



ใบรับรองวิทยานิพนธ์
บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

ปริญญา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

สาขา

ภาควิชา

เรื่อง การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส สารอินทรีย์ และการวัดปริมาณ
ของก๊าซเรือนกระจก ณ โรงบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต จังหวัดภูเก็ต

Nitrogen Phosphorus and Organic Matter Removal Efficiencies Study and Greenhouse
Effect Gases Measurement at the Phuket Municipal Wastewater Treatment Plant, Phuket
Province

นามผู้วิจัย นางสาววิวรรณ รอดโพธิ์

ได้พิจารณาเห็นชอบโดย

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

(รองศาสตราจารย์พงศ์ศักดิ์ หนูพันธ์, Ph.D.)

หัวหน้าภาควิชา

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์สุชาติ เหลืองประเสริฐ, Ph.D.)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์รับรองแล้ว

(รองศาสตราจารย์กัญญา ชีระกุล, D.Agr.)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

วันที่ เดือน พ.ศ.

ลิขสิทธิ์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส สารอินทรีย์ และการวัดปริมาณ
ของก๊าซเรือนกระจก ณ โรงบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต จังหวัดภูเก็ต

Nitrogen Phosphorus and Organic Matter Removal Efficiencies Study and Greenhouse Effect
Gases Measurement at the Phuket Municipal Wastewater Treatment Plant, Phuket Province

โดย

นางสาววิวรรณ รอดโพธิ์

เสนอ

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

เพื่อความสมบูรณ์แห่งปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

พ.ศ. 2558

รวีวรรณ รอดโพธิ์ 2558: การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส
สารอินทรีย์ และการวัดปริมาณของก๊าซเรือนกระจก ณ โรงบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต
จังหวัดภูเก็ต ปรินญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)
สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: รองศาสตราจารย์พงศ์ศักดิ์ หนูพันธ์, Ph.D. 157หน้า

การศึกษามีวัตถุประสงค์เพื่อ ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจน
ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์ของระบบคลองวนเวียน เทศบาลนครภูเก็ต ศึกษาประสิทธิภาพการ
กำจัดไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงที่อุณหภูมิต่างๆและศึกษาปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่
ปล่อยจากระบบ การทดลองมีสามส่วน ส่วนแรก ศึกษาคุณลักษณะน้ำเสียโดยวิเคราะห์ ซีโอดี
เอสซีโอดี ทีเคเอ็น แอมโมเนีย ทีพี ไนไตรต์ ไนเตรต และบีโอดี เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบ
ศึกษาอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการชีวภาพ ศึกษาลักษณะการเติมอากาศที่ส่งผล
ต่อประสิทธิภาพระบบ ส่วนสอง ศึกษาอัตรากำจัดไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงที่
อุณหภูมิ 10, 20 และ 30 องศาเซลเซียสส่วนสาม ศึกษาปริมาณการปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์ ก๊าซ
คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซมีเทนจากระบบ

การทดลองพบว่า ระบบมีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดี เอสซีโอดี บีโอดี ทีเคเอ็น แอมโมเนีย
และทีพี เฉลี่ยร้อยละ 91.32, 73.85, 93.79, 76.94, 36.76 และ 77.85 ตามลำดับ ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับ
หนึ่งการย่อยสลายสารอินทรีย์ของน้ำเสียก่อนและหลังบำบัดที่ 20 องศาเซลเซียสอยู่ในช่วง
0.04-0.25 และ 0.02-0.11 ต่อวันตามลำดับ ถึงเติมอากาศมีโซนแอน็อกซิกและแอโรบิก 1,030 และ
190 ตารางเมตรตามลำดับ พื้นที่ทั้งหมด 1,220 ตารางเมตร

อัตรากำจัดไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงที่อุณหภูมิ 10, 20 และ 30
องศาเซลเซียสคือ 0.15, 0.23 และ 0.41 มก.ไนโตรเจน/วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส ตามลำดับ

การปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซมีเทน โซนแอน็อกซิกเฉลี่ย
 8.03×10^{-3} , 89.75 และ 89.34 กิโลกรัมต่อน้ำเสียหนึ่งตัน ตามลำดับ โซนแอโรบิกเฉลี่ย 0.93×10^{-3} ,
88.56 และ 5.28 กิโลกรัมต่อน้ำเสียหนึ่งตัน ตามลำดับ

Rawiwan Rodpho 2015: Nitrogen Phosphorus and Organic Matter Removal Efficiencies Study and Greenhouse Effect Gases Measurement at the Phuket Municipal Wastewater Treatment Plant, Phuket Province. Master of Engineering (Environmental Engineering), Major Field: Environmental Engineering, Department of Environmental Engineering. Thesis Advisor: Associate Professor Pongsak Noopan, Ph.D. 157 pages.

The objectives of this research were studied about nitrogen, phosphorus, and organic matter removal efficiencies, nitrogen removal efficiency by nitrifying microorganisms at various temperatures and greenhouse gases emission from oxidation ditch system at Phuket Municipal Wastewater Treatment Plant. First part experimental sections consisted of analyzing characteristics of wastewater include COD, SCOD, TKN, ammonia, nitrite, nitrate TP, and BOD for operating performance efficiency determination, studying the rate of decomposition of organic matter by biological treatment process and the effects of aeration which are efficient to overall operating performance as the first part. Second, the nitrogen removal rate by nitrifying microorganisms was studied at varied temperature 10, 20 and 30 °C. The third part amount of nitrous oxide, carbon dioxide and methane emission from the plant was studied.

From the results, 91.32% of COD, 73.85% of SCOD, 93.79% of BOD, 76.94 % of TKN, 36.76% of ammonium and 77.85% of TP were removed and shown as the removal efficiency. The first-order reaction coefficients of organic matter decomposition at 20 °C were 0.04-0.25 per day at influent and 0.02-0.11 per day at effluent respectively. A 1030 m² of anoxic zone and a 190 m² of aerobic zone were consisted of 1220 m² total aeration tank area. The nitrogen removal rates by nitrifying microorganisms at 10, 20 and 30 °C were about 0.15, 0.23 and 0.41 mg N/day-mg MLVSS, respectively. The average amount of nitrous oxide, carbon dioxide and methane emissions from anoxic zone were 8.03x10⁻³, 89.75 and 89.37 kg/ton wastewater respectively. In aerobic zone, the average amount of N₂O, CO₂, and CH₄ emissions were 0.93 x10⁻³, 88.56 and 5.28 kg/ton wastewater, respectively

Student's signature

Thesis Advisor's signature

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ รศ.สุเทพ สิริวิทยาปกรณ์ ประธานกรรมการที่ปรึกษา
วิทยานิพนธ์ที่ให้คำปรึกษา แนะนำจนกระทั่งเสร็จสมบูรณ์ รศ.ดร.เฉลิมราช วันทวิน ผู้ทรงคุณวุฒิ
จากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี รศ.ดร. พงศ์ศักดิ์ หนูพันธ์ อาจารย์ที่ปรึกษา
วิทยานิพนธ์หลัก ที่ให้คำปรึกษาด้านการศึกษา ตลอดจนในหลายๆเรื่อง และกรุณาตรวจแก้ไข
วิทยานิพนธ์จนกระทั่งเสร็จสมบูรณ์

ขอกราบขอบพระคุณ บริษัท เซ้าเทิร์นไทยคอนซัลติ้ง จำกัด ที่ให้ความอนุเคราะห์ในการ
ส่งน้ำตัวอย่าง ให้ข้อมูลย้อนหลังที่สำคัญในการศึกษา และอำนวยความสะดวกต่างๆในงานวิจัยครั้ง
นี้

ขอกราบขอบพระคุณอาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ได้อบรมสั่งสอนและ
มอบความรู้อันเป็นประโยชน์อย่างยิ่ง และขอขอบคุณ คุณกาญจนา ทวยเวียง เจ้าหน้าที่ประจำ
ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ที่ได้ให้ความช่วยเหลือมาโดยตลอด

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณ บิดา มารดา และพี่สาว รวมถึงเพื่อนๆทุกคน ที่สนับสนุน
การทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้จนสำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี ความดีหรือประโยชน์อันใดเนื่องจากวิทยานิพนธ์
เล่มนี้ ขอมอบแด่คุณพ่อ คุณแม่ ครูอาจารย์ที่ได้อบรมและให้กำลังใจผู้วิจัยมาตลอดในทุกเรื่อง

รวิวรรณ รอดโพธิ์

เมษายน 2557

สารบัญ

หน้า

สารบัญ	(1)
สารบัญตาราง	(2)
สารบัญภาพ	(6)
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ	(9)
คำนำ	1
วัตถุประสงค์	3
การตรวจเอกสาร	4
อุปกรณ์และวิธีการ	60
อุปกรณ์	60
วิธีการ	62
ผลและวิจารณ์	69
สรุปและข้อเสนอแนะ	97
สรุป	97
ข้อเสนอแนะ	98
เอกสารและสิ่งอ้างอิง	99
ภาคผนวก	110
ภาคผนวก ก ผลการทดลอง	111
ภาคผนวก ข การเตรียมสารเคมีและวิธีการวิเคราะห์	118
ภาคผนวก ค ข้อมูลผลการทดลองและภาพหน่วยบำบัด	138
ประวัติการศึกษาและการทำงาน	156

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	ลักษณะน้ำเสียชุมชน	9
2	ปริมาณน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ	10
3	ลักษณะของน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ	10
4	ค่าสัมประสิทธิ์ไคเนติกส์ของไนโตรฟายอิงแบคทีเรีย	37
5	สัมประสิทธิ์ไคเนติกส์ของดีไนตริฟิเคชันแบคทีเรีย	41
6	งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีวภาพ	52
7	พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง	62
8	องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์	67
9	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา	70
10	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา	74
11	ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์	79
12	แสดงค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพในน้ำเสียที่ยังไม่ผ่านการบำบัด (Influent)	86
13	แสดงความสัมพันธ์ของอัตราส่วนบีโอดี/ซีโอดีกับค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพที่ได้จากการทดลอง	87

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
14	แสดงค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ผ่าน การบำบัด (Effluent)	88
15	แสดงอัตราการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบ แขวนลอยที่อุณหภูมิต่างๆ	91
16	แสดงปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสียกลางเทศบาล นครภูเก็ต	94
17	ปริมาณน้ำเสียชุมชนที่เข้าสู่ระบบบำบัดแห่งนี้	96
18	แสดงปริมาณก๊าซเรือนกระจกรายปีที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสียแห่งนี้	96
ตารางผนวกที่		
ค1	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 1	139
ค2	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 2	140
ค3	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 3	141
ค4	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 4	142
ค5	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 5	143
ค6	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 6	144
ค7	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 7	145
ค8	ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 8	146
ค9	ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วย กระบวนการทางชีวภาพ ในน้ำเสียก่อนการบำบัด	147

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางผนวกที่	หน้า	
ค10	ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว	147
ค11	ค่าออกซิเจนละลายน้ำตามความยาวของถังเดิมอากาศใบที่ 1	148
ค12	ค่าออกซิเจนละลายน้ำตามความยาวของถังเดิมอากาศใบที่ 2	150
ค13	อัตราการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงที่อุณหภูมิต่างๆ	152
ค14	ปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากโซนแอโรบิกและโซนแอนีอกซิกภายในถังเดิมอากาศ	152

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
1	ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียนเทศบาลนครภูเก็ต	4
2	ฟล็อกของเอเอสในน้ำเสีย ที่ประกอบด้วยโซนแอโรบิกและโซนแอน็อกซิก	16
3	ระบบคลองวนเวียน	20
4	การเติมอากาศในระบบคลองวนเวียนที่ใช้กำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส	22
5	วัฏจักรไนโตรเจน	23
6	วัฏจักรฟอสฟอรัส	27
7	กลไกการบำบัดไนโตรเจน	33
8	กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	40
9	ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Ludzack-Ettinger	45
10	ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Modified Ludzack-Ettinger (MLE)	45
11	ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Step Feed	46
12	ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบเอสบีอาร์ (SBR)	46
13	ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Bio-Denitro system	47
14	ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Single-Sludge	48
15	ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Bardenpho	48
16	หลักการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีวภาพ	51
17	ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ phoredox (A/O)	53
18	ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ A^2/O	53
19	ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ Modified Bardenpho	54
20	ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ phoStrip	54
21	ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ UTC (Standard And Modified)	55
22	แสดงอัตราการเกิดกระบวนการ Ammonium Oxidazation ในจุลินทรีย์แบบ แขวนลอย	56

สารบัญภาพ

ภาพที่		หน้า
23	แสดงอัตราการเกิดกระบวนการ Ammonium Oxidazation ในจุลินทรีย์แบบ เกาะติด	56
24	แสดงรูปแบบการเติมอากาศแบบจุด(Point Aerator) และแบบโซน (Step Aeration)	58
25	แสดงจุดเก็บน้ำตัวอย่างของระบบบำบัดน้ำเสีย	63
26	แสดงขั้นตอนการบำบัดน้ำเสียของระบบน้ำเสียแบบคลองวนเวียน เทศบาล นครภูเก็ต	64
27	ถังปฏิกิริยาเอสปีอาร์ (SBR) ขนาด 3 ลิตรที่ใช้ในการทดลอง	66
28	กล่องวัดอัตราการแพร่กระจายของก๊าซแบบปิด (Static Chamber Hood)	68
29	แสดงความแตกต่างของปริมาณซีโอไซด์และเอสซีโอไซด์ในน้ำเสียชุมชนที่เข้าสู่ระบบ บำบัดแห่งนี้	73
30	แสดงความแตกต่างปริมาณออร์แกนิกไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนใน น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบแห่งนี้	73
31	แสดงปริมาณซีโอไซด์และเอสซีโอไซด์ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดน้ำเสีย แห่งนี้	77
32	แสดงปริมาณออร์แกนิกไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ แห่งนี้	77
33	ปริมาณไนไตรต์ก่อนและหลังกระบวนการบำบัด	78
34	ปริมาณไนเตรทก่อนและหลังกระบวนการบำบัด	78
35	เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดทีเคเอ็น ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา	81

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
36	เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนีย ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา	82
37	เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดทีพี ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา	83
38	เปรียบเทียบข้อมูลประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา	84
39	เปรียบเทียบข้อมูลประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดี ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา	85
40	แสดงตำแหน่งของอุปกรณ์ โชนแอนีออนิกและโชนแอโรบิกในถังเดิมอากาศ	89
41	แสดงค่าออกซิเจนตามความยาวถังเดิมอากาศ	90
42	แสดงอัตราการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบ แขวนลอยที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส ความเข้มข้นเอ็มแอลไอเอสเอสเท่ากับ 219 มก./ล.	92
43	แสดงอัตราการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบแขวนลอยที่ อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส ความเข้มข้นของเอ็มแอลไอเอสเอสเท่ากับ 300 มก./ล.	93
44	แสดงอัตราการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบแขวนลอยที่ อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส ความเข้มข้นของเอ็มแอลไอเอสเอสเท่ากับ 265 มก./ล.	94

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพผนวกที่	หน้า
ก1 กราฟมาตรฐานฟอสเฟตในงานวิจัย	135
ค1 ตะแกรงคัดขยะ	153
ค2 สถานีสูบน้ำเสีย	153
ค3 ถังแยกกรวดทรายแบบเติมอากาศ	154
ค4 ถังเติมอากาศแบบคลองวนเวียน	154
ค5 ถังตกตะกอนขั้นสุดท้าย	155
ค6 ถังฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน	155
ค7 บ่อพักน้ำทิ้ง	156
ค8 เครื่องรีดตะกอนชนิดสายพาน	156

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

COD	=	Chemical Oxygen Demand คือปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ทั้งในรูปที่ละลายน้ำและไม่ละลายน้ำด้วยวิธีทางเคมี
SCOD	=	Soluble Chemical Oxygen Demand คือปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ในรูปที่ละลายน้ำด้วยวิธีทางเคมี
BOD	=	Biochemical Oxygen Demand คือปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ต้องการใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ
TKN	=	Total Kjeldahl Nitrogen คือ ปริมาณไนโตรเจนที่เป็นผลรวมแอมโมเนียไนโตรเจน และอินทรีย์ไนโตรเจน
BNR	=	Biological Nutrient Removal คือ กระบวนการทางชีววิทยาที่มีวัตถุประสงค์ในการกำจัดอาหารเสริม (Nutrients) ได้แก่ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส
NH ₃	=	Ammonia คือ ปริมาณแอมโมเนียในน้ำเสีย
MLSS	=	Mixed Liquor Suspended Solids คือ ของแข็งแขวนลอย (Mixed Liquor) ในถังเติมอากาศ
MLVSS	=	Mixed Liquor Volatile Suspended Solids คือ ของแข็งแขวนลอยระเหยในน้ำตะกอน (Mixed Liquor) ในถังเติมอากาศ
pH	=	Power of Hydrogen ion คือค่าแสดงความเป็นกรด-ด่าง
HRT	=	Hydraulic Retention Time คือ ระยะเวลาที่น้ำเสียจะอยู่ในถังปฏิกรณ์ โดยคำนวณได้จากอัตราส่วนระหว่างปริมาตรความจุของถังกับอัตราการไหลของน้ำเสีย
SRT	=	Sludge Retention Time คือ ระยะเวลาที่ตะกอนจุลินทรีย์อยู่ในระบบบำบัดน้ำเสีย ในการคำนวณหมายถึง ปริมาณตะกอนทั้งหมดในระบบหารด้วยปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ต้องกำจัดทิ้งต่อวัน

**การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส สารอินทรีย์
และ การวัดปริมาณของก๊าซเรือนกระจก ณ โรงบำบัดน้ำเสีย
เทศบาลนครภูเก็ต จังหวัดภูเก็ต**

**Nitrogen Phosphorus and Organic Matter Removal Efficiencies Study and
Greenhouse Effect Gases Measurement at the
Phuket Municipal Wastewater Treatment Plant, Phuket Province**

คำนำ

น้ำเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการดำรงชีวิตและเป็นแหล่งที่อยู่อาศัยของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ แต่จากการเพิ่มจำนวนขึ้นของประชากร และการขยายตัวทางเศรษฐกิจ ส่งผลให้เกิดการพัฒนาทั้งทางด้านเกษตรกรรม และอุตสาหกรรม การใช้น้ำเพื่อการอุปโภค บริโภค และประกอบกิจกรรมต่างๆ จึงเพิ่มขึ้นตามไปด้วย น้ำที่ผ่านการใช้ประโยชน์แล้ว คุณภาพน้ำย่อมลดลง เนื่องจากมีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ ธาตุอาหารต่างๆ สารพิษ โลหะหนัก เชื้อโรค และอื่นๆ อีกมากมาย เมื่อปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ เกิดการสะสมจำนวนหนึ่งจนสามารถรับกวนสมดุลของแหล่งน้ำ ถ้าแหล่งน้ำธรรมชาติมีความสามารถในการรองรับของเสีย (Assimilative Capacity) ไม่เพียงพอ แหล่งน้ำจึงเกิดการเน่าเสีย (สุเทพ, 2551) น้ำเสียชุมชนนั้นองค์ประกอบหลัก คือ สารอินทรีย์และยังมีธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งกระตุ้นให้เกิดปรากฏการณ์ ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) หรือปรากฏการณ์สาหร่ายเพิ่มจำนวนขึ้นอย่างรวดเร็ว (Algae Bloom) ทำให้พืชน้ำเจริญเติบโตเพิ่มจำนวนขึ้นอย่างหนาแน่น จนบดบังแสงแดด ออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolve Oxygen) ลดลงมากในเวลากลางคืน เป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่ทำให้แหล่งน้ำเน่าเสีย และถ้ายังมีการปล่อยน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์หรือธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสูงอย่างต่อเนื่อง แหล่งน้ำจะไม่สามารถฟื้นสภาพตัวเองตามธรรมชาติ (Self -Purification) ได้ ซึ่งส่งผลกระทบโดยตรงต่อคุณภาพแหล่งน้ำ การใช้ประโยชน์ของมนุษย์ รวมถึงระบบนิเวศ ด้วยเหตุผลดังกล่าวมานี้ ระบบบำบัดน้ำเสียจึงมีความสำคัญและเป็นกลไกที่จะช่วยลดภาระของแหล่งน้ำในการฟื้นสภาพตัวเองตามธรรมชาติ และช่วยป้องกันมิให้สารมลพิษปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำดิบในการผลิตน้ำประปา

แต่ระบบบำบัดน้ำเสียเองก็เป็นแหล่งกำเนิดของก๊าซเรือนกระจก โดยเฉพาะก๊าซมีเทน (Methane, CH₄) ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (Carbon Dioxide, CO₂) และก๊าซไนตรัสออกไซด์ (Nitrous Oxide, N₂O) (IPCC, 1997) ก๊าซมีเทนมีอายุเฉลี่ยในบรรยากาศประมาณ 15 ปี และเป็นก๊าซเรือนกระจกที่มีประสิทธิภาพมากกว่าก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ประมาณ 25 เท่า มีอัตราการเกิดเพิ่มขึ้นร้อยละ 0.50 ต่อปี (Jinhe Wang *et al*, 2011) ขณะที่ก๊าซไนตรัสออกไซด์มีอายุเฉลี่ยในบรรยากาศประมาณ 120 ปี และมีประสิทธิภาพมากกว่าก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ถึง 300 เท่า (IPCC, 2007) รวมถึงก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เองที่มีอายุในบรรยากาศ 200-480 ปี (IPCC, 1980) แนวโน้มปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสียที่เพิ่มมากขึ้น สอดคล้องกับปริมาณน้ำเสียที่เพิ่มขึ้นเนื่องจากจำนวนประชากรที่เพิ่มขึ้นรวมทั้งปริมาณและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เพิ่มมากขึ้นด้วย (สุเทพ, 2551)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียนเป็นระบบเอเอสแบบหนึ่ง แต่มีการปรับเพื่อให้สามารถกำจัดธาตุอาหารได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งมีข้อดีคือ ระบบสามารถทำงานได้ดีและสม่ำเสมอโดยไม่ต้องควบคุมมากมายเมื่อเทียบกับระบบเอเอสโดยทั่วไป สามารถกำจัดสารอินทรีย์ธาตุอาหารไนโตรเจน และฟอสฟอรัสได้อย่างมีประสิทธิภาพ (ธงชัย, 2544 และพงศ์ศักดิ์, 2554) มีการเติมอากาศในโซนแอโรบิก เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และโซนแอน็อกซิก เพื่อให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันภายในถังเดิมอากาศเดียวกัน (Metcalf and Eddy., 2004) อีกทั้งกำจัดฟอสฟอรัสพร้อมๆกับการกำจัดไนโตรเจน ซึ่งปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมีความสำคัญอย่างมากต่อการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของระบบคลองวนเวียน

งานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษา ณ โรงบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต จังหวัดภูเก็ต ซึ่งเป็นระบบคลองวนเวียนที่มีประสิทธิภาพสูง โดยมีวัตถุประสงค์คือ เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์ ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงที่อุณหภูมิต่างๆ รวมถึงศึกษาปริมาณการปล่อยก๊าซเรือนกระจก คือ ก๊าซมีเทน ก๊าซไนตรัสออกไซด์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ จากระบบบำบัดน้ำเสียแห่งนี้ ซึ่งความรู้ที่ได้จากการศึกษาวิจัยครั้งนี้ สามารถที่จะนำมาประยุกต์ใช้ในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดมลพิษสูงสุด และเกิดผลกระทบในแง่ภาวะเรือนกระจกน้อยที่สุด

วัตถุประสงค์

1. ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียน
2. ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงที่อุณหภูมิต่างๆ
3. ศึกษาปริมาณการปล่อยก๊าซเรือนกระจกจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียน

ขอบเขตการศึกษา

1. ศึกษาลักษณะของน้ำเสียด้วยการวิเคราะห์ค่า ซีโอดี บีโอดี ทีเคเอ็น แอมโมเนีย ไนไตรต์ ไนเตรต ทีพี และศึกษาอัตราการย่อยสลายของสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายด้วยกระบวนการทางชีวภาพ เพื่อนำมาเป็นข้อมูลศึกษาประสิทธิภาพของระบบและศึกษาลักษณะการเติมอากาศในถังเติมอากาศที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ
2. ศึกษาอัตราการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงที่อุณหภูมิ 10 20 และ 30 องศาเซลเซียส
3. ศึกษาปริมาณของก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสีย แยกเป็น โซนแอ่งออกซิเจนและโซนแอนโรบิกของระบบคลองวนเวียน โดยก๊าซที่ศึกษา คือ ก๊าซไนตรัสออกไซด์ ก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

การตรวจเอกสาร

1. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียนเทศบาลนครภูเก็ต



ภาพที่ 1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียนเทศบาลนครภูเก็ต จังหวัดภูเก็ต

ที่มา: โครงการเครือข่ายเมืองในเอเชียเพื่อรับมือกับการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ (2557)

พื้นที่เขตเทศบาลนครภูเก็ต มีการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch, OD) น้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเสียโดยถังเติมอากาศ นำเชื้อโรคด้วยคลอรีน แล้วระบายสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ โดยระบบบำบัดแห่งนี้มีขนาด 36,000 ลบ.ม./วัน ซึ่งยังไม่ครอบคลุมทั่วพื้นที่ โดยยังมีพื้นที่ที่น้ำเสียไม่เข้าระบบ จะต้องปรับปรุงระบบท่อระบายน้ำ ท่อดักน้ำเสีย ให้เข้าสู่ระบบบำบัด 8 โชน คือ สามกอง สะพานปลารัษฎา สะพานถนนดินบก ชุมชนสะพานร่วมชอยภูธร ถนนติลกอุทิศ 2 ชุมชนสะพานร่วม 1 และ 2 ชุมชนร่วมน้ำใจ โชนถนนเขวราชฝั่งสามกอง และ

โซนอื่นๆ นอกจากนี้ เทศบาลยังมีการดำเนินการบำรุงรักษาระบบระบายน้ำ ท่อระบายน้ำ และคลองระบายน้ำอีกด้วย (โครงการเครือข่ายเมืองในเอเชียเพื่อรับมือกับการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ, 2557)

เทศบาลนครภูเก็ตได้ดำเนินการก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสีย สำหรับชุมชนเขตเทศบาลนครภูเก็ต โดยการก่อสร้างแบ่งเป็น 2 ระยะ คือ ระยะที่ 1 ใช้งบเงินในการก่อสร้างรวม 388 ล้านบาท (ได้รับการสนับสนุนงบประมาณจากกรมโยธาธิการ) ซึ่งได้ก่อสร้างแล้วเสร็จและเดินระบบตั้งแต่ปี พ.ศ. 2541 สำหรับการก่อสร้างในระยะที่ 2 ใช้งบเงินก่อสร้างรวม 544.35 ล้านบาท (ได้รับงบประมาณสนับสนุนจากกรมโยธาธิการ) โดยเทศบาลนครภูเก็ตได้ว่าจ้าง บริษัท บางกอกอีควิปเมนต์ จำกัด ดำเนินการก่อสร้าง และได้ว่าจ้าง บริษัท ทิม คอนซัลต์ติ้งเอนจิเนียริง แอนด์ แมเนจเม้นท์ จำกัด เป็นบริษัทที่ปรึกษาคู่มืองานก่อสร้างระบบ ระยะที่ 2 ก่อสร้างแล้วเสร็จ และส่งมอบให้กับเทศบาลนครภูเก็ตตามสัญญาแล้วเมื่อวันที่ 8 พฤษภาคม 2546 รายละเอียดของระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียมี ดังนี้

1. ระบบรวบรวมน้ำเสีย เป็นระบบรวบรวม (Combined Systems) ประกอบด้วยระบบระบายน้ำ ท่อดักน้ำเสีย อาคารดักน้ำเสีย (Combined Sewer Overflow, CSO) และสถานีสูบน้ำ เพื่อรวบรวมน้ำเสียจากชุมชน ครอบคลุม พื้นที่ 12 ตร.กม. โดยมีอาคารดัก น้ำเสีย 128 แห่ง และสถานีสูบน้ำเสีย 3 สถานี

2. ระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch) ก่อสร้างในพื้นที่ ตำบลวิชิต อำเภอเมืองในพื้นที่ 33 ไร่ โดยระบบบำบัดน้ำเสียระยะที่ 1 สามารถรองรับน้ำเสียได้ 12,000 ลบ.ม./วัน สำหรับการก่อสร้างในระยะที่ 2 สามารถรองรับน้ำเสียเพิ่มขึ้นอีก 24,000 ลบ.ม./วัน รวมความสามารถในการรองรับน้ำเสียทั้งสิ้น 36,000 ลบ.ม./วัน ระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสีย ครอบคลุมพื้นที่ 12 ตร.กม.ของเทศบาลนครภูเก็ตทั้งหมด โดยว่าจ้าง บริษัท กิจการร่วมค้าอีสเทิร์นไทยคอนซัลต์ติ้ง 1992 เป็นผู้ดูแลระบบบำบัดน้ำเสีย ปริมาณน้ำเสียเข้าระบบ 26,590.50 ลบ.ม./วัน ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทิ้งหลังผ่านการบำบัด มีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน เรื่องกำหนดมาตรฐาน ควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภท และบางขนาด (อาคารประเภท ก) ตามประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมโดยระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัด พบว่าสามารถลดค่าบีโอดีค่าของแข็งแขวนลอย และแบคทีเรีย ได้มากกว่าร้อยละ 90 หาก

เปรียบเทียบกับค่าการออกแบบ พบว่าบีโอดีและค่าของแข็งแขวนลอย ที่เข้าสู่ระบบมีค่าเกินจากค่าการออกแบบร้อยละ 55.31 และ 23.63 แต่ไม่เกิดปัญหาต่อระบบแต่อย่างใด(สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่15 ภูเก็ต, 2555)

2. ความหมายของน้ำเสีย

น้ำเสีย (Wastewater) หมายถึง น้ำที่ผ่านการใช้ประโยชน์ในกิจกรรมต่างๆ แล้ว เช่น การใช้ในชีวิตประจำวัน ทั้งการอุปโภคและบริโภค การประกอบอาหาร การชำระล้างร่างกาย รวมทั้งการใช้ในโรงงานอุตสาหกรรมในกิจกรรมต่างๆ ของโรงงาน เช่น การล้างวัตถุดิบ การหล่อเย็น การล้างเครื่องจักรกล ซึ่งทำให้คุณลักษณะของน้ำเปลี่ยนไปจากเดิมเนื่องจากมีสิ่งสกปรกต่างๆ ปนเปื้อนทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ ซึ่งทำให้คุณลักษณะของน้ำเสียมีความแตกต่างกันจากสิ่งสกปรกที่ปนเปื้อน (กรมควบคุมมลพิษ, 2546)

2.1 น้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชนเป็นน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมประจำวันของประชาชนที่อาศัยอยู่ในชุมชน และการประกอบอาชีพ ได้แก่ บ้านพักอาศัย ร้านอาหาร ภัตตาคาร ร้านค้า โรงเรียน โรงแรม ตลาด เป็นต้น หรืออาจกล่าวว่า เป็นน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ เช่น ในการอุปโภคบริโภค การชำระล้างร่างกาย การซักล้าง การประกอบอาหาร เป็นต้น น้ำเสียเหล่านี้จะปนเปื้อนด้วยสารอินทรีย์ แบคทีเรีย น้ำมันและไขมัน (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) ซึ่งลักษณะของน้ำเสียชุมชน ปริมาณน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ คิดเป็นร้อยละ 80 ของปริมาณน้ำใช้ อาจประเมินได้จากจำนวนประชากรหรือพื้นที่ใช้สอยและลักษณะน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ เป็นไปตามข้อมูลในตารางที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ ดังนี้

2.2 ลักษณะน้ำเสียชุมชน

กรมควบคุมมลพิษ (2545) อธิบายไว้ว่า เกิดจากบ้านพักอาศัยประกอบไปด้วยน้ำเสียจากกิจกรรมต่าง ๆ ในชีวิตประจำวัน ซึ่งมีองค์ประกอบต่าง ๆ ดังนี้

1. สารอินทรีย์ ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน เช่น เศษข้าว ก๋วยเตี๋ยว น้ำแกง เศษใบตอง พืชผัก ซึ้นเนื้อ เป็นต้น ซึ่งสามารถถูกย่อยสลายได้ โดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ทำให้ระดับออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) ลดลงเกิดสภาพเน่าเหม็นได้ ปริมาณของสารอินทรีย์ในน้ำนิยมนวัดด้วยค่าบีโอดี (BOD) เมื่อค่าบีโอดีในน้ำสูง แสดงว่ามีสารอินทรีย์ปะปนอยู่มาก และสภาพเน่าเหม็นจะเกิดขึ้นได้ง่าย

2. สารอนินทรีย์ ได้แก่ แร่ธาตุต่าง ๆ ที่อาจไม่ทำให้เกิดน้ำเน่าเหม็น แต่อาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต ได้แก่ คลอไรด์, ซัลเฟต เป็นต้น

