่านั้น จากผลการทดลองพบว่า การเติมอะซิเตตเข้าไปในระบบนั้นทำให้ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์อนามอกซ์เพิ่มขึ้น แต่ไม่ได้เพิ่มขึ้นมากนัก เมื่อเทียบกับโพพิโอเนต



ภาพที่ 3 กลไกของการตรึงคาร์บอนไดออกไซด์ในจุลินทรีย์ Calvin cycle

ที่มา: Madigan *et al.* (1997)

Op den Camp *et al.* (2006) ศึกษาเกี่ยวกับปัจจัยที่มีผลต่อจุลินทรีย์อนามอกซ์ และได้มีการเติมกรดอินทรีย์เข้าไปในระบบด้วย เช่น อะซิเตต เป็นต้น ซึ่งสุดท้ายแล้ว ได้สรุปว่า จุลินทรีย์อนามอกซ์นั้นสามารถใช้กรดอินทรีย์ เพื่อเปลี่ยนไนเตรต และไนไตรท์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจนได้

Dapena-Mora *et al.* (2007) ทำการศึกษาถึงผลของกิจกรรม และผลของการยับยั้งกิจกรรมของจุลินทรีย์อนามอกซ์ในระบบที่สภาวะอุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส พีเอช 7.8 ความเร็วรอบในการกวนผสมเท่ากับ 150 รอบต่อนาที โดยเติมสารต่างๆ ลงในระบบ รวมไปถึงอะซิเตตด้วย ซึ่งพบว่า การเติมอะซิเตตที่ความเข้มข้นต่างๆ ที่ 10 -15 มิลลิโมล นั้น ทำให้ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์อนามอกซ์เพิ่มขึ้นเล็กน้อย แต่หากเพิ่มความเข้มข้นของอะซิเตตเป็น 25 มิลลิโมล จะทำให้ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์อนามอกซ์ลดลง 22% และหากยังเพิ่มความเข้มข้นของอะซิเตตต่อไปอีก ก็จะทำให้ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์อนามอกซ์ลดลงถึง 70% และยังพบว่า การเติมอะซิเตตที่ความเข้มข้นต่างๆ จะทำให้เกิดการสร้างก๊าซมากขึ้น

Kartal *et al.* (2007) ได้ค้นพบ และศึกษาเกี่ยวกับจุลินทรีย์อนามอกซ์สายพันธุ์ใหม่ชื่อ *Candidatus* “*Anammoxoglobus propionicus*” โดยทำการศึกษาในถังปฏิกรณ์แบบ sequencing batch reactor (SBR) ในสภาวะอุณหภูมิ 33 องศาเซลเซียส พีเอช 7.3 ซึ่งเป็นจุลินทรีย์อนามอกซ์ที่สามารถใช้โปรพิโอเนต และแอมโมเนียมได้พร้อมกัน โดยทำการศึกษาเปรียบเทียบกับจุลินทรีย์อนามอกซ์อีกสองสายพันธุ์คือ *Candidatus* “*Brocadia anammoxidans*” และ *Candidatus* “*Kuenenia stuttgartiensis*” ซึ่งพบว่า จุลินทรีย์อนามอกซ์ สามารถใช้กรดอินทรีย์ได้ โดยในการศึกษานี้ได้ใช้กรดอินทรีย์สามชนิด คือ ฟอ์เมต อะซิเตต และโปรพิโอเนต ซึ่งผลการทดลองที่ออกมา พบว่า จุลินทรีย์อนามอกซ์สายพันธุ์ *Candidatus* “*Anammoxoglobus propionicus*” สามารถใช้กรดอินทรีย์ได้ดีกว่าอีกสองสายพันธุ์ คือ สายพันธุ์ *Candidatus* “*Brocadia anammoxidans*” และ *Candidatus* “*Kuenenia stuttgartiensis*”

Kartal *et al.* (2007a) ได้กล่าวว่าจุลินทรีย์อนามอกซ์สามารถที่จะใช้ volatile fatty acids ได้ แต่จะไม่ถูกใช้เป็นชีวมวลที่เพิ่มขึ้นเพราะ volatile fatty acids จะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

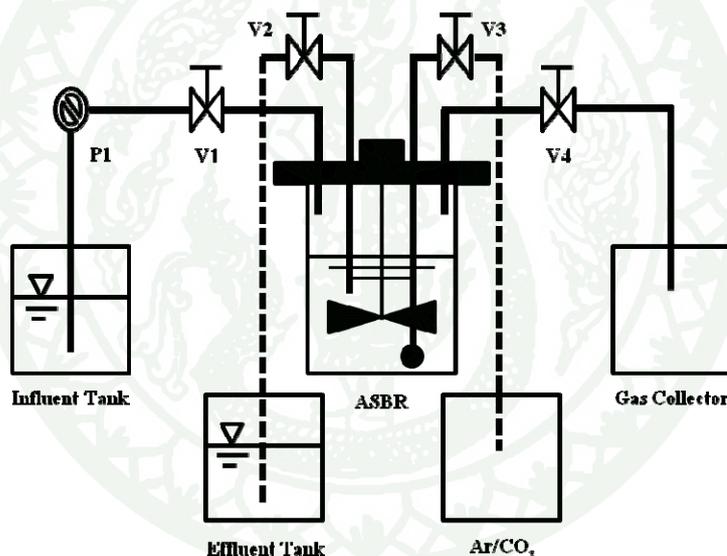
Kartal *et al.* (2008) พบว่าจุลินทรีย์อนามอกซ์มีความสามารถที่จะออกซิไดซ์ volatile fatty acids ได้โดยใช้ในเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

อุปกรณ์และวิธีการ

อุปกรณ์

1. ถังปฏิกรณ์

1.1 ถังปฏิกรณ์แบบแอนแอโรบิกเอสปีอาร์ (Anaerobic Sequencing Batch Reactor : ASBR) เป็นถังที่ใช้ในการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์แบบไร้อากาศ ทำจากแก้วใสทรงกระบอกปิดสนิท มีเส้นผ่าศูนย์กลาง 11.6 เซนติเมตร สูง 15 เซนติเมตร ปริมาตรรวม 1.5 ลิตร ปริมาตรใช้งานจริง 1 ลิตร มีระบบใบกวน ที่หน้าแปลนมีระบบดักก๊าซ และช่องเก็บตัวอย่างเชื้อ ดังภาพที่ 4



ภาพที่ 4 แผนภาพแสดงอุปกรณ์ และถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

1.2 ถังพักน้ำเสียและถังเก็บน้ำที่ผ่านการกำจัด เป็นถังพลาสติกพักน้ำเสียที่จะสูบเข้าสู่ระบบและออกจากระบบขนาด 1.5 ลิตร จำนวน 2 ถัง

1.3 ถังก๊าซอาร์กอนผสม Ar/CO₂ ใช้ก๊าซผสม Ar 95% และ CO₂ 5 % จำนวน 1 ถัง ใช้ในการป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ เพื่อกำจัดออกซิเจน และทำให้ภายในถังปฏิกรณ์เป็นระบบแอนแอโรบิกในระหว่างการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ

1.4 ชุดถังดักก๊าซ ถังพลาสติกใสที่มีขีดบอกระดับที่แน่นอน จำนวน 1 ถัง และถังพลาสติกสำหรับใส่น้ำ จำนวน 1 ถัง ใช้สำหรับเก็บก๊าซที่เกิดจากถังปฏิกิริยาโดยการแทนที่น้ำ

1.5 ชุดเครื่องกวนผสม เป็นชุดที่ประกอบไปด้วยมอเตอร์ต่อกับใบกวนเพื่อใช้ในการกวนผสมให้น้ำเสียและจุลินทรีย์ผสมกันได้ดี

1.6 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในการทดลองเป็นอาหารของจุลินทรีย์ในกลุ่มอนาแอกซ์ หลักๆจะประกอบไปด้วยไนโตรเจน และแอมโมเนีย ส่วนประกอบของน้ำเสีย ดังตารางที่ 5

ตารางที่ 5 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์

ลำดับที่	ส่วนประกอบ	ความเข้มข้น (g/L)
1	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	132
2	NaNO_2	138
3	KHCO_3	125
4	$\text{Na}_2\text{EDTA} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	2
4	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1
5	Na_2EDTA	15
6	KH_2PO_4	25
7	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	200
8	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	300
9	$\text{Na}_2\text{O}_3\text{Se} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.4
10	$\text{MoNa}_2\text{O}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1.1
11	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	1.25
12	$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	2.15
13	$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	4.95
14	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1.2
15	$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.95

ที่มา: ดัดแปลงจาก Egli *et al.* (2001)

2. เครื่องมือ

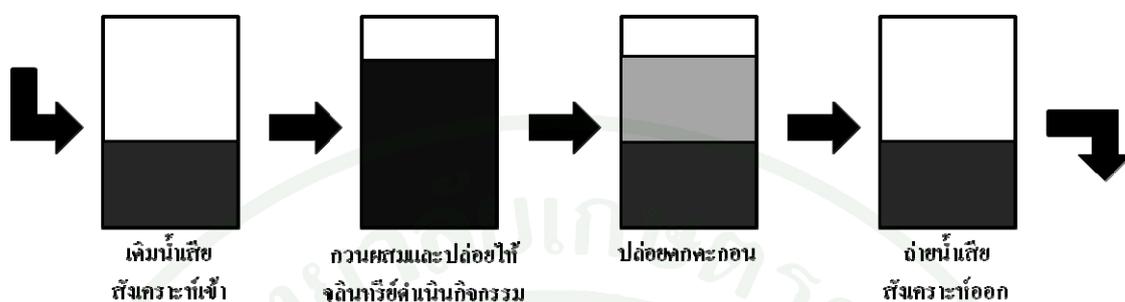
- 2.1 เครื่อง Ion Chromatography(IC) ยี่ห้อ METROHM รุ่น 850 Professional + 858 Autosampler โดยใช้คือ Metrosep A Supp 7 – 250 mm สำหรับการวิเคราะห์โมเลกุล ไอออนลบ Metrosep C4 – 150 mm สำหรับการวิเคราะห์โมเลกุล ไอออนบวก โดย Eluent สำหรับ Colume Metrosep A Supp7 – 250 mm เตรียมโดย 0.1M Na₂CO₃ และ Eluent สำหรับ Colume Metrosep C4 – 150 mm เตรียมโดย 0.1M HNO₃ + 0.02M PDA
- 2.2 เครื่อง Spectrophotometer (Double beam) ยี่ห้อ Hitachi รุ่น U-2800
- 2.3 เครื่องกลั่นแอมโมเนีย ยี่ห้อ Gerhardt รุ่น KI11/26
- 2.4 เครื่องวัด pH ยี่ห้อ ยี่ห้อ Consort รุ่น C561
- 2.5 เตาเผา 550 องศาเซลเซียส (Furnace) ยี่ห้อ Carbolite รุ่น ELF11/14B
- 2.6 ตู้อบ (hot air oven) ยี่ห้อ Binder รุ่น ED53/E2
- 2.7 เคชเคเตอร์ ยี่ห้อ Northman
- 2.8 ชุดกรองพร้อมปั๊มสุญญากาศ

วิธีการ

1. เริ่มต้นระบบ

เริ่มต้นด้วยการนำเชื้อจุลินทรีย์อนามอกซ์ (Anammox) มาเลี้ยงในถังปฏิกรณ์แบบ ซีควานซิงแบตซ์ ASBR (anaerobic sequencing batch reactor) ขนาด 1 ลิตร โดยมีขั้นตอนซึ่ง ประกอบไปด้วยการเติมน้ำเสียสังเคราะห์ การปล่อยให้จุลินทรีย์ดำเนินกิจกรรม และการถ่ายน้ำเสีย ออก ดังแสดงภาพที่ 5 โดยวัฏจักรในการเดินระบบเท่ากับ 24 ชั่วโมงซึ่งประกอบด้วยเติมน้ำเสียเข้า ปริมาตร 0.5 ลิตร นาน 10 นาที ได้ปริมาตรรวม 1.0 ลิตร ปล่อยให้ระบบทำปฏิกิริยา 23 ชั่วโมง ปล่อยให้ตกตะกอน 20 นาที และระบายน้ำออกปริมาตร 0.5 ลิตร ใช้เวลา 10 นาที ซึ่งในช่วงเวลา เติมน้ำเข้าระบบและช่วงระบายน้ำออกจะเป่าก๊าซผสม (อาร์กอน 95% และคาร์บอนไดออกไซด์ 5%) โดยตลอดเพื่อกำจัดและป้องกันออกซิเจนไม่ให้เข้ามาภายในถังปฏิกรณ์ และดำเนินระยะเวลา ทำการทดลองนาน 10 วัน เก็บตัวอย่างทุกวันก่อน และหลังเปลี่ยนน้ำเสียสังเคราะห์ เพื่อทำการ ตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ พีเอช, แอมโมเนีย - ไนโตรเจน, ไนไตรท์ – ไนโตรเจน,

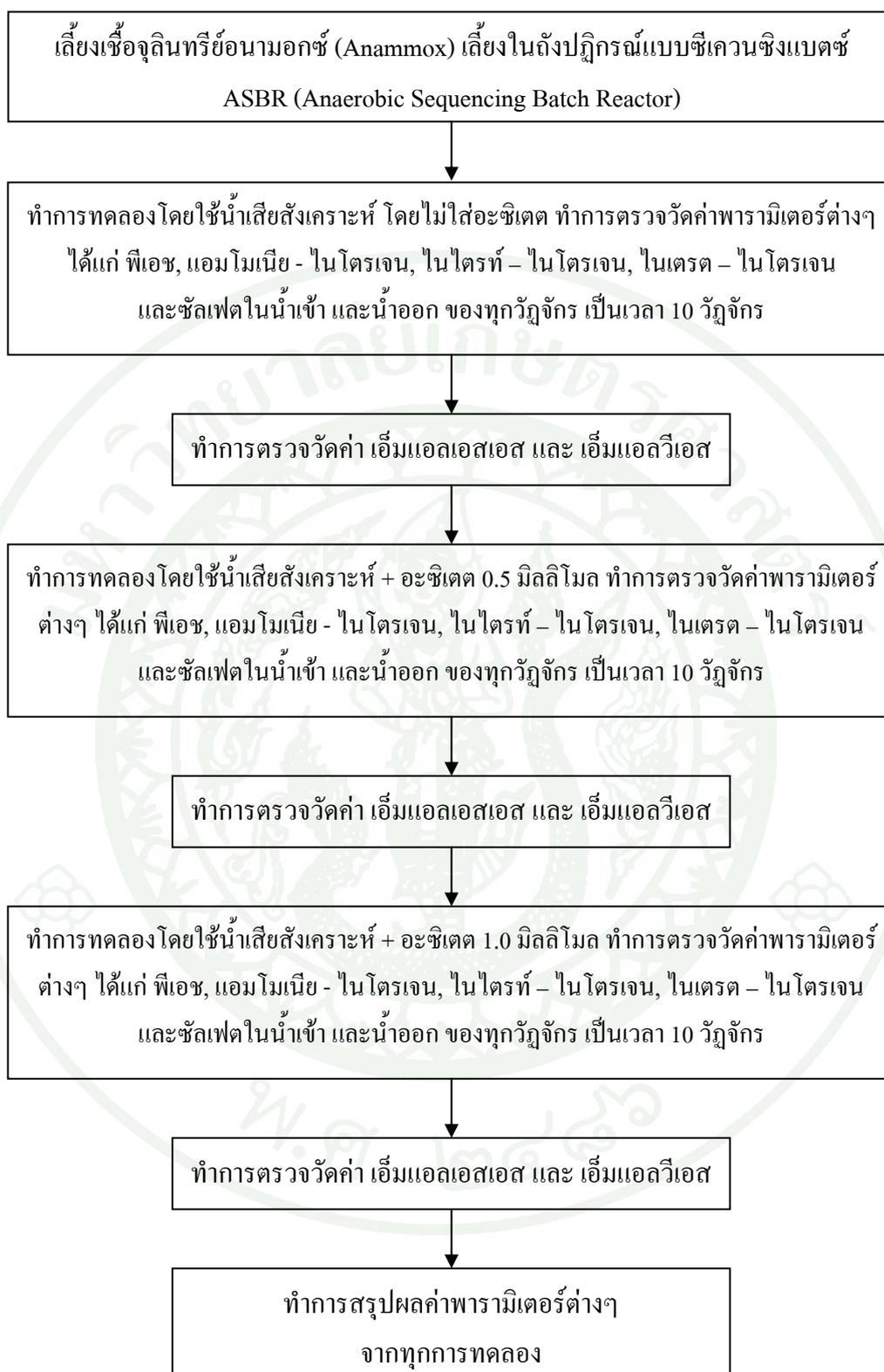
ไนเตรต – ไนโตรเจน และซัลเฟต ในส่วนของ เอ็มแอลเอสเอส และ เอ็มแอลวีเอสเอส จะทำการตรวจวัดหลังสิ้นสุดวัฏจักร



