



การควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เหมาะสมสำหรับสภาวะไซมอลทานีเยส
ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันในอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง
**Control of Optimum COD/TKN Ratio for Simultaneous Nitrification-
Denitrification in Frozen Seafood Industry**

องค์พัฒน วรรณกลัด

Ongpat Wanklud

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวาริชศาสตร์
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of
Master of Science in Aquatic Science
Prince of Songkla University**

2552

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์	การควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เหมาะสมสำหรับสภาวะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันในอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง
ผู้เขียน	นายองค์พัฒน์ วรรณกลัด
สาขาวิชา	วาริชศาสตร์
ปีการศึกษา	2551

บทคัดย่อ

ปัญหาในเรื่องน้ำทิ้งจากขั้นตอนและกระบวนการในการแปรรูปอาหารทะเล ทำให้เกิดภาวะเสื่อมโทรมของทรัพยากรธรรมชาติ ระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่โรงงานอุตสาหกรรมนิยมใช้ เป็นกระบวนการบำบัดที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง แต่จะสิ้นเปลืองพลังงานและค่าใช้จ่ายในการเดินระบบค่อนข้างสูง อีกทั้งระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่โรงงานอุตสาหกรรมใช้อยู่มักจะคำนึงถึงแต่การบำบัดคาร์บอนอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ โดยไม่ได้คำนึงถึงการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสีย การเติมอากาศโดยการควบคุมออกซิเจนละลายให้ต่ำลงจนเกิดสภาวะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน อาจเป็นทางเลือกในการบำบัดน้ำเสียที่สามารถทำการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนพร้อมกันได้โดยมีประสิทธิภาพ

งานวิจัยครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทางชีวภาพด้วยสภาวะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน โดยใช้ น้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง ทำการทดลองอัตราส่วนเปรียบเทียบโดยใช้น้ำเสียเริ่มต้นจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งที่มีความเข้มข้นของซีโอดี เท่ากับ 935, 1,280, 2,160 และ 2,686 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นของทีเคเอ็น 207.2, 192, 201.6 และ 218.2 มิลลิกรัมต่อลิตร มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 ตามลำดับ

ผลการทดลองพบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีที่ร้อยละ 93.39 - 96.56 บีโอดีที่มากกว่าร้อยละ 99 ประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็นร้อยละ 83.20 - 99.16 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดที่ร้อยละ 19.91 - 98.05 พบว่าในสภาวะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันสามารถทำการบำบัดคาร์บอนพร้อมกับการบำบัดไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพในชุดการทดลองที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่มากกว่า 6.67 นอกจากนี้พบว่าในอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่มากกว่า 6.67 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดจะเพิ่มขึ้นตามสัดส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เพิ่มมากขึ้นตามลำดับ

Thesis Title	Control of Optimum COD/TKN Ratio for Simultaneous Nitrification-Denitrification in Frozen Seafood Industry
Author	Mr. Ongpat Wanklud
Major Program	Aquatic Science
Academic Year	2008

ABSTRACT

Wastewater pollution from seafood industry brought to the degradation of natural resources. The Activated Sludge Process (ASP) was introduced to industrial wastewater treatment due to their high capacities. However, it consumed high energy and operation cost. The conventional ASP mostly concerned only carbon removal, without considering in nitrogen removal. The aeration control for low dissolved oxygen (DO) concentration, which led to the simultaneous nitrification-denitrification (SND) might be the choice for high nitrogen and carbon removal efficiencies.

This research aimed to study the effect of COD/TKN ration affected to biological nitrogen removal by the SND condition. The pilot scale experiment were fed with wastewater from the actual frozen seafood industry with COD of 935, 1,280, 2,160 and 2,686 mg/L, TKN of 207.2, 192, 201.6 and 218.2 mg/L. The ration of COD/TKN were 4.55, 6.67, 10.71 and 12.31 respectively.

The results showed that the SND gave high removal efficiencies; COD from 93.39 - 96.56 %, BOD more than 99 %, TKN from 83.20 - 99.16 % and Total Nitrogen from 19.91 - 98.05 %. With the SND condition, the COD/TKN ratio more than 6.67 could treat carbon and nitrogen, simultaneously and efficiently. The nitrogen removal capacity will be increased when the COD/TKN ration is increase.

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จลุล่วงด้วยดีเนื่องด้วยความกรุณาอย่างสูงจากบุคคลและหน่วยงานต่างๆ ซึ่งผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณคณะกรรมการที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ คือ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชีวกิจการ และรองศาสตราจารย์ ดร.สมหมาย เชี่ยววารีสัจจะ ที่เสียสละเวลาให้คำปรึกษา คำแนะนำ ให้ความเอาใจใส่ ตรวจสอบแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ ตลอดจนข้อคิดเห็นที่เป็นประโยชน์แก่ผู้วิจัยด้วยดีเสมอมา รวมถึงคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ คือ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุเมธ ไชยประพัทธ์ และ ดร.พุทธ ส่องแสงจินดา ที่กรุณาให้ข้อเสนอแนะเพิ่มเติมอันเป็นประโยชน์ต่อการจัดทำวิทยานิพนธ์เล่มนี้ เพื่อให้วิทยานิพนธ์มีความสมบูรณ์มากยิ่งขึ้น

ขอขอบคุณบริษัทห้องเย็น โชติวัฒน์ หาดใหญ่ จำกัด (มหาชน) ที่กรุณาอนุเคราะห์ข้อมูลและอำนวยความสะดวกในการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเป็นอย่างดี

ขอขอบคุณนักวิทยาศาสตร์ ศูนย์ปฏิบัติการด้านสิ่งแวดล้อม และนักวิทยาศาสตร์ ภาควิชาวาริชศาสตร์ ที่ให้ความช่วยเหลือด้านการใช้เครื่องมือในห้องปฏิบัติการ และให้คำแนะนำในการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ รวมทั้งเจ้าหน้าที่คณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมและคณะกรรมการยุทธศาสตร์ทุกท่านที่กรุณาอำนวยความสะดวกและช่วยเหลือในด้านต่างๆ ด้วยดีเสมอมา

ขอขอบคุณมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่กรุณามอบทุนอุดหนุนการวิจัยประเภททั่วไป ประจำปี 2550 สำหรับเงินสนับสนุนโครงการวิจัย ขอขอบคุณคณะกรรมการยุทธศาสตร์ และบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่สนับสนุนทุนในการทำวิทยานิพนธ์ครั้งนี้

ขอขอบคุณ คุณวรรณฤดี หวันเซ่ง คุณวรินยุพา บุญยรัตพันธ์ รวมทั้งเพื่อนๆ พี่ๆ น้องๆ ทุกท่านที่ไม่ได้เอ่ยนาม ณ ที่นี้ ที่ให้ความช่วยเหลือ สนับสนุนและเป็นกำลังใจที่ดีเสมอมา

ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณสมาชิกทุกๆ คนในครอบครัว “วรรณกลัด” สำหรับแรงสนับสนุน แรงบันดาลใจและคอยให้กำลังใจในการต่อสู้กับปัญหาและอุปสรรคต่างๆ ที่ได้มอบให้แก่ผู้วิจัย ในการศึกษาในระดับปริญญาโทและการจัดทำวิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จได้ด้วยดี

องค์พัฒน์ วรรณกลัด

สารบัญ

	หน้า
สารบัญ	(6)
รายการตาราง	(8)
รายการภาพประกอบ	(10)
สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ	(12)
บทที่	
1. บทนำ	1
1.1 บทนำตั้งเรื่อง	1
1.2 ตรวจสอบเอกสาร	2
1.3 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	28
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	28
2. วิธีการวิจัย	29
2.1 วัสดุ	29
2.2 อุปกรณ์	29
2.3 วิธีการดำเนินการวิจัย	33
3. ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง	39
3.1 การศึกษาลักษณะระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง	39
3.2 การศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง	42
3.3 การศึกษาระบบบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ของโรงงานอุตสาหกรรมตัวอย่าง	45
3.4 การศึกษาการใช้สภาวะไซมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันบำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์	48
3.5 การควบคุมปริมาณการเติมอากาศที่ส่งผลถึงอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นในสภาวะไซมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน	66

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
3.6 ผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นในสภาวะไขมันอลทานีเยสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันต่อการบำบัดของแข็งแขวนลอย และดัชนีปริมาตรตะกอน (Sludge Volume Index: SVI)	76
3.7 ปริมาณของอากาศ (Volume of Air) เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศในระบบบำบัดไขมันอลทานีเยสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน	82
4. สรุปและข้อเสนอแนะ	85
4.1 สรุป	85
4.2 ข้อเสนอแนะ	88
บรรณานุกรม	89
ภาคผนวก	98
ก ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้ง	99
ข วิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสีย	120
ค การใช้โปรแกรม “Waste Water Treatment” สำหรับการควบคุมการเติมอากาศ	134
ง ผลการวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ	139
ประวัติผู้เขียน	144

รายการตาราง

ตารางที่	หน้า	
1.1	พารามิเตอร์ของน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลในจังหวัดสงขลา	5
2.1	ปัจจัยที่ใช้ควบคุมในการเดินระบบบำบัดน้ำเสียจำลอง	35
2.2	พารามิเตอร์วิธีวิเคราะห์และความถี่ที่ใช้ในการศึกษาคุณภาพของน้ำเสีย	37
3.1	ลักษณะน้ำเสยรวมของโรงงาน (N = 10)	42
3.2	ลักษณะน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี (N = 10)	44
3.3	ลักษณะน้ำเสียที่ผ่านบ่อดกตะกอน (N = 10)	44
3.4	ลักษณะน้ำเสียในบ่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน (N = 10)	46
3.5	ลักษณะน้ำเสียในบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (N = 10)	46
3.6	น้ำเสียที่ออกจากบ่อดกตะกอน (N = 10)	47
3.7	ปริมาณความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด	49
3.8	พารามิเตอร์ควบคุมในการทดลองบำบัดน้ำเสียโดยใช้ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์จำลอง	51
3.9	อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบคาร์บอนอินทรีย์ (N = 10)	53
3.10	ปริมาณซีโอดีทั้งหมดที่บำบัดได้ อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ และค่าออกซิเจนละลายในชุดการทดลอง (N = 10)	55
3.11	ปริมาณทีเคเอ็นที่บำบัดได้ และอัตราส่วนทีเคเอ็นที่เข้าสู่ระบบต่อวัน (N = 10)	57
3.12	ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่บำบัดได้ อัตราส่วนแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบต่อวัน (N = 10)	59
3.13	ปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจนของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยสถานะไฮมอลทานีสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (N = 10)	60
3.14	ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่บำบัดได้ และอัตราส่วนไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบต่อวัน (N = 10)	63
3.15	พารามิเตอร์สำหรับการคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนและประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน	72

รายการตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
3.16	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน	72
3.17	ประสิทธิภาพการเกิดสถานะไซมอลทานีสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน	74
3.18	ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยด้วยสถานะไซมอลทานีสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน (N=10)	76

รายการภาพประกอบ

ภาพที่		หน้า
1.1	แผนผังกระบวนการผลิตอาหารทะเลแช่เยือกแข็ง	3
1.2	รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์	8
1.3	กระบวนการของจุลินทรีย์พวกแอนแอโรบิกย่อยสลายสารอินทรีย์	9
1.4	รูประบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี	9
1.5	การเปลี่ยนแปลงรูปต่างๆ ของสารประกอบไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีวภาพ	13
1.6	ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบแยกเชื้อ	16
1.7	ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบเชื้อผสม	17
1.8	แบบจำลองความแตกต่างชั้นฟล็อกในสภาวะแอโรบิกและแอนอกซิก	19
1.9	แบบจำลองความสัมพันธ์ระหว่างความแตกต่างของชั้นฟล็อกกับความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลายและความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ	20
1.10	ค่าไออาร์พีต่ออัตราการเกิดกระบวนการในระบบบำบัดน้ำเสีย	21
2.1	ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์จำลองที่ใช้ในห้องปฏิบัติการ	31
2.2	Peristaltic Pump	31
2.3	มิเตอร์วัดปริมาณอากาศ	32
2.4	แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์ พร้อมระบบควบคุมการทำงาน	34
3.1	ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง	40
3.2	บ่อปรับเสถียร	41
3.3	ระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี	41
3.4	บ่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน	41
3.5	บ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	41
3.6	บ่อตกตะกอน	41
3.7	ระบบบำบัดบึงประดิษฐ์	41
3.8	ช่องเปิดของบ่อกระบวนการไนตริฟิเคชันและบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	45

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
3.9	เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่างกับชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4	65
3.10	ค่าไออาร์พีและค่าความเป็นกรด-ด่างในชุดการทดลองที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 (ก), 6.67 (ข), 10.71 (ค) และ 12.31 (ง)	69
3.11	ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนละลาย (DO) และดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ในชุดการทดลองที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 (ก), 6.67 (ข), 10.71 (ค) และ 12.31 (ง)	78
3.12	ลักษณะของแบคทีเรียเส้นใยในสภาวะไซมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 ที่กำลังขยาย 100 เท่า (ก) และกำลังขยาย 400 เท่า (ข)	80
3.13	ลักษณะของแบคทีเรียเส้นใยในสภาวะไซมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 6.67 ที่กำลังขยาย 100 เท่า (ก) และกำลังขยาย 400 เท่า (ข)	80
3.14	ลักษณะของแบคทีเรียเส้นใยในสภาวะไซมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 10.71 ที่กำลังขยาย 100 เท่า (ก) และกำลังขยาย 400 เท่า (ข)	81
3.15	ลักษณะของแบคทีเรียเส้นใยในสภาวะไซมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 12.31 ที่กำลังขยาย 100 เท่า (ก) และกำลังขยาย 400 เท่า (ข)	81
3.16	ปริมาณอากาศที่เติมเข้าสู่ระบบต่อประสิทธิภาพการบำบัดคาร์บอน	82
3.17	ปริมาณอากาศที่เติมเข้าสู่ระบบต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด	83

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ

BOD	= Biochemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนที่ จุลินทรีย์ ต้องการใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพ
COD	= Chemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการ ออกซิไดซ์สารอินทรีย์ทั้งในรูปที่ละลายน้ำและไม่ละลายน้ำ ด้วยวิธี ทางเคมี
CN	= Complete Nitrification Tank บ่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน
DN	= Denitrification Tank บ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน
EQ	= Equalization Tank ถังปรับสภาพน้ำเสียที่ออกจากกระบวนการผลิต ก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด
F/M Ratio	= Food to Microorganism Ratio คือ อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ ใน ระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์ หมายถึง ปริมาณสารอินทรีย์ หรือบีโอดี (กิโลกรัมต่อวัน) ที่ป้อนเข้าถังเติมอากาศต่อปริมาณ จุลินทรีย์ (กิโลกรัม) ในถังเติมอากาศ
HRT	= Hydraulic Retention Time คือ ระยะเวลาการเก็บกักของน้ำในถังเติม อากาศที่มีการไหลอย่างต่อเนื่อง มีค่าเท่ากับ ปริมาตร/อัตราการไหล
MLSS	= Mix Liquor Suspended Solid คือ ปริมาณความเข้มข้นของจุลินทรีย์ ในถังปฏิกรณ์
MLVSS	= Mix Liquor Volatile Suspended Solid คือ ปริมาณความเข้มข้นของ ของแข็งระเหยง่ายในตะกอนจุลินทรีย์
mg/L	= มิลลิกรัมต่อลิตร
mV	= มิลลิโวลต์
NH₄⁺-N	= Ammonia Nitrogen คือ ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจน
NO₂⁻-N	= Nitrite Nitrogen คือ ปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจน
NO₃⁻-N	= Nitrate Nitrogen คือ ปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจน
ORP	= Oxidation-Reduction Potential คือ ค่าศักย์ภาพการให้และรับ อิเล็กตรอนของสารละลาย มีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงกับค่า ออกซิเจนละลาย

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ (ต่อ)

SBR	= Sequencing Batch Reactor คือ ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพประเภทหนึ่ง มีการดำเนินการแบบวัฏจักร ซึ่งแต่ละวัฏจักรมีช่วงเวลาของการควบคุมสภาพแวดล้อมและการดำเนินการต่างๆ เพื่อกำจัดสิ่งปะปนในน้ำเสีย
SS	= Suspended Solids คือ ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ไม่ละลายน้ำ
SV₃₀	= Settled Volume คือ ปริมาณของของแข็งหรือตะกอนจุลินทรีย์ที่จมตัวลงในภาชนะทดสอบในระยะเวลาที่กำหนด ในที่นี้คือ 30 นาที มีหน่วยเป็น มิลลิลิตรต่อลิตร
SVI	= Sludge Volume Index คือ ครรชนีในการบอกสภาพความยากง่ายของการจมตัวของตะกอน ในถังเดิมอากาศ มีหน่วยเป็น มิลลิลิตรต่อกรัม
TKN	= Total Kjeldahl Nitrogen คือ ปริมาณไนโตรเจนที่เป็นผลรวมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน และไนโตรเจนอินทรีย์
UASB	= Upflow Anaerobic Sludge Blanket คือ ระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศที่มีการเลี้ยงสลัดจ์ชนิดไม่ใช้อากาศที่ด้านล่างของถัง และให้น้ำเสียไหลผ่านชั้นสลัดจ์

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำต้นเรื่อง

การขยายตัวที่รวดเร็วของโรงงานอุตสาหกรรมแปรรูปอาหารทะเล ทำให้เกิดปัญหาในเรื่องน้ำทิ้งจากขั้นตอนและกระบวนการในการแปรรูปอาหารทะเล ทำให้เกิดภาวะเสื่อมโทรมของทรัพยากรธรรมชาติโดยเฉพาะแหล่งน้ำสาธารณะ(กรมควบคุมมลพิษ, 2548) แม้ว่าโรงงานอุตสาหกรรมจะมีการติดตั้งระบบบำบัดน้ำทิ้งตามข้อกำหนดทางราชการ แต่ยังมีปัญหาในเรื่องการปล่อยน้ำทิ้งในแหล่งน้ำสาธารณะทำให้เกิดการร้องเรียนในเรื่องแหล่งน้ำเน่าเสีย เนื่องจากน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้อยู่มีประสิทธิภาพต่ำ (นุกูล และคณะ, 2548) ปัจจุบันมีข้อกำหนดทางราชการที่เข้มงวดในเรื่องน้ำทิ้งที่ปล่อยออกจากโรงงานอุตสาหกรรม ดังนั้นภาคอุตสาหกรรมจึงต้องมีการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำทิ้งให้มีประสิทธิภาพสูงขึ้น มีการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยเทคโนโลยีสูงขึ้นในการบำบัด เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศแอกติเวเต็ดสลัดจ์ หรือระบบบำบัดไร้อากาศยูเอสบี เป็นต้น (นุกูล และคณะ, 2548) อย่างไรก็ตามการใช้ระบบบำบัดเพียงระบบเดียวอาจไม่สามารถบำบัดน้ำเสียให้ได้น้ำทิ้งที่ผ่านมาตรฐานกำหนดน้ำทิ้งของทางราชการ (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) โรงงานหลายแห่งจึงใช้ระบบบำบัดร่วมกัน เช่น ระบบบำบัดไร้อากาศร่วมกับระบบบำบัดใช้อากาศ หรือหากมีการบำบัดที่ยังไม่สมบูรณ์อาจมีการใช้ระบบบำบัดที่สามหรือระบบบำบัดขั้นสูงเป็นระบบบำบัดสุดท้ายในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งเป็นการสิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายที่มากขึ้น (กรมควบคุมมลพิษ, 2546)

การบำบัดน้ำเสียโดยวิธีชีวภาพที่ใช้อากาศปรับปรุงให้คุณภาพน้ำทิ้งหลังการบำบัดดีขึ้นนั้น ระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีชีวภาพที่โรงงานอุตสาหกรรมนิยมใช้กันมาก เนื่องจากเป็นกระบวนการบำบัดที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงรวมทั้งเป็นระบบที่สิ้นเปลืองเนื้อที่น้อย แต่จะสิ้นเปลืองพลังงานและค่าใช้จ่ายในการเดินระบบค่อนข้างสูง อีกทั้งระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่โรงงานอุตสาหกรรมใช้อยู่มักจะมีค่าจนถึงแต่การบำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ โดยไม่ได้คำนึงถึงการบำบัดไนโตรเจนที่มีมากในน้ำเสีย เนื่องจากเป็นระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบดั้งเดิม (Conventional Activated Sludge Process) กลไกการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีวภาพสามารถเกิดขึ้นโดยใช้กระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน แต่การกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการทั้งสองจะเกิดในทิศทางตรงกันข้าม และมีความแตกต่างกันในด้านความต้องการ

ออกซิเจน ซึ่งทำให้ระบบบำบัดทางชีวภาพส่วนใหญ่จำเป็นต้องออกแบบให้หน่วยบำบัดแบบใช้อากาศแยกส่วนกับหน่วยบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ทำให้ต้นทุนในการติดตั้งและปฏิบัติการสูง ดังนั้นหากต้องการให้ระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีอยู่เดิมสามารถกำจัดไนโตรเจนไปพร้อมกับ การบำบัดสารอินทรีย์ จำเป็นต้องออกแบบระบบเพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน และการสลายสารอินทรีย์ให้สามารถเกิดได้ภายในหน่วยบำบัดเดียว โดยการควบคุมการเติมอากาศโดยการควบคุมออกซิเจนละลายให้ต่ำลงให้เกิดสภาวะไฮมอลทานีซิส ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน อาจเป็นทางเลือกในการบำบัดน้ำเสียที่สามารถทำการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์และไนโตรเจนอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยไม่จำเป็นต้องมีการสร้างระบบบำบัดเพิ่มเติมและอาจ เป็นการลดระยะเวลาในการบำบัดสารประกอบไนโตรเจน ซึ่งระบบดังกล่าวเหมาะสำหรับโรงงานอุตสาหกรรมที่มีปริมาณสารอินทรีย์และปริมาณสารประกอบไนโตรเจนสูง และเป็นแนวทางในการลดค่าใช้จ่ายในเรื่องการบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ

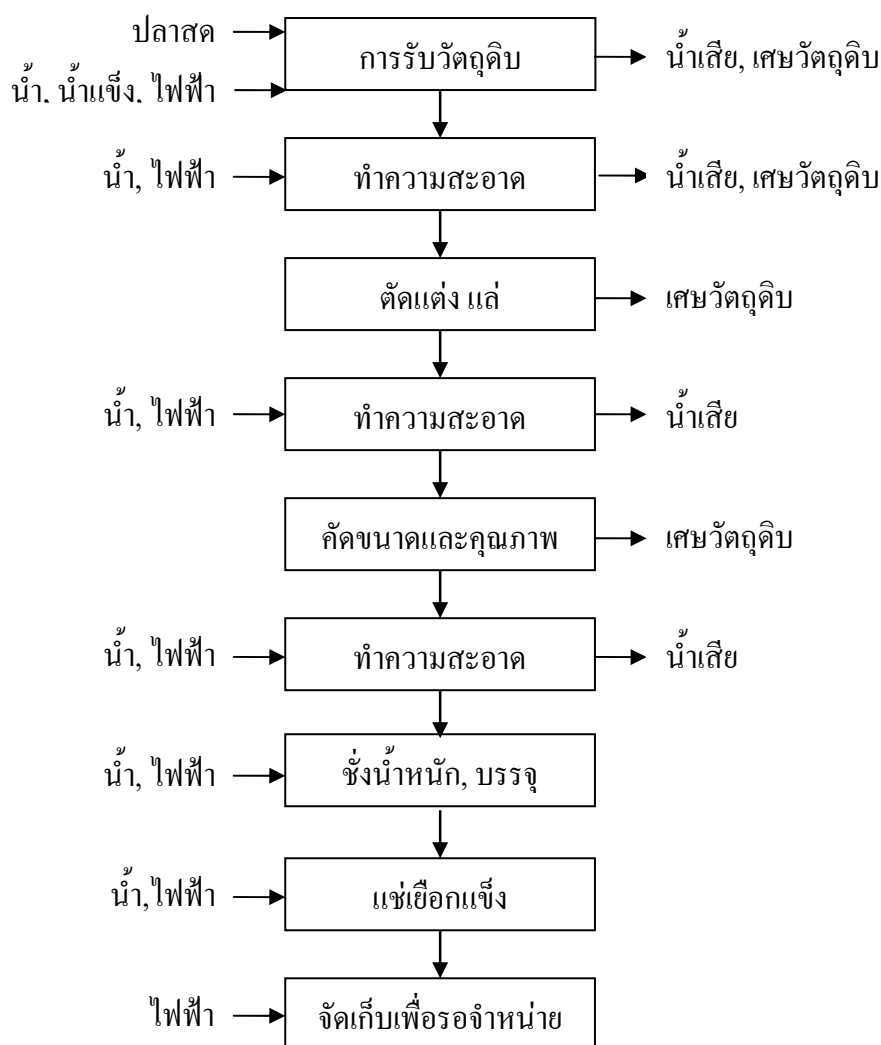
1.2 ตรวจสอบเอกสาร

1.2.1 อุตสาหกรรมอาหารทะเล

อุตสาหกรรมอาหารทะเล เป็นอุตสาหกรรมที่มีความสำคัญต่อเศรษฐกิจของประเทศในระดับสูง ในปัจจุบันประเทศไทยได้รับการยอมรับในระดับสากลว่าเป็นประเทศที่สามารถผลิตสินค้าอาหารทะเลที่มีคุณภาพดีจึงมีสินค้าอาหารหลายชนิดที่ไทยก้าวขึ้นเป็นผู้นำในด้านการส่งออกของโลก ผลิตภัณฑ์อาหารทะเลแปรรูปที่มีการผลิตในประเทศไทยสูงสุด ได้แก่ ปลาหมึกกระป๋องและปลาซาร์ดีนกระป๋อง รองลงมาเป็นผลิตภัณฑ์กุ้งสดแช่เยือกแข็ง (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

1.2.1.1 กระบวนการผลิตอาหารทะเลแช่แข็ง

ผลิตภัณฑ์อาหารทะเลแช่เยือกแข็งมีลักษณะโดยทั่วไป คือ วัตถุดิบจำพวกอาหารทะเลสด ได้แก่ กุ้ง ปลา ปลาหมึก และปู จะถูกเตรียมให้พร้อมสำหรับการนำไปประกอบอาหารโดยการตัดแต่งและทำความสะอาด ผลิตภัณฑ์ส่วนหนึ่งอาจมีการแปรรูป เช่น การชุบเกล็ดขนมปัง การบดแล้วขึ้นรูป หรือการปรุงให้สุกก่อน (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) แสดงดังภาพที่ 1.1



ภาพที่ 1.1 แผนผังกระบวนการผลิตอาหารทะเลแช่เยือกแข็ง

ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ (2548)

1.2.1.2 น้ำเสียจากกระบวนการผลิต

น้ำเสียส่วนใหญ่จะเกิดจากกระบวนการล้างวัตถุดิบ และจากแหล่งอื่นๆ ได้แก่ จากการใช้เพื่ออุปโภคในสำนักงาน การชำระทำความสะอาดมือและเท้าของพนักงานปฏิบัติการ การล้างสายการผลิตและภาชนะต่างๆ โดยน้ำเสียส่วนใหญ่มีองค์ประกอบของสารอินทรีย์ จากการปนเปื้อนของเศษเนื้อ เลือดปลา และไขมัน ซึ่งมีผลให้น้ำเสียมีปริมาณบีโอดี ค่าของแข็งแขวนลอย และค่าน้ำมันและไขมันสูง ปริมาณน้ำเสียจะมากหรือน้อย ขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำใช้ซึ่งอยู่กับปัจจัยต่างๆ เช่น การควบคุมความสะอาดของสินค้า รูปแบบเทคโนโลยีที่ใช้ในการแปรรูป ลักษณะการ

เตรียมวัตถุดิบ เช่น การตัดหัว แปรรูปก่อนส่งเข้ามายังโรงงาน และการใช้น้ำทำความสะอาดสายการผลิต ทั้งนี้ ในการล้างวัตถุดิบหากต้องการควบคุมปริมาณเชื้อในผลิตภัณฑ์ให้อยู่ในระดับต่ำ ปริมาณน้ำที่ใช้ล้างก็มีแนวโน้มสูงขึ้น ในส่วนของวิธีการผลิตของแต่ละโรงงานก็เป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่มีผลอย่างมากเช่นกัน การแล้ดัดแต่งโดยการใช้เครื่องจักรจะใช้น้ำมากกว่าการทำงานด้วยมือ และในการปอกเปลือกกุ้งด้วยเครื่องจักรก็จะต้องใช้น้ำมากกว่าการใช้มือ 30 – 40 % ซึ่งอาจเทียบได้กับครึ่งหนึ่งของการใช้น้ำในโรงงานแปรรูปกุ้ง จากข้อมูลการสำรวจเป็นค่าเฉลี่ยของอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งพบว่าปริมาณการใช้น้ำเฉลี่ยต่อตันของผลิตภัณฑ์ คือ 13 – 40 ลูกบาศก์เมตร ทั้งนี้รวมถึงปริมาณของน้ำแข็งและน้ำเย็นที่ใช้ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2548) น้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิต จะถูกส่งไปบำบัดด้วยระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงาน ซึ่งอาจแตกต่างกันตามลักษณะความพร้อมในการลงทุน ลักษณะคุณภาพน้ำเสีย และสภาพแวดล้อมของโรงงาน

1.2.2 ลักษณะน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเล

น้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเล มีสารอินทรีย์ที่ตรวจวัดในรูปของค่าบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand, BOD) หรือซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD) ในปริมาณสูง (มันสิน, 2542; นุกูล และคณะ, 2548) พบสารประกอบอินทรีย์ โดยเฉพาะในรูปของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสูง หากน้ำเสียไม่ได้ผ่านการบำบัดที่มีประสิทธิภาพจะส่งผลให้แหล่งน้ำเกิดปรากฏการณ์ Eutrophication (Water Environmental Federation, 1998) อันเนื่องมาจากไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งถูกสาหร่ายดึงไปใช้ในการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว โดยเฉพาะสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ไม่ผ่านการบำบัดจะส่งผลต่อแหล่งน้ำที่มีความเค็ม (Randall *et al.*, 1992) เนื่องจากไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารจำกัด (Thomann and Linker, 1998) โดย U.S. EPA (1987 อ้างโดย ชงชัย, 2544) กำหนดค่ามาตรฐานของสารประกอบไนโตรเจนในแหล่งน้ำปิด โดยกำหนดค่าแอมโมเนียที่ 0.016 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจนต่อลิตร และไนไตรต์ที่ 0.06 มิลลิกรัม ไนไตรต์-ไนโตรเจนต่อลิตร จะก่อให้เกิดความเป็นพิษและกระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม (2534 อ้างโดย ชงชัย, 2544) กำหนดค่ามาตรฐานของสารประกอบไนโตรเจนในแหล่งน้ำปิด โดยกำหนดค่าแอมโมเนียที่ 0.4 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจนต่อลิตร ในแหล่งอนุรักษ์ปะการัง แหล่งน้ำธรรมชาติและแหล่งที่มีการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ ซึ่ง นุกูล และคณะ (2548) รายงานผลการศึกษาคูณสมบัติน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งและโรงงานอาหารทะเลบรรจุกระป๋อง พบว่าปริมาณบีโอดีน้ำทิ้งหลังการบำบัดอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งที่กรมโรงงานอุตสาหกรรมกำหนดไว้ แต่พบปริมาณสารอาหารในรูปของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในปริมาณที่สูง คือ ค่าเฉลี่ยแอมโมเนีย-ไนโตรเจนระหว่าง 14 - 230

มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าเฉลี่ยของไนโตรเจนระหว่าง 20.5 - 41.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าเฉลี่ยของไนเตรต-ไนโตรเจนระหว่าง 5.6 - 10.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าเฉลี่ยของฟอสเฟต-ฟอสฟอรัสระหว่าง 30.7 - 53.6 มิลลิกรัมต่อลิตร

อรัญ (2547) กล่าวว่าน้ำเสียส่วนใหญ่ของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลจะเกิดจากกระบวนการล้างวัตถุดิบ ปริมาณน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิต ขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำใช้ในปัจจุบันการควบคุมความสะอาดของสินค้า รูปแบบเทคโนโลยีที่ใช้ในการแปรรูป ลักษณะการเตรียมวัตถุดิบ และการใช้น้ำทำความสะอาดสายการผลิต (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) โดย ธนภัทร (2539) พบว่าปริมาณและลักษณะน้ำเสียของโรงงานแปรรูปอาหารทะเลมีองค์ประกอบของสารอินทรีย์สูงของแข็งแขวนลอย และค่าน้ำมันและไขมันสูง เกิดจากการปนเปื้อนของเศษเนื้อ เลือดปลา และไขมัน น้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลในจังหวัดสงขลามีปริมาณน้ำเสีย 300 - 500 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน (Prasertsan *et al.*, 1988) ซึ่ง สุวิทย์ (2535) สำรวจโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง พบว่ามีปริมาณความเข้มข้นของน้ำเสียในรูปบีโอดีสูงประมาณ 1,000 - 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีปริมาณน้ำเสีย 700 - 800 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดย นุกูล และคณะ (2548) ศึกษาคุณสมบัติน้ำทิ้งจากโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง พบว่าน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบบำบัดของโรงงาน มีค่าความเป็นกรด-ด่าง เริ่มต้นเท่ากับ 6.87 ค่าซีโอดีเท่ากับ 776 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนโตรเจนทั้งหมด 64 มิลลิกรัมต่อลิตร สุวิทย์ (2535) ศึกษาปริมาณน้ำเสียจากกระบวนการผลิตปลาหูน่ากระป๋อง มีการใช้น้ำประมาณ 25 ลูกบาศก์เมตรต่อวัตถุดิบ 1 ตัน พบว่าน้ำเสียจากการนึ่งปลาหูน่ามีค่าซีโอดีเท่ากับ 15,708 มิลลิกรัมต่อลิตร ของแข็งทั้งหมด 2,821 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณไนโตรเจน 456 มิลลิกรัมต่อลิตร และ อาแอสาะ (2548) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ในโรงงานอาหารทะเลในจังหวัดสงขลา เก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงาน 3 ประเภท คือ โรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง โรงงานอาหารทะเลกระป๋อง และโรงงานซูริมิ ซึ่งมีคุณสมบัติน้ำเสียดังตารางที่ 1.1

ตารางที่ 1.1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลในจังหวัดสงขลา

ประเภทโรงงาน	ปริมาณน้ำเสีย (ลบ.ม./วัน)	บีโอดี (มก./ล.)	ซีโอดี (มก./ล.)	ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)	ไนโตรเจน (มก./ล.)
อาหารทะเลแช่แข็ง	200 - 900	500 - 1,400	2,880 - 5,760	350 - 1,050	107 - 721
เครื่องกระป๋อง	300 - 3,120	1,500-2,750	5,320 - 8,480	940 - 2,050	130 - 440
โรงงานซูริมิ	325 - 650	749 - 1,200	2,880 - 6,480	260 - 660	261 - 311

ที่มา : อาแอสาะ (2548)

1.2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรม

ฉัตรไชย (2539) กล่าวว่าโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลมีการจัดการระบบบำบัดน้ำเสียต่างกันไปทั้งนี้ขึ้นอยู่กับขนาดพื้นที่ในการจัดการเรื่องระบบน้ำเสีย สำหรับโรงงานอุตสาหกรรมขนาดใหญ่ที่มีการถ่ายเทน้ำเสียในปริมาณมากออกสู่สิ่งแวดล้อม มักใช้ระบบบ่อบำบัดแต่น้ำเสียในสายการผลิตที่มีส่วนประกอบของปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ ปริมาณสารประกอบไนโตรเจนที่สูง ระบบบ่อบำบัดแบบบ่อไม่สามารถทำการบำบัดให้ได้น้ำทิ้งที่มีคุณภาพ (ธงชัย, 2544) จึงต้องอาศัยระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยเทคโนโลยีขั้นสูงในการบำบัด ระบบบำบัดทางชีวภาพที่มีความนิยมในการใช้บำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมได้แก่ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศแอกติเวเต็ดสลัดจ์หรือระบบบำบัดไร้อากาศยูเอเอสบี เป็นต้น (นุกูล และคณะ, 2548)

1.2.4 กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (Biological Wastewater Treatment Process)

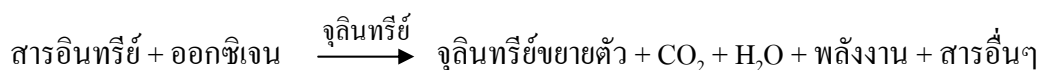
จุดประสงค์ของการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ คือ การใช้จุลินทรีย์ช่วยลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้น้อยลง ซึ่งการบำบัดน้ำเสียจะต้องมีปริมาณสารอินทรีย์ลดลงก่อนจะปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ โดยบีโอดีเป็นพารามิเตอร์ที่ใช้วัดค่าสารอินทรีย์ที่นิยมใช้กันมากที่สุด ซึ่งค่าบีโอดีแสดงถึงปริมาณความสกปรกในแหล่งน้ำในรูปปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ และอีกพารามิเตอร์ที่สามารถบ่งบอกถึงความสกปรกของน้ำเสียคือ ซีโอดี ที่หมายถึงปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในน้ำด้วยกระบวนการเคมี ค่าจำกัดความทางเทคนิคของบีโอดี คือ ปริมาณออกซิเจนละลายที่แบคทีเรียใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำบ่งชี้ถึงปริมาณสารอินทรีย์ เนื่องจากการวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์โดยตรงนั้นมีความยุ่งยากหลายประการ จึงใช้วิธีวัดปริมาณออกซิเจนที่ถูกละทิ้งไปในการย่อยสลายสารอินทรีย์ซึ่งกระทำได้ง่ายกว่า ทั้งซีโอดีและบีโอดีล้วนเป็นพารามิเตอร์ที่ใช้แสดงหรือบอกถึงค่าความเข้มข้นของความสกปรก โดยบีโอดีเป็นความต้องการออกซิเจนที่วัดโดยวิธีชีววิทยา และซีโอดีเป็นความต้องการออกซิเจนที่วัดโดยวิธีเคมี พารามิเตอร์ทั้งสองตัวนี้ คือ ค่าซีโอดีและค่าบีโอดี มีความสัมพันธ์กันโดยตรง ซึ่งอัตราส่วนของค่าซีโอดีและค่าบีโอดีสำหรับน้ำเสียชนิดต่างๆ มีค่าไม่เท่ากันเนื่องจากส่วนประกอบของน้ำเสียไม่เหมือนกัน อัตราส่วนระหว่างบีโอดีและซีโอดีอาจเป็นได้ตั้งแต่ 0.1 - 0.8 แต่มักไม่เกิน 1 อย่างไรก็ตาม แม้ว่าอัตราส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดี จะไม่ใช่ค่าคงที่เฉพาะสำหรับน้ำเสียทุกชนิด แต่ในระบบน้ำเสียใดๆนั้นบีโอดีและซีโอดีก็ยังคงมีความสัมพันธ์กันและเป็นความสัมพันธ์เฉพาะของระบบนั้นเท่านั้น ความรู้ทางสถิติจะทำให้หาอัตราส่วนซึ่งแสดงความสัมพันธ์ระหว่างบีโอดีและซีโอดีได้ การหาความสัมพันธ์ระหว่างบีโอดีและซีโอดีต้องเริ่มต้น

ด้วยการวิเคราะห์พารามิเตอร์ทั้งสองตัวพร้อมกันจนกระทั่งได้ข้อมูลอัตราส่วนที่มีความน่าเชื่อถือได้ทางสถิติ จากนั้นอาจวิเคราะห์เฉพาะค่าซีโอดีเท่านั้นและคำนวณค่าบีโอดีจากค่าซีโอดี

กระบวนการบำบัดทางชีวภาพสามารถแบ่งได้เป็น 2 วิธี คือระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพใช้อากาศและระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพไม่ใช้อากาศ (Metcalf and Eddy, 1991)

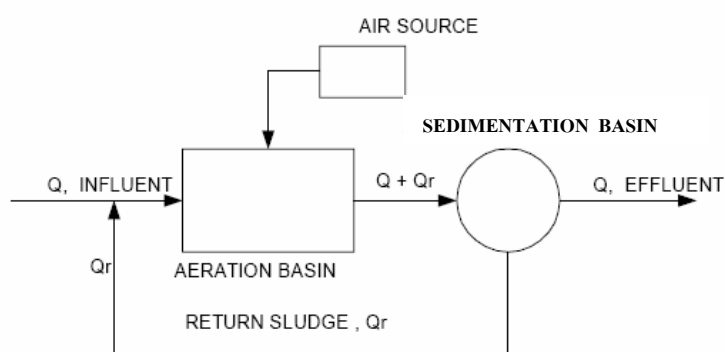
1.2.4.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพใช้อากาศ (Aerobic Biological Wastewater Treatment Process)

ทฤษฎีของระบบบำบัดน้ำมีการเกี่ยวข้องกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ การเกิด การตายและการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ (ธงชัย, 2544) โดยมีกระบวนการดังนี้



กระบวนการบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Process)

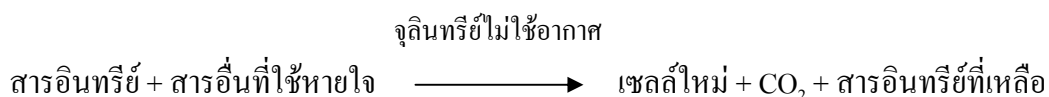
ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์โดยทั่วไปจะประกอบด้วยส่วนสำคัญ 2 ส่วน คือ ถังเติมอากาศ (Aeration Tank) และถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) (Metcalf and Eddy, 1991) สามารถแสดงในภาพที่ 1.2 โดยน้ำเสียจะถูกส่งเข้าถังเติมอากาศ ซึ่งมีตะกอนอยู่เป็นจำนวนมากตามที่ออกแบบไว้ สภาวะภายในถังเติมอากาศจะมีสภาพที่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบแอโรบิก (เกรียงศักดิ์, 2543) จุลินทรีย์เหล่านี้จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปของคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำในที่สุด น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลต่อไปยังถังตกตะกอนเพื่อแยกตะกอนออกจากน้ำใส ตะกอนที่แยกตัวอยู่ที่ก้นถังตกตะกอนส่วนหนึ่งจะถูกสูบกลับเข้าไปในถังเติมอากาศใหม่เพื่อรักษาความเข้มข้นของตะกอนในถังเติมอากาศให้ได้ตามที่กำหนด และอีกส่วนหนึ่งจะเป็นตะกอนส่วนเกินที่ต้องนำไปกำจัดต่อไป สำหรับน้ำใสส่วนบนจะเป็นน้ำทิ้งที่สามารถระบายออกสู่สิ่งแวดล้อมได้ (มันสิน, 2542)



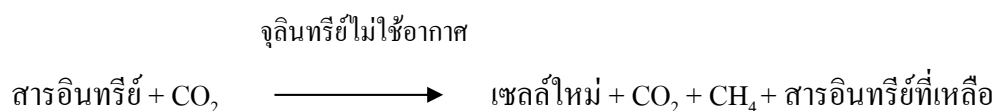
ภาพที่ 1.2 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์
ที่มา : Metcalf และ Eddy (1991)

1.2.4.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Biological Wastewater Treatment Process)

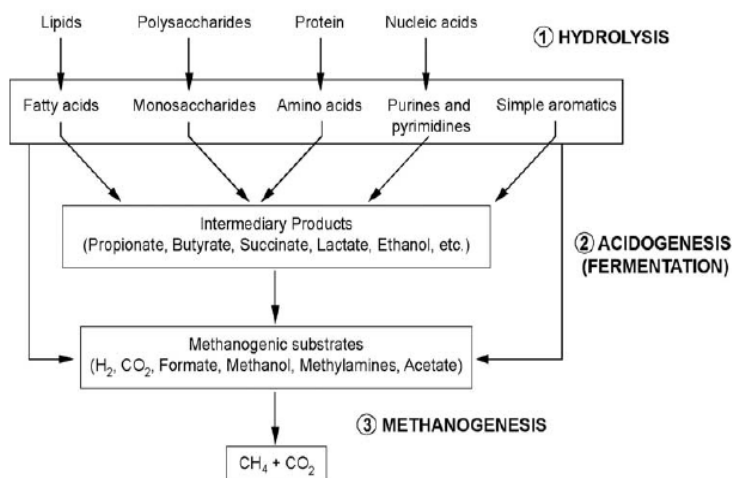
การบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศอาศัยจุลินทรีย์ที่หายใจด้วยสารอื่นที่ไม่ใช่อากาศเป็นผู้ทำลายสารอินทรีย์ (ธงชัย, 2544) ดังกระบวนการ



ภายหลังการบำบัด สารอินทรีย์จะเหลืออยู่มาก แต่จะมีเซลล์ใหม่เกิดขึ้นน้อย โดยทั่วไปมักเข้าใจกันว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศหมายถึงระบบไม่ใช้อากาศที่ผลิตก๊าซมีเทนซึ่งเป็นระบบที่อาศัยจุลินทรีย์ที่หายใจด้วย CO_2 (ธงชัย, 2544) เขียนแทนได้ด้วยสมการดังนี้



กระบวนการย่อยทางชีววิทยาแบบไม่ใช้อากาศเป็นกระบวนการย่อยสลายทางชีววิทยาที่ใช้แบคทีเรียชนิดไม่ใช้อากาศหลายกลุ่ม แสดงในภาพที่ 1.3

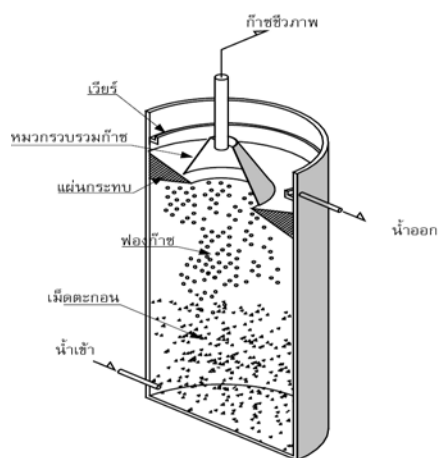


ภาพที่ 1.3 กระบวนการของจุลินทรีย์พวกแอนแอโรบิกย่อยสลายสารอินทรีย์

ที่มา : Henze และคณะ (1997)

ระบบบำบัดน้ำเสียยูเอสบี (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket: UASB)

ระบบยูเอสบี เป็นกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนที่ทำการเลี้ยงตะกอนแบคทีเรียภายในถังหมักให้เกาะตัวกันเป็นกลุ่มหรือเป็นเม็ด ให้ได้จำนวนมากและมีขนาดตกตะกอนไว่ตอนบนของถังหมัก ทำให้ใช้เวลาในการบำบัดน้ำเสียสั้นลง และรับปริมาณน้ำเสียเข้าระบบได้มากขึ้น การที่ระบบบำบัดสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงๆ สามารถทำการบำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์ได้ในปริมาณมาก ทำให้เกิดก๊าซในปริมาณที่สูง นอกจากนี้ยังมีอุปกรณ์ที่ใช้ในการแยกน้ำเสีย ตะกอนแบคทีเรีย และก๊าซชีวภาพ (Gas-Solid Separator, GSS) ด้วย (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) ดังภาพที่ 1.4



ภาพที่ 1.4 รูประบบบำบัดน้ำเสียยูเอสบี

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2546)