3. โลหะหนักและสารพิษ อาจอยู่ในรูปของสารอินทรีย์หรืออนินทรีย์ และสามารถสะสมอยู่ในวงจรอาหาร เกิดเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต เช่น ปรอท โครเมียม ทองแดง ปกติจะอยู่ในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม และสารเคมีที่ใช้ในการกำจัดศัตรูพืชที่ปนมากับน้ำทิ้งจากการเกษตร สำหรับในเขตชุมชนอาจมีสารมลพิษนี้มาจากอุตสาหกรรมในครัวเรือนบางประเภท เช่น ร้านชุบโลหะ อยู่ซ่อมรถ และน้ำเสียจากโรงพยาบาล เป็นต้น

4. น้ำมันและสารลอยน้ำต่าง ๆ เป็นอุปสรรคต่อการสังเคราะห์แสง และกีดขวางการกระจายของออกซิเจนจากอากาศลงสู่ น้ำ นอกจากนั้นยังทำให้เกิดสภาพไม่น่าดู

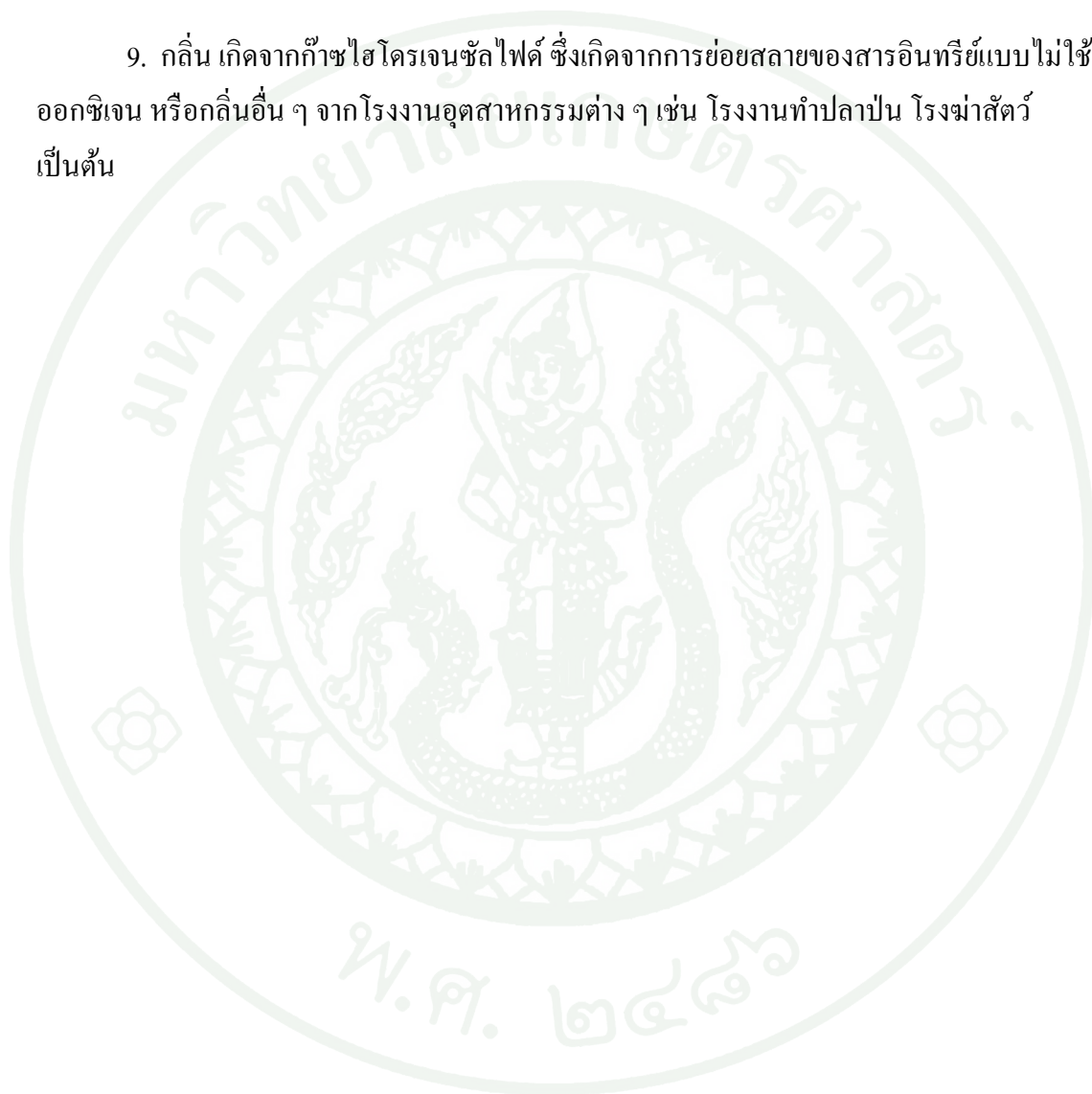
5. ของแข็ง เมื่อจมตัวสู่ก้นลำน้ำ ทำให้เกิดสภาพไม่ใช้ออกซิเจนที่ท้องน้ำ ทำให้แหล่งน้ำตื้นเขิน มีความขุ่นสูง มีผลกระทบต่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ

6. สารก่อให้เกิดฟองและสารชักฟอง ได้แก่ ผงซักฟอก สบู่ ฟองจะกีดกันการกระจายของออกซิเจนในอากาศสู่ น้ำ และอาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ

7. จุลินทรีย์ น้ำเสียจากโรงฟอกหนัง โรงฆ่าสัตว์ หรือโรงงานอาหารกระป๋อง จะมีจุลินทรีย์เป็นจำนวนมาก จุลินทรีย์เหล่านี้ใช้ออกซิเจนในการดำรงชีวิตสามารถลดระดับของออกซิเจนละลายน้ำ ทำให้เกิดสภาพเน่าเหม็น นอกจากนี้จุลินทรีย์บางชนิดอาจเป็นเชื้อโรคที่เป็นอันตรายต่อประชาชน เช่น จุลินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงพยาบาล

8. ธาตุอาหาร ได้แก่ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เมื่อมีปริมาณสูงจะทำให้เกิดการเจริญเติบโตและเพิ่มปริมาณอย่างรวดเร็วของสาหร่าย (Algae Bloom) ซึ่งเป็นสาเหตุสำคัญทำให้ระดับออกซิเจนในน้ำลดลงอย่างรวดเร็ว และอาจมีค่าต่ำมากในช่วงกลางคืน อีกทั้งยังทำให้เกิดวัชพืชน้ำ ซึ่งเป็นปัญหาแก่การสัญจรทางน้ำ

9. กลิ่น เกิดจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน หรือกลิ่นอื่น ๆ จากโรงงานอุตสาหกรรมต่าง ๆ เช่น โรงงานทำปลาป่น โรงฆ่าสัตว์ เป็นต้น



ตารางที่ 1 ลักษณะน้ำเสียชุมชน

ลักษณะน้ำเสีย				
พารามิเตอร์	หน่วย	ความเข้มข้น		
		น้อย	ปานกลาง	มาก
1. ของแข็งทั้งหมด (Total Solids)		350	720	1,200
ของแข็งละลายน้ำ (Dissolved Solids)	มก./ล.	250	500	850
ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids)		100	220	350
2. ปริมาณตะกอนหนัก (Settleable Solids)	มก./ล.	5	10	20
3. ค่าบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand : BOD)	มก./ล.	110	220	400
4. ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand : COD)	มก./ล.	250	500	1,000
5. ไนโตรเจนทั้งหมด (Total as N)		20	40	85
อินทรีย์ไนโตรเจน (Organic N)	มก./ล.	8	15	35
แอมโมเนีย (Free Ammonia)		12	25	50
6. ฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total as P)		4	8	15
สารอินทรีย์ (Organic)	มก./ล.	1	3	5
สารอนินทรีย์ (Inorganic)		3	5	10
7. คลอไรด์ (Chloride)	มก./ล.	30	50	100
8. ซัลเฟต (Sulfate)	มก./ล.	20	30	50
9. สภาพด่าง (Alkalinity as CaCO ₃)	มก./ล.	50	100	200
10. ไขมัน (Grease)	มก./ล.	50	100	150
11. โคลิฟอร์มทั้งหมด (Total Coliform)*	MPN/ 100มล.	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ - 10 ⁹

หมายเหตุ : * เป็นค่าที่เพิ่มจากค่าที่ตรวจพบในน้ำใช้ปกติ

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2545)

ตารางที่ 2 ปริมาณน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ

ปริมาณน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ		
ประเภทอาคาร	หน่วย	ลิตร/วัน-หน่วย
อาคารชุด/บ้านพัก	ชุด	500
โรงแรม	ห้อง	1,000
หอพัก	ห้อง	80
สถานบริการ	ห้อง	400
หมู่บ้านจัดสรร	คน	180
โรงพยาบาล	เตียง	800
ภัตตาคาร	ตารางเมตร	25
ตลาด	ตารางเมตร	70
ห้างสรรพสินค้า	ตารางเมตร	5.0

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2545)

ตารางที่ 3 ลักษณะของน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ

ลักษณะน้ำเสีย ประเภทอาคาร	พีเอช	ซีโอดี (มก./ล.)	บีโอดี (มก./ล.)	ทีเคเอ็น (มก./ล.)	ฟอสเฟต (มก./ล.)	ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)	ไขมัน และน้ำมัน (มก./ล.)
หอพัก	8.55	1,290	723	329	6.8	666	377
ร้านอาหาร	6.84	3,164	1,759	63.2	2.4	913	1,570
โรงพยาบาล	6.84	350	238	15.2	3.29	87.06	631
ตลาดสด	6.67	2,528	1,172	76.5	5.1	662	897
อาคารสำนักงาน	8.10	392	181	44.1	2.0	158	455
สถานบริการ อาบ อบ นวด	6.60	117	55	81	60	190	151

ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ (2545)

ตารางที่ 3 ลักษณะของน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ (ต่อ)

ลักษณะน้ำเสีย ประเภทอาคาร	พีเอช	ซีโอดี (มก./ล.)	บีโอดี (มก./ล.)	ทีเคเอ็น (มก./ล.)	ฟอสเฟต (มก./ล.)	ของแข็ง แขวนลอย (มก./ล.)	ไขมันและ น้ำมัน (มก./ล.)
ห้างสรรพสินค้า	7.51	253	81	66.8	10.1	61	577
โรงพยาบาล	7.53	110	60	72.7	2.7	45	219
โรงแรม	7.05	311	190	23	1.8	84	563
อาคารชุด คอนโดมิเนียม	7.20	221	151	33.7	2.0	63	473

ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ (2545)

3. ผลกระทบของน้ำเสียชุมชนต่อสุขภาพอนามัย

กรมควบคุมมลพิษ (2545) อธิบายว่า โดยทั่วไปเชื้อโรคที่พบในน้ำเสียที่ก่อให้เกิดโรคต่อมนุษย์ได้มี 4 ชนิด คือ แบคทีเรีย ไวรัส โปรโตซัว และพยาธิ โดยมีสาเหตุมาจากอุจจาระของมนุษย์ปนมากับน้ำเสีย โรคติดเชื้อจากสิ่งขับถ่ายสามารถติดต่อสู่คน มี 2 วิธี คือ เกิดจากเชื้อโรคที่อยู่ในสิ่งขับถ่ายของบุคคลหนึ่งแพร่กระจายออกสู่สิ่งแวดล้อมแล้วเข้าสู่บุคคลอื่น และเกิดจากเชื้อโรคจากสิ่งขับถ่ายเข้าทางปาก โดยมีสัตว์พาหะ เช่น หนูหรือแมลงต่าง ๆ ที่อาศัยสิ่งขับถ่ายในการขยายพันธุ์จะรับเชื้อโรคเข้าสู่ร่างกาย โดยเชื้ออาจอยู่ในตัว ลำไส้ หรือในเลือดของสัตว์พาหะนั้น โดยที่คนจะได้รับเชื้อผ่านสัตว์เหล่านั้นอีกทีหนึ่ง ซึ่งองค์การอนามัยโลก (WHO) ได้จำแนกเชื้อโรคตามลักษณะการติดเชื้อออกเป็น 6 ประเภท

ประเภทที่ 1 การติดเชื้อไวรัสและโปรโตซัว สามารถทำให้เกิดโรคได้แม้ว่าจะได้รับเชื้อเพียงเล็กน้อย และสามารถติดต่อได้ง่าย ซึ่งการปรับปรุงระบบสุขาภิบาลเพียงอย่างเดียว ยังไม่พอจะต้องให้ความรู้เกี่ยวกับสุขภาพควบคู่กันด้วย

ประเภทที่ 2 การติดเชื้อจากแบคทีเรีย จะต้องได้รับเชื้อในปริมาณที่มากพอจึงจะทำให้เกิดโรคได้ ติดต่อกันจากบุคคลหนึ่งไปยังอีกบุคคลหนึ่งได้ยาก เชื้อนี้มีความทนทานต่อสภาพแวดล้อมและ

สามารถแพร่พันธุ์ได้ดีในที่ที่เหมาะสม ซึ่งการปรับปรุงระบบสุขาภิบาลเพียงอย่างเดียวยังไม่พอ ต้องให้ความรู้เกี่ยวกับสุขภาพควบคู่กันด้วยเช่นกัน

ประเภทที่ 3 เชื้อชนิดนี้ทำให้เกิดโรคได้ทั้งในระยะแฝงและระยะฝังตัว ได้แก่ ไข่พยาธิ ซึ่งไม่สามารถติดต่อจากบุคคลหนึ่งไปยังอีกบุคคลหนึ่งได้โดยตรงแต่ต้องการสถานที่และ สภาพที่เหมาะสมเพื่อเจริญเติบโตเป็นตัวพยาธิและเข้าสู่ร่างกายต่อไป

ประเภทที่ 4 พยาธิตัวคืดอาศัยอยู่ในลำไส้คน ไข่พยาธิจะปนออกมากับอุจจาระ ถ้าการกำจัดสิ่งขับถ่ายไม่เหมาะสม ก็จะทำให้สัตว์จำพวกโค กระบือ และสุกร ได้รับไข่พยาธิจากการกินหญ้าที่มีไข่พยาธิเข้าไป ซึ่งไข่พยาธิเมื่อเข้าไปในร่างกายสัตว์แล้วจะกลายเป็นซิสต์ (Cyst) และฝังตัวอยู่ตามกล้ามเนื้อ คนจะได้รับพยาธิโดยการรับประทานเนื้อสัตว์ดิบ ๆ

ประเภทที่ 5 พยาธิบางชนิดมีระยะของวงจรชีวิตอยู่ในน้ำ โดยพยาธิเหล่านี้จะมีระยะติดต่อตอนที่อาศัยอยู่ในน้ำ โดยจะเข้าสู่ร่างกายคนโดยการไชเข้าทางผิวหนังหรือรับประทานสัตว์น้ำที่ไม่ได้ทำให้สุก ดังนั้นการจืดระบบสุขาภิบาลที่ดี จึงเป็นการป้องกันมิให้พยาธิเหล่านี้ปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อม

ประเภทที่ 6 การติดเชื้อโดยมีแมลงเป็นพาหะ แมลงที่เป็นพาหะที่สำคัญ ได้แก่ ยุงแมลงวัน โดยยุงพวก *Culex pipines* จะสามารถสืบพันธุ์ได้ในน้ำเสีย โดยเชื้อจะติดไปกับตัวแมลง เมื่อสัมผัสอาหารเชื้อก็จะปนเปื้อนกับอาหาร ดังนั้นการจืดระบบสุขาภิบาลที่ดี จึงเป็นการป้องกันพาหะเหล่านี้

ดังนั้น แนวทางหนึ่งในการควบคุมการแพร่กระจายของเชื้อโรค ก็คือ จะต้องจัดระบบสุขาภิบาลตั้งแต่ระดับครัวเรือนไปจนถึงระดับชุมชนให้ถูกต้องเหมาะสมและควรมีระบบการจัดการและบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชนที่สามารถกำจัดเชื้อโรคในน้ำทิ้งได้ก่อนที่จะระบายลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะหรือออกสู่สิ่งแวดล้อม

4. ความสำคัญของระบบบำบัดน้ำเสีย

โรงบำบัดน้ำเสียเป็นสถานที่รวบรวมน้ำเสียจากบ้านเรือน แหล่งพาณิชยกรรม อุตสาหกรรม และสถาบันเข้าสู่กระบวนการบำบัดแบบต่างๆ เพื่อกำจัดมลสารที่อยู่ในน้ำเสีย ให้มีคุณภาพดีขึ้น และไม่ก่อให้เกิดผลเสียต่อแม่น้ำ ลำคลอง แหล่งน้ำธรรมชาติหรือสิ่งแวดล้อมโดยรอบ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะถูกระบายลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ หรือบางส่วนยังสามารถนำกลับมาใช้ประโยชน์ในด้านการเกษตร ด้านอุตสาหกรรมและด้านอื่นๆ

แม้ว่าน้ำจะเป็นแหล่งทรัพยากรที่มีการใช้ซ้ำหลายครั้งวนเวียนเป็นวัฏจักร และมีกระบวนการทำความสะอาดตัวเอง (Self Purification) แต่กระบวนการนี้ก็มีความสามารถจำกัดในตัวแหล่งน้ำเอง ดังนั้นการบำบัดน้ำเสียจึงเป็นกลไกสำคัญอันหนึ่งที่จะช่วยลดภาระของแหล่งน้ำในการทำความสะอาดตัวเองตามธรรมชาติและช่วยป้องกันมิให้สารมลพิษปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำดิบในการผลิตน้ำประปา

5. การรวบรวมน้ำเสีย

ระบบท่อระบายน้ำเป็นระบบท่อที่มีการเชื่อมโยงเป็นเครือข่ายที่ซับซ้อนทำหน้าที่รวบรวมน้ำเสียจากที่พักอาศัย อุตสาหกรรม ธุรกิจ พาณิชยกรรม และสถาบัน ให้ไหลไปตามท่อระบายน้ำซึ่งวางอยู่ใต้ดิน ไปสู่ระบบบำบัดน้ำเสียก่อนที่จะปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม โดยปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นจะใกล้เคียงกับอัตราการใช้น้ำในชุมชนนั้นๆ และการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียจะแปรผันตามช่วงการใช้น้ำในแต่ละวันและแปรผันตามฤดูกาลในแต่ละปี ทั้งนี้ระบบท่อระบายน้ำจะต้องมีความสามารถในการรองรับน้ำที่ไหลเข้าท่อระบายน้ำได้ทั้งหมดโดยไม่ก่อให้เกิดการรั่วซึมหรือทำให้เกิดน้ำท่วมขังภายในชุมชน

6. การบำบัดน้ำเสีย

การเลือกระบบบำบัดน้ำเสียขึ้นกับปัจจัยต่างๆ ได้แก่ ลักษณะของน้ำเสีย ระดับการบำบัดน้ำเสียที่ต้องการ สภาพทั่วไปของท้องถิ่น ค่าลงทุนก่อสร้างและค่าดำเนินการดูแลและบำรุงรักษาขนาดของที่ดินที่ใช้ในการก่อสร้าง เป็นต้น ทั้งนี้เพื่อให้ระบบบำบัดน้ำเสียที่เลือกมีความเหมาะสมกับแต่ละท้องถิ่น ซึ่งมีสภาพแวดล้อมที่แตกต่างกัน โดยการบำบัดน้ำเสียสามารถแบ่งได้ตามกลไกที่ใช้ในการกำจัดสิ่งเจือปนในน้ำเสีย ดังนี้

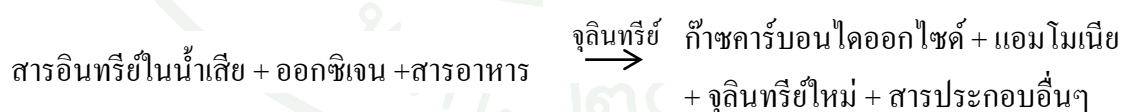
1. การบำบัดทางกายภาพ (Physical Treatment) เป็นวิธีการแยกเอาสิ่งเจือปนออกจากน้ำเสีย

2. กระบวนการบำบัดทางเคมี (Chemical Treatment) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางเคมีเพื่อทำปฏิกิริยากับสิ่งเจือปนในน้ำเสีย วิธีการนี้จะใช้สำหรับน้ำเสียที่มีส่วนประกอบอย่างใดอย่างหนึ่งดังต่อไปนี้ คือ ค่าพีเอชสูงหรือต่ำเกินไป มีสารพิษมีโลหะหนัก มีของแข็งแขวนลอยที่ตกตะกอนยาก มีไขมันและน้ำมันที่ละลายน้ำ มีไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสที่สูงเกินไปและมีเชื้อโรค

3. การบำบัดทางชีวภาพ (Biological Treatment) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพหรือใช้จุลินทรีย์ในการกำจัดสิ่งเจือปนในน้ำเสียโดยเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส โดยความสกปรกเหล่านี้จะถูกใช้เป็นอาหารและเป็นแหล่งพลังงานของจุลินทรีย์ในถังเลี้ยงเชื้อเพื่อการเจริญเติบโตทำให้น้ำเสียมีค่าความสกปรกลดลง โดยจุลินทรีย์เหล่านี้อาจเป็นแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Organisms) หรือแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Organisms)

7. การบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการแบบต่างๆ

การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน



สารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายกลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) พืชจะนำก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ไปใช้ในกระบวนการสังเคราะห์ด้วยแสง และเกิดออกซิเจน (สุเทพ, 2551; Metcalf and Eddy., 2004) นอกจากนี้ ยังมีปัจจัยอื่นๆ ที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน ซึ่งได้แก่ ค่าพีเอช

7.1 การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน

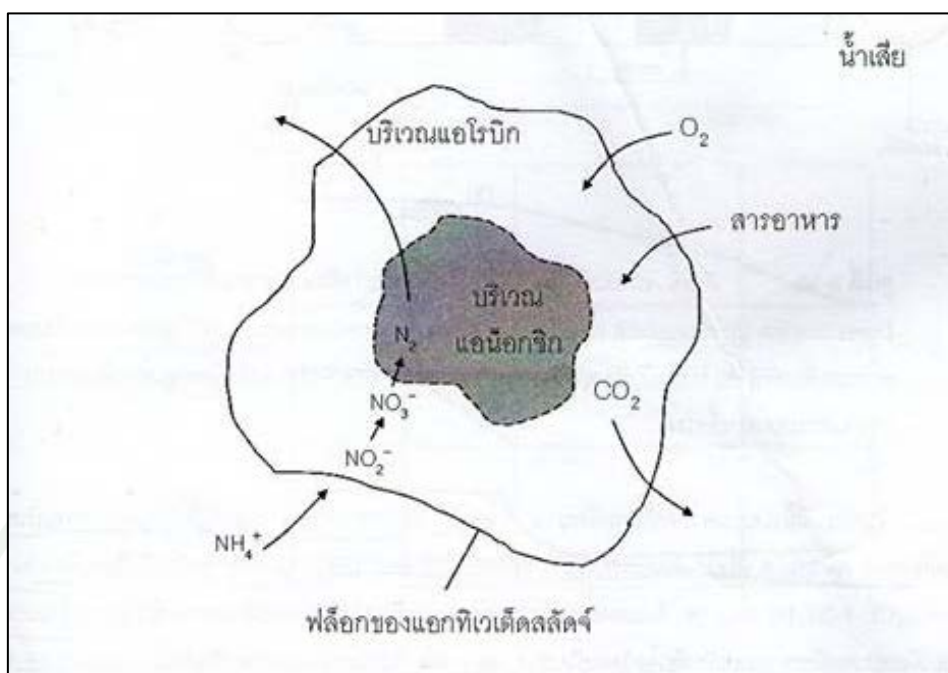
สารอินทรีย์ในน้ำเสีย + สารอาหาร $\xrightarrow{\text{จุลินทรีย์}}$ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ + ก๊าซมีเทน + ก๊าซอื่นๆ

สารอินทรีย์เมื่อถูกย่อยสลายแล้ว จะเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ก๊าซมีเทน (CH_4) และก๊าซอื่นๆ อีกเล็กน้อย ได้แก่ ก๊าซไฮโดรเจน (H_2) ก๊าซไนโตรเจน (N_2) และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ในธรรมชาติการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะพบในแหล่งน้ำนิ่งที่มีความลึกมาก เช่น อ่างเก็บน้ำขนาดใหญ่ บึงขนาดใหญ่ และในชั้นดินตะกอน (สุเทพ, 2551; Metcalf and Eddy., 2004)

7.2 การบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบแอนีอกซิก

สุเทพ (2551) ได้อธิบายไว้ว่า กระบวนการแอนีอกซิก (Anoxic) หมายถึง การที่จุลินทรีย์ใช้ไนเตรต (NO_3^-) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน ซึ่งจะทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ทำให้ไนเตรตถูกเปลี่ยนด้วยกระบวนการทางชีวภาพเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) และถูกกำจัดออกจากน้ำ มักใช้ร่วมกับการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมีสำคัญ ถ้ามีออกซิเจนละลายน้ำอยู่แอมโมเนียที่จำเป็นในกระบวนการทางชีวเคมีของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะไม่ทำงาน ระบบคลองวนเวียนเป็นระบบที่มีระยะเวลาพักเก็บน้ำยาวนาน สามารถอธิบายได้ว่า น้ำเสียที่อยู่ห่างเครื่องเติมอากาศจะอยู่ในสภาวะแอนีอกซิก และฟล็อกของเอเอสอาจะมีโซนทั้งที่เป็นแอนีอกซิกและโซนแอโรบิก ซึ่งไนเตรตจะถูกผลิตไนโซนแอโรบิกด้านนอกของฟล็อกซึ่งมีออกซิเจนแพร่ผ่านถึง จากนั้นไนเตรตจะเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนภายในโซนที่เป็นแอนีอกซิก

สำหรับฟอสฟอรัสนั้น จุลชีพจะสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ในสภาวะที่มีออกซิเจน แต่จะปลดปล่อยฟอสฟอรัสจากเซลล์ในสภาวะแอนีอกซิก ซึ่งในสภาวะนี้จะมีการปล่อยและการจับฟอสฟอรัสร่วมๆกัน การจับฟอสฟอรัสภายใต้สภาวะแอนีอกซิกปกติจะได้ประมาณร้อยละ 40-60 ของที่ทำได้ในสภาวะแอโรบิก (ธงชัย, 2545) ดังนั้นการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพทำได้โดยการจัดลำดับกระบวนการแอโรบิกและแอนีอกซิกที่เหมาะสม



ภาพที่ 2 ฟลักซ์ของเอเอสในน้ำเสีย ที่ประกอบด้วย โซนแอโรบิกและโซนแอนะโรบิก

ที่มา : สุเทพ (2551)

8. ระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทย

ประเทศไทย ปริมาณการบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชนทั่วประเทศ สามารถรองรับน้ำเสียได้รวม 3.2 ล้านลบ.ม./วัน โดยอยู่ในการดูแลขององค์กรปกครองส่วนท้องถิ่นระดับเทศบาลจำนวน 87 แห่ง องค์การบริหารส่วนจังหวัด (อบจ.) จำนวน 1 แห่ง องค์การบริหารส่วนตำบล (อบต.) จำนวน 2 แห่ง เมืองพัทยา จำนวน 2 แห่ง จังหวัดสมุทรปราการ จำนวน 1 แห่ง และกรุงเทพมหานคร จำนวน 8 แห่ง (ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม, 2554)

9. ก๊าซเรือนกระจกจากระบบบำบัดน้ำเสียกับสถานะเรือนกระจก

ผลกระทบของมลพิษทางน้ำที่ก่อให้เกิดปัญหาสถานะเรือนกระจก คือ เมื่อเกิดปัญหาน้ำเน่าเสียจะพบว่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำลดต่ำลง ทำให้จุลินทรีย์ที่มีอยู่ทั่วไปในแหล่งน้ำเปลี่ยนจากชนิดที่ใช้ออกซิเจน (Aerobic Bacteria) ไปเป็นชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Bacteria) ซึ่งกระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะก่อให้เกิดก๊าซมีเทนลอยตัวขึ้นสู่ชั้น

บรรยากาศก่อให้เกิดปัญหาสภาวะเรือนกระจกในที่สุด จึงควรมีการบำบัดน้ำเสียก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำเพื่อลดปริมาณความสกปรก ทั้งนี้การบำบัดน้ำเสียอาจมีการนำระบบไม่ใช้ออกซิเจนมาใช้ เช่น บ่อแอนแอโรบิก (Anaerobic Pond) ทำให้เกิดก๊าซมีเทน ดังนั้นจึงควรมีการนำก๊าซมีเทนไปใช้ประโยชน์เป็นเชื้อเพลิง ช่วยลดค่าใช้จ่ายและลดปริมาณก๊าซเรือนกระจกในบรรยากาศ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

ระบบบำบัดน้ำเสียถูกกำหนดเป็นแหล่งกำเนิดก๊าซเรือนกระจกโดยเฉพาะก๊าซมีเทน (CH_4) ก๊าซไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) รวมถึงไอน้ำ (U.S. EPA, 1997) โดยก๊าซแต่ละชนิดจะมีศักยภาพที่ทำให้เกิดสภาวะเรือนกระจกต่างกัน ก๊าซไนตรัสออกไซด์ มีศักยภาพในการทำให้เกิดสภาวะเรือนกระจกเป็น 296-320 เท่า เมื่อพิจารณาในรอบ 100 ปี เทียบกับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ สะสมอยู่ในบรรยากาศชั้นสตราโทสเฟียร์มีอายุยาวนานถึง 120 ปี มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นในอัตราร้อยละ 0.2-0.3 ต่อปี ซึ่งสามารถพบก๊าซชนิดนี้ได้ไนโซนที่มีกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเกิดจากกิจกรรมของแบคทีเรียชนิดดีไนตริฟายอิง (Denitrifying Bacteria) ซึ่งก๊าซไนตรัสออกไซด์ถือว่าเป็นผลพลอยได้ ภายใต้เงื่อนไขแอ่น็อกซิก ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจน โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน มีความสัมพันธ์กับค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) และค่าอัตราส่วนซีโอดี/ไนโตรเจน ค่าพีเอช ค่าไนไตรต์ (NO_2^-) ความเค็ม (Salinity) รวมถึงอายุตะกอน (SRTs) (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2001) และยังมี ความสัมพันธ์ที่ใกล้ชิดกับปริมาณไนไตรต์ โดยสภาพการเกิดก๊าซไนตรัสออกไซด์ที่เหมาะสมคือ มีค่าพีเอช 7.2 อุณหภูมิ 26 องศาเซลเซียส และมีค่าออกซิเจนละลายน้ำอยู่น้อย (Gaëlle Tallec *et al*, 2006)

ก๊าซมีเทนมีศักยภาพในการทำให้เกิดสภาวะเรือนกระจก 23-25 เท่า เมื่อเทียบกับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และมีอายุอยู่ในชั้นบรรยากาศประมาณ 15 ปี (Matthijs R.J. Dealman *et al*, 2012; Atreyee Sims *et al*, 2013) จะถูกปล่อยภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกซิเจน โดยแบคทีเรียกลุ่ม Methanogenic โดยสภาวะพีเอช 6.7 ถึง 7.4 หรือที่เหมาะสมที่สุดคือ พีเอช 7.0 ถึง 7.2 ซึ่งมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นในอัตราร้อยละ 0.50 ต่อปี ซึ่งปริมาณที่ปล่อยมากกว่าร้อยละ 50 มาจากกิจกรรมของมนุษย์ เช่น หลุมฝังกลบขยะ การใช้ก๊าซธรรมชาติและปิโตรเลียม ระบบบำบัดน้ำเสีย เกษตรกรรม และในอุตสาหกรรมบางประเภท และการผลิตมีเทนยังมีความสัมพันธ์กับระยะเวลาที่เก็บน้ำอีกด้วย (Jinhe Wang *et al*, 2011)

ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นก๊าซเรือนกระจกที่มีปริมาณการปล่อยมากที่สุดและยังเป็นก๊าซที่มีปริมาณมากเป็นอันดับ 4 ในอากาศ รองจากก๊าซไนโตรเจน ก๊าซออกซิเจน และก๊าซอาร์กอน และเป็นก๊าซเรือนกระจกที่ทำให้เกิดพลังงานความร้อนสะสมในบรรยากาศของโลกมากที่สุด โดยทั่วไปสามารถเกิดขึ้นได้จากหลายสาเหตุ แต่แหล่งที่สำคัญแหล่งหนึ่ง คือ การเผาไหม้และการย่อยสลายสารอินทรีย์ทั้งแบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นกว่าก๊าซเรือนกระจกชนิดอื่นๆ ถึงแม้ว่าก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จะมีศักยภาพในการทำให้เกิดภาวะเรือนกระจกน้อยกว่า ก๊าซไนตรัสออกไซด์ และก๊าซมีเทน แต่ด้วยปริมาณการปล่อยจำนวนมากมหาศาล ทำให้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นตัวการหลักที่ทำให้เกิดภาวะเรือนกระจก และจากผลการศึกษาปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยหน่วยงาน IPCC ระบุชัดเจนว่า ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นก๊าซเรือนกระจกที่ทำให้เกิดพลังงานความร้อนสะสมในบรรยากาศของโลกมากที่สุด ในบรรดา ก๊าซเรือนกระจกชนิดอื่นๆ ทั้งยังมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นกว่าก๊าซชนิดอื่นๆ ด้วย ซึ่งหมายถึงผลกระทบโดยตรงต่ออุณหภูมิของผิวโลกและชั้นบรรยากาศจะยิ่งทวีความรุนแรงมากยิ่งขึ้น