ภาพที่ 5 แผนผังการเดินระบบถังปฏิกรณ์ ASBR ใช้ 1 รอบวัฏจักรเท่ากับ 24 ชั่วโมง

2. ทำการทดลองโดยใช้อะซิเตดเป็นแหล่งคาร์บอน

ทำการทดลองในถังปฏิกรณ์ โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีส่วนประกอบ ดังตารางที่ 5 และทำการเติมอะซิเตดที่ความเข้มข้นต่างๆกันดังนี้ คือ 0.5 มิลลิโมล และ 1.0 มิลลิโมล ซึ่งแต่ละความเข้มข้นทำควบคู่ไปกับถังปฏิกริยาที่ไม่มีการเติมอะซิเตด ซึ่งเป็นถังควบคุม โดยดำเนินการทดลองนาน 10 วัน และเก็บตัวอย่างทุกวันก่อนและหลังเปลี่ยนน้ำเสียสังเคราะห์ เพื่อทำการตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ พีเอช, แอมโมเนีย - ไนโตรเจน, ไนไตรท์ – ไนโตรเจน, ไนเตรต – ไนโตรเจน และซัลเฟต ในส่วนของ เอ็มแอลเอสเอส และ เอ็มแอลวีเอสเอส จะทำการตรวจวัดหลังสิ้นสุดวัฏจักรของแต่ละความเข้มข้น (หลังสิ้นสุดการทดลอง 0.5 มิลลิโมล และ 1.0 มิลลิโมล) ดังภาพที่ 6 และตารางที่ 6



ภาพที่ 6 ขั้นตอนทำการทดลองโดยรวม

ตารางที่ 6 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ และวิธีการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีการวิเคราะห์
pH	เครื่องวัด Consort รุ่น C561
SS, MLSS	Gravimetric Method
VSS, MLVSS	Gravimetric Method
NH ₃ - N	Ion Chromatography METROHM รุ่น 850 Professional ใช้ Colume Metrosep C4 – 150mm
NO ₂ ⁻ - N	Ion Chromatography METROHM รุ่น 850 Professional ใช้ Colume Metrosep A Supp7 – 250mm
NO ₃ ⁻ - N	Ion Chromatography METROHM รุ่น 850 Professional ใช้ Colume Metrosep A Supp7 – 250mm
Acetate	Ion Chromatography METROHM รุ่น 850 Professional ใช้ Colume Metrosep A Supp7 – 250mm

3. สถานที่ทำการทดลอง

ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม 1 ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะ
วิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

4. ระยะเวลาที่ทำการวิจัย

เดือนมีนาคม พ.ศ. 2553 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2554

ผลและวิจารณ์

การวิจัยนี้ศึกษาผลของการรับอินทรีย์ต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการอนามอกซ์ โดยแบ่งการศึกษาเป็นสามชุดการทดลองโดยชุดการทดลองที่หนึ่ง คือ การศึกษาการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์อนามอกซ์ โดยไม่มีการเติมอะซิเตต ชุดการทดลองที่สอง คือ การศึกษาการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์อนามอกซ์ โดยมีการเติมอะซิเตตความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล และชุดการทดลองที่สาม คือ การศึกษาการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์อนามอกซ์ โดยมีการเติมอะซิเตตความเข้มข้น 1.0 มิลลิโมลเพื่อศึกษาผลของความเข้มข้นของคาร์บอนอินทรีย์ที่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจน ซึ่งมีผลการทดลองดังนี้

1. ผลการทดลองที่หนึ่ง การศึกษาการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์อนามอกซ์ โดยไม่มีการเติมอะซิเตต

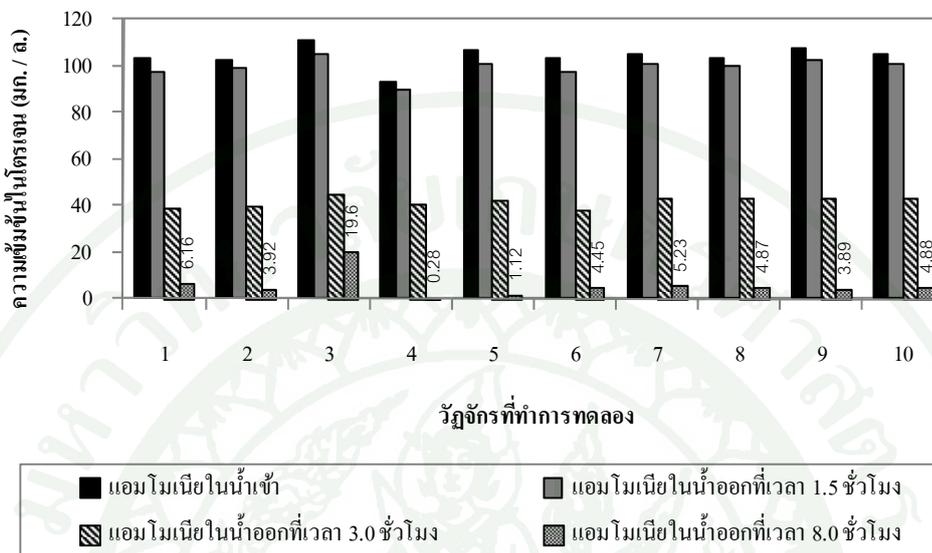
1.1 แอมโมเนีย - ในโตรเจน

จากผลชุดการทดลองที่หนึ่งที่ไม่มีการเติมอะซิเตต พบว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ในโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 208.16 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ในโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 99.45 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ในโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 41.59 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ในโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 5.44 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 7 และพบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ในโตรเจนเฉลี่ยเท่ากับ 95.83% ดังภาพที่ 8

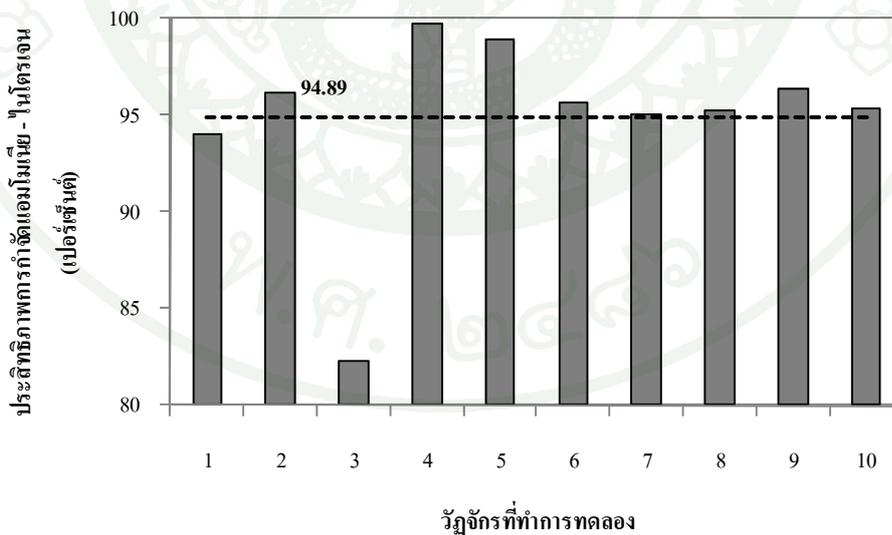
1.2 ไนไตรท์ - ในโตรเจน

จากผลชุดการทดลองที่หนึ่งที่ไม่มีการเติมอะซิเตต พบว่า ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ในโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 270.87 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ในโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 126.02 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ในโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 46.42 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ในโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา

8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 0.435 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 9 และมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรที่
- ไนโตรเจนเฉลี่ยเท่ากับ 99.83% ดังภาพที่ 10



ภาพที่ 7 ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่หนึ่ง



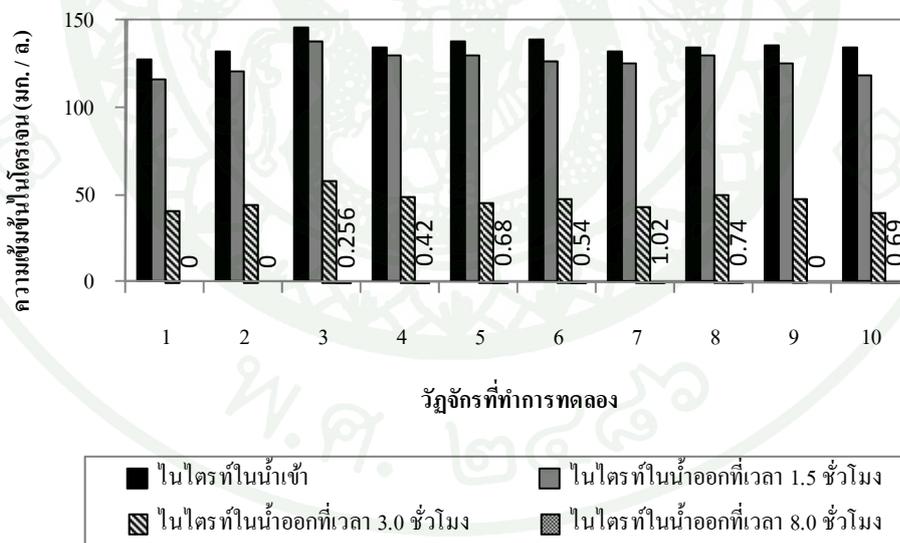
ภาพที่ 8 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่หนึ่ง

1.3 ไนเตรต – ไนโตรเจน

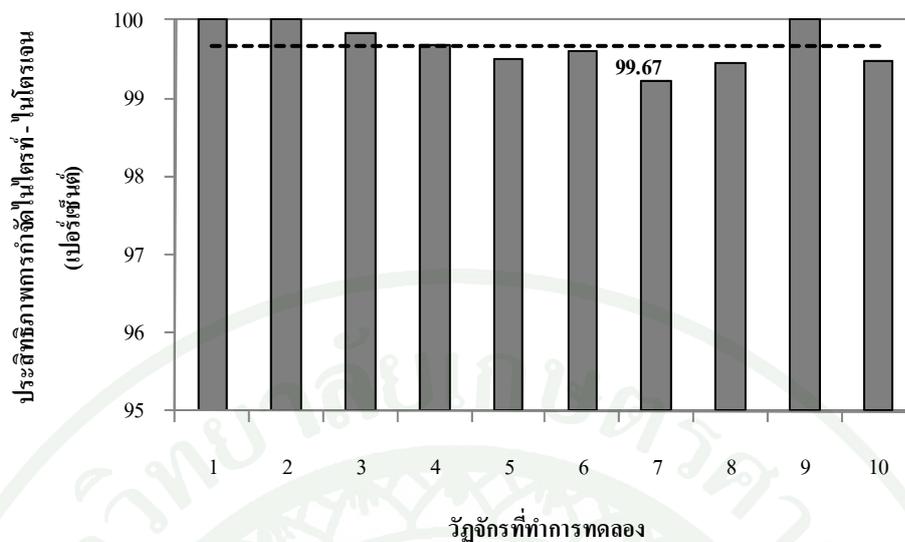
จากผลชุดการทดลองที่หนึ่งที่ไม่มีการเติมอะซิเตด พบว่า ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 3.198 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออกที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 25.885 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 33.805 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 40.65 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 11

1.4 ซัลเฟต

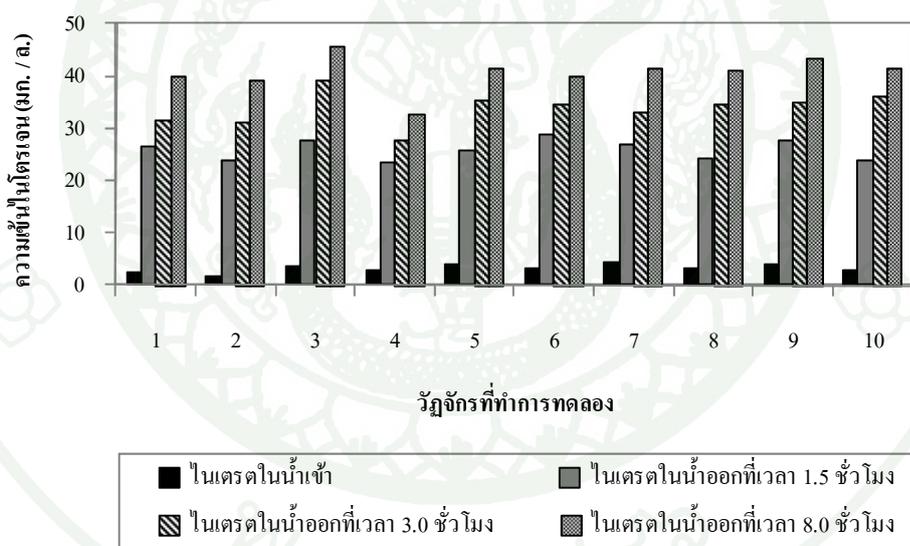
จากผลชุดการทดลองที่หนึ่งที่ไม่มีการเติมอะซิเตด พบว่า ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 906.505 มก./ล. โดยเฉลี่ย และความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ออก มีค่าเท่ากับ 859.656 มก./ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 12



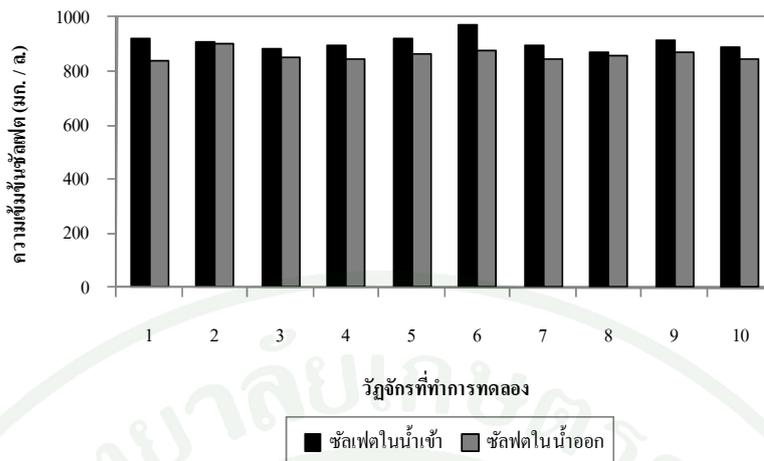
ภาพที่ 9 ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่หนึ่ง



ภาพที่ 10 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่หนึ่ง



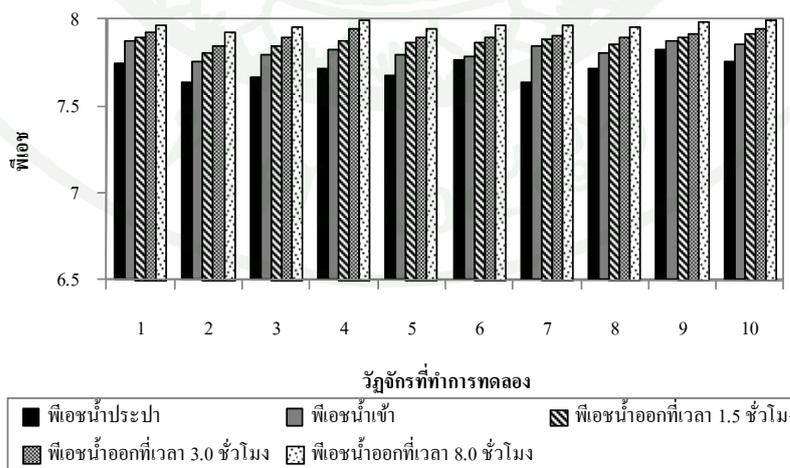
ภาพที่ 11 ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียดังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่หนึ่ง



ภาพที่ 12 ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่หนึ่ง

1.5 ฟีเอช

จากผลชุดการทดลองที่หนึ่งที่ไม่มีการเติมอะซิเตด พบว่า ค่าฟีเอชของน้ำประปา มีค่าเท่ากับ 7.718 โดยเฉลี่ย ค่าฟีเอชในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 7.826 โดยเฉลี่ย ค่าฟีเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 7.875 โดยเฉลี่ย ค่าฟีเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 7.911 โดยเฉลี่ย ค่าฟีเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 7.97 โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 13