1.2.5 เทคโนโลยีแบบใช้อากาศและแบบไม่ใช้อากาศร่วมกัน

น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมแปรรูปอาหารทะเลจะมีปริมาณซีโอดีสูงซึ่งสามารถที่จะนำระบบบำบัดน้ำเสียไม่ใช้อากาศมาใช้ได้เป็นอย่างดี โดยระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศสร้างตะกอนส่วนเกินมากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียไม่ใช้อากาศหลายเท่า คือ ระบบบำบัดน้ำเสียไม่ใช้อากาศสร้างตะกอนประมาณ 20 - 150 กิโลกรัม จากการกำจัดซีโอดี 1 ตัน ในขณะที่ระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศสร้างตะกอนส่วนเกินสูงถึงประมาณ 400 - 600 กิโลกรัม ตะกอนส่วนเกินเป็นภาระที่ต้องเสียค่าใช้จ่ายในการบำบัด (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) ระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศเหมาะสำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำและปานกลาง แต่ไม่เหมาะสำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง ส่วนระบบบำบัดน้ำเสียไม่ใช้อากาศเหมาะสำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง โดยกรมควบคุมมลพิษ (2545); Metcalf และ Eddy (2003) กล่าวว่าน้ำเสียมีปริมาณซีโอดีเข้มข้นสูงมากกว่า 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตรและอุณหภูมิสูง (25-35 องศาเซลเซียส) ควรจะต้องบำบัดน้ำเสียก่อนด้วยระบบไม่ใช้อากาศแล้วจึงบำบัดด้วยระบบใช้อากาศ แต่ถ้าน้ำเสียมีปริมาณซีโอดีต่ำการบำบัดด้วยระบบใช้อากาศเพียงลำพังจะเสียค่าใช้จ่ายน้อยกว่า

กล่าวโดยรวมการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบไม่ใช้อากาศประหยัดกว่าการบำบัดด้วยระบบใช้อากาศ อย่างไรก็ตาม ระบบบำบัดน้ำเสียไม่ใช้อากาศมีข้อด้อยในทางเทคนิคคือไม่สามารถบำบัดน้ำเสียให้ได้น้ำทิ้งคุณภาพสูงเหมือนระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศ (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) โดยระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศสามารถบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ได้น้อยหรือไม่สามารถบำบัดได้ (ธงชัย, 2544; Metcalf and Eddy, 2003) ตัวอย่างเช่น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี มีประสิทธิภาพในการลดปริมาณของเสียได้เป็นอย่างดี โดยพิจารณาจากค่าบีโอดีและซีโอดี แต่ระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบีจะทำให้ค่าแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) และ TKN (Total Kjeldahl Nitrogen) มีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจากผลการย่อยสลายโปรตีนในน้ำเสียจะได้แอมโมเนียออกมาจึงเป็นสาเหตุที่ทำให้น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบีมักมีสารประกอบไนโตรเจนสูง (อารักษ์ และคณะ, 2549) ระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศสามารถผลิตน้ำทิ้งสุดท้ายที่มีคุณภาพสูง จนผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งตามประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 2 (พ.ศ. 2539) ออกตามความในพระราชบัญญัติโรงงาน พ.ศ. 2535 เรื่อง กำหนดคุณลักษณะของน้ำทิ้งที่ระบายออกจากโรงงานได้ เช่น ค่าบีโอดี ไม่มากกว่า 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ทีเคเอ็น ไม่มากกว่า 120 มิลลิกรัมต่อลิตร (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2539) เมื่อนำเอาข้อดีของทั้งสองระบบบำบัดน้ำเสียรวมกัน ระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมที่เหมาะสมจึงมี 2 ทางเลือก คือ

ทางเลือกที่ 1 ประกอบด้วยระบบบำบัดน้ำเสียไม่ใช้อากาศตามด้วยระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศ

ทางเลือกที่ 2 ประกอบด้วยระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศเพียงอย่างเดียว

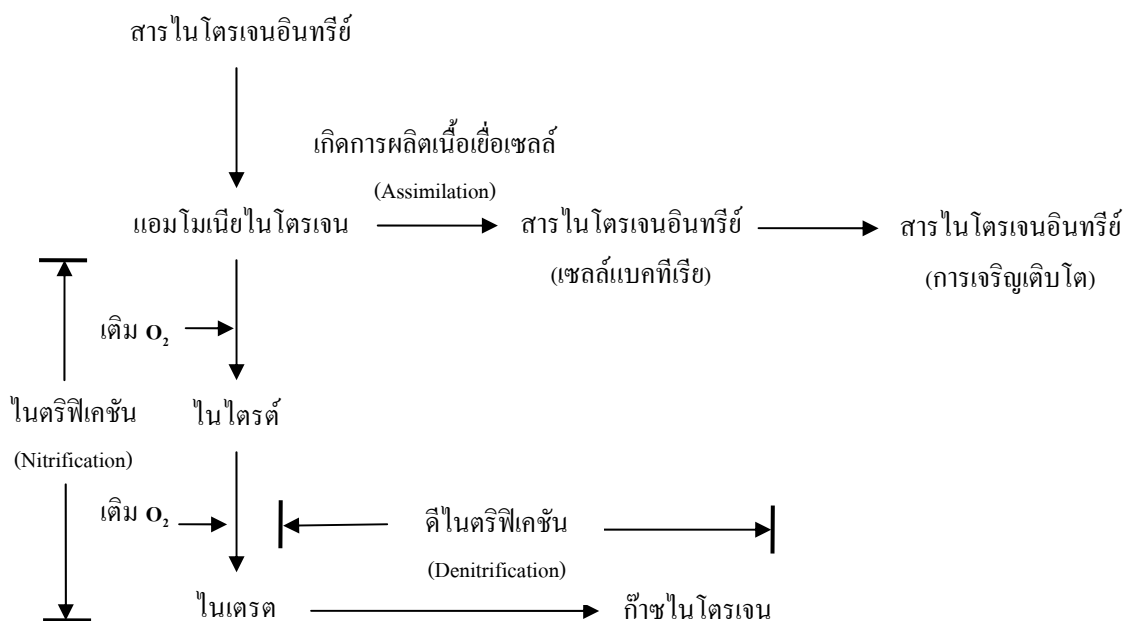
การบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมต้องอาศัยระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศด้วยเสมอทั้งนี้เพื่อให้สามารถผลิตน้ำทิ้งสุดท้ายที่มีคุณภาพสูง (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) ซึ่ง อรุณี (2539) รายงานการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศแอกติเวเต็ดสลัดจ์ต่อจากระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศยูเอเอสบีของโรงงานอุตสาหกรรมสุราแห่งหนึ่ง พบว่าสามารถลดค่าไฟฟ้าจากการเติมอากาศจากเดิมที่ใช้ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์เพียงอย่างเดียวได้ถึงร้อยละ 80 และกรมควบคุมมลพิษ (2547) ได้จัดทำโครงการพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเลือกที่เหมาะสม เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียเปรียบเทียบ 3 ระบบ ได้แก่ ระบบยีสต์ – แอกติเวเต็ดสลัดจ์ ระบบยีสต์-ไบโอเมมเบรน และระบบยูเอเอสบี-แอกติเวเต็ดสลัดจ์ พบว่าระบบยูเอเอสบี-แอกติเวเต็ดสลัดจ์ มีประสิทธิภาพโดยรวมในการบำบัดน้ำเสียที่ดีที่สุด โดยสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของค่าบีโอดีและซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90 และสามารถกำจัดสารประกอบไนโตรเจนได้ประมาณร้อยละ 36 หากแต่ ฎุกำ (2547) รายงานการใช้กระบวนการยูเอเอสบี-แอนอกซิก-แอโรบิก ในการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียสาขิตยูเอเอสบี – แอกติเวเต็ดสลัดจ์ ให้เป็นระบบยูเอเอสบี-แอนอกซิก-แอโรบิก เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบีสามารถบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ

มันสิน (2542) กล่าวว่าน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารทะเลที่มีความเข้มข้นไนโตรเจนอยู่สูง ทั้งในรูปสารไนโตรเจนอินทรีย์และสารประกอบแอมโมเนีย ซึ่งปริมาณของสารประกอบแอมโมเนียจะขึ้นกับความสดของน้ำเสีย (Eckenfelder, 2000) โดยทั่วไประบบบำบัดน้ำเสียมีวัตถุประสงค์เพื่อบำบัดคาร์บอนอินทรีย์ รวมทั้งตะกอนแขวนลอย โดยไม่มีการคำนึงถึงการบำบัดสารอาหาร (ธงชัย, 2544) ดังนั้นปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัดที่ยังคงมีค่าสูง เมื่อปล่อยทิ้งสู่แหล่งรับน้ำโดยไม่มีการบำบัด สามารถสร้างปัญหาผลกระทบต่อแหล่งรับน้ำได้เพราะการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันในสภาวะที่ใช้อากาศโดยไนตริฟายอิงแบคทีเรียเปลี่ยนสารประกอบแอมโมเนียให้เป็นสารประกอบไนเตรตและมีการใช้ออกซิเจนจากแหล่งน้ำ ในทางทฤษฎีสารประกอบแอมโมเนีย-ไนโตรเจนหนึ่งมิลลิกรัมจะใช้ออกซิเจนเท่ากับ 4.3 มิลลิกรัม (Randall *et al.*, 1992) ความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารทะเล เช่น อุตสาหกรรมปลากระป๋อง มีค่าประมาณ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร (สุวิทย์, 2535; อาแอสေး, 2548) ในกระบวนการบำบัดปฐมภูมิ ถ้าเป็นกระบวนการทางกายภาพกล่าวคือการใช้กระบวนการตะกอนลอย ไนโตรเจนที่ถูกกำจัดได้มีประมาณร้อยละ 25 แต่ถ้าใน

กระบวนการหมักไร้อากาศ เมื่อยังไม่มีกระบวนการเปลี่ยนแปลงระบบเพื่อให้กำจัดไนโตรเจน สารประกอบไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์เป็นสารประกอบอนินทรีย์ในรูปของเกลือแอมโมเนีย (Henze *et al.*, 1997) ส่วนที่กำจัดออกน้อยมาก เมื่อน้ำเสียผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเสียใช้อากาศที่ออกแบบเพื่อกำจัดบีโอดีนั้น ไนโตรเจนจะถูกกำจัดออกในรูปของเซลล์จุลินทรีย์ประมาณร้อยละ 17 ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีอาจมากกว่าร้อยละ 95 ถ้าบำบัดต่อด้วยกระบวนการบำบัดชีวภาพแบบใช้อากาศจะลดไนโตรเจนได้ร้อยละ 42 ดังนั้นปริมาณไนโตรเจนที่เหลืออยู่ได้แก่ไนโตรเจนอินทรีย์และแอมโมเนีย (Eckenfelder, 2000) จะถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบคทีเรีย เปลี่ยนเกลือแอมโมเนียเป็นเกลือไนเตรตที่เป็นสารประกอบที่เสถียรไม่ทำปฏิกิริยากับออกซิเจนอีกต่อไป (ธงชัย, 2544; Henze *et al.*, 1997) เพราะฉะนั้นในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดที่ไม่ได้เจาะจงการกำจัดไนโตรเจนจะเหลือไนโตรเจนอย่างน้อยที่สุด 280 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งสามารถใช้ปริมาณออกซิเจนเทียบเท่าการปลดปล่อยบีโอดี 820 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่มาตรฐานน้ำเสียอุตสาหกรรมปัจจุบันกำหนดค่าบีโอดีที่ระบายลงทางน้ำสาธารณะต้องไม่สูงกว่า 20 มิลลิกรัมต่อลิตร (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2539) ดังนั้นการบำบัดไนโตรเจนอินทรีย์จึงมีบทบาทในการบำบัดสารประกอบดังกล่าว

1.2.6 กระบวนการบำบัดสารประกอบไนโตรเจน

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพทำให้เกิดการเปลี่ยนรูปของคาร์บอนอินทรีย์โดยจุลินทรีย์เพื่อใช้ในกระบวนการสังเคราะห์ (Synthesis) เพื่อให้ได้พลังงาน และมีการนำไนโตรเจนบางส่วนมาใช้เป็นองค์ประกอบภายในเซลล์ สารประกอบไนโตรเจนที่เป็นผลผลิตจากกระบวนการสังเคราะห์จะอยู่ในรูปแอมโมเนียไนโตรเจน เมื่อน้ำเสียมีอัตราส่วนของซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เหมาะสม พบว่าสารประกอบไนโตรเจนจะถูกกำจัดได้เพียงร้อยละ 20 - 30 เท่านั้น ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีกระบวนการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนเพื่อกำจัดออกจากรูปร่าง กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ได้ถูกนำมาใช้เพื่อเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนเตรตไนโตรเจน ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) เพื่อเปลี่ยนรูปเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งเป็นตัวสุดท้ายของระบบบำบัดน้ำเสียที่เกี่ยวกับการกำจัดไนโตรเจน ดังภาพที่ 1.5



ภาพที่ 1.5 การเปลี่ยนแปลงรูปต่างๆ ของสารประกอบไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีวภาพ
ที่มา : เกรียงศักดิ์ (2543)

ในสภาวะมีอากาศ แบคทีเรียสามารถใช้ออกซิเจนมาออกซิไดซ์สารอินทรีย์ได้ คาร์บอนไดออกไซด์กับน้ำ โดยคาร์บอนอินทรีย์เป็นตัวให้อิเล็กตรอน ขณะที่ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย แต่สารไนโตรเจนอินทรีย์นั้นจะต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) เพื่อเปลี่ยนรูปสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ไปอยู่ในรูปอนินทรีย์เป็นแอมโมเนียม จากนั้นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนก็จะเปลี่ยนสภาพไปเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอโรบิกซึ่งเป็นกระบวนการไนตริฟิเคชัน แต่การกำจัดหรือลดปริมาณไนโตรเจนยังไม่สมบูรณ์ต้องทำให้ไนไตรต์-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนเปลี่ยนสภาพเป็นก๊าซไนโตรเจนก่อนด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งกระบวนการบำบัดสารประกอบไนโตรเจน แบ่งออกเป็น 2 ขั้นตอนหลัก คือ กระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (ธงชัย, 2544)

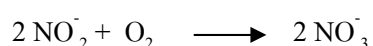
1.2.6.1 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

ธงชัย (2544) กล่าวว่าขั้นตอนแรกคือการเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนไตรต์ โดยจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการนี้จะเป็นจุลินทรีย์ประเภทที่สามารถออกซิไดซ์แอมโมเนียได้

เช่น พวกตระกูล *Nitrosomonas* ต้องการออกซิเจนในการหายใจจึงเป็นกระบวนการแบบแอโรบิก จุลินทรีย์ตระกูลนี้สามารถใช้คาร์บอนจากสารอนินทรีย์ได้ด้วย (Henze *et al.*, 1997) โดยกระบวนการที่เกิดขึ้นคือ



จากนั้นไนโตรตจะถูกรีดออกซิไดซ์เป็นไนเตรตโดยจุลินทรีย์ในตระกูล *Nitrobacter* ตามกระบวนการต่อไปนี้



ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

1) สารอาหาร: ค่าความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในถังเดิมอากาศ จากงานวิจัยของกัลยา และคณะ (2548) พบว่าสภาวะที่ดีที่สุดในการบวนการไนตริฟิเคชันที่สามารถทำให้เกิดไนเตรต-ไนโตรเจน ได้สูงสุดที่ความเข้มข้นของบีโอดี 300 ± 50 มิลลิกรัมต่อลิตร

2) อุณหภูมิ: อุณหภูมิมีผลต่อไนโตรแบคเตอร์มากกว่าไนโตรโซโมนาส (Henze *et al.*, 1997) อุณหภูมิที่ดีที่สุดสำหรับไนตริฟิเคชัน คือ ช่วง 30 - 36 องศาเซลเซียส การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิอย่างกะทันหันทำให้จุลินทรีย์ช็อกและหยุดทำงานได้

3) ออกซิเจน: แบคทีเรียกลุ่มไนตริฟายเออร์มีความไวต่อออกซิเจนความเข้มข้นต่ำ ค่าออกซิเจนละลายที่เหมาะสมอยู่ที่ 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร (Henze *et al.*, 1997) ค่าออกซิเจนละลายที่ต่ำสุดที่เกิดไนตริฟิเคชันได้ขึ้นอยู่กับอายุตะกอนด้วย ที่อายุตะกอนสูงค่าออกซิเจนละลายขั้นต่ำควรไม่น้อยกว่า 0.5 - 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ถ้าอายุตะกอนต่ำค่าออกซิเจนละลายต้องสูงขึ้นเนื่องจากเกิดเมตาบอลิซึมสูง (Stenstrom and Poduska, 1980 อ้างโดย ธงชัย, 2544)

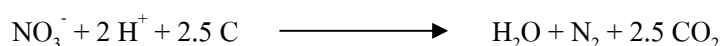
4) พีเอช: ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน จะมีการใช้สภาพต่าง ไนตริฟายอิงแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มทำงานได้ดีที่พีเอชประมาณ 7.5 - 9.0 (Henze *et al.*, 1997)

5) สารพิษ: สารอินทรีย์และอนินทรีย์ที่มีผลยับยั้งไนตริฟิเคชันในระบบ เช่น สารประกอบประเภทกำมะถัน โลหะหนัก (ธงชัย, 2544)

1.2.6.2 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

เป็นขั้นตอนการเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนเป็นกระบวนการแบบแอนอกซิก (ธงชัย, 2544) ปกติแล้วจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ดีไนตริฟายอิงจะดำรงชีวิตแบบแอโรบิก (Henze *et al.*, 1997) คือใช้ออกซิเจนจากก๊าซออกซิเจน แต่ถ้าบังคับ

ให้ในระบบบำบัดน้ำเสียไม่มีออกซิเจน จุลินทรีย์เหล่านี้จะพยายามดำรงชีพโดยใช้ออกซิเจนที่อยู่ในรูปของไนเตรต ขั้นตอนของการเกิดกระบวนการในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันก่อนข้างซับซ้อน แต่ขั้นตอนของการเปลี่ยนแปลงสภาพของไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจนมีสมการดังนี้



ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1. อุณหภูมิ: อุณหภูมิต่ำทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชันช้ากว่าอุณหภูมิสูง (ธงชัย, 2544)
2. พีเอช: ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดการผลิตสภาพต่างขึ้น พีเอชที่เหมาะสมกับดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียคือ 6.5 - 8.5 (Henze *et al.*, 1997) ค่าพีเอชที่ลดลงต่ำกว่า 6.5 และพีเอชที่มากกว่า 8.5 จะทำให้การเกิดกระบวนการลดลง (ธงชัย, 2544)
3. ออกซิเจนละลาย: ค่าออกซิเจนละลายที่มากกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Terai and Mori, 1975 อ้างโดย ธงชัย, 2544) แต่ในกรณีค่าออกซิเจนละลายเมื่อผ่านเข้าสู่ชั้นฟล็อกลดลงจนเกิดสถานะแอนอกซิกในชั้นฟล็อก สามารถเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ (ธงชัย, 2544)

1.2.7 ระบบแอกติเวเต้ดสลัดจ์ที่ใช้ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจน

การใช้ระบบแอกติเวเต้ดสลัดจ์กำจัดไนโตรเจนรูปต่าง ๆ ในน้ำเสียได้แก่ การใช้แบคทีเรียแบบ แขนวลอยในการเปลี่ยนสารไนโตรเจนอินทรีย์และแอมโมเนียให้เป็นไนโตรเจนหรือเปลี่ยนไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจน ระบบแอกติเวเต้ดสลัดจ์ทั่วไปซึ่งใช้ในการกำจัดสารคาร์บอนอินทรีย์ สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนได้ ระบบที่ดัดแปลงให้ใช้กำจัดไนโตรเจนมี 2 ประเภท คือ

ระบบแยกเชื้อ (Separate Culture System หรือ Two Sludge System)

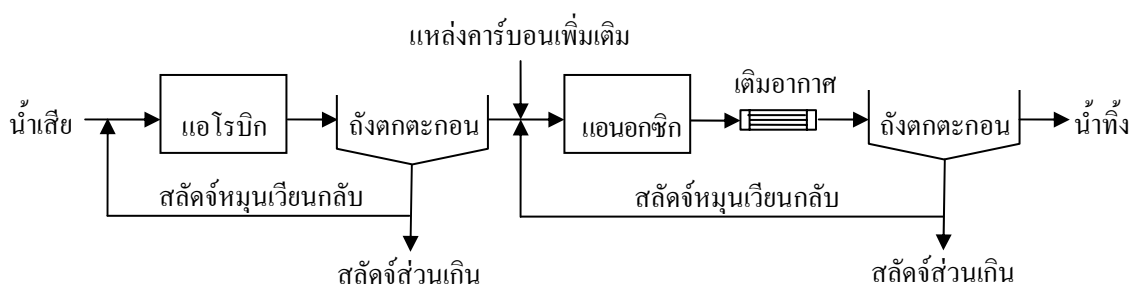
ระบบเชื้อผสม (Combined Culture System หรือ Single Sludge System)

1.2.7.1 ระบบแยกเชื้อ (Two Sludge System)

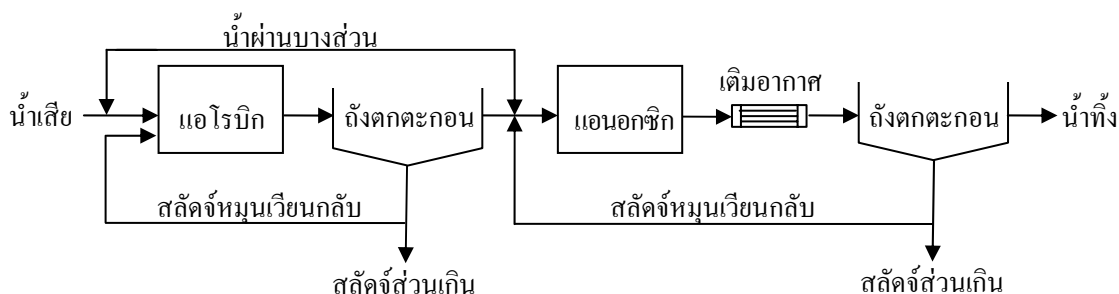
ระบบแยกเชื้อเป็นระบบที่มีการเลี้ยงระบบแอกติเวเต้ดสลัดจ์ 2 ชุด ให้ทำหน้าที่ในตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน ชุดละอย่าง ถึงกระบวนการจะมี 2 ชุดเป็นอย่างไร แต่ละชุดจะมีถังตกตะกอนเป็นของตนเอง ชุดแรกมีกระบวนการไนตริฟิเคชันและแอโรบิกออกซิเดชันเกิดขึ้น ทำให้สามารถกำจัดบีโอดีได้พร้อม ๆ กับการกำจัดทีเคเอ็น (เปลี่ยนเป็นไนเตรต) สารบีโอดีที่ตรอน

ของถังกระบวนการชุดแรกคือออกซิเจน ชุดที่สองมีกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นและใช้ในการกำจัดไนโตรเจนที่เกิดขึ้นจากถังกระบวนการชุดแรก สารรับอิเล็กตรอนของกระบวนการชุดที่สองคือไนเตรต ดังนั้นจึงไม่จำเป็นต้องมีการเติมออกซิเจนให้กับระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ชุดที่สอง

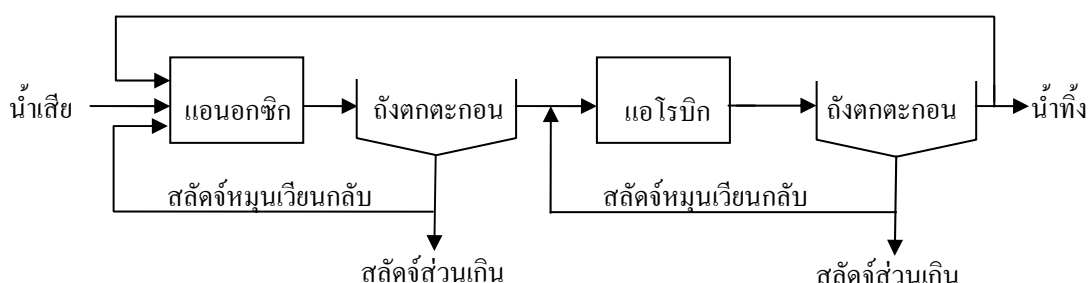
แบคทีเรียที่อาศัยอยู่ในถังกระบวนการชุดที่ 2 (เรียกว่าถัง Anoxic) เป็นประเภทแฟคัลเททีฟที่ใช้กำจัดสารคาร์บอนอินทรีย์ เช่นเดียวกับที่อยู่ในถังชุดแรก อย่างไรก็ตาม เนื่องจากแบคทีเรียอาศัยอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน จึงใช้ไนเตรต (ซึ่งเกิดขึ้นจากถังชุดแรก) เป็นสารรับอิเล็กตรอนแทน แต่แหล่งคาร์บอนและพลังงานยังคงต้องเป็นสารคาร์บอนอินทรีย์เช่นเดิม แสดงดังภาพที่ 1.6



ก. ระบบแยกเชื้อที่มีถังแอโรบิกก่อนและมีการเติมคาร์บอน



ข. ระบบแยกเชื้อที่มีถังแอโรบิกก่อนไม่มีการเติมคาร์บอน



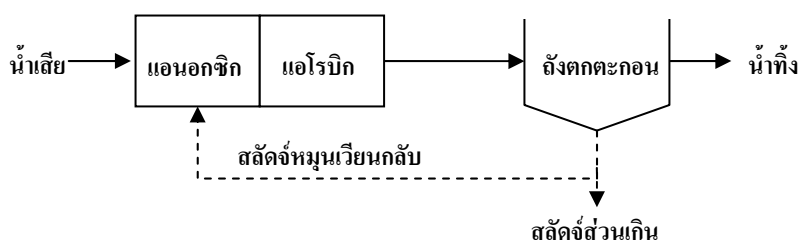
ค. ระบบแยกเชื้อที่มีถังแอนอ็อกซิกก่อนมีการเวียนน้ำกลับ

ภาพที่ 1.6 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบแยกเชื้อ

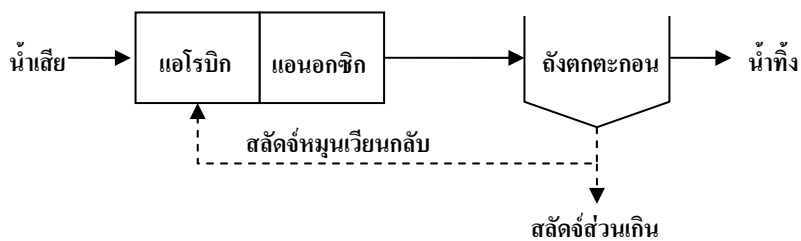
ที่มา: มั่นสิน (2542)

1.2.7.2 ระบบเชื่อมผสม (Single Sludge System)

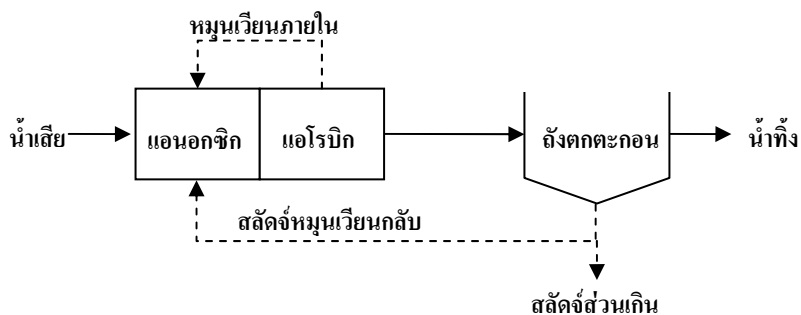
ระบบเชื่อมผสมเป็นระบบที่มีการเลี้ยงตะกอนชุดเดียวให้ทำหน้าที่ทั้ง 3 อย่าง คือ แอโรบิกออกซิเดชัน (กำจัดคาร์บอนอินทรีย์) ไนตริฟิเคชัน (กำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน) และดีไนตริฟิเคชัน (กำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน) ระบบเชื่อมผสมนี้ประกอบด้วย ถังกระบวนการ 2 ชนิด คือ ถังแอนอกซิก (Anoxic) เช่นเดียวกับของระบบแยกเชื้อ อย่างไรก็ตาม สิ่งที่แตกต่างกัน คือ ระบบเชื่อมผสมมีถังตะกอนชุดเดียว ส่วนระบบแยกเชื้อมีถังตกตะกอน 2 ชุด ลักษณะดังกล่าวทำให้ตะกอนในถังกระบวนการทั้งสองชุดของระบบเชื่อมผสมเป็นแบคทีเรียกลุ่มเดียวกัน สำหรับในระบบเชื่อมผสมถังตกตะกอนมักจะอยู่ตำแหน่งสุดท้ายของอนุกรมเสมอ ตะกอนจะหมุนเวียนจากถังตกตะกอนมาเข้าถังกระบวนการชุดแรก ซึ่งอาจเป็นถังแอโรบิก หรือถังแอนอกซิกก็ได้ แสดงดังภาพที่ 1.7



ก. ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน



ข. ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดหลัง



ค. ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน แบบหมุนเวียนสลัดจ์

ภาพที่ 1.7 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบเชื่อมผสม
ที่มา: มั่นสิน (2542)

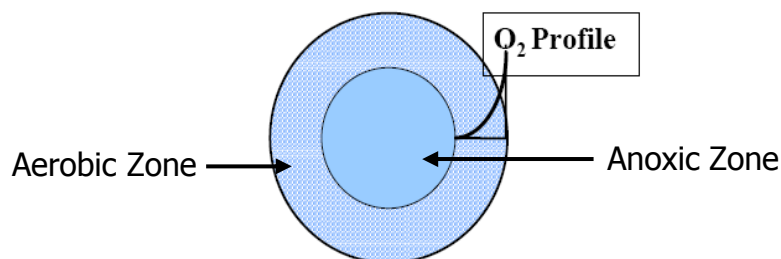
ตะกอนในถังกระบวนการชุดแรกจะไหลเข้าสู่ชุดที่สองโดยไม่ต้องมีถังตกตะกอน แม้ว่าในระบบแยกเชื้อถังแอโรบิกจะอยู่หน้าถังแอนอกซิกเสมอก็ตาม แต่สำหรับระบบเชื้อผสมอาจกำหนดให้ถังใดอยู่หน้าก็ได้ตามความเหมาะสม ถ้าหากถังแอนอกซิกอยู่หน้าก็แสดงว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นก่อนเรียกว่า ระบบเชื้อผสมแบบ Pre Denitrification แต่ถ้าให้ถังแอโรบิกอยู่หน้าก็หมายความว่า ให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นหลังทำให้เรียกว่าเป็นระบบแบบ Post Denitrification

ลำดับของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมีความสำคัญต่ออัตราเร็วของการกำจัดไนเตรต ทั้งนี้เพราะ ถ้าปล่อยให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นหลัง ปริมาณสารคาร์บอนอินทรีย์มักไม่พอเพียง ทำให้กระบวนการเป็นแบบ Endogenous Respiration Nitrate Denitrification อัตราการกำจัดไนโตรเจนจึงเกิดได้ช้า แต่ถ้าให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นก่อนอัตราการกำจัดไนเตรตจะเกิดได้เร็วเพราะมีกระบวนการแบบ Substrate Nitrate Denitrification (Henze and Harremose, 1988)

1.2.8 สภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน

ในการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพนั้นมีการศึกษาในเรื่องของการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในถังกระบวนการใบเดียวกัน เรียกว่าสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Simultaneous Nitrification-Denitrification: SND) Munch และคณะ (1996) กล่าวว่าสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันจะเกิดในชั้นฟล็อกตามความแตกต่างของค่าออกซิเจนละลายภายในชั้นฟล็อก ซึ่งไนตริฟายอิงแบคทีเรียทำงานได้ดีในบริเวณที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่สูง ส่วนดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียสามารถทำงานได้ดีในบริเวณที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต่ำมากๆ จากการที่ฟล็อกมีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่ไม่เท่ากันจึงทำให้การเพิ่มจำนวนของไนตริฟายอิงแบคทีเรียและดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียเกิดได้เร็ว (Meyer *et al.*, 2005) ทำให้สามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ในระยะเวลาเดียวกัน ซึ่งอาศัยหลักการความแตกต่างระหว่างชั้นฟล็อก โดยชั้นนอกที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายสูงเป็นบริเวณที่มีอากาศ (Aerobic Zone) ชั้นตรงกลางเป็นบริเวณที่เกิดสภาวะแอนอกซิก (Anoxic Zone) และชั้นในสุดเป็นชั้นที่ไม่มีอากาศ (Anaerobic Zone) โดยชั้นนอกเกิดกระบวนการบำบัดสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ใช้ออกซิเจน เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ซึ่งมีการกำจัดไนโตรเจนในรูปแอมโมเนีย-ไนโตรเจนเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจน ส่วนกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นบริเวณกลางฟล็อกที่

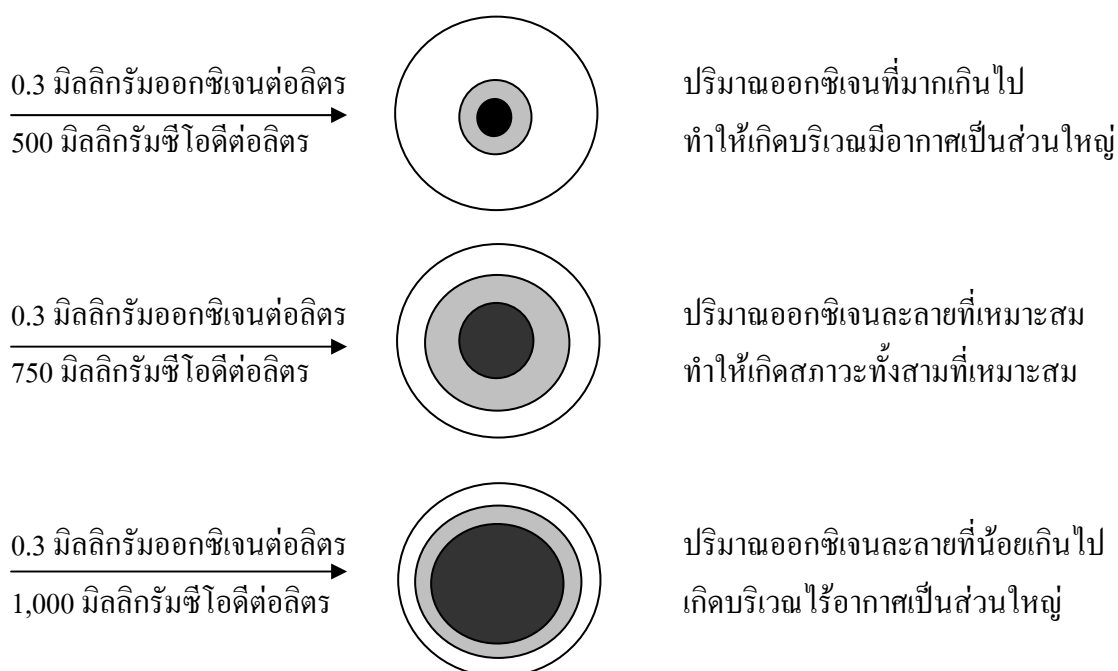
เป็นสถานะแอนอกซิก ทำให้ไนโตรเจนและไนเตรตเปลี่ยนสภาพเป็นก๊าซไนโตรเจน (Goronszy, 1992) ดังภาพที่ 1.8



ภาพที่ 1.8 แบบจำลองความแตกต่างชั้นฟล็อกในสถานะแอโรบิกและแอนอกซิก
ที่มา : Naidoo และคณะ (2002)

มีการทดลองที่อาศัยหลักการของการเกิดสถานะไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันพร้อมกัน โดยไม่มีการสลับหน่วยบำบัด เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ โดย Rittman และ Langeland (1985) ศึกษาความเป็นไปได้ในการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันพร้อมกันในระบบบำบัดน้ำเสียคลองวนเวียน พบว่าการควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่ 0.1 - 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถสร้างสถานะไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันพร้อมกันได้ และ Hoelter Wassertechnik GmbH (1997) บริษัทที่ปรึกษาด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมของเยอรมันได้แนะนำว่า ความหนาของชั้นฟล็อกขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลายและความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ ดังภาพที่ 1.9

Pochana และ Keller (1999) ได้ศึกษาสถานะไซมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันในการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนโดยกระบวนการเอสบีอาร์ พบว่าถ้ามีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่เพิ่มขึ้นจะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันที่เพิ่มขึ้น แต่กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะถูกระงับเมื่อมีการควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายให้ต่ำลง กระบวนการไนตริฟิเคชันจะลดลงแต่กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้น โดยมีการแนะนำถึงปัจจัยที่สำคัญในการเกิดสถานะไซมอลทาเนียส 3 ปัจจัย คือ



ภาพที่ 1.9 แบบจำลองความสัมพันธ์ระหว่างความแตกต่างของชั้นฟล็อกกับความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลายและความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ

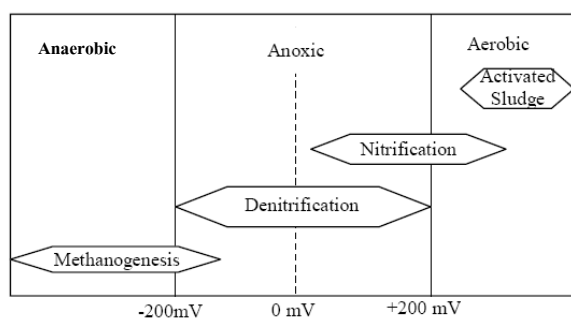
ที่มา : Hoelter Wassertechnik GmbH (1997)

1) ปริมาณออกซิเจนละลาย

ปริมาณออกซิเจนละลายเป็นปัจจัยสำคัญ ในสภาวะไฮมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Pochana and Keller, 1999) กระบวนการดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดได้เมื่อไม่มีออกซิเจนละลาย และจะลดลงเมื่อมีปริมาณออกซิเจนละลายที่มากกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร (Painter, 1977) โดย Munch และคณะ (1996) กล่าวว่าปริมาณออกซิเจนละลายสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันควรมีค่ามากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร และพบว่าปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร มีความเหมาะสมที่จะทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่เท่ากัน ซึ่งทำให้เกิดสภาวะไฮมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ Peng และ Qi (2007) กล่าวว่าในสภาวะไฮมอลทาเนียส ประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนจะขึ้นอยู่กับปริมาณออกซิเจนละลายที่มากกว่า 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเกิดการบำบัดซีโอดีที่มากเกินไปปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.3 - 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นปริมาณที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์และการบำบัดซีโอดี

ในสภาวะไฮมอลทาเนียสไนโตรฟิเคชัน-ดีไนโตรฟิเคชัน ปริมาณออกซิเจนละลาย จะมีปริมาณต่ำมากและเครื่องมือที่ใช้วัดค่าออกซิเจนละลายที่มีจำหน่ายและใช้ในเชิงปฏิบัติการมี จิตความสามารถจำกัดในการตรวจวัด จึงได้มีการศึกษาพารามิเตอร์ตัวอื่นที่ใช้เป็นพารามิเตอร์ ควบคุมค่าออกซิเจนละลาย (ธงชัย, 2544) ซึ่งมีการค้นคว้าวิจัยการใช้ความเข้มข้นของแอมโมเนีย- ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจน ในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว เป็นตัวแปรหลักในการควบคุม การเติมอากาศของส่วนถังเติมอากาศ และพบว่าเป็นการเพิ่มความสามารถในการบำบัดไนโตรเจนที่ มากขึ้น และมีการประหยัดพลังงานในการเติมอากาศมากกว่าการเติมอากาศแบบควบคุมค่า ออกซิเจนละลายที่ 2 มิลลิกรัมต่อลิตร (Lukasse *et al.*, 1999)

มีการศึกษาค่าโออาร์พี (Oxidation-Reduction Potential : ORP) เป็นพารามิเตอร์ ในการควบคุมปริมาณออกซิเจนละลายในถังเติมอากาศ (วรรณฤดี, 2549) โดยโออาร์พี คือ ค่า ศักยภาพการให้และรับอิเล็กตรอนของสารละลาย (มันสิน, 2542) ซึ่งถ้าค่าโออาร์พีเป็นบวก แสดง ว่าน้ำเสียมีออกซิเจน สารละลายสามารถรับอิเล็กตรอนได้ดีจะเกิดกระบวนการไนโตรฟิเคชัน ส่วน ค่าโออาร์พีที่เป็นลบ แสดงว่าน้ำเสียปราศจากออกซิเจน สารละลายสามารถให้อิเล็กตรอนได้ดี จะ เกิดกระบวนการดีไนโตรฟิเคชัน ซึ่งค่าโออาร์พีมีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงกับค่าออกซิเจนละลาย และมีความสัมพันธ์กับอัตราดีไนโตรฟิเคชันจำเพาะ (ธงชัย, 2544) ในระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้สภาวะ ไฮมอลทาเนียส การใช้ค่าโออาร์พีในการควบคุมปริมาณการเติมออกซิเจนในถังเติมอากาศเป็น พารามิเตอร์ที่เหมาะสม (Fuerhacker *et al.*, 1999) และธงชัย (2544) กล่าวว่า การวัดค่าออกซิเจนให้ แม่นยำในระดับ 0.1 - 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำได้ยากในทางปฏิบัติควรใช้ค่าโออาร์พีเป็นเครื่องชี้ สภาวะแอโรบิก (+50 มิลลิโวลต์ ถึง +100 มิลลิโวลต์) แอนอกซิก (-50 มิลลิโวลต์ ถึง -150 มิลลิ โวลต์) และแอนแอโรบิก (-200 มิลลิโวลต์ ถึง -300 มิลลิโวลต์) และที่โออาร์พีที่ 0 มิลลิโวลต์ เกิด กระบวนการดีไนโตรฟิเคชัน (มันสิน, 2542) สามารถแสดงค่าโออาร์พีต่ออัตราการเกิดกระบวนการ ในระบบบำบัดน้ำได้ ดังภาพที่ 1.10



ภาพที่ 1.10 ค่าโออาร์พีต่ออัตราการเกิดกระบวนการในระบบบำบัดน้ำเสีย

ที่มา : Fuerhacker และคณะ (1999)

2) ขนาดของฟล็อก

Pochana และ Keller (1999) กล่าวว่าสมมุติฐานเกี่ยวกับสภาวะไซมอลทาเนียสในไตรฟิเคชัน-ดีไนไตรฟิเคชัน ในการทดลองศึกษาขนาดของฟล็อก บ่งบอกได้ว่าภาวะแอนอกซิกที่เกิดบริเวณชั้นกลางของฟล็อก เป็นผลมาจากออกซิเจนที่แพร่เข้าสู่ชั้นฟล็อกได้ในปริมาณที่จำกัด ขนาดของฟล็อกที่วัดได้ด้วยเครื่อง Malvern Mastersizer E มีขนาด 50 - 100 ไมโครเมตร มีขนาดใหญ่กว่าเมื่อเทียบกับการทดลองของ Andreadakis (1993) ซึ่งมีขนาดเพียง 10 - 70 ไมโครเมตร ขนาดฟล็อกที่ใหญ่จะทำให้เกิดกระบวนการดีไนไตรฟิเคชันในชั้นแอนอกซิก โดยความหนาของชั้นฟล็อกขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลายและความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด โดยการทดลองของ Chu และคณะ (2005) พบว่าในสภาวะไซมอลทาเนียสในไตรฟิเคชัน-ดีไนไตรฟิเคชัน ขนาดของฟล็อกที่มีขนาดเล็กประมาณ 0.3 ไมโครเมตร จะเกิดกระบวนการไนไตรฟิเคชันที่มาก เพราะมีปริมาณออกซิเจนละลายที่สามารถแพร่ผ่านเข้าสู่ฟล็อกได้มาก และฟล็อกขนาดเล็กจะมีพื้นที่ผิวให้ไนโตรฟายอิงแบคทีเรียทำงานได้มากกว่าฟล็อกที่มีขนาดใหญ่ และความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจนจะส่งผลโดยตรงต่อขนาดฟล็อก คือ เมื่อมีแอมโมเนีย-ไนโตรเจนมาก จะเกิดกระบวนการไนไตรฟิเคชันก่อนและกระบวนการดีไนไตรฟิเคชันจะเกิดตาม โดยกระบวนการไนไตรฟิเคชันจะเกิดเป็นกระบวนการจำกัดทำให้เกิดชั้นฟล็อกที่มีสภาวะแอโรบิกที่มากกว่าแอนอกซิก

3) แหล่งคาร์บอน

ในการเกิดสภาวะไซมอลทาเนียสในไตรฟิเคชัน-ดีไนไตรฟิเคชัน สารประกอบคาร์บอนอินทรีย์เป็นปัจจัยที่สำคัญ โดยแบคทีเรียใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน โดย Randall และคณะ (1992) พบว่าในการบำบัดน้ำเสียชุมชน กระบวนการดีไนไตรฟิเคชันต้องการอัตราส่วนของซีโอดีทั้งหมดต่อทีเคเอ็นเท่ากับ 7 และในอัตราส่วนของซีโอดีทั้งหมดต่อทีเคเอ็นที่น้อยที่สุดที่มีการบำบัดไนโตรเจนเท่ากับ 4.5 (Goronszy, 1992) โดย Issacs และ Henze (1995) กล่าวว่าในการบำบัดฟอสฟอรัสต้องการ 1.5 - 2.5 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน ในขณะที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนของกระบวนการดีไนไตรฟิเคชันอยู่ในช่วง 3.5 - 4.5 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน

1.2.9 การควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เหมาะสมสำหรับสภาวะไขมันอลทานีเยสใน ตรีฟิเคชัน-ดีไนตรีฟิเคชัน

มีการทดลองอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นด้วยสภาวะไขมันอลทานีเยสในตรีฟิเคชัน-ดีไนตรีฟิเคชันเพื่อหาอัตราส่วนที่เหมาะสม โดยอัตราส่วนของซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดสารอินทรีย์แบบต่อเนื่องด้วยกระบวนการดีไนตรีฟิเคชันอยู่ที่ 6.0 - 8.0 (Chiu *et al.*, 2007) สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Zhao และคณะ (1999); Chiu และ Chung (2003) พบว่าเฮเทอโรโทรฟิกรูปในตรีฟายอิงแบคทีเรียและออโตโทรฟิกรูปในตรีฟายอิงแบคทีเรียสามารถร่วมกันทำปฏิกิริยาบำบัดสารประกอบไนโตรเจนได้อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติในช่วงของอัตราบีโอดีต่อไนเตรตที่ 6.9 หรือมากกว่า Seixo และคณะ (2004) ทำการทดลองอัตราส่วนของปริมาณคาร์บอนและไนโตรเจนของน้ำเสียในช่วงดีไนตรีฟิเคชัน พบว่าที่อัตราไนโตรเจนต่อคาร์บอนที่ 7.5 มีอัตราการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจนที่มากถึงร้อยละ 98.6 โดยปกติแล้วจะไม่เกิดดีไนตรีฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ในทุกสถานการณ์ของการบำบัดน้ำเสีย ในบางกรณีจะเกิดเป็นก๊าซระดับกลาง คือ ก๊าซไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ซึ่งทำให้ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้อย่างสมบูรณ์ กรณีของการเกิดก๊าซไนตรัสออกไซด์ได้มาก คือ การที่มีอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนต่ำ อายุตะกอนสั้น และพีเอชต่ำ (Lukasse *et al.*, 1999) และกรณีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นต่ำและมีอัตราภาระบรรทุก (Organic Loading) ที่สูง (Zhao, *et al.* 1999)