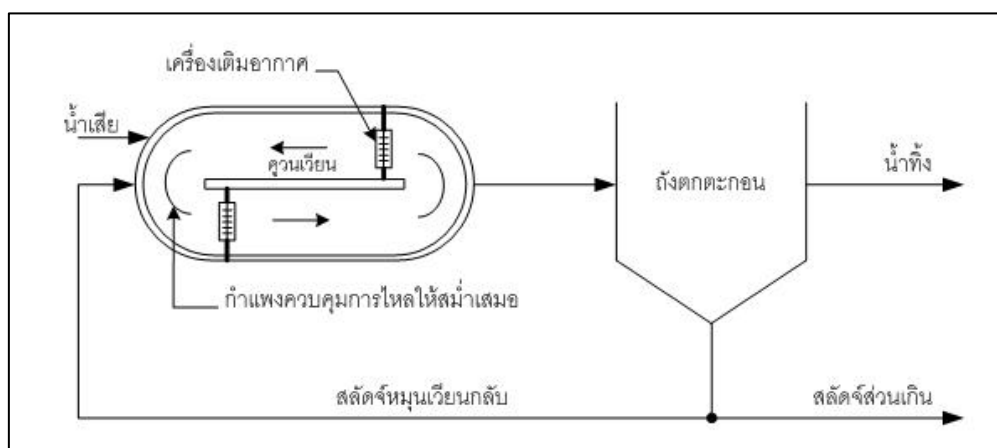
แนวโน้มปริมาณก๊าซเรือนกระจกจากระบบบำบัดน้ำเสียที่เพิ่มมากขึ้นสอดคล้องกับปริมาณน้ำเสียที่เพิ่มขึ้นอันเนื่องมาจากการเพิ่มจำนวนประชากร และปริมาณการบริโภคปิโตรเลียม (สุเทพ, 2551) เมื่อเปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ ที่มีในประเทศสหรัฐอเมริกาในแง่ของศักยภาพที่ทำให้เกิดภาวะเรือนกระจกจากการปล่อยก๊าซเรือนกระจก พบว่าระบบบ่อเกรอะ (Septic Tank) มีส่วนมากที่สุดประมาณร้อยละ 53 ของระบบบำบัดน้ำเสียทั้งหมด รองลงมาคือระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกอื่นๆ ประมาณร้อยละ 16 ของทั้งหมด ส่วนรูปแบบการบำบัดน้ำเสียแบบอื่นๆ ไม่รวมระบบเอเอส คิดรวมกันประมาณร้อยละ 16 ส่วนระบบเอเอส มีศักยภาพที่ทำให้ภาวะเรือนกระจกร้อยละ 0.8 ของระบบบำบัดน้ำเสียทั้งหมด ซึ่งในกรณีของระบบเอเอส จะมีการปล่อยก๊าซเรือนกระจกทางอ้อมเป็นหลักจากการใช้พลังงานไฟฟ้า (Daigger, 2007)

การลดผลกระทบต่อภาวะเรือนกระจกจากการปล่อยก๊าซเรือนกระจกของระบบบำบัดน้ำเสีย จากข้อมูลแม้ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกจะมีผลทางตรง คือ ศักยภาพในการปล่อยก๊าซเรือนกระจกสูง แต่ในส่วนของการลดผลกระทบทางอ้อม ระบบบำบัดที่มีการเติมอากาศอย่างเช่นระบบเอเอสก็มีส่วนในการทำให้เกิดภาวะเรือนกระจกได้เช่นกันขึ้นอยู่กับแหล่งที่มาของพลังงานที่ใช้ในการผลิตกระแสไฟฟ้า การลดผลกระทบต่อภาวะเรือนกระจกทางตรงจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกทำได้โดยการดักก๊าซมีเทนมาใช้เป็นเชื้อเพลิง ทำให้ได้ก๊าซ

คาร์บอนไดออกไซด์ที่มีศักยภาพในการทำให้เกิดภาวะเรือนกระจกต่ำกว่า ซึ่งอาจจะเป็นไปได้ยากในทางปฏิบัติ (สุเทพ, 2551)

10. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch, OD) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ปรับปรุงมาจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอส (Activated Sludge) ดั้งเดิม ซึ่งมีข้อดี คือ สามารถทำงานได้ดีสม่ำเสมอโดยไม่ต้องควบคุมมากมาย เมื่อเทียบกับระบบเอเอสทั่วไป และน้ำทิ้งได้ตามมาตรฐานน้ำทิ้งอย่างสม่ำเสมอ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554; พงศ์ศักดิ์, 2554) มีลักษณะของถังเดิมอากาศเป็นคูหรือคลองที่สร้างให้เป็นรูปวงรีทำให้น้ำสามารถหมุนเวียนไปมาได้โดยรอบ (คล้ายลู่วิ่ง) มีระยะเวลาเก็บน้ำ (HRT) มากกว่า 14 ชั่วโมง มีอายุตะกอน (SRT) ยาวนาน โดยอยู่ในช่วง 10-30 วัน ค่าอัตราส่วนของอาหารต่อมวลของจุลชีพ (F/M ratio) ในช่วง 0.05-0.30 กก. บีโอดี/กก. เอ็มแอลวีเอสเอส-วัน และมีค่าเอ็มแอลวีเอสเอส (MLVSS) อยู่ในช่วง 3,000-6,000 มก./ลิตร ได้รับการพัฒนาครั้งแรกในเนเธอร์แลนด์โดย ดร. เอ. พาสเวอร์ เป็นระบบแบบกวนสมบูรณ์ (Complete Mix) แต่สามารถพิจารณาให้เป็นการไหลเป็นแบบไหลตามกัน (Plug Flow) ให้น้ำเสียไหลตามความยาวถัง โดยใช้เครื่องกลเติมอากาศในแนวนอน (Horizontal Surface Aerator) เพื่อให้น้ำไหลไปในทิศทางเดียวกัน ทำให้ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) ในถังเดิมอากาศลดลงเรื่อยๆ ตามความยาวถัง โดยปกติระบบคลองวนเวียนจะมีความลึกไม่เกิน 2 เมตร เป็นเหตุให้ใช้พื้นที่มาก แต่ปัจจุบันสามารถพัฒนาให้มีความลึกได้ถึง 4 เมตร จึงลดการใช้พื้นที่ลงได้บ้าง ความเร็วของน้ำที่ไหลวนอยู่ภายในถังจะมีอัตราเร็วประมาณ 0.30-0.40 เมตร/วินาที เพื่อให้ตะกอนอยู่ในสภาพแขวนลอย (สุเทพ, 2551; U.S. EPA, 1999; Metcalf and Eddy., 2004)



ภาพที่ 3 ระบบคลองวนเวียน

ที่มา: ดัดแปลงจาก Parsons Engineering Science, Inc.(2000)

ระบบคลองวนเวียนเป็นระบบที่เหมาะสมกับการบำบัดน้ำเสียชุมชนแบบติดกับที่เพราะสามารถกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหารได้อย่างมีประสิทธิภาพ และประการสำคัญไม่ต้องการผู้ควบคุมที่มีประสบการณ์สูงมากนัก แต่ระบบแบบนี้มีข้อเสียคือ ราคาค่าก่อสร้างสูงและต้องการพื้นที่มากกว่าระบบเอสทั่วไป (พงศศักดิ์, 2554)

11. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในระบบคลองวนเวียน

ระบบคลองวนเวียนเป็นระบบที่สามารถปรับเปลี่ยนได้ง่าย สามารถออกแบบให้กำจัดเฉพาะบีโอดี กำจัดบีโอดีและเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน กำจัดบีโอดีและไนโตรเจน กำจัดบีโอดีและฟอสฟอรัส หรือกำจัดบีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ดี โดยไม่ต้องเติมสารเคมีช่วยก่อนผลึก (ธงชัย, 2544)

การกำจัดไนโตรเจนด้วยการบำบัดทางชีววิทยาในระบบคลองวนเวียนเป็นที่ทราบกันอย่างแพร่หลายว่าเป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) สามารถบำบัดและลดไนโตรเจนในน้ำเสียได้เป็นอย่างดี กระบวนการไนตริฟิเคชัน เปลี่ยนแอมโมเนีย (NH_4^+) เป็นไนเตรต (NO_3^-) ต้องการปริมาณออกซิเจน 4.3 มก. ปริมาณค่าสภาพต่าง 7.14 มก. ของ CaCO_3 ต่อการลด 1 มิลลิกรัมของแอมโมเนียไนโตรเจน (NH_4^+-N) ค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 7.5-8.6 (Metcalf and Eddy., 2004) ส่วนกระบวนการ

ดีไนทริฟิเคชัน จะเปลี่ยนไนเตรต(NO_3^-) ที่เกิดขึ้นเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) เป็นกระบวนการที่ต้องการปริมาณสารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปต้องการ 5 มก.ซีโอดี หรือ 5 มก.บีโอดี ต่อการลด 1 มิลลิกรัมของไนเตรต(NO_3^- -N) ค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วงระหว่าง 7-8 (Metcalf and Eddy., 2004) ส่วนปริมาณออกซิเจนละลายที่เป็นตัวยับยั้ง (Inhibitor) อยู่ที่มากกว่า 0.5 มก./ล. (พงศศักดิ์, 2554)

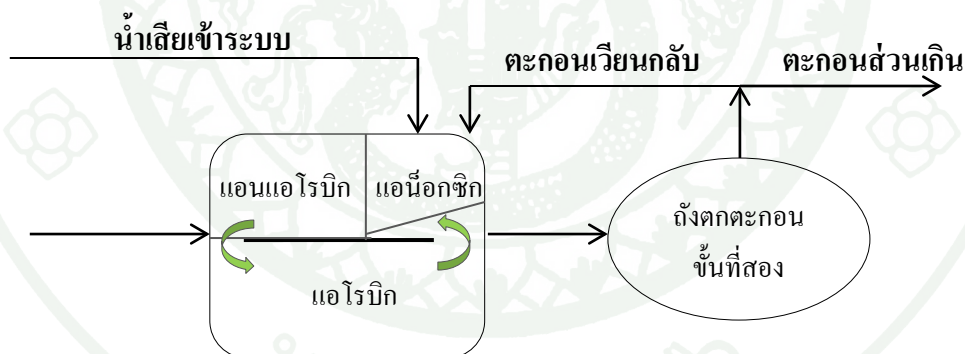
กระบวนการบำบัดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีวภาพเป็นเพียงการเปลี่ยนรูปของฟอสฟอรัสที่อยู่ในน้ำเสียไปอยู่ในรูปของตะกอนน้ำเสียเท่านั้นไม่ได้ทำให้ฟอสฟอรัสหายไปเหมือนการกำจัดไนโตรเจน หลักการสำคัญของกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีวภาพ คือ การทำให้จุลินทรีย์เก็บฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ปริมาณมากๆ จากนั้นแยกเซลล์ออกจากน้ำเสีย หรือให้เซลล์ปล่อยฟอสฟอรัสออกมาแล้วใส่สารเคมีเพื่อไปตกตะกอน แล้วนำตะกอนไปกำจัดหรือใช้ประโยชน์ต่อไป (พงศศักดิ์, 2554; Metcalf and Eddy., 2003) การกำจัดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการนี้จะเกิดขึ้นก็ต่อเมื่อค่าสัดส่วนของสารอินทรีย์ต่อฟอสฟอรัสในรูป

บีโอดี/ฟอสฟอรัส (BOD/P) ต้องอยู่ในช่วง 20-30 (Sedlak, R. I., 1991) ถ้าค่าบีโอดี ที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียมีค่าต่ำๆ การลดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีววิทยาจะไม่สามารถเกิดขึ้น นอกจากนี้สารอินทรีย์ในน้ำเสียควรเป็นประเภทที่ย่อยสลายได้ง่าย โดยทั่วไปควรเป็นกรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid, VFAs) ที่เกิดจากการหมักน้ำเสียไว้ระยะหนึ่ง ควรมีค่าประมาณ 6.7 มก.ต่อการลดฟอสฟอรัส 2 มก. ดังนั้น ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพทั่วไปที่สามารถลดฟอสฟอรัสต้องมีช่วงไม่ใช้ออกซิเจนสลับกับช่วงที่ใช้ออกซิเจน

สำหรับระบบคลองวนเวียนสามารถออกแบบให้มีการบำบัดได้ทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสโดยการควบคุมออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในระบบโดยให้ช่วงต้นมีสภาพไม่ใช้ออกซิเจน หรือมีโซนที่ไม่เติมอากาศในช่วงต้นคลอง และสลัดจ์เวียนกลับจะเข้าสู่โซนไม่ใช้ออกซิเจน ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในคลองวนเวียนมีความสำคัญมากต่อการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ค่าปริมาณออกซิเจนละลายในคลองวนเวียนถ้าสูงเกินไปจะยับยั้งปฏิกิริยา

ดีไนทริฟิเคชัน ถ้าปริมาณการละลายของออกซิเจนต่ำเกินไป จุลินทรีย์จะไม่สามารถดูดซับฟอสฟอรัสเข้าไปเก็บไว้ในเซลล์ได้ ซึ่งปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการใช้ออกซิเจน คือ ค่าบีโอดีที่เข้าสู่ระบบนั่นเอง นอกจากนี้ความเร็วของน้ำเสียที่ไหลในคลองวนเวียนและการกวนผสมเองก็มีผลต่อการใช้ออกซิเจนด้วย (พงศศักดิ์, 2554)

ระบบคลองวนเวียนใช้หลักการเติมอากาศเป็นช่วง (Intermittent Aeration) ซึ่งการเติมอากาศแบบนี้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ภายในถังเดียวกัน ซึ่งโซนแอน็อกซิก (Anoxic Zone) จะไม่มีการเติมอากาศ แต่จะมีการกวนผสมโดยใช้เครื่องกวนได้นำ ทำให้มีลักษณะเป็นถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ โซนนี้ปริมาณออกซิเจนและไนเตรตจะลดลง การดำเนินระบบให้มีทั้งโซนแอโรบิกและโซนแอน็อกซิกมีความสำคัญต่อประสิทธิภาพของระบบ ซึ่งอาจมีการปรับระยะเวลาของแต่ละกระบวนการ เพื่อประสิทธิภาพสูงสุด ในโซนแอโรบิกและโซนแอน็อกซิก มีลักษณะการเปลี่ยนแปลงของค่าโออาร์พี (Oxidation-Reduction Potential, ORP) ในช่วงที่มีการเติมอากาศและไม่มีการเติมอากาศ เมื่อปริมาณออกซิเจนละลายน้ำลดลง ค่า ORP จะลดลงอย่างช้าๆ แต่เมื่อไนเตรต (NO_3^-) ลดลง ค่า ORP จะลดลงอย่างรวดเร็ว ระบบคลองวนเวียนมีค่าบีโอดีเข้าระบบอย่างสม่ำเสมอต่อเนื่อง เมื่อรวมกับน้ำเสียที่วนกลับมาซึ่งมีปริมาณไนเตรตสูง มีออกซิเจนละลายอยู่น้อย ทำให้เกิดปฏิกิริยาดีนิตริฟิเคชัน (Denitrification) น้ำเสียชุมชนส่วนใหญ่จะมีองค์ประกอบเป็นสารอินทรีย์ ซึ่งประกอบด้วยธาตุคาร์บอน, ไฮโดรเจน, ออกซิเจน, ไนโตรเจน และกำมะถัน ซึ่งสามารถย่อยสลายได้ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ

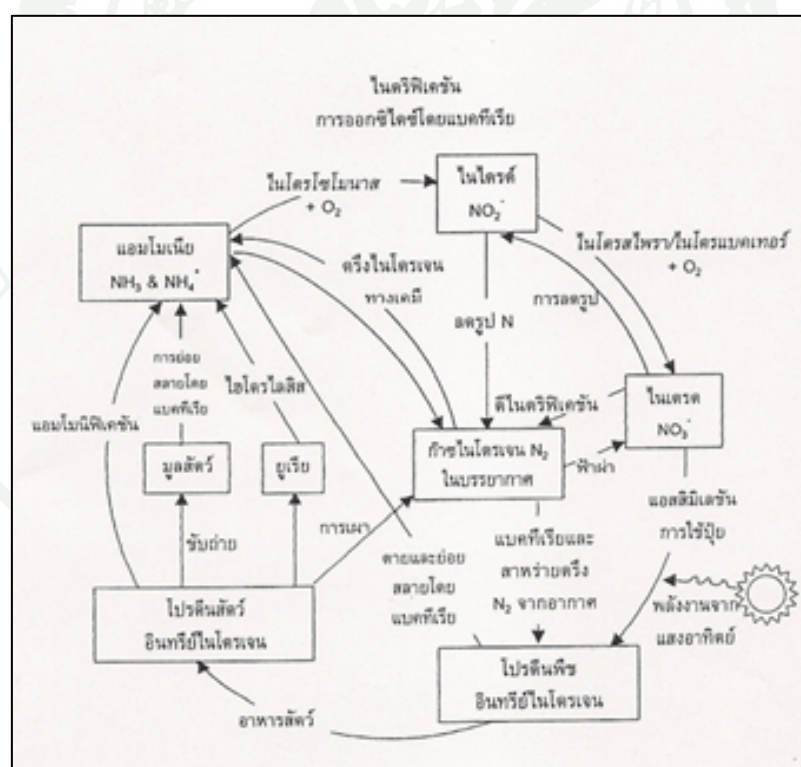


ภาพที่ 4 การเติมอากาศในระบบคลองวนเวียนที่ใช้กำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

ที่มา: ดัดแปลงจาก Metcalf and Eddy. (2004)

12. ไนโตรเจนและวัฏจักรของไนโตรเจน

ไนโตรเจนเป็นธาตุที่สามารถพบได้ในดิน น้ำ และบรรยากาศ ซึ่งไนโตรเจนที่มีอยู่ในธรรมชาติถูกใช้ไปในการสังเคราะห์โปรตีนในสิ่งมีชีวิต ดังนั้นเมื่อสิ่งมีชีวิตตายไนโตรเจนจึงกลับคืนสู่ธรรมชาติ นอกจากนี้ภายในสิ่งขับถ่ายต่างๆ ที่มาจากสิ่งมีชีวิตเป็นอีกเส้นทางที่ทำให้ไนโตรเจนคืนกลับสู่ธรรมชาติ ไนโตรเจนที่มาจากซากพืชซากสัตว์อยู่ในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจน และถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันกลายเป็นแอมโมเนียแล้วแอมโมเนียจะถูกออกซิไดส์โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง ด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันในสภาวะที่มีออกซิเจนเกิดเป็นไนไตรต์และไนเตรตตามลำดับ จากนั้นไนเตรตถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนและกลับคืนสู่บรรยากาศโดยจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริฟายอิงภายใต้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันซึ่งสิ่งมีชีวิตที่เป็นผู้ผลิตจะตรึงไนโตรเจนจากบรรยากาศเข้าสู่ภายในเซลล์หมุนวนเป็นวัฏจักรต่อไป ดังภาพที่ 5



ภาพที่ 5 วัฏจักรไนโตรเจน

ที่มา: ธงชัย (2545)

ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบสำคัญสำหรับโปรตีนและกรดนิวคลอิกในเซลล์จุลชีพและพืช รวมทั้งสัตว์ด้วย จึงมีความสำคัญต่อวงจรสิ่งมีชีวิต ในอากาศโดยทั่วไปจะประกอบด้วยไนโตรเจนร้อยละ 79 แต่ไนโตรเจนเป็นธาตุที่มีจำกัดในดินและน้ำ จุลินทรีย์จึงมีบทบาทมากในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจน (ธงชัย, 2545)

13. ผลกระทบของไนโตรเจนในน้ำเสียที่มีต่อสิ่งแวดล้อม

1. ทำให้ออกซิเจนในน้ำลดลง

แบคทีเรียชนิดที่ใช้ไนโตรเจนเป็นแหล่งพลังงาน (Autotrophic) จะเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนไตรต์และไนเตรตซึ่งจำเป็นต้องใช้ออกซิเจนถึง 4.57 เท่าของไนโตรเจนที่ต้องการกำจัด ทำให้เกิดการใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำปริมาณมาก ถ้าแหล่งน้ำนั้นมีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอ แหล่งน้ำจะเกิดการเน่าเสีย

2. การเกิดยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication)

ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน พบบ่อยในประเทศไทย (ธงชัย, 2544) เมื่อมีธาตุอาหารไนโตรเจน หรือฟอสฟอรัส หรือทั้งสองอย่างมากเกินไปในแหล่งน้ำจะทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) หรือปรากฏการณ์ที่ปลาวาฬ จากการเติบโตของสาหร่ายและพืชน้ำอย่างรวดเร็วในระยะเวลาอันสั้น เกิดการบดบังแสงและลดการเติมออกซิเจนจากบรรยากาศเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้แหล่งน้ำเน่าเสีย และปริมาณไนเตรตสูงจะกระตุ้นปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ซึ่งไนเตรตปริมาณ 0.3 มก./ล. มีผลทำให้เกิดยูโทรฟิเคชัน (Metcalf and Eddy., 1991) ซึ่งส่งผลกระทบต่อคุณภาพของแหล่งน้ำ และคุณภาพน้ำใช้เมื่อมีการนำแหล่งน้ำนั้นมาใช้ประโยชน์ รวมทั้งเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ ซึ่งทำให้พืชน้ำและจุลสาหร่ายเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วจนปริมาณออกซิเจนในน้ำมีไม่เพียงพอและทำให้เกิดความตื้นเขินได้ในระยะยาว (วิลาสินี, 2546)

3. ความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ

แอมโมเนีย (NH_3 , NH_4^+) ซึ่งเป็นสารอนินทรีย์ในโตรเจนที่จัดเป็นสารที่มีความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำเป็นอย่างมาก การสะสมของแอมโมเนียในน้ำเพียง 0.1 มก.ไนโตรเจน/ล.จะทำให้สัตว์น้ำมีอาการเครียด มีการจับถ่ายและต้องการออกซิเจนสูงขึ้นส่งผลให้เสี่ยงต่อการติดโรค ถ้ามีปริมาณแอมโมเนียมากกว่า 0.2 มก.ไนโตรเจน/ลิตร จะเป็นอันตรายต่อปลา ไนไตรต์หากมีการสะสมมากกว่า 1 มก.ไนโตรเจน/ล.จะทำให้ความสามารถในการรับออกซิเจนของสัตว์น้ำต่ำกว่าปกติซึ่งจะมีผลเสียมากหากมีออกซิเจนต่ำและอุณหภูมิสูง (วิลาลินี, 2546) ไนเตรตเป็นพิษต่อปลาที่ระดับความเข้มข้น 181 มก.ไนโตรเจน/ล. และที่ความเข้มข้น 69 มก.ไนโตรเจน/ล. เป็นสาเหตุของ Anorexia และทำให้ปลาติดโรคง่ายขึ้น

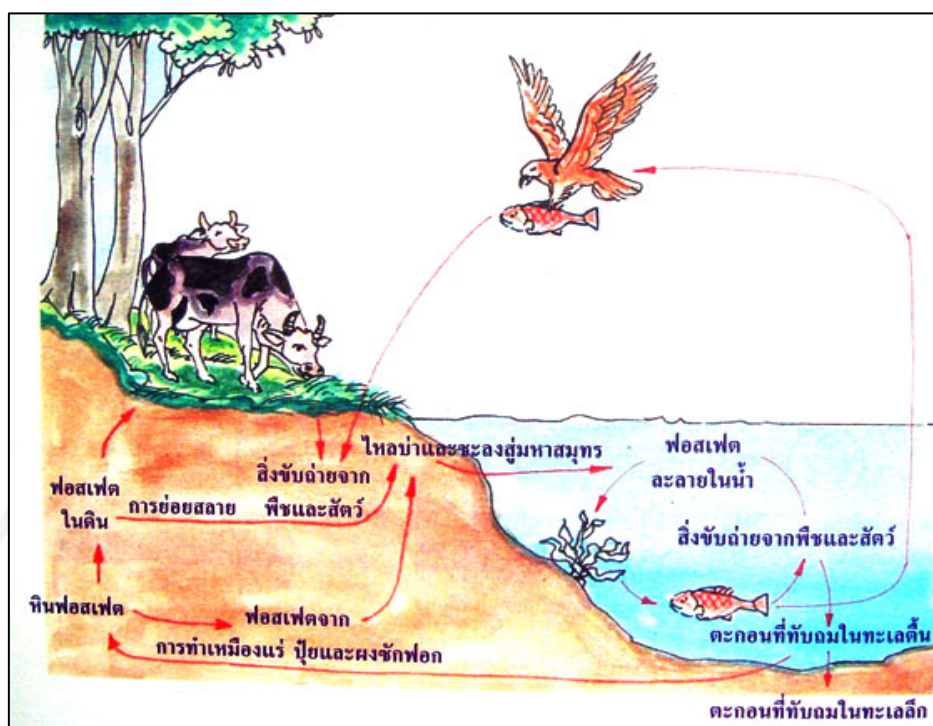
4. ผลกระทบด้านสุขภาพอนามัย

ไนเตรตส่งผลให้เกิดโรคที่ทางการแพทย์เรียกว่า Methemoglobinemia เกิดจากการที่เด็กอ่อนโดยเฉพาะทารกวัยอ่อนกว่า 6 เดือน บริโภคน้ำที่มีไนโตรเจนในรูปของไนเตรตมากเกินไป โดยไนเตรตจะเปลี่ยนเป็นไนไตรต์ในตัวเด็ก ไนไตรต์จะรวมตัวกับฮีโมโกลบินในเลือดกลายเป็นเมทาฮีโมโกลบิน ซึ่งไม่มีความสามารถในการลำเลียงออกซิเจนทำให้เลือดขาดออกซิเจนไปสู่เซลล์และกล้ามเนื้อ เกิดอาการร่างกายเปลี่ยนเป็นสีม่วงปนเขียว อาจร้ายแรงถึงขั้นเสียชีวิต (วิลาลินี, 2546) ทารกที่เกิดจากมารดาที่บริโภคน้ำที่มีการปนเปื้อนไนเตรตมีความเสี่ยงต่อการเป็นโรคนี้ แม้ว่าจะไม่มีการยืนยันแน่ชัด แต่มารดาที่อยู่ระหว่างการให้นมบุตรควรหลีกเลี่ยงการบริโภคน้ำที่มีการปนเปื้อนของไนเตรตสูงกว่า 50 มก./ล. (สุรัชดา, 2544) และไนเตรตยังมีผลต่อทารกในครรภ์ อาจทำให้คลอดก่อนกำหนด และมีโอกาสแท้งได้ สำหรับผู้ป่วยที่เป็นโรคหัวใจหรือโรคปอด หากบริโภคน้ำปนเปื้อนไนเตรตอาจทำให้ได้รับผลกระทบรุนแรงกว่าคนปกติ

นอกจากนี้ยังพบว่าไนเตรตและแอมโมเนียเมื่อทำปฏิกิริยากับ Amines จะเกิด Nitrosamines ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็ง ผู้เชี่ยวชาญบางท่านเชื่อว่าการบริโภคน้ำที่มีระดับปนเปื้อนไนเตรตสูงอย่างต่อเนื่องเป็นเวลานาน จะเพิ่มความเสี่ยงต่อการเป็นมะเร็ง (Damgaard, 1998)

14. วัฏจักรฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัส เป็นธาตุที่จำเป็นต่อการดำรงชีวิตของสิ่งมีชีวิต เพราะเป็นองค์ประกอบของ DNA, RNA และ ATP รวมทั้งใช้ในการเจริญเติบโตของพืช การหมุนเวียนของฟอสฟอรัสต่างจากธาตุอื่นที่ไม่มีการหมุนเวียนผ่านรูปที่เป็นก๊าซ ฟอสฟอรัสเป็นธาตุที่มีอยู่ในธรรมชาติน้อยมาก และเกิดขึ้นจากการเปลี่ยนแปลงทางธรณีวิทยา เช่น แผ่นดินไหว ภูเขาไฟระเบิด ด้วยเหตุนี้ฟอสฟอรัสจึงถูกใช้หมุนเวียนอยู่ระหว่างสิ่งมีชีวิตและไม่มีชีวิตในปริมาณที่จำกัด ดังนั้นฟอสฟอรัส จึงเป็นปัจจัยที่จำกัดจำนวนสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศหลายชนิด และยังจำเป็นสำหรับวงจรสิ่งมีชีวิตทุกอย่างด้วยเช่นกัน แปรกลับไปมาระหว่างรูปอินทรีย์และรูปอนินทรีย์ อยู่ในสิ่งแวดล้อมที่สถานะวาเลนซ์ +5 เท่านั้น จุลินทรีย์บางชนิดสามารถแปลงรูปฟอสฟอรัสแบบอนินทรีย์ที่ไม่สามารถละลายน้ำ เป็นออร์โธฟอสเฟตที่ละลายน้ำได้ (ธงชัย, 2545) แต่ก็มีจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่งที่เปลี่ยนฟอสฟอรัสแบบอินทรีย์ให้เป็นออร์โธฟอสเฟตที่ละลายน้ำได้ (Bitton, 1994) ฟอสฟอรัสที่ละลายน้ำจะเป็นธาตุอาหารของแพลงก์ตอนพืชและแพลงก์ตอนสัตว์ สารประกอบอินทรีย์ฟอสฟอรัสถูกพืชใช้ในกระบวนการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ แบคทีเรียและฟังไจเป็นสิ่งมีชีวิตกลุ่มหลักที่สามารถเปลี่ยนรูปฟอสฟอรัสให้อยู่ในรูปที่พืชและจุลินทรีย์กลุ่มอื่นๆใช้ประโยชน์ได้



ภาพที่ 6 วัฏจักรฟอสฟอรัส

ที่มา: The Environmental Literacy Council

15. ผลกระทบของฟอสฟอรัสในน้ำเสียที่มีต่อสิ่งแวดล้อม

ฟอสฟอรัสยังมีความสำคัญในแง่การใช้ประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสียและควบคุมน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมและน้ำเสียชุมชน ซึ่ง พงศ์ศักดิ์ (2554) กล่าวไว้ว่า

1. ฟอสฟอรัสเป็นอาหารที่สิ่งมีชีวิตใช้สร้างเซลล์ใหม่ ดังนั้นการวิเคราะห์หาปริมาณฟอสฟอรัสจึงมีความสำคัญในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ
2. สารประกอบฟอสฟอรัสใช้ในการควบคุมการกักตัวของท่อระบบส่งน้ำประปา และใช้ควบคุมการเกิดตะกอนในหม้อต้ม
3. ฟอสฟอรัส เมื่อถูกทิ้งลงในแหล่งน้ำจะกระตุ้นการเติบโตของพืชน้ำอย่างรวดเร็วจึงเกิดปัญหายูโทรฟิเคชัน แต่อย่างไรก็ตามในประเทศไทยยังไม่มีกฎหมายควบคุมค่าฟอสฟอรัสที่

แน่นอน มีเฉพาะในเขตกรุงเทพ ฯ ชั้นในเท่านั้นซึ่งควบคุมค่าฟอสฟอรัสที่ 2 มก./ล. แต่ในต่างประเทศ เช่น ประเทศสหรัฐอเมริกาได้ควบคุมฟอสฟอรัสที่ 0.2 มก./ล.

16. ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication)

ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันนั้น มีการให้ความหมายต่างๆ จากหลายๆ บุคคลและองค์กร อาทิเช่น Manson, 1991 กล่าวว่า ยูโทรฟิเคชัน หมายถึง ความอุดมสมบูรณ์ไปด้วยธาตุอาหารพืชในรูปสารอนินทรีย์ของแหล่งน้ำ Harper, 1992 กล่าวว่า ยูโทรฟิเคชันเป็นคำที่ใช้อธิบายผลกระทบทางชีววิทยาของการเพิ่มขึ้นของธาตุอาหารพืชต่อระบบนิเวศแหล่งน้ำ นอกจากนั้นแล้ว ยูโทรฟิเคชันยังหมายถึง สภาพที่น้ำมีสีเขียวเนื่องจากความอุดมสมบูรณ์ของสาหร่ายเซลล์เดียว (โครงการการจัดการทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมในทะเลสาบสงขลา, 2544) และ OSPAR, 1999 ได้ให้ความหมายของยูโทรฟิเคชันว่า ความอุดมสมบูรณ์ไปด้วยสารอาหารของแหล่งน้ำโดยเฉพาะอย่างยิ่งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเป็นเหตุให้แพลงก์ตอนพืชหรือพืชน้ำเพิ่มจำนวนอย่างรวดเร็วจนส่งผลกระทบต่อคุณภาพน้ำและสิ่งมีชีวิตอื่นในแหล่งน้ำ กล่าวโดยสรุป ยูโทรฟิเคชัน คือ กระบวนการ(Process) หรือสภาวะ(Condition) ที่ประกอบด้วย 3 องค์ประกอบหลัก 1) ระดับสารอาหารที่เพิ่มสูงขึ้น 2) การสร้างสารอินทรีย์ทั้งในรูปอนุภาคและที่ละลายน้ำ และ 3) การย่อยสลายสารอินทรีย์ซึ่งทำให้ปริมาณออกซิเจนลดต่ำลง (Gray *et al.*, 2002)

ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันเกิดจากการระบายน้ำเสียที่มีธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสปริมาณมากลงสู่แหล่งน้ำ ทำให้สาหร่ายและพืชน้ำเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วและเพิ่มจำนวนมากขึ้นผิดปกติ (Algae Bloom) ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศทางน้ำ คือ โดยปกติในช่วงกลางวันพืชน้ำและสาหร่ายจะเกิดการสังเคราะห์แสงผลิตออกซิเจน (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) อย่างไรก็ตามปริมาณสาหร่ายที่แขวนลอยอยู่ทำให้น้ำขุ่นและทำให้แสงสว่างส่องผ่านลงใต้น้ำได้เล็กน้อยลง สาหร่ายที่ตายลงจะจมลงและถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรีย การใช้ออกซิเจนของสิ่งมีชีวิตที่อาศัยในน้ำรวมทั้งแบคทีเรีย อาจทำให้ส่วนที่แสงส่องไม่ถึงอยู่ในสภาพแอนแอโรบิก (Anaerobic) ถ้าไม่มีการกวนผสม ทำให้ไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของสิ่งมีชีวิตอื่นๆ แต่ในเวลากลางคืนซึ่งไม่มีแสงอาทิตย์ สาหร่ายและพืชสีเขียวจะไม่เกิดการสังเคราะห์แสงแต่เกิดกระบวนการหายใจ (Respiration) ซึ่งต้องการออกซิเจนและคายคาร์บอนไดออกไซด์สู่บรรยากาศ ดังนั้นในช่วงกลางวันแหล่งน้ำที่เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน มีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำสูงเกิน

กว่าความเข้มข้นสูงสุดได้ แต่ในเวลากลางคืนปริมาณออกซิเจนละลายน้ำลดลงจนถึงศูนย์ได้ในเวลา กลางคืนทำให้เกิดภาวะแอนแอโรบิก ทำให้สิ่งมีชีวิตที่ใช้ออกซิเจนตายลง (สุเทพ, 2551)

นอกจากนี้ในเวลากลางวัน สาหร่ายจะดึงคาร์บอนไดออกไซด์จากน้ำมาใช้จนกระทั่งฟิเอช เพิ่มขึ้น ในบางกรณีฟิเอช อาจสูงถึง 10 ในแหล่งน้ำปิด ส่วนในเวลากลางคืน สาหร่ายใช้ออกซิเจน และคายคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาทำให้ ฟิเอช ของน้ำลดลง ซึ่งอาจลดลงถึง 5.5-6 ได้ (สุเทพ, 2551)

กรณีได้รับสารอินทรีย์และธาตุอาหารปริมาณมาก อาจทำให้เกิดปรากฏการณ์ กระแสน้ำแดง (Red Tide) หรือเรียกว่าปรากฏการณ์ขึ้นปลาพินทะเล ซึ่งเกิดจากการเจริญเติบโตที่ ผิดปกติของสาหร่ายเซลล์เดียวบางชนิดขึ้นอย่างรวดเร็วและทำให้น้ำมีสีเปลี่ยนไป (กรมโรงงาน อุตสาหกรรม, 2554)

นอกจากนี้ยังมีปัจจัยหลายชนิดทั้งทางกายภาพและเคมีที่ใช้เป็นเกณฑ์บ่งบอกถึงการเกิด ยูโทรฟิเคชัน ได้แก่ สีของน้ำ ความขุ่น ค่าซีโอดี ค่าบีโอดี ค่าออกซิเจนละลายน้ำ ความเข้มข้นของ ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ค่าไนโตรเจนรวม ค่าฟอสฟอรัสรวม และปริมาณแพลงก์ตอนพืชและ แพลงก์ตอนสัตว์

17. ผลกระทบของปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน

ผลกระทบต่อห่วงโซ่อาหารในน้ำเริ่มจากการสังเคราะห์แสงของสาหร่าย หรือแพลงก์ตอน พืชในน้ำ โดยใช้พลังงานจากแสงอาทิตย์และคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ร่วมกับธาตุอาหารที่ จำเป็นอื่นๆ เช่น แอมโมเนีย (NH_3) และฟอสเฟต (PO_4^{3-}) สารอินทรีย์เหล่านี้จะถูกสังเคราะห์เป็น สารอินทรีย์ที่เป็นแหล่งอาหารและส่วนประกอบของเซลล์ สสารและพลังงาน(ในรูปสารอินทรีย์) และถูกส่งต่อไปยังผู้บริโภคในลำดับต่อไป การที่ระดับธาตุอาหารสูงกว่าปกติ (Eutrophication) สารประกอบไนโตรเจนและฟอสฟอรัสมักจะมีปริมาณน้อยในธรรมชาติและเป็นธาตุอาหารจำกัด การเจริญเติบโต (Growth Limiting Nutrients) ของผู้ผลิตในระบบนิเวศ ซึ่งมักจะเกิดจากการระบาย น้ำเสียชุมชนและน้ำเสียเกษตรกรรม ซึ่งมีสารประกอบไนโตรเจน (N) และฟอสฟอรัส (P) ใน ปริมาณมาก (สุเทพ, 2551)

หากมีธาตุอาหารไนโตรเจนหรือ ฟอสฟอรัสมากเกินไปในแหล่งน้ำปิด เช่น อ่างเก็บน้ำ ทะเลสาบ หรือหนองบึงที่มีเวลากักเก็บน้ำ (HRT) มากกว่า 20 วัน จะเกิดปัญหายูโทรฟิเคชันขึ้นได้ (WEF, 1998) ทำให้น้ำมีกลิ่นคาวของสาหร่าย หรือปลาตายในช่วงเวลากลางคืน ซึ่งค่าวิกฤตของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในแหล่งน้ำเท่ากับ 0.05-0.20 มก./ล. และ 0.007-0.03 มก./ล. ตามลำดับ ถ้ามากกว่านี้จะเกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันได้ แหล่งน้ำปิดทั้งน้ำจืดและน้ำเค็มมีความซับซ้อนมาก เพราะอิทธิพลจากตะกอนที่ก้นอ่าง ซึ่งอาจฟุ้งกระจายและถูกพัดพาขึ้นมาสู่มวลน้ำ เมื่อเกิดการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิและการพลิกตัวของมวลน้ำในแหล่งน้ำ ซึ่งมักเกิดขึ้นเป็นประจำทุกปี หากอ่างหรือทะเลสาบนั้นลึกพอ และมีการเปลี่ยนแปลงด้านอุณหภูมิสูงพอ การพลิกตัวของมวลน้ำจะทำให้ความต้องการออกซิเจนของตะกอนถูกดันเข้าสู่มวลน้ำ ทำให้ออกซิเจนละลายน้ำลดลงอย่างรวดเร็ว และที่สำคัญสภาวะแอนแอโรบิกที่ท้องน้ำยังทำให้ฟอสฟอรัสละลายกลับสู่น้ำ ทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันรุนแรงมากขึ้น (ธงชัย, 2544)

แหล่งน้ำจืดถ้ามีการกำจัดไนโตรเจนแต่ไม่มีการกำจัดฟอสฟอรัส อาจทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันได้ เพราะสาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงินที่เจริญเติบโตได้ดีในน้ำจืด สามารถตรึงไนโตรเจนจากบรรยากาศได้ การกำจัดฟอสฟอรัสจึงจำเป็นสำหรับแหล่งน้ำจืด แต่ในทางตรงกันข้ามทะเลจะมีฟอสฟอรัสอยู่มากตามธรรมชาติอยู่แล้วประกอบกับสาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงินไม่สามารถเติบโตในสภาวะแวดล้อมที่มีความเค็มสูงได้ การกำจัดไนโตรเจนก่อนปล่อยลงทะเลจึงสำคัญมาก สาหร่ายต้องการธาตุอาหารจำเป็นหลายชนิด โดยแหล่งน้ำจืดจะขึ้นอยู่กับแหล่งกำเนิดของธาตุอาหาร ถ้าแหล่งกำเนิดเป็นจุดโดยปกติแล้วไนโตรเจนจะเป็นธาตุอาหารจำกัด แต่ถ้าเป็นแหล่งไร้จุดหรือแหล่งกระจาย ฟอสฟอรัสมักเป็นตัวจำกัด ในช่วงฤดูฝน ฝนที่ตกลงมาจะพัดพาไนโตรเจนทั้งจากปุ๋ย จากมูลสัตว์และซากพืช ซากสัตว์ลงสู่แหล่งน้ำ ทำให้ไนโตรเจนในแหล่งน้ำเพิ่มสูงขึ้นมาก เมื่อปริมาณไนโตรเจนในแหล่งน้ำสูงขึ้นมาก ฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารจำกัดเพียงตัวเดียว การกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียจึงมีความจำเป็น ในทางตรงกันข้ามในฤดูร้อนอุณหภูมิสูงขึ้น อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันในแหล่งน้ำเพิ่มสูงขึ้นด้วย ทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชันเพิ่มมากขึ้นด้วย เป็นสาเหตุให้ออกซิเจนในแหล่งน้ำลดลง เกิดสภาพแอนแอโรบิก และเกิดการละลายฟอสฟอรัสในรูปของแข็งมาเป็นของเหลวได้ เมื่อมีปริมาณฟอสฟอรัสเพิ่มมากขึ้น ไนโตรเจนจึงเป็นธาตุอาหารจำกัดแทน(ธงชัย, 2544)

18. กระบวนการกำจัดไนโตรเจน

การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีทางกายภาพ ประกอบด้วยวิธีดังต่อไปนี้

1. การใช้อากาศเป่าไล่ (Air Stripping) ซึ่งเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของเหลวให้กลายเป็นก๊าซ
2. กระบวนการกรอง (Filtration) เป็นกระบวนการกำจัดไนโตรเจนในรูปสารแขวนลอยอย่างเดียว

การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีทางเคมี ประกอบด้วยวิธีดังต่อไปนี้

1. การเติมคลอรีน (Break-Point Chlorination) เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันของแอมโมเนียและเปลี่ยนรูปเป็นก๊าซไนโตรเจน
2. การตกตะกอนด้วยสารเคมี เป็นการตกตะกอนสารประกอบที่มีอยู่ในน้ำแล้วแยกออกไป
3. การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange) โดยใช้เรซินที่มีไอออนตรงกันข้ามกับไอออนที่ต้องการ

การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีทางชีวภาพ ประกอบด้วยวิธีดังต่อไปนี้

1. กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน (Nitrification and Denitrification) เป็นกระบวนการเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นก๊าซไนโตรเจน (พงศศักดิ์, 2554)

19. การกำจัดธาตุอาหารด้วยกระบวนการทางชีวภาพ (Biological Nutrient Removal หรือ BNR)

คือ การกำจัดธาตุอาหาร ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ในที่นี้จะแบ่งออกเป็นสองส่วน คือ 1) การกำจัดไนโตรเจน 2) การกำจัดฟอสฟอรัส

1. การกำจัดไนโตรเจน

การระบายน้ำทิ้งที่มีแอมโมเนียลงไปแหล่งน้ำจะทำให้เกิดการใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำเพิ่มมากขึ้น โดยปกติสารประกอบไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียมีอยู่ 4 ชนิด คือ แอมโมเนีย (NH_3) สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen) ไนไตรต์ (NO_2^-) และไนเตรต (NO_3^-) วิธีการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย ประกอบด้วยวิธีทางกายภาพ เช่น การไล่ก๊าซแอมโมเนีย (Ammonia Stripping) วิธีทางเคมี เช่น การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange) และวิธีทางชีวภาพโดยอาศัยปฏิกิริยานิไตรฟิเคชัน-ดีไนไตรฟิเคชัน (Nitrification-Denitrification) (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

ปฏิกิริยานิไตรฟิเคชัน-ดีไนไตรฟิเคชัน สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนได้ โดยขั้นตอนแรกคือปฏิกิริยานิไตรฟิเคชัน เป็นปฏิกิริยาทางชีวภาพที่ทำให้ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย (NH_3) ให้เปลี่ยนเป็นไนไตรท์ (NO_2^-) และ ไนเตรต (NO_3^-) ในสภาพที่มีออกซิเจนโดยออกโทโทรฟิกแบคทีเรียชนิดไนโตรโซโมนัส (*Nitrosomonas*) และไนโตรแบคเตอร์ (*Nitrobacter*) ตามลำดับ ดังแสดงในสมการที่ (1) และ (2) ส่วนขั้นตอนดีไนไตรฟิเคชัน ไนไตรท์ (NO_2^-) และไนเตรต (NO_3^-) จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) ในสภาพที่ไม่มีออกซิเจนอิสระ โดยเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียที่เป็นแบคทีเรียจำพวกแฟคัลเททีฟ ซึ่งสามารถหายใจในสภาพที่มีอากาศและย่อยสลายไนเตรตหรือไนไตรต์ในสภาพที่ไม่มีอากาศโดยสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ดังแสดงในสมการที่ (3) และ (4)

ปฏิกิริยานิไตรฟิเคชัน

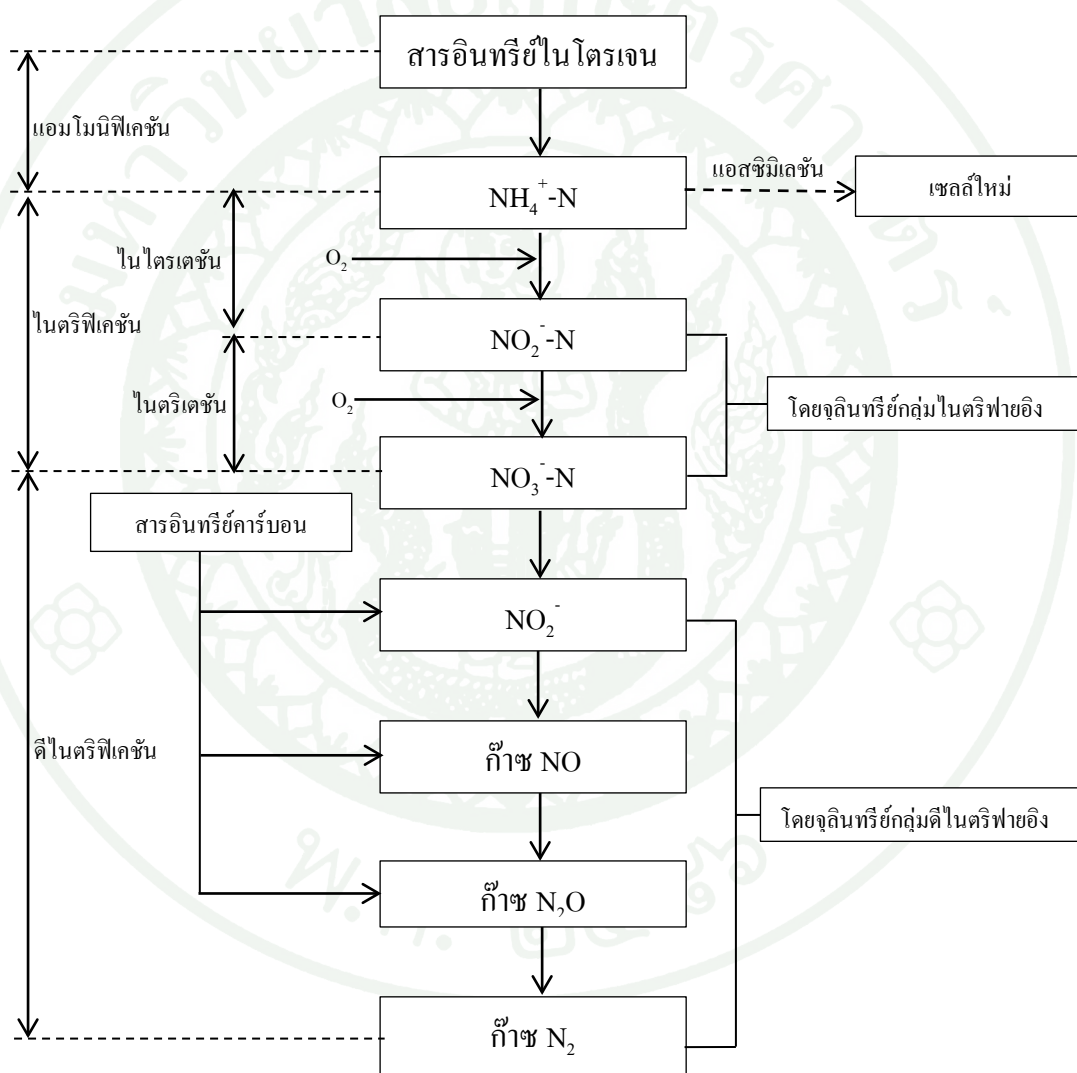


ปฏิกิริยาดีไนไตรฟิเคชัน



1.1 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพอาศัยจุลินทรีย์หรือแบคทีเรียอยู่สองกลุ่ม กลุ่มแรกมีหน้าที่ออกซิไดส์ไนโตรเจนให้เป็นไนเตรต จากนั้นแบคทีเรียอีกกลุ่มหนึ่งจะลดรูปไนเตรตนี้ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนออกจากระบบ ดังแสดงในภาพที่ 7



ภาพที่ 7 กลไกการบำบัดไนโตรเจน

ที่มา: ธงชัย (2544)

1.2 กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน

กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน คือ กระบวนการที่เปลี่ยนรูปไนโตรเจนจากสารอินทรีย์ไปเป็นรูปสารอนินทรีย์ เรียกอีกอย่างว่า การแปลงไปเป็นแร่ธาตุไนโตรเจน หรือ ไนโตรเจน-มินERALIZATION (Nitrogen Mineralization) มีจุลินทรีย์หลายชนิดที่มีบทบาทในขั้นตอนนี้ เช่น แบคทีเรีย แอคทีโนมัยซีทิส ฟังไจ ฯลฯ จะผลิตแอมโมเนียโดย

1. ปฏิกริยาภายนอกเซลล์ที่มีต่อ ซากพืช ซากสัตว์ และอุจจาระ

2. การหายใจแบบแอนโดจีนัสของเซลล์มีชีวิตและจากซากเซลล์รวมทั้งเซลล์ที่แตก (lysed) แล้วส่วนการไฮโดรไลซ์ของยูเรียโดยเอนไซม์ยูเรียเอสที่ปล่อยแอมโมเนีย (NH_4^+) ออกมาได้เช่นกัน

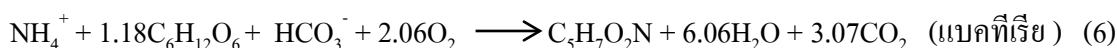
การที่สารประกอบโปรตีนจะแปรรูปเป็นแอมโมเนียได้ จะต้องผ่านขั้นตอนการแปรรูปเป็นกรดอะมิโนก่อน แล้วจึงถูกกลดอะมิโน (Deamination) เป็นแอมโมเนียต่อไป แอมโมเนียที่เกิดขึ้นมักไม่อยู่ในรูปแอมโมเนียอิสระ เพราะที่สภาวะที่เอชเป็นกลาง หรือเป็นกรด ซึ่งมักเป็นสภาวะของน้ำเสียทั่วไป แอมโมเนียจะอยู่ในรูปของเกลือแอมโมเนียม (NH_4^+) (ธงชัย, 2544) ดังแสดงในสมการที่ 5



1.3 กระบวนการนำไนโตรเจนเข้าสู่เซลล์ (Nitrogen Assimilation)

แบคทีเรียในน้ำเสียจะใช้แอมโมเนียและไนไตรต์เป็นวัตถุดิบสำหรับสร้างโปรตีนในระหว่างช่วงการเจริญเติบโตซึ่งส่งผลให้แบคทีเรียมีปริมาณชีวมวล (Biomass) มากขึ้นในกระบวนการนี้แบคทีเรียจะถูกกระตุ้นให้เจริญเติบโตโดยการเติมสารอินทรีย์ที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบลงไป ในสภาวะที่มีออกซิเจนอย่างเพียงพอ นอกจากแบคทีเรียแล้ว พืชน้ำและจุลสาหร่ายยังสามารถใช้แอมโมเนียและไนเตรตเป็นอาหารได้โดยตรง อย่างไรก็ตามหากแบคทีเรียและพืชน้ำเจริญเติบโตมากเกินไปก็มีความจำเป็นต้องกำจัดชีวมวลส่วนเกินออกจากระบบ เพื่อป้องกันการย่อยสลายตามธรรมชาติ หลังจากสิ่งมีชีวิตเหล่านี้ได้ตายไป ซึ่งจะปลดปล่อยแอมโมเนียกลับคืนสู่แหล่งน้ำและทำให้ปริมาณของออกซิเจนในน้ำลดลงอย่างรวดเร็ว กระบวนการนำ

ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียเข้าสู่เซลล์แบคทีเรียและเซลล์จุลสาหร่าย สามารถอธิบายได้โดยสมการที่ (6) และ (7) (กษิตศ, 2551) โดยที่



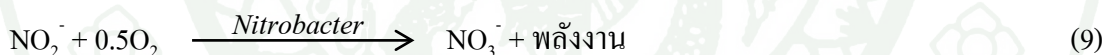
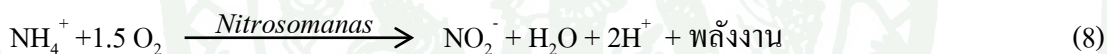
1.4 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

กระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นโดยอาศัยจุลินทรีย์ทั้งชนิดเฮเทอโรโทรฟและออโทโทรฟ แต่กลุ่มเฮเทอโรโทรฟ เช่น *Arthobacter* และ *Aspergillus* ไม่ค่อยมีบทบาทนัก ที่มีบทบาทมากคือกลุ่มออโทโทรฟที่แตกต่างกัน 3 กลุ่มคือ Ammonium-Oxidizing Bacteria (AOB) และ Ammonium - Oxidizing Archaea (AOA) จะเปลี่ยนแอมโมเนีย (NH_3^+) เป็นไนไตรต์ (NO_2^-) หลังจากนั้น Nitrite-Oxidizing Bacteria (NOB) เปลี่ยนไนไตรต์เป็นไนเตรต (Gaëlle Tallec *et al*, 2006; Marlies J. Kampschreur *et al*, 2009; Pascal Wunderlin *et al*, 2012; G.Rodriguez -Garcia *et al*, 2012) กระบวนการนี้เป็นกลุ่มแบคทีเรียจำพวก ออโทโทรฟิก (Autotrophic Bacteria) ใช้คาร์บอนจากสารประกอบอนินทรีย์ เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ และกลุ่มคาร์บอนเนต เป็นแหล่งคาร์บอนในการสร้างเซลล์ ใช้แอมโมเนียเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน เมื่อเกิดขึ้นสารอาหารชนิดคาร์บอนลดลงจนเหลือน้อย ระบบยังอยู่ในสภาวะแอโรบิก จะเกิดการหายใจ (Respiration) โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้น โดยขั้นตอนนี้จะแบ่งออกเป็น 2 ขั้นตอนย่อย คือ ไนไตรติเซชัน (Nitrification) หรือไนไตรดิฟิเคชัน (Nitrification) และ ไนเตรติเซชัน (Nitrification) หรือไนเตรดิฟิเคชัน (Nitrification) (ธงชัย, 2544)

กระบวนการไนตริฟิเคชันอาศัยการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มไนตริฟายอิง (Nitrifying Bacteria) เช่น *Nitrosomona* spp., *Nitrosospira* spp., *Nitrobacter* spp. และ *Nitrococcus* spp. เป็นต้น แบคทีเรียกลุ่มนี้ใช้คาร์บอนจากก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งพลังงานในการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียซึ่งเป็นพิษต่อสัตว์น้ำให้เป็นไนเตรต กระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นในสภาวะที่มีออกซิเจนอิสระ (วิลาสินี, 2546) การที่ออโทโทรฟออกซิโดซ์แอมโมเนีย (NH_4^+) ไปเป็นไนไตรต์ (NO_2^-) และไนเตรต (NO_3^-) ภายใต้สภาวะแอโรบิกได้พลังงานออกมาด้วย ซึ่งจุลินทรีย์ใช้พลังงานที่ได้ดึงเอาก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ไปคาร์บอนเนต (HCO_3^-) หรือคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_3^{2-}) มาเป็นแหล่งคาร์บอนต่อไป ทั้งนี้ในปฏิกิริยานิตริฟิเคชันจะมีการปล่อยไฮโดรเจนไอออนออกมา

ระบบจึงต้องมีสภาพต่างเพียงพอ ถ้าบัพเฟอร์ไม่พอ ซึ่งจะทำให้พีเอชในถังปฏิกริยาลดลง และเกิดการวิบัติ (Failure) ได้ (ธงชัย, 2544) ดังแสดงในสมการที่ (8) (9) และ (10)

สภาวะเหมาะสมของกระบวนการไนตริฟิเคชัน คือ ต้องการปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (DO) มากกว่า 4 มก./ล. พีเอชอยู่ในช่วง 7–8.5 ค่าสภาพด่างระหว่าง 100–150 มก./ล. และอุณหภูมิในช่วง 20–30 องศาเซลเซียส อย่างไรก็ตามกระบวนการไนตริฟิเคชันสามารถถูกยับยั้งได้จากสารประกอบอินทรีย์เนื่องจากคาร์บอนในสารประกอบอินทรีย์จะไปกระตุ้นการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก (Heterotrophic Bacteria) ซึ่งมีความสามารถในการจับก๊าซออกซิเจนได้ดีกว่าแบคทีเรียกลุ่มไนตริฟายอิงแบคทีเรีย จึงทำให้แบคทีเรียกลุ่มนี้ไม่สามารถเจริญเติบโตได้เต็มที่ นอกจากนี้สารพิษและโลหะหนักในระดับความเข้มข้นต่ำหลายประเภท เช่น อาทิ โลหะหนัก (เงิน พรอท ทองแดง สังกะสี นิกเกิล โครเมียม) สารฆ่าแมลง ฟีนอล ไซยาไนด์ Mercaptans และ Thiourea ก็สามารถยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ (วิลาลินี, 2546; Metcalf and Eddy., 1991 , 2003)



ตารางที่ 4 ค่าสัมประสิทธิ์ไคเนติกส์ของไนโตรฟายอิงแบคทีเรีย

สัมประสิทธิ์	สัญลักษณ์	หน่วย	ไนโตรโซโมนาส	ไนโตรแบคเตอร์	รวม	อ้างอิง
อัตราเติบโต จำเพาะ สูงสุด	$\mu_{M,A}$	วัน ⁻¹	0.6-0.8	0.6-1.0	0.6-0.8	1
			0.3-2.0	0.4-3.0	0.3-3.0	2
			(0.7)	(1.0)	(1.0)	
			-	-	0.3-3.0	4
			-	-	0.47	4 (15 °
			-	-	0.26-0.50	ซ)
ค่า K_s ของ สารอาหาร	$K_{NH_4,A}$	มิลลิกรัม NH_4-N ต่อลิตร	0.3-0.7	0.8-1.2	0.3-0.7	1
			0.2-2.0	0.2-5.0**	0.2-5.0	2,4
			(0.6)	(1.4)	1.4	
			$10^{0.05T-1.148}$	-	0.74	3 (°ซ)
			-	-	$10^{0.118(T-15)}$	3 (°ซ)
			-	-	0.5	5
ค่า K_s ของ สารอาหาร	$K_{O_2,A}$	มิลลิกรัม O_2 ต่อลิตร	0.5-1.0	0.5-1.5	0.5-1.0	1
			0.3-0.5	0.7-1.8	-	3
			-	-	0.3	5
ค่าyield สูงสุด	$Y_{max,A}$	กรัม NVSS ต่อ NH_4-N	0.10-0.12	0.05-0.07	0.15-0.20	1
			-	-	0.1-0.3	2
			0.15	-	(0.2)	
			0.04-0.29	-	-	3
สปส. น้ำเสีย	k_d	วัน ⁻¹	0.03-0.06	0.03-0.06	0.03-0.06	1
			-	-	0.03-0.06	2,4
			0.05	-	(0.05)	
					-	3

หมายเหตุ: * ที่ 20 องศาเซลเซียส ยกเว้นกำหนดเป็นอย่างอื่น, () ค่าที่เสนอให้ใช้**เทียบต่อ

NO_2^-N , NVSS คือ VSS เฉพาะส่วนที่เป็นไนโตรฟายอิงแบคทีเรีย

ที่มา : คัดแปลงจาก ธงชัย (2544) รวบรวมจาก (1) Henze et al. 1997 , (2) Metcalf and Eddy 1991 ,
(3) WEF (1998a) , (4) WEF (1998b) , (5) Sedlak (1991) (6) Randall et al. 1992

1.5 ผลกระทบจากสิ่งแวดล้อมกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ธงชัย (2544) อธิบายกระบวนการไนตริฟิเคชันว่า เกิดจากการทำงานของจุลินทรีย์ และกระบวนการนี้ขึ้นกับสภาพสิ่งแวดล้อมดังนี้

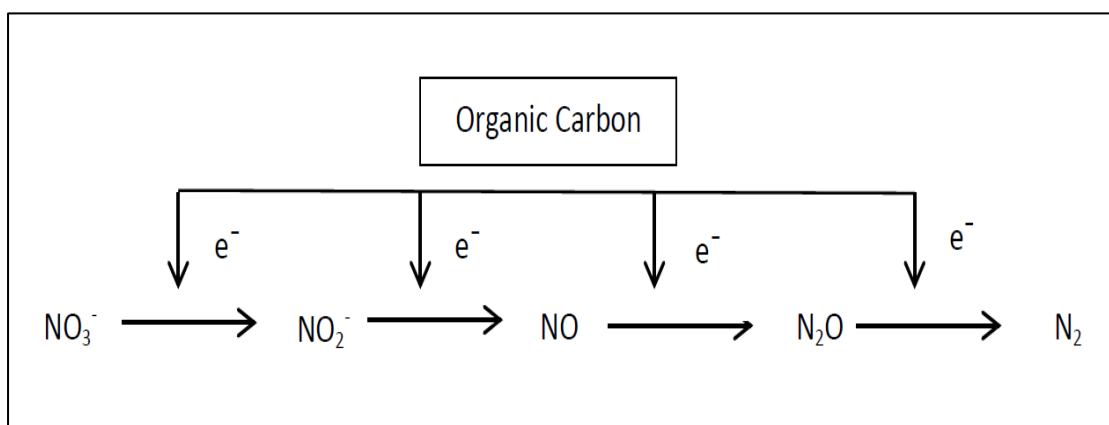
1. สารอาหาร ในที่นี้คือความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจน
2. อุณหภูมิ อุณหภูมิมีผลต่อไนโตรแบคทีเรียมากกว่าไนโตรโซโมนาส อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับไนตริฟิเคชันอยู่ในช่วง 30 ถึง 36 องศาเซลเซียส
3. ออกซิเจนละลายน้ำ ค่าออกซิเจนละลายน้ำเท่ากับหรือมากกว่า 1 มก./ล. ไม่มีผลกระทบต่อไนตริฟิเคชัน แต่ในการดำเนินระบบควรดำเนินระบบให้มีค่าออกซิเจนละลายน้ำเท่ากับ 2 มก./ล. ถ้าหากค่าออกซิเจนละลายน้ำอยู่ในช่วง 0.2-0.3 มก./ล. อาจทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและ ดีไนตริฟิเคชันพร้อมกันได้
4. พีเอช ไนโตรฟายอิงแบคทีเรียทั้งสองกลุ่ม ไวต่อค่าพีเอชมากและทำงานได้ดีในช่วงพีเอชที่เป็นด่าง คือประมาณ 7.5-9.0 นอกจากนี้ยังต้องเพิ่มความเข้มข้นของกรดคาร์บอนิกหรือไบคาร์บอเนตด้วย
5. ความเค็ม ความเค็มส่งผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟายอิงแบคทีเรีย แต่แบคทีเรียกลุ่มนี้สามารถปรับตัวให้เข้ากับความเค็มได้ดี
6. อายุสลัดจ์ อายุสลัดจ์ต้องมากพอ เพื่อให้มีสารอินทรีย์ในน้ำเสียดำ เพื่อให้ไนโตรฟายอิงแบคทีเรีย ซึ่งเป็นพวกออโททรอฟสามารถเจริญเติบโต
7. สารพิษ สารพิษหลายชนิดสามารถยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ ซึ่งกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นถูกยับยั้งได้ง่าย
8. อัตราไนตริฟิเคชัน ซึ่งสามารถวัดได้ในรูปการออกซิไดซ์แอมโมเนียมหรืออัตราการใช้แอมโมเนีย