ภาพที่ 13 ค่าฟีเอชของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่หนึ่ง

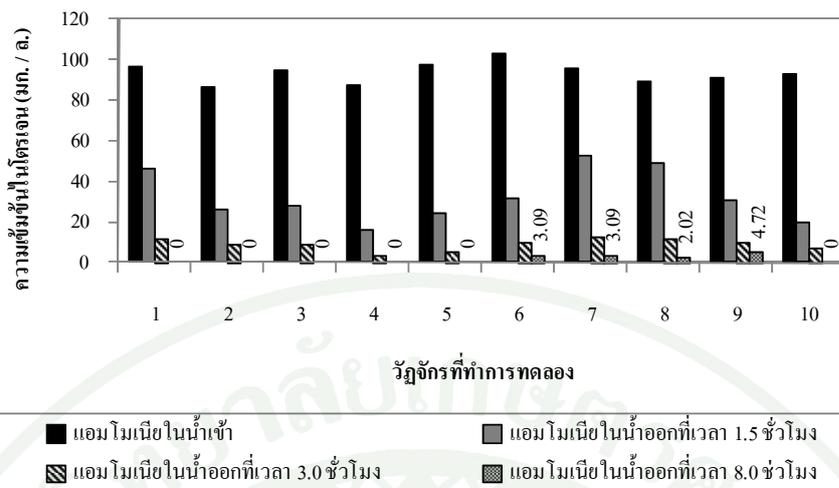
โดยสรุปแล้วหลังจากจบชุดการทดลองที่หนึ่ง ที่ไม่มีการเติมคาร์บอนอินทรีย์ ซึ่งในที่นี้คือ อะซิเตด พบว่า เชื้ออนามอกซ์สามารถกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจน และไนไตรท์ - ไนโตรเจนได้ เป็นอย่างดี ถึงแม้จะไม่มีการเติมคาร์บอนอินทรีย์ก็ตาม โดยดูจากประสิทธิภาพการกำจัด ซึ่ง ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจน และไนไตรท์ - ไนโตรเจนเท่ากับ 95.83% ภาพที่ 8 และ 99.83% ดังภาพที่ 10 ตามลำดับ ซึ่งสูงเมื่อเทียบกับงานวิจัยของ (กุลยา, 2553) ในส่วนของ ไนเตรต - ไนโตรเจน มีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจากกระบวนการอนามอกซ์เกิดไนเตรตเป็นผลิตภัณฑ์ ดัง ภาพที่ 11 ซัลเฟตมีค่าลดลงเล็กน้อย เนื่องจากจุลินทรีย์ที่เป็นพวกเฮเทอโรโทรป ซัลเฟตรีดิวซ์ซึ่ง แบคทีเรีย สามารถใช้ซัลเฟตได้ ดังภาพที่ 12 ส่วนพีเอชนั้น มีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจาก การที่ไบคาร์บอเนต ที่เป็นบัฟเฟอร์ในระบบนั้น ได้ถูกจุลินทรีย์ใช้ไป จึงทำให้ค่าพีเอชมีค่าสูงขึ้น ดังภาพที่ 13

2. ผลการทดลองที่สอง การศึกษาการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์อนามอกซ์โดยเติมอะซิเตด ความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล

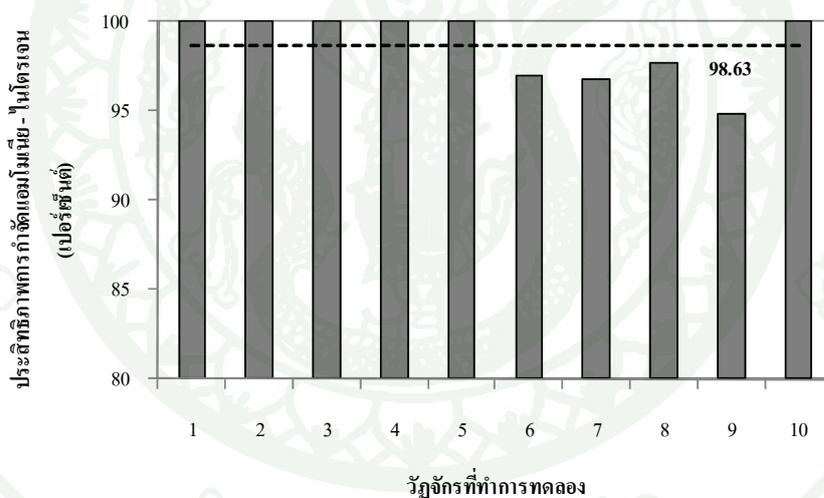
ในชุดการทดลองที่สองดำเนินการทดลองต่อจากชุดการทดลองที่หนึ่งโดยทำการเติม อะซิเตดความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล จนกระทั่งระบบเริ่มเข้าสู่เสถียร จึงเริ่มทำการทดลอง โดยทำการทดลองเป็นเวลา 10 วันทำการ

2.1 แอมโมเนีย - ไนโตรเจน

จากผลชุดการทดลองที่สองที่เติมอะซิเตดความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล พบว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 186.88 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 32.42 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 8.59 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 1.29 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 14 และพบว่า มี ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจนเฉลี่ย เท่ากับ 99.30% ดังภาพที่ 15



ภาพที่ 14 ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่สอง

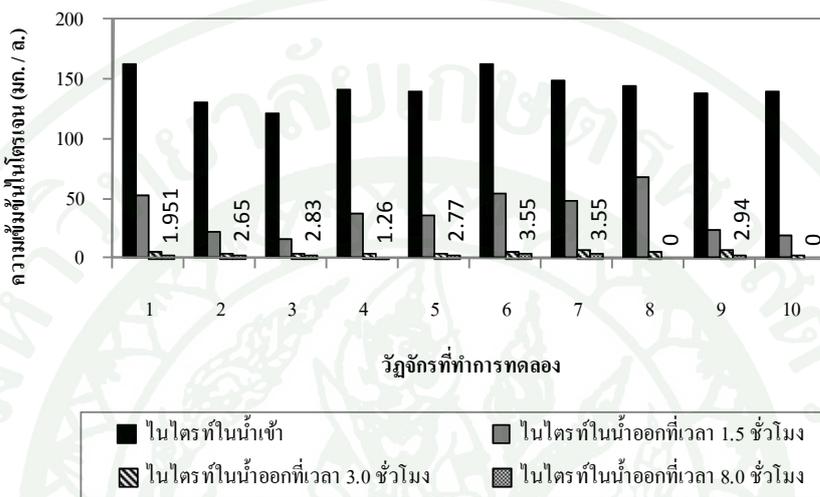


ภาพที่ 15 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่สอง

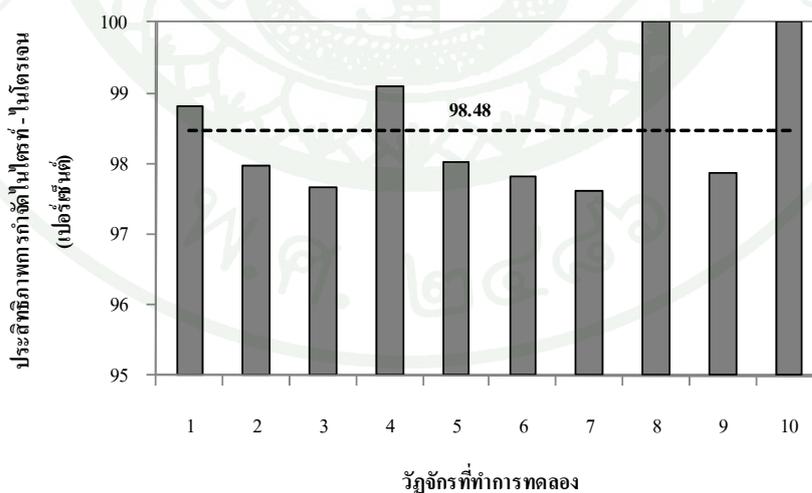
2.2 ไนไตรท์ - ไนโตรเจน

จากผลชุดการทดลองที่สองโดยการเติมอะซิเตดความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล พบว่าความเข้มข้นของไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 285.74 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่า

เท่ากับ 37.69 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนโตรเจน - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมงมีค่าเท่ากับ 4.61 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนโตรเจน - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 2.15 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 16 และมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยเท่ากับ 99.24% ดังภาพที่ 17



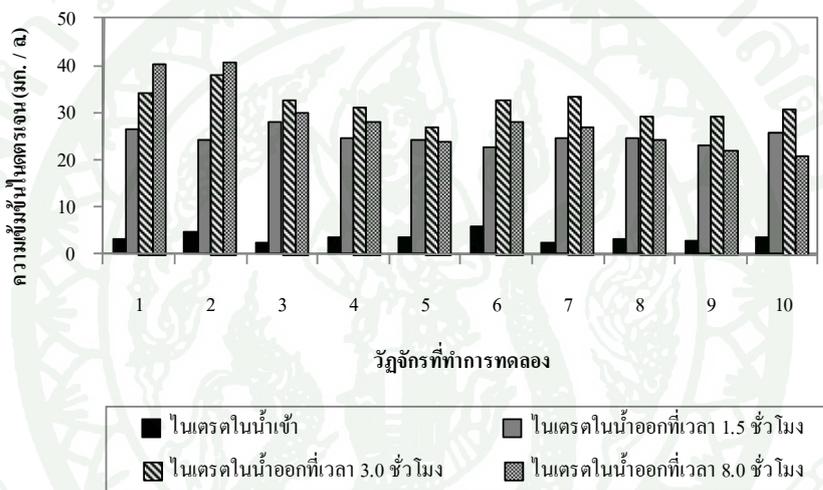
ภาพที่ 16 ความเข้มข้นของไนโตรเจน - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สอง



ภาพที่ 17 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่สอง

2.3 ไนเตรต – ไนโตรเจน

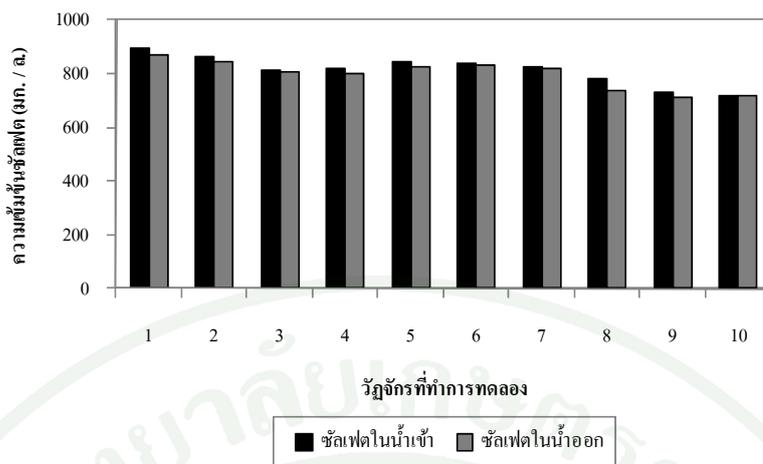
จากผลชุดการทดลองที่สองที่เติมอะซิเตต 0.5 มิลลิโมล พบว่า ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 3.60 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 24.78 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 31.75 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออกที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 28.51 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 18



ภาพที่ 18 ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สอง

2.4 ชัลเฟต

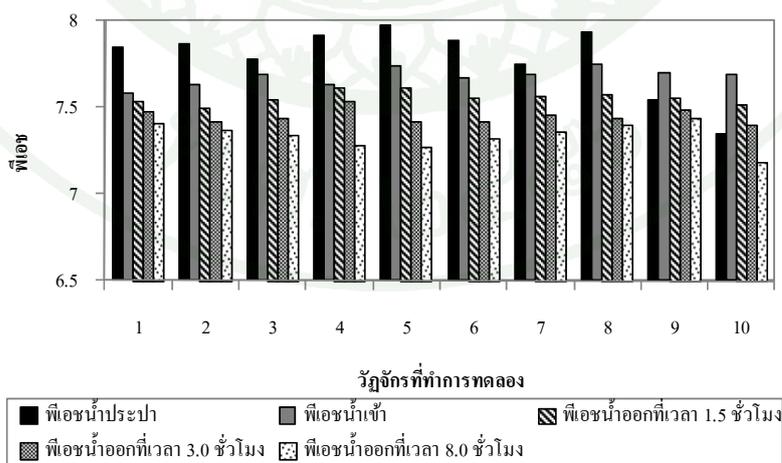
จากผลชุดการทดลองที่สองที่เติมอะซิเตตความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล พบว่า ความเข้มข้นของชัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 813.08 มก./ล. โดยเฉลี่ย และความเข้มข้นของชัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ออก มีค่าเท่ากับ 796.33 มก./ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 19



ภาพที่ 19 ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สอง

2.5 ฟิเอช

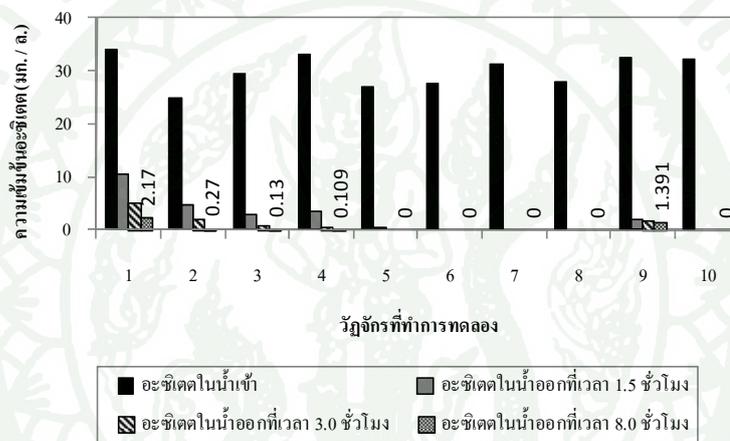
จากผลชุดการทดลองที่สองที่เดิมอะซิเตดความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล พบว่า ค่าฟิเอชของน้ำประปา มีค่าเท่ากับ 7.78 โดยเฉลี่ย ค่าฟิเอชในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 7.67 โดยเฉลี่ย ค่าฟิเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 7.55 โดยเฉลี่ย ค่าฟิเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 7.45 โดยเฉลี่ย ค่าฟิเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออกที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 7.33 โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 20



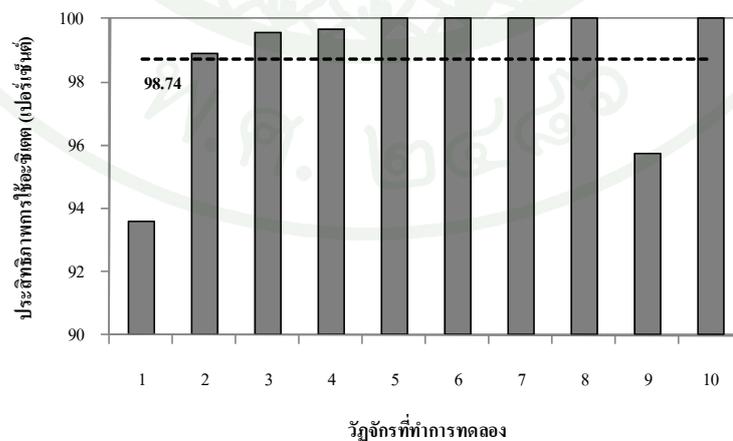
ภาพที่ 20 ค่าฟิเอชของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สอง

2.6 อะซิเตด

จากผลชุดการทดลองที่สองที่เติมอะซิเตดความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล พบว่า ความเข้มข้นของอะซิเตดในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 60.09 มก./ล. โดยเฉลี่ย ค่าความเข้มข้นของอะซิเตดในน้ำเสียสังเคราะห์ออกที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 2.39 มก./ล. โดยเฉลี่ย ค่าพีเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออกที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 0.95 มก./ล. โดยเฉลี่ย ค่าพีเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออกที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 0.43 มก./ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 21 และมีประสิทธิภาพการใช้อะซิเตดเฉลี่ย เท่ากับ 99.32% ดังภาพที่ 22



ภาพที่ 21 ความเข้มข้นของอะซิเตดในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สอง