Zhang และคณะ (1997) ทำการทดลองสภาวะไขมันอลทานีเยสในตรีฟิเคชัน-ดีไนตรีฟิเคชันด้วยระบบบำบัดน้ำเสียเอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor, SBR) โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ พบว่าที่ความเข้มข้นของน้ำเสียที่อัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีที่ 350 ต่อ 450 และอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 450 ต่อ 50 และ 450 ต่อ 100 ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 450 ต่อ 50 มีอัตราการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนที่ร้อยละ 92 มีอัตราการบำบัดซีโอดีที่ร้อยละ 95 และอัตราการบำบัดบีโอดีที่ร้อยละ 99 โดยให้เหตุผลว่า ในส่วนของบีโอดี แบคทีเรียสามารถนำคาร์บอนมาใช้ได้ดีกว่า

ในทางทฤษฎีอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนในการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนและสารอินทรีย์ควรอยู่ในช่วง 3 - 7 (Metcalf and Eddy 1991; Henze *et al.*, 1997) โดยปริมาณของสารอินทรีย์ย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Biodegradable) จะส่งผลที่มีนัยสำคัญต่อการเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ (Peng and Qi, 2007)

จากงานวิจัยของ Chiu และคณะ (2007) ทำการทดลองหาอัตราส่วนของซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เหมาะสมสำหรับระบบเอสปีอาร์ที่ใช้การสลับการให้อากาศและไม่ให้อากาศ พบว่า

อัตราส่วนของซีโอดีต่อแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ 11.1 สำหรับสถานะไขมันอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน สามารถบำบัดสารประกอบแอมโมเนีย-ไนโตรเจนและซีโอดีได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยให้อัตราไนตริไฟเคชันที่ 9.44 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมง ให้อัตราดีไนตริไฟเคชันที่ 9.23 มิลลิกรัมไนเตรต-ไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมง และเกิดไขมันอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันในตะกอนที่ร้อยละ 98.7 ใกล้เคียงกับการทดลองของ Peng และ Qi (2007) ที่มีอัตราซีโอดีต่อที่เคเอ็นของน้ำเสียเท่ากับ 10 พบว่าปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร มีอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ ในโตรเจนอินทรีย์ และแอมโมเนีย-ไนโตรเจนสูงสุด โดยอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ที่ร้อยละ 89.5 อัตราบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ที่ร้อยละ 43.0 และอัตราการบำบัดสารประกอบแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ร้อยละ 98.5 และอัตราการบำบัดสารประกอบแอมโมเนีย-ไนโตรเจนจะลดลงเมื่อมีปริมาณออกซิเจนละลาย 0 - 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร

Bernat และคณะ (2003) ทำการทดลองอัตราส่วนของซีโอดีต่อที่เคเอ็นที่เหมาะสม สำหรับระบบเอสบีอาร์ที่ความเข้มข้นของตะกอน 3.0 กรัมต่อลิตร ด้วยการใช้น้ำเสียชุมชนที่มีอัตราซีโอดีต่อที่เคเอ็นที่ 3.5 โดยมีน้ำเสียเข้าสู่ระบบที่ซีโอดี 577 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่เคเอ็นที่ 135 มิลลิกรัมต่อลิตร ใช้ระยะเวลาพักตะกอนเท่ากับ 12 และ 24 ชั่วโมง พบว่าอัตราการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนที่ระยะเวลาพักตะกอน 24 ชั่วโมงให้อัตราสูงกว่า แต่ที่ระยะเวลาพักตะกอนที่ 12 ชั่วโมงให้อัตราการบำบัดซีโอดีที่มากกว่า

Wang และคณะ (2005) ได้ทำการทดลองสถานะไขมันอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย Membrane Bioreactor (MBR) ที่ความเข้มข้นของตะกอน 8 - 9 กรัมต่อลิตร อุณหภูมิ 24 องศาเซลเซียส พบว่าอัตราส่วนของซีโอดีต่อที่เคเอ็น และพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบไม่มีผลแตกต่างทางสถิติต่อค่าการบำบัดซีโอดีมากนักแต่มีผลกับการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนและไนโตรเจนทั้งหมดมากกว่า โดยที่อัตราของซีโอดีต่อแอมโมเนีย-ไนโตรเจนของน้ำเสียเข้าสู่ระบบที่ 30 พีเอช 7.2 และค่าออกซิเจนละลายที่ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่ามีอัตราการบำบัดค่าซีโอดี แอมโมเนีย-ไนโตรเจน และไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 96.95 และร้อยละ 92 ตามลำดับ

Watanabe และคณะ (1994) รายงานผลการวิจัยการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบไขมันอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันในกระบวนการบำบัดแบบ Completely Mixed Bio-Reactor ด้วยการควบคุมอัตราส่วนของคาร์บอนอินทรีย์ต่อแอมโมเนีย-ไนโตรเจน พบว่ามีการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์สูงสุดที่อัตราซีโอดีต่อที่เคเอ็นที่ 3.5 โดยมีการให้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์ในกระบวนการดีไนตริไฟเคชันด้วยอะซิเตต (Acetate)

1.2.10 การเติมสารคาร์บอนอินทรีย์ในสถานะไซมอลทานเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน

ธงชัย (2544) กล่าวว่ากระบวนการในการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย ขั้นตอนย่อยแรกคือการเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนโตรต์โดยจุลินทรีย์ที่สามารถออกซิไดซ์แอมโมเนียได้ เช่น พวกตระกูล *Nitrosomonas* จากนั้นไนโตรต์จะถูกเปลี่ยนสภาพเป็นไนเตรตโดยจุลินทรีย์ในตระกูล *Nitrobacter* แหล่งของคาร์บอนสำหรับ *Nitrobacter* จะเป็นคาร์บอนที่อยู่ในสารอินทรีย์เช่นเดียวกับแหล่งคาร์บอนสำหรับ *Nitrosomonas* (Ahn, 2006) ดังนั้นในขั้นตอนไนตริไฟเคชันไม่ต้องใช้แหล่งของคาร์บอนที่เป็นสารอินทรีย์ แต่ต้องมีคาร์บอนในรูปของสารอินทรีย์เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ทั้งสอง (ธงชัย, 2544)

ขั้นตอนที่สองหรือขั้นตอนที่เรียกว่าดีไนตริไฟเคชัน เป็นขั้นตอนการเปลี่ยนจากไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน (Robertson *et al.*, 1988) การเกิดกระบวนการดีไนตริไฟเคชันค่อนข้างซับซ้อนแต่ขั้นตอนของการเปลี่ยนแปลงสภาพของไนเตรตเป็นดังนี้



เมื่อไนโตรเจนถูกเปลี่ยนมาอยู่ในรูปของไนเตรตแล้ว จะสามารถถูกลดรูป (Reduce) และกำจัดออกจากระบบได้สองทาง คือ

1) วิธีแอสสิมิเลชัน (Assimilatory DN)

จุลินทรีย์ต้องการไนโตรเจนสำหรับการสังเคราะห์โปรตีน คือ ไนโตรเจนในรูปแอมโมเนีย ถ้าหากมีแอมโมเนียในระบบไม่เพียงพอ จุลินทรีย์จะสามารถลดรูปไนเตรตเป็นแอมโมเนียและนำมาใช้ในกระบวนการนี้ได้ โดยไนเตรตจะถูกดีไนตริไฟเคชันและลดรูปเป็นแอมโมเนียด้วยเอ็นไซม์ไนเตรรีดักเตส ก่อนที่จะถูกจุลินทรีย์นำไปใช้ในการสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์ (ธงชัย, 2544)

2) วิธีดิสสิมิเลชัน (Dissimilatory DN)

จุลินทรีย์ดีไนตริไฟเคชันเป็นได้ทั้งแบบเฮเทอโรโทรฟและออโตโทรฟเหมือนกับขั้นตอนไนตริไฟเคชัน แต่กระบวนการนี้ต้องเป็นแบบแอนอกซิก (Robertson *et al.*, 1988) คือ มีไนเตรตแต่ไม่มีออกซิเจนอิสระ โดยจุลินทรีย์เฮเทอโรโทรฟต้องการสารคาร์บอนอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นจึงต้องมีการเติมคาร์บอนอินทรีย์ (ธงชัย, 2544)

วิธีดีไนตริฟิเคชันแบบคิสติมิลิเคชัน คือการลดรูป NO_x (รวมทั้ง NO_2 และ NO_3) เป็นก๊าซไนโตรเจน เป็นหลักใหญ่ของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพโดยมีการให้คาร์บอนอินทรีย์จากภายนอก (ธงชัย, 2544) โดยได้มาจากสองแหล่ง คือ

1. จากภายนอกจริง เช่น การเติม เมทานอล หรือกรดอะซิติกเข้าสู่ระบบ
2. จากภายนอกเทียม คือ การเติมสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียตั้งต้นป้อนให้กับดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียใช้ (ธงชัย, 2544)

Henze และ Harremoes (1988) กล่าวว่า การบำบัดสารประกอบไนโตรเจนจากน้ำเสียด้วยระบบบำบัดแอกติเวเตดสลัดจ์ต้องปรับปรุงระบบให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน อย่างไรก็ตามอัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน อาจถูกจำกัดเนื่องจากปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ในน้ำเสียช่วงแอนอกซิกมีไม่พอเพียง คาร์บอนที่ใช้อาจเป็นสารคาร์บอนอินทรีย์ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ (ธงชัย, 2544) หรือเป็นคาร์บอนที่เกิดจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์ (Robertson *et al.*, 1988; Ahn, 2006) ถ้าคาร์บอนมาจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์จะทำให้อัตราการดีไนตริฟิเคชันลดลงประมาณ 3 เท่า (Henze and Harremoes, 1988) ลำดับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมีความสำคัญต่ออัตราเร็วของการกำจัดไนเตรต ทั้งนี้เพราะถ้าปล่อยให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดหลัง ปริมาณสารคาร์บอนอินทรีย์มักไม่พอเพียง อัตราการกำจัดไนโตรเจนจึงเกิดได้ช้า (Bernat *et al.*, 2003) แต่ถ้าให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นก่อนอัตราการกำจัดไนเตรตจะเกิดได้เร็วกว่า (Henze and Harremoes, 1988)

ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจนในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันต้องการคาร์บอนอินทรีย์จากภายนอก (กัลยา และคณะ, 2548; Bernat *et al.*, 2000; Carera *et al.*, 2003; Sage *et al.*, 2006) โดยสามารถเพิ่มสารคาร์บอนอินทรีย์จากสารประกอบอะซิเตตที่ให้อัตราการดีไนตริฟิเคชันที่มากที่สุด (ธงชัย, 2544; Bernat *et al.*, 2000; Lee *et al.*, 2001; Kujawa and Klapwijk, 1999 อ้างโดย Sage *et al.*, 2006) จากการทดลองของ Bernat และคณะ (2000) ที่ศึกษาถึงการใช้อะซิเตตเป็นสารคาร์บอนอินทรีย์ที่เติมเข้าสู่ระบบ พบว่าเดิมที่มีอัตราการรีดิวซ์ไนโตรเจนเท่ากับ 4.54 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะให้อัตราการรีดิวซ์ไนโตรเจนเพิ่มขึ้นถึง 22.5 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

การใช้กลูโคสเป็นสารคาร์บอนอินทรีย์ที่เติมเข้าสู่ระบบ ให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเท่ากับ 0.54 กรัมไนโตรเจนต่อกรัมซีโอดี (Muller *et al.*, 2003 อ้างโดย Sage *et al.*, 2006) การเติมกลูโคสผสมกับโมลาสส์ จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ 0.50 กรัมไนโตรเจนต่อกรัมซีโอดี ให้อัตราการดีไนตริฟิเคชันบำบัดไนเตรตที่ 5.05 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจนต่อลิตรต่อวัน (Lee *et al.*, 2001)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่มีการให้สารคาร์บอนอินทรีย์ภายนอกจากโรงงานอุตสาหกรรมเครื่องดื่มแอลกอฮอล์ที่มีส่วนผสมของเอทานอล พบว่าเกิดอัตราดีไนตริฟิเคชันที่ 0.64 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจนต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน (Carera *et al.*, 2003) การให้คาร์บอนอินทรีย์จากภายนอกในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันโดยใช้เมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอนจากภายนอก จากการทดลองของ Lee และคณะ (2001) ให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ร้อยละ 100 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตที่ 2.84 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจนต่อลิตรต่อวัน โดย Sage และคณะ (2006) ทำการทดลองใช้น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีองค์ประกอบของเมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอนจากภายนอกและมีการเพิ่มสารอินทรีย์ย่อยสลายง่ายบางชนิดจากนมผง ให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ 0.28 กรัมไนโตรเจนต่อกรัมซีโอดี ให้อัตราดีไนตริฟิเคชัน ที่ 8.0 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมง ซึ่งใกล้เคียงกับการทดลองของ Carera และคณะ (2003) ที่มีการใช้คาร์บอนอินทรีย์ภายนอกจากที่มีส่วนประกอบของเมทานอลร้อยละ 60 อะซิโตนร้อยละ 10 ไอโซโพรพิลแอลกอฮอล์ร้อยละ 10 และน้ำร้อยละ 20 ตามน้ำหนัก ที่ให้อัตราดีไนตริฟิเคชันสูงสุดที่ 11 กรัมไนเตรต-ไนโตรเจนต่อลิตรต่อชั่วโมง โดยเมทานอลเป็นสารคาร์บอนอินทรีย์จากภายนอกที่มีความนิยมมากเนื่องจากเป็นสารคาร์บอนที่มีราคาถูกกว่าสารอื่น (ชงชัย, 2544 ; Sage *et al.*, 2006) และเป็นสารที่มีกำลังรีดิวซ์ที่สูงพอสมควร คือ มีสถานะออกซิเดชันต่ำ (ชงชัย, 2544)

Sage และคณะ (2006) ทำการทดลองในขั้นตอนดีไนตริฟิเคชันใช้น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมนม-เนย เป็นแหล่งคาร์บอนจากภายนอกโดยมีการเพิ่มสารอินทรีย์ที่สามารถเป็นแหล่งคาร์บอนย่อยสลายง่ายจากนมบางชนิด (Native Calcium Phosphocasienate : NCPC) ผสมกับแลคเตต (Lactate) เพื่อหากระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยการให้คาร์บอนอินทรีย์จากภายนอกที่อัตรา Lactate ที่ร้อยละ 100 ให้อัตราดีไนตริฟิเคชันสูงสุดที่ 8.0 กรัมไนโตรเจนต่อกรัมวีเอสเอสต่อชั่วโมง โดยมีเฮเทอโรโทรฟิก แอนอกซิก ยีลด์ (Heterotrophic Anoxic Yield : Y_{HD}) เท่ากับ 0.3 กรัมซีโอดี และ NCPC ให้อัตราดีไนตริฟิเคชันสูงสุดที่ 4.5 กรัมไนโตรเจนต่อกรัมวีเอสเอสต่อชั่วโมง มี Y_{HD} เท่ากับ 0.55 กรัมซีโอดี เปรียบเทียบผลการทดลองของ Muller และคณะ (2003 อ้างโดย Sage *et al.*, 2006) ; Kujawa และ Klapwijk (1999 อ้างโดย Sage *et al.*, 2006) ที่ใช้กลูโคสและอะซิเตตเป็นสารคาร์บอนอินทรีย์ที่เติมเข้าสู่ระบบ ให้ Y_{HD} เท่ากับ 0.54 กรัมซีโอดีและ 0.66 กรัมซีโอดีตามลำดับ โดยสรุปว่าการใช้ NCPC สามารถเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่สูงเทียบเท่ากลูโคสแต่น้อยกว่าอะซิเตตซึ่งมีอัตราดีไนตริฟิเคชันที่สูงสุด

จากงานวิจัยที่กล่าวมา มีการเติมสารคาร์บอนอินทรีย์จากภายนอกให้กับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจากสารประกอบอะซิเตต เมทานอล เอทานอล กลูโคส ซึ่งให้อัตราดีไนตริฟิเคชันที่สูง แต่มีราคาที่สูงทำให้เป็นการเพิ่มงบประมาณในการบำบัดน้ำเสีย ใน

การให้คาร์บอนอินทรีย์จากน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมที่มีสารประกอบคาร์บอนอินทรีย์เป็นส่วนประกอบในปริมาณสูง เช่น โรงงานอุตสาหกรรมน้ำตาล โรงงานอุตสาหกรรมเบียร์ อาจเป็นแนวทางหนึ่งที่จะประหยัดค่าใช้จ่ายในกระบวนการบำบัดสารอาหาร (Sage *et al.*, 2006) หรือเป็นทางเลือกที่เหมาะสมของระบบบำบัดน้ำเสียรวมที่มีที่ตั้งของโรงงานในบริเวณเดียวกัน ไม่เหมาะกับโรงงานที่มีพื้นที่ห่างไกลกันเพราะอาจมีการสิ้นเปลืองรายจ่ายในเรื่องการขนส่ง เป็นต้น

งานวิจัยครั้งนี้มีการให้สารคาร์บอนอินทรีย์ในขั้นตอนกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยใช้น้ำเสียตั้งต้นจากบ่อปรับเสถียรซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ กัลยา และคณะ (2548) ซึ่งทำการทดลองหาค่าคงที่สำหรับการออกแบบการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพต่อเนื่องจากระบบบ่อเติมอากาศ พบว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่มีการเติมคาร์บอนจากน้ำเสียตั้งต้น ในอัตราซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนเท่ากับ 6.0 มีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนสูงสุดที่ร้อยละ 72.9 ซึ่งการให้สารอินทรีย์จากน้ำเสียตั้งต้นเป็นทางเลือกที่ลดต้นทุนในการให้สารคาร์บอนอินทรีย์และทำการประเมินประสิทธิภาพของการบำบัดด้วยสภาวะไฮมอลทานีซิสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันในการใช้น้ำเสียตั้งต้นเป็นแหล่งคาร์บอนซึ่งสามารถทำได้ในระบบบำบัดน้ำจริงในโรงงาน

1.3 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1. เพื่อศึกษาการควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นในน้ำเสียเพื่อปรับปรุงคุณภาพระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ดั้งเดิมแบบขั้นตอนเดียว
2. เพื่อศึกษาและเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์ด้วยสภาวะไฮมอลทานีซิสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

เป็นแนวทางการบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมร่วมระหว่างระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศกับระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และสารไนโตรเจนอินทรีย์ และเป็นการลดปริมาณการเติมอากาศในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ ซึ่งส่งผลโดยตรงต่อการลดค่าไฟฟ้าในการบำบัดน้ำ

บทที่ 2

วิธีการวิจัย

การวิจัยนี้ได้ทำการทดลอง ณ ห้องระบบคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และทำการวิเคราะห์องค์ประกอบของน้ำเสีย ณ ห้องปฏิบัติการคณะทรัพยากรธรรมชาติ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ซึ่งมีรายละเอียดของการดำเนินการวิจัย ดังนี้

2.1 วัสดุ

วัสดุที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วย น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเล และสารเคมีระดับคุณภาพวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำตัวอย่าง

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

น้ำเสียที่นำมาใช้ในการทดลองเดินระบบบำบัดน้ำเสียจำลอง เป็นน้ำเสียจากบริษัท ห้องเย็นโซติวัฒน์หาดใหญ่ จำกัด (มหาชน) 4/2 ม. 3 ถ.สายหาดใหญ่ - จะนะ ต.นาหม่อม อ.นาหม่อม จ.สงขลา โดยทำการเก็บน้ำเสียสัปดาห์ละ 1 ครั้ง น้ำเสียที่ยังไม่ได้นำมาใช้เก็บรักษาไว้ในห้องเย็นที่อุณหภูมิประมาณ 4 องศาเซลเซียส

สารเคมี

สารเคมีที่ใช้ในการทดลองและการวิเคราะห์คุณภาพของน้ำ เป็นสารเคมีระดับคุณภาพวิเคราะห์

2.2 อุปกรณ์

อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วยอุปกรณ์ที่ใช้ในการเก็บตัวอย่าง อุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง และอุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ทางเคมีในห้องปฏิบัติการ ซึ่งมีรายละเอียดต่างๆ ดังนี้

อุปกรณ์ที่ใช้ในการเก็บตัวอย่าง

1. ขวดเก็บตัวอย่างพลาสติกขนาด 1 ลิตร
2. แกลลอนพลาสติกขนาด 30 ลิตรสำหรับใส่น้ำเสียมาทดลองในห้องปฏิบัติการ

อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์คุณภาพของน้ำเสียในห้องปฏิบัติการ

1. UV-VIS Spectrophotometer ผลิตภัณฑ์ Shimadzu รุ่น UV 1601
2. Reduction Column
3. เครื่องชั่งทศนิยม 2 ตำแหน่ง ผลิตภัณฑ์ของ Satorius รุ่น TE 3102 S
4. เครื่องชั่งทศนิยม 4 ตำแหน่ง ผลิตภัณฑ์ของ Mettler Toledo รุ่น A 0245
5. เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) ผลิตภัณฑ์ของ Cyberscan รุ่น pH 500
6. เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) เครื่องวัดออกซิเจน (DO meter) และเครื่องวัดโออาร์พี (ORP meter) ผลิตภัณฑ์ของ Wissenschaftlich Technische Werkstätten รุ่น pH/Oxi 340i
7. ตู้อบความร้อนแห้ง (Hot air oven) ผลิตภัณฑ์ของ Memmert รุ่น D 06062-600
8. เตาเผาความร้อนสูง ผลิตภัณฑ์ของ Thermolyne รุ่น Furnace 6000
9. ชุดกรองบุคเนออร์ (Buchner Filter)
10. ชุดกลั่นแอมโมเนีย (Ammonia Distillation Apparatus) ผลิตภัณฑ์ของ Gerhardt รุ่น EV 16
11. ตู้ดูดความชื้น (Desiccator) ผลิตภัณฑ์ของ Sanplatec
12. ตู้ควบคุมอุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส ผลิตภัณฑ์ของ Sanyo รุ่น Incubator 600
13. เตาย่อยสลายตัวอย่างสำหรับชีโอดีแบบเปิด
14. กระดาษกรอง GF/C ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 47 มิลลิเมตร
15. เครื่องแก้วต่างๆ ที่ใช้ในการวิเคราะห์
16. เครื่องวัดการกระจายขนาดอนุภาคด้วยลำแสงเลเซอร์ (Laser Particle Size Analysis; LPSA) ผลิตภัณฑ์ของ Sequoia รุ่น LISST-ST™

อุปกรณ์ที่ใช้ทำการทดลองในห้องปฏิบัติการ

1. ถังเติมอากาศ (Aeration Tank) เป็นถังสเตนเลสทรงกระบอก มีขนาดประมาณ 75 ลิตร สูง 60 เซนติเมตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 40 เซนติเมตร (ภาพที่ 2.1)
2. ถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) เป็นถังสเตนเลส มีขนาดประมาณ 140 ลิตร ตัวถังเป็นรูปทรงกระบอก เส้นผ่านศูนย์กลาง 50 เซนติเมตร ส่วนล่างของตัวถังเป็นรูปกรวยซึ่งใช้แยกตะกอนออกจากน้ำใส (ภาพที่ 2.1)



ภาพที่ 2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเตดสลัดจ์จำลองที่ใช้ในห้องปฏิบัติการ
ที่มา : วรรณฤดี (2549)

3. Peristaltic Pump จำนวน 4 เครื่อง (ภาพที่ 2.2) ซึ่งมีปุ่มปรับความเร็วสำหรับปรับอัตราการไหลตามความต้องการ ใช้สำหรับปั้มน้ำเสียเข้าระบบจำนวน 1 เครื่อง และใช้ในการสูบตะกอนย้อนกลับ (Return Sludge) 1 เครื่อง และไว้เป็นปั้มสำรองจำนวน 2 เครื่อง ในกรณีฉุกเฉินและเพิ่มประสิทธิภาพอัตราการไหล



ภาพที่ 2.2 Peristaltic Pump
ที่มา : วรรณฤดี (2549)

4. ระบบการเติมอากาศ จะเติมอากาศ โดยใช้ปั๊มเติมอากาศให้กับน้ำเสียในถังเติมอากาศซึ่งถูกติดตั้งไว้ที่บริเวณก้นถังเติมอากาศ และมีมิเตอร์วัดปริมาณอากาศ สามารถปรับระดับปริมาณอากาศให้เพิ่มหรือลดได้ (ภาพที่ 2.3) โดยสามารถปรับปริมาณอากาศได้ตั้งแต่ 0-25 ลิตรต่อนาที ในแต่ละมิเตอร์



ภาพที่ 2.3 มิเตอร์วัดปริมาณอากาศ

ที่มา : วรรณฤดี (2549)

5. ถังพักน้ำเสีย (Storage Tank) เป็นถังพลาสติก มีขนาดประมาณ 100 ลิตร สำหรับใส่น้ำเสียก่อนที่จะสูบเข้าสู่ระบบ

6. Aeration Control System by Computer Software ใช้สำหรับควบคุมการเติมอากาศตามค่าโออาร์พีที่ต้องการ

ในการควบคุมการเติมอากาศ ระบบการเติมอากาศจะทำการเปิด/ปิด ปั๊มจ่ายอากาศตามค่าโออาร์พีที่ได้ตั้งไว้ โดย

- วาล์วจ่ายอากาศจะเปิดพร้อมกันทั้ง 3 ตัว เมื่อมีค่าโออาร์พีต่ำกว่าค่าที่ตั้งไว้
- วาล์วจ่ายอากาศจะเปิดวาล์ว 1, 2 และปิดวาล์ว 3 เมื่อค่าโออาร์พีเท่ากับค่าที่ตั้งไว้
- วาล์วจ่ายอากาศจะเปิดเพียงตัวเดียวเมื่อมีค่าโออาร์พีสูงกว่าค่าที่ตั้งไว้

2.3 วิธีการดำเนินการวิจัย

การดำเนินการวิจัยในครั้งนี้ ประกอบด้วยการศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงาน ห้องเย็น โชติวัฒน์หาคใหญ่ จำกัด (มหาชน) และการเดินระบบบำบัดน้ำเสียจำลอง เพื่อศึกษาถึงประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลที่ อัตราส่วนของซีโอดีต่อทีเคเอ็น 4 ระดับ ที่เข้าสู่ระบบบำบัดจำลอง ด้วยการควบคุมค่าโออาร์พี ซึ่งมี รายละเอียดของการดำเนินการวิจัย ดังนี้

2.3.1 ศึกษาลักษณะน้ำเสียและประสิทธิภาพการบำบัดของโรงงาน

เก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งจากกระบวนการผลิตและน้ำเสียจากโรงงาน โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรและน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ (UASB) ในอัตราที่กำหนด นำน้ำเสียที่ได้มาตรวจสอบคุณภาพของน้ำโดยใช้พารามิเตอร์ในการวิเคราะห์ คือ ค่าความเป็นกรด-ด่าง วัดด้วย pH-Meter อุณหภูมิ วัดด้วย Thermometer บีโอดี ทีเคเอ็น แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ของแข็งทั้งหมด ของแข็งแขวนลอย ด้วย Standard Methods (APHA *et al.*, 1998) เพื่อนำมาตรวจสอบประสิทธิภาพการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงาน

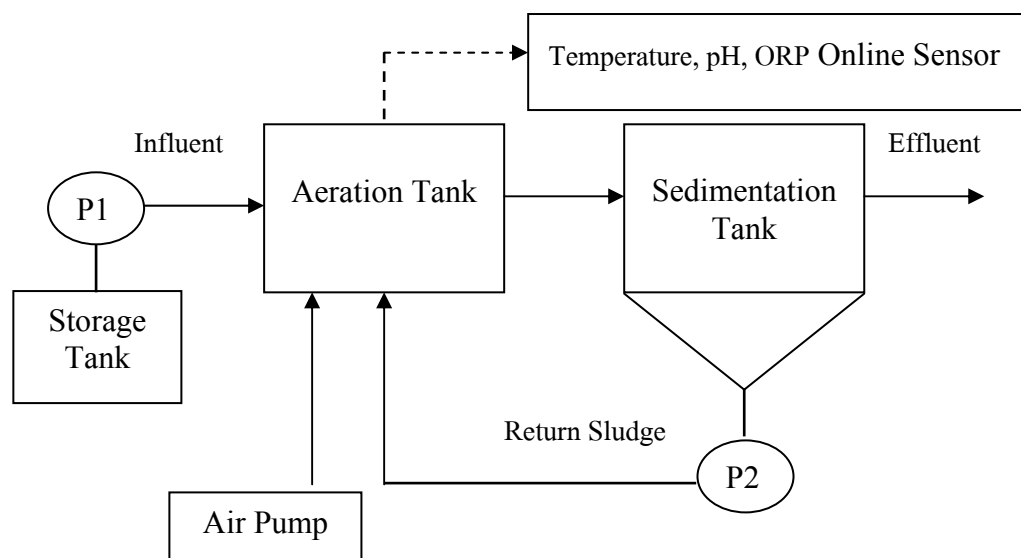
2.3.2 การเริ่มต้นระบบ

ในการทดลองนี้ได้ทำการเริ่มต้นระบบโดยการนำตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานอาหารทะเล เริ่มต้นโดยการเติมตะกอนจุลินทรีย์ใส่ลงในถังเติมอากาศ ทำการเติมอากาศให้เต็มที่เป็นเวลา 1 วันหลังจากนั้นทำการป้อนน้ำเสียจากโรงงานแบบต่อเนื่อง เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่โดยตรวจวัดจากค่าซีโอดีของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดมีค่าคงที่ จึงทำการทดลองต่อไป

2.3.3 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนโดยการควบคุมอัตราส่วนของซีโอดีต่อทีเคเอ็นในสถานะไขมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบไขมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ที่มีการควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น ในกระบวนการแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่จำลองขึ้น โดยปรับอัตราส่วนของปริมาณน้ำเสียที่มาจากบ่อปรับเสถียร และน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ (UASB) โดยน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดอย่างต่อเนื่อง น้ำ

เสียจะถูกสูบจากถังพักน้ำเสีย ด้วยเครื่องสูบน้ำที่สามารถปรับอัตราการไหลของน้ำเสียได้ตามต้องการโดยปรับอัตราการไหลของน้ำเสียให้มีระยะเวลาที่เก็บ (Hydraulic Retention Time, HRT) 48 ชั่วโมง (Lee *et al.*, 2003) อัตราการสูบตะกอนกลับ (Return sludge) 100 เปอร์เซ็นต์ ควบคุมความเข้มข้นของตะกอน (MLSS) ประมาณ 3 - 4 กรัมต่อลิตร อุณหภูมิที่ใช้ในการทดลองเป็นอุณหภูมิห้องขณะเดินระบบ ควบคุมการเติมอากาศที่เหมาะสมโดยควบคุมค่าออกซิเจนละลายที่ 0.3-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร (Munch *et al.*, 1996; Pochana and Keller, 1999; Peng and Qi 2007) ผ่านหัวจ่ายที่ติดตั้งไว้ที่ก้นถัง เพื่อให้ให้ออกซิเจนและทำให้เกิดการกวนผสม มีมิเตอร์วัดปริมาณอากาศที่เติม สามารถปรับระดับปริมาณอากาศได้และควบคุมค่าโออาร์พีในช่วง 0 ± 50 มิลลิโวลต์ (มันสิน, 2542; Fuerhacker *et al.*, 1999) พร้อมทั้งติดตั้งตัววัดค่าอุณหภูมิ พีเอช และ โออาร์พีแบบอัตโนมัติในถังเติมอากาศที่อาศัยการควบคุมโดยโปรแกรมคอมพิวเตอร์ แบบจำลองระบบ ดังภาพที่ 2.4



*หมายเหตุ : P1 แทนปั๊มสูบน้ำเสียเข้าระบบ P2 แทนปั๊มสูบตะกอนกลับ

ภาพที่ 2.4 แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์ พร้อมระบบควบคุมการทำงาน

ที่มา : วรรณฤดี (2549)

การทดลองแบ่งเป็น 4 ชุดการทดลอง ใช้อัตราการเก็บน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเล โดยแทนปริมาณคาร์บอนด้วยปริมาณความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเสียและแทนปริมาณไนโตรเจนด้วยปริมาณความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสีย

ชุดการทดลองที่ 1 เก็บน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ 44 % ตามปริมาตร ผสมรวมกับน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบีที่ 56 % ตามปริมาตร เป็นการบำบัดน้ำเสียของโรงงานที่มีการนำน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบีผสมกับน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียร มีปริมาณความเข้มข้นซีโอดี

935 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่เคเอ็น 207.2 มิลลิกรัมต่อลิตร อัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นอยู่ในช่วงประมาณ 4.55:1 ซึ่งเป็นสัดส่วนน้ำเสียที่ใช้ในโรงงาน หาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนด้วยระบบบำบัดไขมันอลทานีเอส ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน

ชุดการทดลองที่ 2 ใช้น้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ 100 % ตามปริมาตร ความเข้มข้นซีโอดี 1,280 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่เคเอ็น 192 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้อัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นอยู่ในช่วง 6.67:1 ซึ่งเป็นค่าแนะนำที่เหมาะสมของระบบบำบัดไขมันอลทานีเอส ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Zhao *et al.*, 1999; Chiu and Chung, 2003; Seixo *et al.*, 2004; Chiu *et al.*, 2007)

ชุดการทดลองที่ 3 ใช้น้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ 100 % ตามปริมาตร ปรับความเข้มข้นของซีโอดีด้วยน้ำตาลทรายขาวให้มีความเข้มข้นของซีโอดีอยู่ที่ 2,160 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่เคเอ็น 201.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้อัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นประมาณ 10.71:1 เพื่อทดสอบประสิทธิภาพของระบบบำบัดที่สามารถทำการบำบัดน้ำเสียในช่วงซีโอดีสูงกว่า 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร

ชุดการทดลองที่ 4 ใช้น้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ 100 % ตามปริมาตร ปรับความเข้มข้นของซีโอดีด้วยน้ำตาลทรายขาวให้มีความเข้มข้นของซีโอดีอยู่ที่ 2,686 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่เคเอ็น 218.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้อัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นประมาณ 12.31:1 เพื่อทดสอบประสิทธิภาพของระบบบำบัดที่สามารถทำการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนด้วยระบบบำบัดไขมันอลทานีเอส ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน โดยทดสอบความสามารถของระบบที่ทำการบำบัดสารไนโตรเจนอินทรีย์ได้หมด

ชุดการทดลองสามารถสรุปย่อแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ปัจจัยที่ใช้ควบคุมในการเดินระบบบำบัดน้ำเสียจำลอง

ชุดการทดลอง	HRT (ชม.)	ORP (มิลลิโวลต์)	COD : TKN	EQ Tank	UASB
1	48	0 ± 50	6.67:1	44 %	56 %
2	48	0 ± 50	4.55:1	100 %	-
3	48	0 ± 50	10.71:1 *	100 %	-
4	48	0 ± 50	12.31 :1 *	100 %	-

หมายเหตุ : * ชุดการทดลองที่ 3 และ 4 ใช้น้ำเสียจากบ่อปรับเสถียร 100 % ปรับความเข้มข้นซีโอดี ด้วยน้ำตาลทรายขาว

2.3.4 การเก็บตัวอย่างน้ำและความถี่การตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียและน้ำทิ้งของระบบบำบัดจำลองในแต่ละชุดการทดลอง

เมื่อเข้าสู่สภาวะคงที่ (ค่าไออาร์พีที่ใช้ในการควบคุมและค่าซีโอดีของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดมีค่าคงที่) ในแต่ละชุดการทดลองแล้วได้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเป็นระยะเวลา 20 วัน เพื่อทำการศึกษาถึงประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียจำลองสำหรับการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจน ทั้งนี้พิจารณาจากการตรวจสอบคุณภาพของน้ำเสียก่อนการบำบัดและน้ำเสียหลังจากการบำบัด สำหรับรายละเอียดของการเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ตัวอย่างมีดังนี้

น้ำตัวอย่างที่เข้าและออกจากระบบบำบัด พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ได้แก่ ซีโอดี ทีเคเอ็น แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน และของแข็งแขวนลอย โดยทำการวิเคราะห์ตามวิธีของ Standard Methods (APHA *et al.*, 1998)

ตัวอย่างน้ำภายในถังเติมอากาศในขณะที่ดำเนินการทดลอง พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ได้แก่ ของแข็งแขวนลอย โดยทำการวิเคราะห์ทุกวัน สำหรับค่าพารามิเตอร์อื่นๆ ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง ไออาร์พี ออกซิเจนละลาย และอุณหภูมิ ที่วัดได้แบบอัตโนมัติในถังเติมอากาศ นั้นถูกบันทึกไว้ในคอมพิวเตอร์ทุกๆ 15 นาที สามารถแสดงดังตารางที่ 2.2

2.3.5 การวิเคราะห์ข้อมูล

วิเคราะห์ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนในรูปของร้อยละ และนำมาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนของระบบบำบัดจำลองในแต่ละชุดการทดลอง โดยประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนสามารถหาได้จาก

$$\% \text{ Removal} = \frac{(\text{ความเข้มข้นของน้ำเสียก่อนการบำบัด} - \text{ความเข้มข้นของน้ำเสียหลังจากการบำบัด}) \times 100}{\text{ความเข้มข้นของน้ำเสียก่อนการบำบัด}}$$

ความเข้มข้นของน้ำเสียก่อนการบำบัด

ตารางที่ 2.2 พารามิเตอร์วิธีวิเคราะห์และความถี่ที่ใช้ในการศึกษาคุณภาพของน้ำเสีย

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์	จุดเก็บตัวอย่าง				ความถี่ในการวิเคราะห์
		น้ำเข้า	น้ำออก	ถังเติมอากาศ	ถังตกตะกอน	
pH	Online sensor, WTW Co., Ltd.	-	-	/	-	ทุก 15 นาที
Temperature		-	-	/	-	ทุก 15 นาที
ORP		-	-	/	-	ทุก 15 นาที
DO	เครื่องมือวัดค่า pH และ DO	-	-	/	-	ทุกวัน
pH	Model pH/Oxi 340i	-	-	-	/	ทุกวัน
MLSS	Gravimetric Method	-	-	/	-	ทุกวัน
COD	Open Reflux Method	/	/	-	-	ทุก 2 วัน
BOD ₅	Azide Modification Method	/	/	-	-	ทุก 2 วัน
NO ₃ ⁻ -N	Cadmium Reduction Method	/	/	-	-	ทุก 2 วัน
NO ₂ ⁻ -N	Colorimetric Method	/	/	-	-	ทุก 2 วัน
NH ₄ ⁺ -N	Titrimetric Method	/	/	-	-	ทุก 2 วัน
TKN	Macro-Kjeldahl Method	/	/	-	-	ทุก 2 วัน
SS	Gravimetric Method	/	/	-	-	ทุก 2 วัน

หมายเหตุ: สัญลักษณ์ (/) คือ ทำการวิเคราะห์ (-) คือ ไม่ได้ทำการวิเคราะห์
ที่มา : APHA และคณะ (1998)

การคำนวณสมดุลมวลไนโตรเจน

สมดุลมวลไนโตรเจน กำหนดปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบบำบัด และ
 จำนวนค่าที่เคเอ็นที่แบคทีเรียนำไปใช้ในการดำรงชีวิตจากสมการ $BOD_5 : N : P$ ที่ 100 : 5 : 1 เมื่อ
 ทราบปริมาณไนโตรเจนที่แบคทีเรียใช้ในการดำรงชีพ สามารถคำนวณประสิทธิภาพการบำบัด
 แอมโมเนีย-ไนโตรเจน จากสมการ 1 และสามารถคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-
 ไนโตรเจน จากสมการ 2

$$\text{ประสิทธิภาพบำบัด } NH_4^+ - N = \frac{(\text{Org-N-inf} + \text{NH-inf} - \text{N-eff} - \text{N-exc}) \times 100}{(\text{Org-N-inf} + \text{NH-inf} - \text{N-exc})} \dots\dots\dots(1)$$

$$\text{ประสิทธิภาพบำบัด } NO_3^- - N = \frac{(\text{Org-N-inf} + \text{NH-inf} - \text{N-eff} - \text{N-exc} - \text{NO-eff}) \times 100}{(\text{Org-N-inf} + \text{NH-inf} - \text{N-eff} - \text{N-exc})} \dots\dots\dots(2)$$

- หมายเหตุ : Org-N-inf คือ ปริมาณออร์แกนิก-ไนโตรเจน ที่เข้าสู่ระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)
 NH-inf คือ ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ที่เข้าสู่ระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)
 N-exc คือ ปริมาณไนโตรเจนในตะกอน (มิลลิกรัมต่อลิตร)
 N-eff คือ ปริมาณ ไนโตรเจน ที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)
 NO-eff คือ ปริมาณ ไนเตรต-ไนโตรเจนที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

การคำนวณประสิทธิภาพการเกิดสถานะไนโตรเจน

ประสิทธิภาพการเกิดสถานะไนโตรเจนในตรีฟิเคชัน-ดีไนตรีฟิเคชัน
 (Efficiency_{SND}) จากการทดลองของ Third และคณะ (2003) ซึ่งอาศัยการคำนวณปริมาณของ
 แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ที่เข้าสู่ระบบกับปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนที่ออกซิไดซ์ โดยใช้สมการ 3

$$\text{Efficiency}_{\text{SND}} = \left(1 - \frac{NO_{X \text{ remained}}^-}{NH_{4 \text{ oxidized}}^+}\right) 100 \dots\dots\dots(3)$$

- หมายเหตุ : $NO_{X \text{ remained}}^-$ คือ ปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนที่
 เหลือในระบบ
 $NH_{4 \text{ oxidized}}^+$ คือ ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่บำบัดได้

บทที่ 3

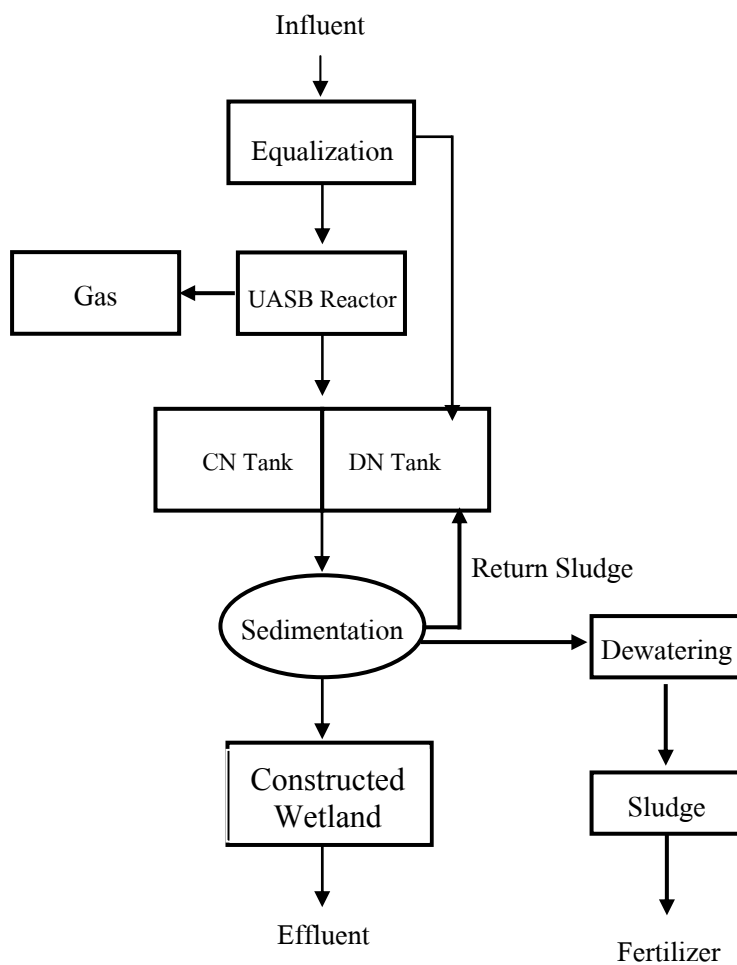
ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง

3.1 การศึกษาลักษณะระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง

ในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง ประกอบด้วยบ่อปรับเสถียร ระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศยูเอเอสบี ระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศ แอคติเวเต็ดสลัดจ์ซึ่งมีบ่อกระบวนการไนตริฟิเคชันและบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ทำหน้าที่บำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์และสารไนโตรเจนอินทรีย์ บ่อดกตะกอนและมีบึงประดิษฐ์เป็นระบบบำบัดสุดท้ายก่อนปล่อยน้ำทิ้งสู่สิ่งแวดล้อม สามารถแสดงระบบบำบัดของโรงงาน ดังภาพที่ 3.1

น้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง มาจากส่วนของกระบวนการในสายการผลิต เช่น น้ำแข็งแช่วัตถุดิบ น้ำล้างวัตถุดิบ น้ำเสียที่เกิดจากการล้างผลิตภัณฑ์ น้ำเสียจากถังคัมกึ่ง น้ำที่เกิดจากการล้างเครื่องมือการผลิต และน้ำเสียจากการล้างพื้น โดยน้ำเสียทั้งหมดจะถูกรวบรวมและไหลลงสู่บ่อปรับเสถียร (Equalization Tank, EQ) แสดงดังภาพที่ 3.2 เพื่อทำการกักพักน้ำทำให้มีปริมาณความเข้มข้นของคาร์บอนอินทรีย์ที่ไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก ในอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งที่มีการใช้น้ำแข็งในสายการผลิต น้ำเสียจะมีอุณหภูมิต่ำ บ่อปรับเสถียรจะทำหน้าที่ในการปรับอุณหภูมิของน้ำเสียให้เหมาะสมกับระบบบำบัดที่อุณหภูมิประมาณ 25 องศาเซลเซียส ระบบบำบัดของโรงงานมีการแยกน้ำเสียออกเป็น 2 ส่วน โดยน้ำเสียส่วนแรกเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศยูเอเอสบีแสดงดังภาพที่ 3.3 ในปริมาณร้อยละ 56 ของน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตที่ประมาณ 650 – 800 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน อีกส่วนหนึ่งเข้าสู่บ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification Tank, DN) ของระบบบำบัดแอคติเวเต็ดสลัดจ์ ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานเป็นระบบที่มีหน่วยบำบัดไนโตรเจน มีบ่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Complete Nitrification Tank, CN) แสดงดังภาพที่ 3.4 เป็นบ่อเติมอากาศทำหน้าที่บำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์และเปลี่ยนสารไนโตรเจนอินทรีย์ให้กลายเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจนและเป็นไนเตรต-ไนโตรเจนด้วยแบคทีเรียใช้อากาศในกลุ่มไนตริฟายอิงแบคทีเรีย และบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน แสดงดังภาพที่ 3.5 ทำหน้าที่เปลี่ยนสารประกอบไนเตรต-ไนโตรเจนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ด้วยจุลินทรีย์จำพวกดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย และรับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์แล้วจากระบบบำบัดยูเอเอสบีเพื่อทำการบำบัดสารไนโตรเจนอินทรีย์ น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดจากบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและบ่อกระบวนการไนตริฟิเคชันแล้วจะเข้าสู่บ่อ

ตกตะกอน (Sedimentation Tank) แสดงดังภาพที่ 3.6 ทำหน้าที่กักพื้กน้ำเพื่อให้เกิดการตกตะกอน น้ำเสียที่ผ่านบ่ตกตะกอนจะไหลเข้าสู่ระบบบำบัดบึงประดิษฐ์ (Constructed Wetland) แสดงดังภาพที่ 3.7 เป็นระบบบำบัดหน่วยสุดท้ายก่อนปล่อยน้ำทิ้งออกสู่แหล่งน้ำ ส่วนตะกอนในบ่ตกตะกอนจะถูกสูบกลับเข้าสู่บ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเพื่อควบคุมความเข้มข้นของตะกอนในระบบบำบัด



ภาพที่ 3.1 ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแห่งหนึ่งตัวอย่าง
ที่มา : วรินยุพา (2551)