1.6 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน เกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์หลากหลายกลุ่ม ตั้งแต่แบคทีเรีย (Bacteria) ตลอดจนถึงอาร์เคีย (Archaea) เกิดขึ้นในสภาวะที่มีไนเตรตแต่ไม่มีออกซิเจนอิสระ (Anoxic) มีจุลินทรีย์ทั้งกลุ่ม เฮเทอโรโทรฟ และออโทโทรฟ แต่ส่วนใหญ่เป็นกลุ่มเฮเทอโรโทรฟ ที่ดำรงชีวิตแบบแฟคัลเททีฟ คือสามารถใช้และไม่ใช้ออกซิเจนก็ได้ (Metcalf and Eddy., 2003) เมื่อในระบบไม่มีออกซิเจนอิสระ จุลินทรีย์ชนิดนี้จะดำรงชีวิตโดยใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจน ซึ่งเรียกสภาวะแบบนี้ว่า แอโนกซิก (Anoxic) (พงศศักดิ์, 2554) จุลินทรีย์ใช้คาร์บอนจากสารอินทรีย์โดยมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ด้วยเหตุนี้ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดสารอินทรีย์แล้วจึงต้องมีการเติมแหล่งคาร์บอนเข้าไป เพื่อให้กระบวนการนี้สามารถเกิดขึ้นได้ โดยไนเตรตจะถูกลดรูปเป็นไนไตรต์ ก๊าซไนตริกออกไซด์ ก๊าซไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจนถูกปล่อยสู่บรรยากาศในที่สุด (U.S. EPA, 1975)

แบคทีเรียในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันส่วนใหญ่อยู่ในกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิแบคทีเรีย เช่น *Achromobacter* spp., *Bacillus denitrificans* spp., *Flavobacterium* spp., *Micrococcus denitrificans* spp., *Proteus* spp. และ *Pseudomonas* spp. เช่น *Pseudomonas Stutzeri* เป็นต้น ซึ่งไม่สามารถสร้างอาหารได้เอง จึงจำเป็นต้องอาศัยสารอินทรีย์หรือซากสิ่งมีชีวิตอื่นๆ เพื่อเป็นวัตถุดิบในการเจริญเติบโตและเป็นแหล่งพลังงาน (กษิตศ, 2551) สภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะต้องมีค่าออกซิเจนละลายน้ำ น้อยกว่า 1.5 มก./ล. พีเอชระหว่าง 7–8 และอุณหภูมิระหว่าง 25–35 องศาเซลเซียส นอกจากนี้สารเคมีหลายประเภท เช่น สารฆ่าแมลง ฟีนอล ไซยาไนด์ อะเซทาไลน์ โพแทสเซียมซัลไฟด์ ไซยาไนด์ ไดไทโอล และฟิแนนโทลีน สามารถยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ (วิลาลีนี, 2546)

จุลินทรีย์กลุ่มนี้ต้องการคาร์บอนจากสารอินทรีย์ ดังนั้นถ้าในน้ำเสียไม่มีสารอินทรีย์เพียงพอ จำเป็นต้องมีการเติมสารอินทรีย์ลงไปเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนหรือแหล่งพลังงานให้กับจุลินทรีย์ โดยแหล่งคาร์บอนที่เติมลงไปคือ เมธานอล กลูโคส และเอทานอล (ธงชัย, 2544; สุเทพ, 2551; Metcalf and Eddy., 2003)



ภาพที่ 8 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ที่มา: Pascal Wunderlin. (2012)

ตารางที่ 5 สัมประสิทธิ์โคเนคตส์ของดีไนตริฟิเคชันแบบทีเรีย

สัมประสิทธิ์	สัญลักษณ์	หน่วย	ช่วง	เสนอแนะ	อ้างอิง
อัตราการเติบโต จำเพาะสูงสุด	$\mu_{m,DN}$	วัน ⁻¹	5-10 3-6 0.3-0.9 3-13	- - 0.3 4-6	1(เมฆานอล) 1(น้ำเสีย) 2 4,5
อัตราการใช้ สับสเตรทจำเพาะ สูงสุด	$U_{m,DN}$	กรัมซีไอดี ต่อ กรัมวีเอสเอส-วัน กรัมไนเตรด ไนโตรเจน ต่อ กรัมวีเอสเอส-วัน	- 0.03-0.11 0.017-0.048 0.21-0.32 0.12-0.90	10.3 - - -	3(20 °ซ) 2 (15-27 °ซ) 2(12-20 °ซ, เอนโดจีนัส) 2 (25 °ซ, เมฆานอล) 2 (20 °ซ, เมฆานอล)
ค่า K_s ของ สารอาหาร	$K_{NO_3^-}$ K_{DO} $K_{\text{เมฆานอล}}$ K_{COD}	มก. NO_2^- ต่อลิตร มก. NO_3^- ต่อลิตร มก. NO_x^- ต่อลิตร มก. O_2 ต่อลิตร มก.ซีไอดีต่อลิตร มก.ซีไอดีต่อลิตร	0.2-0.5 0.06-0.20 0.06-0.5 0.1-0.5 0.1-0.28 5-10 10-20 - 10-180 0.4-0.9	- 0.1 0.2-0.5 - 0.1-0.2 - 10-20 9.1 10-20 0.8	1 2 4,5 1 4,5 1 1 3 (20 °ซ) 4,5 2

ตารางที่ 5 (ต่อ)

สัมประสิทธิ์	สัญลักษณ์	หน่วย	ช่วง	เสนอแนะ	อ้างอิง
ค่าขีดตัด	Y_{DN}	มก.วีเอสเอส ต่อ มก.ไนเตรต ต่อลิตร	0.4-0.9	0.8	2
		มก.ซีโอดีต่อ	0.5-0.65	-	1(เมธานอล)
		มก.ซีโอดี	0.4-0.6	-	1(น้ำเสีย)
		มก.ซีโอดี ต่อ (มก.ไนเตรตต่อลิตร)	1.6-1.8	-	1(น้ำเสีย)
		มก.วีเอสเอส ต่อ มก.ซีโอดี	-	0.18	3(20 °ซ)
ค่า สปส. การเนา เปื่อย	$K_{d,DN}$	มก.ซีโอดีมวลชีว ต่อ มก.ซีโอดี	0.46-0.69	0.67	4,5
		วัน ⁻¹	0.05-0.10	-	1
			0.04-0.08	0.04	2
			-	0.04	3 (3 °ซ)
			-	0.05	4,5

ที่มา : ดัดแปลงจาก ชงชัย (2544) รวบรวมจาก (1) Henze et al. (1997) , (2) Metcalf and Eddy 1991, (3) Stensel et al. (1973), (4) WEF (1998a) (5) WEF 1998b

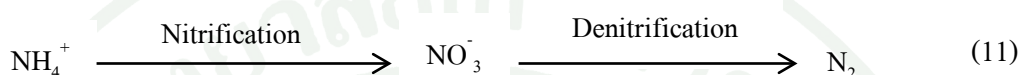
1.7 ผลกระทบจากสิ่งแวดล้อมกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

ธงชัย (2545) อธิบายว่า กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เกิดจากการทำงานของจุลินทรีย์ และกระบวนการนี้ขึ้นกับสภาพสิ่งแวดล้อม

1. พีเอช กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน มีพีเอชช่วงที่เหมาะสมสำหรับดีไนทริฟายอิง แบคทีเรียคือ 6.5-8.5 พีเอชมีผลต่อดีไนทริฟายเออร์น้อยกว่าไนทริฟายเออร์
2. ออกซิเจน เมื่อมีออกซิเจนจุลินทรีย์จะเลือกใช้ ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน แทนที่จะใช้ในเตรด ค่าออกซิเจนละลายน้ำหากมีค่าเกิน 0.2 มก./ล. จะสามารถยับยั้งกระบวนการดีไนทริฟิเคชันของซูโดโมนาส แต่กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน สามารถเกิดได้ในสภาวะแอโรบิก เช่น มีค่าออกซิเจนละลาย 0.3-0.8 มก./ล. ในคลองวนเวียน
3. โออาร์พี ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีความสัมพันธ์กับค่า โออาร์พี ในลักษณะเส้นตรง และควรกำหนดให้ค่าโออาร์พีอยู่ในช่วง 50 ถึง 100 มิลลิโวลต์สำหรับสภาวะแอนีอกซิก แต่ต้องไม่ต่ำเกินไป เพราะระบบจะกลายเป็นสภาวะแอนแอโรบิก
4. อุณหภูมิ ดีไนทริฟายเออร์มีความไวต่ออุณหภูมิ และแม้ว่าจะเติบโตได้ดีในช่วงอุณหภูมิ 5 ถึง 25 องศาเซลเซียส แต่ก็ทำงานได้ดีกว่าเมื่ออุณหภูมิตั้งแต่ 20 องศาเซลเซียส
5. ความเค็ม ความเค็มในรูปของโซเดียมคลอไรด์มีผลต่อดีไนทริฟายเออร์อยู่บ้างเล็กน้อย
6. อายุสัตจ์ เมื่ออายุสัตจ์เพิ่มขึ้น การผลิตเซลล์สุทธิจะลดลง
7. ไนโตรต์ ไนโตรต์ในรูปกรดไนตริกอิสระไม่แตกตัวเป็นไนออน สามารถยับยั้งกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้ที่มีความเข้มข้นเพียง 0.13 มก./ล.
8. อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน แบคทีเรียซึ่งเป็นชนิด เฮเทอโรโทรฟ ต้องใช้คาร์บอนเป็นแหล่งพลังงาน ในทางปฏิบัติควรมีค่าอยู่ระหว่าง 3 ถึง 7 เป็นอย่างน้อย

1.8 การกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการทางชีวภาพ (Biological Nitrogen Removal)

โดยทั่วไปเป็นการรวมไนโตรเจนแอโรบิก เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและไนโตรเจนแอน็อกซิกเพื่อให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันไว้ในระบบเดียวกัน โดยจุลินทรีย์จะเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนไตรต์และเป็นไนเตรตในที่สุด ดังแสดงในสมการที่ (11)

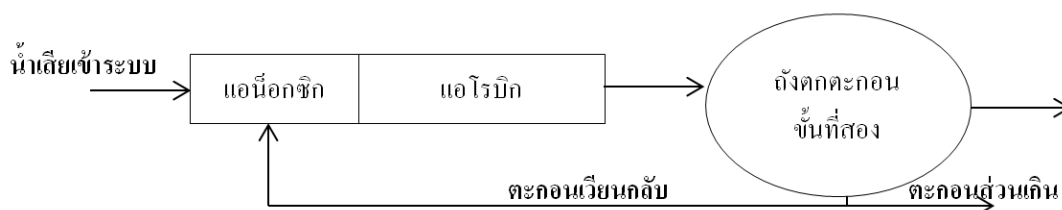


ซึ่งตามทฤษฎีแล้ว ในการบำบัดไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียไนโตรเจน 1 กรัม จะต้องใช้ออกซิเจน 4.57 กรัม แต่ในความเป็นจริงแล้วจุลินทรีย์สามารถใช้ออกซิเจนจากแหล่งอื่นๆ ได้ เช่น ไบคาร์บอเนต ซึ่งเป็นออกซิเจนที่อยู่ในรูปสารประกอบคาร์บอน ดังนั้นถ้าใช้ไบคาร์บอเนตเป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับจุลินทรีย์ ความต้องการออกซิเจนจะลดลงเหลือประมาณ 4.3 กรัมต่อกิโลกรัมของแอมโมเนียที่ต้องการบำบัด อย่างไรก็ตาม ไนโตรเจนบางส่วนไม่ได้ถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรต์และไนเตรต แต่ถูกนำไปสร้างเป็นส่วนหนึ่งของเซลล์เอง ความต้องการออกซิเจนก็จะลดลงไปอีก โดยคาดว่าใช้ออกซิเจนประมาณ 3.9 กรัมต่อ 1 กรัมของแอมโมเนียไนโตรเจนที่ต้องการกำจัด (พงศศักดิ์, 2554; Orhon and Artan, 1994)

การกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบ่งเป็น 3 รูปแบบ คือ Preanoxic, Postanoxic และ Simultaneous Nitrification/Denitrification ในที่นี้จะอธิบายเพียงระบบ Preanoxic และ Postanoxic บางตัวอย่างเท่านั้น

1.9 ตัวอย่างกระบวนการแบบ Preanoxic

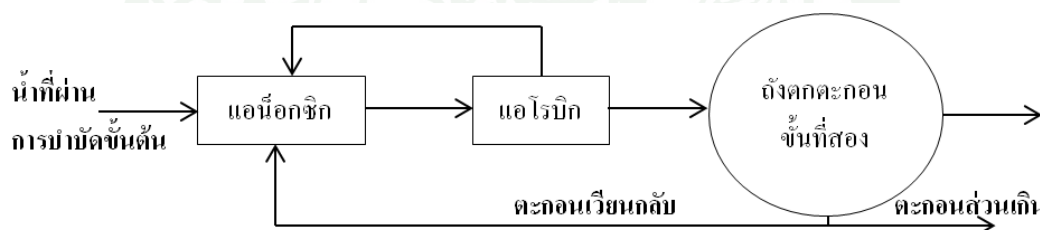
ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Ludzack-Ettinger น้ำเสียจะเข้าสู่ระบบในส่วน of ไนโตรเจนแอน็อกซิกก่อนแล้วตามด้วยไนโตรเจนแอโรบิกไนเตรต (NO_3^-) ที่เป็นผลิตภัณฑ์จากกระบวนการไนตริฟิเคชันจากไนโตรเจนแอโรบิก จะถูกส่งกลับมารวมกับการเวียนตะกอนคืน แล้วเข้าสู่ไนโตรเจนแอน็อกซิก โดยใช้ไนเตรตเป็นสารตั้งต้นในการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในภาพที่ 9



ภาพที่ 9 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Ludzack-Ettinger

ที่มา: ดัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Modified Ludzack-Ettinger (MLE) เป็นระบบทั่วไปที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจน โดยปรับปรุงมาจากระบบ Ludzack-Ettinger เวียนไนเตรตกลับโดยตรงจากถังแอโรบิกไปยังถังแอน็อกซิก ทำให้การเกิดกระบวนการ ดีไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนจึงเพิ่มขึ้นตามไปด้วย ดังแสดงในภาพที่ 10



ภาพที่ 10 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Modified Ludzack-Ettinger (MLE)

ที่มา: ดัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

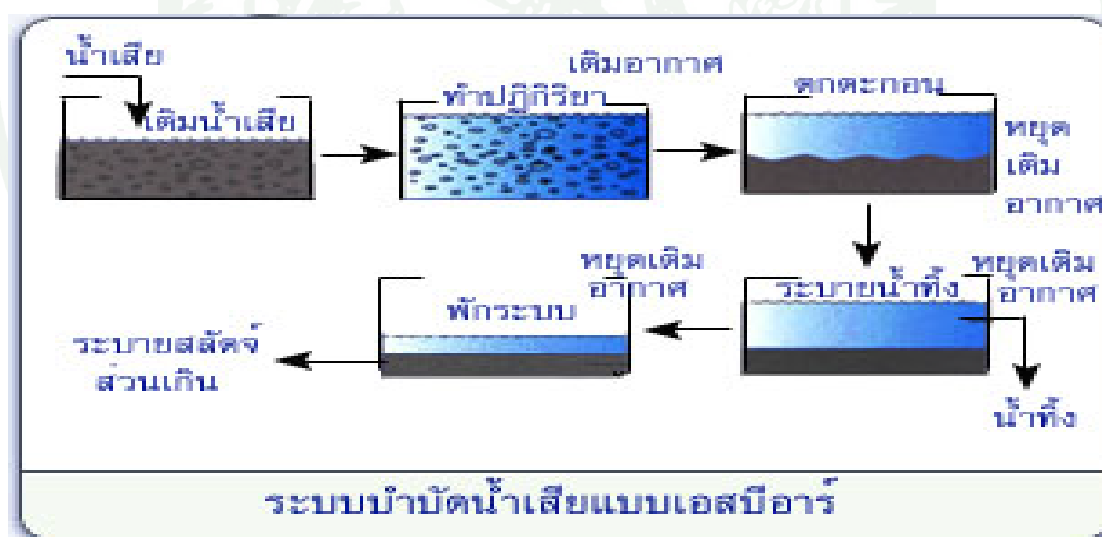
ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Step Feed โดยทั่วไปจะสลับถังแอน็อกซิกและถังแอโรบิก มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้ดี ประสิทธิภาพขึ้นอยู่กับระยะเวลาในถังแอน็อกซิกและระยะเวลาในถังแอโรบิก ปริมาณการเติมอากาศ ระดับน้ำในถังและอัตราการเจือจาง ดังแสดงในภาพที่ 11



ภาพที่ 11 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Step Feed

ที่มา: คัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

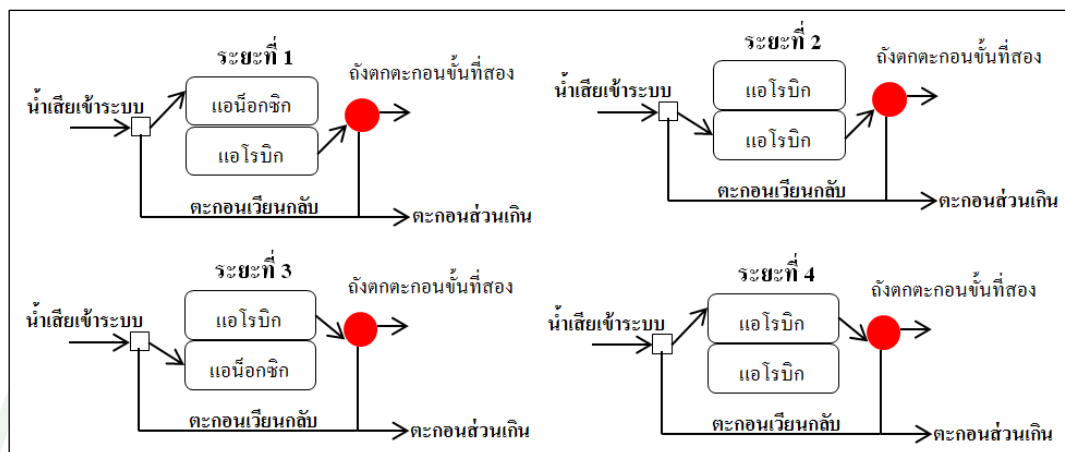
ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบเอสบีอาร์ (SBR) ช่วงเวลาแรกให้เป็นสภาพแอน็อกซิกหรือแอโรบิก เพื่อให้ระบบกำจัดสารอินทรีย์ในรูปบีโอดี และเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน แล้วช่วงเวลาลัดไปดำเนินระบบแบบเติมอากาศให้เป็นสภาพแอโรบิก เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเปลี่ยนไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจนในที่สุด ดังแสดงในภาพที่ 12



ภาพที่ 12 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบเอสบีอาร์ (SBR)

ที่มา: คัดแปลงจาก Mohsen Arbabi *et al.* (2012)

ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Bio-Denitro system เป็นเทคโนโลยีที่ใช้ในระบบคลองวนเวียน โดยต้องมีถังเติมอากาศอย่างน้อยสองถังเชื่อมต่อกัน โดยให้มีทั้งโซนแอโรบิกและโซนแอน็อกซิก มีการทำงานคล้ายกับระบบเอสบีอาร์ (SBR) ดังแสดงในภาพที่ 13

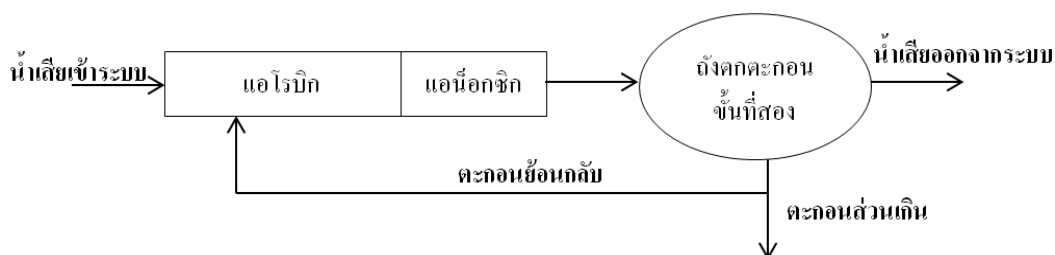


ภาพที่ 13 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Bio-Denitro system

ที่มา: คัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

1.10 ตัวอย่างกระบวนการแบบ Postanoxic

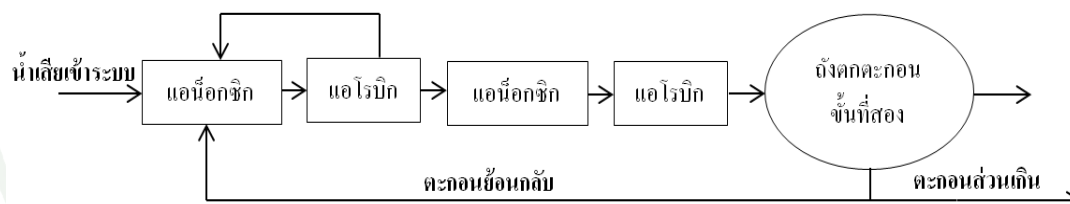
ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Single-Sludge ถังแอน็อกซิกอยู่หลังถังแอโรบิก ภายในถังแอโรบิกเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน น้ำเสียที่มาจากถังแอโรบิกมีปริมาณไนเตรตสูง และเข้าสู่ถังแอน็อกซิกต่อไป ภายในถังแอน็อกซิกเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน กำจัดไนเตรตได้ ผลิตภัณฑ์สุดท้ายเป็นก๊าซไนโตรเจน ดังแสดงในภาพที่ 14



ภาพที่ 14 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Single-Sludge

ที่มา: คัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Bardenpho เป็นระบบที่สามารถกำจัดได้ทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส และถือได้ว่าเป็นทั้งระบบ Postanoxic และ Preanoxic และมีการส่งกลับไนเตรตจากถังแอโรบิกไปยังถังแอน็อกซิก จากการเวียนน้ำเสียจากถังแอโรบิกกลับไปยังถังแอน็อกซิก ดังแสดงในภาพที่ 15



ภาพที่ 15 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบ Bardenpho

ที่มา: คัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

20. กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัส

การกำจัดฟอสฟอรัสมีหลายวิธี คือ 1) วิธีทางชีวภาพ โดยจุลินทรีย์จะดูดซับอโรฟอสเฟต โพลีฟอสเฟต และอินทรีย์ฟอสเฟต ให้อยู่ในรูปเนื้อเยื่อเซลล์ของจุลินทรีย์ 2) วิธีทางเคมี โดยใช้การตกตะกอนทางเคมี เปลี่ยนฟอสฟอรัสในรูปสารละลายให้มาอยู่ในรูปตะกอน แล้วแยกสารละลายออกจากตะกอน 3) วิธีทางกายภาพ โดยใช้กระบวนการดูดซับ (Adsorption Process) โดยใช้สารดูดซับ (Adsorbent) เป็นตัวดูดซับฟอสเฟต

21. การกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสีย

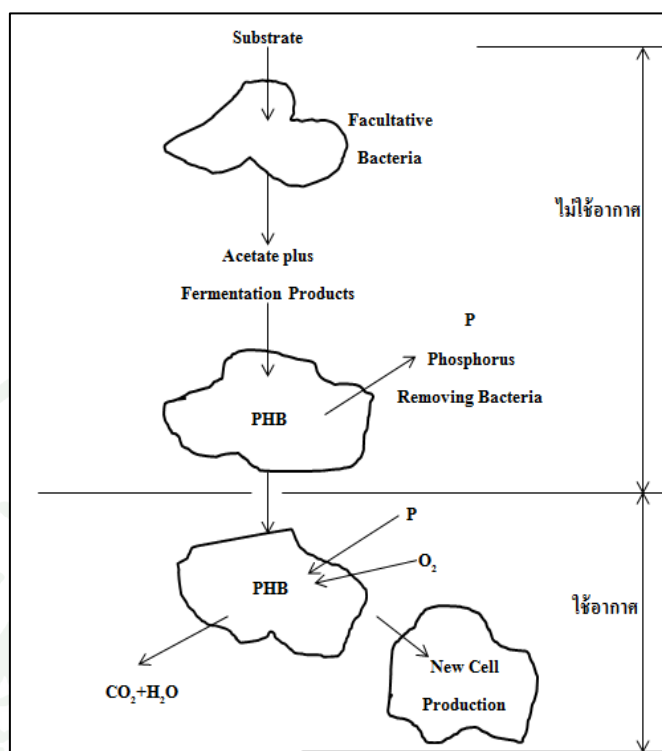
ฟอสฟอรัสในน้ำเสียชุมชนประกอบด้วยสารประกอบ ออร์โทฟอสเฟต (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) และ โพลีฟอสเฟต ($\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$, $\text{H}_3\text{P}_2\text{O}_7^-$, $\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7^{2-}$, $\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$, $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$) รวมกันประมาณร้อยละ 70-90 ฟอสฟอรัสที่เหลือจะรวมอยู่กับสารอินทรีย์ในรูปต่างๆ องค์ประกอบทางเคมีของเซลล์สิ่งมีชีวิตจะมีปริมาณฟอสเฟตประมาณร้อยละ 1.5-2 ดังนั้นการบำบัดน้ำเสียโดยระบบเอเอสจะสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้เพียง 1/100 ของบีโอดีที่กำจัดได้ (พงษ์ศักดิ์, 2554) แล้วทิ้งออกมาในรูปสลัดจ์ส่วนเกิน (Excess Sludge) ต่อไป สลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียโดยปกติจะมีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบเพียงร้อยละ 1.5-2.5 ของน้ำหนักแห้ง จึงกำจัดฟอสฟอรัสได้เพียงร้อยละ 10-30 เท่านั้น ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสและสภาวะการเดินระบบที่แตกต่างกัน (ธงชัย, 2545) การกำจัดฟอสฟอรัสโดยวิธีการทางชีวภาพโดยปกติจะเกิดขึ้นน้อย และต้องใช้วิธีการเคมีได้แก่ การตกตะกอนผลึก การรวมตะกอน และการดูดซึมสารเคมีที่สามารถใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัส ได้แก่ สารส้ม เหลือของเหล็ก และปูนขาว (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

การกำจัดฟอสฟอรัสด้วยวิธีทางชีวภาพซึ่งมีประสิทธิภาพประมาณร้อยละ 30 ทำได้โดยการคัดเลือกสายพันธุ์ที่สามารถจับฟอสฟอรัสได้มากกว่าปกติ แล้วทิ้งตะกอนส่วนเกินซึ่งกระบวนการบำบัดทางชีวภาพไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสให้หายไปได้ และฟอสฟอรัสไม่สามารถย่อยสลายได้ (Decompose) แต่เป็นการทำให้ฟอสฟอรัสอยู่ในรูปสารประกอบที่ไม่ละลายน้ำ แล้วนำไปตกตะกอน หรือเปลี่ยนสภาพที่สามารถตกตะกอนได้ด้วยปูนขาว (พงษ์ศักดิ์, 2554)

หลักการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยวิธีทางชีวภาพ คือการใช้จุลินทรีย์เก็บเอาฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ปริมาณมากๆ แล้วนำไปในขั้นตอนต่อไป

1. แยกเซลล์ออกจากน้ำเสีย ซึ่งเป็นการแยกฟอสฟอรัสออกไปนั่นเอง

2. ให้เซลล์ปล่อยฟอสฟอรัสออกมาในรูปที่สามารถตกตะกอนได้ง่ายด้วยปูนขาว วิธีที่นิยมคือ การทำให้เซลล์อยู่ในสภาวะหิวโหย โดยการงดให้อาหารและออกซิเจน แล้วต่อจากนั้นให้เซลล์เหล่านี้ไปอยู่ในสภาพที่อุดมสมบูรณ์ เหมาะสมต่อการเจริญเติบโต เมื่อเซลล์ที่หิวโหยอยู่ในสภาพที่มีอาหารเพียงพอ เซลล์จะเกิดการสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ปริมาณมาก ฟอสฟอรัสจะถูกเก็บอยู่ในรูปของพลังงานสะสมเอทีพี (ATP) หรือที่เรียกว่า Luxury Uptake และเมื่อเซลล์จุลินทรีย์สะสมฟอสฟอรัสในปริมาณที่มากพอแล้ว ก็แยกเซลล์ของจุลินทรีย์ออก ซึ่งเป็นการแยกฟอสฟอรัสออกนั่นเอง อาจนำเซลล์ไปเลี้ยงในสภาวะหิวโหย โดยงดอาหารและออกซิเจนอีกครั้ง เซลล์จะปลดปล่อยพลังงานในรูปเอทีพี (ATP) ซึ่งเป็นการปลดปล่อยฟอสฟอรัสออกมานั่นเอง



ภาพที่ 16 หลักการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีวภาพ

ที่มา: ดัดแปลงจากพงศศักดิ์ (2554)

จุลินทรีย์ไม่เพียงแต่ใช้ฟอสฟอรัสในการซ่อมแซมส่วนที่สึกหรอของเซลล์ สังเคราะห์สาร และถ่ายทอดพลังงานในเซลล์เท่านั้น แต่ยังสามารถเก็บฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์เป็นพลังงานสะสมที่ สภาวะใช้ออกซิเจนและสภาวะไม่ใช้ออกซิเจน

จุลินทรีย์ในระบบใช้ออกซิเจนมีสูตรโมเลกุล $C_3H_7O_2NP_{0.2}$ ประกอบด้วยไนโตรเจนและ ฟอสฟอรัสโดยน้ำหนักในสัดส่วนร้อยละ 11.2 และ 5.2 ตามลำดับ จุลินทรีย์จะใช้ฟอสฟอรัสในรูป ของออร์โทฟอสเฟตที่ละลายน้ำได้ (PO_4^{3-}) (Metcalf and Eddy, 1991) หลักการนี้จะเกิดขึ้นต้องมี ค่า สัดส่วนสารอินทรีย์ต่อฟอสฟอรัส (BOD/P) ควรอยู่ในช่วง 20-30 (Sedlak, R. I. 1991) แต่ถ้าค่า บีโอดีที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียมีค่าต่ำๆ กระบวนการนี้จะไม่สามารถเกิดขึ้นได้ และสารอินทรีย์ที่ เข้าสู่ระบบควรเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย เช่น กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid, VFAs) ปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายควรมีค่าประมาณ 6.7 มก.ต่อการลดฟอสฟอรัส 2 มก.