ภาพที่ 22 ประสิทธิภาพการใช้อะซิเตดของชุดการทดลองที่สอง

โดยสรุปเมื่อมีการเติมอะซิเตดความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล เข้าไปในระบบ พบว่า การกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจนมีประสิทธิภาพที่ดีขึ้น โดยดูจากค่าความเข้มข้นของอะซิเตดที่เวลาแปด ชั่วโมง ซึ่งมีค่าน้อยกว่า เมื่อเทียบกับชุดการทดลองที่หนึ่ง และอัตราการใช้แอมโมเนีย - ไนโตรเจนมีค่ามากขึ้นกว่าของชุดการทดลองที่หนึ่ง ในแง่ของประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจน พบว่า เมื่อทำการเติมอะซิเตดความเข้มข้น 0.5 มิลลิโมล เข้าไปในระบบจะทำให้ประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นจาก 95.83% ภาพที่ 8 เป็น 99.30% ดังภาพที่ 15 ในขณะที่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรที่ - ไนโตรเจนมีค่าลดลงจากชุดการทดลองที่หนึ่งเล็กน้อย แต่ไม่มีวัฏจักรใดเลยในชุดการทดลองที่สองที่มีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรที่ - ไนโตรเจนต่ำกว่า 98.8% ดังภาพที่ 17 ในส่วนของไนเตรต - ไนโตรเจน จะพบว่า ในสองวัฏจักรแรก ค่าไนเตรตมีค่าใกล้เคียงกับชุดการทดลองที่หนึ่ง แต่หลังจากวัฏจักรที่สองเป็นต้นไปไนเตรตมีค่าเพิ่มขึ้นจนถึงชั่วโมงที่สามแต่พอหลังจากแปดชั่วโมงไปแล้วไนเตรตกลับมีค่าลดลง ดังภาพที่ 18 ซึ่งเป็นไปได้ว่าอาจมีจุลินทรีย์จำพวกดีไนทริฟิเคชันซึ่งจุลินทรีย์จำพวกนี้สามารถใช้อะซิเตดได้ด้วย และใช้ในเตรตไป ทำให้ไนเตรตในระบบมีค่าลดลง ส่วนซัลเฟตมีแนวโน้มที่ลดลงเช่นเดียวกับชุดการทดลองที่หนึ่ง ดังภาพที่ 19 สำหรับพีเอชนั้นเมื่อมีการเติมอะซิเตดแล้วพบว่า พีเอชมีค่าลดลงตามเวลา ดังภาพที่ 20 ในส่วนของอะซิเตด พบว่าจุลินทรีย์สามารถใช้อะซิเตดได้เป็นอย่างดี โดยดูจากความเข้มข้นของอะซิเตดที่เหลืออยู่ ภาพที่ 21 โดยในวัฏจักรแรก คือวัฏจักรที่หนึ่งถึงวัฏจักรที่สี่ ยังมีอะซิเตดหลงเหลืออยู่บ้าง แต่ความเข้มข้นก็ลดลงเรื่อยๆในแต่ละวัฏจักร พอหลังจากวัฏจักรที่สี่เป็นต้นไป จะพบว่าอะซิเตดไม่หลงเหลืออยู่เลยยกเว้นวัฏจักรที่เก้า แต่ก็มีหลงเหลือเพียงเล็กน้อยเท่านั้น ซึ่งแสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ค่อยๆมีการปรับตัวให้เข้ากับแหล่งคาร์บอนที่เติมเข้าไป ดังภาพที่ 22

3. ผลการทดลองที่สอง การศึกษาการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์อนามอกซ์โดยเติมอะซิเตดความเข้มข้น 1.0 มิลลิโมล

ในชุดการทดลองที่สามดำเนินการทดลองต่อจากชุดการทดลองที่หนึ่งโดยทำการเติมอะซิเตดความเข้มข้น 1.0 มิลลิโมล จนกระทั่งระบบเริ่มเข้าสู่เสถียร จึงเริ่มทำการทดลองโดยทำการทดลองเป็นเวลา 10 วัฏจักร

3.1 แอมโมเนีย - ไนโตรเจน

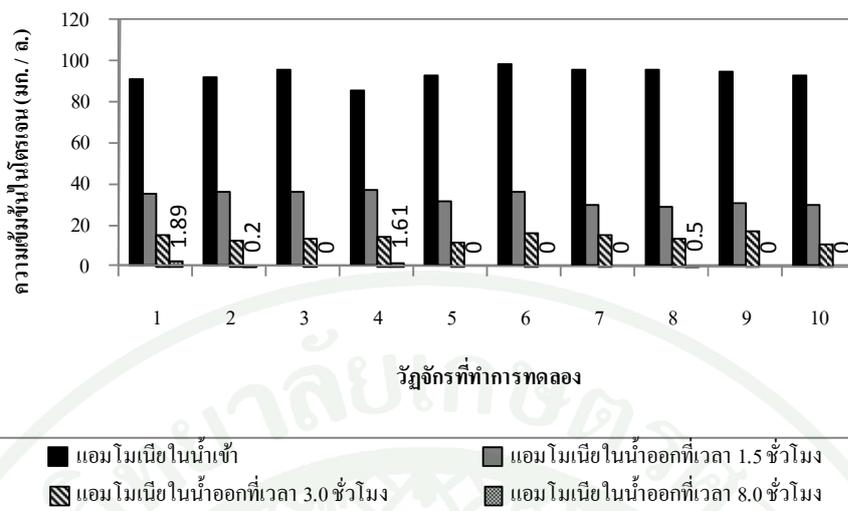
จากผลชุดการทดลองที่สามที่เติมอะซิเตตความเข้มข้น 1.0 มิลลิโมล พบว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 186.97 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 33.04 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 13.75 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 0.42 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 23 และพบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ยเท่ากับ 99.76% ดังภาพที่ 24

3.2 ไนไตรท์ - ไนโตรเจน

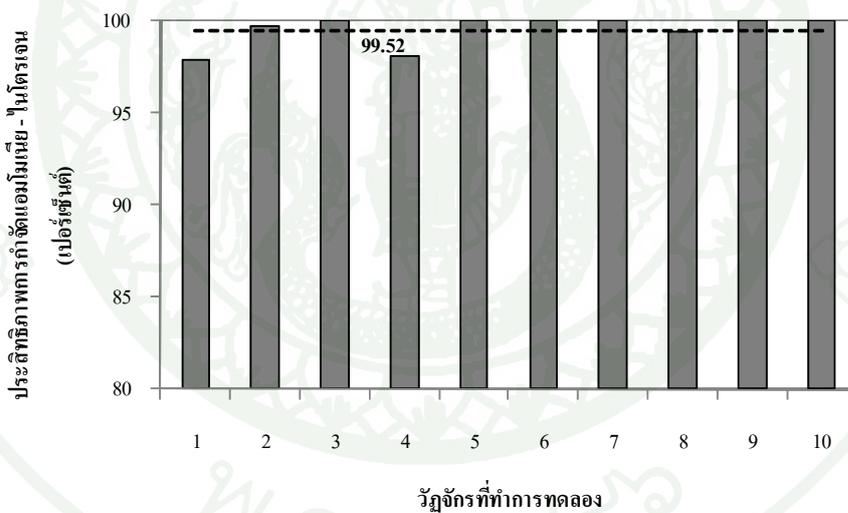
จากผลชุดการทดลองที่สามที่เติมอะซิเตตความเข้มข้น 1.0 มิลลิโมล พบว่า ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 261.93 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 34.87 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 3.25 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 0.06 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 25 และมีประสิทธิภาพการกำจัดไนไตรท์ไนโตรเจนเฉลี่ย เท่ากับ 99.97% ดังภาพที่ 26

3.3 ไนเตรต - ไนโตรเจน

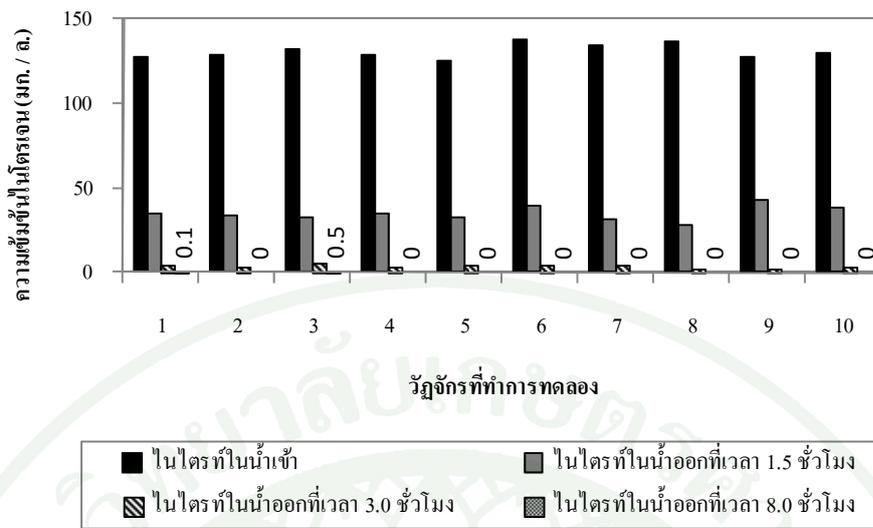
จากชุดการทดลองที่สามที่เติมอะซิเตต 1.0 มิลลิโมล พบว่า ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 2.61 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 19.48 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 29.57 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 17.67 มก.-N/ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 27



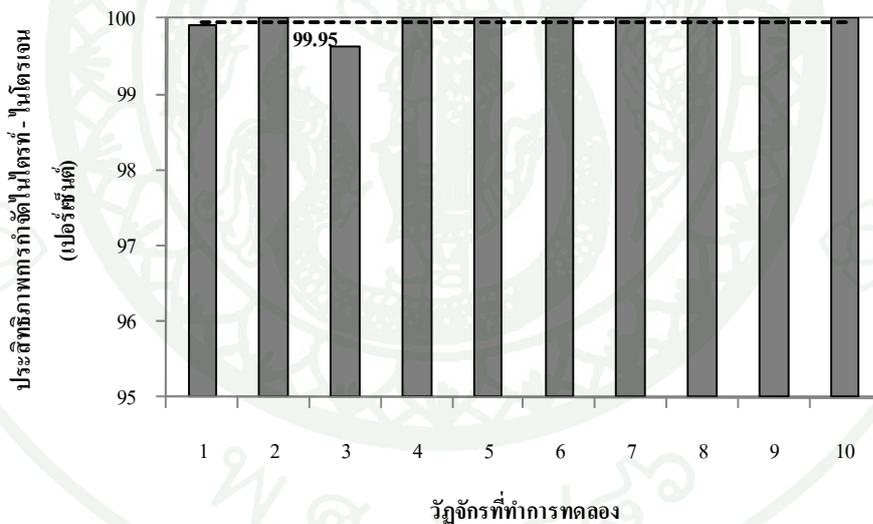
ภาพที่ 23 ความเข้มข้นของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม



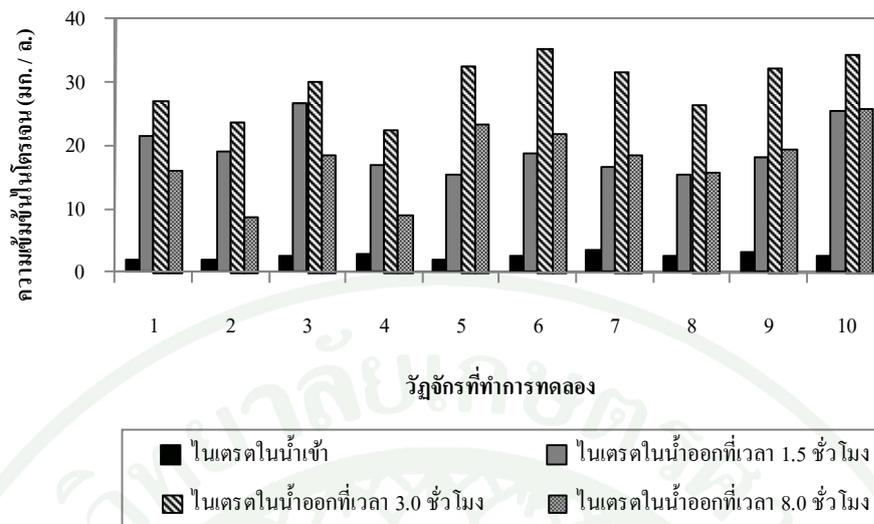
ภาพที่ 24 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่สาม



ภาพที่ 25 ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่สาม



ภาพที่ 26 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของชุดการทดลองที่สาม



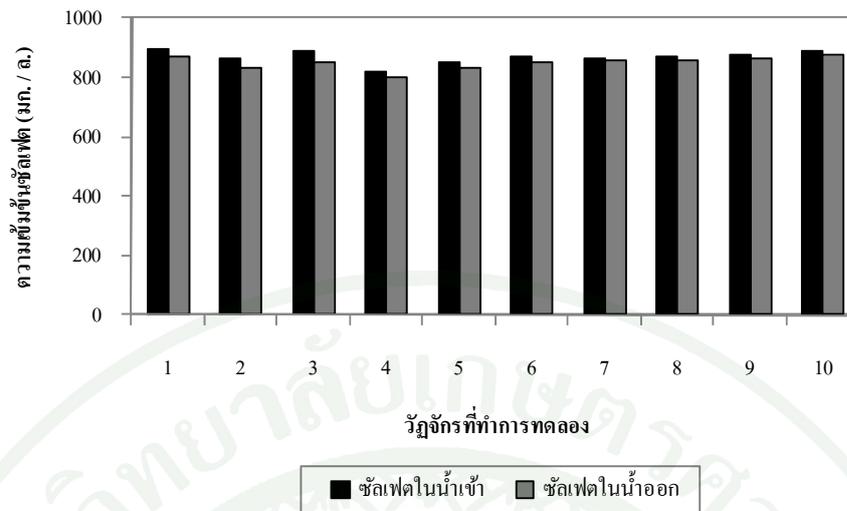
ภาพที่ 27 ความเข้มข้นของไนเตรต - ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม

3.4 ซัลเฟต

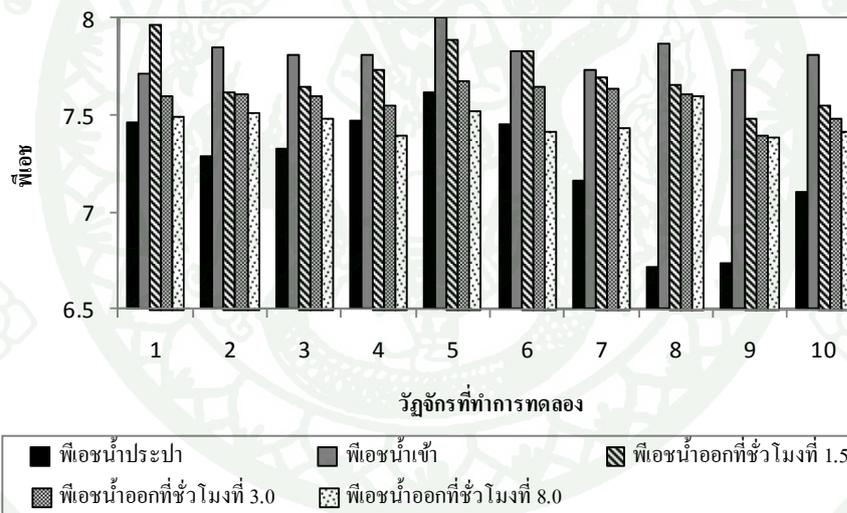
จากผลชุดการทดลองที่สามที่เดิมอะซิเตดความเข้มข้น 1.0 มิลลิโมล พบว่า ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 868.96 มก./ล. โดยเฉลี่ย และความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ออก มีค่าเท่ากับ 849.45 มก./ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 28

3.5 ฟิเอช

จากผลชุดการทดลองที่สามที่เดิมอะซิเตดความเข้มข้น 1.0 มิลลิโมล พบว่า ค่าฟิเอชของน้ำประปา มีค่าเท่ากับ 7.23 โดยเฉลี่ย ค่าฟิเอชในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 7.81 โดยเฉลี่ย ค่าฟิเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 7.70 โดยเฉลี่ย ค่าฟิเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 7.58 โดยเฉลี่ย ค่าฟิเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออกที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 7.46 โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 29