ภาพที่ 3.2 บ่อปรับเสถียร



ภาพที่ 3.3 ระบบบำบัดน้ำเสียยูเอสบี



ภาพที่ 3.4 บ่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.5 บ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน



ภาพที่ 3.6 บ่อดกตะกอน



ภาพที่ 3.7 ระบบบำบัดบึงประดิษฐ์

3.2 การศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง

ในการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงาน ผู้วิจัยทำการเก็บน้ำเสียตัวอย่างจากบ่อปรับเสถียร น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบี น้ำเสียที่ผ่านบ่อดกตะกอน มาวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทางกายภาพและเคมี โดยทำการเก็บตัวอย่างในช่วงเดือนกันยายน 2550 ถึงเดือนมกราคม 2551 ทำการเก็บตัวอย่าง 10 ครั้ง ได้ผลการศึกษาดังนี้

3.2.1 จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 น้ำเสียจากบ่อปรับเสถียร

จากการศึกษาทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรจากท่อน้ำที่ผ่านการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง ก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดยูเอเอสบี เพื่อศึกษาลักษณะน้ำเสียรวมของโรงงาน โดยทำการวิเคราะห์คุณภาพของน้ำเสียทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียแสดงดังตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 ลักษณะน้ำเสียรวมของโรงงาน (N = 10)

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	800 – 2,134	1,423.73 \pm 385.09
BOD ₅ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	606 – 1,768	1,100.18 \pm 377.33
TKN (มิลลิกรัมต่อลิตร)	94 – 219	166.61 \pm 44.76
NH ₄ ⁺ -N (มิลลิกรัมต่อลิตร)	57 – 134	106.81 \pm 22.33
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	138 – 401	205.82 \pm 73.35

จากตารางที่ 3.1 ตัวอย่างน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรของโรงงาน มีระยะเวลาเก็บกัก 0.92 วัน ปริมาตรบ่อเท่ากับ 650 ลูกบาศก์เมตร ปริมาณน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบเฉลี่ยเท่ากับ 721 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน (วรินยูพา, 2551) ศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงาน ทำการเก็บตัวอย่าง 10 ครั้ง พบว่า น้ำเสียของโรงงานตัวอย่างมีอุณหภูมิเฉลี่ยที่ 22.5 ± 1.6 อุณหภูมิต่ำกว่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำที่ 25 องศาเซลเซียส เนื่องจากกระบวนการผลิตอาหารทะเลมีการใช้น้ำเย็นและน้ำแข็งตลอดช่วงการผลิต น้ำเสียที่รวบรวมเข้าสู่บ่อปรับเสถียรจะถูกปรับอุณหภูมิให้สูงขึ้นจากระยะเวลาการเก็บกัก ทำให้มีอุณหภูมิสูงขึ้น ก่อนถูกสูบเข้าสู่ระบบบำบัดอื่นของโรงงาน ค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.95 ± 0.15 เนื่องจากปรับสภาพด้วยปูนขาวก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์ และระบบบำบัดยูเอเอสบี ความเข้มข้นของปริมาณซีโอดีมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $1,423.73 \pm 385.09$ มิลลิกรัมต่อลิตร โดยปริมาณความเข้มข้นของซีโอดีขึ้นอยู่กับกระบวนการผลิตและพบปริมาณ

บีโอดีมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $1,100.18 \pm 377.33$ มิลลิกรัมต่อลิตร พบปริมาณเศษของวัตถุคิบนมากกับน้ำเสียแม้ว่าทางโรงงานมีการติดตั้งตะแกรงกรองก่อนเข้าสู่บ่อปรับเสถียร และทำให้ปริมาณสารแขวนลอยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 205.82 ± 73.35 มิลลิกรัมต่อลิตร มีค่าไม่สูงมากนักเมื่อเทียบกับงานวิจัยของอาเอเสาะ (2548) ที่พบปริมาณของแข็งแขวนลอยในอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งมีค่าเฉลี่ย 350 – 1,050 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากพบว่าบริเวณผิวหน้าของบ่อปรับเสถียรมีปริมาณของไขมันยกตัวขึ้นเป็นก้อน เศษวัตถุดิบที่เป็นสารแขวนลอยจะถูกยกตัวขึ้นมาพร้อมกับไขมัน และเศษของวัตถุดิบจะมีการตกตะกอน ทำให้น้ำเสียที่ถูกดูดผ่านปั๊มเพื่อเข้าสู่ระบบบำบัดมีปริมาณสารแขวนลอยที่น้อย สำหรับปริมาณความเข้มข้นของทีเคเอ็นมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 166.61 ± 44.76 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีส่วนของสารประกอบไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 106.81 ± 22.33 มิลลิกรัมต่อลิตร

3.2.2 จุดเก็บตัวอย่างที่ 2 น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบี

น้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรในอัตราส่วนร้อยละ 56 ของน้ำเสียที่เกิดในโรงงานอุตสาหกรรมจะถูกส่งเข้าสู่ระบบบำบัดยูเอเอสบี ซึ่งเป็นกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนที่ทำการเลี้ยงตะกอนแบคทีเรียภายในบ่อหมักให้เกาะตัวกันเป็นฟล็อก เพื่อทำการบำบัดสารอินทรีย์ที่มีปริมาณความเข้มข้นสูงส่วนหนึ่ง การที่ระบบบำบัดสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงสามารถทำการบำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์ได้ในปริมาณมาก ทำให้เป็นการลดความสิ้นเปลืองอัตราการใช้พลังงานในการเติมอากาศของระบบบำบัดแอกติเวเตดสลัดจ์ โดยระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศมักเป็นทางเลือกในการบำบัดน้ำเสียขั้นต้นของโรงงานที่มีปริมาณความเข้มข้นซีโอดีที่มากกว่า 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตร (Metcalf and Eddy, 2003)

ผู้วิจัยได้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบี เพื่อศึกษาลักษณะน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดไร้อากาศของโรงงาน โดยทำการวิเคราะห์คุณภาพของน้ำเสียทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียแสดงดังตารางที่ 3.2

จากตารางที่ 3.2 ตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบีของโรงงานที่มีระยะเวลาเก็บกัก (HRT) 1.06 วัน ปริมาตรเท่ากับ 450 ลูกบาศก์เมตร ปริมาณน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ระบบเฉลี่ยเท่ากับ 493 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน (วรินยุพา, 2551) ศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงาน ทำการเก็บตัวอย่าง 10 ครั้ง พบว่า น้ำเสียของโรงงานที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบี ความเข้มข้นของปริมาณซีโอดีมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 294.7 ± 77.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณบีโอดีมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 149.7 ± 33.8 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับปริมาณความเข้มข้นของทีเคเอ็นมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 183.8 ± 30.9 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณของสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์มีปริมาณลดลง แต่พบว่าส่วน

ของสารประกอบในรูปแอมโมเนีย-ไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 153.2 ± 27.56 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีค่าเพิ่มขึ้นในกระบวนการบำบัดไร้อากาศ สารประกอบไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์เป็นสารประกอบอนินทรีย์ในรูปของเกลือแอมโมเนีย และสารประกอบแอมโมเนีย-ไนโตรเจน (Eckenfelder, 2000) ปริมาณสารแขวนลอยที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบีมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 94.87 ± 38.97 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดจะถูกกรองโดยตะแกรงก่อนเข้าสู่บ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันของระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์

ตารางที่ 3.2 ลักษณะน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี (N = 10)

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	213 – 467	294.7 ± 77.8
BOD ₅ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	97 – 981	149.7 ± 33.8
TKN (มิลลิกรัมต่อลิตร)	141 – 231	183.8 ± 30.9
NH ₄ ⁺ -N (มิลลิกรัมต่อลิตร)	102 – 181	153.2 ± 27.56
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	53 – 150	94.87 ± 38.97

3.2.3 จุดเก็บตัวอย่างที่ 3 น้ำเสียที่ผ่านบ่อดกตะกอน

น้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมจะถูกบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่ออกแบบเพื่อการบำบัดสารประกอบไนโตรเจน โดยใช้บ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดดังกล่าวจะถูกสูบเข้าสู่บ่อดกตะกอน และมีระบบสูบตะกอนกลับเข้าสู่บ่อดีไนตริฟิเคชัน จากการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสีย ได้ผลการศึกษาดังตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 ลักษณะน้ำเสียที่ผ่านบ่อดกตะกอน (N = 10)

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	63 – 241	136.2 ± 56.88
BOD ₅ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	7 – 67	23.3 ± 17.18
TKN (มิลลิกรัมต่อลิตร)	0.7 – 3.5	1.86 ± 0.95
NH ₄ ⁺ -N (มิลลิกรัมต่อลิตร)	0.1 – 1.7	0.53 ± 0.48
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	12 – 26.5	19 ± 3.8

จากตารางที่ 3.3 น้ำเสียที่ออกจากบ่อดักตะกอนที่มีปริมาตรเท่ากับ 363 ลูกบาศก์เมตร มีระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 3 ชั่วโมง พบค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำที่ผ่านบ่อดักตะกอนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.67 ± 0.7 (วรินยุพา, 2551) ความเข้มข้นของปริมาณซีโอไซด์มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 136.2 ± 56.88 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณบีโอไซด์มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 23.3 ± 17.18 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณความเข้มข้นของทีเคเอ็นมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.86 ± 0.95 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนีย - ไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.53 ± 0.48 มิลลิกรัมต่อลิตร และปริมาณสารแขวนลอยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 19 ± 3.8 มิลลิกรัมต่อลิตร

3.3 การศึกษาระบบบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ของโรงงานอุตสาหกรรมตัวอย่าง

ระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลตัวอย่างเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่ดัดแปลงให้มีการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์โดยเป็นระบบบำบัดแบบเชื่อมผสมเป็นระบบที่มีการเลี้ยงตะกอนชุดเดียวให้ทำหน้าที่ทั้ง 3 ประเภทคือ แอโรบิกออกซิเดชัน (กำจัดสารคาร์บอนอินทรีย์) ไนตริฟิเคชัน (กำจัดแอมโมเนีย) และดีไนตริฟิเคชัน (กำจัดไนเตรต) ประกอบด้วยบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันขนาดความจุ 1,000 ลูกบาศก์เมตรและบ่อกระบวนการไนตริฟิเคชันที่มีขนาดความจุ 1,000 ลูกบาศก์เมตร บ่อกระบวนการทั้งสองไม่มีการแยกกันอย่างสมบูรณ์มีทางเชื่อมต่อกันด้วยช่องเปิดขนาดความกว้าง 50 เซนติเมตร แสดงดังภาพที่ 3.8 เพื่อทำการหมุนเวียนตะกอน มีอัตราน้ำไหลเข้าสู่ระบบรวมเฉลี่ยเท่ากับ 1,226.66 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 1.74 วัน ทำการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียในระบบบำบัดของโรงงานแยกตามบ่อกระบวนการไนตริฟิเคชันและบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 3.4



ภาพที่ 3.8 ช่องเปิดของบ่อกระบวนการไนตริฟิเคชันและบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ตารางที่ 3.4 ลักษณะน้ำเสียในบ่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน (N = 10)

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
Temperature (องศาเซลเซียส)	25.2 – 26.4	25.8 \pm 0.4
pH	6.36 – 6.94	6.62 \pm 0.18
DO (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2.00 – 5.55	3.03 \pm 1.52
MLSS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,190 – 3,175	2,655 \pm 369

บ่อกระบวนการไนตริฟิเคชันของโรงงานมีอุณหภูมิเฉลี่ย 25.8 \pm 0.4 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นช่วงอุณหภูมิปกติของน้ำ มีค่าความเป็นกรด-ด่างเฉลี่ย 6.62 \pm 0.18 ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน จุลินทรีย์ออกซิไดซ์ แอมโมเนีย-ไนโตรเจนไปเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจน ภายใต้ภาวะแอโรบิกจะได้พลังงานออกมาด้วย ซึ่งจุลินทรีย์จะใช้พลังงานที่ได้นี้ไปดึงเอา CO₂ หรือ HCO₃⁻ หรือ CO₃²⁻ เป็นแหล่งคาร์บอนต่อไป ในกระบวนการไนตริฟิเคชันมีการปล่อย H⁺ ออกมาซึ่งทำให้ระบบมีสภาพเป็นกรด โดยทางโรงงานต้องมีการเติมปูนขาวเพื่อเพิ่มสภาพความเป็นด่างให้กับระบบ เพื่อควบคุมให้ ค่าความเป็นกรด-ด่างไม่ต่ำลงจนเกิดสภาพที่เป็นพิษกับแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจนละลายเฉลี่ย 3.03 \pm 1.52 มิลลิกรัมต่อลิตรซึ่งมีปริมาณที่มากเพียงพอต่อความต้องการของไนตริฟายอิงแบคทีเรียที่ต้องการปริมาณออกซิเจนละลายที่มากกว่า 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร (Henze *et al.*, 1997) ออกซิไดซ์แอมโมเนีย-ไนโตรเจนให้กลายเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจน ตามลำดับ พบปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีค่าเฉลี่ย 2,655 \pm 369 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 3.5 ลักษณะน้ำเสียในบ่อการดีไนตริฟิเคชัน (N = 10)

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
Temperature (องศาเซลเซียส)	25.1 – 26.4	25.7 \pm 0.5
pH	6.33 – 7.04	6.74 \pm 0.19
DO (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1.40 – 2.04	1.52 \pm 0.26
MLSS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,175 – 3,030	2,566 \pm 367

จากตารางที่ 3.5 วิเคราะห์คุณภาพของน้ำเสียในบ่อดีไนตริฟิเคชัน มีอุณหภูมิเฉลี่ย 25.7 \pm 0.5 องศาเซลเซียส ค่าความเป็นกรด-ด่างเฉลี่ย 6.74 \pm 0.19 ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมในการเกิด

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ต้องการค่าความเป็นกรด-ด่าง ในช่วง 6.5-8.5 (Henze *et al.*, 1997) แต่พบปริมาณออกซิเจนละลายมีค่าเฉลี่ย 1.52 ± 0.26 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งเป็นค่าที่ไม่เหมาะสมกับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ต้องการปริมาณออกซิเจนละลายที่ไม่มากกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร (Munch *et al.*, 1996) โดยพบปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีค่าเฉลี่ย $2,566 \pm 367$ มิลลิกรัมต่อลิตร

น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ในบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแล้วจะถูกสูบเข้าสู่บ่อตกตะกอน เพื่อทำการตกตะกอนและนำน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ ทำการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียในน้ำเสียที่ออกจากบ่อตกตะกอน ในกระบวนการบำบัดสารประกอบคาร์บอนอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 3.6

ตารางที่ 3.6 น้ำเสียที่ออกจากบ่อตกตะกอน (N = 10)

พารามิเตอร์	ต่ำสุด – สูงสุด	ค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน
COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	63 – 241	136.2 ± 56.88
BOD ₅ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	7 – 67	23.3 ± 17.18
TKN (มิลลิกรัมต่อลิตร)	0.7 – 3.5	1.86 ± 0.95
NH ₄ ⁺ -N (มิลลิกรัมต่อลิตร)	0.1 – 1.7	0.53 ± 0.48
NO ₃ ⁻ -N (มิลลิกรัมต่อลิตร)	32.4 – 62.5	51.46 ± 9.82

จากตารางที่ 3.6 วิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียที่ผ่านบ่อตกตะกอนในกระบวนการบำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์ การบำบัดซีโอดีมีประสิทธิภาพสูง ความเข้มข้นของซีโอดีที่ผ่านการบำบัดเฉลี่ย 136.2 ± 56.88 มิลลิกรัมต่อลิตร บีโอดีมีค่าเฉลี่ย 23.3 ± 17.18 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยพบประสิทธิภาพรวมของการบำบัดสารประกอบคาร์บอนอินทรีย์มีค่าอยู่ในช่วงมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2539) พบประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ ทีเคเอ็นมีค่าเฉลี่ยในช่วง 1.86 ± 0.95 มิลลิกรัมต่อลิตร และปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ย 51.46 ± 9.82 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากระบบบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน มีช่องเปิดติดต่อกันทำให้ปริมาณอากาศที่เดิมเข้าสู่บ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมีการไหลเข้าสู่บ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ทำให้เกิดการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนที่ไม่สมบูรณ์เนื่องจากในบ่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันต้องการปริมาณออกซิเจนละลายที่น้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงจะเกิดสภาวะแอนอกซิกที่สมบูรณ์

เมื่อพิจารณาจากปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์เพื่อทำการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ มีการรับน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดยูเอสบี ทำให้มีอัตราส่วนปริมาณคาร์บอนต่อปริมาณไนโตรเจนอินทรีย์เหลือประมาณ 4.2 ซึ่งจากการศึกษาของ Randall และคณะ (1992) พบว่าในการบำบัดน้ำเสีย ในอัตราส่วนของซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่น้อยที่สุดที่มีการบำบัดไนโตรเจนเท่ากับ 4.5 และความต้องการอัตราส่วนของซีโอดีต่อทีเคเอ็นของระบบบำบัดน้ำเสียในตรีฟิเคชันและดีไนตรีฟิเคชันที่สมบูรณ์เท่ากับ 7 (Goronszy, 1992) ทางโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่างมีการบำบัดคาร์บอนด้วยระบบยูเอสบีก่อนทำการบำบัดด้วยระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ ทำให้ระบบบำบัดไนโตรเจนของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่างมีปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ที่ไม่เพียงพอต่อการใช้ในกระบวนการเปลี่ยนไนเตรต-ไนโตรเจนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนอย่างสมบูรณ์ด้วยแบคทีเรียในกลุ่มดีไนทริฟายอิงแบคทีเรียในบ่อกระบวนการดีไนตรีฟิเคชัน ที่มีความต้องการปริมาณคาร์บอนที่ 3.5 - 4.5 กรัมต่อกรัมไนเตรต-ไนโตรเจน (Chiu *et al.*, 2007) โดยส่งผลให้ปริมาณความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนที่สูงถึง 51.46 ± 9.82 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้ทางโรงงานต้องมีการใช้ระบบบำบัดบึงประดิษฐ์เป็นระบบบำบัดสุดท้ายเพื่อลดปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจน ในน้ำทิ้งก่อนปล่อยออกจากโรงงาน

3.4 การศึกษาการใช้สภาวะไซมอลทานเนียสไนตรีฟิเคชัน-ดีไนตรีฟิเคชันบำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์

ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่างมีขั้นตอนที่อยู่ยากและพบประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนต่ำ สืบเนื่องจากปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำเสียจากบ่อดักตะกอนที่มีถึง 51.46 ± 9.82 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีการเติมอากาศในปริมาณมากถึง 3.03 ± 1.52 มิลลิกรัมต่อลิตร ในบ่อกระบวนการไนตรีฟิเคชัน ซึ่งเป็นการสิ้นเปลืองไฟฟ้าในการให้ออกซิเจนแก่ระบบบำบัด ผู้วิจัยจึงนำสภาวะไซมอลทานเนียสไนตรีฟิเคชัน-ดีไนตรีฟิเคชันมาใช้ในการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจน แทนการบำบัดด้วยระบบยูเอสบีและแอกติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง เพื่อเป็นการลดขั้นตอนระบบบำบัดน้ำเสียและลดปริมาณการเติมออกซิเจนให้กับระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศ

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ ทำการใช้น้ำเสียจริงจากโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง โดยชุดการทดลองที่ 1 เป็นชุดการทดลองควบคุมที่ใช้อัตราส่วนน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียยูเอสบีและน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรในอัตราส่วนเดียวกับทางโรงงาน หากแต่ในการศึกษาครั้งนี้ผู้วิจัยใช้สภาวะไซมอลทานเนียสไนตรีฟิเคชัน-ดีไนตรีฟิเคชัน ในการบำบัดเพื่อลดปัญหาการเติมอากาศที่มากเกินไปของระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์และเป็นการลด

ขั้นตอนการบำบัดน้ำเสียของระบบบ่อกักเก็บการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน โดยเลือกเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น ซึ่งปริมาณความเข้มข้นของปริมาณคาร์บอนอินทรีย์และปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจนอินทรีย์สามารถแสดงดังตารางที่ 3.7

ตารางที่ 3.7 ปริมาณความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด

ชุดการทดลองที่	COD มิลลิกรัมต่อลิตร	BOD ₅ มิลลิกรัมต่อลิตร	TKN มิลลิกรัมต่อลิตร	COD:TKN
1	935	635	207.2	4.55
2	1,280	900	192	6.67
3 *	2,160	1,470	201.6	10.71
4 **	2,686	1,815	218.2	12.31

* ชุดการทดลองที่ 3 ปรับความเข้มข้นซีโอดี ด้วยน้ำตาลทรายขาวปริมาณ 5 กรัมต่อลิตร

** ชุดการทดลองที่ 4 ปรับความเข้มข้นซีโอดี ด้วยน้ำตาลทรายขาวปริมาณ 6 กรัมต่อลิตร

การทดลองแบ่งเป็น 4 ชุดการทดลอง ใช้อัตราการเก็บน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลตัวอย่างจากบ่อปรับเสถียรที่มีปริมาณซีโอดีในช่วง 800 – 2,134 มิลลิกรัมต่อลิตรและทีเคเอ็นในช่วง 94 – 219 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3.1) และน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบยูเอเอสบีที่มีปริมาณซีโอดีในช่วง 213 – 467 มิลลิกรัมต่อลิตร และทีเคเอ็นในช่วง 141 – 231 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3.2) โดยแทนปริมาณคาร์บอนด้วยปริมาณความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเสียและแทนปริมาณไนโตรเจนด้วยปริมาณความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสีย

ชุดการทดลองที่ 1 เก็บน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่มีปริมาณความเข้มข้นซีโอดี 1,717.21 มิลลิกรัมต่อลิตร ทีเคเอ็น 214 มิลลิกรัมต่อลิตร และน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบี ที่มีปริมาณความเข้มข้นซีโอดี 313.14 มิลลิกรัมต่อลิตร ทีเคเอ็น 234 มิลลิกรัมต่อลิตร นำน้ำเสียมาผสมในอัตราส่วนน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรต่อน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบีที่ 44 % : 56 % โดยเป็นสถานะเดียวกันกับระบบบำบัดของโรงงานที่มีการนำน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดยูเอเอสบีเข้าสู่บ่อกักเก็บการดีไนตริฟิเคชันร่วมกับน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียร จากการผสมทำให้มีปริมาณความ

เข้มข้นซีไอดี 935 มิลลิกรัมต่อลิตร ทีเคเอ็น 207.2 มิลลิกรัมต่อลิตร อัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นอยู่ในช่วงประมาณ 4.55:1

ชุดการทดลองที่ 2 เก็บน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ 100 % ตามปริมาตร ปริมาณความเข้มข้นซีไอดี 1,280 มิลลิกรัมต่อลิตร ทีเคเอ็น 192 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้อัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นอยู่ในช่วง 6.67:1

ชุดการทดลองที่ 3 เก็บน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ 100 % ตามปริมาตร ปริมาณความเข้มข้นซีไอดี 1,545 มิลลิกรัมต่อลิตร ทีเคเอ็น 190.4 มิลลิกรัมต่อลิตร ปรับความเข้มข้นของซีไอดีด้วยน้ำตาลปริมาณ 5 กรัมต่อลิตร มีปริมาณความเข้มข้นซีไอดีเท่ากับ 5,758 มิลลิกรัมต่อลิตร ในอัตราน้ำเสียดังตั้งต้น 9 ลิตร ต่อสารละลายน้ำตาล 1 ลิตร น้ำเสียผสมแล้วมีความเข้มข้นของซีไอดีอยู่ที่ 2,160 มิลลิกรัมต่อลิตร ทีเคเอ็น 201.6 มิลลิกรัมต่อลิตร มีอัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นประมาณ 10.71:1

ชุดการทดลองที่ 4 เก็บน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ 100 % ตามปริมาตร ปริมาณความเข้มข้นซีไอดีน้ำเสียดังตั้งต้น 1,995.7 มิลลิกรัมต่อลิตร ทีเคเอ็น 198 มิลลิกรัมต่อลิตร ปรับความเข้มข้นของซีไอดีด้วยน้ำตาลปริมาณ 6 กรัมต่อลิตรที่มีปริมาณความเข้มข้นซีไอดีเท่ากับ 6,868.7 มิลลิกรัมต่อลิตร ในอัตราน้ำเสียดังตั้งต้น 10 ลิตร ต่อสารละลายน้ำตาล 1 ลิตร น้ำเสียผสมแล้วมีความเข้มข้นของซีไอดีอยู่ที่ 2,686 มิลลิกรัมต่อลิตร ทีเคเอ็น 218.2 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อให้อัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นประมาณ 12.31:1

ในชุดการทดลองที่ 3 และ 4 ทำการเติมน้ำตาลเพื่อปรับปริมาณคาร์บอนในน้ำเสียดังตั้งต้นให้มีค่าสูงมากขึ้น เพื่อทำการทดสอบระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศในสถานะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันที่มีปริมาณความเข้มข้นซีไอดีที่มากกว่า 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตร และน้ำตาลเป็นคาร์บอนอินทรีย์ที่แบคทีเรียสามารถทำการย่อยสลายง่าย

การเริ่มต้นระบบบำบัดจำลอง ได้นำตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ เดิมลงไปในระบบบำบัดจำลอง ทำการเติมอากาศให้กับระบบอย่างเต็มที่เพื่อเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ เมื่อจุลินทรีย์มีปริมาณเพียงพอสำหรับระบบที่ต้องการปริมาณจุลินทรีย์ที่ 3 - 4 กรัมต่อลิตร ทำการปรับปริมาณการเติมอากาศโดยการควบคุมค่าโออาร์พีในช่วง 0 ± 50 มิลลิโวลต์ ซึ่งสามารถเกิดสถานะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันได้ (มันสิน, 2542; Fuerhacker *et al.*, 1999) เมื่อระบบบำบัดน้ำเสียเข้าสู่สภาวะคงที่ โดยตรวจสอบจากปริมาณซีไอดีในน้ำออกมีค่าที่สม่ำเสมอ ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียดูตรวจสอบพารามิเตอร์น้ำเสียทั้ง 4 ชุดการทดลอง แสดงดังตารางที่ 3.8

ตารางที่ 3.8 พารามิเตอร์ควบคุมในการทดลองบำบัดน้ำเสียโดยใช้ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์
จำลอง

พารามิเตอร์	หน่วย	ชุดทดลองที่ 1	ชุดทดลองที่ 2	ชุดทดลองที่ 3	ชุดทดลองที่ 4
HRT	ชั่วโมง	48	48	48	48
ORP	มิลลิโวลต์	0 ± 50	0 ± 50	0 ± 50	0 ± 50
DO *	มิลลิกรัมต่อลิตร	0.42	0.36	0.58	0.55
MLSS	มิลลิกรัมต่อลิตร	3.25 ± 0.30	3.37 ± 0.28	3.97 ± 0.23	4.49 ± 0.24
COD	มิลลิกรัมต่อลิตร	935	1,280	2,160	2,686
BOD ₅	มิลลิกรัมต่อลิตร	635	900	1,470	1,815
TKN	มิลลิกรัมต่อลิตร	207.2	192	201.6	218.2
COD:TKN		4.55	6.67	10.71	12.31

หมายเหตุ : DO * คือ ปริมาณออกซิเจนละลายที่ทำการวัดด้วยวิธี Azide Modification Method ในถังเดิมอากาศทุกวันเมื่อระบบบำบัดน้ำเสียเข้าสู่สภาวะคงที่

3.4.1 อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น ต่อการบำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์

จากการเปรียบเทียบโดยใช้น้ำเสียเริ่มต้นจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเล ตัวอย่างที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ เมื่อควบคุมปริมาณออกซิเจนละลายด้วยค่าโออาร์พีในช่วง 0 ± 50 มิลลิโวลต์ ที่มีอัตราการไหลของน้ำเสียคงที่ในแบบจำลองระบบบำบัด ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดสารประกอบคาร์บอนอินทรีย์ บีโอดีและซีโอดี ผลการทดลองแสดงได้ดังตารางที่ 3.9

ผลการทดลองหลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัด บีโอดีมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 99.50 ± 0.13 , 99.43 ± 0.19 , 99.68 ± 0.08 และ 99.30 ± 0.14 ตามลำดับ ซึ่งมีความเข้มข้นของบีโอดีที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดจำลองโดยเฉลี่ยเท่ากับ 635, 900, 1,407 และ 1,815 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว พบว่าความเข้มข้นของค่า บีโอดี ทั้งหมดลดลงเหลือโดยเฉลี่ย 3.20 ± 0.80 , 5.12 ± 1.72 , 4.66 ± 1.14 และ 12.70 ± 2.59 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีมีประสิทธิภาพที่ใกล้เคียงกัน ในทุกชุดการทดลอง โดยพบประสิทธิภาพการบำบัดที่มากกว่าร้อยละ 99 ในทุกชุดการทดลอง เนื่องจากสารคาร์บอนอินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลตัวอย่าง บีโอดีจะประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย (Biodegradable Carbon) ซึ่งเกิดจากชิ้นส่วนของวัตถุดิบของกระบวนการแปรรูปอาหารทะเล เช่น เศษเนื้อกุ้ง เป็นต้น แต่เนื่องจากบ่อปรับเสถียรมีการตกตะกอนของเศษชิ้นส่วนวัตถุดิบ ทำให้น้ำเสียนี้อาจมีปริมาณคาร์บอนในรูปสารละลายที่ย่อยสลายง่าย และในชุดการทดลองที่ 3 และ 4 ทำการปรับปริมาณความเข้มข้นด้วยน้ำตาลซึ่งเป็นสารละลายที่แบคทีเรียสามารถย่อยสลายได้ง่าย และจากแบบจำลองระบบบำบัดที่มีการใช้ระยะเวลาการเก็บกักที่นานถึง 48 ชั่วโมง ทำให้น้ำเสียมีการบำบัดสารประกอบคาร์บอนอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Pochana and Keller, 1999)

ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 94.34 ± 0.59 , 93.39 ± 1.31 , 96.56 ± 0.50 และ 95.31 ± 0.29 ตามลำดับ โดยทุกชุดการทดลองมีค่าเฉลี่ยของการบำบัดแตกต่างกันเล็กน้อยที่สำคัญที่ความเชื่อมั่น 95 % ดังตารางภาคผนวก ง ซึ่งมีความเข้มข้นของซีโอดีที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดจำลองโดยเฉลี่ยเท่ากับ 935, 1,280, 2,160 และ 2,686 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว พบว่าความเข้มข้นของค่าซีโอดี ทั้งหมดลดลงเหลือโดยเฉลี่ยที่ 52.80 ± 5.49 , 84.52 ± 15.38 , 74.09 ± 10.82 และ 125.96 ± 7.89 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ แสดงได้ดังตารางที่ 3.9

ทำการเปรียบเทียบระบบบำบัดที่ใช้ในโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลตัวอย่างที่มีปริมาณซีโอดีในน้ำเสียที่ผ่านบ่อดักตะกอนที่ 136.2 ± 56.88 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3.3) กับชุดการทดลองที่ 1 ที่ใช้สัดส่วนน้ำเสียเดียวกับโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่างในสถานะไขมันลดทาลานีเอสในตรีฟิเคชัน-ดีไนตรีฟิเคชัน พบว่าในชุดการทดลองที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีที่ดีกว่า โดยพบปริมาณซีโอดีในน้ำที่ผ่านการบำบัดเพียง 52.80 ± 5.49 มิลลิกรัมต่อลิตร ในชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งใช้น้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ 100 % สามารถทำการบำบัดได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยมีซีโอดีในน้ำที่ผ่านการบำบัดที่ 84.52 ± 15.38 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งน้อยกว่าค่าเฉลี่ยของระบบบำบัดของโรงงาน และในชุดการทดลองที่ 3 และ 4 ซึ่งเพิ่มปริมาณซีโอดีด้วยน้ำตาลทำให้มีปริมาณซีโอดีที่ 2,160 และ 2,686 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ซึ่งอยู่ในช่วงใกล้เคียงกับปริมาณซีโอดีในบ่อปรับเสถียรที่ 800 – 2,134 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3.1) มีค่าเฉลี่ยของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดที่ 74.09 ± 10.82 และ 125.96 ± 7.89 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ซึ่งน้อยกว่าค่าเฉลี่ยของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบยูเอเอสบีและแอกติเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานที่มีค่าเฉลี่ยที่ 136.2 ± 56.88 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3.3) แสดงให้เห็นว่าในระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่ใช้สถานะไขมันลดทาลานีเอสในตรีฟิเคชัน-ดีไนตรีฟิเคชันสามารถทำการบำบัดซีโอดีได้อย่างมีประสิทธิภาพโดยทุกชุด

ตารางที่ 3.9 อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบคาร์บอนอินทรีย์ (N = 10)

ชุดการทดลอง	COD:TKN	BOD ₅			COD		
		Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removal (%)
1	4.55 :1	635	3.20 ± 0.80 ^a	99.50 ± 0.13 ^c	935	52.80 ± 5.49 ^a	94.34 ± 0.59 ^b
2	6.67:1	900	5.12 ± 1.72 ^c	99.43 ± 0.19 ^b	1,280	84.52 ± 15.38 ^c	93.39 ± 1.31 ^a
3	10.71:1	1,407	4.66 ± 1.14 ^b	99.68 ± 0.08 ^d	2,160	74.09 ± 10.82 ^b	96.56 ± 0.50 ^d
4	12.31:1	1,815	12.7 ± 2.59 ^d	99.30 ± 0.14 ^a	2,686	125.96 ± 7.89 ^d	95.31 ± 0.29 ^c

หมายเหตุ : ตัวเลขที่นำเสนอเป็นค่าเฉลี่ย ± ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าเฉลี่ยในสคมภ์ที่มีอักษรเหมือนกันกำกับไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

การทดลองมีค่าเฉลี่ยของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % ดังตารางภาคผนวก ง แต่ไม่เกินค่ามาตรฐานของกรมโรงงานอุตสาหกรรมที่กำหนดค่าซีโอดีที่ระบายลงทางน้ำสาธารณะต้องไม่สูงกว่า 120 มิลลิกรัมต่อลิตร (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2539) โดยไม่ต้องมีการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศยูเอเอสบีเพื่อลดปริมาณซีโอดีในน้ำเสียตั้งต้นตั้งที่โรงงานอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่างใช้ จากผลการทดลองชี้ให้เห็นว่า การควบคุมการเติมอากาศในปริมาณออกซิเจนละลายที่น้อยกว่า 0.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ในสภาวะไฮมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน มีประสิทธิภาพการบำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์ที่สูง สามารถเปรียบเทียบปริมาณซีโอดีทั้งหมดที่บำบัดได้ต่ออัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ได้ดังตารางที่ 3.10

ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีทั้งหมดขึ้นอยู่กับค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (Food to Microorganism Ratio, F/M Ratio) ซึ่งความสามารถของจุลินทรีย์ในการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์จะต้องมีปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ที่เหมาะสม โดยควบคุมการรักษาอัตราส่วนของน้ำหนักของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบบำบัดต่อน้ำหนักของตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งวัดในรูปของของแข็งแขวนลอย (MLSS) สังเกตได้จากน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัด ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 มีค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ที่ 0.14 ± 0.01 , 0.18 ± 0.02 , 0.26 ± 0.02 และ 0.29 ± 0.02 กิโลกรัมซีโอดีต่อวันต่อกิโลกรัมของแข็งแขวนลอย ตามลำดับ ซึ่งอยู่ในช่วงอัตราการบำบัดธรรมดา (Conventional Rate : 0.12 - 0.30 กิโลกรัมซีโอดีต่อวันต่อกิโลกรัมของแข็งแขวนลอย) โดยมีปริมาณภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading, OL) ที่ 33.6, 46.1, 77.8 และ 96.7 กรัมซีโอดีต่อวัน ตามลำดับ และพบประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ที่ 31.67 ± 0.23 , 43.07 ± 0.55 , 75.09 ± 0.37 และ 92.24 ± 0.33 กรัมซีโอดีต่อวัน ตามลำดับ แสดงดังตารางที่ 3.10

จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดทุกชุดการทดลองมีประสิทธิภาพที่สูงกว่าร้อยละ 93 ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ Quesnel และ Nakhla (2005) ที่กล่าวว่าในสภาวะไฮมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ที่มีปริมาณออกซิเจนละลายในช่วง 0.3 - 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์ไม่มีความแตกต่างกับระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศที่มีปริมาณออกซิเจนละลายที่มากกว่า 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร (Naidoo *et al.*, 2002) โดยประสิทธิภาพการบำบัดขึ้นอยู่กับอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ที่มากกว่า 1.0 และมีระยะเวลาเก็บกักที่น้อยมักทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดที่ต่ำ โดยระยะเวลาเก็บกักที่ 36 ชั่วโมง สามารถทำการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์ได้มากกว่าร้อยละ 90

ตารางที่ 3.10 ปริมาณซีโอดีทั้งหมดที่บำบัดได้ อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ และค่าออกซิเจนละลายในชุดการทดลอง (N = 10)

พารามิเตอร์	หน่วย	ชุดการทดลอง			
		1	2	3	4
COD Influent	g COD/ d	33.6	46.1	77.8	96.7
COD Removed	g COD/ d	31.67 ± 0.23	43.07 ± 0.55	75.09 ± 0.37	92.24 ± 0.33
Removal	%	94.34 ± 0.59 ^b	93.39 ± 1.31 ^a	96.56 ± 0.50 ^d	95.31 ± 0.29 ^c
F/M	kg COD/kg MLSS/d	0.14 ± 0.01	0.18 ± 0.02	0.26 ± 0.02	0.29 ± 0.02
DO	mg/L	0.42	0.36	0.58	0.55

หมายเหตุ: ตัวเลขที่นำเสนอเป็นค่าเฉลี่ย ± ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าเฉลี่ยในสดมภ์ที่มีอักษรเหมือนกันกำกับไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

3.4.2 อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น ต่อการบำบัดสารไนโตรเจนอินทรีย์

ในการเกิดสภาวะไฮมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน สารประกอบคาร์บอนอินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญโดยแบคทีเรียใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน โดย Randall และคณะ (1992) พบว่ากระบวนการดีไนตริไฟเคชันต้องการอัตราส่วนของซีโอดีทั้งหมดต่อทีเคเอ็นเท่ากับ 7 และในอัตราส่วนของซีโอดีทั้งหมดต่อทีเคเอ็นที่น้อยที่สุดที่มีการบำบัดไนโตรเจนเท่ากับ 4.5 (Goronszy, 1992) Issacs และ Henze (1995) กล่าวว่า อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนของกระบวนการดีไนตริไฟเคชันอยู่ในช่วง 3.5-4.5 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน และอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดในสภาวะไฮมอลทาเนียสอยู่ในช่วง 6.0-8.0 (Chiu and Chung, 2003) ประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนในงานวิจัยนี้ ได้พิจารณาในด้าน การบำบัดทีเคเอ็น แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน และไนโตรเจนทั้งหมด เมื่อทำการควบคุมการเติมอากาศด้วยค่าโออาร์พีที ในช่วง 0 ± 50 มิลลิโวลท์

1. อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นต่อการบำบัดทีเคเอ็น

ประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็นโดยควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 โดยมีปริมาณทีเคเอ็นที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดโดยเฉลี่ยเท่ากับ 207.2, 192, 201.6 และ 218.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ผลการทดลองหลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัด พบความเข้มข้นของทีเคเอ็นลดลงเหลือโดยเฉลี่ยที่ 34.79 ± 7.47 , 22.48 ± 4.15 , 7.89 ± 4.15 และ 1.83 ± 0.25 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ สามารถแสดงดังตารางที่ 3.11 พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็นมีประสิทธิภาพในการบำบัดโดยเฉลี่ยร้อยละ 83.20 ± 3.60 , 88.28 ± 2.16 , 96.08 ± 0.66 และ 99.16 ± 0.11 ตามลำดับ

พบว่าในชุดการทดลองมีปริมาณทีเคเอ็นเข้าสู่ระบบที่ 7.46, 6.91, 7.26 และ 7.86 กรัมทีเคเอ็นต่อวัน ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการบำบัดที่ 6.26 ± 0.27 , 6.91 ± 0.14 , 6.97 ± 0.05 และ 7.79 ± 0.01 กรัมทีเคเอ็นต่อวัน ตามลำดับ

ตารางที่ 3.11 ปริมาณที่เคเอ็นที่บำบัดได้และอัตราส่วนที่เคเอ็นที่เข้าสู่ระบบต่อวัน (N = 10)

พารามิเตอร์	หน่วย	ชุดการทดลอง			
		1	2	3	4
COD/TKN		4.55	6.67	10.71	12.31
TKN Influent	mg/L	207.2	192	201.6	218.2
TKN Effluent	mg/L	34.79 ± 7.47 ^d	22.48 ± 4.15 ^c	7.89 ± 4.15 ^b	1.83 ± 0.25 ^a
TKN Loading	g TKN/d	7.46	6.91	7.26	7.86
TKN Removed	g TKN/d	6.26 ± 0.27	6.91 ± 0.14	6.97 ± 0.05	7.79 ± 0.01
Removal	%	83.20 ± 3.60 ^a	88.28 ± 2.16 ^b	96.08 ± 0.66 ^c	99.16 ± 0.11 ^d

หมายเหตุ : ตัวเลขที่นำเสนอเป็นค่าเฉลี่ย ± ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าเฉลี่ยในสดมภ์ที่มีอักษรเหมือนกันกำกับ ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

ประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็น ในทุกชุดการทดลองมีประสิทธิภาพการบำบัดที่มากกว่าร้อยละ 83.20 สามารถทำการบำบัดที่เคเอ็นได้อย่างมีประสิทธิภาพ มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % ดังตารางภาคผนวก ง ชุดการทดลองที่ 4 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นที่ 12.31 มีประสิทธิภาพการบำบัดมากที่สุดที่ร้อยละ 99.16 ± 0.11 สอดคล้องกับการทดลองของ Quesnel และ Nakhla (2005) ที่กล่าวว่า ในอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นที่มากกว่า 10 ประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นจะมีประสิทธิภาพสูง ซึ่งมีความสัมพันธ์โดยตรงกับปริมาณอากาศที่เข้าสู่ระบบ ซึ่งค่าออกซิเจนละลายขึ้นอยู่กับอายุสลัดจ์ด้วย ที่อายุสลัดจ์สูง ค่าออกซิเจนละลายขั้นต่ำไม่ควรน้อยกว่า 0.5-1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ถ้าอายุสลัดจ์ต่ำค่าออกซิเจนละลายต้องสูงขึ้นเนื่องจากเกิดเมตาบอลิซึมสูง (Stenstrom and Poduska, 1980 อ้างโดย ชงชัย, 2544) และระยะเวลาเก็บกัก โดยพบว่าระยะเวลาเก็บกักที่มากกว่า 48 ชั่วโมงสามารถเกิดการบำบัดที่เคเอ็นที่มีประสิทธิภาพและชุดการทดลองที่ 1 ที่นำน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดไร้อากาศยูเอเอสบีผสมรวมกับน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ร้อยละ 56 และ 44 ตามลำดับ ซึ่งมีอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นที่ 4.55 มีประสิทธิภาพการบำบัดน้อยที่สุด โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นที่ร้อยละ 83.20 ± 3.60

2. อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น ต่อการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน

การบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนด้วยสภาวะไฮมอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ในอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 ตามลำดับ โดยมีปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดโดยเฉลี่ยเท่ากับ 118, 76.8, 117.6 และ 143.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน เฉลี่ยร้อยละ 89.05 ± 2.28 , 91.62 ± 0.97 , 97.47 ± 0.75 และ 99.31 ± 0.09 น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว พบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ลดลงเหลือโดยเฉลี่ยที่ 12.91 ± 2.69 , 6.43 ± 0.74 , 2.96 ± 0.88 และ 0.97 ± 0.14 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ จากการทดลองมีปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจน เข้าสู่ระบบที่ 4.25, 2.76, 4.23 และ 5.17 กรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจนต่อวัน ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการบำบัดที่ 3.78 ± 0.10 , 2.53 ± 0.03 , 4.13 ± 0.03 และ 5.13 ± 0.01 กรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจนต่อวัน ตามลำดับ แสดงได้ดังตารางที่ 3.12

จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบมากกว่าร้อยละ 89.05 ในทุกชุดการทดลองซึ่งมีความแตกต่างกันทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % แสดงดังตารางภาคผนวก ง และในชุดการทดลองที่ 4 พบประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนดีที่สุด โดยสามารถทำการบำบัดได้ถึงร้อยละ 99.31 ± 0.09 ทำให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดมีปริมาณของแอมโมเนีย-ไนโตรเจนเฉลี่ยที่ 0.97 ± 0.14 มิลลิกรัมต่อลิตร

พบว่าในชุดการทดลองที่ 4 ซึ่งมีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เข้าสู่ระบบมากที่สุด สามารถทำการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนได้มากที่สุด ซึ่งความสัมพันธของคาร์บอนต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบแอมโมเนีย-ไนโตรเจน เมื่อเกิดกระบวนการเปลี่ยนแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ให้เป็นไนไตรต์-ไนโตรเจน โดยจุลินทรีย์ที่สามารถออกซิไดซ์แอมโมเนียได้ เช่น พวกตระกูล *Nitrosomonas* ซึ่งต้องการออกซิเจนในการหายใจ เป็นประเภทที่สามารถใช้คาร์บอนจากแหล่งคาร์บอนที่เป็นสารอนินทรีย์ด้วย เช่น คาร์บอนจากไบคาร์บอเนต และคาร์บอนไดออกไซด์ (Shrerestha *et al.*, 2002) จากนั้นไนไตรต์-ไนโตรเจน จะถูกเปลี่ยนสภาพเป็นไนเตรต-ไนโตรเจน โดยจุลินทรีย์ในตระกูล *Nitrobacter* แหล่งของคาร์บอนจะเป็นคาร์บอนที่อยู่ในสารอนินทรีย์เช่นเดียวกับแหล่งคาร์บอนสำหรับ *Nitrosomonas* ซึ่งเป็นจุลินทรีย์ประเภทออโตโทรฟ ดังนั้นไม่ต้องใช้แหล่งของคาร์บอนที่เป็นสารอินทรีย์เลย ต้องมีคาร์บอนที่อยู่ในรูปของสารอนินทรีย์เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ทั้งสองนี้ (ธงชัย, 2544)

ตารางที่ 3.12 ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่บำบัดได้ อัตราส่วนแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบต่อวัน (N = 10)

พารามิเตอร์	หน่วย	ชุดการทดลอง			
		1	2	3	4
COD/TKN		4.55	6.67	10.71	12.31
NH ₄ ⁺ -N Influent	mg/L	118	76.8	117.6	143.5
NH ₄ ⁺ -N Effluent	mg/L	12.91±2.69 ^d	6.43±0.74 ^c	2.96±0.88 ^b	0.97±0.14 ^a
NH ₄ ⁺ -N Loading	g NH ₄ ⁺ -N /d	4.25	2.76	4.23	5.17
NH ₄ ⁺ -N Removed	g NH ₄ ⁺ -N / d	3.78 ± 0.10	2.53 ± 0.03	4.13 ± 0.03	5.13 ± 0.01
Removal	%	89.05±2.28 ^a	91.62±0.97 ^b	97.47±0.75 ^c	99.31±0.09 ^d

หมายเหตุ : ตัวเลขที่นำเสนอเป็นค่าเฉลี่ย ± ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าเฉลี่ยในสคหมักที่มีอักษรเหมือนกันกำกับไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