ลักษณะของระบบบำบัดน้ำเสียที่กำจัดฟอสฟอรัสเป็นระบบที่มีหลายส่วนประกอบกัน โดยแต่ละส่วนมีสถานะการดำเนินการแตกต่างกัน เช่น สภาวะที่ใช้ ออกซิเจน (Aerobic) และสภาวะที่ไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic)

ตารางที่ 6 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีวภาพ

เรื่องที่ศึกษา	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	อ้างอิง
การกำจัดฟอสฟอรัสด้วย Biofilm Membrane	89	Pedro, et.al. (1999)
การกำจัดฟอสฟอรัสและไนโตรเจนทางชีวภาพด้วยระบบ SBR ในการบำบัดน้ำเสียในฟาร์มหมู	>98	Tilche, et.al. (1999)
ไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟิเคชัน และการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพในน้ำเสียฟาร์มหมูโดยใช้ระบบ SBR	99.7 ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส SRT 1 วัน และ HRT 11 วัน	Obaja, et.al. (2003)
ลักษณะการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียโดยใช้ไบโอฟิล์มในระบบ SBR	90	Li, et.al. (2003)
การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพในระบบ SBR โดยการเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์บริสุทธิ์	100 ที่ฟอสฟอรัส 20 มก./ล. และระยะเวลาเก็บกัก 35 วัน	Sarioglu (2005)

21.1 ตัวอย่างระบบบำบัดน้ำเสียที่กำจัดฟอสฟอรัส

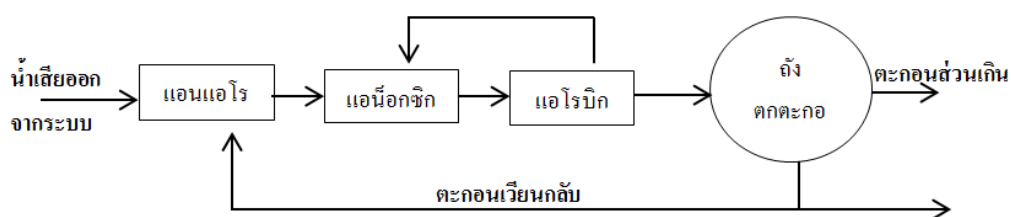
ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ phoredox (A/O) เป็นระบบพื้นฐานที่ใช้กำจัดฟอสฟอรัส น้ำเสียเข้ามาในส่วนของแอนแอโรบิกก่อนได้ผลิตภัณฑ์เป็นกรดไขมันระเหยง่าย ซึ่งมีความจำเป็นในการกำจัดฟอสฟอรัส แล้วตามด้วยส่วนแอโรบิก ระบบแบบนี้จะไม่เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน แต่อาศัยสภาวะที่แตกต่างกันของถัง แอนแอโรบิกและแอโรบิก ดังแสดงในภาพที่ 17



ภาพที่ 17 ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ phoredox (A/O)

ที่มา: คัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

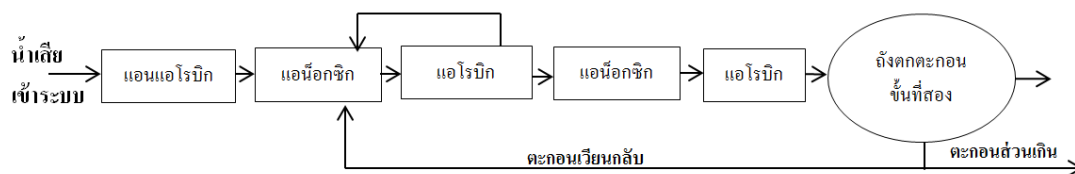
ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ A^2/O เป็นระบบที่ปรับปรุงมาจากระบบ phoredox (A/O) โดยเพิ่มถังแอน็อกซิกเพื่อให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในภาพที่ 18



ภาพที่ 18 ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ A^2/O

ที่มา: คัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

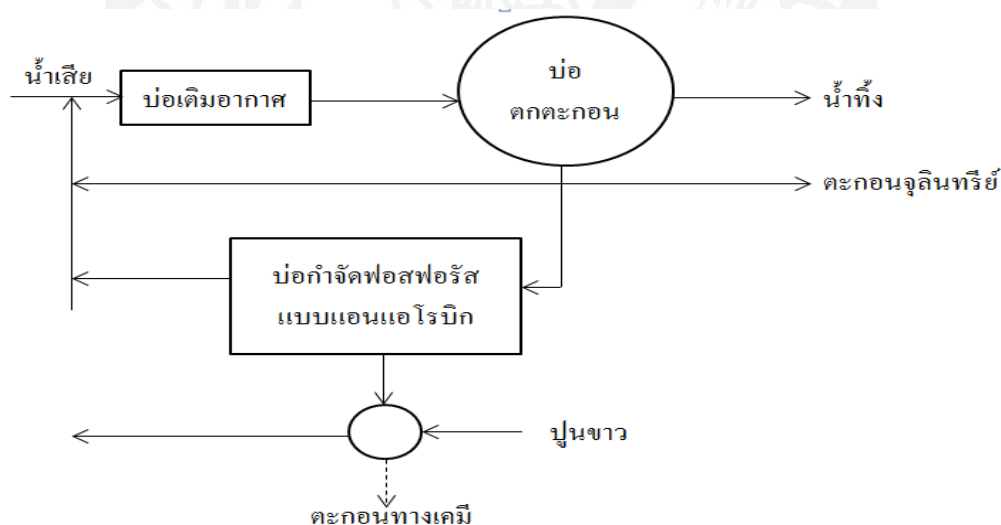
ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ Modified Bardenpho เป็นระบบที่ปรับปรุงให้สามารถกำจัดได้ทั้งไนโตรเจน ฟอสฟอรัสและสารอินทรีย์ ถังแอน็อกซิกลำดับที่สอง รับไนเตรตจากถังแอโรบิก และเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในภาพที่ 19



ภาพที่ 19 ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ Modified Bardenpho

ที่มา: คัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

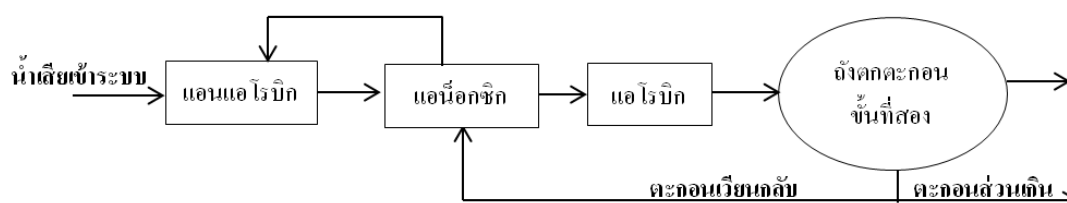
ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ phoStrip เป็นระบบที่ใช้ความแตกต่างของสภาวะแเอโรบิกและแอนแอโรบิก และใช้ปูนขาวช่วยในการตกตะกอนทางเคมี ระบบนี้มีข้อดีคือกระบวนการไม่ขึ้นอยู่กับปริมาณซีโอดีในน้ำเสียมากนัก ส่วนข้อเสียคือมีค่าใช้จ่ายในส่วน of ปูนขาว ดังแสดงในภาพที่ 20



ภาพที่ 20 ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ phoStrip

ที่มา: คัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ UTC (Standard And Modified) เป็นระบบที่คล้ายคลึงกับระบบ A²/O ถึงแอนแอโรบิกจะไม่มีการเวียนตะกอนกลับ จึงมีมวลจุลินทรีย์ไม่เพียงพอ จึงต้องนำเอ็มแอล (Mixed Liquor) จากถังแอน็อกซิกซึ่งไม่ควรมีไนเตรตอยู่เวียนกลับมาแทน

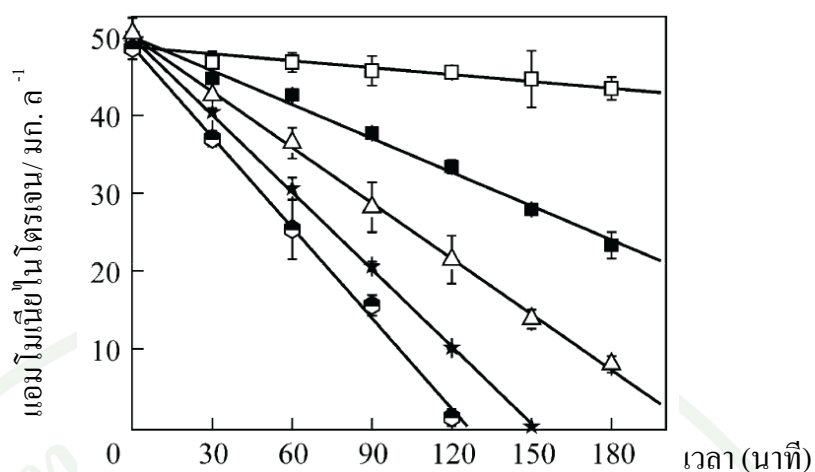


ภาพที่ 21 ระบบกำจัดฟอสฟอรัสแบบ UTC (Standard And Modified)

ที่มา: ดัดแปลงจาก Metcalf and Eddy, Inc. (2003)

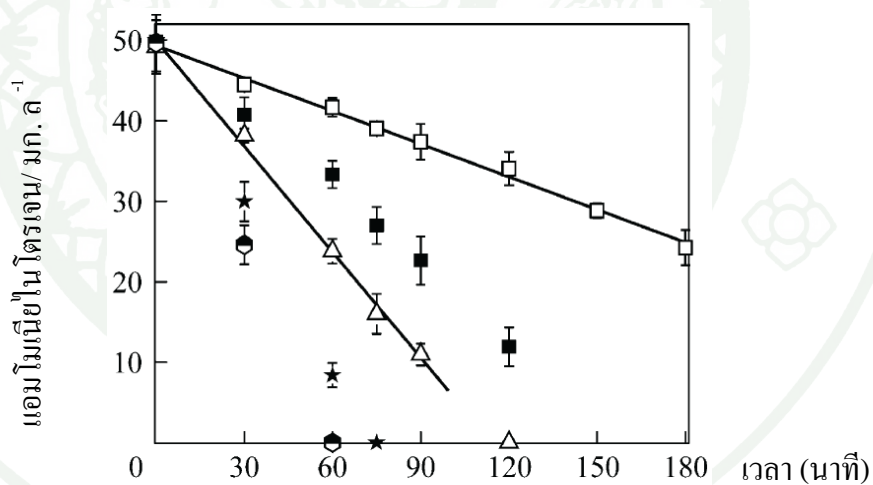
22. งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Wu Lei *et al.* (2012) ได้ทำการทดลองผลกระทบของอุณหภูมิในกระบวนการ Ammonium Oxidation ของจุลินทรีย์ชนิดไนตริฟายอิงแบบเกาะติด (Granular) และแบบแขวนลอย (Flocular) ในถังปฏิกรณ์แบบเบดซ์ ที่อุณหภูมิ 10, 15, 20, 25 และ 30 องศาเซลเซียส โดยให้ความเข้มข้นของแอมโมเนียเริ่มต้นเท่ากับ 50 มก./ล. รักษาอุณหภูมิโดยวางไว้บนเครื่องอ่างระเหย (Water Bath) วัดค่าออกซิเจนละลายน้ำ โดยให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 5 มก./ล. เดิมอากาศช่วงละ 3 ชั่วโมง รักษาค่าพีเอชให้อยู่ประมาณ 8.3 โดย NaHCO₃ เก็บตัวอย่างทุก 30 นาที โดยใช้เข็มฉีดยา แล้วนำตัวอย่างน้ำผ่านกระดาษกรอง ผลการทดลอง คือ ที่อุณหภูมิ 10 และ 15 องศาเซลเซียส กระบวนการ Ammonium Oxidation เกิดขึ้นไม่สมบูรณ์ ส่วนที่อุณหภูมิ 20 ถึง 30 องศาเซลเซียส ความเข้มข้นของแอมโมเนียลดลงอย่างรวดเร็ว โดยที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส แอมโมเนียถูกใช้หมดในถังปฏิกรณ์ชนิดที่จุลินทรีย์แขวนลอย ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ใช้จุลินทรีย์แบบเกาะติด แอมโมเนียจะถูกใช้หมดภายใน 60 นาที



ภาพที่ 22 แสดงอัตราการเกิดกระบวนการ Ammonium Oxidation ในจุลินทรีย์แบบแขวนลอย

ที่มา: คัดแปลงจาก Wu Lei *et al.* (2012)



ภาพที่ 23 แสดงอัตราการเกิดกระบวนการ Ammonium Oxidation ในจุลินทรีย์แบบเกาะติด

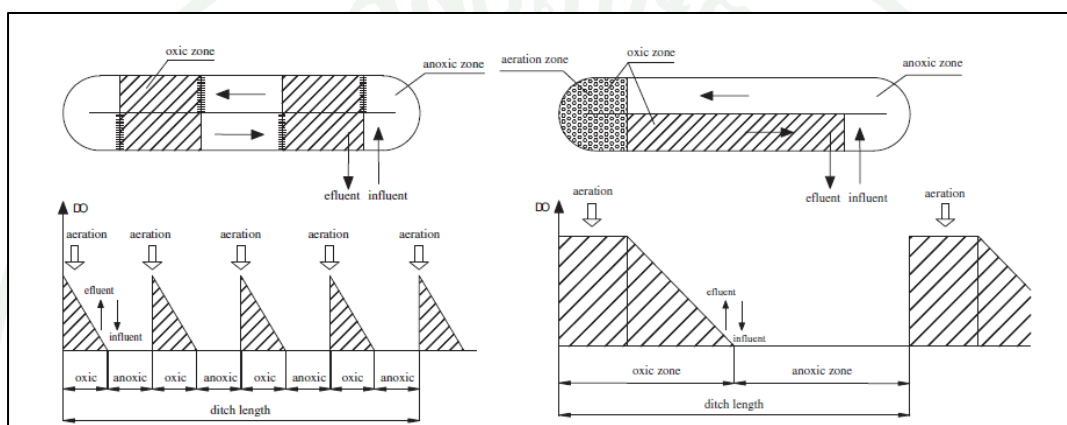
ที่มา: คัดแปลงจาก Wu Lei *et al.* (2012)

- 10 องศาเซลเซียส ■ 15 องศาเซลเซียส △ 20 องศาเซลเซียส
 ☆ 25 องศาเซลเซียส ● 30 องศาเซลเซียส

Jinhe Wang *et al.* (2011) ได้ทำการศึกษาการปล่อยก๊าซมีเทนจากระบบบำบัดน้ำเสียที่เมืองไจหนาน ประเทศจีน ที่ประกอบด้วยส่วนแอนแอโรบิก ส่วนแอนีอ็อกซิก และส่วนแอโรบิก ซึ่งโซนที่ไม่มีการเติมอากาศ จะใช้วิธีการล่องวัดอัตราการแพร่กระจายแบบปิด (Isolation Flux Hood Technique) ในการวัดอัตราการแพร่กระจายของก๊าซมีเทนในพื้นที่จำกัด (Flux) ซึ่งมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.41 เมตร และมีปริมาตร 30 ลิตร วัดบนพื้นที่ผิวของน้ำเสียเป็นพื้นที่ 0.13 ตารางเมตร ภายในบรรจุเครื่องมือวัดอุณหภูมิ และสวมด้วยห่วงยางเพื่อให้สามารถลอยน้ำได้ เลือกพื้นที่โซนกลางบ่อ เก็บตัวอย่างก๊าซโดยใช้ปั๊มดูดอากาศ เก็บก๊าซภายในหลอดชนิดโพลีโพรพิลีน (Polypropylene) ส่วนโซนที่มีการเติมอากาศ ใช้วิธีเก็บใส่ถุง (Bag Technique) ขนาด 40 ลิตร ผลิตจากโพลีเอทิลีน (Polyethylene) เก็บจากพื้นที่ผิวน้ำเสียขนาด 0.09 ตารางเมตร แล้วรวบรวมน้ำแก๊สโดยใช้ปั๊มดูดอากาศมารวบรวมไว้ในถุงแล้วนำมาเก็บใส่หลอดขนาด 60 มิลลิลิตร ชนิดโพลีโพรพิลีน (Polypropylene) ส่วนก๊าซมีเทนที่ละลายน้ำ เก็บน้ำตัวอย่างจากโซนที่เก็บอากาศมา 50 มิลลิลิตร ใส่หลอดทดลองขนาด 50 มิลลิลิตร เติมน้ำอาร์กอน และเติมสารละลายปรอทคลอไรด์ (Mercury II Chloride) ความเข้มข้น 20 มิลลิโมล เพื่อป้องกันการออกซิเดชันของก๊าซมีเทนด้วยกระบวนการทางชีวภาพ จากนั้นเขย่าอย่างแรง และทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องหนึ่งชั่วโมง โดยไม่มีการเคลื่อนย้าย ก๊าซที่เกิดขึ้นจะเป็นก๊าซมีเทนที่ละลายอยู่ในน้ำนั่นเอง การวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำและก๊าซประกอบด้วยพารามิเตอร์ต่อไปนี้ คือ ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) พีเอช (pH) อุณหภูมิ (Temperature) ซีโอดี (COD) แอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) และไนไตรต์ไนโตรเจน ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) ส่วนก๊าซนำไปวิเคราะห์หาก๊าซมีเทนโดยใช้เครื่องก๊าซโครมาโทกราฟี (Gas-Chromatograph Equipped) โดยวิธี Flame Ionization Detector พบว่าอัตราการปล่อยก๊าซมีเทนเป็น 1.69×10^{-4} กก/ปี หรือคิดเป็น 11.3 กรัมมีเทน/คน-ปี หรืออาจเทียบเป็น 1.55×10^{-4} กรัมมีเทน/ลิตรของน้ำเสีย

Atreyee Sims *et al.* (2013) ได้ทำการทดลองเรื่องก๊าซเรือนกระจกทั้งสามชนิด คือ ก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไนตรัสออกไซด์ โดยใช้กล่องวัดอัตราการแพร่กระจายแบบปิด (Static Chamber Technique) ลักษณะเป็นทรงกรวยที่ทำขึ้นจากพลาสติก ฐานมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 22.8 ซม. ปริมาตรทั้งหมด 4 ลิตร วัดก๊าซที่ปล่อยออกมาช่วงละ 10 นาที จนถึง 90 นาที และวิเคราะห์ด้วยเครื่องก๊าซโครมาโทกราฟี (Gas Chromatograph Equipped) ในทุกๆ 2 อาทิตย์ เป็นเวลา 6 เดือน ได้ผลการทดลอง คือ ปริมาณการปล่อยก๊าซมีเทน 502-1900 มก.มีเทน/ตารางเมตร-วัน ก๊าซไนตรัสออกไซด์มีการปล่อย 0.63-4 มก.ไนตรัสออกไซด์/ตารางเมตร-วัน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มีการปลดปล่อย 1700-3300 มก.คาร์บอนไดออกไซด์/ตารางเมตร-วัน

Chang-Zi Guo *et al.*(2013) ได้ทำการดำเนินระบบคลองวนเวียนจำลองโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบเอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) โดยแบ่งเป็นสองประเภท คือ แบบ Point Aerator หรือการเติมอากาศเฉพาะจุด มีการพักการเติมอากาศ 7 ครั้ง แต่แต่ละครั้งที่เติมอากาศเป็นเวลานานหนึ่งนาทีก่อนจะมีโซนแอน็อกซิก 4 โซน และโซนแอโรบิก 4 โซน แบบที่ 2 คือ Step Aeration โดยมีการเติมอากาศเป็นโซนกว้างเพียงโซนเดียว เติมอากาศเป็นเวลานาน 4-5 นาที ทำให้มีโซนแอน็อกซิกและออกซิก (แอโรบิก) เพียงอย่างละหนึ่งโซน



ภาพที่ 24 แสดงรูปแบบการเติมอากาศแบบจุด (Point Aerator) และแบบโซน (Step Aeration)

ที่มา: ดัดแปลงจาก Chang-Zi Guo *et al.*(2013)

Shichang Sun *et al.*(2013) ได้ทำการศึกษาการปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) โดยแบ่งเป็นโซนที่มีการเติมอากาศและไม่มีการเติมอากาศ โดยในโซนที่มีการเติมอากาศใช้ถังชนิดโพลีเอทิลีน ที่มีปริมาตร 200 ลิตร ส่วนโซนที่ไม่มีการเติมอากาศใช้กล่องวัดอัตราการแพร่กระจายของก๊าซแบบปิด (Static Chamber) ที่สร้างโดยใช้วัสดุเป็นสแตนเลส มีความสูง 0.6 เมตร มีพื้นที่ฐาน 0.125 ตารางเมตร ความสูงของน้ำที่โดนครอบไว้ คือประมาณ 0.3 เมตร ภายนอกสวมด้วยห่วงยางและเก็บก๊าซจากช่องว่างของกล่องเหนือผิวน้ำที่เชื่อมต่อกับสายยางซิลิโคน เข้าสู่หลอดในลอนขนาด 200 มิลลิเมตร ใช้เวลาในการเก็บตัวอย่างครั้งละ 10 นาที แล้วเว้นไป 40 นาที ก๊าซไนตรัสออกไซด์ที่ละลายน้ำวิเคราะห์โดยใช้เทคนิค Headspace Equilibrium หาความเข้มข้นของก๊าซไนตรัสออกไซด์ที่ละลายน้ำ โดยเก็บ

ตัวอย่างน้ำจากโซนที่เก็บตัวอย่างอากาศใส่ขวดขนาด 300 มิลลิลิตร เติมน้ำตัวอย่างลงไปช้าๆ เติมกรดซัลฟิวริก ที่มีความเข้มข้น 1 โมลต่อลิตร 3 หยด เพื่อป้องกันปฏิกิริยาทางชีวภาพ แล้วเติมก๊าซไนโตรเจนลงไป ให้แทนที่น้ำ 100 มิลลิลิตร แล้วเขย่าให้เข้ากัน เพื่อให้เข้าสู่สมดุล เก็บก๊าซปริมาณ 50 มิลลิลิตร จากโซนช่องว่างอย่างรวดเร็ว เก็บที่ 4 องศาเซลเซียส และวิเคราะห์ภายใน 12 ชั่วโมง ซึ่งได้มีผลการทดลองว่าระบบบำบัดน้ำเสียแห่งนี้มีการปลดปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์อยู่ระหว่าง 2.36-8.64 กรัม/ตันน้ำเสีย และพบว่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำต่ำ ในระหว่างกระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นสาเหตุหลักของการปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์

อุปกรณ์และวิธีการ

อุปกรณ์

1. แหล่งตัวอย่างน้ำเสีย

เป็นน้ำเสียชุมชน จากโรงบำบัดน้ำเสียกลางแบบคลองวนเวียน เทศบาลนครภูเก็ต
จังหวัดภูเก็ต

2. เครื่องมือที่ใช้ในการทดลอง

2.1 เครื่อง Spectrophotometer (Double Beam) ยี่ห้อ Hitachi รุ่น U-2800

2.2 เครื่องชั่งน้ำหนักชนิดละเอียด 4 ตำแหน่ง ยี่ห้อ Precisa รุ่น 240A

2.3 เครื่องชั่งน้ำหนัก 2 ตำแหน่ง ยี่ห้อ AND รุ่น GF 3000

2.4 เครื่องวัดค่าพีเอช (pH Meter) ยี่ห้อ HANNA รุ่น HI 3222

2.5 เครื่องมือสำหรับการกลั่นแอมโมเนีย (Distillation Apparatus) ยี่ห้อ Gerhardt
รุ่น KI11/26

2.6 เครื่องมือสำหรับย่อยโปรตีน

2.7 บี้มเก็บตัวอย่างอากาศ ยี่ห้อ SKC รุ่น Universal XR

2.8 ถุงเก็บตัวอย่างอากาศและฝุ่น ยี่ห้อ SKC

2.9 กล่องวัดอัตราการแพร่กระจายของก๊าซแบบปิด (Static Chamber Hood)

2.10 ถังปฏิกิริยาแบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) ขนาดบรรจุ 3 ลิตร

2.11 เครื่องก๊าซโครมาโทกราฟี (Gas Chromatograph Equipped) ยี่ห้อ Hewlett Packard รุ่น GC6890

2.12 เตาเผา 550 องศาเซลเซียส (Furnace) ยี่ห้อ Carbolite รุ่น ELF11/14B

2.13 ตู้อบ (Hot Air Oven) ยี่ห้อ Binder รุ่น ED53/E2

2.14 ตู้ดูดความชื้น ยี่ห้อ Northman

2.15 ชุดกรองพร้อมปั๊มสุญญากาศ

2.16 เครื่องวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO Meter) ยี่ห้อ YSI รุ่น 550A

2.17 เครื่อง Ion Chromatography (IC) ยี่ห้อ METROHM รุ่น 850 Professional + 858 Autosampler โดย Colume ที่ใช้คือ Metrosep A Supp7 – 250 mm สำหรับการวิเคราะห์โมเลกุลไอออนลบโดยใช้ $0.1M Na_2CO_3$ เป็น Eluent

3. อุปกรณ์และเครื่องแก้วที่ใช้ในการวิเคราะห์ทางเคมี

4. สารเคมีและวิธีการที่ใช้ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำตาม Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 20th Edition ดังแสดงในตารางที่ 7

ตารางที่ 7 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

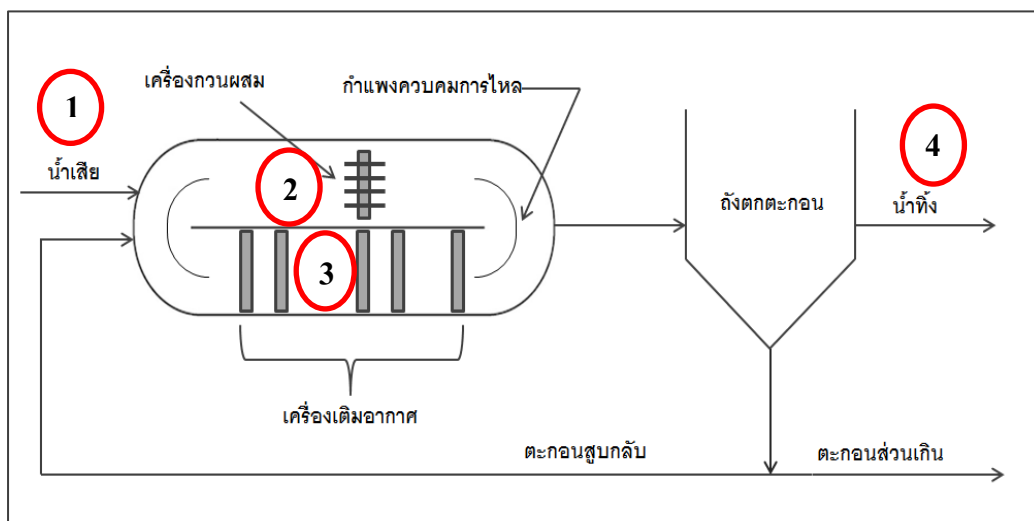
พารามิเตอร์	วิธีการวิเคราะห์
COD & SCOD	Closed Reflux Method
TKN	Macro-Kjedahl Method
Ammonia	Macro-Kjedahl Method
TP	Ascorbic Acid Method
BOD	Azide Modification Method
Nitrite	Colorimetric Method
Nitrate	Ion Chromatography

วิธีการ

งานวิจัยนี้จะแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วง คือ ช่วงแรก เป็นการวิเคราะห์พารามิเตอร์ทางเคมีของน้ำเสีย เพื่อให้ทราบคุณลักษณะของน้ำเสีย หาประสิทธิภาพของระบบ ซึ่งวิธีวิเคราะห์ตามที่กล่าวไว้ในตารางที่ 7 และหาค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ รวมถึงศึกษาลักษณะการเติมอากาศในถังเติมอากาศที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ ช่วงที่ 2 เป็นการศึกษาอัตราการกำจัดแอมโมเนียของจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรฟายอิงที่อุณหภูมิ 10, 20 และ 30 องศาเซลเซียส ช่วงที่ 3 เป็นการศึกษาปริมาณของก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยศึกษาก๊าซเรือนกระจก 3 ชนิด คือ ก๊าซไนตรัสออกไซด์ ก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ แยกเป็นโซนแอน็อกซิกและโซนแอโรบิก

1. ช่วงที่ 1 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ธาตุอาหารไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในระบบบำบัดน้ำเสีย

1.1 การวิเคราะห์พารามิเตอร์ทางเคมีของน้ำเสีย เก็บตัวอย่างน้ำเสียจากระบบบำบัดจำนวน 4 จุด คือ น้ำเสียที่ยังไม่ผ่านการบำบัด (Influent) น้ำเสียจากโซนแอน็อกซิก (Anoxic Zone) น้ำเสียจากโซนแอโรบิก (Aerobic Zone) และน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดแล้ว (Effluent) ดังแสดงในภาพที่ 25



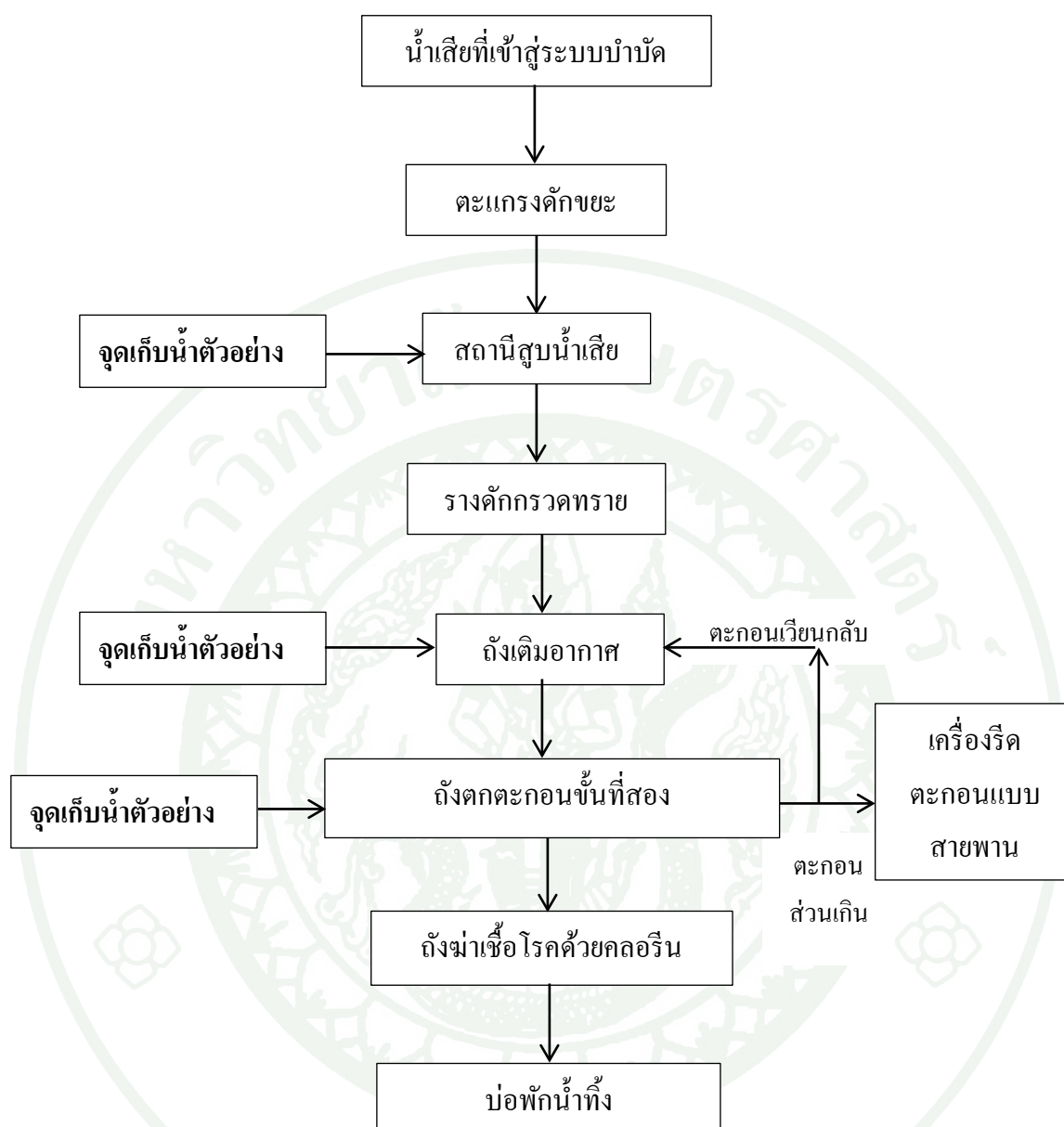
ภาพที่ 25 แสดงจุดเก็บน้ำตัวอย่างของระบบบำบัดน้ำเสีย

หมายเหตุ หมายเลข 1 แทน น้ำเสียก่อนเข้าระบบ (Influent)

หมายเลข 2 แทน น้ำเสียจากโซนแอน็อกซิก (Anoxic Zone)

หมายเลข 3 แทน น้ำเสียจากโซนแอโรบิก (Aerobic Zone)

หมายเลข 4 แทน น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดแล้ว (Effluent)



ภาพที่ 26 แสดงขั้นตอนการบำบัดน้ำเสียของระบบน้ำเสียแบบคลองวนเวียน เทศบาลนครภูเก็ต

1.2 การหาค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยนำน้ำเสียก่อนการบำบัด (Influent) และ น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดแล้ว (Effluent) มาหาค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ โดยใช้วิธีวัดค่าบีโอดีที่ช่วงเวลาต่างๆ ดังนี้ คือ วันที่ 0, 1, 3, 5, 7, 9 แล้วคำนวณหาค่าคงที่ของปฏิกิริยา (k) โดยใช้สมการความสัมพันธ์ระหว่างค่าบีโอดีที่ระยะเวลาต่างๆ ดังต่อไปนี้

$$BOD_t = UBOD - BOD_r \quad (1)$$

$$BOD_r = UBOD(e^{-kt}) \quad (2)$$

$$BOD_t = UBOD (1 - e^{-kt}) \quad (3)$$

1.3 ทำการวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolve Oxygen) ภายในถังเดิมอากาศ ตามความยาวของถังทุกๆ 1 เมตรตามทิศทางการไหลของน้ำเสีย โดยพิจารณาน้ำเสียในถังเดิมอากาศมีการไหลแบบไหลตามกัน (Plug Flow) จนครบรอบของความยาวถัง โดยวัดที่ตำแหน่งกึ่งกลางของช่องทางไหลของน้ำเสีย

2. ช่วงที่ 2 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรฟายอิงแบบแขวนลอยในถังปฏิกรณ์แบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) ที่อุณหภูมิต่างๆ

2.1 การทดลองหาอัตราการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน (Ammonia-Nitrogen Removal Rate) ทำการทดลองโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) สำหรับเลี้ยงจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรฟายอิงแบบแขวนลอย ซึ่งมีลักษณะเป็นถังแก้วใสทรงกระบอกประกอบขึ้นจากอะคริลิก เส้นผ่านศูนย์กลาง 0.145 เมตร สูง 0.240 เมตร ปริมาตรการใช้งานจริง 3 ลิตร มีการกวนผสมโดยใช้เครื่องกวนแม่เหล็ก (Magnetic Stirrer) ที่ความเร็ว 100 รอบต่อนาที และมีวาล์วระบายก๊าซอยู่ด้านบนของถัง