ภาพที่ 28 ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม

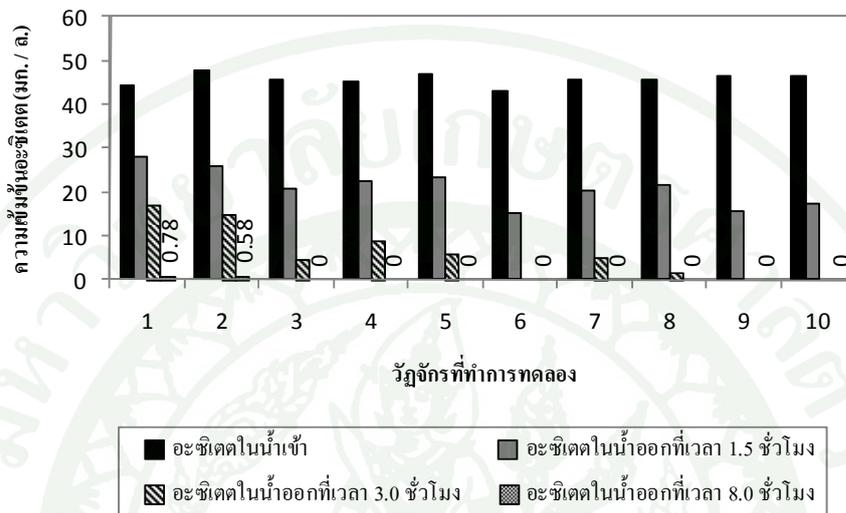


ภาพที่ 29 ค่าพีเอชของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆของชุดการทดลองที่สาม

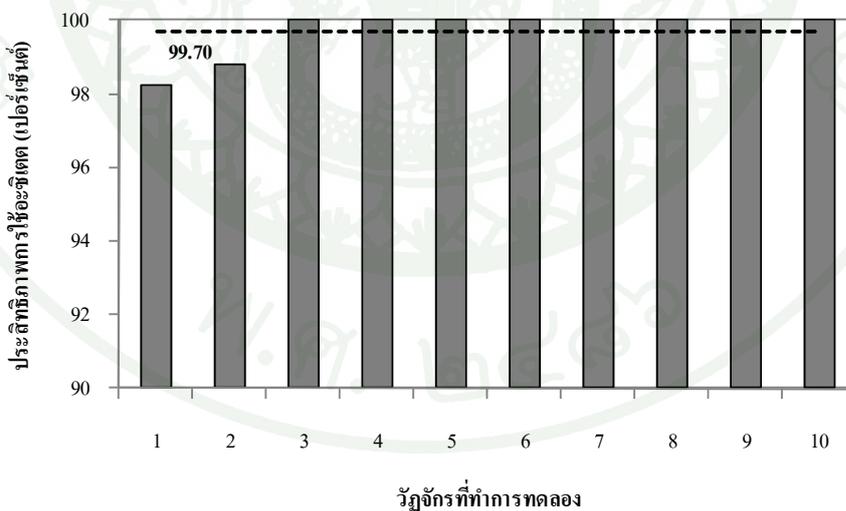
3.6 อะซิเตด

จากผลชุดการทดลองที่สามที่เดิมอะซิเตดความเข้มข้น 1.0 มิลลิโมล พบว่า ความเข้มข้นของอะซิเตดในน้ำเสียสังเคราะห์เข้า มีค่าเท่ากับ 91.55 มก./ล. โดยเฉลี่ย ค่าความเข้มข้นของอะซิเตดในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 1.5 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 21.10 มก./ล. โดยเฉลี่ย ค่าพีเอช

ในน้ำเสียสังเคราะห์ออก ที่เวลา 3.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 5.71 มก./ล. โดยเฉลี่ย ค่าพีเอชในน้ำเสียสังเคราะห์ออกที่เวลา 8.0 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 0.13 มก./ล. โดยเฉลี่ย ดังภาพที่ 30 และมีประสิทธิภาพการใช้อะซิเตดเฉลี่ยเท่ากับ 99.85% ดังภาพที่ 31

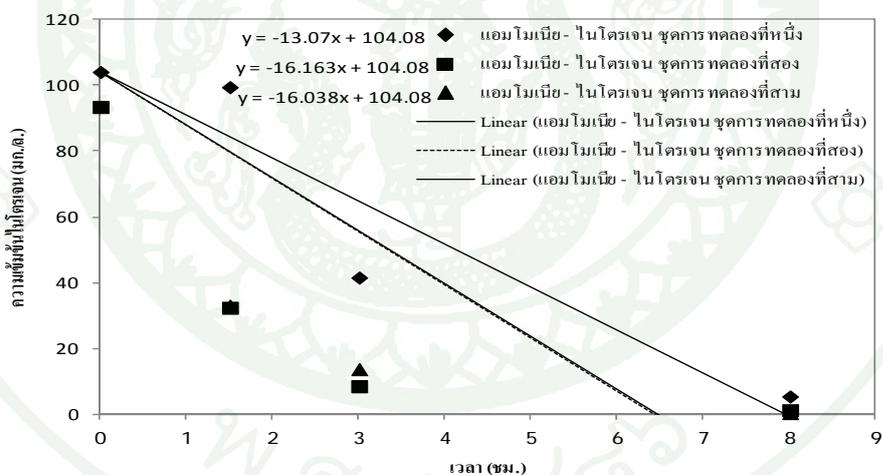


ภาพที่ 30 ความเข้มข้นของอะซิเตดในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เวลาต่างๆ ของชุดการทดลองที่สาม

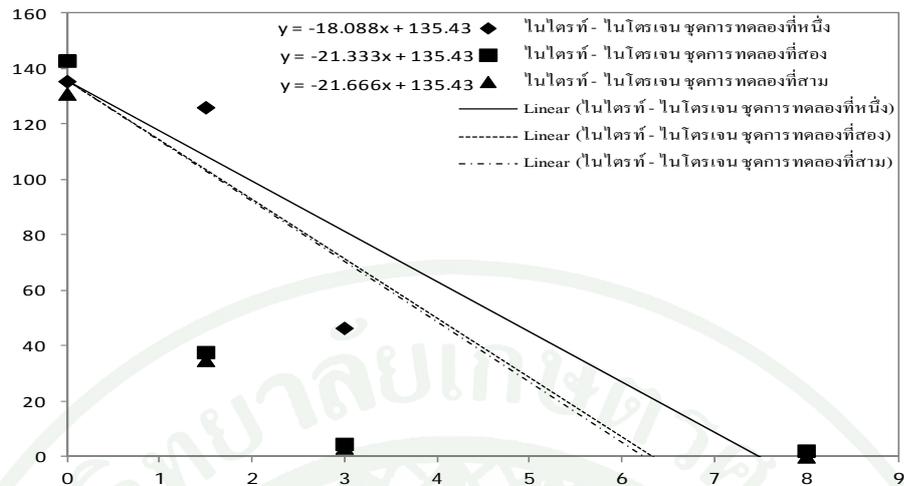


ภาพที่ 31 ประสิทธิภาพการใช้อะซิเตดของชุดการทดลองที่สาม

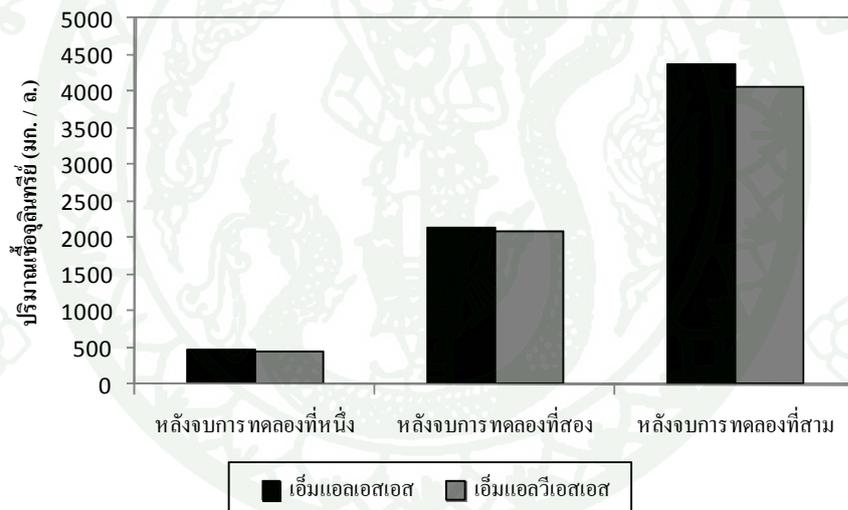
โดยสรุปเมื่อจบชุดการทดลองที่สาม พบว่าหลังจากที่มีการเติมอะซิเตดที่ความเข้มข้นที่มากขึ้น คือ 1.0 มิลลิโมล จะพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจน และไนไตรท์ - ไนโตรเจนที่สูงมาก กล่าวคือประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจนเท่ากับ 99.76% ดังภาพที่ 24 และประสิทธิภาพในการกำจัดไนไตรท์ - ไนโตรเจนเท่ากับ 99.97% ภาพที่ 26 ถึงแม้จะมีชุดการทดลองที่มีค่าประสิทธิภาพลดลงไปบ้าง แต่ประสิทธิภาพยังคงสูงกว่า 98.5% ทั้งแอมโมเนีย - ไนโตรเจน และไนไตรท์ - ไนโตรเจน ในส่วนของไนเตรต - ไนโตรเจนนั้นมีความที่คล้อยตามกับชุดการทดลองที่สอง กล่าวคือ ความเข้มข้นของไนเตรตค่อยๆเพิ่มขึ้นตามเวลา จนกระทั่งชั่วโมงที่แปดความเข้มข้นของไนเตรตจะลดลง ดังภาพที่ 27 ซัลเฟตมีแนวโน้มลดลง ดังภาพที่ 28 ในส่วนของพีเอชนั้นมีแนวโน้มที่ลดลงตามเวลาเช่นเดียวกับชุดการทดลองที่หนึ่ง และชุดการทดลองที่สอง ดังภาพที่ 29 ในส่วนสุดท้ายอะซิเตดนั้น จะพบว่าในสองวัฏจักรแรกยังคงมีอะซิเตดหลงเหลืออยู่เล็กน้อย แต่หลังจากนั้นอะซิเตดไม่หลงเหลืออยู่เลย ดังภาพที่ 30 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้เข้ากับอะซิเตดได้เป็นอย่างดี ซึ่งดูได้จากประสิทธิภาพการใช้อะซิเตด ดังภาพที่ 31



ภาพที่ 32 อัตราการลดลงของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่หนึ่ง สอง และสาม



ภาพที่ 33 อัตราการลดลงของไนโตรเจน - ไนโตรเจนของชุดการทดลองที่หนึ่ง สอง และสาม



ภาพที่ 34 ค่าเอ็มแอลเอสเอส และค่าเอ็มแอลวีเอสเอสเปรียบเทียบทั้งสามการทดลอง

กล่าวโดยสรุปจะเห็นได้ว่าหลังจากที่ทำการเติมคาร์บอนอินทรีย์ ซึ่งในที่นี้ คือ อะซิเตด เข้าไปในระบบแล้วทำให้การกำจัดแอมโมเนีย - ไนโตรเจน และไนโตรเจนได้ดีขึ้น โดยดูจากประสิทธิภาพในการกำจัด นอกจากนี้ยังสามารถดูได้จากโคเนติก ดังภาพที่ 32 และ 33 ซึ่งจะเห็นว่าอัตราการใช้แอมโมเนีย - ไนโตรเจน และไนโตรเจนของจุลินทรีย์มากกว่าเดิม ในส่วนของไนเตรต - ไนโตรเจน จะพบว่าค่าไนเตรตในชุดการทดลองที่หนึ่งที่ยังไม่มีการเติมอะซิเตดนั้นความเข้มข้นของไนเตรตนั้นเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ แต่ในขณะที่หลังจากที่มีการเติมอะซิเตดไป

แล้วในชุดการทดลองที่สอง และชุดการทดลองที่สามนั้น ค่าความเข้มข้นของไนเตรตมีค่าลดลงที่ ชั่วโมงที่แปด ซึ่งอาจเป็นไปได้ว่าอาจมีจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งจุลินทรีย์จำพวกนี้สามารถใช้อะซิเตตได้ด้วย และใช้ในเตรตไป ทำให้ไนเตรตในระบบมีค่าลดลง หรือในอีกนัยหนึ่งจาก งานวิจัยของ Kartal *et al.* (2008) พบว่าจุลินทรีย์อนามอกซ์สามารถออกซิไดซ์ volatile fatty acids ได้โดยใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจึงอาจเป็นสาเหตุที่ทำให้ไนเตรตมีค่าลดลง ส่วนซัลเฟตนั้น ทั้งสามการทดลองมีผลชุดการทดลองที่มีแนวโน้มไปในทางเดียวกัน ซึ่งอาจแปลว่าอินทรีย์ คาร์บอนที่ใส่เข้าไปนั้น ไม่ได้มีผลต่อระบบ ในส่วนของพีเอชนั้น พบว่าในชุดการทดลองที่หนึ่งที่ไม่มีการเติมคาร์บอนอินทรีย์มีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจากการที่ไบคาร์บอเนตที่เป็นบัฟเฟอร์ในระบบนั้น ได้ถูกจุลินทรีย์ใช้ไปจึงทำให้ค่าพีเอชมีค่าสูงขึ้น แต่ในชุดการทดลองที่สอง และสามพีเอชมีค่า ลดลงตามเวลา

ส่วนอะซิเตตนั้น พบว่าจุลินทรีย์สามารถใช้อะซิเตตได้เป็นอย่างดี โดยดูจากอัตราการใช้อะซิเตต ซึ่งมีอัตราการใช้อะซิเตต คือ 99.32% และ 99.85% แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์สามารถใช้ อะซิเตตได้เป็นอย่างดี สูดท้ายในส่วนเอ็มแอลวีเอสเอส ดังภาพที่ 34 นั้น พบว่า มีค่าเพิ่มขึ้นในทุก การทดลอง ซึ่งจากงานวิจัยของ Kartal *et al.* (2007a) พบว่าจุลินทรีย์อนามอกซ์สามารถใช้ volatile fatty acids ได้ และพบว่า volatile fatty acids ที่จุลินทรีย์อนามอกซ์ใช้ไปนั้น ไม่ได้ถูกใช้ไปในการ สร้างเซลล์ เพราะว่า volatile fatty acids จะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่ง อะซิเตตก็เป็น volatile fatty acids ตัวหนึ่ง จึงเป็นไปได้ว่าอะซิเตตที่ใส่เข้าไปนั้นสามารถถูกใช้โดย จุลินทรีย์อนามอกซ์ แต่ไม่ได้ถูกใช้ไปในการสร้างเซลล์ ซึ่งอาจกล่าวได้ว่ามวลที่เพิ่มขึ้นนี้ไม่ได้เป็น ผลมาจากอะซิเตต เพราะฉะนั้นจุดนี้ยังไม่อาจสรุปได้เป็นที่แน่ชัดยังต้องการศึกษาเพิ่มเติมต่อไป

สรุปและข้อเสนอแนะ

สรุป

จากการศึกษาการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์อนามอกซ์โดยใช้อะซิเตตเป็นแหล่งคาร์บอนในถังปฏิกริยาเอสบีอาร์ (Anaerobic Sequencing Batch Reactor : ASBR) แบบโดยมีการเติมคาร์บอนอินทรีย์เข้าไปในระบบที่ความเข้มข้น 0.5 mM และ 1.0 mM เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนสามารถสรุปได้ดังนี้

เมื่อมีการเติมคาร์บอนอินทรีย์ ซึ่งในที่นี้คือ อะซิเตตเข้าไปในระบบที่ความเข้มข้น 0.5 mM และ 1.0mM พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนเพิ่มสูงขึ้นโดยที่ประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน และไนไตรท์ไนโตรเจนนั้นมีค่าสูงถึง 99% โดยเมื่อมีการเติมคาร์บอนอินทรีย์ด้วยความเข้มข้นที่มากขึ้น คือ จาก 0.5 mM เป็น 1.0 mM จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยเท่านั้น คือไม่ถึง 1% หรืออาจจะกล่าวได้ว่าเพิ่มขึ้นอย่างไม่มีนัยสำคัญ ดังนั้นการเพิ่มความเข้มข้นของคาร์บอนอินทรีย์จึงไม่ได้ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดมีค่าเปลี่ยนแปลง

และเมื่อมองในแง่ของโคเนตริกแล้วจะพบว่าอัตราการจัดแล้วจะพบว่าที่ความเข้มข้นของอะซิเตต เท่ากับ 0.5 mM จะมีอัตราการกำจัดที่ดีที่สุด เมื่อเทียบกับการทดลองที่ไม่มีการเติมอะซิเตต และการทดลองที่มีการเติมอะซิเตตความเข้มข้น 1.0 mM

ข้อเสนอแนะ

ควรมีการศึกษาผลของคาร์บอนอินทรีย์ที่ความเข้มข้นที่ครอบคลุมมากขึ้น โดยการศึกษาที่คาร์บอนอินทรีย์ให้หลากหลายสารมากขึ้น และที่ความเข้มข้นต่างๆมากขึ้น

ควรมีการเก็บตัวอย่างเชื้อจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ เพื่อการศึกษาลักษณะโครงสร้างของประชากรของเชื้อจุลินทรีย์เพิ่มเติม โดยเทคนิคทางชีวโมเลกุล

ในการทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในการทำการทดลอง จึงควรมีการศึกษาทดลองเพิ่มเติมโดยการใช้น้ำเสียจริง เพื่อประยุกต์ในการกำจัดน้ำเสียต่อไป

เอกสารและสิ่งอ้างอิง

- กุลยา สารชีวิน. 2553. การกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการแอนาโมกซ์โดยใช้ถังกำจัดไร้อากาศแบบไหลขึ้นที่มีฟองน้ำเป็นตัวกลาง. วิทยานิพนธ์ปริญญาเอก. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2545. การกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. พิมพ์ครั้งที่ 2. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, กรุงเทพฯ.
- Depenna-Mora, A.B. Arrojo, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral and R. Mendez. 2004a. Improvement of the settling properties of Anammox sludge in an SBR. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. 79: 1417 – 1420.
- Dapena-Mora, A., I. Fern´andez, J.L. Campos, A. Mosquera-Corral, R. M´endez and M.S.M. Jetten. 2007. Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. **Enzyme and Microbial Technology**. 40: 859–865.
- Delwiche, C.C. and M.S. Finstein. 1965. Carbon and Energy Source for the Nitrifying Autotroph *Nitrobacter*. **Journal of Bacteriology**. 90(1): 102-107.
- Dexiang, L., L. Xiaoming, Y. Qi, Z. Guangming, G. Liang and Y. Xiu. 2008. Effect of inorganic carbon on anaerobic ammonium oxidation enriched in sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Sciences**. 20: 940–944.
- Dong, X. and E.W. Tollner. 2003. Evaluation of anammox and denitrification during anaerobic digestion of poultry manure. **Bioresource Technology**. 86: 139-145.