สอดคล้องกับงานวิจัยของ Chiu และคณะ (2007) ซึ่งกล่าวว่า ในกระบวนการบำบัดไนโตรเจนอินทรีย์ด้วยสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ปริมาณคาร์บอนจะไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนโดยตรงมากนัก แต่พบว่าในปริมาณคาร์บอนที่สูงจะมีปริมาณคาร์บอนให้อุณหภูมิในกลุ่เมเทอโรโทรฟ (บำบัดคาร์บอน) ใช้ในการดำรงชีพมาก ส่งผลต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรียที่ออกซิไดซ์แอมโมเนีย-ไนโตรเจนให้กลายเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจนที่มีการเจริญเติบโตช้าสามารถเจริญเติบโตได้ดี และมีความสัมพันธ์กับอายุตะกอนที่มากสามารถทำการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Shrestha *et al.*, 2002) ทำให้สอดคล้องกับการทดลองชุดที่ 1 ซึ่งมีปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำผ่านการบำบัดที่ 12.91 ± 2.69 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าปริมาณคาร์บอนไม่เพียงพอให้อุณหภูมิในกลุ่เมเทอโรโทรฟ (บำบัดคาร์บอน) ใช้ในการดำรงชีพ ส่งผลต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรียที่ออกซิไดซ์แอมโมเนีย-ไนโตรเจนให้กลายเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจนที่มีการเจริญเติบโตช้าไม่สามารถเจริญเติบโตได้ดีเท่ากับชุดการทดลองที่ 2, 3 และ 4 และจะพบประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่สูงขึ้นเมื่อมีปริมาณคาร์บอนมากขึ้น (Chiu *et al.*, 2007) และอีกปัจจัยคืออาจเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันที่ไม่สมบูรณ์เนื่องจาก ในกระบวนการไนตริฟิเคชันต้องการปริมาณออกซิเจนละลายที่มากกว่า 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร (เกรียงศักดิ์, 2543; ชงชัย, 2544) แต่ในสภาวะ

ไซมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันปริมาณออกซิเจนละลายที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 0.3 - 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถเกิดกระบวนการไนตริไฟเคชันและกระบวนการดีไนตริไฟเคชันที่เท่ากัน (Munch *et al.*, 1996) ปริมาณออกซิเจนละลายที่น้อยกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตรสามารถยับยั้งกระบวนการไนตริไฟเคชันได้ (Bliss and Barnet, 1986 อ้างโดย Pochana and Keller, 1999)

3. อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น ต่อปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด

น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยสภาวะไซมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน มีปริมาณความเข้มข้นของไนไตรต์-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจน แสดงดังตารางที่ 3.13

ตารางที่ 3.13 ปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจนของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยสภาวะไซมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน (N = 10)

ชุดการทดลอง	COD : TKN	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N
		Effluent (mg/L)	Effluent (mg/L)
1	4.55	0.22 ± 0.07 ^a	118.03 ± 4.81 ^d
2	6.67	0.16 ± 0.04 ^a	27.00 ± 2.41 ^c
3	10.71	0.48 ± 0.12 ^b	8.89 ± 1.33 ^b
4	12.31	0.65 ± 0.11 ^c	0.78 ± 0.40 ^a

หมายเหตุ : ตัวเลขที่นำเสนอเป็นค่าเฉลี่ย ± ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าเฉลี่ยในสดมภ์ที่มีอักษรเหมือนกันกำกับไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

การทดลองประสิทธิภาพการบำบัดที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ พบปริมาณความเข้มข้นของไนไตรต์-ไนโตรเจน ของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดมีค่าเฉลี่ยที่ 0.22 ± 0.07, 0.16 ± 0.04, 0.48 ± 0.12 และ 0.65 ± 0.11 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ในชุดการทดลองที่ 1 และ 2 ไม่มีความแตกต่างทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % และมีความแตกต่างกับชุดการทดลองที่ 3 และ 4 ซึ่งในทุกชุดการทดลอง

มีค่าเฉลี่ยของไนไตรต์-ไนโตรเจนที่น้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าน้อยมาก โดยไนไตรต์-ไนโตรเจนมีการเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของไนเตรต-ไนโตรเจน ซึ่งสอดคล้องกับ ธงชัย (2544) ที่กล่าวว่า ในระบบการบำบัดไนโตรเจน กระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดได้ดีเมื่อระบบมีปริมาณออกซิเจนละลายที่สูง อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นสูง ไนตริฟายอิงแบคทีเรียสามารถทำการออกซิไดซ์แอมโมเนีย-ไนโตรเจนให้กลายเป็นสารประกอบไนไตรต์-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนได้ดี การเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจน แบคทีเรียจะเปลี่ยนไนไตรต์-ไนโตรเจนเป็นไนเตรต-ไนโตรเจน โดยออกซิเจนจะทำหน้าที่เป็นตัวออกซิไดซ์ คือ เป็นตัวรับอิเล็กตรอนของไนไตรต์-ไนโตรเจนเป็นไนเตรต-ไนโตรเจนเท่านั้น

จากการทดลองพบว่าปริมาณความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจน ของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดมีค่าเฉลี่ยที่ 118.03 ± 4.81 , 27.00 ± 2.41 , 8.89 ± 1.33 และ 0.78 ± 0.40 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ พบความแตกต่างทางสถิติที่ความเชื่อมั่นที่ 95 % ในทุกชุดการทดลอง โดยในชุดการทดลองที่ 1 พบความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยสถานะไฮมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันที่มากที่สุดที่ 118.03 ± 4.81 มิลลิกรัมต่อลิตร โดย Hooper และคณะ (1997) รายงานว่าในสถานะไฮมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันในอัตราส่วน ซีโอดีต่อทีเคเอ็นต่ำ จะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันที่มากกว่าดีไนตริฟิเคชันซึ่งสอดคล้องกับ Bernet และคณะ (2000) ที่กล่าวว่ากรณีที่ระบบบำบัดมีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นต่ำกว่า 7 จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ไม่สมบูรณ์ ทำให้มีปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำที่ผ่านการบำบัดสูง โดยในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจุลินทรีย์ในกลุ่มดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียต้องการแหล่งคาร์บอนและใช้ในเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ต้องมีการเติมคาร์บอนเข้าสู่ระบบ ซึ่งจากการทดลองในครั้งนี้เป็นการทดลองโดยไม่มีการเติมคาร์บอนอาศัยน้ำเสียตั้งต้นเป็นแหล่งคาร์บอน จึงพบปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนที่สูงในชุดการทดลองที่ 1 ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำที่ผ่านการบำบัดมีปริมาณลดลงในชุดการทดลองที่ 2, 3 และ 4 โดยชุดการทดลองที่ 4 ประสิทธิภาพการบำบัดดีที่สุดในชุดการทดสอบทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % พบปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนเพียง 0.78 ± 0.40 มิลลิกรัมต่อลิตร สอดคล้องกับการทดลองการบำบัดไนโตรเจนโดยวิธีชีวภาพที่อาศัยกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน เมื่อพิจารณาถึงอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ป้อนเข้าสู่ระบบในชุดการทดลองที่ 2, 3 และ 4 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 6.67, 10.71 และ 12.31 ซึ่งมีค่าอยู่ระหว่าง 6.67 – 12.31 ซึ่งมีมากพอสำหรับการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นมีค่าเท่ากับ 7 ทำให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดได้อย่างสมบูรณ์และจะมีประสิทธิภาพที่มากขึ้นตามอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่มากขึ้นด้วย (Barnard, 1992 อ้างโดย Pochana and Keller, 1999)

4. อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น ต่อการบำบัดในโตรเจนทั้งหมด

ประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 มีปริมาณในโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบบำบัดจำลองที่ 207.2, 192, 201.6 และ 218.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดพบความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมด ลดลงเหลือ 165.94 ± 9.61 , 56.09 ± 4.07 , 20.24 ± 2.67 และ 4.24 ± 0.54 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ มีค่าเฉลี่ยการบำบัดร้อยละ 19.91 ± 4.64 , 70.78 ± 2.12 , 89.95 ± 1.32 และ 98.05 ± 0.25 ตามลำดับ แสดงดังตารางที่ 3.14

จากการทดลองพบประสิทธิภาพการบำบัดทุกชุดการทดลองมีความแตกต่างทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % โดยพบประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดในชุดการทดลองที่ 4 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นเท่ากับ 12.31 สามารถทำการบำบัดปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดได้ถึงร้อยละ 98.05 ± 0.25 น้ำทิ้งมีปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดเฉลี่ยที่ 4.24 ± 0.54 มิลลิกรัมต่อลิตร และชุดการทดลองที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดน้อยที่สุดที่ ร้อยละ 19.91 ± 4.64 โดยมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดที่ 165.94 ± 9.61 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องด้วยพบปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดเฉลี่ย 118.03 ± 4.81 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3.13) สอดคล้องกับการทดลองของ Peng และ Qi (2007) ที่ใช้สภาวะไฮดรอลิกในตรีฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน บำบัดในโตรเจนทั้งหมด ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นเท่ากับ 5 พบประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดร้อยละ 43 โดยพบว่าในกระบวนการบำบัดในโตรเจนปริมาณของคาร์บอนอินทรีย์จะมีการใช้ในทุกขั้นตอนของกระบวนการบำบัด ทำให้คาร์บอนในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่น้อยกว่า 7 มักไม่เพียงพอในการใช้ของจุลินทรีย์ในกลุ่มดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย ใช้ในการเปลี่ยนไนเตรต-ไนโตรเจน ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งเป็นขั้นตอนสุดท้ายของกระบวนการบำบัด ประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดต่ออัตราส่วนไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบต่อวัน สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 3.14

จากการทดลองมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบที่ 7.46, 6.91, 7.26 และ 7.86 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการบำบัดที่ 3.21 ± 0.17 , 5.94 ± 0.09 , 6.94 ± 0.05 และ 7.83 ± 0.01 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน ตามลำดับ

ตารางที่ 3.14 ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่บำบัดได้ และอัตราส่วนไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบต่อวัน (N = 10)

พารามิเตอร์	หน่วย	ชุดการทดลอง			
		1	2	3	4
COD/TKN		4.55	6.67	10.71	12.31
TN Influent	mg/L	207.2	192	201.6	218.2
TN Effluent	mg/L	165.94 ± 9.61 ^d	56.09 ± 4.07 ^c	20.24 ± 2.67 ^b	4.24 ± 0.54 ^a
TN Loading	g TN/d	7.46	6.91	7.26	7.86
TN Removed	g TN/d	3.21 ± 0.17	5.94 ± 0.09	6.94 ± 0.05	7.83 ± 0.01
Removal	%	19.91 ± 4.64 ^a	70.78 ± 2.12 ^b	89.95 ± 1.32 ^c	98.05 ± 0.25 ^d

หมายเหตุ : ตัวเลขที่นำเสนอเป็นค่าเฉลี่ย ± ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าเฉลี่ยในสมรรถที่มีอักษรเหมือนกันกำกับไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

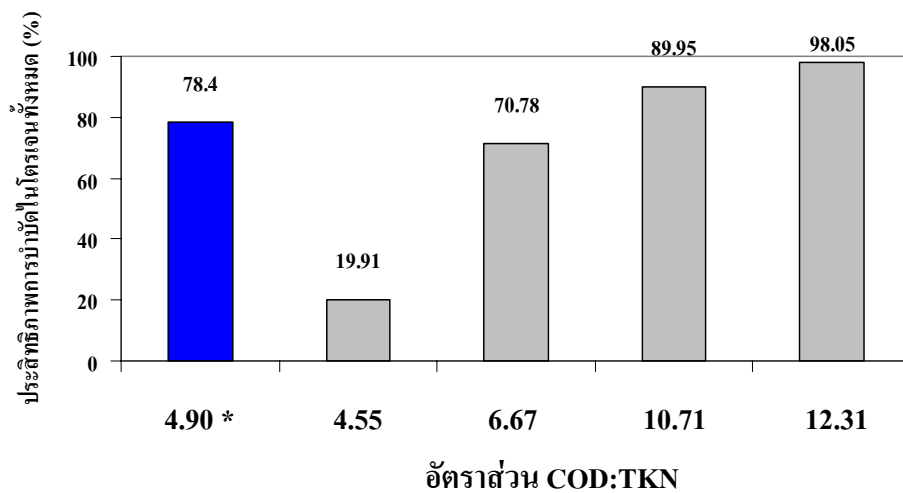
พบว่าในชุดการทดลองที่ 4 ที่มีอัตราส่วนซีโอไซด์ต่อทีเคเอ็นที่ 12.31 ซึ่งมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดเข้าสู่ระบบที่ 7.86 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน ทำการบำบัดได้สูงที่สุดมีค่าแตกต่างทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % สามารถทำการบำบัดได้ 7.83 ± 0.01 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Zhao และคณะ (1999); Chiu และ Chung (2003) ที่กล่าวว่าเซเทอโรโทรฟิกลงในตรีฟายอิงแบคทีเรียและออโตโทรฟิกลงในตรีฟายอิงแบคทีเรียสามารถร่วมกันทำกระบวนการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนได้อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติในช่วงของอัตราซีโอไซด์ต่อทีเคเอ็นที่ 6.9 หรือมากกว่า และสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย จะส่งผลโดยตรงต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Pochana and Keller, 1999) ซึ่งในชุดการทดลองที่ 3 และ 4 มีอัตราส่วนซีโอไซด์ต่อทีเคเอ็นที่ 10.71 และ 12.31 ตามลำดับ ด้วยการเพิ่มปริมาณคาร์บอนในน้ำเสียด้วยน้ำตาลซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายพบประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดที่ร้อยละ 89.95 ± 1.32 และ 98.05 ± 0.25 ตามลำดับ และชุดการทดลองที่ 1 ที่มีอัตราส่วนซีโอไซด์ต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 ทำการบำบัดได้ต่ำที่สุด มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดเข้าสู่ระบบที่ 7.46 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน สามารถทำการบำบัดได้ 3.21 ± 0.17 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน ซึ่งมีประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเพียงร้อยละ 19.91 ± 4.64 ทดสอบทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % สอดคล้องกับการทดลองของ

Meyer และคณะ (2005) ที่กล่าวว่าในสภาวะไขมันอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ไนตริฟายอิงแบคทีเรียทำงานได้ดีในบริเวณที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่สูง ส่วน ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียสามารถทำงานได้ดีในบริเวณที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต่ำมาก ๆ จากการที่ฟล็อกมีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่ไม่เท่ากันจึงทำให้การเพิ่มจำนวนของ ไนตริฟายอิงแบคทีเรียและดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียเกิดขึ้นได้เร็วทำให้สามารถเกิดกระบวนการ ไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ในระยะเวลาเดียวกัน (Goronszy, 1992) ซึ่ง ต้องการอัตราส่วนของ ซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เหมาะสม กระบวนการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนเพื่อกำจัด ออกจากรู้น้ำทิ้ง โดยต้องการอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่มากกว่า 7.5 ที่สามารถทำการบำบัด ในโตรเจนทั้งหมดถึงร้อยละ 80.36 แต่ในอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.5 พบประสิทธิภาพการ บำบัดเพียงร้อยละ 23.14 อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ที่ 0.05 - 0.1 กิโลกรัมซีโอดีต่อกิโลกรัม ของแห้งแขวนลอย มีคาร์บอนอินทรีย์ไม่เพียงพอให้ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียเนื่องจากมีการใช้ ในกระบวนการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนโดยไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Peng and Qi, 2007)

เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดของระบบบำบัดแอกติเว เต็ดสแต็คจำลองในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 กับระบบบำบัดที่โรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง ตัวอย่างใช้ในการบำบัดน้ำเสีย พบว่าในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดของโรงงานอุตสาหกรรม อาหารทะเลตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านปอดตกตะกอน มีปริมาณทีเคเอ็นเฉลี่ย 1.86 ± 0.95 มิลลิกรัมต่อ ลิตร (ตารางที่ 3.3) ปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนเฉลี่ย 52.2 ± 8.9 มิลลิกรัมต่อลิตร มีปริมาณ ไนโตรเจนทั้งหมด 54.2 ± 9.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยที่ร้อยละ 78.4 (วริน ยุพา, 2551) เปรียบเทียบกับชุดการทดลองแสดงดังภาพที่ 3.9

พบว่าในชุดการทดลองที่ 1 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 มีประสิทธิภาพ การบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเฉลี่ยที่ 19.91 ซึ่งมีการใช้อัตราส่วนน้ำเสียเช่นเดียวกับโรงงานอาหาร ทะเลแช่แข็งตัวอย่างมีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเฉลี่ยที่น้อยกว่าระบบบำบัดของ โรงงาน คือ น้อยกว่าถึงร้อยละ 58.5 เนื่องจากทางโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งมีปริมาณซีโอดีเข้าสู่ ระบบที่อยู่ในช่วง 800 – 2,134 มิลลิกรัมต่อลิตร มีทีเคเอ็นเข้าสู่ระบบบำบัดที่ 94 – 219 มิลลิกรัมต่อ ลิตร (ตารางที่ 3.1) หากคำนวณที่ค่าเฉลี่ยอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นของโรงงาน จากการบำบัดด้วย ระบบบำบัดยูเอเอสบีซึ่งมีปริมาณซีโอดีที่ผ่านการบำบัดเฉลี่ยที่ 294.7 มิลลิกรัมต่อลิตร และทีเคเอ็น เฉลี่ยที่ 183.8 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3.2) ทำให้มีน้ำเสยรวมมีปริมาณซีโอดีที่เข้าสู่บ่อ กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเฉลี่ย 858.8 มิลลิกรัมต่อลิตร และทีเคเอ็นรวมเฉลี่ยที่ 175.2 มิลลิกรัม ต่อลิตร (ตารางที่ 3.2) และมีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นในน้ำเสยที่ผ่านระบบยูเอเอสบีรวมกับน้ำ เสยจากบ่อปรับเสถียรที่ 4.90 ใกล้เคียงกับการทดลองในชุดที่ 1 แต่เนื่องจากทางโรงงานมีบ่อ

ไนตริฟิเคชันและบอดีไนตริฟิเคชันที่แยกกัน ไม่ได้ทำการบำบัดด้วยสถานะไซมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดมีประสิทธิภาพสูงกว่าการทดลองในชุดที่ 1



หมายเหตุ : 4.90 * คือ อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นของโรงงานอาหารทะเลตัวอย่างเฉลี่ย

ภาพที่ 3.9 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดของโรงงานอาหารทะเลแห่งเดียวกับชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4

อีกปัจจัย คือ ทางโรงงานมีการส่งน้ำเสียเข้าสู่บอดีไนตริฟิเคชันก่อน ซึ่งลำดับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมีความสำคัญต่ออัตราเร็วของการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน ทั้งนี้เพราะถ้าปล่อยให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดหลังปริมาณสารคาร์บอนอินทรีย์ไม่พอเพียง อัตราการกำจัดไนโตรเจนจึงเกิดได้ช้า (Bernat *et al.*, 2003) แต่ถ้าให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นก่อนอัตราการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจนจะเกิดได้เร็วกว่า (Henze and Harremoos, 1988) สอดคล้องกับ Henze และ Harremoos (1988) ที่กล่าวว่าหากใช้การบำบัดด้วยบอดีไนตริฟิเคชันก่อนอัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอาจถูกจำกัดเนื่องจากปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ในน้ำเสียช่วงแอนอกซิกมีไม่พอเพียง คาร์บอนที่ใช้อาจเป็นสารคาร์บอนอินทรีย์ในน้ำเสียที่เข้าระบบ (ชงชัย, 2544) หรือเป็นคาร์บอนที่เกิดจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์ (Robertson *et al.*, 1988; Ahn, 2006) ถ้าคาร์บอนมาจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์จะทำให้อัตราดีไนตริฟิเคชันลดลงประมาณ 3 เท่า (Henze and Harremoos, 1988) ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดของโรงงานอาหารทะเลตัวอย่างมีประสิทธิภาพที่สูงกว่าการทดลองชุดที่ 1

เปรียบเทียบการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดของโรงงานตัวอย่างกับชุดการทดลองที่ 2 โดยใช้น้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ 100 % พบประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดของชุดการทดลองที่ 2 เฉลี่ยร้อยละ 70.78 ซึ่งใกล้เคียงกับประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดของโรงงานตัวอย่าง โดยจากผลการทดลองโรงงานอาจใช้น้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรเข้าสู่ระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์ได้ โดยไม่ต้องผ่านการบำบัดด้วยระบบยูเอเอสบี เนื่องจากในชุดการทดลองที่ 2 พบประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดที่เฉลี่ยร้อยละ 70.78 ซึ่งมีอัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นที่ 6.67 ซึ่งน้อยกว่าอัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นเฉลี่ยในบ่อปรับเสถียรของโรงงานที่ 8.57 โดยมีซีไอดี 1,432 มิลลิกรัมต่อลิตร และทีเคเอ็น 166.81 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3.1) คาดว่าประสิทธิภาพการบำบัดของโรงงานอาหารทะเลตัวอย่างเมื่อใช้สภาวะไข่มอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันจะมากกว่าร้อยละ 70.78 เนื่องจากสอดคล้องกับชุดการทดลองที่ 3 และ 4 ที่มีอัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นที่ 10.71 และ 12.31 ตามลำดับ ซึ่งมีประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดเฉลี่ยที่ร้อยละ 89.95 และ 98.05 ตามลำดับ

3.5 การควบคุมปริมาณการเติมอากาศที่ส่งผลถึงอัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นในสภาวะไข่มอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน

การศึกษาวิจัยครั้งนี้ทำการควบคุมอัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นที่เข้าสู่ระบบบำบัดจำลองที่มีอัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 ตามลำดับ ควบคุมปริมาณการเติมอากาศให้อยู่ในช่วง 0.3 - 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร (Pochana and Keller, 1999) ซึ่งเป็นปริมาณอากาศที่น้อยกว่าค่าการออกแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่ต้องการปริมาณออกซิเจนละลายที่มากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณออกซิเจนละลายเป็นปัจจัยที่สำคัญในสภาวะไข่มอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน Pochana and Keller (1999) กล่าวว่าในกระบวนการดีไนตริไฟเคชันปริมาณออกซิเจนละลายไม่ควรมากกว่า 0 มิลลิกรัมต่อลิตร และประสิทธิภาพของกระบวนการดีไนตริไฟเคชันจะลดลง เมื่อพบปริมาณออกซิเจนละลายที่มากกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร (Painter, 1977) และปริมาณออกซิเจนละลายที่น้อยกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร จะส่งผลกระทบต่อกระบวนการดีไนตริไฟเคชัน (Bliss and Barncs, 1986) อ้างโดย Pochana and Keller, 1999) ปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถเกิดกระบวนการดีไนตริไฟเคชันและกระบวนการดีไนตริไฟเคชันที่เท่ากัน (Munch *et al.*, 1996; Pochana and Keller, 1999) ซึ่ง Niel และคณะ (1992) รายงานว่า เฮเทอโรโทรฟิก แบคทีเรีย เช่น *Alcaligenes faecalis* และ *Thiosphaera pantotropha* (Robertson *et al.*, 1988) สามารถพบได้ใน

สภาวะไซมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ที่มีปริมาณออกซิเจนละลายที่น้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร Robertson และคณะ (1988) รายงานว่า *Thiosphaera pantotropha* สามารถดำรงชีพได้ทั้ง 2 สภาวะ คือ สามารถเป็นเฮเทอโรโทรฟิก โดยการใช้อาร์บอนเป็นแหล่งพลังงาน เปลี่ยนแอมโมเนีย-ไนโตรเจนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน (Stouthamer *et al.*, 1997) และสภาวะแอโรบิกดีไนตริฟิเคชัน โดยการใช้อะมโมเนีย-ไนโตรเจนเป็นแหล่งพลังงาน โดยแอมโมเนีย-ไนโตรเจนเปลี่ยนจาก Hydroxylated ไปเป็น Hydroxylamine (NH₂OH) ด้วย Ammonium Monooxygenase ภายใต้ออกซิเจน Hydroxylamine จะถูกออกซิไดซ์ ไปเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจน และ เปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน เรียกสภาวะไซมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน นี้ว่า “Aerobic Deammonification” (Bock *et al.*, 1995) สอดคล้องกับ Munch และคณะ (1996) รายงานว่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่ต่ำกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร เฮเทอโรโทรฟิกไนตริฟายอิงแบคทีเรียบางชนิดสามารถเปลี่ยนไปเป็น ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียภายใต้ออกซิเจนต่ำ โดยในสภาวะแอนอกซิก *Nitrosomonas europaea*, *Paracoccus denitrificans* (Pochana and Keller, 1999) สามารถทำการบำบัด แอมโมเนีย-ไนโตรเจนให้กลายเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจน แต่ในสภาวะไซมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันที่มีปริมาณออกซิเจนละลายที่น้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร *N. europaea* สามารถเปลี่ยนแอมโมเนีย-ไนโตรเจนให้กลายเป็นไนตรัสออกไซด์ (N₂O) และเป็นก๊าซไนโตรเจน (Shrestha *et al.*, 2002)

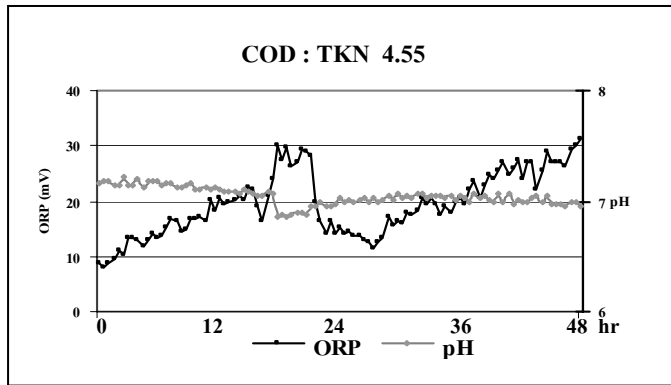
3.5.1 ความสัมพันธ์ของปริมาณออกซิเจนละลาย โออาร์พี และความเป็นกรด-ด่าง กับ อัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็นในสภาวะไซมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน

จากการทดลองพบปริมาณออกซิเจนละลายที่วัดในถังเดิมอากาศมีค่าเฉลี่ยที่ 0.42 ± 0.08 , 0.36 ± 0.08 , 0.58 ± 0.07 และ 0.55 ± 0.10 มิลลิกรัมต่อลิตร ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ พบปริมาณออกซิเจนละลายในชุดการทดลองที่ 2 มีปริมาณออกซิเจนละลายน้อยที่สุด และในชุดการทดลองที่ 3 มีปริมาณออกซิเจนละลายที่มากที่สุด สอดคล้องกับ สภาวะไซมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนจะขึ้นอยู่กับปริมาณออกซิเจนละลายที่ $0.3 - 0.8$ มิลลิกรัมต่อลิตร (Pochana and Keller, 1999; Chu *et al.*, 2005; Peng and Qi, 2007) Munch และคณะ (1996) กล่าวว่าปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร มีความเหมาะสมที่จะทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่เท่ากัน ซึ่งทำให้เกิดสภาวะไซมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ ในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการบำบัดแบบต่อเนื่อง การใช้ค่าโออาร์พีในการควบคุมปริมาณการเติมอากาศเป็นพารามิเตอร์ที่เหมาะสม โดยในสภาวะไซมอลทาเนียสการวัดค่าออกซิเจนให้แม่นยำในระดับ 0.1 -

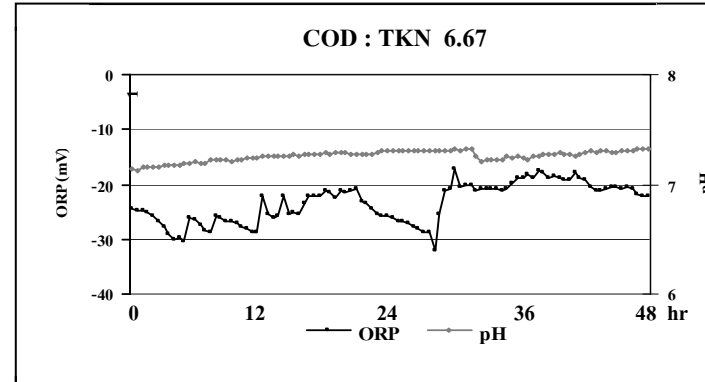
0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำได้ยากในทางปฏิบัติควรใช้ค่าไออาร์พีเป็นเครื่องชี้สถานะแอโรบิก แอนอกซิก ซึ่งเป็นค่าที่มีความสัมพันธ์กับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในระบบ (Fuerhacker *et al.*, 1999; Zhao *et al.*, 1999) การทดลองพบปริมาณค่าไออาร์พีที่บันทึกลงคอมพิวเตอร์ทุก 15 นาที มีค่าเฉลี่ยที่ 34.62, -38.98, 19.61, และ 41.32 มิลลิโวลต์ ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ จากชุดการทดลองมีปริมาณค่าไออาร์พีเฉลี่ยอยู่ในช่วง -38.98 ถึง 41.32 มิลลิโวลต์ สามารถเกิดสภาวะไซมอลทานเนียสได้ (Fuerhacker *et al.*, 1999) เนื่องจากค่าไออาร์พีที่มีค่ามากกว่า + 150 จะเกิดสภาวะแอโรบิกและค่าไออาร์พีที่ -100 จะเกิดสภาวะแอนแอโรบิก ค่าไออาร์พีที่ใช้ควบคุมจะแตกต่างกันในน้ำเสียต่างชนิดกันตามค่าภาระบรรทุกที่เข้าระบบ (Collivignarelli and Bertaza, 1999) โดย Tomlins และคณะ (2002) ได้ศึกษาถึงการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชน โดยใช้ระบบบำบัดแบบเอสบีอาร์ ซึ่งได้ทำการควบคุมค่าไออาร์พีในกระบวนการไนตริฟิเคชัน ที่ 400 มิลลิโวลต์ และในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ 150 มิลลิโวลต์ พบว่า สามารถลดปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจนลงได้ร้อยละ 99 Lo และคณะ (1994) ได้ควบคุมการเติมอากาศในระบบบำบัดแบบ Extended Aeration Treatment Systems (EATS) พบว่าไออาร์พีที่ 110 มิลลิโวลต์ สามารถลดไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำทิ้งให้เหลือเพียง 2.94 มิลลิกรัมต่อลิตร

จากการทดลองพบค่าความเป็นกรด-ด่าง ในถังกระบวนการมีค่าเฉลี่ยที่ 7.02 (ภาพที่ 3.10 (ก)), 7.18 (ภาพที่ 3.10 (ข)), 7.16 (ภาพที่ 3.10 (ค)) และ 7.35 (ภาพที่ 3.10 (ง)) ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ ค่าความเป็นกรด-ด่างในถังเติมอากาศมีค่าเฉลี่ยที่มากกว่า 7 ในทุกชุดการทดลองโดยความสัมพันธ์ของค่าไออาร์พีและค่าความเป็นกรด-ด่าง ที่บันทึกในเครื่องคอมพิวเตอร์ทุก 15 นาทีสามารถแสดงได้ดังภาพที่ 3.10 ทุกชุดการทดลองพบค่าความเป็นกรด-ด่างที่มากกว่า 7

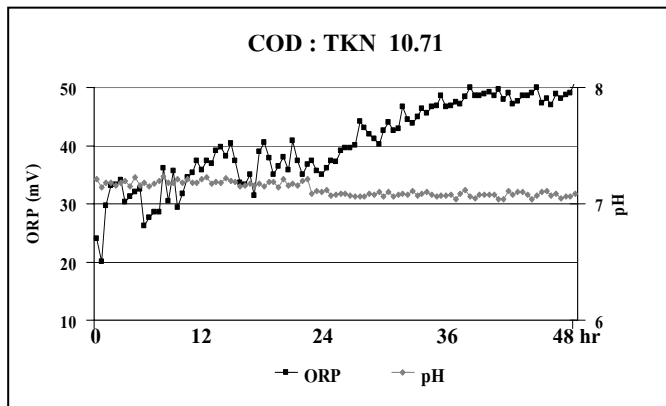
Zhu และคณะ (2007) รายงานว่าในระบบไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ความเป็นกรด-ด่างจะให้สภาพที่สมดุลกันเนื่องจากเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในเวลาเดียวกัน (Pochana and Keller, 1999; Zhao *et al.*, 1999; Holman and Wareham, 2005) ซึ่งกระบวนการไนตริฟิเคชัน เปลี่ยนแอมโมเนีย-ไนโตรเจนไปเป็นไนเตรต-ไนโตรเจน และไนโตรเจนบางส่วนจะถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ขึ้นมาใหม่ ทั้งนี้ในการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นจะมีการปล่อยไฮโดรเจนอิออน (H^+) ออกมา (Holman and Wareham, 2005) ซึ่งทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่างในถังกระบวนการลดลงและจะมีการใช้สภาพต่าง เพื่อทำให้ไฮโดรเจนอิออน



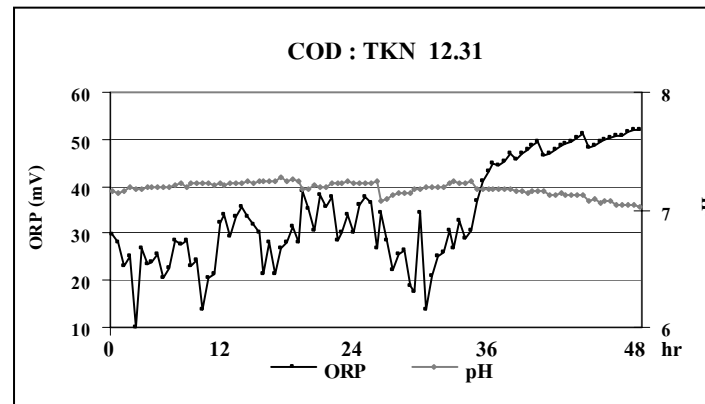
(ก)



(ข)



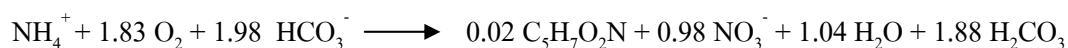
(ค)



(ง)

ภาพที่ 3.10 ค่าโออาร์พีและค่าความเป็นกรด-ด่างในชุดการทดลองที่อัตราส่วน COD:TKN ที่ 4.55 (ก), 6.67 (ข), 10.71 (ค) และ 12.31 (ง)

ผลติดออกมาระหว่างการออกซิไดซ์แอมโมเนียทำให้เกิดสภาวะเป็นกลาง (Water Environmental Federation, 1998) ดังสมการ



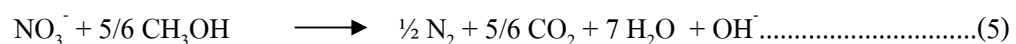
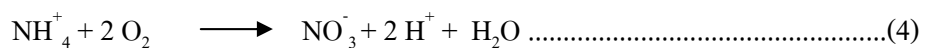
กระบวนการไนตริฟิเคชันในทางทฤษฎีมีการใช้สภาพต่างที่ 7.14 mg CaCO₃ ต่อการออกซิไดซ์แอมโมเนีย-ไนโตรเจน 1 มิลลิกรัม (Bruce and Perry, 2001 อ้างโดย Zhu *et al.*, 2007) ในทางตรงกันข้ามการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันก็จะไปเพิ่มสภาพต่าง (Holman and Wareham, 2005) ในทางทฤษฎีจะใช้สภาพต่างที่ 3.57 mg CaCO₃ ต่อมิลลิกรัมของ NO_x-N ที่ถูกรีดิวซ์ (ธงชัย, 2544) สามารถแสดงสมการดีไนตริฟิเคชัน โดยพิจารณาการเกิดดีไนตริฟิเคชันแบบใช้คาร์บอนอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย (Water Environmental Federation, 1998) ดังสมการ



3.5.2 ประสิทธิภาพของสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันต่อปริมาณลัดส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น

ในการเกิดสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน สารประกอบคาร์บอนอินทรีย์เป็นปัจจัยที่สำคัญมากเพราะเป็นแหล่งอาหารที่แบคทีเรียใช้เป็นพลังงาน งานวิจัยครั้งนี้มีการให้สารคาร์บอนอินทรีย์จากบ่อปรับเสถียร ประเมินประสิทธิภาพของการบำบัดด้วยสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันในการใช้น้ำเสียตั้งต้นเป็นแหล่งคาร์บอน โดยควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เข้าสู่ระบบบำบัดจำลอง มีปริมาณความเข้มข้นของบีโอดีที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดจำลองโดยเฉลี่ยเท่ากับ 635, 900, 1,407 และ 1,815 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ความเข้มข้นของซีโอดีที่เข้าสู่ระบบที่ 935, 1,280, 2,160 และ 2,686 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ปริมาณความเข้มข้นทีเคเอ็นเข้าสู่ระบบบำบัดจำลองที่ 207.2, 192, 201.6 และ 218.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 ตามลำดับ ซึ่งการบำบัดสารอินทรีย์จำเป็นต้องมีธาตุอาหารสำหรับจุลินทรีย์ใช้ในการเจริญเติบโต ซึ่งมีอัตราส่วน BOD₅: N : P เท่ากับ 100:5:1 พบว่า ในปริมาณความเข้มข้นของบีโอดีที่เข้าสู่ระบบที่ 635, 900, 1,407 และ 1,815 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ต้องใช้ไนโตรเจนในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียโดยเฉลี่ยเท่ากับ 31.75, 45, 73.5 และ 90.75 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ จากการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็นมีประสิทธิภาพการบำบัดที่ 173.83 ± 7.55, 170.00 ± 3.93, 193.67

± 1.21 และ 216.37 ± 0.26 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ไนโตรเจนที่อยู่ในรูปที่เคเอ็นสามารถบำบัดได้สูงกว่าไนโตรเจนที่ต้องใช้ในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ แสดงว่าไนโตรเจนที่อยู่ในรูปที่เคเอ็นนอกจากถูกใช้ไปในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แล้วยังถูกบำบัดด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันด้วย โดยในระบบบำบัดมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 879.67 ± 6.49 , $1,196.41 \pm 15.4$, $2,085.96 \pm 10.3$ และ $2,562.09 \pm 9.08$ มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ แสดงว่าปริมาณซีโอดีที่บำบัดได้ ไม่ได้ถูกบำบัดไปในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์เพียงอย่างเดียว แต่ถูกใช้เป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน ในสถานะไซมอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ด้วยเช่นกัน หากพิจารณาจากการสมดุลมวลไนโตรเจน (Nitrogen Balance) ในสถานะไซมอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน กระบวนการบำบัดสารไนโตรเจนอินทรีย์ เมื่อสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ในรูปที่เคเอ็นเข้าสู่ระบบบำบัด จะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันขึ้นพร้อมกัน โดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน (สมการ 4) ทำการบำบัดไนโตรเจนอินทรีย์ให้กลายเป็นไนเตรต-ไนโตรเจน และกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (สมการ 5) จะเปลี่ยนไนเตรต-ไนโตรเจน ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนออกจากระบบ



ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน

จากชุดการทดลองมีปริมาณความเข้มข้นตะกอนเฉลี่ยที่ 3.25 ± 0.30 , 3.37 ± 0.28 , 3.97 ± 0.23 และ 4.49 ± 0.24 กรัมต่อลิตร คำนวณปริมาณไนโตรเจนในตะกอนร้อยละ 7.38, 6.56, 7.25 และ 5.56 ในน้ำหนักแห้งของตะกอน ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ พบว่าปริมาณของไนโตรเจนในตะกอนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.24, 0.22, 0.29 และ 0.25 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ สามารถแสดงพารามิเตอร์สำหรับการคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน ดังตารางที่ 3.15

ตารางที่ 3.15 พารามิเตอร์สำหรับการคำนวณประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน

ชุดการทดลอง	Org-N-inf (mg/L)	NH-inf (mg/L)	N-eff (mg/L)	NO-eff (mg/L)	N-exc (% on Received)
1	89	118	33.37	118.03	7.38
2	115.2	78	22	26.52	6.56
3	84	117.6	7.93	8.77	7.25
4	74.7	143.5	1.83	0.77	5.56

หมายเหตุ : N-exc (% on Received) คือ ปริมาณไนโตรเจนในตะกอนแห้งโดยน้ำหนัก

จากการทดลองพบปริมาณไนโตรเจนในตะกอน ที่ร้อยละ 7.38, 6.56, 7.25 และ 5.56 ในน้ำหนักแห้งของตะกอน ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน (สมการที่ 1) และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน (สมการที่ 2) สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 3.16

ตารางที่ 3.16 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน

ชุดการทดลอง	COD:TKN	ประสิทธิภาพบำบัด แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (%)	ประสิทธิภาพบำบัด ไนเตรต-ไนโตรเจน (%)
1	4.55	80.93	16.67
2	6.67	85.01	78.75
3	10.71	93.94	92.87
4	12.31	98.56	99.39

ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ร้อยละ 80.93, 85.01, 93.94 และ 98.56 ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ ประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจนที่ 16.67, 78.75, 92.87 และ 99.39 ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ

จากการศึกษาในชุดการทดลองที่ 1 พบประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่น้อยที่สุดที่ 80.93 มีค่าที่เคเอ็นที่ผ่านการบำบัดที่ 34.79 ± 7.47 มิลลิกรัมต่อลิตรและพบประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจนที่ 16.67 เนื่องจากมีปริมาณคาร์บอนไม่เพียงพอให้เกิดการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจนโดยดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียซึ่งต้องการปริมาณซีโอดีประมาณ 3.5 - 4.5 กรัมต่อกรัมไนโตรเจน (Henze, 1997) ทำให้มีไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดสูงถึง 118.03 ± 4.81 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3.15) และในชุดการทดลองที่ 4 มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่มากที่สุดร้อยละ 98.56 มีค่าที่เคเอ็นที่ผ่านการบำบัดแล้วที่ 1.83 ± 0.25 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจนมากที่สุดร้อยละ 99.39 สามารถทำการบำบัดไนโตรเจนอินทรีย์ได้ถึงร้อยละ 99.16 ± 0.11 มีไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วที่ 4.24 ± 0.54 มิลลิกรัมต่อลิตร พบปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเพียง 0.78 ± 0.40 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถทำการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดได้ดีที่สุด

ประสิทธิภาพการเกิดสถานะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน

ประสิทธิภาพการเกิดสถานะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน (สมการที่ 3) จากชุดการทดลองที่มีปริมาณที่เคเอ็นที่เข้าสู่ระบบ 207.2, 192, 201.6 และ 218.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ พิจารณาว่าปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดจะเปลี่ยนเป็นไนไตรต์-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจน และก๊าซไนโตรเจนผ่านกระบวนการแอมโมนิไฟเคชัน ไนตริไฟเคชันและดีไนตริไฟเคชัน โดยประมาณว่าการบำบัดที่เคเอ็นทั้งหมดที่เหลือในน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยสถานะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน ที่ 34.79, 22.48, 7.89 และ 1.83 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ไม่สามารถเปลี่ยนรูปจากออร์แกนิกไนโตรเจนเป็นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่สมบูรณ์ด้วยกระบวนการแอมโมนิไฟเคชัน ทำให้มีปริมาณที่เคเอ็นที่สามารถเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนได้ที่ 174.2, 170, 190 และ 216.4 มิลลิกรัมต่อลิตร ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ และมีปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนที่เหลืออยู่ในน้ำที่ผ่านการบำบัดที่ 118.25, 26.68, 9.28 และ 1.43 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ซึ่งสามารถแสดงประสิทธิภาพการเกิดสถานะไซมอลทาเนียสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันได้ดังตารางที่ 3.17

ตารางที่ 3.17 ประสิทธิภาพการเกิดสภาวะไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์

ชุดการทดลอง	COD:TKN	NH ₄ ⁺ -N Oxidized (mg/L)	NO _x ⁻ Remained (mg/L)	Efficiency _{SND} %
1	4.55	174.2	118.25	32.12
2	6.67	170	26.68	84.31
3	10.71	190	9.28	95.12
4	12.31	216.4	1.43	99.34

จากชุดการทดลองพบประสิทธิภาพการเกิดสภาวะไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ที่ร้อยละ 32.12 ในชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งมีอัตราส่วนซีโอไซด์ต่อที่เคเอ็นที่ 4.55 พบว่าในอัตราส่วนซีโอไซด์ต่อที่เคเอ็นที่น้อย ส่งผลโดยตรงกับประสิทธิภาพการเกิดสภาวะไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ ซึ่งปริมาณคาร์บอนมักไม่เพียงพอให้ดีไนโตรฟายอิงแบคทีเรียใช้ในการรีดิวซ์ไนเตรต-ไนโตรเจนให้กลายเป็นไนโตรเจน (Chiu *et al.*, 2007) และในชุดการทดลองที่ 3 และ 4 ที่มีอัตราส่วนซีโอไซด์ต่อที่เคเอ็น 10.71 และ 12.31 ตามลำดับ พบประสิทธิภาพการเกิดสภาวะไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ที่ร้อยละ 95.12 และ 99.34 ตามลำดับ ส่งผลถึงการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดที่มีประสิทธิภาพ โดยไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 8.89 ± 1.33 และ 0.78 ± 0.40 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ใกล้เคียงกับการทดลองของ Chiu และคณะ (2007) ที่ทำการทดลองในอัตราส่วน 11.1 ให้ประสิทธิภาพการเกิดไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ที่ร้อยละ 98.7 และอัตราการเกิดกระบวนการไนโตรเจนและกระบวนการดีไนโตรฟิเคชันที่เท่ากัน แต่มากกว่าการทดลองของ Pochana และ Keller (1999) ซึ่งทำการควบคุมอัตราส่วนซีโอไซด์ต่อที่เคเอ็นที่ 14.5 ในระบบบำบัดน้ำเสียเอสปีอาร์ที่พบประสิทธิภาพการเกิดสภาวะไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ที่ร้อยละ 80

3.5.3 ผลของออกซิเจนละลายในสภาวะไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ต่อขนาดของฟล็อก

ในสภาวะไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ในรูปแอมโมเนียมไนไตรต์ จะเกิดในชั้นฟล็อกตามความแตกต่างของค่าออกซิเจนละลายภายในชั้นฟล็อก ซึ่งไนโตรฟายอิงแบคทีเรียทำงานได้ดีในบริเวณที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่สูง ส่วนดีไนโตรฟายอิงแบคทีเรียสามารถทำงานได้ดีในบริเวณที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต่ำมากๆ จากการที่ฟล็อกมีความเข้มข้นของ

ออกซิเจนละลายที่ไม่เท่ากันจึงทำให้การเพิ่มจำนวนของไนตริฟายอิงแบคทีเรียและดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียเกิดขึ้นได้เร็ว (Meyer *et al.*, 2005) ทำให้สามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ในระยะเวลาเดียวกัน จากการทดลองทั้ง 4 ชุดการทดลองที่มีปริมาณอากาศเฉลี่ยในถังเดิมอากาศที่ 0.42 ± 0.08 , 0.36 ± 0.08 , 0.58 ± 0.07 และ 0.55 ± 0.10 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำการวิเคราะห์การกระจายของขนาดอนุภาคด้วยลำแสงเลเซอร์ (Laser Particle Size Analysis, LPSA) โดยทำการอนุมานค่าเฉลี่ยที่ได้จากการวัดเป็นชั้นฟล็อก พบมีค่าเฉลี่ยที่ 152.4 ± 242.7 , 113.6 ± 126.2 , 107.7 ± 141.4 และ 86.00 ± 81.42 ไมโครเมตร ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ

สมมุติฐานเกี่ยวกับสภาวะไฮมอลทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ขนาดของฟล็อกบ่งบอกได้ว่าภาวะแอนอกซิกที่เกิดบริเวณชั้นกลางของฟล็อก เป็นผลมาจากออกซิเจนที่แพร่เข้าสู่ชั้นฟล็อกได้ในปริมาณที่จำกัดโดยความหนาของชั้นฟล็อกขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลายและความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด (Pochana and Keller, 1999) โดยอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ที่อยู่ในช่วง 0.15 - 0.30 ปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.3-0.4 มิลลิกรัมต่อลิตรมีความเหมาะสมที่จะเกิดขึ้นแอโรบิกและแอนอกซิกในชั้นฟล็อก (Peng and Qi, 2007) ขนาดของฟล็อกที่อยู่ในช่วง 90 – 180 ไมโครเมตร สามารถเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในสภาวะแอนอกซิกกลางชั้นฟล็อกได้ (Peng and Qi, 2007) ขนาดของชั้นฟล็อกที่มากกว่า 30 ไมโครเมตรปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถเกิดขึ้นแอนอกซิกได้ (Chu *et al.*, 2005) โดยปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.3 มิลลิกรัมต่อลิตร และซีไอดี 750 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณออกซิเจนละลายที่เหมาะสมทำให้เกิดสภาวะแอนอกซิก (Hoelter Wassertechnik GmbH, 1997) และประสิทธิภาพการเกิดสภาวะไฮมอลทาเนียสจะเพิ่มขึ้นเมื่อขนาดฟล็อกใหญ่ขึ้น (Pochana and Keller, 1999) พบว่าชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งมีปริมาณซีไอดีเข้าสู่ระบบที่ 935 มิลลิกรัมต่อลิตร มีขนาดฟล็อกที่ใหญ่ที่สุดที่ 152.4 ± 242.7 ไมโครเมตร หากแต่ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเฉลี่ยร้อยละ 19.91 ± 4.64 ซึ่งเกิดการบำบัดของไนตริฟายอิงแบคทีเรียที่มากกว่าดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Jingfeng *et al.*, 2008) เนื่องจากมีปริมาณคาร์บอนที่ไม่เพียงพอให้ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียใช้ในการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน ฟล็อกที่มีขนาดเล็กกว่า 30 ไมโครเมตรจะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันที่มาก เพราะมีปริมาณออกซิเจนละลายที่สามารถแพร่ผ่านเข้าสู่ฟล็อกได้มาก และฟล็อกขนาดเล็กจะมีพื้นที่ผิวให้ไนตริฟายอิงแบคทีเรียทำงานได้มากกว่าฟล็อกที่มีขนาดใหญ่ ความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจนจะส่งผลโดยตรงต่อขนาดฟล็อก คือ เมื่อมีแอมโมเนีย-ไนโตรเจนมาก จะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันก่อนและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดตาม โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดเป็นกระบวนการจำกัดทำให้เกิดขึ้น

ฟล็อกที่มีสถานะแอโรบิกที่มากกว่าแอนอกซิก (Chu *et al.*, 2005) ในอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ที่อยู่ในช่วง 0.15 - 0.30 ปริมาณออกซิเจนละลายที่มากกว่า 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเกิดสถานะแอโรบิกที่มากเกินไป (Peng and Qi, 2007) ขนาดของชั้นฟล็อกมีขนาดลดลงตามลำดับ โดยพบว่าในชุดการทดลองที่ 4 ที่มีปริมาณซีโอดีเข้าสู่ระบบบำบัดที่ 2,686 มิลลิกรัมต่อลิตร มีค่าเฉลี่ยของชั้นฟล็อกที่น้อยที่สุดที่ 86.00 ± 81.42 ไมโครเมตร พบประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดเฉลี่ยร้อยละ 98.05 ± 0.25 ในชุดการทดลองที่ 4 มีปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.55 ± 0.10 มิลลิกรัมต่อลิตร มีความเหมาะสมที่เกิดสถานะแอโรบิกและแอนอกซิกในชั้นฟล็อก อีกปัจจัยที่สำคัญคือ มีปริมาณซีโอดีที่เพียงพอให้ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียใช้ในการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน (Jingfeng *et al.*, 2008) ที่ต้องการอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนเตรต-ไนโตรเจนที่ 3.5 - 4.5 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนเตรต-ไนโตรเจน (Henze *et al.*, 1997)

3.6 ผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นในสถานะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันต่อการบำบัดของแข็งแขวนลอย และดัชนีปริมาตรตะกอน (Sludge Volume Index: SVI)

ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยในสถานะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันสามารถแสดงได้ดังตารางที่ 3.18

ตารางที่ 3.18 ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยด้วยสถานะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (N=10)

ชุดการทดลอง	COD : TKN	Suspended Solid		
		Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removal (%)
1	4.55	188	26.05 ± 5.36^c	86.14 ± 2.85^a
2	6.67	200	4.93 ± 1.55^a	97.64 ± 0.81^c
3	10.71	216	5.30 ± 0.99^a	97.54 ± 0.46^c
4	12.31	221	13.40 ± 4.08^b	93.58 ± 1.85^b

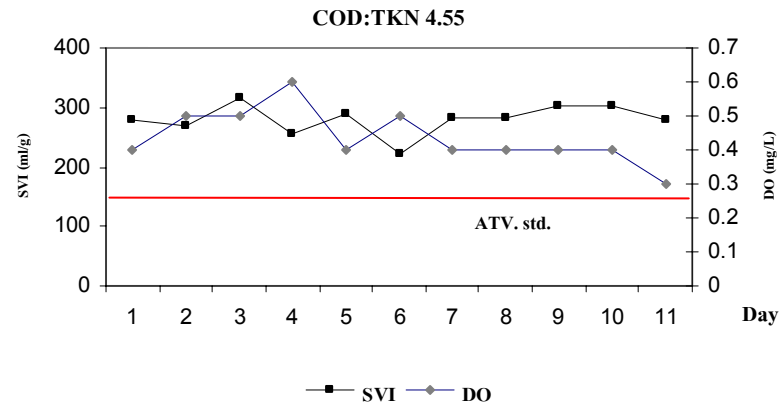
หมายเหตุ : ตัวเลขที่นำเสนอเป็นค่าเฉลี่ย \pm ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าเฉลี่ยในสคหม์ที่มีอักษรเหมือนกันกำกับ ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ที่มีปริมาณแฉ่งแขวนแขวนลอยที่เข้าสู่ระบบที่ 188, 200, 216 และ 221 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ พบประสิทธิภาพการบำบัดของแฉ่งแขวนลอยมีความแตกต่างทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % พบค่าเฉลี่ยที่ร้อยละ 86.14 ± 2.85 , 97.64 ± 0.81 , 97.54 ± 0.46 และ 93.58 ± 1.85 ตามลำดับ โดยมีปริมาณของแฉ่งแขวนลอยที่ผ่านการบำบัดเฉลี่ยที่ 26.05 ± 5.36 , 4.93 ± 1.55 , 5.30 ± 0.99 และ 13.40 ± 4.08 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

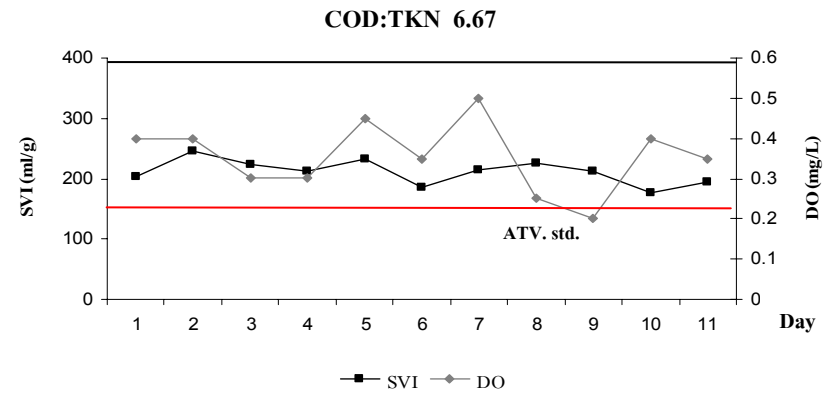
จากการทดลองประสิทธิภาพการบำบัดของแฉ่งแขวนลอยในชุดการทดลองที่ 2 และ 3 ไม่พบความแตกต่างทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % มีประสิทธิภาพการบำบัดของแฉ่งแขวนลอยที่มากที่สุดที่เฉลี่ยร้อยละ 97.64 ± 0.81 , และ 97.54 ± 0.46 และชุดการทดลองที่ 1 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 มีประสิทธิภาพการบำบัดที่ต่ำที่สุดที่เฉลี่ยร้อยละ 86.14 ± 2.85 แต่ทั้ง 4 ชุดการทดลองมีประสิทธิภาพการบำบัดของแฉ่งแขวนลอยที่ได้ตามมาตรฐานน้ำทิ้งตามที่กรมโรงงานอุตสาหกรรมกำหนดที่ต้องมีของแฉ่งแขวนลอยที่ไม่มากกว่า 50 มิลลิกรัมต่อลิตร (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2539)

เพื่อให้การควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียเป็นไปได้อย่างมีประสิทธิภาพ และติดตามผลการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียได้ตลอดเวลา การวิเคราะห์ดัชนีปริมาตรตะกอนคำนวณได้จากการตกตะกอนของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดที่ระยะเวลา 30 นาทีต่อปริมาณของแฉ่งแขวนลอยในระบบ (Metcalf and Eddy, 2003) เป็นดัชนีที่สะท้อนให้เห็นถึงผลของการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย นิยมใช้ในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียใช้อากาศ เป็นค่าที่บ่งบอกถึงสภาวะที่จุลินทรีย์มีการตกตะกอนดีหรือไม่ดี รายงานของ ATV Working Group 2.6.1 (1989) ว่าค่าดัชนีปริมาตรตะกอนโดยปกติที่มีการตกตะกอนที่ดีจะมีค่าอยู่ในช่วง 50 – 150 มิลลิกรัมต่อกรัม พบว่าถ้ามีค่าดัชนีปริมาตรตะกอนเกินกว่า 150 มิลลิกรัมต่อกรัม แสดงว่าเกิดปัญหาการตกตะกอนของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดการตกตะกอนไม่ดี

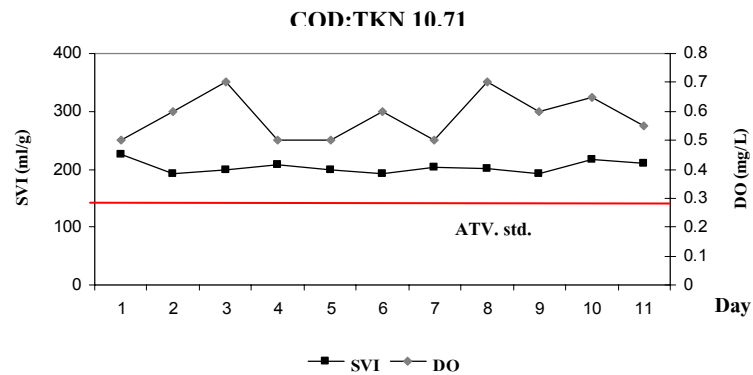
ในการทดลองครั้งนี้ได้ทำการควบคุมการเติมอากาศในระบบไข่มอลทาเนียสไนไตริเคชัน-ดีไนไตริเคชัน ซึ่งจะทำให้ภายในถังเติมอากาศมีค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วง 0.3 - 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร จากการทดลองควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เข้าสู่สภาวะไข่มอลทาเนียสไนไตริเคชัน-ดีไนไตริเคชันในช่วง 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ พบค่าเฉลี่ยดัชนีปริมาตรตะกอนที่ 281, 212, 204 และ 165 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ (ตารางภาคผนวก ง) สามารถแสดงความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนละลายและดัชนีปริมาตรตะกอนได้ในภาพที่ 3.11



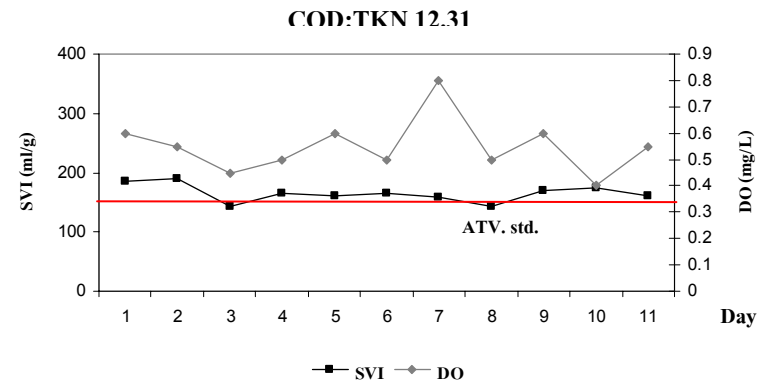
(ก)



(ข)



(ค)



(ง)

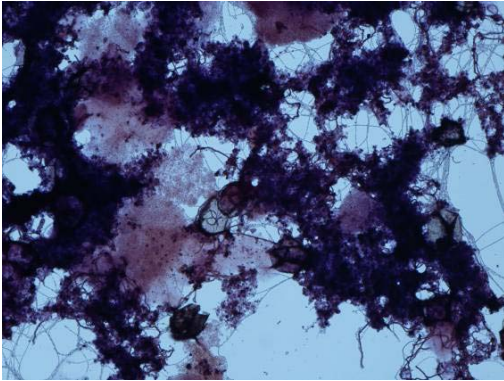
หมายเหตุ : ATV. std. หมายถึง ค่าดัชนีปริมาตรตะกอน โดยปกติที่มีการตกตะกอนที่ดี ATV. std. มีค่าเท่ากับ 150 มิลลิกรัมต่อกรัม

ภาพที่ 3.11 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนละลาย (DO) และดัชนีปริมาตรตะกอน (SVI) ในชุดการทดลองที่อัตราส่วน COD:TKN ที่ 4.55 (ก), 6.67 (ข), 10.71 (ค) และ 12.31 (ง)

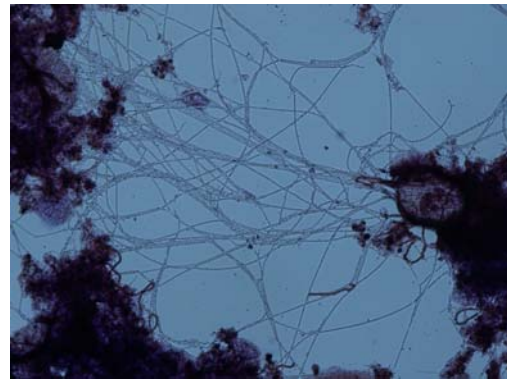
จากการทดสอบทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % พบความแตกต่างทางสถิติในชุดการทดลองที่ 1 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 ซึ่งเป็นระบบบำบัดที่ใช้อัตราส่วนน้ำเสียจริงจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลมีค่าดัชนีปริมาณตะกอนเฉลี่ยมากที่สุดที่ 281 มิลลิกรัมต่อกรัม ทำให้เกิดปัญหาตะกอนลอย สาเหตุหลักที่ทำให้เกิดปัญหาตะกอนลอย คือ แบคทีเรียสายใย ซึ่งจะเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็วเมื่อมีค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ต่ำ อุณหภูมิสูง และค่าออกซิเจนละลายต่ำ (Eikelboom, 1975) ชุดการทดลองที่ 2 และ 3 ไม่มีความแตกต่างทางสถิติที่ความเชื่อมั่น 95 % พบค่าเฉลี่ยดัชนีปริมาณตะกอนที่ 212 และ 204 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ และในชุดการทดลองที่ 4 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 12.31 มีค่าดัชนีปริมาณตะกอนที่ 165 มิลลิกรัมต่อกรัม ไม่พบปัญหาตะกอนลอยมากนัก ซึ่งเป็นค่าที่ใกล้เคียงกับรายงานของ ATV Working Group 2.6.1 (1989) ว่าปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวจะเกิดเมื่อมีค่าดัชนีปริมาณตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์มากกว่า 150 มิลลิกรัมต่อกรัม จากปริมาณออกซิเจนละลายในชุดการทดลองที่ 0.42 ± 0.08 , 0.36 ± 0.08 , 0.58 ± 0.07 และ 0.55 ± 0.10 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นปริมาณอากาศที่น้อย อาจเป็นสาเหตุของการเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว (Bulking Sludge) อันเกิดจากแบคทีเรียสายใย (Filamentous Bacteria)

จากการศึกษาแบคทีเรียสายใยที่ย้อม Gram Stain ด้วยการส่องกล้องจุลทรรศน์ในชุดการทดลองที่ 1 เปรียบเทียบกับค่าดัชนีปริมาณตะกอน พบปริมาณแบคทีเรียเส้นใยแกรมลบ (Lacko *et al.*, 2001) อยู่ในระดับ 3 - 4 (Eikelboom, 1975) ตรวจสอบจุลินทรีย์ด้วยการจำแนกชนิดโดย Identification Key ของ Jenkins และคณะ (1993) คาดว่าน่าจะเป็น Type 1851 ซึ่งเป็นชนิดเด่นในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ต่ำ (Eikelboom, 1975) สามารถแสดงได้ดังภาพ 3.12 (ก) และ 3.12 (ข) เช่นเดียวกับชุดการทดลองที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 6.67 ที่คาดว่าน่าจะเป็นแบคทีเรียเส้นใย Type 1851 ดังภาพที่ 3.13 (ก) และ 3.13 (ข) สอดคล้องกับการทดลองของ Eikelboom (1975) ที่กล่าวว่า ในระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีปริมาณออกซิเจนละลายต่ำ ปริมาณอาหารต่อจุลินทรีย์ต่ำมักพบแบคทีเรียเส้นใย Type 1851 เป็นจำนวนมาก ชุดการทดลองที่ 3 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 10.71 พบปริมาณแบคทีเรียเส้นใยแกรมบวก ซึ่งคาดว่าน่าจะเป็น Type 0014 เป็นชนิดเด่นที่สามารถอาศัยอยู่ในระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีอาหารต่อจุลินทรีย์ที่ค่อนข้างสูง มีปริมาณออกซิเจนละลายต่ำ (Blackbeard *et al.*, 1988; Bux and Kasan, 1994) และมีปริมาตรดัชนีตะกอนที่น้อยกว่า 200 มิลลิกรัมต่อกรัม (Eikelboom, 1975; Jenkins *et al.*, 1984) ดังภาพที่ 3.14 (ก) และ 3.14 (ข) และในชุดการทดลองที่ 4 มีค่าดัชนีปริมาณตะกอน 165 มิลลิกรัมต่อกรัม ไม่มีปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวมากนักเนื่องจากมีค่าดัชนีปริมาตร

ตะกอนโคล์เลี้ยง 150 มิลลิลิตรต่อกรัม ซึ่งเป็นค่าที่ไม่พบปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัว (ATV Working Group 2.6.1, 1989) ดังภาพที่ 3.15 (ก) และ 3.15 (ข)

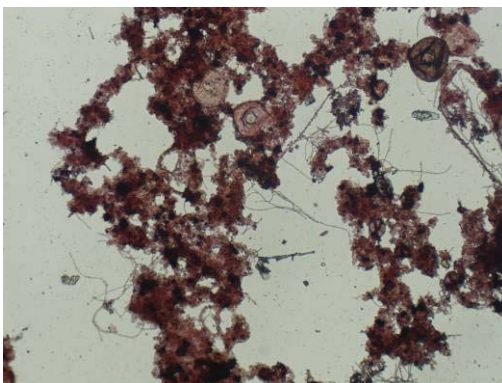


3.12 (ก)

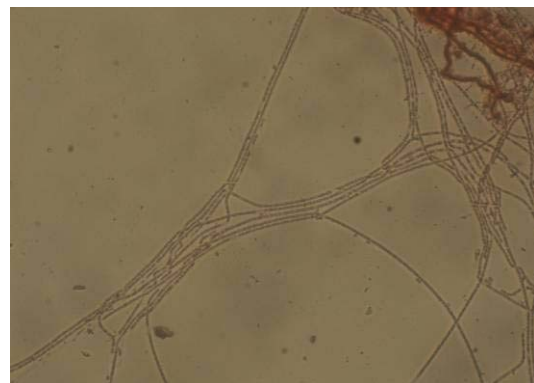


3.12 (ข)

ภาพที่ 3.12 ลักษณะของแบคทีเรียเส้นใยในสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 ที่กำลังขยาย 100 เท่า (ก) และกำลังขยาย 400 เท่า (ข)

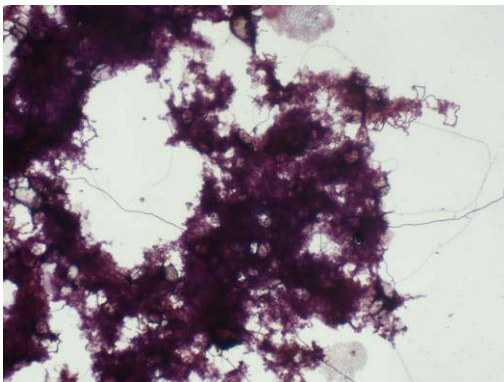


3.13 (ก)

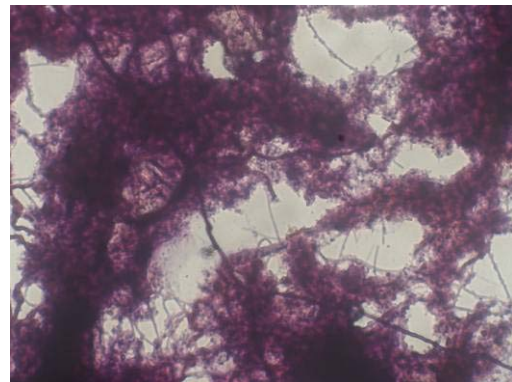


3.13 (ข)

ภาพที่ 3.13 ลักษณะของแบคทีเรียเส้นใยในสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 6.67 ที่กำลังขยาย 100 เท่า (ก) และกำลังขยาย 400 เท่า (ข)

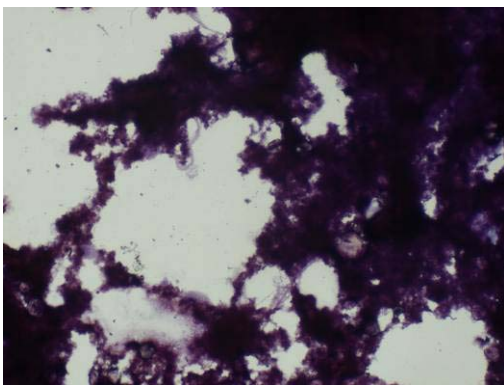


3.14 (ก)

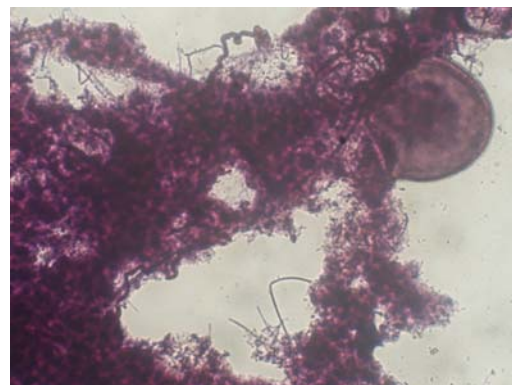


3.14 (ข)

ภาพที่ 3.14 ลักษณะของแบคทีเรียเส้นใยในสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 10.71 ที่กำลังขยาย 100 เท่า (ก) และกำลังขยาย 400 เท่า (ข)



3.15 (ก)

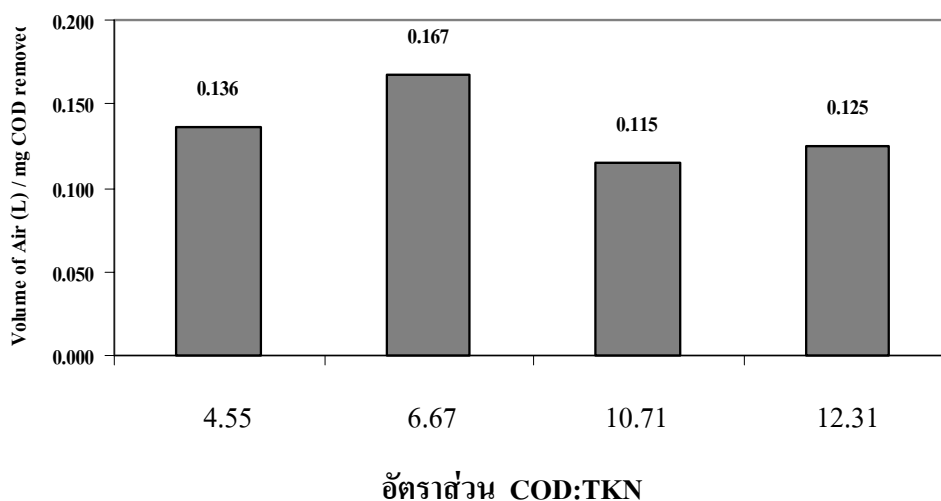


3.15 (ข)

ภาพที่ 3.15 ลักษณะของแบคทีเรียเส้นใยในสภาวะไซมอลทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 12.31 ที่กำลังขยาย 100 เท่า (ก) และกำลังขยาย 400 เท่า (ข)

3.7 ปริมาณของอากาศ (Volume of Air) เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศในระบบบำบัดไขมันลอยในตรีฟิเคชัน-ดีในตรีฟิเคชัน

จากการทดลองการควบคุมการเติมอากาศด้วยค่าโออาร์พีในช่วง 0 ± 50 มิลลิโวลต์ พบว่าจากชุดการทดลองมีการให้อากาศที่ 3, 5, 6 และ 8 ลิตรต่อนาที่ ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ โดยมีปริมาณภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading, OL) ที่ 33.6, 46.1, 77.8 และ 96.7 กรัมซีโอดีต่อวัน ตามลำดับ (ตารางที่ 3.10) และพบประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ที่ 31.67 ± 0.23 , 43.07 ± 0.55 , 75.09 ± 0.37 และ 92.24 ± 0.33 กรัมซีโอดีต่อวัน ตามลำดับ (ตารางที่ 3.10) พบว่ามีการใช้อากาศสำหรับการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์ที่ 0.136, 0.167, 0.115 และ 0.125 ลิตรต่อมิลลิกรัมซีโอดี ที่เข้าระบบต่อวัน (ภาพที่ 3.16)

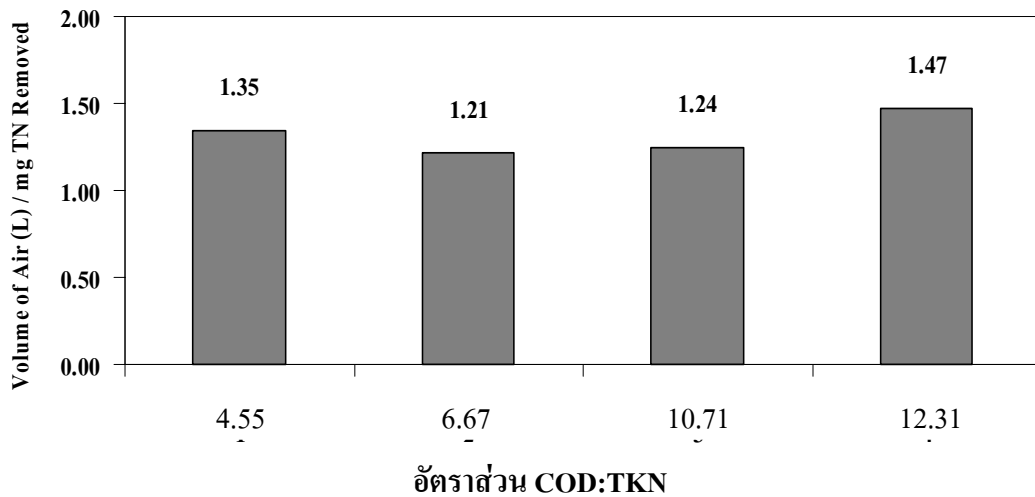


ภาพที่ 3.16 ปริมาณอากาศที่เติมเข้าสู่ระบบต่อประสิทธิภาพการบำบัดคาร์บอน

พบว่าในชุดการทดลองที่ 3 ที่มีปริมาณภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading, OL) ที่ 75.09 ± 0.37 กรัมซีโอดีต่อวัน ใช้ปริมาณอากาศต่อการบำบัดคาร์บอนที่น้อยที่สุดที่ 0.115 ลิตรต่อคาร์บอน 1 มิลลิกรัม และชุดการทดลองที่ 2 ใช้ปริมาณอากาศต่อการบำบัดคาร์บอนที่มากที่สุดที่ 0.167 ลิตรต่อคาร์บอน 1 มิลลิกรัม

จากการทดลองการควบคุมการเติมอากาศอากาศที่ 3, 5, 6 และ 8 ลิตรต่อนาที่ ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบที่ 7.46, 6.91, 7.26 และ 7.86 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน ตามลำดับ (ตารางที่ 3.14) มีประสิทธิภาพการบำบัดที่

3.21 ± 0.17, 5.94 ± 0.09, 6.94 ± 0.05 และ 7.83 ± 0.01 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน ตามลำดับ (ตารางที่ 3.14) พบว่ามีการใช้อากาศต่อการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบที่ 1.35, 1.21, 1.24 และ 1.47 ลิตรต่อมิลลิกรัมไนโตรเจนทั้งหมด ที่เข้าระบบต่อวัน (ภาพที่ 3.17)



ภาพที่ 3.17 ปริมาณอากาศที่เดิมเข้าสู่ระบบต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด

พบว่า ในชุดการทดลองที่ 2 ที่มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบที่ 6.91 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน มีการใช้อากาศต่อการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบที่น้อยที่สุดที่ 1.21 ลิตรต่อมิลลิกรัมไนโตรเจนทั้งหมด ที่เข้าระบบต่อวัน และชุดการทดลองที่ 4 มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบที่ 7.86 กรัมไนโตรเจนทั้งหมดต่อวัน ใช้อากาศต่อการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบมากที่สุดที่ 1.47 ลิตรต่อมิลลิกรัมไนโตรเจนทั้งหมด

จากการทดลองที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 แม้ว่า ในชุดการทดลองที่ 4 มีปริมาณการใช้อากาศต่อการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดมากที่สุดถึง 1.47 ลิตรต่อมิลลิกรัมไนโตรเจนทั้งหมด แต่เป็นเพียงการคำนวณการให้อากาศตลอดการทดลอง โดยไม่ได้ทำการจำแนกถึงปริมาณอากาศที่ใช้ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรีย และการเปลี่ยนไนโตรเจนอินทรีย์เป็นไนเตรต-ไนโตรเจนด้วยจุลินทรีย์ในกลุ่มไนตริฟายอิงแบคทีเรีย หากคิดถึงปริมาณอากาศที่เดิมเข้าสู่ระบบที่มีการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์และไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบต่อวัน พบว่า ในชุดการทดลองที่ 3 มีประสิทธิภาพการบำบัดที่ดีที่สุด ใช้อากาศต่อการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์ที่ 0.115 ลิตรต่อมิลลิกรัมซีโอดี และใช้ปริมาณอากาศต่อการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเพียง 1.24 ลิตรต่อมิลลิกรัมไนโตรเจนทั้งหมด โดยสามารถทำการบำบัดคาร์บอนได้สูงถึงร้อยละ 96.56 ± 0.50 และสามารถบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดได้ถึงร้อยละ 89.95 ± 1.32 โดยน้ำทิ้งที่ผ่านระบบมีปริมาณซีโอดีเฉลี่ยที่ 74.09 ± 10.82 มิลลิกรัมต่อลิตร และไนโตรเจนทั้งหมดเฉลี่ยที่

20.24 ± 2.67 มิลลิกรัมต่อลิตร ตรงตามมาตรฐานน้ำทิ้งตามประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 2 (พ.ศ. 2539) ออกตามความในพระราชบัญญัติโรงงาน พ.ศ. 2535 เรื่อง กำหนดคุณลักษณะของน้ำทิ้งที่ระบายออกจากโรงงานได้ เช่น ค่าซีโอดี ไม่มากกว่า 120 มิลลิกรัมต่อลิตร (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2539) และพบปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดที่น้อยกว่า 30 มิลลิกรัมต่อลิตร

บทที่ 4

สรุปและข้อเสนอแนะ

4.1 สรุป

การศึกษาในครั้งนี้ใช้กระบวนการไซมอลทานเนียสในตรีฟิเคชัน-ดีในตรีฟิเคชันควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นในน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งเพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนในระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ขั้นตอนเดียว โดยมีปริมาณซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 935, 1,280, 2,160 และ 2,686 มิลลิกรัมต่อลิตร และปริมาณทีเคเอ็นเฉลี่ยที่ 207.2, 192, 201.6 และ 218.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยมีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55, 6.67, 10.71 และ 12.31 ตามลำดับ ควบคุมค่าไออาร์พีในช่วง 0 ± 50 มิลลิโวลท์ และปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.3 – 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการทดลองสามารถสรุปได้ ดังนี้

4.1.1 การศึกษาสภาวะไซมอลทานเนียสในตรีฟิเคชัน-ดีในตรีฟิเคชันในการบำบัดคาร์บอน

จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีมีประสิทธิภาพที่ใกล้เคียงกัน โดยพบประสิทธิภาพการบำบัดที่มากกว่าร้อยละ 99 ในทุกชุดการทดลอง ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเมื่อควบคุมการเติมอากาศในปริมาณออกซิเจนละลายที่น้อยกว่า 0.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ในสภาวะไซมอลทานเนียสในตรีฟิเคชัน-ดีในตรีฟิเคชัน มีประสิทธิภาพการบำบัดสารคาร์บอนอินทรีย์ที่สูง โดยประสิทธิภาพการบำบัดทุกชุดการทดลองมีประสิทธิภาพที่สูงกว่าร้อยละ 93

4.1.2 อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น ต่อการบำบัดในโตรเจน

1. อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นต่อการบำบัดทีเคเอ็น

ประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็นในทุกชุดการทดลองมีประสิทธิภาพการบำบัดที่มากกว่าร้อยละ 83.20 พบว่าอัตราส่วนของซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 12.31 ในชุดการทดลองที่ 4 มีประสิทธิภาพสูงสุดโดยให้ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยร้อยละ 99.16 ± 0.11 และชุดการทดลองที่ 1 ที่นำน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดไร้อากาศยูเอเอสพีผสมรวมกับน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรที่ร้อยละ 56 และ 44 ตามลำดับ ซึ่งมีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 มีประสิทธิภาพการบำบัดน้อยที่สุด โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็นที่ร้อยละ 83.20 ± 3.60

2. อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็น ต่อการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน

ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่เข้าสู่ระบบในทุกชุดการทดลองมี ประสิทธิภาพการบำบัดที่มากกว่าร้อยละ 89.05 พบว่าในชุดการทดลองที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อ ที่เคเอ็นที่ 12.31 มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนดีที่สุด โดยสามารถทำการบำบัดได้ ถึงร้อยละ 99.31 ± 0.09

3. อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็น ต่อปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด

พบปริมาณความเข้มข้นของไนไตรต์-ไนโตรเจน ทุกชุดการทดลองมีค่าน้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่านี้น้อยมาก และปริมาณความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในชุดการ ทดลองที่ 1 ที่ผ่านการบำบัดด้วยสภาวะไฮมอลทานเนียสไนไตรฟิเคชัน-ดีไนไตรฟิเคชันที่มากถึง 118.03 ± 4.81 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนที่ลดลงมีความแตกต่าง อย่างมีนัยสำคัญตามปริมาณอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นที่เพิ่มขึ้น และชุดการทดลองที่ 4 ที่มี อัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นที่ 12.31 เกิดกระบวนการดีไนไตรฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์ พบความ เข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนเพียง 0.78 ± 0.40 มิลลิกรัมต่อลิตร

4. อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็น ต่อการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด

ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด มีประสิทธิภาพสูงสุดในชุดการ ทดลองที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นเท่ากับ 12.31 สามารถทำการบำบัดปริมาณไนโตรเจน ทั้งหมดได้ถึงร้อยละ 98.05 ± 0.25 น้ำทิ้งมีปริมาณความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดเฉลี่ยที่ 4.24 ± 0.54 มิลลิกรัมต่อลิตร และชุดการทดลองที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นเท่ากับ 4.55 พบ ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดน้อยที่สุดที่ ร้อยละ 19.91 ± 4.64 โดยมีปริมาณ ไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดที่ 165.94 ± 9.61 มิลลิกรัมต่อลิตร

4.1.3 การควบคุมปริมาณการเติมอากาศที่ส่งผลถึงอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นในสภาวะ ไฮมอลทานเนียสไนไตรฟิเคชัน-ดีไนไตรฟิเคชัน

1. ความสัมพันธ์ของปริมาณออกซิเจนละลาย โออาร์พี และความเป็นกรด-ด่าง กับอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็นในสภาวะไฮมอลทานเนียสไนไตรฟิเคชัน-ดีไนไตรฟิเคชัน

ทุกชุดการทดลองมีปริมาณออกซิเจนละลายที่อยู่ในช่วง 0.36 – 0.58 มิลลิกรัมต่อ ลิตร สามารถเกิดสภาวะไฮมอลทานเนียสไนไตรฟิเคชัน-ดีไนไตรฟิเคชันได้ และมีความเหมาะสมที่จะ

ทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ โดยพบปริมาณค่าไออาร์พี มีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง -38.98 ถึง 41.32 มิลลิโวลท์

ค่าความเป็นกรด-ด่าง ในถังเดิมอากาศมีค่าเฉลี่ยที่ 7.02, 7.18, 7.16 และ 7.35 ในชุดการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 ตามลำดับ ความเป็นกรด-ด่างให้สภาพที่สมดุลกันเนื่องจากเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในเวลาเดียวกัน

2. ประสิทธิภาพของสถานะไข่มอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันต่อปริมาณสัดส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น

ชุดการทดลองอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 พบประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่น้อยที่สุดที่ร้อยละ 80.93 ประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจนที่ร้อยละ 16.67 ชุดการทดลองที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 12.31 มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่มากที่สุดที่ร้อยละ 98.56 และมีประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจนมากที่สุดที่ร้อยละ 99.39

สถานะไข่มอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Efficiency_{SND}) ในชุดการทดลองที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 พบประสิทธิภาพการเกิดน้อยที่สุดที่ร้อยละ 32.12 ในชุดการทดลองที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 12.31 พบประสิทธิภาพการเกิดสถานะไข่มอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันที่ร้อยละ 99.34

4.1.4 ผลของออกซิเจนละลายในสถานะไข่มอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันต่อขนาดของฟล็อก

ชุดการทดลองที่ 1 ซึ่งมีปริมาณซีโอดีเข้าสู่ระบบที่ 935 มิลลิกรัมต่อลิตร มีขนาดฟล็อกที่ใหญ่ที่สุดที่ 152.4 ± 242.7 ไมโครเมตร หากแต่ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดน้อยที่สุดเฉลี่ยร้อยละ 19.91 ± 4.64 ในชุดการทดลองที่ 4 ที่มีปริมาณซีโอดีเข้าสู่ระบบบำบัดที่ 2,686 มิลลิกรัมต่อลิตร มีค่าเฉลี่ยของชั้นฟล็อกที่น้อยที่สุดที่ 86.00 ± 81.42 ไมโครเมตร พบประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดมากที่สุดเฉลี่ยร้อยละ 98.05 ± 0.25

4.1.5 ผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นในสถานะไข่มอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันต่อการบำบัดของแข็งแขวนลอย และดัชนีปริมาตรตะกอน (Sludge Volume Index: SVI)

การทดลองในชุดการทดลองที่ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยที่มากที่สุดที่เฉลี่ยร้อยละ 97.64 ± 0.81 และชุดการทดลองที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดที่ต่ำที่สุดที่เฉลี่ยร้อยละ 86.14 ± 2.85

ในชุดการทดลองที่อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 4.55 ซึ่งเป็นระบบบำบัดที่ใช้ อัตราส่วนน้ำเสียจริงจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลมีค่าดัชนีปริมาณตะกอนมากที่สุดที่ 281 มิลลิกรัมต่อกรัม เกิดปัญหาแบคทีเรียสาวย ซึ่งจะเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็วเมื่อมีค่าอัตราส่วน อาหารต่อจุลินทรีย์ต่ำ อุณหภูมิสูง และค่าออกซิเจนละลายต่ำ ในชุดการทดลองที่ 4 มีค่าดัชนี ปริมาณตะกอน 165 มิลลิกรัมต่อกรัมไม่มีปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวมากนักเนื่องจากมีค่าดัชนี ปริมาณตะกอนใกล้เคียง 150 มิลลิกรัมต่อกรัม

4.1.6 ปริมาณของอากาศ (Volume of Air) เมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศในระบบบำบัด ไชมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน

ชุดการทดลองที่ 3 ที่มีปริมาณภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading, OL) ที่ 75.09 ± 0.37 กรัมซีโอดีต่อวัน ใช้ปริมาณอากาศต่อการบำบัดคาร์บอนที่น้อยที่สุดที่ 0.115 ลิตรต่อ คาร์บอน 1 มิลลิกรัม และชุดการทดลองที่ 2 ใช้ปริมาณอากาศต่อการบำบัดคาร์บอนที่มากที่สุดที่ 0.167 ลิตรต่อคาร์บอน 1 มิลลิกรัม มีการใช้อากาศต่อการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบที่ น้อยที่สุดที่ 1.21 ลิตรต่อมิลลิกรัมไนโตรเจนทั้งหมด

ในชุดการทดลองที่ 3 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็นที่ 10.71 มีประสิทธิภาพการ บำบัดที่ดีที่สุด ใช้อากาศต่อการบำบัดคาร์บอนอินทรีย์ที่ 0.115 ลิตรต่อมิลลิกรัมซีโอดี และใช้ ปริมาณอากาศต่อการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเพียง 1.24 ลิตรต่อมิลลิกรัมไนโตรเจนทั้งหมด โดย สามารถทำการบำบัดคาร์บอนได้สูงถึงร้อยละ 96.56 ± 0.50 และสามารถบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด ได้ถึงร้อยละ 89.95 ± 1.32

4.2 ข้อเสนอแนะ

1. เนื่องจากในการทดลอง เพื่อให้เกิดสภาวะ ไชมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน- ดีไนตริไฟเคชันที่สมบูรณ์ นั้นควรมีการศึกษาในเรื่องปริมาณออกซิเจนละลายที่มีผลต่อขนาดของ ชั้นฟล็อก และชนิดของแบคทีเรีย เนื่องจากเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดกระบวนการ ไชมอลทานีเอส ไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชัน

2. ควรมีการศึกษาโดยการใช้ น้ำเสียตั้งต้นร่วมระหว่างน้ำเสียอื่น ที่มีปริมาณซีโอดี ที่มากกว่าน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารทะเลแห้งแข็ง โดยไม่ต้องมีการเพิ่มปริมาณซีโอดีด้วยน้ำตาล เพื่อทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดในสภาวะ ไชมอลทานีเอสไนตริไฟเคชัน-ดีไนตริไฟเคชันที่ สมบูรณ์

บรรณานุกรม

- กรมควบคุมมลพิษ. 2545. การจัดทำแนวทางการออกแบบวิศวกรรมเพื่อปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมให้มีประสิทธิภาพและประหยัดพลังงาน โดยระบบไม่ใช้ออกซิเจน
ข้อเสนอแนะแนวทางการออกแบบ เล่ม 2 อุตสาหกรรมอาหารจากแป้ง. กรุงเทพมหานคร:
กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.
- กรมควบคุมมลพิษ. 2546. สรุปเกณฑ์แนะนำการออกแบบระบบรวบรวมน้ำเสียและโรงปรับปรุง
คุณภาพน้ำของชุมชน เล่ม 1. กรุงเทพมหานคร: กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและ
สิ่งแวดล้อม.
- กรมควบคุมมลพิษ. 2547. โครงการแก้ไขปัญหามลพิษจากแผ่นดินในพื้นที่อำเภอไทยดอนในและ
ชายฝั่งทะเลตะวันออกด้านเทคโนโลยีสะอาดและเทคโนโลยีบำบัดในการจัดการทำ
เทียบเรือประมง สะพานปลา และแพปลา. กรุงเทพมหานคร:
กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.
- กรมควบคุมมลพิษ. 2548. แนวปฏิบัติที่ดีด้านการป้องกันและลดมลพิษอุตสาหกรรมอาหารทะเล
แปรรูป ประเภทปลา. กรุงเทพมหานคร: กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและ
สิ่งแวดล้อม.
- กระทรวงอุตสาหกรรม. 2539. มาตรฐานน้ำทิ้งตามประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 2 (พ.ศ.
2539) ออกตามความในพระราชบัญญัติโรงงาน พ.ศ. 2535 เรื่อง กำหนดคุณลักษณะของ
น้ำทิ้งที่ระบายออกจากโรงงานได้. กรุงเทพมหานคร: กระทรวงอุตสาหกรรม.
- กัลยา ศรีสุวรรณ, วีระศักดิ์ ทองลิ้มปี และพรทิพย์ กังวีระนันท์. 2548. การหาค่าคงที่สำหรับการ
ออกแบบการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพต่อเนืองจากระบบบ่อเติมอากาศ. สงขลา :
ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมการกำจัดน้ำเสีย เล่ม 4. กรุงเทพมหานคร: คณะ
วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยรังสิต.
- ฉัตรไชย รัตนไชย. 2539. การจัดการคุณภาพน้ำ. กรุงเทพมหานคร: จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

- ชงชัย พรรณสวัสดิ์. 2544. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. กรุงเทพมหานคร: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- ชนภัทร จิตตสังกะ. 2539. การเพิ่มปริมาณมวลชีวภาพของสาหร่ายขนาดเล็กที่เลี้ยงในน้ำทิ้งจากโรงงานอาหารทะเลแช่เยือกแข็ง. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- นุกูล อินทระสังขา, มาณี แก้วชนิด, ปนัดดา พรหมรักษ์ และ ธวัชณชัย เทพนวล. 2548. ปัญหา น้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมชีวภาพในจังหวัดสงขลาและพัทลุง. สงขลา : ภาควิชาชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยทักษิณ.
- ภูคำ พิมจักร. 2547. กระบวนการยูเอสบี-แอนอกซิก-แอโรบิก ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มและไนโตรเจนสูงจากน้ำเสียสะพานปลา. กรุงเทพมหานคร: กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.
- มันสิน ตันฑุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. กรุงเทพมหานคร: ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- วรรณฤดี หวันเซ่ง. 2549. การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดด้วยระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์สำหรับน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้น โดยการควบคุมค่าไออาร์พี. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- วรินยุพา บุญรัตพันธ์. 2551. การทดสอบประสิทธิภาพถังคัดพันธุ์เพื่อปรับปรุงระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์ในโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- สุวิทย์ สุวรรณโณ. 2535. การเลี้ยงแบคทีเรียสังเคราะห์แสงในน้ำเสียโรงงานแปรรูปอาหารทะเล. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- อรัญ หันพงษ์กิตติกุล. 2547. โครงการลดมลพิษในโรงงานอาหารทะเล โรงงานน้ำยางข้นและโรงงานน้ำมันปาล์ม. สงขลา : คณะอุตสาหกรรมเกษตร มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- อรุณี ศุภสินสาธิต. 2539. ความเป็นไปได้ในการใช้ก๊าซหุงต้มจากระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศ. กรุงเทพมหานคร: กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.

อารักษ์ คำรังสฤษดิ์, กาญจนิกา ครอบธรรมชาติ และ สมชาย คารารัตน์. 2549. การใช้ซีโอไลต์กับทรายไม่กััดขนาดในการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำเสียจากฟาร์มสุกร. วารสารมหาวิทยาลัยขอนแก่น 11: 56-65.