ภาพที่ 27 ถังปฏิกิริยาเอสบีอาร์ (SBR) ขนาด 3 ลิตรที่ใช้ในการทดลอง

โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิ 10, 20 และ 30 องศาเซลเซียส ควบคุมอุณหภูมิในการทดลอง โดยการนำถังปฏิกิริยาตั้งภายในตู้เย็นที่ปรับและควบคุมอุณหภูมิได้ น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็น น้ำเสียสังเคราะห์ที่ประกอบด้วยแอมโมเนียเป็นหลัก เพื่อเป็นอาหารของจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรฟายอิง โดยให้ความเข้มข้นของแอมโมเนียเริ่มต้นเท่ากับ 100 มก.ไนโตรเจน/ล. วัดปริมาณแอมโมเนียที่ ลดลง ทุกๆ 1 ชั่วโมง เป็นเวลา 6-7 ชั่วโมง และวัดปริมาณเอ็มแอลวีเอสเอส (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids: MLVSS) เมื่อเริ่มต้น(ชั่วโมงที่ 0) และชั่วโมงสุดท้ายของการทดลอง รายละเอียดของส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ได้แสดงไว้ในตารางที่ 8

ตารางที่ 8 องค์ประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์

ลำดับที่	ส่วนประกอบ	ความเข้มข้น (กรัม/ลิตร)
1	NaHCO_3	48.66
2	Na_2CO_3	32.44
3	NH_4Cl	76.1
4	Na_2HPO_4	18.33
5	NaCl	10.10
6	KCl	4.70
7	CaCl_2	3.55
8	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	16.70
9	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.18
10	$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.32
11	$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	0.18
12	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.28

ที่มา: ดัดแปลงจาก M. A. Z. Coelho (2000)

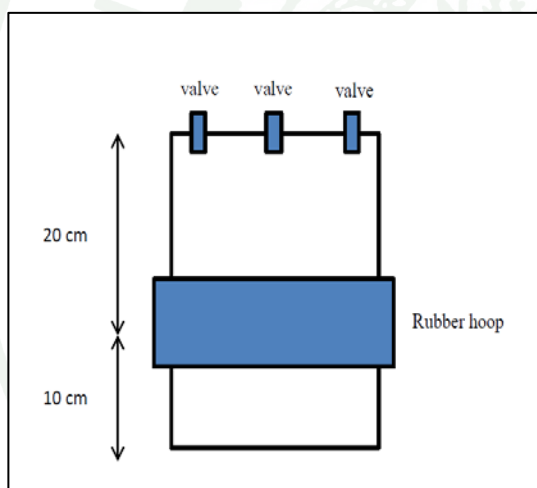
2.2 พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสีย การวิเคราะห์แอมโมเนียใช้เทคนิค Macro-Kjedahl Method เอ็มแอลเอสเอส (Mixed Liquor Suspended Solids: MLSS) ใช้วิธีระเหยน้ำที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส และเอ็มแอลวีเอสเอส (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids: MLVSS) ใช้วิธีเผาที่อุณหภูมิ 550 องศาเซลเซียส จาก Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20 th Edition ปี 1998 (APHA, AWWA and WEF)

2.3 การคำนวณอัตราการกำจัดแอมโมเนียของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง พล็อตกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณของแอมโมเนียที่ลดลงต่อเวลา จากนั้นนำค่าความชัน (Slope) ที่ได้จากกราฟไปคำนวณอัตราการกำจัดแอมโมเนียโดยใช้สมการดังนี้

$$\text{อัตราการกำจัดแอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส)} = \frac{\text{ความชันของกราฟ} \times 24}{\text{มก.เอ็มแอลวีเอสเอส}}$$

3. ช่วงที่ 3 ศึกษาปริมาณของก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยก๊าซที่ศึกษามี 3 ชนิด คือ ก๊าซไนตรัสออกไซด์ ก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

โดยใช้กล่องวัดอัตราการแพร่กระจายของก๊าซแบบปิด (Static Chamber Hood) ประกอบขึ้นด้วยอะคริลิก รูปทรงกระบอก มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 30 ซม. สูง 30 ซม. ด้านนอกสวมด้วยห่วงยางสูงจากฐาน 10 ซม. ปริมาตรรวมของอุปกรณ์ 0.021 ลบ.ม. ปริมาตรช่องว่างเหนือผิวน้ำ 0.014 ลบ.ม. โดยรวบรวมแก๊สเป็นเวลา 24 ชั่วโมง เก็บแยกเป็นสองโซน คือ โซนแอโรบิกและโซนแอนีอ็อกซิก โดยใช้ปั๊มเก็บตัวอย่างอากาศมาเก็บไว้ในถุงเก็บก๊าซ นำก๊าซที่ได้ไปวิเคราะห์หาองค์ประกอบของก๊าซโดยใช้เครื่องก๊าซโครมาโทกราฟฟี (Gas Chromatograph Equipment)



ภาพที่ 28 กล่องวัดอัตราการแพร่กระจายของก๊าซแบบปิด (Static Chamber Hood)

ผลและวิจารณ์

งานวิจัยนี้ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส สารอินทรีย์ และการปล่อยก๊าซเรือนกระจก ณ โรงบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต จังหวัดภูเก็ต โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วง ช่วงที่ 1 คือการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสีย ช่วงที่ 2 คือการศึกษาอัตราการกำจัดไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบแวนดอลยในถังปฏิกริยาเอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) ที่อุณหภูมิ 10 ,20 และ 30 องศาเซลเซียส และช่วงที่ 3 คือการศึกษาปริมาณของก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยก๊าซที่ศึกษา ได้แก่ ก๊าซไนตรัสออกไซด์ ก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ แยกเป็นโซนแอ่น็อกซิกและโซนแอโรบิก

1. การทดลองช่วงที่ 1 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

1.1 การวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด และน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด

ในการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียกลาง เทศบาลนครภูเก็ต จังหวัดภูเก็ต โดยวิเคราะห์คุณภาพน้ำตาม Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 20th Edition เป็นระยะเวลา 8 เดือน ปรากฏคุณลักษณะของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียแห่งนี้ ดังแสดงในตารางที่ 9 และคุณลักษณะของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว ดังแสดงในตารางที่ 10

ตารางที่ 9 ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา

พารามิเตอร์	หน่วย	เดือน								ค่าเฉลี่ย
		1	2	3	4	5	6	7	8	
ซีโอดี	มก./ล.	1066.67 ±46.19	536.00 ±40.00	749.33 ±23.10	786.93 ±110.96	686.10 ±159.87	858.45 ±46.47	1314.51 ±46.47	688.51 ±39.12	835.81
เอสซีโอดี	มก./ล.	93.33 ±23.09	32.00 ±20.00	375.33 ±61.10	53.27 ±20.97	235.52 ±22.17	187.79 ±23.23	295.09 ±46.47	34.32 ±2.27	161.08
บีโอดี	มก./ล.	-	-	-	145.00	900.00	250.00	240.00	110.00	329.00
ทีเคเอ็น	มก.ไนโตรเจน/ล.	72.99 ±3.60	55.07 ±2.91	91.00 ±0.70	62.53 ±5.83	47.13 ±8.55	15.17 ±3.23	103.60 ±5.60	47.60 ±0.00	61.89
แอมโมเนีย	มก.ไนโตรเจน/ล.	23.15 ±0.65	10.27 ±0.40	26.60 ±0.70	14.23 ±1.76	28.93 ±1.62	9.33 ±2.14	17.97 ±1.62	6.25 ±0.40	17.09

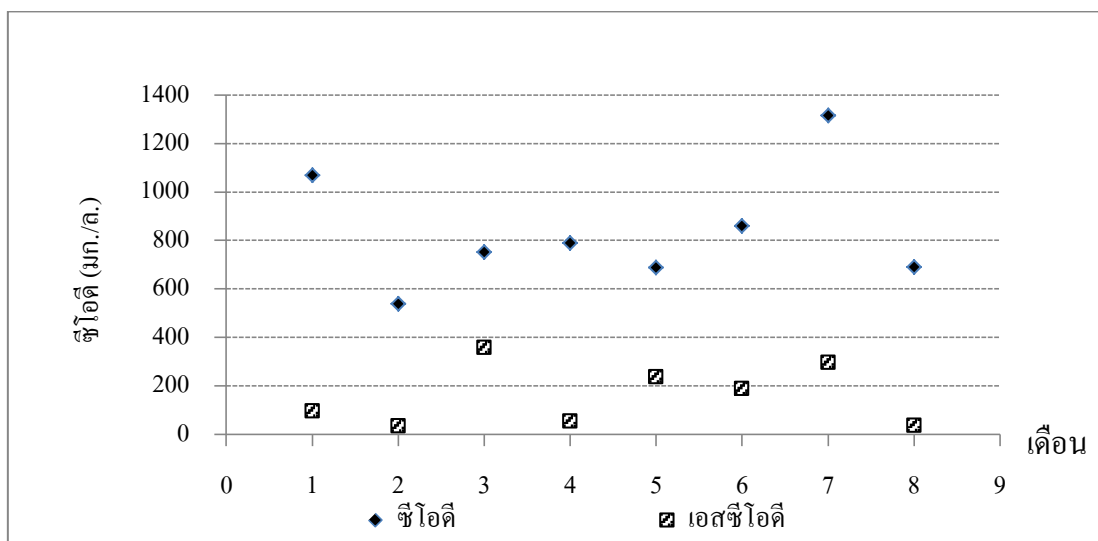
หมายเหตุ : เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง, เครื่องหมาย * แทนข้อมูลจาก บ.เช่าที่ดินไทยคอนกรีต จำกัด (2556)

ตารางที่ 9 ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา (ต่อ)

พารามิเตอร์	หน่วย	เดือน								ค่าเฉลี่ย
		1	2	3	4	5	6	7	8	
ออร์แกนิกไนโตรเจน	มก.ไนโตรเจน/ล.	49.84 ±4.25	44.80 ±3.32	64.40 ±1.40	48.30 ±7.59	18.20 ±10.17	5.83 ±5.37	85.63 ±7.22	41.35 ±0.40	44.79
ไนไตรต์*	มก.ไนโตรเจน/ล.	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.08	0.02
ไนเตรต*	มก.ไนโตรเจน/ล.	0.03	0.2	0.02	0.02	0.03	0.05	0.06	0.02	0.05
ทีพี	มก.ฟอสฟอรัส/ล.	10.56 ±0.01	18.77 ±1.35	9.24 ±0.10	6.97 ±0.23	4.01 ±0.07	6.56 ±0.11	9.96 ±0.22	4.82 ±0.07	8.86

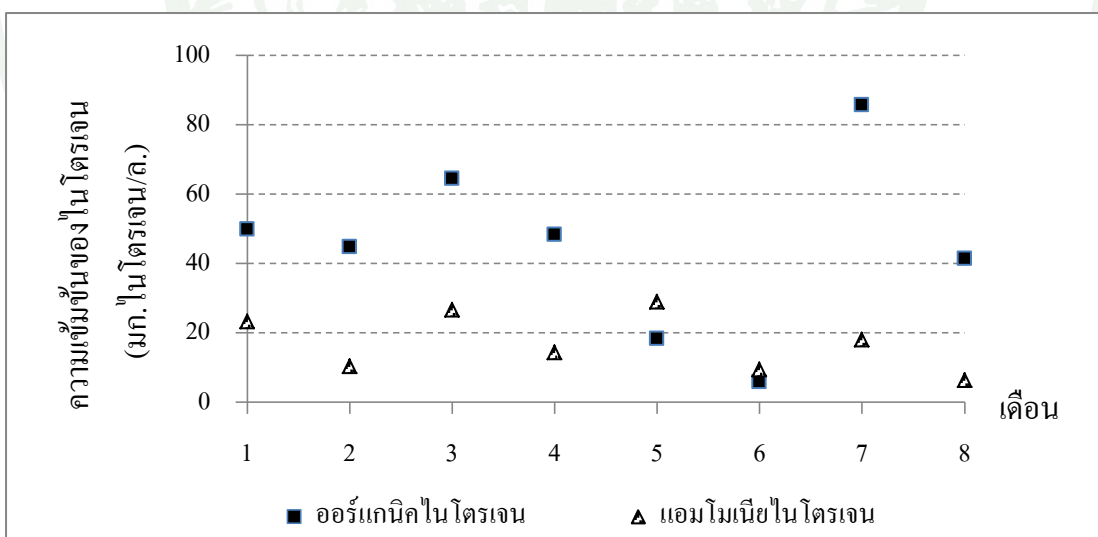
หมายเหตุ : เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง, เครื่องหมาย * แทนข้อมูลจาก บ.เซาท์เทิร์นไทยคอนกรีต จำกัด (2556)

จากผลการทดลองดังแสดงในตารางที่ 9 ของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด พบว่ามีค่าซีโอดีเฉลี่ยสูงถึง 835.81 มก./ล. ซึ่งสูงกว่าค่าซีโอดีในน้ำเสียชุมชนไทยปกติ ซึ่งมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 200-500 มก./ล. (ธงชัย, 2545) หรือเมื่อเทียบกับลักษณะน้ำเสียชุมชนโดยใช้เกณฑ์ของกรมควบคุมมลพิษ (2545) ดังแสดงในตารางที่ 1 พบว่าน้ำเสียชุมชนที่เข้าสู่ระบบบำบัดแห่งนี้อยู่ในช่วงที่มีความเข้มข้นของซีโอดีปานกลาง (ค่าซีโอดีมากกว่า 500 มก./ล. แต่น้อยกว่า 1000 มก./ล.) และเมื่อพิจารณาค่าเอสซีโอดี เป็นรายเดือนพบว่า ค่าเอสซีโอดีมีค่าไม่สม่ำเสมอในแต่ละเดือน โดยมีค่าต่ำสุดอยู่ที่ 32.00 มก./ล. และค่าสูงสุดอยู่ที่ 375.33 มก./ล. ซึ่งมีความแตกต่างกันมาก แต่โดยเฉลี่ยอยู่ที่ 161.08 มก./ล. หรือคิดโดยเฉลี่ยค่าเอสซีโอดีมีค่าร้อยละ 19.27 ของซีโอดีทั้งหมด ซึ่งแตกต่างจากการทดลองของ (L. Hernandez Leal *et al.*, 2011) ซึ่งพบว่าค่าเอสซีโอดีมีค่าเป็นร้อยละ 38.00 ของค่าซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียที่ยังไม่ได้รับการบำบัด ความแตกต่างของค่าซีโอดีทั้งหมดและเอสซีโอดีในน้ำเสียก่อนการบำบัด ดังแสดงในภาพที่ 29 ค่าบีโอดีของน้ำเสียเฉลี่ยอยู่ที่ 329.00 มก./ล. อยู่ในเกณฑ์น้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของบีโอดีน้อย-ปานกลาง (ค่าบีโอดีมากกว่า 110 มก./ล. แต่น้อยกว่า 400 มก./ล.) ตามเกณฑ์ของกรมควบคุมมลพิษ (2545) ยกเว้นในเดือนที่ 5 ซึ่งค่าบีโอดีมีค่าสูงถึง 900 มก./ล. และยังมีค่าสูงกว่าค่าซีโอดี ในส่วนของค่าทีเคเอ็นซึ่งเป็นผลรวมของแอมโมเนียไนโตรเจนและออร์แกนิกไนโตรเจนนั้นมีค่าค่อนข้างสูง โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 61.89 มก.ไนโตรเจน/ล. ซึ่งเมื่อแยกพิจารณาพบว่าน้ำเสียประกอบด้วยออร์แกนิกไนโตรเจนอยู่มาก ทำให้ค่าทีเคเอ็นสูงตามไปด้วย ยกเว้นในเดือนที่ 5 และ 6 ที่ปริมาณออร์แกนิกไนโตรเจนน้อยกว่าปริมาณแอมโมเนีย ดังแสดงในภาพที่ 30 ในด้านของออร์แกนิกไนโตรเจนมีความเข้มข้นเฉลี่ยอยู่ที่ 44.79 มก.ไนโตรเจน/ล. ซึ่งตามเกณฑ์ของกรมควบคุมมลพิษ (2545) ถือว่าเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของออร์แกนิกไนโตรเจนสูง ในขณะที่แอมโมเนียไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 17.09 มก.ไนโตรเจน/ล. ซึ่งตามเกณฑ์ของกรมควบคุมมลพิษ (2545) ถือว่ามีความเข้มข้นน้อย ในส่วนของไนไตรต์และไนเตรตมีปริมาณน้อยมาก โดยมีค่าเฉลี่ยที่ 0.02 และ 0.05 ตามลำดับ ค่าทีพีหรือปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดทั้งในรูปอินทรีย์และอนินทรีย์ในน้ำเสียโดยเฉลี่ยอยู่ที่ 8.86 มก./ล. ซึ่งตรงกับค่าเฉลี่ยน้ำเสียในประเทศไทยที่มีค่าทีพีอยู่ในช่วง 3-10 มก.ฟอสฟอรัส/ล. (ธงชัย, 2545) ซึ่งตามเกณฑ์ของกรมควบคุมมลพิษ (2545) ถือว่ามีความเข้มข้นของทีพีปานกลาง



ภาพที่ 29 แสดงความแตกต่างของปริมาณชีโอดีและเอสชีโอดีในน้ำเสียชุมชน

ที่เข้าสู่ระบบบำบัดแห่งนี้



ภาพที่ 30 แสดงความแตกต่างปริมาณออร์แกนิกไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจน

ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบแห่งนี้

ตารางที่ 10 ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา

พารามิเตอร์	หน่วย	เดือน								ค่าเฉลี่ย
		1	2	3	4	5	6	7	8	
ซีโอดี	มก./ล.	106.67 ±23.09	68.00 ±20.00	64.53 ±9.24	104.12 ±8.39	23.04 ±7.68	46.95 ±4.65	181.08 ±20.12	41.64 ±2.25	79.50
เอสซีโอดี	มก./ล.	40.00 ±0.00	10.13 ±9.24	34.40 ±6.93	6.78 ±4.19	7.17 ±4.43	14.76 ±6.15	109.99 ±9.29	22.18 ±3.96	30.68
บีโอดี	มก./ล.	-	-	-	12.25	5.75	5.25	9.50	17.50	6.28
ทีเคเอ็น	มก.ไนโตรเจน/ ล.	5.79 ±0.32	8.40 ±0.37	18.67 ±0.16	16.24 ±0.48	10.69 ±0.71	8.35 ±0.81	15.49 ±0.65	10.55 ±0.32	11.77
แอมโมเนีย	มก.ไนโตรเจน/ ล.	5.60 ±0.00	7.33 ±0.29	18.39 ±0.71	13.72 ±0.28	8.40 ±0.56	7.19 ±0.16	13.58 ±0.00	8.76 ±0.16	10.37

หมายเหตุ : เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง

เครื่องหมาย * แทนข้อมูลจาก บ.เช่าที่ดินไทยคอนกรีต จำกัด (2556)

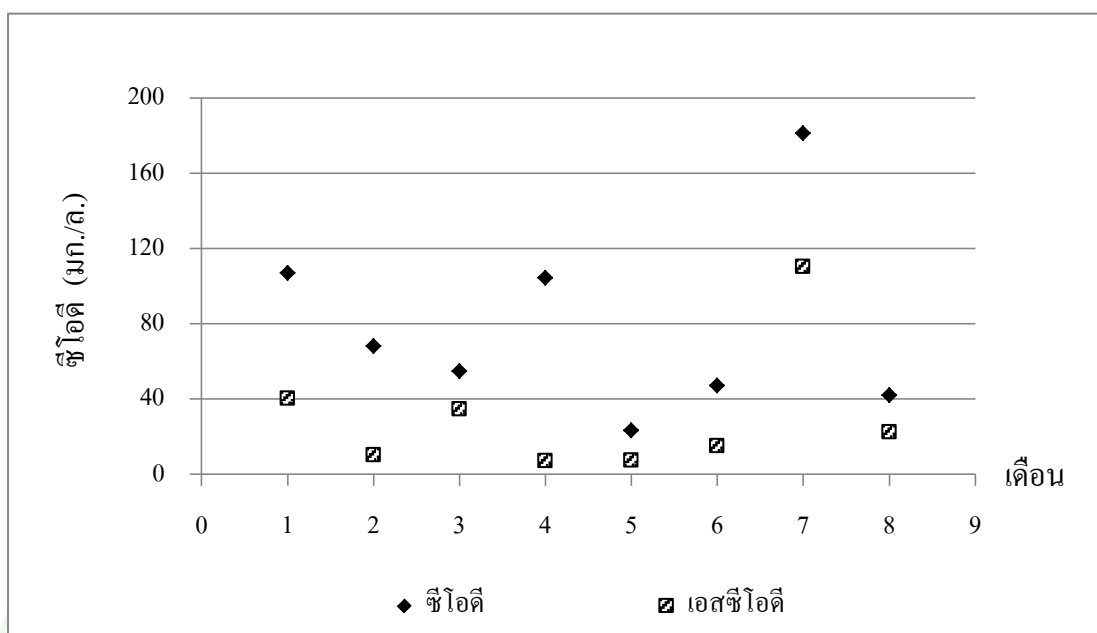
ตารางที่ 10 ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา

พารามิเตอร์	หน่วย	เดือน								ค่าเฉลี่ย
		1	2	3	4	5	6	7	8	
ออร์แกนิกไนโตรเจน	มก.ไนโตรเจน/ล.	0.19 ±0.32	1.07 ±0.66	0.28 ±0.87	2.52 ±0.76	2.29 ±1.27	1.17 ±0.97	1.91 ±0.65	1.79 ±0.49	1.40
ไนไตรต์*	มก.ไนโตรเจน/ล.	1.19	0.27	0.01	1.91	0.54	0.72	0.22	0.1	0.62
ไนเตรต*	มก.ไนโตรเจน/ล.	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23
ทีพี	มก.ฟอสฟอรัส/ล.	0.47 ±0.01	1.92 ±0.21	5.45 ±0.25	1.92 ±0.09	0.42 ±0.02	1.68 ±0.04	1.01 ±0.07	1.47 ±0.03	1.79

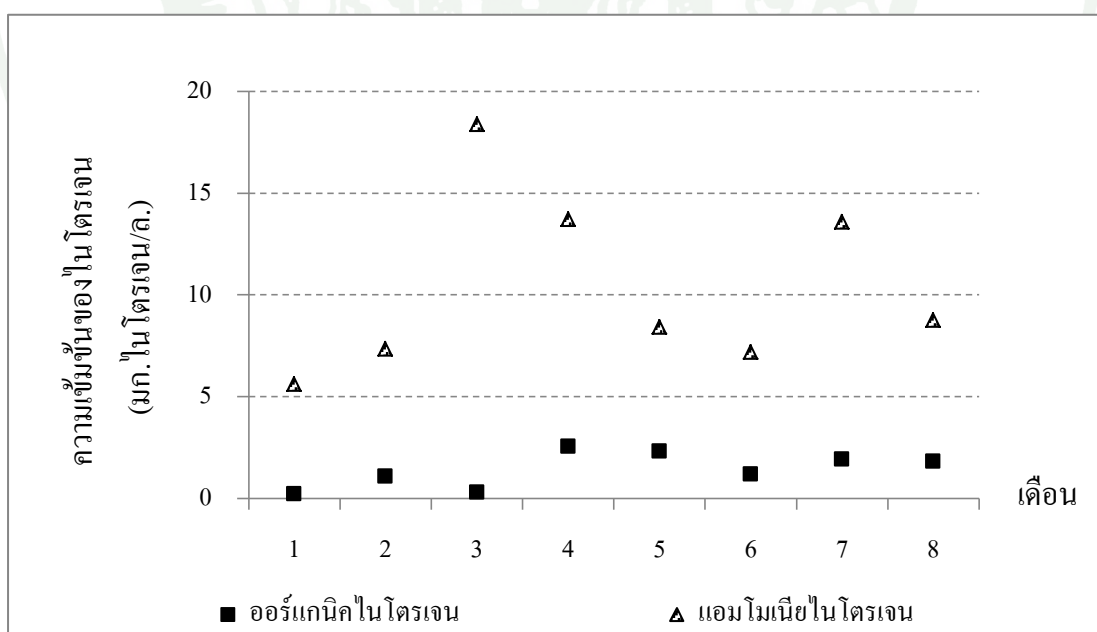
หมายเหตุ : เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง

เครื่องหมาย * แทนข้อมูลจาก บ.เข้เทิร์นไทยคอนซัลติ้ง จำกัด (2556)

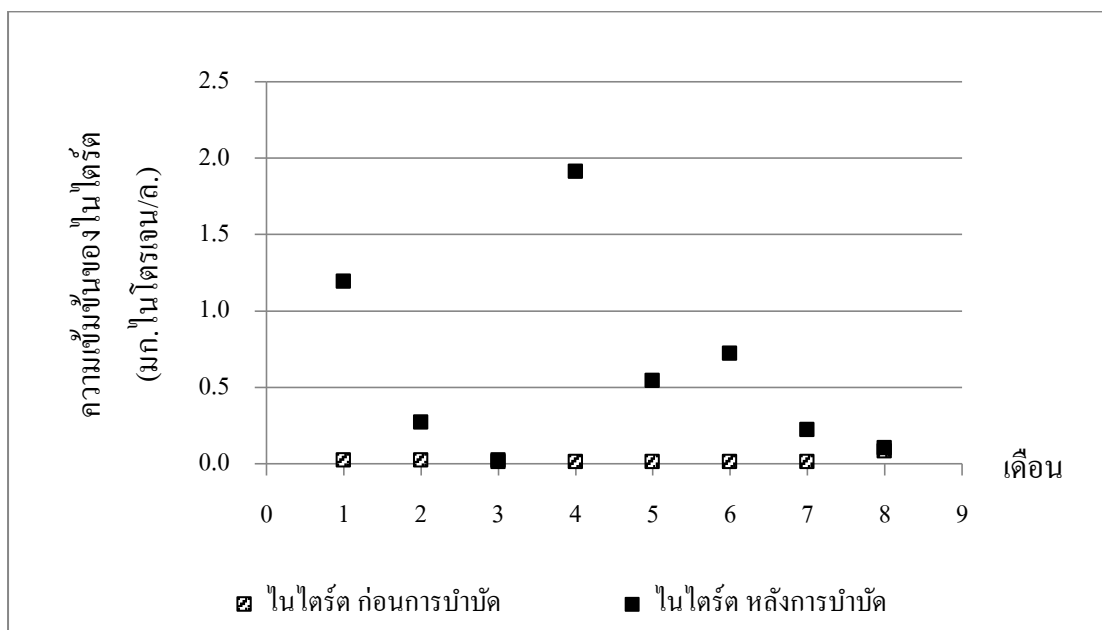
จากผลการทดลองดังแสดงในตารางที่ 10 ของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด พบว่า มีค่าซีโอดีทั้งหมดโดยเฉลี่ยที่ 79.50 มก./ล. ค่าเอสซีโอดีมีค่าเฉลี่ยที่ 30.68 มก./ล. ซึ่งค่าเอสซีโอดีมีค่าเป็นร้อยละ 38.59 ของซีโอดีทั้งหมด ความแตกต่างของค่าซีโอดีและเอสซีโอดีของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด ดังแสดงในภาพที่ 31 ค่าบีโอดีของน้ำทิ้งเฉลี่ยอยู่ที่ 6.28 มก./ล. ซึ่งน้อยกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งอาคาร ประเภท ก ดังแสดงในภาคผนวก ก. ที่กำหนดไว้ว่า ค่าบีโอดีในน้ำทิ้งต้องมีค่าไม่เกิน 20 มก./ล. ในส่วนของค่าทีเคเอ็นซึ่งเป็นผลรวมของแอมโมเนียไนโตรเจนและออร์แกนิกไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 11.77 มก.ไนโตรเจน/ล. ซึ่งเมื่อแยกพิจารณาพบว่าน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด ค่าทีเคเอ็นส่วนใหญ่มาจากปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจน ดังแสดงในภาพที่ 32 ซึ่งต่างจากน้ำเสียชุมชนก่อนการบำบัดที่ค่าทีเคเอ็นส่วนใหญ่มาจากออร์แกนิกไนโตรเจน ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ยอยู่ที่ 10.37 มก.ไนโตรเจน/ล. ค่าออร์แกนิกไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 1.40 มก.ไนโตรเจน/ล. ซึ่งน้อยกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งอาคารประเภท ก. ที่กำหนดไว้ว่าต้องมีค่าไม่เกิน 10 มก.ไนโตรเจน/ล. ในส่วนของค่าไนไตรต์และไนเตรตมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 0.62 และ 0.23 ตามลำดับ ซึ่งทั้งไนไตรต์และไนเตรตเป็นสภาวะรูปหนึ่งของไนโตรเจนใน วัฏจักรไนโตรเจน ซึ่งมีปริมาณมากกว่าในน้ำเสียชุมชนก่อนการบำบัด เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในกระบวนการบำบัด ดังแสดงในภาพที่ 33 และภาพที่ 34 ค่าฟิที่มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 1.79 มก.ฟอสฟอรัส/ล. ซึ่งยังไม่มีกำหนดมาตรฐานในมาตรฐานน้ำทิ้ง



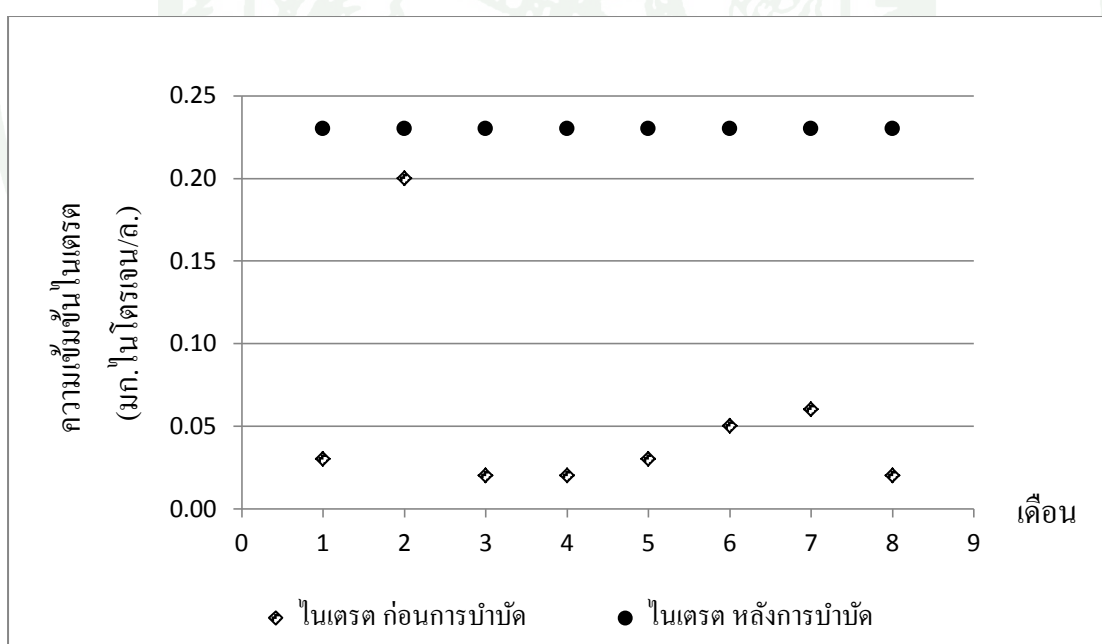
ภาพที่ 31 แสดงปริมาณซีไอดีและเอสซีไอดีในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดน้ำเสียแห่งนี้



ภาพที่ 32 แสดงปริมาณออร์แกนิกไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบแห่งนี้



ภาพที่ 33 ปริมาณไนโตรเจนก่อนและหลังกระบวนการบำบัด



ภาพที่ 34 ปริมาณไนเตรตก่อนและหลังกระบวนการบำบัด

1.2 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสีย โดยประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนวัดโดยการวิเคราะห์พารามิเตอร์ทีเคเอ็นและแอมโมเนีย ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสวัดโดยการวิเคราะห์พารามิเตอร์ทีพี ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์วัดโดยการวิเคราะห์พารามิเตอร์ ซีไอดี เอสซีไอดี และบีไอดี ประสิทธิภาพการบำบัด ดังแสดงในตารางที่ 11

ตารางที่ 11 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัสและสารอินทรีย์

ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)						
เดือนที่	ซีไอดีทั้งหมด	เอสซีไอดี	บีไอดี	ทีเคเอ็น	แอมโมเนีย	ทีพี
1	89.94	57.14	-	92.07	75.80	96.44
2	87.31	68.33	-	84.75	28.63	89.76
3	91.39	90.84	-	79.49	30.88	40.98
4	86.77	87.27	91.55	74.03	3.61	72.44
5	96.64	96.96	99.36	77.33	70.97	89.44
6	94.53	92.14	97.90	44.92	23.00	74.37
7	86.22	62.73	96.04	85.05	24.42	89.88
8	97.73	35.39	84.09	77.84	-40.00	69.47
เฉลี่ย	91.32	73.85	93.79	76.94	36.76*	77.85