- Egli, K., U. Fanger, P.J.J. Alvarez, H. Siegrist, J.R. van der Meer and A.J.B. Zehnder. 2001. Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. **Archives of Microbiology**. 175: 198-207.
- Güven, D., A. Dapena, B. Kartal, M.C. Schmid, B. Maas, K. van de Pas-Schoonen, S. Sozen, R. Mendez, H.J.M. Op den Camp, M.S.M. Jetten, M. Strous and I. Schmidt. 2005. Propionate Oxidation by and Methanol Inhibition of Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**. 1066–1071.
- Helmer, C., C. Tromm, A. Hippen, K-H. Rpsenwinkel, C.F. Seyfried and S. Kunst. 2001. Single stage biological nitrogen removal by nitrification and anaerobic ammonium oxidation in biofilm system. **Water Science and Technology**. 43 (1): 311-320.
- House, C.H., J.W. Schopf and K.O. Stetter. 2003. Carbon isotopic fractionation by Archaeans and other thermophilic prokaryotes. **Organic Geochemistry**. 34(3): 345–356.
- Hugler, M., H. Huber, K.O. Stetter and G. Fuchs. 2003. Autotrophic CO₂ fixation pathways in archaea (Crenarchaeota). **Archives of Microbiology**. 179: 160–173.
- Isaacs, S.H. and M. Henze. 1994. Controlled carbon source addition to an alternating nitrification-denitrification wastewater treatment process including biological p removal. **Water Research**. 29(1): 77-89.
- Jetten, M.S.M., S.J. Horn and M.C.M. van Loosdrecht. 1997. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. **Water Science and Technology**. 35 (9): 171–180.
- Jetten, M.S.S., M. Strous, K.T. van de Pas-Schoonen, J. Schalk, U.G.J.M. van Dongen, A.A. van de Graaf, S. Logemann, G. Muyzer, M.C.M. van Loosdrecht and J.G. Kuenen. 1999. The anaerobic oxidation of ammonium. **FEMS Microbiology**. 22: 421-437.

- Jetten, M.S.M., M. Wagner, J. Fuerst, M.C.M. van Loosdrecht, G.J. Kuenen and M. Strous. 2001. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process. **Current Opinion Biotechnology**. 12: 283-288.
- Kartal, B., J. Rattray, L.A. van Niftrik, J. van de Vossenberg, M.C. Schmid, R.I. Webb, S. Schouten, J.A. Fuerst, J.S. Damste, M.S.M. Jetten and M. Strous. 2007. Candidatus “Anammoxoglobus propionicus” a new propionate oxidizing species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. **Systematic and Applied Microbiology**. 30: 39-49.
- Kartal, B., M.M.M. Kuypers, G. Lavik, J. Schalk, H.J.M. Op den Camp, M.S.M. Jetten and M. Strous. 2007a. Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium. **Environmental Microbiology**. 9: 635-642.
- Kartal, B., L. van Niftrik, J. Rattray, J.L.C.M. van de Vossenberg, M.C. Schmid, J. Sinninghe Damste, M.S.M. Jetten and M. Strous. 2008. Candidatus '*Brocadia fulgida*': an autofluorescent anaerobic ammonium oxidizing bacterium. **FEMS Microbiology Ecology**. 63(1): 46-55.
- Khin, T. and A.P. Annachhatre. 2004. Novel microbial nitrogen removal processes. **Biotechnology Advances**. 22: 519–532.
- Kimura, Y., K. Isaka and F. Kazama. 2011. Effects of inorganic carbon limitation on anaerobic ammonium oxidation (anammox) activity. **Bioresource Technology**. 102: 4390–4394.
- Madigan, M.T., J.M. Martinko and J. Parker. 1997. **Brock Biology of Microorganisms**. Eight Edition. Prentice-Hall, Inc. United States of America.
- Molinuevo, B., M.C. Garcia, D. Karakashev and I. Angelidaki. 2009. Anammox for ammonia removal from pig manure effluents: Effect of organic matter content on process performance. **Bioresource Technology**. 100: 2171–2175.

- Mulder, A., A.A. van de Graaf, L.A. Robertson and J.G. Kuenen. 1995. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiology Ecology**. 16: 177-184.
- Ni, S.Q., J.Y. Ni, D.L. Hu and S. Sung. 2012. Effect of organic matter on the performance of granular anammox process. **Bioresource Technology**. 110: 701–705.
- Op Den Camp, H.J.M., B. Kartal, D. Guven, L.A.M.P. van Niftrik, S.C.M. Haaijer, W.R.L. van der Star, K.T. van de Pas-Schoonen, A. Cabezas, Z. Ying, M.C. Schmid, M.M.M. Kuypers, J. van de Vossenberg, H.R. Harhangi, C. Picioreanu, M.C.M. van Loosdrecht, J.G. Kuenen, M. Strous, and M.S.M. Jetten. 2006. Global impact and application of the anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria. **Biochemical Society Transactions**. 34: 174-178.
- Schalk, J., H.Oustad, J.G. Kuenen and M.S.M. Jetten. 1998. The anaerobic oxidation of hydrazine- a novel reaction in microbial nitrogen metabolism. **FEMS Microbiology Letters**. 158: 61-67.
- Schmidt, I., O. Sliemers, M. Schmid, E. Bock, J. Fuerst, J. G. Kuenen, M.S.M. Jetten and M. Strous. 2003. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**. 27: 481-492.
- Schouten, S., M. Strous, M.M.M. Kuypers, W.I.C. Rijpstra, M. Baas, C.J. Schubert, M.S.M. Jetten and J.S.S. Damste. 2004. Stable Carbon Isotopic Fractionations Associated with Inorganic Carbon Fixation by Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacteria. **Applied Environmental Microbiology**. 70(6): 3785-3788.
- Smith, A.J. and D.S. Hoare. 1968. Acetate Assimilation by *Nitrobacter agilis* in Relation to Its “Obligate Autotrophy”. **Journal of Bacteriology**. 95(3): 844-855.

- STOWA. 2001. The combined Sharon / anammox process. **Report no. 2000-25. STOWA**, Utrecht, The Netherlands. ISBN 90 5773 104 5.
- Strous, M., E. van Gerven, J.G. Kuenen and M.S.M. Jetten. 1997. Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) sludge. **Applied Microbiology Biotechnology**. 63: 2446-2448.
- Strous, M., E. van Gerven, P. Zheng, J.G. Kuenen and M.S.M. Jetten. 1997b. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process in different reactor configurations. **Water Res.** 31(8): 1955 - 1962.
- Strous, M., J.J. Heijnen, J.G. Kuenen and M.S.M. Jetten. 1998. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology Biotechnology**. 50: 589-596.
- Strous, M., J.G. Kuenen and M.S.M. Jetten. 1999. Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation. **Applied and Environmental Microbiology**. 65: 3248–3250.
- Tang, C.J., P. Zheng, Q. Mahmood and C.W. Chen. 2009. Start-up and inhibition analysis of the anammox process seeded with anaerobic granular sludge. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**. 36: 1093-1100.
- Tang, C.J., P. Zheng, C.H. Wang and Q. Mahmood. 2010. Suppression of anaerobic ammonium oxidizers under high organic content in high-rate Anammox UASB reactor. **Bioresource Technology**. 101: 1762–1768.
- Thamdrup, B. and T. Dalsgaard. 2002. Production of N₂ through anaerobic and ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. **Applied Environmental Microbiology**. 68: 1212-1218.

- Toh, S.K., R.I Webb and N.J. Ashbolt. 2002. Enrichment of anaerobic ammonium-oxidizing consortia from various wastewaters. **Microbiology Ecology**. 43: 154-167.
- Van de Graaf, A.A., A. Mulder, P. de Bruijn, M.S.M. Jetten, L.A. Robertson and J.G. Kuenen. 1995. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. **Applied Environmental Microbiology**. 61: 1246 – 1251.
- Van de Graaf, A.A., P. de Bruijn, L. A. Robertson, M.S.M. Jetten and J.G. Kuenen. 1996. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology**. 142: 2187-2196.
- Van de Graaf, A.A., P. de Bruijn, L.A. Robertson, M.S.M. Jetten and J.G. Kuenen. 1997. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of ^{15}N studies in a fluidized bed reactor. **Microbiology**. 143(7): 2415-2421.
- Van Dongen, L.G.J.M., M.S.M. Jetten and M.C.M. Loosdrecht. 2001. The Sharon-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. **Water Science and Technology**. 44(1): 153-160.





ภาคผนวก ก
ข้อมูลการทดลองการศึกษากำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการอนามอกซ์ (Anammox)
โดยใช้ปฏิกรณ์แบบ เอเอสบีอาร์ (ASBR)

ตารางผนวกที่ ก1 ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย และไนไตรท์ในน้ำเข้าและน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่หนึ่ง

วัฏจักรที่ทำการทดลอง	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.	%กำจัด
NH₃ – N (mg/L)					
1	207.2	97.3	38.5	6.16	97.02
2	205.8	99.2	39.6	3.92	98.09
3	221.9	105.4	44.9	19.6	91.16
4	186.2	90.1	40.4	0.28	83.78
5	212.8	100.7	42.4	1.12	99.47
6	206.5	97.7	38.1	4.45	97.84
7	209.7	100.6	43.0	5.23	97.50
8	206.2	100.0	42.9	4.87	97.63
9	214.6	102.4	43.3	3.89	98.18
10	210.7	101.1	42.8	4.88	97.68
NO₂⁻ – N (mg/L)					
1	256.3	115.8	40.5	0	100.0
2	264.16	120.4	44.4	0	100.0
3	292.39	138.5	57.9	0.25	99.91
4	267.95	130.2	49.2	0.42	99.84
5	275.23	129.7	45.5	0.68	99.75
6	278.67	126.9	47.2	0.54	99.80
7	263.44	125.1	42.5	1.02	99.61
8	268.73	130.3	50.3	0.74	99.72
9	272.13	124.9	47.0	0	100.0
10	269.69	118.4	39.7	0.69	99.74

ตารางผนวกที่ ก2 ความเข้มข้นไนเตรต และซัลเฟตในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่หนึ่ง

วัฏจักรที่ทำ การทดลอง	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.
NO₃⁻ - N (mg/L)				
1	2.34	26.45	31.45	40.02
2	1.57	23.73	30.94	39.28
3	3.68	27.77	39.23	45.78
4	2.92	23.48	27.81	32.66
5	4.01	25.69	35.35	41.36
6	3.06	28.93	34.71	40.05
7	4.48	26.82	33.06	41.4
8	3.11	24.25	34.57	41.09
9	3.88	27.71	34.85	43.34
10	2.93	24.02	36.08	41.6
SO₄²⁻ (mg/L)				
1	920.93	-	-	841.01
2	906.47	-	-	900.60
3	884.16	-	-	853.92
4	893.63	-	-	844.59
5	919.99	-	-	864.66
6	968.48	-	-	873.84
7	895.31	-	-	844.60
8	873.10	-	-	858.90
9	914.67	-	-	870.83
10	888.3	-	-	843.60

ตารางผนวกที่ ก3 พีเอชในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่หนึ่ง

วัฏจักรที่ทำ การทดลอง	pH				
	น้ำประปา	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.
1	7.75	7.88	7.90	7.93	7.97
2	7.64	7.76	7.81	7.85	7.93
3	7.67	7.80	7.85	7.90	7.96
4	7.72	7.83	7.88	7.95	8.00
5	7.68	7.80	7.87	7.90	7.95
6	7.77	7.79	7.87	7.90	7.97
7	7.64	7.85	7.89	7.91	7.97
8	7.72	7.81	7.86	7.90	7.96
9	7.83	7.88	7.90	7.92	7.99
10	7.76	7.86	7.92	7.95	8.00
Average	7.71	7.82	7.87	7.911	7.97

ตารางผนวกที่ ก4 ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน และไนไตรท์น้ำเข้าและน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สอง

วัฏจักรที่ทำการทดลอง	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.	%กำจัด
NH₃ – N (mg/L)					
1	193.2	46.60	11.56	0	100
2	173.0	25.80	8.84	0	100
3	189.0	27.70	8.58	0	100
4	175.0	15.80	2.80	0	100
5	194.6	24.08	5.32	0	100
6	206.19	31.30	9.17	3.09	98.50
7	191.0	52.80	12.12	3.09	98.30
8	178.61	49.28	11.76	2.02	98.86
9	182.0	30.96	9.35	4.72	97.40
10	186.2	19.88	6.44	0	100
NO₂⁻ – N (mg/L)					
1	326.00	52.30	5.10	1.95	99.4
2	262.55	21.70	3.20	2.65	98.99
3	242.31	15.80	4.40	2.83	98.83
4	281.35	36.70	3.70	1.26	99.55
5	280.82	36.60	3.14	2.77	99.01
6	325.09	54.60	5.10	3.55	98.9
7	297.82	48.30	6.40	3.55	98.8
8	288.16	68.53	5.32	0	100
9	275.15	22.95	7.38	2.94	98.93
10	278.18	19.50	2.41	0	100

ตารางผนวกที่ ก5 ความเข้มข้นไนเตรต และซัลเฟตในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สอง

วัฏจักรที่ทำ การทดลอง	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.
NO₃⁻ - N (mg/L)				
1	3.25	26.58	34.17	40.34
2	4.87	24.16	37.84	40.77
3	2.59	27.92	32.58	30.02
4	3.74	24.57	30.93	27.98
5	3.69	24.21	26.89	23.98
6	5.74	22.67	32.63	27.94
7	2.53	24.51	33.41	26.94
8	3.32	24.61	29.30	24.29
9	2.87	22.96	29.17	22.01
10	3.46	25.67	30.64	20.84
SO₄²⁻ (mg/L)				
1	895.54	-	-	872.92
2	862.81	-	-	844.60
3	814.17	-	-	805.73
4	818.82	-	-	802.88
5	845.67	-	-	824.50
6	838.10	-	-	830.40
7	822.80	-	-	820.00
8	784.58	-	-	734.90
9	729.23	-	-	710.32
10	719.09	-	-	717.07

ตารางผนวกที่ 6 ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการใช้อะซิเตตในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลา
ของชุดการทดลองที่สอง