อาแอสေး เเด่นดารา. 2548. ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวอันเกิดจากแบคทีเรียเส้นใยในระบบแอกติเวเต็ดสตัคจ์ ในโรงงานน้ำยางข้นและอาหารทะเล. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

Ahn, Y. H. 2006. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies. *Process Biochemistry* 41: 1709–1721.

Andreadakis, A. L. 1993. Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Research* 27: 1707-1714.

APHA (American Public Health Association), American Water Works Association and Water Environment Federation. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th edition. Washington : American Public Health Association.

ATV Working Group 2.6.1. 1989. Prevention and Control of Bulking Sludge and Scum. ATV Technical Committee 2.6.1. (Aerobic Biological Wastewater Treatment Processes) *Korrespondenz Abwasser* 36: 165-175.

Bernat, K., Wojnowska, B. I. and Dobrzynska, A. 2003. Nitrogen oxidation and reduction in aerated single-stage activated sludge process. *Polish Journal of Environmental Studies* 12: 387-394.

Bernet, N., Delgenes, N., Akunna, J. C., Delgenes, J. P. and Moletta, R. 2000. Combined anaerobic-aerobic SBR for the treatment of piggery wastewater. *Water Research* 34: 611-619.

Blackbeard, J. R., Gabb, D., Ekama, G. and Marais, G. R. 1988. A survey of filamentous bulking and foaming in activated sludge plants in South Africa. *Water Research* 14: 29 – 33.

- Bock, E., Schmidt, I., Stuvén, R. and Zart, D. 1995. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Archives of Microbiology* 163:16–20.
- Bux, F. and Kasan, H. C. 1994. A microbiological survey of ten activated sludge plants. *Water Research* 20:61-71.
- Carera, J., Baeza, J. A., Vicent, T. and Lafuente, J. 2003. Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. *Water Research* 37: 4211-4221.
- Chiu, Y. C. and Chung, M. S. 2003. Determination of optimal COD/Nitrate ratio for biological denitrification. *International Biodeterioration and Biodegradation* 51: 43–49.
- Chiu, Y. C., Lee, L. L., Chang, N. C. and Chao, A. C. 2007. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *International Biodeterioration and Biodegradation* 59:1–7.
- Chu, L. B., Zhang, W. X., Li, X. and Yang, F. W. 2005. Simultaneous removal of organic substances and nitrogen using a membrane bioreactor seeded with anaerobic granular sludge under oxygen-limited conditions. *Desalination* 172: 271-280.
- Collivignarelli, C. and Bertaza, G. 1999. Simultaneous nitrification-denitrification process in activated sludge plants. *Water Science and Technology* 40: 187-194.
- Eckenfelder, W.W. 2000. *Industrial Water Pollution Control*, 3rd edition. Boston : McGraw-Hill International.
- Eikelboom, D. H. 1975. Filamentous organism observed in activated sludge. *Water Research* 9: 365-388.
- Fuerhacker, M., Bauer, H., Ellinger, R., Sree, U., Schmid, H., Sibuschka, F. and Puxbaum, H. 1999. Approach for a novel control strategy for simultaneous

- nitrification/denitrification in activated sludge reactors. *Water Research* 34: 2499-2506.
- Goronszy, M. 1992. Full scale cyclic activated sludge system phosphorus removal. *Water Science and Technology* 26: 2253-2261.
- Henze, M. and Harremoës, P. 1988. Nitrification and Denitrification in Wastewater Treatment. In *Water Pollution Microbiology* (ed. R. Mitchell) 2: 825-841. New York : John Wiley and Sons.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. and Arvin, E. 1997. *Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes*. 2nd edition. Berlin : Springer.
- Hoelter Wassertechnik GmbH. 1997. Das SymbioTM-Verfahren. Germany : Essen.
- Holman, J. B. and Wareham, D. G. 2005. COD ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process, *Biochemical Engineering* 22: 125–133.
- Hooper, A. B., Vannelli, T., Bergmann, D. J. and Arciero, D. 1997. Enzymology of the oxidation of ammonia to nitrite by bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek* 71:59–67.
- Issacs, S. and Henze, M. 1995. Controlled carbon source addition to an alternating nitrification-denitrification wastewater treatment process including biological removal. *Water Research* 29: 77-89.
- Jenkins, D., Richard, M. G and Daigger, G. T. 1993. *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*. 2nd edition. Tokyo: Lewis Publishers.
- Jingfeng, W., Xuan, W., Zuguo, Z. and Junwen, G. 2008. Organics and nitrogen removal and sludge stability in aerobic granular sludge membrane bioreactor. *Microbiology and Biotechnology* 79: 679–685.

- Lacko, N., Bux, F. and Kasan, H. C. 2001. Survey of filamentous bacteria in activated sludge plants in KwaZulu-Natal. Available on website <http://www.wrc.org.za>. (accessed on 27 November 2008).
- Lee, D. U., Lee, I. S., Choi, Y. D. and Bae, J. H. 2001. Effects of external carbon source and empty bed contact time on simultaneous heterotrophic and sulfur-utilizing autotrophic denitrification. *Process Biochemistry* 36: 1215–1224.
- Lee, S. M., Lee, E. S., Shin, H. S., Chae, S. R., Kang, S. T. and Oh, S. E. 2003. Simultaneous organic and nutrient removal by a novel vertical-type submerged membrane bioreactor. Korea: Advanced Institute of Science and Technology. Department of Civil and Environmental Engineering.
- Lo, C. K., Yu, C. W., Tam, N. Y. and Traynor, S. 1994. Enhanced nutrient removal by oxidation-reduction potential (ORP) controlled aeration in a laboratory-scale extended aeration treatment system. *Water Research* 28: 2087-2094.
- Lukasse, L., Kessman, K. J., Klapwijk, A. and Straten, G. V. 1999. A comparison of NH_4/NO_3 control strategies for alternating activated sludge processes. *Water Science and Technology* 30: 91-100.
- Metcalf, R. and Eddy, P. 1991. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3rd edition. Singapore : McGraw-Hill.
- Metcalf, R. and Eddy, P. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 4th edition. Singapore : McGraw-Hill.
- Meyer, R. L., Zeng, R. J., Giugliano, V. and Blackall, L. L. 2005. Challenges for simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in microbial aggregates mass transfer limitation and nitrous oxide production. *FEMS Microbiology Ecology* 52: 329–338.
- Munch, E. V., Lant, P. A. and Keller, J. 1996. Simultaneous nitrification and denitrification in bench scale sequencing batch reactors. *Water Research* 30: 277-284.

- Naidoo, K., Ndlovu, V., Mjadu, L., Treffry, G. K. and Kerdachi, D. 2002. The exceptional simultaneous removal of carbon, nitrogen and phosphorus in a simple activated sludge treatment system at Kingsburgh Wastewater Treatment Works. WISA Proceedings Available on website <http://www.wrc.org.za> (accessed on 2 July 2007).
- Niel, E. W. J., Braber, K. J., Robertson, L. A. and Kuenen, J. G. 1992. Heterotrophic nitrification aerobic denitrification in *Alcaligenes faecalis* strain TUD. *Antonie van Leeuwenhoek* 62: 231–237.
- Painter, H. A. 1977. Microbial transformations of inorganic nitrogen. *Progress in Water Technology* 8: 3-29.
- Peng, Z. and Qi, Z. 2007. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China* 1: 49–52.
- Pochana, B. and Keller, J. 1999. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification. *Water Science and Technology* 39: 61-68.
- Prasertsan, P., Wattijumnong, P., Sophanodora, P. and Coorit, W. 1988. Seafood processing industries within Songkhla - Hat Yai region the survey of basic data emphasis on waste. *Songklanakarin Journal of Science and Technology* 10: 193-200.
- Quesnel, D. and Nakhla, G. 2005. Optimization of the aerobic biological treatment of thermophilically treated refractory wastewater. *Journal of Hazardous Materials B125*: 211-230.
- Randall, C. W., Barnard, J. L. and Stensel, H. D. 1992. Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal. *Water Quality Management*. Lancaster : Library 5 Technology.
- Rittman, B. and Langeland, W. 1985. Simultaneous denitrification with nitrification in single-channel oxidation ditch. *Water Pollution Control Federation* 57: 300-308.

- Robertson, L. A., Niel, E. J., Torremans, R. M. and Kuenen, G. J. 1988. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat culture of *Thiosphaera pantotropha*. *Applied and Environmental Microbiology* 54: 2812–2818.
- Sage, M., Daufin, G. and Guiziou, G. 2006. Denitrification potential and rates of complex carbon source from dairy effluents in activated sludge system. *Water Research* 40: 2747 – 2755.
- Seixo, J., Varela, M. H., Coutinho, J. P. and Coelho, M. Z. 2004. Influence of C/N ratio on autotrophic biomass development in a sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal* 21:131–139.
- Shrestha, N. K., Hadano, S., Kamachi, T. and Okura, I. 2002. Dinitrogen production from ammonia by *Nitrosomonas europaea*. *Applied Catalysis A : General* 237: 33–39.
- Stouthamer, A. H., Boer, A. P. N., Oost, J. and Spanning, R. J. M., 1997. Emerging principles of inorganic nitrogen metabolism in *Paracoccus denitrificans* and related bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek* 71: 33–41.
- Third, K. A., Burnett, N. and Ralf, C. R. 2003. Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron donor in an SBR. *Biotechnology and Bioengineering* 83: 706–720.
- Thomann, R. V. and Linker, L. C. 1998. Contemporary issues in watershed and water quality modeling for eutrofication control. *Water Science and Technology* 37: 93-102.
- Tomlins, Z., Thomas, M., Keller, J., Audic, J. M. and Urbain, V. 2002. Nitrogen removal in a SBR using the OGAR process control system. *Water Science and Technology* 46: 125-130.
- Wang, B., He, S., Wang, L. and Shuo, L. 2005. Simultaneous nitrification and de-nitrification in MBR. *Water Science and Technology* 52: 435–442.

- Watanabe, Y., Bang, D. Y., Itoh, K. and Matsui, K. 1994. Nitrogen removal from wastewaters by a bio-reactor with partially and fully submerged rotating biofilms. *Water Science and Technology* 29: 431–438.
- Water Environmental Federation. 1998. *Biological and Chemical System for Nutrient Removal*. A special publication under Technical Practice Committee. USA : Alexandria.
- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S. and Kamiko, N. 1997. Floc size distribution and bacteria activities in membrane separation activated sludge for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Science and Technology* 35: 37-44.
- Zhao, H. W., Mavinic, D. S., Oldham, W. K. and Koch, F. A. 1999. Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage. *Water Research* 33: 961–970.
- Zhu, G. B., Peng, Y. Z., Wu, S. Y., Wang, S. Y. and Xu, S. W. 2007. Simultaneous nitrification and denitrification in step feeding biological nitrogen removal process. *Journal of Environmental Sciences (China)* 19: 1043–1048.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้ง

1. ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง

ตารางภาคผนวกที่ 1 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง

วันที่	COD (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	TKN (mg/L)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	SS (mg/L)	pH	Temperature (°C)
6 เมษายน 2550	1,600	1,024	94	84	164	7.25	22.6
19 พฤษภาคม 2550	1,800	1,516	162	93	138	7.08	23.4
8 มิถุนายน 2550	800	657	95.7	57	142	7.12	21.1
16 มิถุนายน 2550	1,160	812	139	103.8	218	7.14	23.1
30 มิถุนายน 2550	2,132	1,768	137	118.1	178	6.93	22.7
7 กันยายน 2550	1,500	1,210	183	120	173	6.98	21.2
10 ตุลาคม 2550	1,346	1,187	219	107	401	7.11	26.9
12 ธันวาคม 2550	1,702	1,506	193	128	256	7.12	21.9
14 มกราคม 2551	1,407	1,001	192	124	181	6.9	22.1
21 มกราคม 2551	1,280	815	201	106	198	7.21	21.1
ค่าเฉลี่ย	1,423.73	1,100.18	166.61	106.81	205.82	7.09	22.5
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	385.09	377.33	44.76	22.33	73.35	0.11	1.6

ตารางภาคผนวกที่ 2 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียจากระบบบำบัดยูเอเอสบีของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง

วันที่	COD (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	TKN (mg/L)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	SS (mg/L)	pH	Temperature (°C)
6 เมษายน 2550	213	98	192	178	129	6.9	24.3
19 พฤษภาคม 2550	298	103	181	161	146	7.3	24.8
8 มิถุนายน 2550	300	178	164	148	37	6.9	28.5
16 มิถุนายน 2550	467	165	134	128	117	6.98	24.0
30 มิถุนายน 2550	280	123	212	181	88	7.14	23.0
7 กันยายน 2550	231	184	141	123	67	6.89	22.5
10 ตุลาคม 2550	220	143	188	176	53	6.98	25.7
12 ธันวาคม 2550	378	197	212	179	150	7.1	25.5
14 มกราคม 2551	301	143	183	156	76.5	6.86	22.1
21 มกราคม 2551	259	163	231	102	85.2	7.05	21.6
ค่าเฉลี่ย	294.7	149.7	183.8	153.2	94.87	7.01	24.2
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	77.8	33.8	30.9	27.56	38.97	0.14	2.1

ตารางภาคผนวกที่ 3 ผลการวิเคราะห์ทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียจากบ่อดักตะกอนของโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งตัวอย่าง

วันที่	COD (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	TKN (mg/L)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	SS (mg/L)	pH
6 เมษายน 2550	110	17	0.7	0.4	32.4	15.5	6.7
19 พฤษภาคม 2550	120	23	3.5	0.4	50.3	26.5	6.9
8 มิถุนายน 2550	80	12	1.4	0.5	52.5	12	6.4
16 มิถุนายน 2550	100	30	2.8	0.7	54	22	6.9
30 มิถุนายน 2550	218	15	1.8	0.1	54.7	20.8	6.8
7 กันยายน 2550	241	67	1.4	0.15	46.2	18	6.7
10 ตุลาคม 2550	160	28	1.3	0.2	56.7	18	6.7
12 ธันวาคม 2550	63	10	0.7	0.25	62.5	19.5	6.85
14 มกราคม 2551	128	7	2.1	0.9	40.3	19	6.6
21 มกราคม 2551	142	24	2.9	1.7	65	18.7	6.45
ค่าเฉลี่ย	136.2	23.3	1.86	0.53	51.46	19	6.7
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	56.88	17.18	0.95	0.48	9.82	3.8	0.17

2. ผลการศึกษาการใช้สภาวะไฮมอลทาเนียสในตรีฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันในการบำบัดน้ำเสีย

ตารางภาคผนวกที่ 4 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียบระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 1 อัตราส่วนซีโอไซด์ต่อทีเคเอ็น 4.55

วันที่	COD			BOD ₅			TKN		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)
25 มีนาคม 2551	934	51	94.54	635	3.60	99.43	207	29.4	85.81
26 มีนาคม 2551	934	65	93.04	635	4.05	99.36	207	33.6	83.78
27 มีนาคม 2551	934	56	94.00	635	3.30	99.48	207	34	83.59
28 มีนาคม 2551	934	47	94.97	635	4.70	99.26	207	37.8	81.76
29 มีนาคม 2551	934	47	94.97	635	3.10	99.51	207	29.4	85.81
30 มีนาคม 2551	934	53	94.33	635	2.80	99.56	207	34.6	83.30
31 มีนาคม 2551	934	57	93.90	635	1.90	99.70	207	54.6	73.65
1 เมษายน 2551	934	52	94.43	635	2.85	99.55	207	29.4	85.81
2 เมษายน 2551	934	52	94.43	635	3.00	99.53	207	31.5	84.80
3 เมษายน 2551	934	48	94.86	635	2.25	99.65	207	33.6	83.78
ค่าเฉลี่ย		52.08	94.34		3.20	99.50		34.79	83.20
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		5.49	0.59		0.80	0.13		7.47	3.60

ตารางภาคผนวกที่ 4 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 1 อัตราส่วนซีโอไลท์ต่อที่เคเอ็น 4.55 (ต่อ)

วันที่	NH ₄ ⁺ -N			NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	Total Nitrogen		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Effluent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)
25 มีนาคม 2551	118	10.5	91.10	0.12	111.79	207	151.81	26.73
26 มีนาคม 2551	118	16.8	85.76	0.13	120.24	207	170.77	17.58
27 มีนาคม 2551	118	12.6	89.32	0.17	126.13	207	172.90	16.55
28 มีนาคม 2551	118	14.7	87.54	0.20	119.84	207	172.54	16.73
29 มีนาคม 2551	118	16.8	85.76	0.24	118.25	207	164.69	20.52
30 มีนาคม 2551	118	9.45	91.99	0.20	109.91	207	154.16	25.60
31 มีนาคม 2551	118	14.7	87.54	0.34	114.69	207	184.32	11.04
1 เมษายน 2551	118	12.2	89.68	0.25	121.63	207	163.46	21.11
2 เมษายน 2551	118	11.3	90.39	0.22	117.45	207	160.51	22.53
3 เมษายน 2551	118	10.1	91.46	0.28	120.33	207	164.30	20.71
ค่าเฉลี่ย		12.91	89.05	0.22	118.03		165.94	19.91
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		2.69	2.28	0.07	4.81		9.61	4.64

ตารางภาคผนวกที่ 4 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 1 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 4.55 (ต่อ)

วันที่	SS			MLSS	MLVSS	SV30	SVI
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Reactor (mg/L)	Reactor (mg/L)	Reactor (mg/L)	Reactor (ml/g)
25 มีนาคม 2551	188	36.5	80.59	3.18	2.77	890	280
26 มีนาคม 2551	188	27.5	85.37	3.36	2.98	900	268
27 มีนาคม 2551	188	31.3	83.38	2.87	2.52	910	318
28 มีนาคม 2551	188	21.3	88.70	3.41	2.74	870	255
29 มีนาคม 2551	188	25.3	86.57	3.17	2.74	920	291
30 มีนาคม 2551	188	30.8	83.64	4.08	2.47	910	223
31 มีนาคม 2551	188	24.3	87.10	3.17	2.64	890	281
1 เมษายน 2551	188	21.8	88.43	3.31	2.88	940	284
2 เมษายน 2551	188	22.3	88.16	3.13	2.79	950	304
3 เมษายน 2551	188	19.8	89.47	2.94	2.73	890	303
ค่าเฉลี่ย		26.05	86.14	3.25	2.75	907	281
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		5.36	2.85	0.30	0.15	22.9	25.8

ตารางภาคผนวกที่ 5 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 2 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 6.67

วันที่	COD			BOD ₅			TKN		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)
21 กุมภาพันธ์ 2551	1,280	64.22	94.98	900	8.1	99.10	192	24.08	87.46
22 กุมภาพันธ์ 2551	1,280	77.98	93.91	900	7.875	99.13	192	28.56	85.13
23 กุมภาพันธ์ 2551	1,280	105.50	91.76	900	7.425	99.18	192	27.44	85.71
24 กุมภาพันธ์ 2551	1,280	114.68	91.04	900	3.3	99.63	192	20.16	89.5
25 กุมภาพันธ์ 2551	1,280	87.16	93.19	900	3.75	99.58	192	24.08	87.46
26 กุมภาพันธ์ 2551	1,280	84.82	93.37	900	4.2	99.53	192	26.32	86.29
27 กุมภาพันธ์ 2551	1,280	75.89	94.07	900	4.275	99.53	192	17.64	90.81
28 กุมภาพันธ์ 2551	1,280	80.36	93.72	900	5.025	99.44	192	17.92	90.67
29 กุมภาพันธ์ 2551	1,280	93.75	92.68	900	5.4	99.40	192	20.85	89.14
1 มีนาคม 2551	1,280	60.87	95.24	900	3.7	99.59	192	17.82	90.72
ค่าเฉลี่ย		84.52	93.39		5.12	99.43		22.48	88.28
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		15.38	1.31		1.72	0.19		4.51	2.16

ตารางภาคผนวกที่ 5 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 2 อัตราส่วนซีโอไลต์ต่อที่เคเอ็น 6.67 (ต่อ)

วันที่	NH ₄ ⁺ -N			NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	Total Nitrogen		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Effluent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)
21 กุมภาพันธ์ 2551	76.8	6.44	91.61	0.24	31.17	192	61.9	67.7
22 กุมภาพันธ์ 2551	76.8	5.6	92.71	0.17	27.21	192	61.5	67.9
23 กุมภาพันธ์ 2551	76.8	6.16	91.98	0.13	24.21	192	57.9	69.8
24 กุมภาพันธ์ 2551	76.8	5.88	92.34	0.26	27.56	192	53.9	71.9
25 กุมภาพันธ์ 2551	76.8	7.28	90.52	0.18	27.73	192	59.3	69.1
26 กุมภาพันธ์ 2551	76.8	6.44	91.61	0.13	22.68	192	55.6	71.1
27 กุมภาพันธ์ 2551	76.8	7.56	90.16	0.13	28.55	192	53.9	71.9
28 กุมภาพันธ์ 2551	76.8	7.28	90.52	0.14	28.66	192	54	71.9
29 กุมภาพันธ์ 2551	76.8	6.36	91.72	0.14	26.8	192	54.2	71.8
1 มีนาคม 2551	76.8	5.32	93.07	0.16	25.44	192	48.7	74.6
ค่าเฉลี่ย		6.43	91.62	0.16	27.00		56.09	70.78
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		0.74	0.97	0.04	2.41		4.07	2.12

ตารางภาคผนวกที่ 5 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 2 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 6.67 (ต่อ)

วันที่	SS			MLSS	MLVSS	SV30	SVI
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Reactor (g/L)	Reactor (g/L)	Reactor (mg/L)	Reactor (ml/g)
21 กุมภาพันธ์ 2551	200	5.3	97.13	3.35	2.93	680	203
22 กุมภาพันธ์ 2551	200	5.75	97.25	2.93	2.525	720	246
23 กุมภาพันธ์ 2551	200	5.5	98.50	3.17	2.77	710	224
24 กุมภาพันธ์ 2551	200	3	97.75	3.24	2.775	690	213
25 กุมภาพันธ์ 2551	200	4.5	98.63	3.19	2.835	740	232
26 กุมภาพันธ์ 2551	200	2.75	97.50	3.67	2.79	680	186
27 กุมภาพันธ์ 2551	200	5	97.38	3.27	2.401	700	214
28 กุมภาพันธ์ 2551	200	5.25	98.00	3.15	2.635	710	226
29 กุมภาพันธ์ 2551	200	4	95.88	3.39	2.87	720	213
1 มีนาคม 2551	200	8.25	98.38	3.96	2.635	700	177
ค่าเฉลี่ย		4.93	97.64	3.37	2.68	701.7	212
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		1.55	0.81	0.28	0.19	18.99	20.5

ตารางภาคผนวกที่ 6 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 3 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 10.71

วันที่	COD			BOD ₅			TKN		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)
18 พฤษภาคม 2551	2,160	81.34	96.23	1470	6.75	99.54	201.6	8.96	95.56
19 พฤษภาคม 2551	2,160	86.12	96.01	1470	4.5	99.69	201.6	9.52	95.28
20 พฤษภาคม 2551	2,160	76.56	96.46	1470	5.4	99.63	201.6	5.6	97.22
21 พฤษภาคม 2551	2,160	86.12	96.01	1470	6.6	99.55	201.6	6.16	96.94
22 พฤษภาคม 2551	2,160	59.41	97.25	1470	3.6	99.76	201.6	8.4	95.83
23 พฤษภาคม 2551	2,160	64.36	97.02	1470	3.9	99.73	201.6	9.52	95.28
24 พฤษภาคม 2551	2,160	74.26	96.56	1470	5.1	99.65	201.6	7.28	96.39
25 พฤษภาคม 2551	2,160	84.16	96.10	1470	4.5	99.69	201.6	7.84	96.11
26 พฤษภาคม 2551	2,160	57.14	97.35	1470	3.9	99.73	201.6	8.4	95.83
27 พฤษภาคม 2551	2,160	71.43	96.69	1470	4.8	99.67	201.6	7.28	96.39
ค่าเฉลี่ย		74.09	96.56		4.66	99.68		7.89	96.08
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		10.82	0.50		1.14	0.08		4.15	0.66

ตารางภาคผนวกที่ 6 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 3 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 10.71 (ต่อ)

วันที่	NH ₄ ⁺ -N			NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	Total Nitrogen		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Effluent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)
18 พฤษภาคม 2551	117.6	3.36	97.14	0.46	7.02	201.6	19.79	90.18
19 พฤษภาคม 2551	117.6	3.92	96.67	0.54	9.08	201.6	23.06	88.56
20 พฤษภาคม 2551	117.6	1.68	98.57	0.44	7.93	201.6	15.65	92.24
21 พฤษภาคม 2551	117.6	2.24	98.10	0.50	8.96	201.6	17.86	91.14
22 พฤษภาคม 2551	117.6	3.36	97.14	0.22	11.28	201.6	23.26	88.46
23 พฤษภาคม 2551	117.6	4.48	96.19	0.40	8.83	201.6	23.23	88.48
24 พฤษภาคม 2551	117.6	2.52	97.86	0.62	10.36	201.6	20.78	89.69
25 พฤษภาคม 2551	117.6	2.8	97.62	0.66	7.45	201.6	18.76	90.70
26 พฤษภาคม 2551	117.6	3.36	97.14	0.48	9.91	201.6	22.15	89.01
27 พฤษภาคม 2551	117.6	1.96	98.33	0.56	8.14	201.6	17.94	91.10
ค่าเฉลี่ย		2.96	97.47	0.48	8.89		20.24	89.95
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		0.88	0.75	0.12	1.33		2.67	0.25

ตารางภาคผนวกที่ 6 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 3 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 10.71 (ต่อ)

วันที่	SS			MLSS	MLVSS	SV30	SVI
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Reactor (g/L)	Reactor (g/L)	Reactor (mg/L)	Reactor (ml/g)
18 พฤษภาคม 2551	216	5.5	97.45	3.38	3.10	760	225
19 พฤษภาคม 2551	216	6	97.22	4.04	3.17	780	193
20 พฤษภาคม 2551	216	6	97.22	4.11	3.29	820	199
21 พฤษภาคม 2551	216	5.5	97.45	4.04	3.24	840	208
22 พฤษภาคม 2551	216	6.75	96.88	4.185	3.33	830	198
23 พฤษภาคม 2551	216	5.5	97.45	4.15	3.35	800	193
24 พฤษภาคม 2551	216	5	97.69	3.88	3.11	790	204
25 พฤษภาคม 2551	216	4.75	97.80	4.02	3.4	810	201
26 พฤษภาคม 2551	216	5	97.69	4.21	3.58	810	192
27 พฤษภาคม 2551	216	3	98.61	3.86	2.99	840	218
ค่าเฉลี่ย		5.30	97.54	3.97	3.25	808.33	204
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		0.99	0.46	0.23	0.16	25.17	10.6

ตารางภาคผนวกที่ 7 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 4 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 12.31

วันที่	COD			BOD ₅			TKN		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)
23 มิถุนายน 2551	2,687	137	94.89	1815	13.6	99.25	218.2	1.9	99.1
24 มิถุนายน 2551	2,687	133	95.07	1815	12.7	99.30	218.2	2.1	99
25 มิถุนายน 2551	2,687	118	95.62	1815	12	99.34	218.2	1.5	99.3
26 มิถุนายน 2551	2,687	133	95.07	1815	15.3	99.16	218.2	1.4	99.4
27 มิถุนายน 2551	2,687	123	95.43	1815	16.5	99.09	218.2	1.9	99.1
28 มิถุนายน 2551	2,687	133	95.07	1815	15.6	99.14	218.2	2.2	99
29 มิถุนายน 2551	2,687	118	95.62	1815	13.6	99.25	218.2	2	99.1
30 มิถุนายน 2551	2,687	129	95.21	1815	8.7	99.52	218.2	1.8	99.2
1 กรกฎาคม 2551	2,687	124	95.39	1815	10.7	99.41	218.2	1.6	99.3
2 กรกฎาคม 2551	2,687	114	95.76	1815	8.85	99.51	218.2	1.9	99.1
ค่าเฉลี่ย		125.96	95.31		12.70	99.30		1.83	99.16
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		7.89	0.29		2.59	0.14		0.25	0.11

ตารางภาคผนวกที่ 7 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 4 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 12.31 (ต่อ)

วันที่	NH ₄ ⁺ -N			NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	Total Nitrogen		
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Effluent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)
23 มิถุนายน 2551	143.5	0.93	99.35	0.86	1.10	218.2	4.79	97.80
24 มิถุนายน 2551	143.5	1.05	99.27	0.61	0.30	218.2	4.06	98.14
25 มิถุนายน 2551	143.5	0.9	99.37	0.51	0.80	218.2	3.71	98.30
26 มิถุนายน 2551	143.5	1.05	99.27	0.84	0.30	218.2	3.59	98.35
27 มิถุนายน 2551	143.5	0.93	99.35	0.55	0.30	218.2	3.68	98.31
28 มิถุนายน 2551	143.5	0.81	99.44	0.58	1.10	218.2	4.69	97.85
29 มิถุนายน 2551	143.5	0.82	99.43	0.67	1.50	218.2	4.99	97.71
30 มิถุนายน 2551	143.5	1.06	99.26	0.73	0.80	218.2	4.39	97.99
1 กรกฎาคม 2551	143.5	0.93	99.35	0.61	0.60	218.2	3.74	98.29
2 กรกฎาคม 2551	143.5	1.28	99.11	0.59	1.00	218.2	4.77	97.81
ค่าเฉลี่ย		0.97	99.31	0.65	0.78		4.24	98.05
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		0.14	0.09	0.11	0.40		0.54	0.25

ตารางภาคผนวกที่ 7 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีและกายภาพของน้ำเสียระบบบำบัดน้ำเสียจำลองชุดการทดลองที่ 4 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 12.31 (ต่อ)

วันที่	SS			MLSS	MLVSS	SV30	SVI
	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Removed (%)	Reactor (g/L)	Reactor (g/L)	Reactor (mg/L)	Reactor (ml/g)
23 มิถุนายน 2551	221	17.5	92.06	4.12	2.89	760	184
24 มิถุนายน 2551	221	14	93.65	4.22	2.74	800	190
25 มิถุนายน 2551	221	15	93.20	4.56	3.13	650	143
26 มิถุนายน 2551	221	15.5	92.97	4.88	3.4	810	166
27 มิถุนายน 2551	221	16.5	92.52	4.86	3.34	780	160
28 มิถุนายน 2551	221	20.5	90.70	4.59	3.15	760	166
29 มิถุนายน 2551	221	14.5	93.42	4.52	2.8	720	159
30 มิถุนายน 2551	221	7	96.83	4.36	2.99	620	142
1 กรกฎาคม 2551	221	13	94.10	4.31	3.17	730	169
2 กรกฎาคม 2551	221	8	96.37	4.39	3.01	760	173
ค่าเฉลี่ย		13.40	93.58	4.49	3.02	738	165
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน		4.08	1.85	0.24	0.27	58.6	14.7

3. ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน

ตารางภาคผนวกที่ 8 ผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน

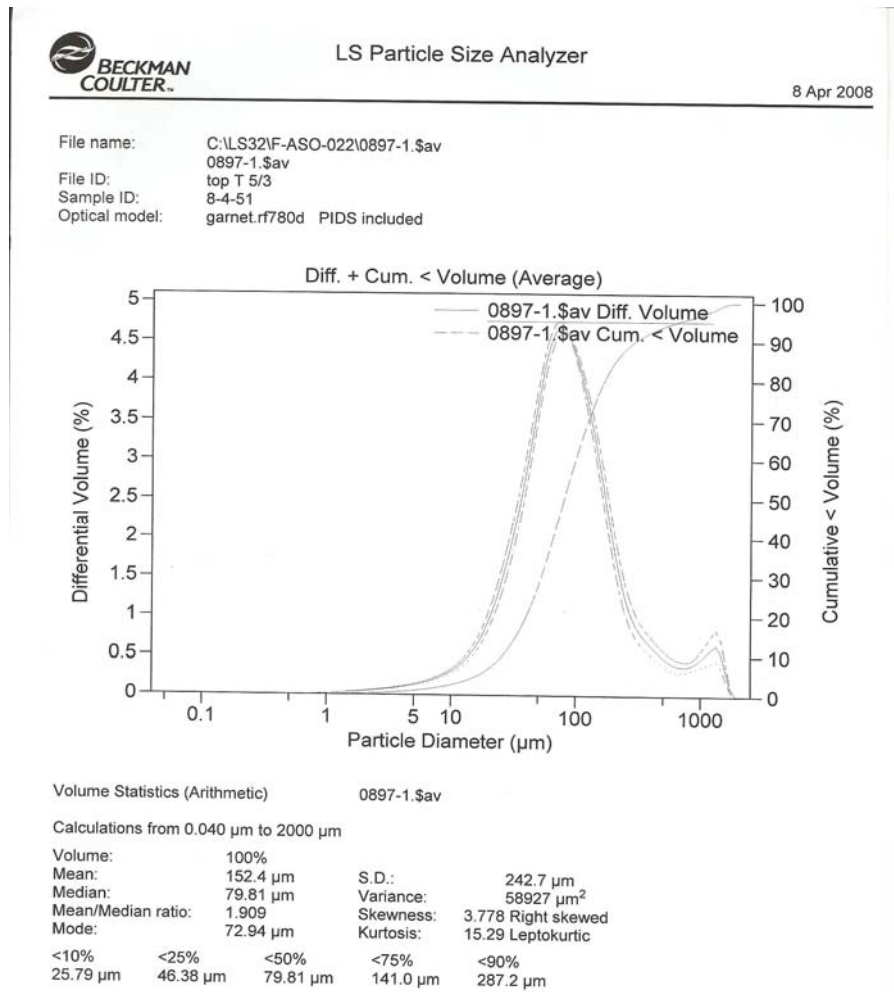
ชุดการทดลอง	COD:TKN	Org-N-inf (mg/L)	NH-inf (mg/L)	N-eff (mg/L)	NO-eff (mg/L)	N-exc (% on Received)	ประสิทธิภาพการ บำบัด $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (%)	ประสิทธิภาพการ บำบัด $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (%)
1	4.55	89	118	33.37	118.03	7.38	80.93	16.67
2	6.67	115.2	78	22	26.52	6.56	85.01	78.75
3	10.71	84	117.6	7.93	8.77	7.25	93.94	92.87
4	12.31	74.7	143.5	1.83	0.77	5.56	98.56	99.39

- หมายเหตุ :
- Org-N-inf คือ ปริมาณออร์แกนิก-ไนโตรเจน ที่เข้าสู่ระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)
 - NH-inf คือ ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ที่เข้าสู่ระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)
 - N-exc คือ ปริมาณไนโตรเจนในตะกอน (มิลลิกรัมต่อลิตร)
 - N-eff คือ ปริมาณ ไนโตรเจน ที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)
 - NO-eff คือ ปริมาณ ไนเตรต-ไนโตรเจน ที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

ตารางภาคผนวกที่ 9 ประสิทธิภาพการเกิดสภาวะไซมอลทานีเอสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน

ชุดการทดลอง	COD:TKN	NH ₄ ⁺ -NO _x oxidized (mg/L)	NO _x ⁻ Remained (mg/L)	Efficiency _{SND} (%)
1	4.55	174.2	118.25	32.12
2	6.67	170	26.68	84.31
3	10.71	190	9.28	95.12
4	12.31	216.4	1.43	99.34

หมายเหตุ : NO_x⁻ remained คือ ปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนที่เหลือในระบบ
 NH₄⁺ oxidized คือ ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่บำบัดได้



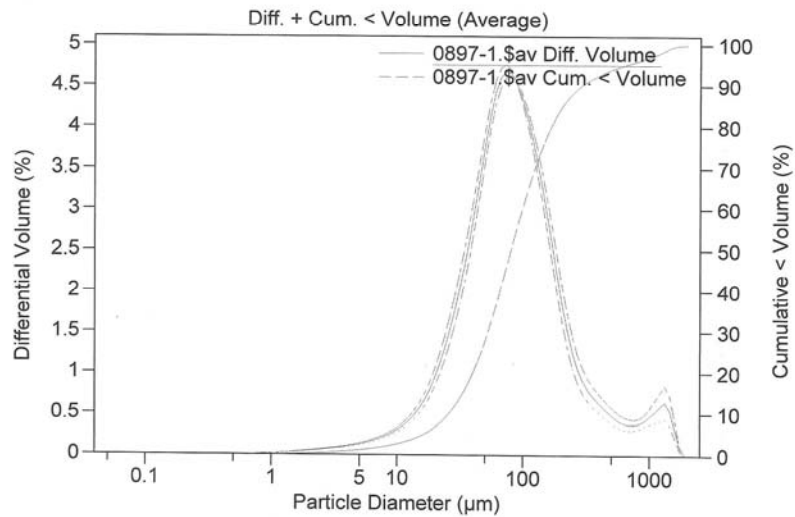
ภาพภาคผนวกที่ 1 ค่าการตรวจวัดขนาดของอนุภาคจุลินทรีย์ที่กระจายตัวในชุดการทดลองที่ 1 อัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็น 4.55



LS Particle Size Analyzer

8 Apr 2008

File name: C:\LS32\F-ASO-022\0897-1.\$sav
 0897-1.\$sav
 File ID: top T 5/3
 Sample ID: 8-4-51
 Optical model: garnet.rf780d PIDS included



Volume Statistics (Arithmetic) 0897-1.\$sav

Calculations from 0.040 µm to 2000 µm

Volume:	100%	S.D.:	242.7 µm	
Mean:	152.4 µm	Variance:	58927 µm ²	
Median:	79.81 µm	Skewness:	3.778 Right skewed	
Mean/Median ratio:	1.909	Kurtosis:	15.29 Leptokurtic	
Mode:	72.94 µm			
<10%	<25%	<50%	<75%	<90%
25.79 µm	46.38 µm	79.81 µm	141.0 µm	287.2 µm

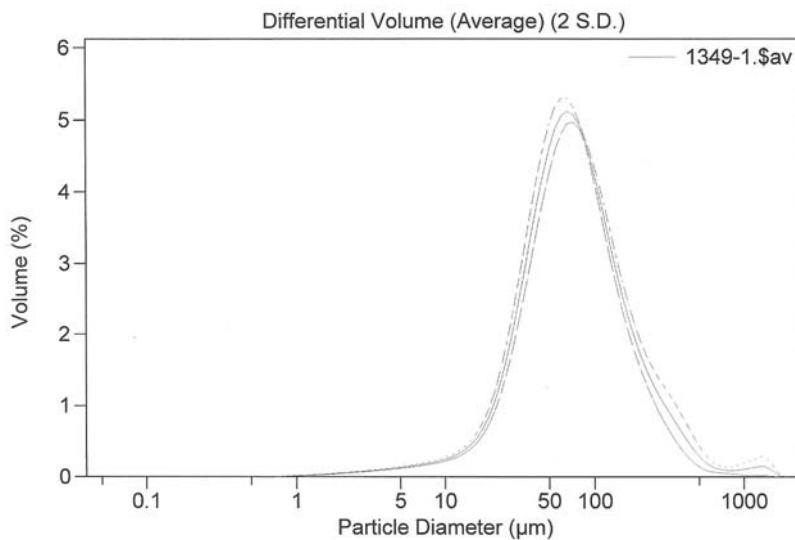
ภาพภาคผนวกที่ 2 ค่าการตรวจวัดขนาดของอนุภาคจุลินทรีย์ที่กระจายตัวในระบบบำบัดน้ำเสียในชุดการทดลองที่ 2 อัตราส่วนซีไอคือที่เกเอ็น 6.67



LS Particle Size Analyzer

26 May 2008

File name: C:\LS32\F-ASO-022\1349-1.\$av
 1349-1.\$av
 File ID: Top T4/2
 Sample ID: 26-5-51
 Optical model: garnet.rf780d PIDS included



Volume Statistics (Arithmetic)		1349-1.\$av		
Calculations from 0.040 µm to 2000 µm				
Volume:	100%	S.D.:	141.4 µm	
Mean:	107.7 µm	Variance:	19988 µm ²	
Median:	70.86 µm	Skewness:	5.583 Right skewed	
Mean/Median ratio:	1.520	Kurtosis:	42.64 Leptokurtic	
Mode:	66.45 µm			
<10%	<25%	<50%	<75%	<90%
26.77 µm	43.50 µm	70.86 µm	119.3 µm	209.2 µm

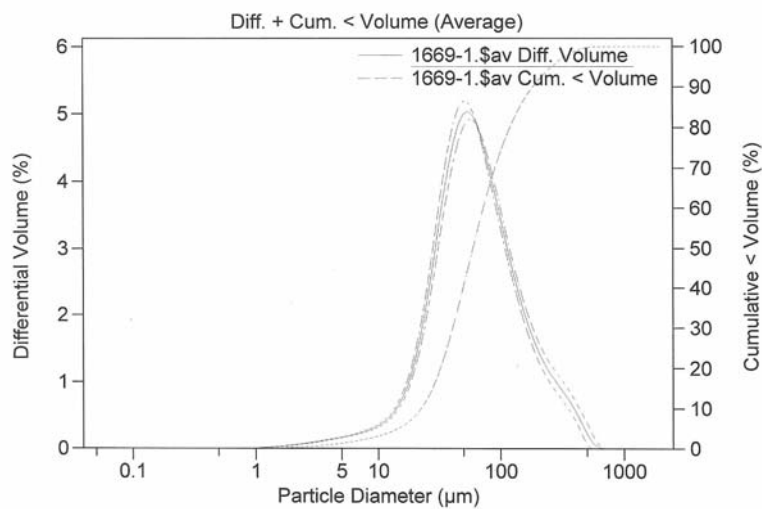
ภาพภาคผนวกที่ 3 ค่าการตรวจวัดขนาดของอนุภาคจุลินทรีย์ที่กระจายตัวในระบบบำบัดน้ำเสียในชุดการทดลองที่ 3 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 10.71



LS Particle Size Analyzer

7 Jul 2008

File name: C:\LS32\F-ASO-022\1669-1.\$av
 1669-1.\$av
 File ID: Bacteria W30/06
 Sample ID: 2-7-51
 Optical model: garnet.rf780d PIDS included



Volume Statistics (Arithmetic) 1669-1.\$av
 Calculations from 0.040 µm to 2000 µm

Volume:	100%	S.D.:	81.24 µm	
Mean:	86.00 µm	Variance:	6600 µm ²	
Median:	59.73 µm	Skewness:	2.345 Right skewed	
Mean/Median ratio:	1.440	Kurtosis:	6.643 Leptokurtic	
Mode:	55.14 µm			
<10%	<25%	<50%	<75%	<90%
22.42 µm	36.58 µm	59.73 µm	103.2 µm	184.6 µm

ภาพภาคผนวกที่ 4 ค่าการตรวจวัดขนาดของอนุภาคจุลินทรีย์ที่กระจายตัวในระบบบำบัดน้ำเสียในชุดการทดลองที่ 3 อัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 12.31

ภาคผนวก ข

วิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสีย

1. บีโอดี (Biochemical Oxygen Demand: BOD₅)

โดยวิธี Azide Modification

เครื่องมือและอุปกรณ์

Incubation Bottle ขนาด 300 มิลลิลิตร พร้อมจุกที่มี Ground Joint ปิดสนิท
Air Incubator ที่สามารถควบคุมอุณหภูมิได้ที่ 20 ± 1 องศาเซลเซียสและมีฝาเพื่อป้องกันการเกิดการสังเคราะห์ไนโตรเจนจากสาหร่ายในขวด

สารเคมี

1. สารละลายแมงกานีสซัลเฟต เตรียมโดยละลาย $\text{MnSO}_4 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$ 480 กรัม ในน้ำกลั่นกรองและปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร
2. Alkali-Iodide-Azide Reagent (AIA) เตรียมโดยละลาย NaOH 500 กรัม และ NaI 135 กรัม ในน้ำกลั่นปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร ละลาย NaN_3 10 กรัม ในน้ำกลั่น 40 มิลลิลิตร เติมนลงในสารละลายข้างต้น
3. น้ำแป้ง เตรียมโดยละลาย Soluble Starch 5 กรัม ในน้ำต้มประมาณ 800 มิลลิลิตร คนให้เข้ากัน แล้วปรับปริมาตรให้ได้ 1 ลิตร ตั้งทิ้งไว้ให้น้ำใสๆ เติม Salicylic Acid 1.25 กรัม ต่อน้ำแป้ง 1 ลิตร เพื่อป้องกันการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์
4. สารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N เตรียมโดยละลาย $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ในน้ำกลั่นที่ต้มจนเย็นแล้ว ปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร นำสารละลายดังกล่าว 250 มิลลิลิตร ปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร เติม NaOH 0.4 กรัม ต่อบริมาตร 1 ลิตร

การหาความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N

ละลาย KI 2 กรัมในน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร เติม 10 มิลลิลิตรของ $1+9 \text{H}_2\text{SO}_4$ ผสม 20 มิลลิลิตร $\text{KH}(\text{IO}_3)$ 0.025 N เติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 200 มิลลิลิตร ไตเตรต I_2 ที่ถูกขับออกมาด้วยสารละลายมาตรฐาน โซเดียมไธโอซัลเฟต เติมน้ำแป้งเมื่อใกล้จุดยุติ ถ้าสารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟตมีความเข้มข้น 0.025 N ปริมาตรที่ใช้ในการไตเตรตจะเท่ากับ 20 มิลลิลิตร

5. สารละลายฟอสเฟตบัพเฟอร์ เตรียมโดยละลาย KH_2PO_4 8.5 กรัม K_2HPO_4 21.75 กรัม $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 33.4 กรัม และ NH_4Cl 1.7 กรัม ในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร ปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร
6. สารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต เตรียมโดยละลาย $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 22.5 กรัม ในน้ำกลั่น ปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร
7. สารละลายแคลเซียมคลอไรด์ เตรียมโดยละลาย Anhydrous CaCl_2 27.5 กรัม ในน้ำกลั่น ปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร
8. สารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ เตรียมโดยละลาย $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 22.5 กรัม ในน้ำกลั่นปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

วิธีการวิเคราะห์

1. ปรับอุณหภูมิของน้ำเจือจางที่เตรียมโดยใส่สารละลายฟอสเฟตบัพเฟอร์ สารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต สารละลายแคลเซียมคลอไรด์ สารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ ลงในน้ำกลั่นในอัตราสารละลายอย่างละ 1 มิลลิลิตรต่อน้ำกลั่น 1 ลิตร ให้ได้อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส
2. เติมอากาศให้น้ำเจือจางจนถึงจุดออกซิเจนอิ่มตัวซึ่งมีค่าประมาณ 9.0 มิลลิกรัมต่อลิตร
3. เลือกค่าที่การเจือจางของค่าบีโอดีประมาณ 3 Dilution ดังตารางภาคผนวกที่ 18
4. ใส่น้ำตัวอย่างที่เลือกค่าความเข้มข้นแล้วลงในขวด Dilution ละ 3 ขวด พร้อมทั้งเติมน้ำเจือจางที่เติมอากาศแล้วใส่ขวดให้เต็ม ปิดฝาและนำ 2 ขวดเข้าตู้บ่มที่ 20 องศาเซลเซียส นาน 5 วัน ทำแบลงค์ 2 ขวด โดย 1 ขวดเข้าตู้บ่ม
5. นำขวดที่ไม่ได้เข้าตู้บ่ม ใส่ 1 มิลลิลิตรของสารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต และ 1 มิลลิลิตรของ Alkali-Iodide-Azide Reagent ปิดขวดและทำการเขย่าโดยการกลับขวดไปมาประมาณ 15 ครั้ง
6. เติมกรดกำมะถัน 1 มิลลิลิตร เขย่าขวดให้ตะกอนละลายนำไปไตเตรตกับสารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟต โดยสารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟต 1 มิลลิลิตรจะสมมูลกับ 1 มิลลิกรัมต่อลิตรของออกซิเจนละลาย โดยค่าออกซิเจนที่คำนวณได้จะเป็นค่า DO_0
7. นำขวดที่ทำการบ่มที่ 20 องศาเซลเซียส นาน 5 วัน ทำวิธีการเดียวกับข้อ 5 และข้อ 6 ค่าออกซิเจนที่คำนวณได้จะเป็นค่า DO_5