วัฏจักรที่ทำ	CH ₃ COO ⁻ (mg/L)				
	การทดลอง	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.
1	68.00	10.68	5.11	2.17	96.80
2	50.00	4.83	1.84	0.27	99.46
3	59.16	2.88	0.67	0.13	99.78
4	66.30	3.46	0.37	0.10	99.83
5	54.22	0.20	0	0	100
6	55.27	0	0	0	100
7	62.73	0	0	0	100
8	56.03	0	0	0	100
9	65.10	1.93	1.58	1.39	97.40
10	64.17	0	0	0	100
Average	60.09	2.39	0.95	0.43	99.32

ตารางผนวกที่ ก7 พีเอชในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สอง

วัฏจักรที่ทำ การทดลอง	pH				
	น้ำประปา	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.
1	7.85	7.58	7.53	7.48	7.41
2	7.87	7.63	7.5	7.42	7.37
3	7.78	7.69	7.54	7.44	7.34
4	7.92	7.63	7.61	7.53	7.28
5	7.98	7.74	7.61	7.42	7.27
6	7.89	7.67	7.55	7.42	7.32
7	7.75	7.69	7.56	7.46	7.36
8	7.94	7.75	7.57	7.44	7.4
9	7.54	7.7	7.55	7.49	7.44
10	7.35	7.69	7.51	7.4	7.18
Average	7.78	7.67	7.55	7.45	7.33

ตารางผนวกที่ ๘ ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย และไนโตรเจนในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สาม

วัฏจักรที่ทำการทดลอง	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.	%กำจัด
NH₃ – N (mg/L)					
1	181.56	35.29	15.19	1.89	98.95
2	183.41	35.89	11.93	0.20	99.89
3	192.00	36.40	13.20	0	100
4	171.20	36.80	14.53	1.61	99.05
5	186.70	31.40	11.60	0	100
6	197.40	35.78	15.65	0	100
7	191.70	30.22	14.82	0	100
8	190.90	28.47	13.31	0.50	99.73
9	189.30	30.44	16.61	0	100
10	185.56	29.73	10.66	0	100
NO₂⁻ – N (mg/L)					
1	255.46	34.94	3.82	0.10	99.96
2	256.53	33.73	3.04	0	100
3	264.79	32.66	4.92	0.50	99.81
4	257.71	34.96	2.66	0	100
5	250.88	32.31	3.65	0	100
6	275.86	39.04	3.45	0	100
7	269.32	31.28	3.54	0	100
8	272.57	28.19	2.25	0	100
9	255.84	42.83	2.22	0	100
10	260.43	38.77	3.01	0	100

ตารางผนวกที่ ๑๑ ความเข้มข้นไนเตรต และซัลเฟตในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สาม

วัฏจักรที่ทำ การทดลอง	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.
NO₃⁻ - N (mg/L)				
1	2.09	21.6	27.09	16.04
2	2.06	19.21	23.63	8.74
3	2.65	26.74	30.12	18.45
4	2.78	16.89	22.4	8.9
5	2.03	15.54	32.44	23.45
6	2.74	18.82	35.33	21.88
7	3.43	16.78	31.53	18.33
8	2.54	15.27	26.44	15.7
9	3.12	18.32	32.35	19.3
10	2.66	25.63	34.41	25.92
SO₄²⁻ (mg/L)				
1	895.54	-	-	872.92
2	862.81	-	-	831.66
3	887.37	-	-	853.86
4	818.82	-	-	802.88
5	854.32	-	-	833.71
6	872	-	-	849.98
7	866.8	-	-	859.84
8	867.81	-	-	857.71
9	878.05	-	-	862.14
10	886.11	-	-	873.89

ตารางผนวกที่ ก10 ความเข้มข้น และประสิทธิภาพการใช้อะซิเตตในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลา
ของชุดการทดลองที่สาม

วัฏจักรที่ทำ	CH ₃ COO ⁻ (mg/L)					
	การทดลอง	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.	%การใช้
1		89.11	27.88	16.72	0.78	99.12
2		95.89	25.92	14.62	0.58	99.39
3		91.33	20.79	4.6	0	100
4		90.68	22.58	8.95	0	100
5		94.18	23.53	5.73	0	100
6		85.9	15.03	0	0	100
7		91.03	20.46	4.93	0	100
8		91.33	21.82	1.58	0	100
9		92.64	15.7	0	0	100
10		93.41	17.3	0	0	100
Average		91.55	21.101	5.713	0.136	99.85

ตารางผนวกที่ ก11 พีเอชในน้ำเข้า และน้ำออกตามเวลาของชุดการทดลองที่สาม

วัฏจักรที่ทำ การทดลอง	pH				
	น้ำประปา	Inf	Eff 1.5 Hr.	Eff 3.0 Hr.	Eff 8.0 Hr.
1	7.46	7.71	7.97	7.6	7.49
2	7.29	7.85	7.62	7.61	7.51
3	7.33	7.81	7.65	7.6	7.48
4	7.47	7.81	7.73	7.55	7.4
5	7.62	8	7.89	7.68	7.52
6	7.45	7.83	7.83	7.65	7.41
7	7.16	7.73	7.7	7.64	7.43
8	6.72	7.87	7.66	7.61	7.6
9	6.74	7.73	7.48	7.4	7.39
10	7.1	7.81	7.55	7.48	7.41
Average	7.234	7.815	7.708	7.582	7.464

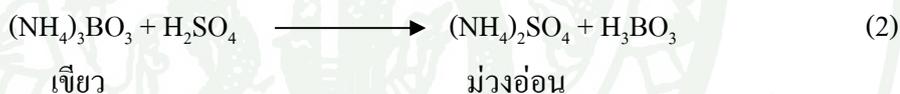


วิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ

1. การวิเคราะห์หาแอมโมเนียโดยวิธีการไตเตรท

หลักการ

ก่อนที่จะนำน้ำตัวอย่างไปวิเคราะห์จะต้องนำน้ำตัวอย่างมาผ่านกระบวนการกลั่นก่อน เพื่อแยกแอมโมเนียออกจากสารรบกวนต่างๆ โดยแอมโมเนียใน ไตรเจนจะถูกกลั่นออกมาพร้อมกับไอน้ำภายใต้สภาวะที่มีพีเอชสูงกว่า 9.3 แอมโมเนียที่ถูกกลั่นออกมาจะรวมตัวกับกรดบอริกเกิดเป็นอออนแอมโมเนีย (NH_4^+) และอออนบอเรต (H_2BO_3^-) แอมโมเนียจะทำให้สารละลายกรดบอริกกลายเป็นสีเขียว ปริมาณแอมโมเนียหาได้โดยการไตเตรทด้วยสารละลายกรดซัลฟูริก 0.02 นอร์มัล ซึ่ง H^+ จะรวมกับ H_2BO_3^- เกิดเป็น H_3BO_3 พีเอชของสารละลายจะลดลงจนเท่ากับค่าเริ่มต้น ดังนั้นปริมาณของกรดแก่ที่เติมลงไปจะสมมูลกับปริมาณแอมโมเนียที่มีอยู่คิดได้จาก การเปลี่ยนสีของ อินดิเคเตอร์จากสีเขียวเป็นสีม่วง



สารเคมีที่ใช้ในการหาปริมาณแอมโมเนียในไตรเจน

สารละลาย Mix – indicator เตรียมโดย

ก. ชั่ง Methyl red 200 มิลลิกรัมใส่บีกเกอร์ นำมาละลายด้วย 95% Ethyl alcohol แล้วปรับปริมาตรด้วยขวดปรับปริมาตรขนาด 100 มิลลิลิตร

ข. ชั่ง Methylene blue 100 มิลลิกรัมใส่บีกเกอร์ นำมาละลายด้วย 95% Ethyl alcohol แล้วปรับปริมาตรด้วยขวดปรับปริมาตรขนาด 50 มิลลิลิตร

สารละลายกรดบอริก (H_3BO_3) เตรียมโดย

ก. ชั่งกรดบอริก (H_3BO_3) 20 กรัมใส่บีกเกอร์ นำมาละลายด้วยน้ำปราศจากอ็อกซิเจน (DI) แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนครบ 1,000 มิลลิลิตร (ควรใช้ magnetic และ hotplate ช่วยในการละลายเพราะสารละลายกรดบอริกนั้นจะละลายได้ยากมาก)

ข. ปิเปตสารละลาย Mix – indicator มา 10 มิลลิลิตร นำมาผสมกับสารละลายในข้อ ก. แล้วปรับปริมาตรด้วยขวดปรับปริมาตรขนาด 1,000 มิลลิลิตร (ได้สารละลายเป็นสีม่วง)

สารละลายกรดซัลฟูริก 0.02 N H_2SO_4 เตรียมโดย

ก. เตรียมสารละลายกรดซัลฟูริก (H_2SO_4) 0.1 N โดยการปิเปต Conc. H_2SO_4 มา 3 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรจนครบ 1,000 มิลลิลิตร โดยใช้น้ำ DI

ข. เตรียมสารละลายกรดซัลฟูริก (H_2SO_4) 0.02 N โดยการปิเปตสารละลายกรดซัลฟูริก 0.1 N จากข้อ ก. มา 200 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรจนครบ 1,000 มิลลิลิตร โดยใช้น้ำ DI

สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 N NaOH เตรียมโดย

ชั่ง NaOH มา 240 กรัม นำมาละลายด้วยน้ำ DI แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนได้ปริมาตรครบ 1,000 มิลลิลิตร

สารละลาย Borate buffer เตรียมโดย

ก. ชั่ง $Na_4B_4O_7$ มา 5 กรัม หรือ ชั่ง $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$ มา 9.5 กรัม นำมาละลายด้วยน้ำ DI แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนได้ปริมาตรครบ 1,000 มิลลิลิตร

ข. ตวงสารละลายต่างโซเดียมไฮดรอกไซด์ 0.1 N NaOH มา 88 มิลลิลิตร แล้วนำมาผสมกับสารละลายในข้อ ก. 412 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนได้ปริมาตรครบ 500 มิลลิลิตร

การหาปริมาณแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำตัวอย่าง

การคำนวณ

$$\text{mg NH}_3 - \text{N/L} = \frac{(A - B) \times [\text{H}_2\text{SO}_4] \times 14,000}{\text{ml Sample}} \quad (3)$$

A = ปริมาตรกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไตเตรทตัวอย่าง (ml)

B = ปริมาตรกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการไตเตรท blank (ml)

N = ความเข้มข้นเป็นนอร์มัลของ H_2SO_4 ที่ใช้

2. การวิเคราะห์ไนโตรที่ไนโตรเจนโดยวิธีสร้างสี (Colorimetric)

2.1 สารเคมีที่ใช้ในการหาปริมาณไนโตรที่ไนโตรเจน

2.1.1 น้ำกลั่นที่ปราศจากไนโตรที่ เตรียมน้ำกลั่นที่ปราศจากไนโตรที่ด้วยวิธีการใดวิธีการหนึ่งดังนี้

- เติมโปตัสเซียมเปอร์แมงกาเนต; KMnO_4 และเบเรียมไฮดรอกไซด์ หรือแคลเซียมไฮดรอกไซด์อย่างละหนึ่งเกล็ดเล็กลงในน้ำกลั่น 1 ลิตร แล้วทำการกลั่นน้ำกลั่นดังกล่าวอีกครั้งหนึ่งโดยใช้อุปกรณ์ที่ทำด้วยแก้วบอโรซิลิเกตทั้งหมด ทิ้งน้ำกลั่นที่ได้ 50 มิลลิลิตรแรก น้ำกลั่นที่กลั่นได้ที่จะนำมาใช้จะต้องปราศจากแมงกาเนต ซึ่งสามารถทดสอบได้ด้วยการใช้สารละลาย DPD (N, N-diethyl-p-phenylenediamine) กล่าวคือ ถ้าน้ำกลั่นมีเปอร์แมงกาเนตจะให้สีชมพูเมื่อเติมสารละลาย DPD ลงไป

- เติมกรดซัลฟูริกเข้มข้น 1 มิลลิลิตรและสารละลายแมงกานีสซัลเฟต (MnSO_4 36.4 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร) 0.2 มิลลิลิตรลงในน้ำกลั่น 1 ลิตร แล้วทำให้มีสีชมพูโดยการเติมสารละลายโปตัสเซียมเปอร์แมงกาเนต (KMnO_4 400 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร) 1 - 3 มิลลิลิตร นำน้ำกลั่นดังกล่าวไปกลั่นใหม่อีกครั้งหนึ่งโดยวิธีการเดียวกันกับวิธีแรก

2.1.2 สารละลายซัลฟานิลไมด์ ละลายซัลฟานิลไมด์ 5 กรัมในสารละลายผสมของกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 50 มิลลิลิตรกับน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรด 300 มิลลิลิตร แล้วเจือจางให้มีปริมาตรเป็น 1,000 มิลลิลิตรด้วยน้ำกลั่นดังกล่าว

2.1.3 สารละลายเนฟทีลเอทิลลินไดเอมีนไดไฮโดรคลอไรด์ ละลาย N-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride 500 มิลลิกรัมในน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรด 500 มิลลิลิตร เก็บสารละลายนี้ไว้ในที่มืด และให้เตรียมใช้ใหม่ทุกเดือน หรือทันทีที่สารละลายมีสีน้ำตาล

2.1.4 สารละลายสต็อกไนไตรท์ ละลายโซเดียมไนไตรทแอนไฮไดรต์ที่แห้ง; NaNO_2 หรือโปตัสเซียมไนเตรท; KNO_2 (เก็บไว้ในเดซิเคเตอร์ 24 ชั่วโมง) 0.49265 กรัม หรือ 0.6072 กรัม ตามลำดับ ในน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรดและทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 1 ลิตรด้วยน้ำกลั่นดังกล่าว ทำการเก็บรักษาสารละลายนี้ด้วยการเติมคลอโรฟอร์มลงไป 2 มิลลิลิตร ต่อสารละลาย 1 ลิตรละลายสารที่เตรียมได้นี้ 1 มิลลิลิตร มีไนไตรท์-ไนโตรเจนอยู่ 100 ไมโครกรัม และมีอายุการใช้งานประมาณ 3 เดือน

2.1.5 สารละลายมาตรฐานไนไตรท์ เจือจางสารละลายสต็อกไนไตรท์ 10 มิลลิลิตร ให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 1 ลิตรด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนไตรท์ สารละลายที่ได้ 1 มิลลิลิตรมีไนไตรท์-ไนโตรเจนอยู่ 1 ไมโครกรัม สารละลายนี้ต้องเตรียมใช้ใหม่ทุกครั้ง

2.1.6 สารละลายกรดไฮโดรคลอริก เดิมกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 25 มิลลิลิตร ลงในน้ำกลั่นที่ปราศจากไนไตรท์ 75 มิลลิลิตร

2.2 การหาปริมาณไนไตรทไนโตรเจนในน้ำตัวอย่าง

2.2.1 ถ้าน้ำตัวอย่างขุ่นหรือมีสารแขวนลอย ให้กรองน้ำตัวอย่างด้วย membrane filter ที่มีรูขนาด 0.45 ไมครอน

2.2.2 ปิเปตตัวอย่างที่ใส 10 มิลลิลิตรหรือน้อยกว่า แล้วทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 10 มิลลิลิตร ด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรด ใส่ลงในขวดชมพู

2.2.3 ในกรณีที่น้ำตัวอย่างมีพีเอชมากกว่า 10 หรือมีความเป็นด่างรวมเกิน 600 มก./ล. แคลเซียมคาร์บอเนต ให้ปรับพีเอชของน้ำตัวอย่างให้มีค่าประมาณ 6 ด้วยสารละลายกรดซัลฟูริก แล้วเติมสารละลายซัลฟานิลาไมด์ลงไป 1 มิลลิลิตร

2.2.4 เติมสารละลายเนฟทิลเอทิลลินไดเอมีนไดไฮโดรคลอไรด์ลงไป 1 มิลลิลิตร แล้วเขย่าให้เข้ากันทันที ตั้งทิ้งไว้ 10 นาที แต่ไม่เกิน 2 ชั่วโมง

2.2.5 นำสารละลายที่ได้จากข้อ 2.2.4 ไปทำการวัด absorbance หรือ % transmission ที่ 543 นาโนเมตร

2.2.6 นำค่า absorbance หรือ % transmission ที่อ่านได้ไปหาความเข้มข้นของ ไนเตรท-ไนโตรเจน จาก calibration curve

2.2.7 ในกรณีที่ใช้น้ำตัวอย่างน้อยกว่า 10 มิลลิลิตร ให้คำนวณหาปริมาณของ ไนเตรท-ไนโตรเจน จากสูตร

$$\text{มก./ล. ของไนเตรท - ไนโตรเจน} = \frac{\text{มก./ล. ที่อ่านได้} \times 10}{\text{มล. น้ำตัวอย่าง}} \quad (4)$$