ตารางภาคผนวกที่ 18 ช่วงของค่าบีโอดีกับวิธีการเจือจางของตัวอย่าง

Using percent mixtures		By direct pipetting into 300 ml bottle	
% Mixture	Rank of BOD ₅ (mg/L)	% Mixture	Rank of BOD ₅ (mg/L)
0.01	20,000 – 70,000	0.02	30,000 – 105,000
0.02	10,000 – 35,000	0.05	12,000 – 42, 000
0.05	4,000 – 14,000	0.1	6,000 – 21,000
0.1	2,000 – 7,000	0.2	3,000 – 10,500
0.2	1,000 – 3,500	0.5	1,200 – 4,200
0.5	400 – 1,400	1.0	600 – 2,100
1.0	200 – 700	2.0	300 – 1,050
2.0	100 – 350	5.0	120 – 420
5.0	40 – 140	10.0	60 – 210
10.0	20 – 70	20.0	30 – 105
20.0	10 – 35	50.0	12 – 42
50.0	4 – 14	100	6 – 21
100	0 – 7	300	0 – 7

ที่มา : Sawyer and Mc Carty, 1987

การคำนวณ

$BOD_5 = [(DO_0 - DO_5) \times \text{Volume of Bottle}] / \text{มิลลิลิตรของน้ำตัวอย่าง}$

โดยที่ $BOD_5 =$ ค่า Biochemical Oxygen Demand (mg/L)

$DO_0 =$ ปริมาณออกซิเจนที่ไตเตรตได้จากขวดที่ไม่เข้าตู้บ่ม

$DO_5 =$ ปริมาณออกซิเจนที่ไตเตรตได้จากขวดที่เข้าตู้บ่มที่ 20 องศาเซลเซียส

นาน 5 วัน

2. ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD)

โดยวิธี Dichromate Open Reflux Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องสำหรับรีฟลักซ์ ประกอบด้วยขวดแก้วขนาด 250 มิลลิลิตร ซึ่งมีคอทำด้วย Ground Glass ขนาด 24/40 และ Condenser 300 mm Jacket Liebig พร้อมด้วยข้อต่อทำด้วย Ground Glass ขนาด 24/40

2. แผ่นให้ความร้อน (Hot Plate) ซึ่งมีกำลังอย่างน้อย 1.4 Watt/cm³ ของผิวให้ความร้อน

สารเคมี

1. สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS) 0.25 M เตรียมโดยละลาย $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 98 กรัม ในน้ำกลั่น เติม conc. H_2SO_4 20 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็นแล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นจนปริมาตรรวมเป็น 1 ลิตร

สารละลายนี้จะต้องนำมาหาความเข้มข้นที่แน่นอนในแต่ละวัน ด้วยสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต

การหาความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS)

นำสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 10 มิลลิลิตร เติมน้ำกลั่น 90 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง เติมเฟอร์โรอินอินดิเคเตอร์ 1-2 หยด แล้วนำมาไตเตรตกับเฟอร์รัส-แอมโมเนียมซัลเฟต (FAS) 0.25 M จุดยุติเปลี่ยนจากน้ำเงินแกมเขียวเป็นสีน้ำตาลแดง

การคำนวณ

โมลาริตีของ FAS = [ปริมาณ $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (ml) \times 0.25] / ปริมาณ FAS ที่ใช้ (ml)

2. สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 0.04167 M เตรียมโดยละลาย $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (อบแห้งที่อุณหภูมิ 103 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 2 ชั่วโมง) 12.259 กรัม ปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

3. สารละลายกรด H_2SO_4 เตรียมโดยทำการผสม Ag_2SO_4 และ conc. H_2SO_4 ด้วยสัดส่วน Ag_2SO_4 5.5 กรัม ต่อ conc. H_2SO_4 1 กิโลกรัม ตั้งทิ้งไว้ 1-2 วัน ให้ Ag_2SO_4 ละลายก่อนนำมาใช้

4. สารละลายเฟอร์โรอินอินดิเคเตอร์ เตรียมโดยละลาย 1,10-phenanthroline monohydrate 1.485 กรัม และ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 695 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่นจนได้ปริมาตรรวม 100 มิลลิลิตร

5. สารละลายมาตรฐานโพแทสเซียมไฮโครเจนพธาเลท (KHP, $HOOC_6H_4COOK$) เตรียมโดยบด KHP และทำให้แห้งที่ 110 องศาเซลเซียส ชั่งมา 425 มิลลิกรัม ละลายในน้ำกลั่นแล้วปรับปริมาตรจนได้ 1,000 มิลลิลิตร สารละลายนี้จะอยู่ตัวถ้าเก็บในตู้เย็นแต่ไม่ตลอดไป

วิธีการวิเคราะห์

1. ตวงตัวอย่างปริมาตร 20 มิลลิลิตร ใส่ในขวดแก้วขนาด 250 มิลลิลิตร
2. เติมสารละลายมาตรฐานโพตัสเซียมไดโครเมต 0.04167 M จำนวน 10 มิลลิลิตร
3. เติมสารละลายกรด $H_2SO_4 + Ag_2SO_4$ 30 มิลลิลิตร ผสมให้เข้ากัน
4. สวมขวดแก้วเข้ากับ Condenser
5. ให้ความร้อนด้วย Hot Plate ที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียส รีฟลักซ์ 2 ชั่วโมง ปล่อยให้เย็นในอุณหภูมิห้อง ล้าง Condenser ด้วยน้ำกลั่น ปรับปริมาตรตัวอย่างให้เป็น 140 มิลลิลิตร
6. จากนั้นนำมาไตเตรตด้วยสารละลาย FAS 0.25 M โดยใช้สารละลายเฟอร์โรอิน 2-3 หยด เป็นอินดิเคเตอร์ จุดยุติเปลี่ยนจากน้ำเงินแกมเขียวเป็นสีน้ำตาลแดง
7. ทำแบลนด์โดยใช้น้ำกลั่นในปริมาตรที่เท่ากับน้ำตัวอย่าง ทำการรีฟลักซ์เหมือนตัวอย่าง

การคำนวณ

$$COD (mg/L) = [(A-B) \times M \times 8,000] / \text{ปริมาณตัวอย่าง (มิลลิลิตร)}$$

โดยที่ COD = ค่า Chemical Oxygen Demand

A = ปริมาณ FAS ที่ใช้สำหรับแบลนด์ (มิลลิลิตร)

B = ปริมาณ FAS ที่ใช้สำหรับตัวอย่าง (มิลลิลิตร)

M = โมลาริตีของ FAS

3. ขอบแข็งแขวนลอย (Suspended Solid : SS)

โดยวิธี Gravimetric Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. Glass Filter Disks (Whatman GF/C หรือ Gelman type A) ซึ่งไม่มีสารอินทรีย์ติดอยู่
2. เครื่องมือสำหรับกรอง
 - 2.1 Filter older ใช้ gooch crucible adapter หรือ membrane filter funnel
 - 2.2 ถ้วยกรองความจุ 25 มิลลิลิตร สำหรับ Glass Filter ขนาด 2.2 เซนติเมตร
3. ขวดดูด (Suction flask) ความจุ 500 มิลลิลิตร
4. เครื่องดูดสูญญากาศ

วิธีการวิเคราะห์

1. อบกระดาษกรองที่วางในอะลูมิเนียมฟรอย ให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง ทิ้งให้เย็นในเดซิเคเตอร์ประมาณ 30 นาที แล้วชั่งน้ำหนัก
2. เลือกปริมาณน้ำตัวอย่างที่ได้ปริมาณของแข็งแขวนลอยไม่น้อยกว่า 1.5 มิลลิกรัม/ลิตร
3. วางกระดาษกรองบนกรวยที่ต่อกับเครื่องดูดสูญญากาศ
4. ใช้น้ำกลั่นฉีดกระดาษกรองให้เปียก แล้วเปิดเครื่องดูดสูญญากาศ เพื่อให้กระดาษกรองติดกับกรวย
5. กรองตัวอย่างที่ผสมเข้ากันดีแล้วโดยอาศัยแรงดึงจากเครื่องดูดอากาศปิดเครื่องดูดสูญญากาศ ใช้ปากคีบกระดาษกรอง แล้วนำไปใส่อะลูมิเนียมฟรอยอันเดิม จากนั้นนำไปอบแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง
6. ทิ้งให้เย็นในเดซิเคเตอร์ประมาณ 30 นาที แล้วชั่งน้ำหนักที่เพิ่มขึ้น

การคำนวณ

$$\text{Suspended Solid (mg/L)} = [(A-B) \times 1000] / \text{ml sample}$$

โดยที่ A = น้ำหนักกระดาษกรองก่อนการวิเคราะห์ (มิลลิกรัม)

B = น้ำหนักกระดาษกรองหลังการวิเคราะห์ (มิลลิกรัม)

4. เอ็มแอลเอสเอส (Mixed Liquor Suspended Solid : MLSS)

โดยวิธี Gravimetric Method

การหา MLSS วิธีการเหมือนกับการหา SS เพียงแต่ใช้น้ำตะกอนจุลินทรีย์ (Mixed liquor) แทนน้ำตัวอย่าง

5. เอ็มแอลวีเอสเอส (Mixed Liquor Volatile Suspended Solid : MLVSS)

โดยวิธี Gravimetric Method

วิธีการหาเหมือนการหา MLSS โดยนำ MLSS ที่หาบันทึกค่าแล้วมาเผาในเตาเผาที่อุณหภูมิ 500 ± 50 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 20 – 30 นาที ปล่อยให้เย็นเท่าอุณหภูมิห้อง นำใส่ในเคซิเคเตอร์ ซึ่ง รายงานน้ำหนักที่หายไปโดยการเผาเป็นของแข็งระเหย

การคำนวณ

$$\text{Mixed Liquor Volatile Suspended Solid (mg/L)} = [(A-B) \times 1000] / \text{ml sample}$$

โดยที่ A = น้ำหนักกระดาศกรองและน้ำหนักของแข็งก่อนเผา (มิลลิกรัม)

B = น้ำหนักกระดาศกรองและน้ำหนักของแข็งหลังเผา (มิลลิกรัม)

6. การวิเคราะห์แอมโมเนีย-ไนโตรเจน (Ammonia Nitrogen : $\text{NH}_4^+\text{-N}$)

โดยวิธี Phenate Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องที่ใช้ในการกลั่น ซึ่งประกอบด้วย Kjeldahl Flask, Condenser และ Heaters
2. เครื่องวัด pH

สารเคมี

1. น้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนีย
2. สารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ (Phosphate buffer) เตรียมโดยละลาย KH_2PO_4 14.3 กรัม และ K_2HPO_4 68.8 กรัม ในน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนีย แล้วปรับปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร หรือ สารละลายบอเรตบัฟเฟอร์ (Borate buffer) ซึ่งเตรียมโดยเติม NaOH 0.01 N 88 มิลลิลิตร ลงใน Sodium tetraborate solution 0.025 M 500 มิลลิลิตร (ละลาย anhydrous $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$ 5.0 กรัม หรือ $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 9.5 กรัม ด้วยน้ำกลั่น 1 ลิตร) แล้วปรับปริมาตรจนได้ 1 ลิตร
3. สารละลายอินดิเคเตอร์ เตรียมโดยละลาย Methyl red 200 mg ใน ethyl หรือ isopropyl alcohol 95 เปอร์เซ็นต์ 100 มิลลิลิตร ละลาย methylene Blue 100 มิลลิกรัม ใน ethyl หรือ

isopropyl alcohol 95 เปอร์เซ็นต์ 50 มิลลิลิตร รวมสารละลายสองอย่างเข้าด้วยกัน เตรียมใช้ในแต่ละเดือน

4. กรดบอริก + อินดิเคเตอร์ เตรียมโดยละลาย H_3BO_3 20 กรัม ในน้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนียเติมอินดิเคเตอร์ 10 มิลลิลิตรแล้วปรับปริมาตรจนได้ 1 ลิตร เตรียมใช้ในแต่ละเดือน

5. สารละลาย Standard sulfuric 0.02 N เตรียมโดย ใช้กรด conc. H_2SO_4 2.8 มิลลิลิตรผสมกับน้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนียจนได้ 1 ลิตร จะได้กรด H_2SO_4 เข้มข้น 0.1 N จากนั้นปรับปริมาตรเป็น 200 มิลลิลิตร ของกรด H_2SO_4 0.1 N ด้วยน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนียจนได้ 1 ลิตร กรดที่ได้เข้มข้นที่สุดท้ายนี้ จะมีความเข้มข้นประมาณ 0.02 N หาคความเข้มข้นของกรด H_2SO_4 โดยไตเตรตกับสารละลายมาตรฐานโซเดียมคาร์บอเนต 0.02 N

6. สารละลายมาตรฐานโซเดียมคาร์บอเนตมาตรฐาน 0.02 N เตรียมโดยละลาย Na_2CO_3 1.060 g (อบที่อุณหภูมิ 125 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 4 ชม.) ในน้ำกลั่นแล้วปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

7. สารละลายใช้ในการปรับ pH

- 1) สารละลาย NaOH 1 N เตรียมโดยละลาย NaOH 40 กรัม ในน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนียแล้วปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร
- 2) สารละลายกรด H_2SO_4 1 N เตรียมโดยละลาย H_2SO_4 เข้มข้น 28 มิลลิลิตร ในน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนีย 500 มิลลิลิตร ปล่อยให้เย็น แล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร
- 3) สารละลาย NaOH 6 N เตรียมโดยละลาย NaOH 240 กรัม ในน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนียแล้วปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

วิธีการ

1. การกลั่นล้างเครื่องมือ ใช้ น้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร และ Phosphate buffer 20 มิลลิลิตร แล้วปรับ pH ให้เป็น 9.5 ด้วย NaOH 6 N ใส่ลูกแก้ว (glass beads) ลงไป ผสมสารละลายให้เข้ากัน กลั่นล้างจนแอมโมเนียหมด

2. การกลั่นตัวอย่าง นำตัวอย่าง 500 มิลลิลิตร หรือตัวอย่างที่มีการเจือจางในช่วงของค่าตามตารางภาคผนวกที่ 19 500 มิลลิลิตรปรับ pH ให้ได้ประมาณ 7 เติมสารละลาย Phosphate buffer 25 ปรับ pH ให้ได้ 9.5 จากนั้น เทใส่ Kjeldahl flask เติมลูกแก้ว (glass beads) นำไปกลั่น เก็บ Distillate 250 มิลลิลิตร ใช้กรดบอริก+อินดิเคเตอร์ 50 มิลลิลิตร รวมเป็น 300 มิลลิลิตร นำ Distillate ไปไตเตรตกับสารละลายกรดมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N จนกระทั่งถึงจุดยุติกลายเป็นสีม่วงอ่อน สำหรับ Blank ทำเหมือนตัวอย่างทุกประการแต่ใช้น้ำกลั่นแทน

ตารางภาคผนวกที่ 19 การเจือจางของน้ำตัวอย่างในการวิเคราะห์แอมโมเนีย-ไนโตรเจน

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ in sample (mg/L)	Sample volume (ml)
5 - 10	25
10 - 20	100
20 - 50	50.0
50 - 100	25.0

การคำนวณ

$$\text{NH}_4^+\text{-N (mg/L)} = [(A - B) \times 280] / \text{ml. sample}$$

โดยที่ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ = แอมโมเนียไนโตรเจน

A = มิลลิลิตรของสารละลายมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N ที่ใช้ในการไตเตรตตัวอย่าง

B = มิลลิลิตรสารละลายมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N ที่ใช้ในการไตเตรต Blank

7. การวิเคราะห์โทเทิลเจดดาห์ไนโตรเจน (Total Kjeldahl Nitrogen : TKN)

โดยวิธี Macro Kjeldahl Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องมือในการย่อยสลาย ประกอบด้วยเครื่องดูดอากาศเพื่อดูดไอน้ำออกทิ้ง
2. เครื่องกลั่น ชุดเดียวกับการหาแอมโมเนียไนโตรเจน

สารเคมี

1. สารละลายสำหรับการย่อย (Digestion solution) เตรียมโดยละลายโพแทสเซียมซัลเฟต (K_2SO_4) 134 กรัม และ 7.3 กรัม CuSO_4 ผสมกันในน้ำกลั่นประมาณ 800 มิลลิลิตร จากนั้นเติม 134 มิลลิลิตร ของ conc. H_2SO_4 ด้วยความระมัดระวัง และทิ้งให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง จากนั้นจึงปรับปริมาตรให้เป็น 1 ลิตร ผสมให้เข้ากัน เก็บไว้ที่อุณหภูมิสูงกว่า 14 องศาเซลเซียส เพื่อป้องกันการตกผลึก

2. สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์-โซเดียมโซซัลเฟต เตรียมโดยละลาย NaOH 500 กรัม และโซเดียมโซซัลเฟตเพนตะไฮเดรต ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) จำนวน 25 กรัม ในน้ำกลั่นแล้วปรับปริมาตรจนเป็น 1 ลิตร

วิธีการวิเคราะห์

1. เลือกปริมาตรของน้ำตัวอย่างให้เหมาะสม จากนั้นเติมน้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนียจนปริมาตรรวมเป็น 300 มิลลิลิตร
2. เติมสารละลายสำหรับการย่อยสลายลงไป 50 มิลลิลิตร
3. ต้มเคี่ยวจนได้สารละลายใส เกี่ยวต่ออีก 20 – 30 นาทีให้หมดควันมีแต่ส่วนใส จากนั้นทิ้งให้เย็นแล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นให้เป็น 300 มิลลิลิตร
4. ทำให้เป็นค่า ด้วยสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์-โซเดียมโซซัลเฟต 50 มิลลิลิตร จากนั้นนำไปกลั่น โดยใช้สารละลายอินดิเคตติ้งบอริกเอซิด 50 มิลลิลิตร เป็นตัวจับแอมโมเนียจนได้ปริมาตรรวมทั้งหมดเป็น 250 มิลลิลิตร
จากนั้นนำส่วนที่กลั่นได้ 250 มิลลิลิตร ตั้งทิ้งให้เย็น นำมาไตเตรตกับสารละลายกรด H_2SO_4 0.02 N จนกลายเป็นสีม่วงอ่อน

การคำนวณ

$$\text{TKN (mg/L)} = [(A - B) \times 280] / \text{ml. sample}$$

โดยที่ TKN = แอมโมเนียในโตรเจน + ไนโตรเจนอินทรีย์

A = มิลลิลิตรสารละลายมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N ที่ใช้ในการไตเตรตตัวอย่าง

B = มิลลิลิตรสารละลายมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N ที่ใช้ในการไตเตรต Blank

8. การวิเคราะห์ไนไตรต์-ไนโตรเจน (Nitrite-Nitrogen : NO_2^- -N)

โดยวิธี Spectrophotometric Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. Flask
2. Volumetric flask ขนาด 50 มิลลิลิตร
3. Volumetric pipet

4. Cylinder ขนาด 100 มิลลิลิตร
5. Beaker
6. Test tube
7. กระจกกรองขนาด 0.45 μm
8. ชุดกรองพร้อมเครื่องดูดสุญญากาศ
9. Spectrophotometer

สารเคมี

1. Nitrite-free water
2. Color reagent : เติม 100 มิลลิลิตร ของ 85% phosphoric acid และ 10 กรัม sulfanilamide ในน้ำ 800 มิลลิลิตร หลังจาก sulfanilamide ละลายหมดแล้ว จึงเติม 1 กรัมของ *N*-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride คนให้ละลายแล้วเจือจางให้เป็น 1 ลิตร
3. Stock nitrite solution เตรียมโดยละลาย NaNO_2 1.232 กรัม เจือจางให้เป็น 1 ลิตรใน Volumetric flask เก็บรักษาด้วย 1 มิลลิลิตร CHCl_3 (1.00 มิลลิลิตร = 250 $\mu\text{g N}$)
4. Standard nitrite solution ปิเปตสารละลายสต็อกไนไตรต์ 10 มิลลิลิตร ด้วย Volumetric pipette ใส่ใน Volumetric flask ขนาด 1 ลิตร เจือจางด้วยน้ำกลั่นจนได้ปริมาตรเป็น 1 ลิตร (1.00 มิลลิลิตร = 2.50 $\mu\text{g N}$) สารนี้ต้องเตรียมใหม่ทุกครั้งที่ใช้

วิธีการวิเคราะห์

1. เตรียม Standard NO_2^- -N ความเข้มข้น 0.02, 0.04, 0.06, 0.08 และ 0.10 มิลลิกรัม NO_2^- -N/l จาก Standard NO_2^- -N ความเข้มข้น 1 มิลลิกรัม NO_2^- -N/l โดยการ Pipet Standard NO_2^- -N ความเข้มข้น 1 มิลลิกรัม NO_2^- -N/l ปริมาตร 1, 2, 3, 4 และ 5 มิลลิลิตร ใส่ใน Volumetric flask ขนาด 50 มิลลิลิตร แล้วเติม Deionized water จนได้ปริมาตร 50 มิลลิลิตร
2. วิเคราะห์ NO_2^- -N ของน้ำตัวอย่างโดย
 - 2.1 นำน้ำตัวอย่างกรองผ่านกระจกกรองขนาด 0.45 μm โดยใช้ชุดกรองพร้อมเครื่องดูดสุญญากาศ
 - 2.2 ปิเปตน้ำตัวอย่างปริมาตร 10 มิลลิลิตร ใส่ใน Test tube
 - 2.3 เติม Sulfanilamide solution ปริมาตร 1 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากันตั้งทิ้งไว้ 2-8 นาที
 - 2.4 เติม NED ปริมาตร 1 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน
3. นำไปวัดค่า Absorbance ที่ความยาวคลื่น 540 nm ภายใน 10 นาที – 2 ชั่วโมงอ่านปริมาณไนไตรต์จากกราฟมาตรฐาน

การเตรียมกราฟมาตรฐาน

ดูดสารละลายไนโตรเจนมาตรฐาน 0, 0.1, 0.2, 0.4, 0.8 และ 1.0 มิลลิลิตร ใส่ใน volumetric flask ขนาด 50 มิลลิลิตร ตามลำดับ เติมน้ำกลั่นจนปริมาตรเป็น 50 มิลลิลิตร เติม color reagent 2 มิลลิลิตร ผสมให้เข้ากันแล้วตั้งทิ้งไว้ 10 นาที นำไปวัด Absorbance ที่ Wavelength 543 nm นำค่าที่ได้ไปพล็อตบนกราฟ แล้วคำนวณความเข้มข้นของตัวอย่างโดยตรงจากกราฟมาตรฐาน

9. การวิเคราะห์ไนเตรต-ไนโตรเจน (Nitrate-Nitrogen :NO₃-N)

โดยวิธี Cadmium Reduction Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. Flask
2. Volumetric flask ขนาด 100 มิลลิลิตร
3. Volumetric pipet
4. Cylinder ขนาด 100 มิลลิลิตร
5. Beaker
6. Test tube
7. กระจกกรองขนาด 0.45 μm
8. ชุดกรองพร้อมเครื่องดูดสุญญากาศ
9. Spectrophotometer
10. Cadmium Reduction Column

สารเคมี

1. Deionized Water สำหรับเตรียมสารเคมีและเจือจางตัวอย่างน้ำ
2. Sulfanilamide Reagent เตรียมสารละลายระหว่าง conc. HCl 50 มิลลิลิตรกับน้ำ 300 มิลลิลิตร แล้วละลาย Sulfanilamide 5 กรัม ในสารละลายที่เตรียมไว้ เติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตรเป็น 500 มิลลิลิตร
3. NED Dihydrochloride เตรียมโดยละลาย N-(1-naphtyl)-Ethylenediamine Dihydrochloride 500 มิลลิกรัม ในน้ำ 500 มิลลิลิตร เก็บในขวดสีชาและต้องเตรียมใหม่ทุกเดือน หรือเมื่อสารละลายเปลี่ยนเป็นสีน้ำตาล ต้องสร้างกราฟมาตรฐานใหม่ทุกครั้งเตรียมสารละลาย

4. $\text{NH}_4\text{Cl-EDTA}$ Solution เตรียมโดยละลาย NH_4Cl 13 กรัม และ Disodium Ethylenediamine Tetraacetate 1.7 กรัมในน้ำ 900 มิลลิลิตร เติม conc. NH_4OH จนได้ pH ประมาณ 8.5 เติมปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

5. Diluted $\text{NH}_4\text{Cl-EDTA}$ Solution : นำสารละลายในข้อ 4 มา 600 มิลลิลิตร เติมน้ำให้เป็น 1000 มิลลิลิตร

6. Stock Nitrate Solution เตรียมโดยละลาย Anhydrous KNO_3 (อบแห้งที่ 105 องศาเซลเซียส 24 ชั่วโมง) 0.7218 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร สารละลายนี้ 1 มิลลิลิตร = $100 \mu\text{g NO}_3^-$ -N

7. Standard Nitrate Solution : ปิเปต Stock Nitrate Solution 50 มิลลิลิตร ทำเป็น 500 มิลลิลิตร สารละลายนี้ 1 มิลลิลิตร = $10 \mu\text{g NO}_3^-$ -N

วิธีการวิเคราะห์

1. เตรียม Standard NO_3^- -N ความเข้มข้น 0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 และ 0.10 mg NO_3^- -N/l จาก Standard NO_3^- -N ความเข้มข้น 5 mg NO_3^- -N/l ปริมาตร โดยการ Pipet Standard NO_3^- -N ความเข้มข้น 5 mg NO_3^- -N/l ปริมาตร 1, 2, 3, 4 และ 5 มิลลิลิตร ใส่ใน Volumetric flask ขนาด 100 มิลลิลิตร แล้วเติม Deionized Water จนได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตร

2. การวิเคราะห์ NO_3^- -N ของน้ำตัวอย่าง

2.1 นำน้ำตัวอย่างผ่านกระดาษกรองขนาด $0.45 \mu\text{m}$ โดยใช้ชุดกรองพร้อมเครื่องดูดสุญญากาศ

2.2 นำน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระดาษกรองแล้วปริมาตร 25 มิลลิลิตร ผสมกับ $\text{NH}_4\text{Cl-EDTA}$ Solution ปริมาตร 75 มิลลิลิตร เพื่อกำจัดโลหะหนักต่าง ๆ

2.3 ผ่านน้ำตัวอย่างใน Cadmium Reduction Column ด้วย Flow rate 5-7 มิลลิลิตร/นาที

2.4 ทิ้งน้ำตัวอย่าง 25 มิลลิลิตรแรกแล้วเก็บน้ำตัวอย่างปริมาตร 10 มิลลิลิตร ใส่ใน Test tube

2.5 เติม Sulfanilamide Solution ปริมาตร 1 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากันทิ้งไว้ 2-8 นาที

2.6 เติม 1-Naphthyl-Ethylene-Diamine Solution (NED) Solution ปริมาตร 1 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน

2.7 นำไปวัดค่า Absorbance ที่ความยาวคลื่น 540 nm ภายใน 10 นาที – 2 ชั่วโมง

3. การวัดประสิทธิภาพของ Cadmium Reduction Column ทำได้โดยการเปรียบเทียบค่า ABS ที่ความยาวคลื่น 540 nm ของ NO_3^- -N และ NO_2^- -N ที่ความเข้มข้นที่เท่ากัน ค่า ABS ที่เปรียบเทียบกัน จะแสดงถึงประสิทธิภาพของ Cadmium Reduction Column ที่สามารถรีดิวซ์ NO_3^- -N ให้เป็น NO_2^- -N ได้อย่างสมบูรณ์

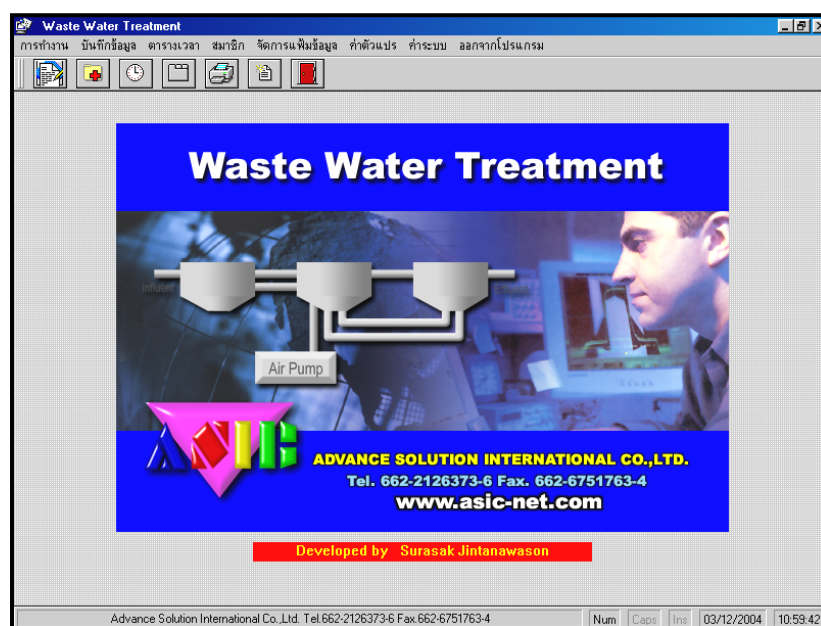
การเตรียมกราฟมาตรฐาน

เตรียมสารละลายมาตรฐานไนเตรตเข้มข้น 0, 0.1, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 และ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร จำนวน 25 มิลลิลิตร เติมน้ำยา NH_4Cl -EDTA 75 มิลลิลิตร กรองผ่านคอลัมน์แคดเมียมและนำน้ำกรองมาสร้างสีและวัด Absorbance ในลักษณะเดียวกันกับตัวอย่าง นำค่าที่ได้ไปเขียนกราฟมาตรฐาน

ภาคผนวก ค

การใช้โปรแกรม “ Waste Water Treatment ” สำหรับการควบคุมการเติมอากาศ

โปรแกรม “Waste Water Treatment, WWT” (ภาพภาคผนวกที่ 5) ได้ถูกพัฒนาขึ้นโดยบริษัท แอ็ดวานซ์ โซลูชั่น อินเตอร์เนชั่นแนล จำกัด อนุญาตให้จำนวน 1 ชุด เฉพาะมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ห้ามบุคคลและนิติบุคคลอื่นทำสำเนา ลอกเลียนแบบ หรือนำไปใช้โดยไม่ได้รับอนุญาตเป็นเอกสารจากทางบริษัท เป็นโปรแกรมที่ใช้ควบคุมระบบและควบคุมการเติมอากาศในระบบบำบัดน้ำเสีย ประกอบด้วย ระบบตรวจวัดแบบออนไลน์พร้อมทั้งเครื่องมือตรวจวัดค่า DO, pH, ORP and Temperature แบบอัตโนมัติในถังเติมอากาศ สามารถเก็บรวบรวมข้อมูลค่าต่างๆ ที่ตรวจวัดได้แบบออนไลน์ ซึ่งจะถูกบันทึกไว้ในคอมพิวเตอร์ทุก 10-15 นาที โดยผู้ใช้สามารถปรับเปลี่ยนเวลาในการบันทึกข้อมูลได้ตามต้องการ



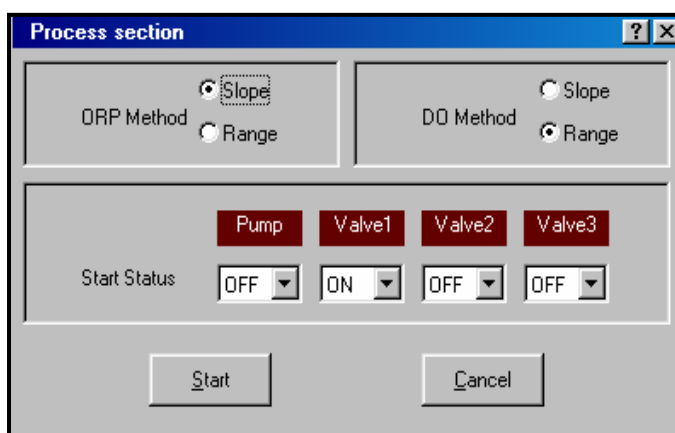
ภาพภาคผนวกที่ 5 โปรแกรม “ Waste Water Treatment ”

ที่มา : วรรณฤดี (2549)

1. การตั้งค่าสถานะเริ่มต้นการทำงาน

หลังจากป้อนชื่อผู้ใช้และรหัสผ่านแล้ว จะปรากฏโปรแกรม WWT ผู้ใช้ต้องเลือกเมนูบาร์ “การทำงาน” ซึ่งจะปรากฏหน้าต่าง “Process section” ดังภาพภาคผนวกที่ 6 เพื่อตั้งค่าสถานะเริ่มต้นการทำงาน ผู้ใช้สามารถเลือกวิธีการควบคุมการเติมอากาศ โดยใช้ค่าพารามิเตอร์ DO หรือ ORP โดยเลือกการควบคุมเป็น Slope หรือ Range หลังจากนั้นให้ตั้งค่าสถานะเริ่มต้นการทำงาน (Start Status) ของ Pump, Valve 1, Valve 2 และ Valve 3 โดยเลือกใน combo box ซึ่งจะมีคำสั่งให้เลือก 3 แบบ คือ

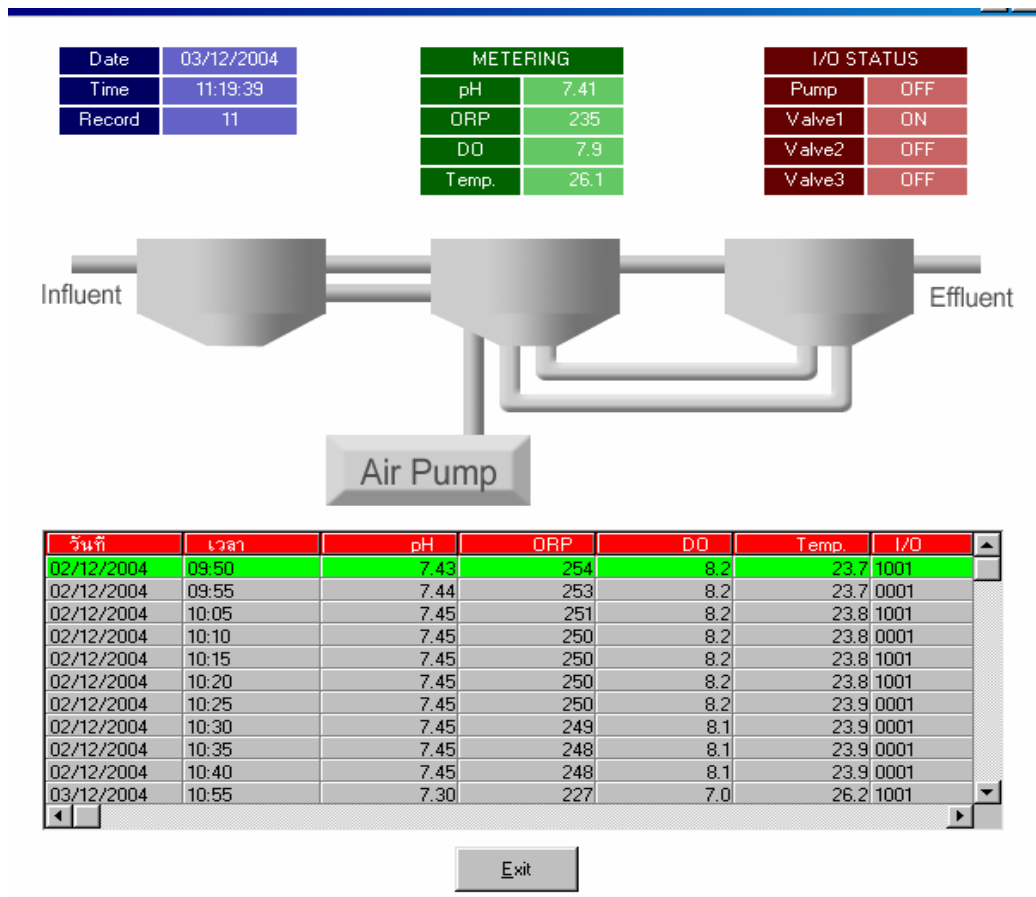
- ON หมายถึง เปิด
- OFF หมายถึง ปิด
- ... หมายถึง เป็นไปตามค่าที่ตั้งไว้ใน การเขียนโปรแกรม



ภาพภาคผนวกที่ 6 หน้าต่าง “Process section” สำหรับตั้งค่าสถานะเริ่มต้นการทำงาน

ที่มา : วรรณฤดี (2549)

หลังจากตั้งค่าต่างๆ เสร็จเรียบร้อยแล้วให้กดปุ่ม “Start” จะปรากฏหน้าต่าง “Process section” ซึ่งจะแสดงสภาวะการทำงาน โดยจะมีหน้าต่างแสดงค่า วันเดือนปี เวลา จำนวนข้อมูลที่บันทึก (Record) ในส่วน Metering จะแสดงค่าพารามิเตอร์ที่ตรวจวัด (pH, ORP, DO, Temperature) ส่วนที่ I / Q STATUS จะบอกว่า Pump, Valve 1, Valve 2 และ Valve 3 นั้นเปิดหรือปิด (ON / OFF) หรืออาจจะดูที่ช่อง I / Q ได้เช่นกัน ดังภาพภาคผนวกที่ 7



ภาพภาคผนวกที่ 7 หน้าต่าง “Process section” แสดงข้อมูลต่างเวลา ค่าพารามิเตอร์ที่ตรวจวัด และแสดงสถานะการทำงานของปั๊ม

ที่มา : วรรณฤดี (2549)

2. การตั้งค่าตัวแปร

หากต้องการกำหนดช่วงของค่า ORP และ DO สำหรับควบคุมการทำงานของปั๊ม ให้เลือกเมนูบาร์ “ค่าตัวแปร” จะปรากฏหน้าต่าง “ส่วนการกำหนดค่าตัวแปรต่างๆ” (ภาพภาคผนวกที่ 8) จะมีเมนูของ ORP, DO และ Misc (กำหนดเวลาการทำงานของโปรแกรมและระบบบำบัด) สำหรับส่วนของ Pump Valve 1 Valve 2 และ Valve 3 ใน combo box จะมีคำสั่งให้เลือก 3 แบบ คือ

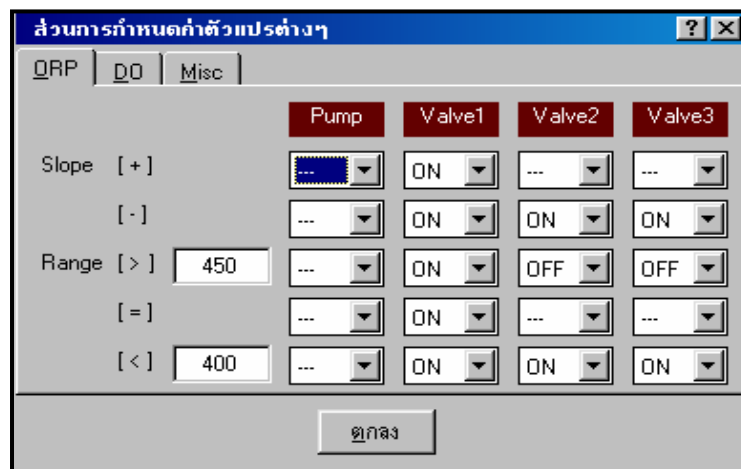
- ON หมายถึง เปิด
- OFF หมายถึง ปิด
- ... หมายถึง เป็นไปตามค่าที่ตั้งไว้ใน การเขียน โปรแกรม



ภาพภาคผนวกที่ 8 หน้าต่าง “ส่วนการกำหนดค่าตัวแปรต่างๆ”

ที่มา : วรณฤดี (2549)

สำหรับการตั้งค่า ORP และ DO ให้เข้าไปที่เมนูที่ต้องการจะตั้งค่า หลังจากนั้นให้ป้อนค่าช่วงของค่า ORP หรือ DO ว่าจะให้มีความอยู่ในช่วงใด หลังจากนั้นให้เลือกตั้งค่าการทำงานของ Pump Valve 1 Valve 2 และ Valve 3 ตัวอย่างการตั้งค่า ORP ในช่วง 400-450 มิลลิโวลต์ (ภาพภาคผนวกที่ 9) เลือกตั้งค่าการทำงานของ Pump โดย Valve 1 จะเปิดตลอด ส่วน Valve 2 และ Valve 3 จะปิดเมื่อค่า ORP มีค่ามากกว่า 450 มิลลิโวลต์ เมื่อป้อนค่าต่างๆเสร็จเรียบร้อยแล้วให้กดปุ่ม “ตกลง”



ภาพภาคผนวกที่ 9 หน้าต่างสำหรับการกำหนดช่วง ORP และสถานการณ์ทำงานของปั๊ม

ที่มา : วรรณฤดี (2549)

สำหรับการตั้งค่าการทำงานของโปรแกรมและระบบบำบัดทำได้โดยเลือกเมนู “Misc” จะปรากฏหน้าต่าง “ส่วนการกำหนดค่าตัวแปรต่างๆ” ดังภาพภาคผนวกที่ 10 หากต้องการตั้งค่าการทำงานของโปรแกรมและระบบบำบัดให้ป้อนค่าต่างๆ ที่ต้องการให้เรียบร้อย จากนั้นจึงกดปุ่ม “ตกลง”

Parameter	Value
Refresh time (Sec.)	10
Record time (Min.)	5
Air flowrate 1	15
Air flowrate 2	15
Air flowrate 3	15

ภาพภาคผนวกที่ 10 หน้าต่างสำหรับกำหนดเวลาในการอ่านและบันทึกข้อมูล และกำหนดอัตราการไหลของอากาศ

ที่มา : วรรณฤดี (2549)

หมายเหตุ : Refresh time (Sec) คือ ระยะเวลาที่จะให้โปรแกรมอ่านค่าทุกๆ กี่วินาที

Record time (Min) คือ ระยะเวลาที่จะให้โปรแกรมบันทึกค่าค่าทุกๆ กี่นาที

Air flowrate 1 Air flowrate 2 และ Air flowrate 3 คือ ค่าอัตราการไหลของอากาศจากเครื่องปั๊มอากาศ โดยสามารถตั้งค่าต้องการอัตราการไหลของอากาศเป็นเท่าใด

ภาคผนวก ง

ผลการวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

ตารางภาคผนวกที่ 19 ผลการวิเคราะห์สถิติของซีโอดีในน้ำทิ้ง

COD	N	Subset for alpha = .05			
		1	2	3	4
1.00	10	52.8000			
3.00	10		74.0900		
2.00	10			84.5230	
4.00	10				125.9600
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive Homogeneity Analysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 20 ผลการวิเคราะห์สถิติของประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีในน้ำทิ้ง

COD	N	Subset for alpha = .05			
		1	2	3	4
2.00	10	93.3960			
1.00	10		94.3470		
4.00	10			95.3130	
3.00	10				96.5680
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive Homogeneity Analysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 21 ผลการวิเคราะห์สถิติของทีเคเอ็นในน้ำทิ้ง

TKN	N	Subset for alpha = .05			
		1	2	3	4
4.00	10	1.8300			
3.00	10		7.8960		
2.00	10			22.4868	
1.00	10				34.7900
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive HomogeneityAnalysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 22 ผลการวิเคราะห์สถิติของประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นในน้ำทิ้ง

TKN	N	Subset for alpha = .05			
		1	2	3	4
1.00	10	83.2095			
2.00	10		88.2881		
3.00	10			96.0833	
4.00	10				99.1613
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive HomogeneityAnalysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 23 ผลการวิเคราะห์สถิติของแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง

Duncan NH	N	Subset for alpha = .05			
		1	2	3	4
4.00	10	.9760			
3.00	10		2.9680		
2.00	10			6.4320	
1.00	10				12.9150
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive HomogeneityAnalysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 24 ผลการวิเคราะห์สถิติของประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง

NH	N	Subset for alpha = .05			
		1	2	3	4
1.00	10	89.0551			
2.00	10		91.6250		
3.00	10			97.4762	
4.00	10				99.3199
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive HomogeneityAnalysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 25 ผลการวิเคราะห์สถิติของไนไตรต์-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง

NO2	N	Subset for alpha = .05		
		1	2	3
2.00	10	.1698		
1.00	10	.2150		
3.00	10		.4880	
4.00	10			.6550
Sig.		.295	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive HomogeneityAnalysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 26 ผลการวิเคราะห์สถิติของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง

NO3	N	Subset for alpha = .05			
		1	2	3	4
4.00	10	.7800			
3.00	10		8.8960		
2.00	10			27.0010	
1.00	10				118.0260
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive HomogeneityAnalysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 27 ผลการวิเคราะห์สถิติของไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำทิ้ง

TN	N	Subset for alpha = .05			
		1	2	3	4
4.00	10	4.2410			
3.00	10		20.2415		
2.00	10			56.0892	
1.00	10				165.9360
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive HomogeneityAnalysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 28 ผลการวิเคราะห์สถิติของประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด
ในน้ำทิ้ง

TN	N	Subset for alpha = .05			
		1	2	3	4
1.00	10	19.9070			
2.00	10		70.7830		
3.00	10			89.9500	
4.00	10				98.0520
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive Homogeneity Analysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 29 ผลการวิเคราะห์สถิติของของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้ง

SS	N	Subset for alpha = .05		
		1	2	3
2.00	10	4.9300		
3.00	10	5.3000		
4.00	10		13.4000	
1.00	10			26.0550
Sig.		.814	1.000	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive Homogeneity Analysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 30 ผลการวิเคราะห์สถิติของประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอย
ในน้ำทิ้ง

SS	N	Subset for alpha = .05		
		1	2	3
1.00	10	86.1410		
4.00	10		93.5820	
3.00	10			97.5460
2.00	10			97.6400
Sig.		1.000	1.000	.906

Oneway Anova Statistics Descriptive Homogeneity Analysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 31 ผลการวิเคราะห์สถิติของค่าดัชนีปริมาณตะกอนของชุดการทดลอง

LAB	N	Subset for alpha = .05		
		1	2	3
4.00	10	165.2000		
3.00	10		203.1000	
2.00	10		213.4000	
1.00	10			280.6958
Sig.		1.000	.246	1.000

Oneway Anova Statistics Descriptive Homogeneity Analysis Posthoc Duncan Alpha .05

ตารางภาคผนวกที่ 32 ผลการวิเคราะห์สถิติของปริมาณออกซิเจนละลายในชุดการทดลอง

LAB	N	Subset for alpha = .05		
		1	2	3
2.00	10	.3550		
1.00	10		.4500	
4.00	10			.5500
3.00	10			.5850
Sig.		1.000	1.000	.391

Oneway Anova Statistics Descriptive Homogeneity Analysis Posthoc Duncan Alpha .05

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล	นายองค์พัฒน์ วรรณกลัด	
รหัสประจำตัวนักศึกษา	4910620065	
วุฒิการศึกษา		
วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิทยาศาสตร์บัณฑิต (วาริชศาสตร์)	มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	2547

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

การเผยแพร่ในการประชุมวิชาการ

องค์พัฒน์ วรรณกลัด, พนาลี ชีวกิดาการ และสมหมาย เชี่ยววารีสัจจะ, 2551. การควบคุมอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนที่เหมาะสมสำหรับสภาวะไข่มอลทาเนียสในตรีฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันในอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็ง. การประชุมวิชาการนำเสนอผลงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษาแห่งชาติ ครั้งที่ 10. วันที่ 11-12 กันยายน พ.ศ. 2551, มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช จังหวัดนนทบุรี.