2.2.8 การทำ calibration curve สำหรับปริมาณไนเตรท-ไนโตรเจน

- เปิดสารละลายมาตรฐานไนเตรทปริมาตรต่าง ๆ กัน ใส่ลงขวดปริมาตรขนาด 50 มิลลิลิตร แล้วเติมน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรทจนถึงขีดบอกปริมาตร

- นำสารละลายละ 10 มิลลิลิตร ไปดำเนินการด้วยวิธีการเดียวกับน้ำตัวอย่างในข้อ 2.2.2 – 2.2.5

- ทำการวัดค่า absorbance หรือ % transmission ของสารละลายมาตรฐานไนเตรทโดยเลือกใช้ความยาวแสงให้เหมาะสมดังนี้

ตารางผนวกที่ ข1 ความยาวแสงที่เหมาะสมในการวัดค่า absorbance

ความยาวแสง เซนติเมตร	ไนไตรท์ - ไนโตรเจน มิลลิกรัมต่อลิตร
1	0.02 - 0.20
5	0.02 - 0.06
10	< 0.02

- นำค่า absorbance หรือ % transmission ที่วัดได้มาเขียนกราฟเทียบกับความเข้มข้นของไนเตรทในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตรของไนโตรเจน ก็จะได้ calibration curve

ขั้นตอนการวิเคราะห์ปริมาณไนไตรท์ - ไนโตรเจนในน้ำตัวอย่าง

บีบน้ำตัวอย่าง 10 ml หรือน้อยกว่าแล้วทำให้มีปริมาตรเป็น 10 ml

ด้วยน้ำกลั่น ใส่ลงในขวดรูปชมพู่



เติมสารละลายซัลฟาไนลาไมด์ 1.0 ml เขย่า และตั้งทิ้งไว้ 2 นาที แต่ไม่เกิน 8 นาที



เติมสารละลายเนฟท์ริลีนไดเอมีนไดไฮโดรคลอไรด์ลงไป 1.0 ml แล้วเขย่าให้เข้ากันทันที



ทำการวัด absorbance ภายหลังทิ้งไว้ 5 - 10 นาที แต่ไม่เกิน 2 ชั่วโมง ที่ 543 nm

3. การวิเคราะห์ไนเตรทไนโตรเจนโดยวิธีสร้างสี (Colorimetric)

3.1 สารเคมีที่ใช้ในการหาไนเตรท-ไนโตรเจนด้วยวิธีไฮดราซีน

3.1.1 สารละลายเหมือนข้อ 2.1.2 - 2.1.3

3.1.2 น้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรทใช้น้ำกลั่นที่ผ่านการกลั่น 2 ครั้ง หรือน้ำกลั่นที่ผ่านกระบวนการดีไอออนไนซ์ที่มีคุณภาพดีที่สุดแล้วในการเตรียมสารละลายที่จะกล่าวถึงต่อไป น้ำ

กลั่นที่ปราศจากไนเตรทดังกล่าวเมื่อนำไปหาปริมาณไนเตรทแล้ว ค่า absorbance ที่วัดได้ต้องไม่เกิน 0.1

3.1.3 สารละลายสต็อกไนเตรท ออปโตสเซียมนิเตรท; KNO_3 ในตู้บที่อุณหภูมิ 105 ± 24 ชั่วโมง แล้วทิ้งไว้ให้เย็นในเคซิเคเตอร์ ละลาย KNO_3 ที่อบแห้งแล้ว 0.7218 กรัม ในน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรทแล้วเจือจางให้มีปริมาตรเป็น 1 ลิตร เก็บรักษาสารละลายดังกล่าวด้วยการเติมการเติมกลอโรฟอร์ม 2 มิลลิลิตรต่อสารละลาย 1 ลิตร สารละลายที่ได้นี้ 1.00 มิลลิลิตร มีไนเตรท-ไนโตรเจน 100 ไมโครกรัม และมีอายุการใช้งานอย่างน้อย 6 เดือน

3.1.4 สารละลายมาตรฐานไนเตรท เจือจางสารละลายในข้อ ค. 5.00 มิลลิลิตร ให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 500 มิลลิลิตร ด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรท สารละลายที่ได้ 1.00 มิลลิลิตร มีไนเตรท-ไนโตรเจน 1.00 ไมโครกรัม

3.1.5 สารละลายฟีนอล ละลายฟีนอล 4.6 กรัม ด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรท แล้วทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 100 มิลลิลิตร

3.1.6 สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ ละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 1.45 กรัม ด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรท แล้วทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 100 มิลลิลิตร

3.1.7 สารละลายผสมชนิดที่หนึ่ง ผสมสารละลายในข้อ 3.1.5 และ 3.1.6 อย่างละเท่ากัน แล้วคนให้ทั่ว

3.1.8 สารละลายคอปเปอร์ซัลเฟต ละลาย $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 15.6 มิลลิกรัม ด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรท แล้วทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 100 มิลลิลิตร

3.1.9 สารละลายไฮดราซีนซัลเฟต ละลายไฮดราซีนซัลเฟต 0.725 กรัม ด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรท แล้วทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 100 มิลลิลิตร

3.1.10 สารละลายผสมชนิดที่สอง ผสมสารละลายในข้อ 3.1.8 และ 3.1.9 อย่างละเท่ากัน แล้วคนให้ทั่ว

3.1.11 อะซิโตน

หมายเหตุ สารละลายผสมในข้อ 3.1.7 และ 3.1.10 ให้เตรียมใหม่แล้วใช้ทันที

3.2 การหาปริมาณไนเตรท-ไนโตรเจนด้วยวิธีไฮดราซีน

3.2.1 บีบตัวอย่างน้ำ 10 มิลลิลิตร หรือน้อยกว่าแล้วทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 10 มิลลิลิตร ด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรท ใส่ลงในหลอดทดลอง

3.2.2 เติมสารละลายผสมชนิดที่หนึ่ง 0.5 มิลลิลิตร แล้วตามด้วยสารละลายผสมชนิดที่สอง 0.25 มิลลิลิตร

3.2.3 ปิดปากหลอดด้วยจุกยางหรือฝาปิด แล้วเขย่าให้เข้ากัน

3.2.4 นำไปอบในที่มืดและที่อุณหภูมิ 30 °C เป็นเวลา 15 - 20 ชั่วโมง

3.2.5 นำสารละลายที่ได้จากข้อ 2.4 มาเติมอะซิโตน 0.4 มิลลิลิตร เขย่าแล้วตั้งทิ้งไว้ 2 นาที

3.2.6 เติมสารละลายซัลฟานิลาไมด์ 0.2 มิลลิลิตร เขย่าแล้วตั้งทิ้งไว้ 2 นาทีแต่ไม่เกิน 8 นาที

3.2.7 เติมสารละลายเนฟธิลลีนไดเอมีนไฮโดรคลอไรด์ลงไป 0.2 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน

3.2.8 นำสารละลายที่ได้จากข้อ 3.2.7 ไปทำการวัด absorbance หรือ % transmission ภายหลังจากตั้งทิ้งไว้ 5 - 10 นาที แต่ไม่เกิน 2 ชั่วโมง ที่ 543 นาโนเมตร ในกรณีที่มีการเจือจางน้ำตัวอย่างให้นำค่าที่อ่านได้ไปปรับให้ถูกต้องโดยใช้สูตรดังแสดงในสมการที่ 5 ทั้งนี้เนื่องจากในน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรทนั้นยังมีไนเตรทอยู่เล็กน้อย

$$\text{absorbance ของน้ำตัวอย่าง} = \frac{A - (10-X)B}{10} \quad (5)$$

เมื่อ A = absorbance ของน้ำตัวอย่างที่เจือจางแล้ว (ที่อ่านได้)

B = absorbance ของน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรท

X = ปริมาณของน้ำตัวอย่าง, มิลลิลิตร

3.2.9 นำค่า absorbance หรือ % transmission ที่ปรับให้ถูกต้องแล้ว ไปอ่านค่าความเข้มข้นของไนเตรท - ไนโตรเจนจาก calibration curve

3.2.10 คำนวณหาปริมาณของไนเตรท-ไนโตรเจนจากสูตรในสมการที่ 6

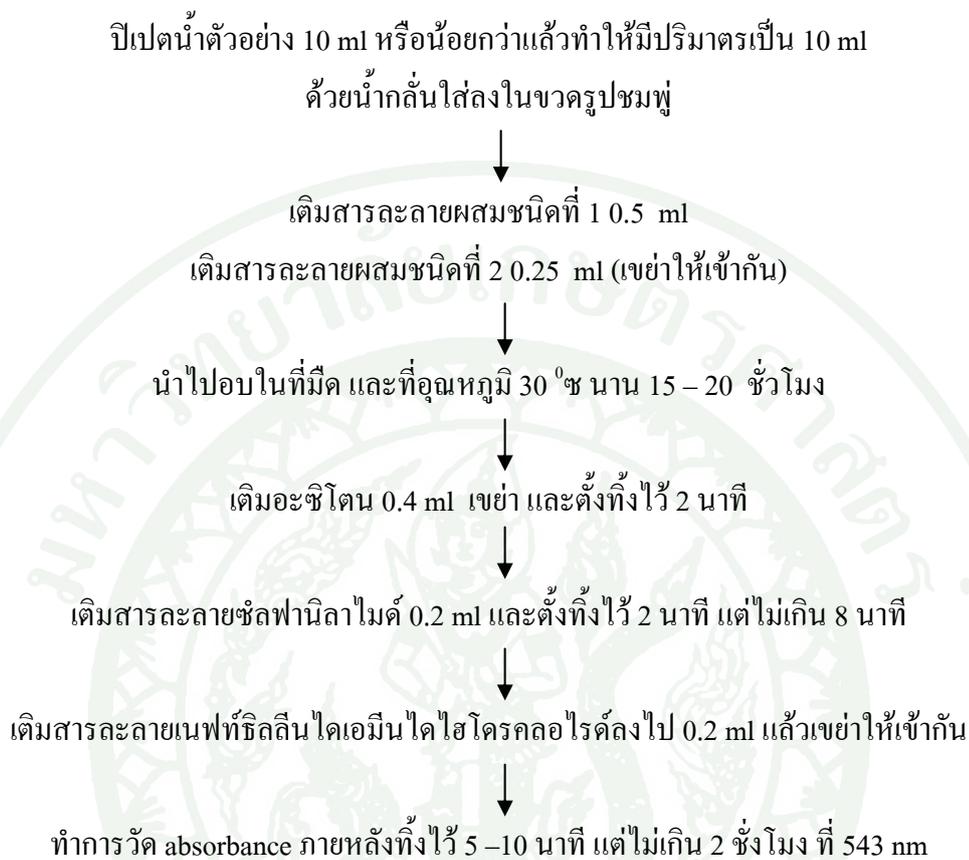
$$\text{มก./ล. ของไนเตรท - ไนโตรเจน} = \frac{\text{มก./ล. ที่อ่านได้} \times 10 - \text{มก./ล. ของไนเตรท-ไนโตรเจน}}{\text{มล. น้ำตัวอย่าง}} \quad (6)$$

3.2.11 เตรียม calibration curve โดยทำดังนี้

- ปิเปตสารละลายมาตรฐานไนเตรทปริมาณต่าง ๆ กันดังนี้ คือ 0.0, 2.0, 4.0, 6.0 และ 8.0 มิลลิลิตร ใส่ลงในหลอดทดลอง แล้วเจือจางให้มีปริมาตรเป็น 10.0 มิลลิลิตร ด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรท แล้วไปดำเนินการตามวิธีในข้อ 3.2.2 – 3.2.8

- นำค่า absorbance หรือ % transmission ที่ปรับให้ถูกต้องแล้ว มาเขียนกราฟเทียบกับปริมาณไนเตรท - ไนโตรเจนในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตร ก็จะได้ calibration curve

ขั้นตอนการวิเคราะห์ปริมาณไนเตรท – ไนโตรเจนด้วยวิธีไฮดราซีน



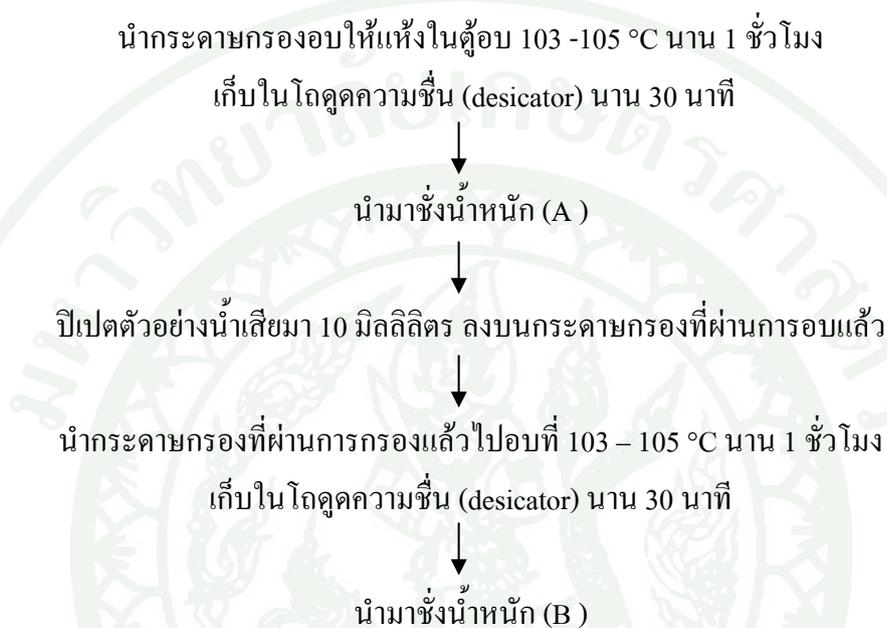
4. การวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

หลักการ

MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids) หมายถึง ปริมาณหรือความเข้มข้น โดยประมาณของจุลชีพในถังเติมอากาศในระบบ Activated sludge คิดเป็นปริมาณสารแขวนลอยหรือ Mixed liquor ซึ่งเป็นของผสมระหว่างน้ำที่ติดตะกอนจุลชีพในถังเติมอากาศส่วน MLVSS (Mixed liquid volatile suspended solids) คือ ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของตะกอนในถังเติมอากาศ ซึ่งการหาค่า MLSS และ MLVSS มีประโยชน์ในการควบคุมระบบกำจัดน้ำเสีย โดยจะใช้ในการคำนวณหาอัตราส่วนของอาหารต่อมวลของจุลชีพ (Food/Microorganism Ratio; F/M) เพื่อที่ว่าตะกอนจุลินทรีย์มีสมรรถภาพในการทำงานดีหรือไม่ จุลินทรีย์จะทำงานได้ดีจะต้องมีปริมาณอาหารที่พอเหมาะ ซึ่งควบคุมได้โดยการรักษาอัตราส่วนของน้ำหนักของสารอินทรีย์ที่ส่งเข้ามา

กำจัดต่อน้ำหนักของตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งวัดได้ในรูปของตะกอนแขวนลอย (MLSS) หรือตะกอนแขวนลอยระเหย (MLVSS) ให้มีค่าคงที่ตามต้องการ

ขั้นตอนการวิเคราะห์ MLSS



การคำนวณหาค่า MLSS

$$\text{มก./ล.} = \frac{(B - A) \times 1,000}{\text{ml Sample}} \quad (7)$$

ขั้นตอนการวิเคราะห์ MLVSS



การคำนวณหาค่า MLVSS

$$\text{มก./ล.} = \frac{(B - C) \times 1,000}{\text{ml Sample}} \quad (8)$$



ประวัติการศึกษา และการทำงาน

ชื่อ-นามสกุล	นายชนินทร์ ชิตโสภณดิลก
วัน เดือน ปี ที่เกิด	6 พฤษภาคม พ.ศ. 2526
สถานที่เกิด	กรุงเทพมหานคร
ประวัติการศึกษา	พ.ศ. 2548 จบการศึกษา วท.บ. (วิทยาศาสตร์ทั่วไป) สาขาวิชาวิทยาศาสตร์ทั่วไป คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ วิทยาเขตบางเขน
นำเสนอผลงานที่	งาน การประชุมวิชาการวิศวกรรมโยธาแห่งชาติ ครั้งที่ 16 (16 th National Convention on Civil Engineering) วันที่ 18-20 พฤษภาคม พ.ศ. 2554 โรงแรมเดอะชาयน์ พัทยา ชลบุรี