หมายเหตุ : เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง

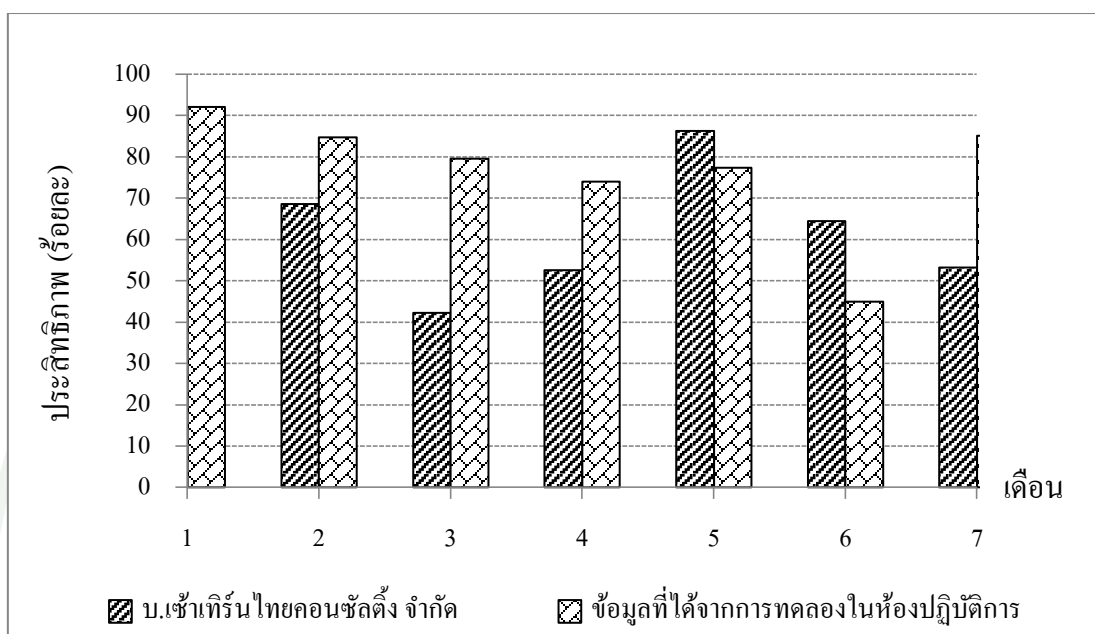
เครื่องหมาย * แทน เฉลี่ยโดยไม่รวมประสิทธิภาพเดือนที่ 8

จากผลการทดลองดังแสดงในตารางที่ 11 พบว่าระบบมีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดซีไอดีทั้งหมดในทุกๆเดือน โดยเฉลี่ยถึงร้อยละ 91.32 ส่วนเอสซีไอดี ระบบสามารถกำจัดได้น้อยกว่าซีไอดีทั้งหมด โดยมีประสิทธิภาพเฉลี่ยร้อยละ 73.85 แต่ประสิทธิภาพไม่สม่ำเสมอ โดยเฉพาะในเดือนที่ 1 และเดือนที่ 8 ซึ่งมีประสิทธิภาพเพียงร้อยละ 57.14 และ 35.39 ตามลำดับ บีไอดี ระบบ

มีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีได้ดีที่สุด โดยเฉลี่ยถึงร้อยละ 93.79 ซึ่งส่วนใหญ่มีประสิทธิภาพมากกว่าร้อยละ 90 ยกเว้นในเดือนที่ 7 ที่ประสิทธิภาพลดลงเหลือร้อยละ 84.09 ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ (EPA, 1991) ที่ทำการรวบรวมประสิทธิภาพของระบบคลองวนเวียนจำนวน 17 แห่งพบว่าระบบคลองวนเวียนมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีอยู่ที่ร้อยละ 96 ที่เคเอ็นระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดโดยเฉลี่ยร้อยละ 76.94 ยกเว้นในเดือนที่ 6 ที่มีประสิทธิภาพเพียงร้อยละ 44.92 แอมโมเนียเป็นอีกพารามิเตอร์ที่ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดค่อนข้างต่ำและไม่สม่ำเสมอ เนื่องจากแอมโมเนียเกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพของสารอินทรีย์ในโตรเจน และเกิดจากการรั่วซึมของไนไตรต์ไปเป็นแอมโมเนียจากกระบวนการไนตริฟิเคชัน ในสภาวะไร้อากาศ (มันสินและมันรักษ์, 2551) ส่งผลให้บางเดือนมีประสิทธิภาพสูง ถึงร้อยละ 70.97 และ 75.80 ในเดือนที่ 1 และเดือนที่ 5 ตามลำดับ และบางเดือนประสิทธิภาพในการกำจัดต่ำจนติดลบร้อยละ 40 และประสิทธิภาพโดยเฉลี่ยเพียงร้อยละ 36.76 ซึ่งแตกต่างจากการรายงานของ (EPA, 1991) ที่ทำการรวบรวมประสิทธิภาพของระบบคลองวนเวียนจำนวน 17 แห่งพบว่าระบบคลองวนเวียนมีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียมากกว่าร้อยละ 90 และระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมด โดยเฉลี่ยร้อยละ 77.85 ยกเว้นแต่ในเดือนที่ 3 ที่มีประสิทธิภาพเพียงร้อยละ 40.98

จากข้อมูลที่ได้รับจากบริษัท เซ้าเทิร์นไทยคอนครีตติ้ง จำกัด เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์กับข้อมูลประสิทธิภาพที่ได้จากห้องปฏิบัติการปรากฏผลดังแสดงต่อไปนี้

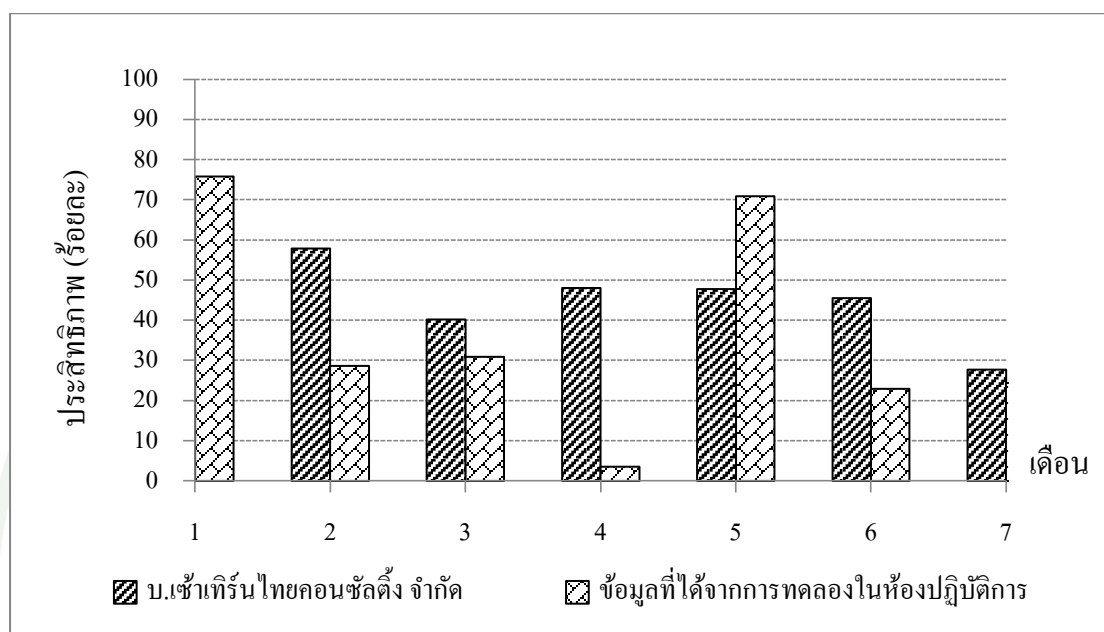
1. เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็น ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา



ภาพที่ 35 เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดทีเคเอ็น ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา

จากผลการเปรียบเทียบข้อมูลประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนในรูปของทีเคเอ็น ดังแสดงในภาพที่ 36 ข้อมูลที่ได้จากห้องปฏิบัติการพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในช่วงร้อยละ 44.92-92.07 หรือโดยเฉลี่ยที่ร้อยละ 76.94 ในด้านข้อมูลจากบริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนซัลต์ติ้ง จำกัด พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดทีเคเอ็นเฉลี่ยอยู่ในช่วงร้อยละ 42.23-86.23 หรือโดยเฉลี่ยที่ร้อยละ 62.45 สาเหตุที่ทำให้ข้อมูลในห้องปฏิบัติการและข้อมูลจากบริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนซัลต์ติ้ง จำกัด แตกต่างกัน เนื่องจากน้ำเสียมีตะกอนค่อนข้างมาก ส่งผลให้ผลการทดลองแตกต่างกันได้ง่าย การเก็บรักษาตัวอย่างน้ำเสียที่ส่งมายังห้องปฏิบัติการที่ใช้เวลาหลายชั่วโมงอาจทำให้ปริมาณแอมโมเนียในน้ำเสียเปลี่ยนแปลงได้ และในบางเดือนตัวอย่างน้ำเสียที่ใช้ในห้องปฏิบัติการและใช้ที่บริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนซัลต์ติ้ง จำกัด นั้น เป็นตัวอย่างคนละตัวอย่างกันก็เป็นอีกสาเหตุหนึ่งที่ทำให้ผลการทดลองทั้งสองแตกต่างกัน

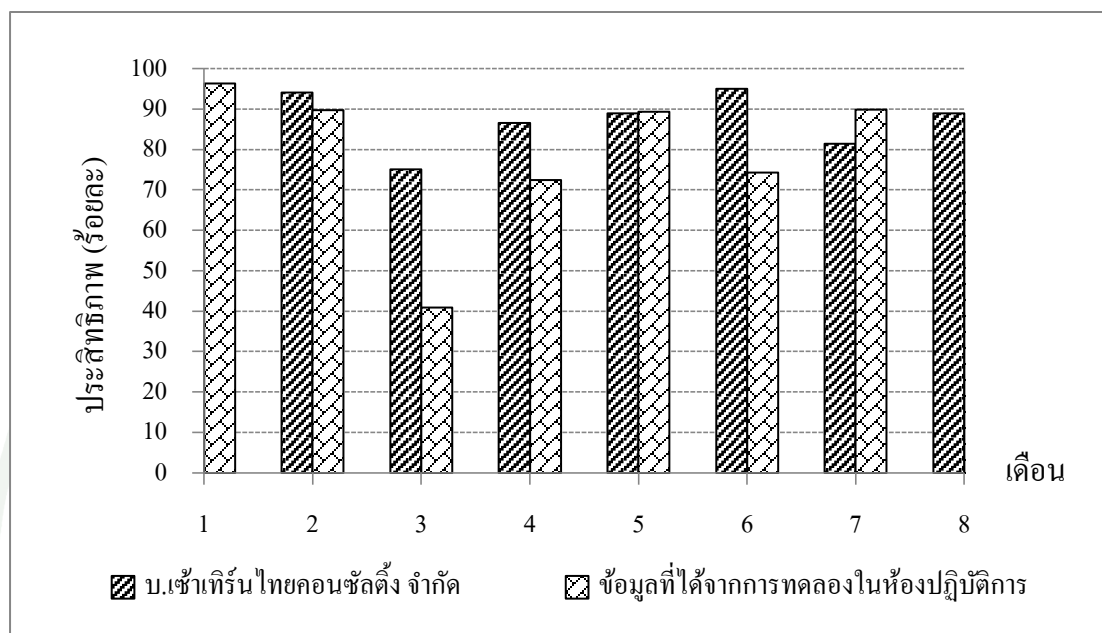
2. เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนในรูปแอมโมเนีย ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา



ภาพที่ 36 เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนีย ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา

จากผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ดังแสดงในภาพที่ 37 ซึ่งข้อมูลที่ได้จากห้องปฏิบัติการพบว่าระบบมีประสิทธิภาพอยู่ในช่วงร้อยละ 3.61-75.80 หรือโดยเฉลี่ยที่ร้อยละ 36.76 ในด้านข้อมูลจากบริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนสตรัคติ้ง จำกัด พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียอยู่ในช่วงร้อยละ 27.70-72.75 หรือโดยเฉลี่ยที่ร้อยละ 48.49 ซึ่งข้อมูลประสิทธิภาพนั้นค่อนข้างต่ำทั้งคู่ ความแตกต่างของข้อมูลอาจเกิดจากปฏิกิริยาต่างๆ ของแอมโมเนีย ในช่วงส่งตัวอย่างในห้องปฏิบัติการ การเก็บรักษาตัวอย่าง และในบางเดือนตัวอย่างที่ห้องปฏิบัติการและที่บริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนสตรัคติ้ง จำกัด ใช้ เป็นตัวอย่างคนละตัวอย่างกัน จึงเป็นสาเหตุให้ผลการทดลองแตกต่างกัน

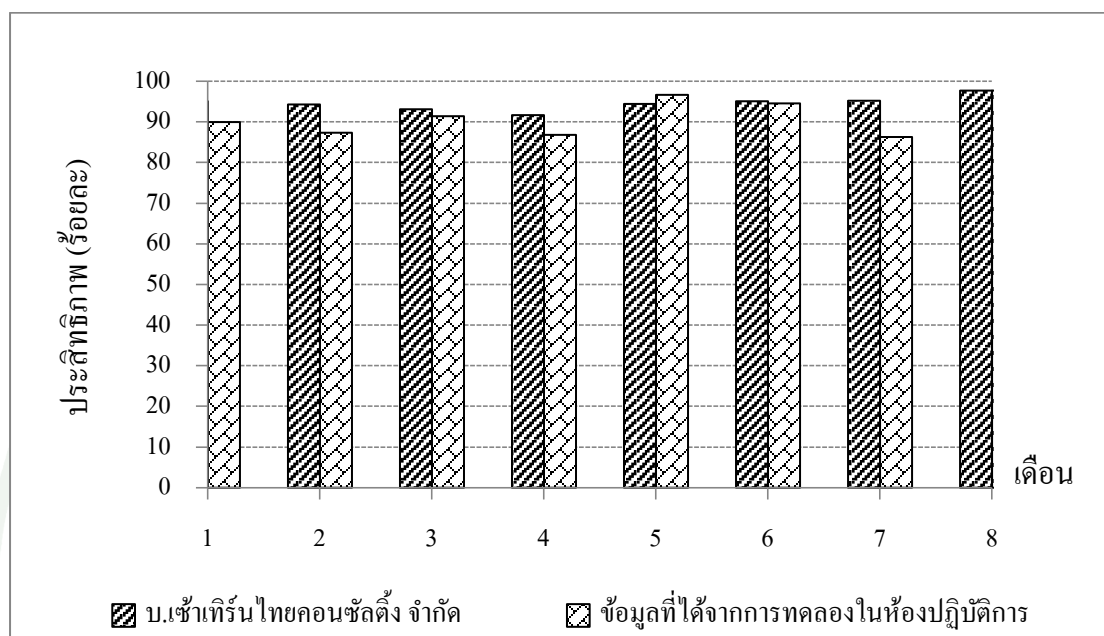
3. เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสโดยการวิเคราะห์ที่พี ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา



ภาพที่ 37 เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดที่พี ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา

จากผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสในรูปที่พี ดังแสดงในภาพที่ 38 ซึ่งข้อมูลที่ได้จากห้องปฏิบัติการพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดที่พีอยู่ในช่วงร้อยละ 40.98-96.44 หรือโดยเฉลี่ยที่ร้อยละ 77.85 ในด้านข้อมูลจากบริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนซัลต์ดั่ง จำกัด พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดที่พีอยู่ในช่วงร้อยละ 75.10-95.12 หรือโดยเฉลี่ยที่ร้อยละ 88.17 ซึ่งผลการทดลองได้ประสิทธิภาพสูงทั้งคู่ สาเหตุที่ผลการทดลองแตกต่างกันอาจมาจาก น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีความขุ่นค่อนข้างมาก การเก็บรักษาตัวอย่างช่วงที่ส่งตัวอย่างมายังห้องปฏิบัติการ และในบางเดือนตัวอย่างที่ห้องปฏิบัติการและที่บริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนซัลต์ดั่ง จำกัด ใช้เป็นตัวอย่างคนละตัวอย่างกัน จึงเป็นสาเหตุให้ผลการทดลองแตกต่างกัน

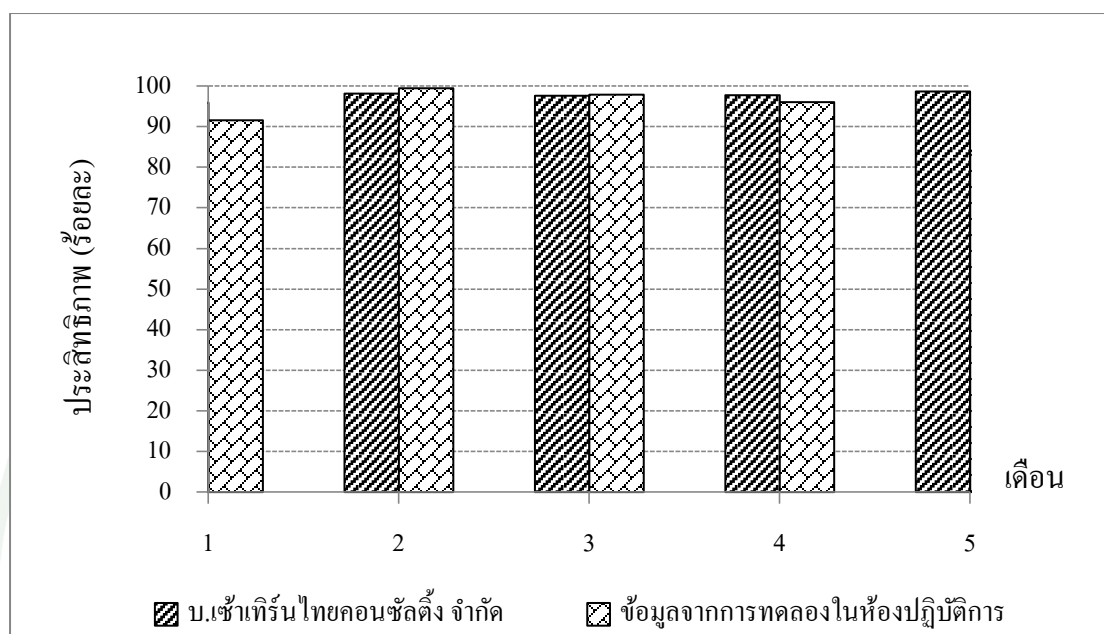
4. เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดการอินทรีย์ ในรูปของซีไอดี ณ ช่วงเวลาที่
ทำการศึกษา



ภาพที่ 38 เปรียบเทียบข้อมูลประสิทธิภาพในการกำจัดการอินทรีย์ ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา

จากผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดการอินทรีย์ในรูปซีไอดี ดังแสดงในภาพที่ 39 ซึ่งข้อมูลที่ได้จากห้องปฏิบัติการพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดการอินทรีย์อยู่ในช่วงร้อยละ 86.22-97.73 หรือโดยเฉลี่ยที่ร้อยละ 91.32 ในด้านข้อมูลจากบริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนซัลติง จำกัด พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดการอินทรีย์ในช่วงร้อยละ 91.72-97.73 หรือโดยเฉลี่ยที่ร้อยละ 94.56 จากผลการทดลองทั้งสอง พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดการอินทรีย์สูง แต่ข้อมูลอาจแตกต่างกันได้บ้าง เนื่องจากน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีของแข็งแขวนลอยค่อนข้างมาก ทำให้ผลการทดลองแตกต่างกันได้ง่าย และ ในบางเดือนตัวอย่างที่ห้องปฏิบัติการและที่บริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนซัลติง จำกัด ใช้เป็นตัวอย่างคนละตัวอย่างกัน จึงเป็นสาเหตุให้ผลการทดลองแตกต่างกัน

5. เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดการอินทรีย์ ในรูปของบีโอดี ณ ช่วงเวลา
 ที่ทำการศึกษา



ภาพที่ 39 เปรียบเทียบข้อมูลประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดี ณ ช่วงเวลาที่ทำการศึกษา

จากผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดการอินทรีย์ในรูปบีโอดี ดังแสดงในภาพที่ 40 ซึ่งข้อมูลที่ได้จากห้องปฏิบัติการพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีอยู่ในช่วงร้อยละ 84.09-99.36 หรือโดยเฉลี่ยที่ 93.79 ในด้านข้อมูลจากบริษัท เข้าเทิร์นไทยคอนซัลต์ติ้ง จำกัด พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีอยู่ในช่วงร้อยละ 95.92-98.59 หรือโดยเฉลี่ยที่ร้อยละ 97.57 ผลการทดลองพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีสูงทั้งคู่ ของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียค่อนข้างมาก ค่อนข้างมาก ทำให้ผลการทดลองแตกต่างกันได้ง่าย และในบางเดือนตัวอย่างที่ห้องปฏิบัติการและที่บริษัท เข้าเทิร์นไทย คอนซัลต์ติ้ง จำกัด ใช้เป็นตัวอย่างคนละตัวอย่างกัน จึงเป็นสาเหตุให้ผลการทดลองแตกต่างกัน

1.3 ผลการทดลองหาค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ โดยทดลองกับน้ำเสียที่ยังไม่ผ่านการบำบัด (Influent) และน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว (Effluent) โดยใช้วิธีวัดค่าบีโอดีในช่วงเวลาต่างๆดังนี้ คือ วันที่ 0, 1, 3, 5, 7 และ 9 คำนวณหาค่าคงที่ของปฏิกิริยา (k) โดยใช้สมการความสัมพันธ์ระหว่างค่าบีโอดีที่ระยะเวลาต่างๆ ได้ผลการทดลองของน้ำเสียก่อนการบำบัด (Influent) แสดงในตารางที่ 12 และน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด (Effluent) ตารางที่ 14 ตามลำดับ

ตารางที่ 12 แสดงค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพในน้ำเสียที่ยังไม่ผ่านการบำบัด (Influent)

พารามิเตอร์	เดือน						
	1	2	3	4	5	6	7
ซีโอดี (มก./ล)	536.00	749.33	786.93	686.08	858.45	1314.51	688.51
บีโอดี (มก./ล)	-	-	145.00	900.00	250.00	240.00	110.00
บีโอดี/ซีโอดี	-	-	0.18	1.31	0.29	0.18	0.16
ค่าคงที่ปฏิกิริยา เฉลี่ย	0.04	0.25	0.13	0.22	0.14	0.12	0.08

หมายเหตุ: เครื่องหมาย - แทน อัตราการเจือจางไม่เหมาะสม

จากผลการทดลองดังแสดงในตารางที่ 12 ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพในน้ำเสียที่ยังไม่ผ่านการบำบัด (Influent) ตลอด 7 เดือนอยู่ในช่วง 0.04-0.25 หรือโดยเฉลี่ย 0.14 ต่อวัน ที่ 20 องศาเซลเซียส ซึ่งน้อยกว่าน้ำเสียชุมชนก่อนการบำบัดโดยทั่วไป ซึ่งมีค่าคงที่ของปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง อยู่ในช่วง 0.12-0.46 ต่อวัน ที่ 20 องศาเซลเซียสและค่าที่นิยมใช้มีค่าประมาณ 0.23 ต่อวัน ที่ 20 องศาเซลเซียส (สุเทพ, 2551) น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดแห่งมีอัตราส่วนบีโอดี/ซีโอดีต่ำ ก็อยู่ในช่วง 0.16-0.29 ยกเว้นในเดือนที่ 4 ซึ่งค่าอัตราส่วนนี้สูงถึง 1.31 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดนี้ย่อยสลายด้วยกระบวนการทางชีวภาพค่อนข้างยาก โดยปกติของน้ำเสียชุมชนโดยทั่วไปที่ยังไม่ผ่านการบำบัดจะมีอัตราส่วน

บีโอดี/ซีโอดี ในช่วง 0.3-0.8 และถ้ามีค่าอัตราส่วนบีโอดี/ซีโอดีน้อยกว่า 0.3 น้ำเสียจะไม่เหมาะสมกับกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ (Metcalf and Eddy., 2004) และจากผลการทดลองยังแสดงให้เห็นว่า ค่าอัตราส่วนบีโอดี/ซีโอดี ที่มีค่าต่ำ จะมีค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพต่ำด้วย และเมื่อมีค่าอัตราส่วนบีโอดี/ซีโอดี สูงขึ้น ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ก็จะมีค่าเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย ดังแสดงในตารางที่ 13

ตารางที่ 13 แสดงความสัมพันธ์ของอัตราส่วนบีโอดี/ซีโอดีกับค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพที่ได้จากการทดลอง

บีโอดี/ซีโอดี	ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ (วัน ⁻¹ ที่ 20 องศาเซลเซียส)
1.31	0.22
0.29	0.14
0.18	0.13
0.18	0.12
0.16	0.08

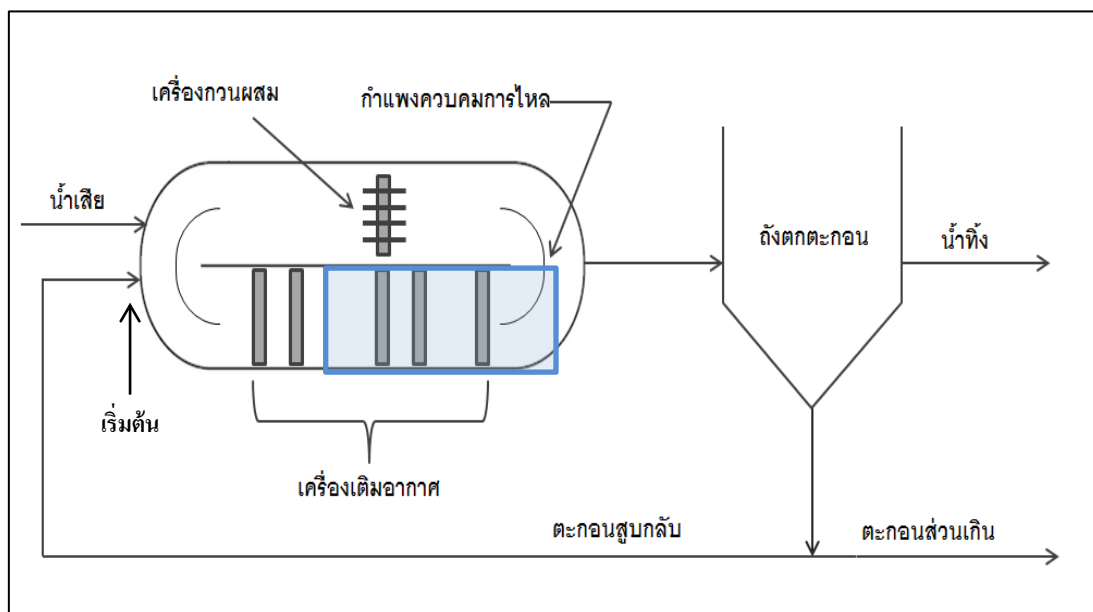
ตารางที่ 14 แสดงค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด (Effluent)

พารามิเตอร์	เดือน						
	1	2	3	4	5	6	7
ซีโอดี (มก./ล)	68.00	54.53	104.12	23.04	46.95	181.08	41.64
บีโอดี (มก./ล)	-	-	12.25	5.75	5.25	9.50	17.50
บีโอดี/ซีโอดี	-	-	0.12	0.25	0.11	0.05	0.42
ค่าคงที่ปฏิกิริยาเฉลี่ย	0.06	0.03	0.10	0.02	-	0.11	0.10

หมายเหตุ: เครื่องหมาย - แทน อัตราการเจือจางไม่เหมาะสม

จากผลการทดลองดังแสดงในตารางที่ 14 ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด ตลอด 7 เดือน อยู่ในช่วง 0.02-0.11 ต่อวัน ที่ 20 องศาเซลเซียส และมีอัตราส่วนบีโอดี/ซีโอดี อยู่ในช่วง 0.05-0.42 ซึ่งโดยปกติของน้ำทิ้งจากน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดแล้วจะมีอัตราส่วน บีโอดี/ซีโอดี อยู่ในช่วง 0.1-0.3 (Metcalf and Eddy., 2004)

1.4 ผลการทดลองวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolve Oxygen) ภายในถังเดิมอากาศ ตามความยาวของถังทุกๆ 1 เมตร จนครบรอบความยาวถัง โดยโซนที่มีค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 0.5 มก./ล. เป็นโซนแอโรบิก และโซนที่มีค่าออกซิเจนละลายน้ำต่ำกว่า 0.5 มก./ล. เป็นโซนแอน็อกซิก (Chang-Zi Guo *et al.*, 2013) ซึ่งโดยส่วนใหญ่ถังเดิมอากาศเป็นโซนแอน็อกซิกถึงร้อยละ 84.43 และโซนแอโรบิก ร้อยละ 15.57 หรือคิดเป็นพื้นที่ 1030 และ 190 ตารางเมตร จากพื้นที่ถังเดิมอากาศทั้งหมด 1,220 ตารางเมตร ตามลำดับ ดังแสดงในภาพที่ 41 และภาพที่ 42

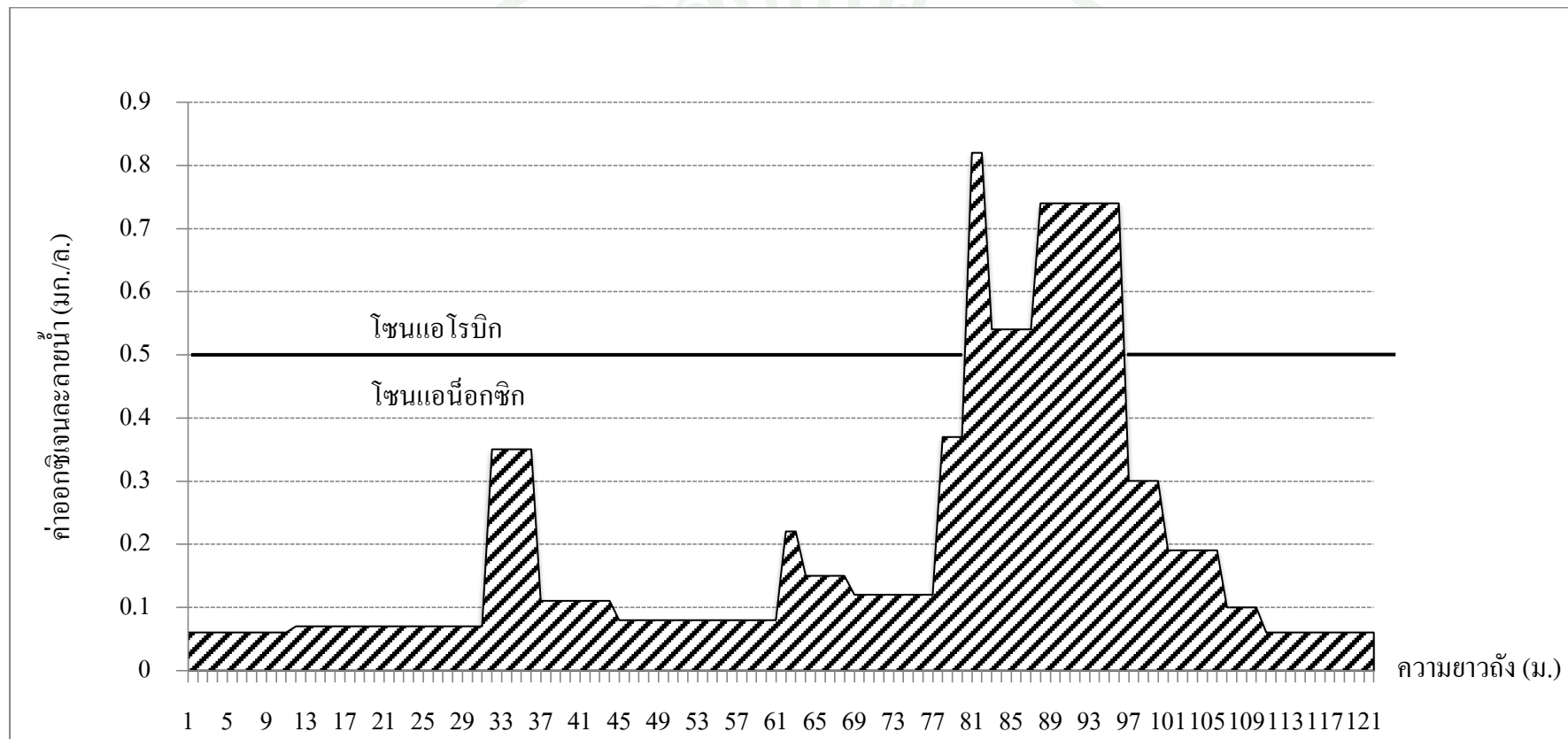


หมายถึง โซนแอน็อกซิก



หมายถึง โซนแอโรบิก

ภาพที่ 40 แสดงตำแหน่งของอุปกรณ์ โซนแอน็อกซิกและโซนแอโรบิกในถังเติมอากาศ



ภาพที่ 41 แสดงค่าออกซิเจนตามความยาวถึงเดิมอากาศ

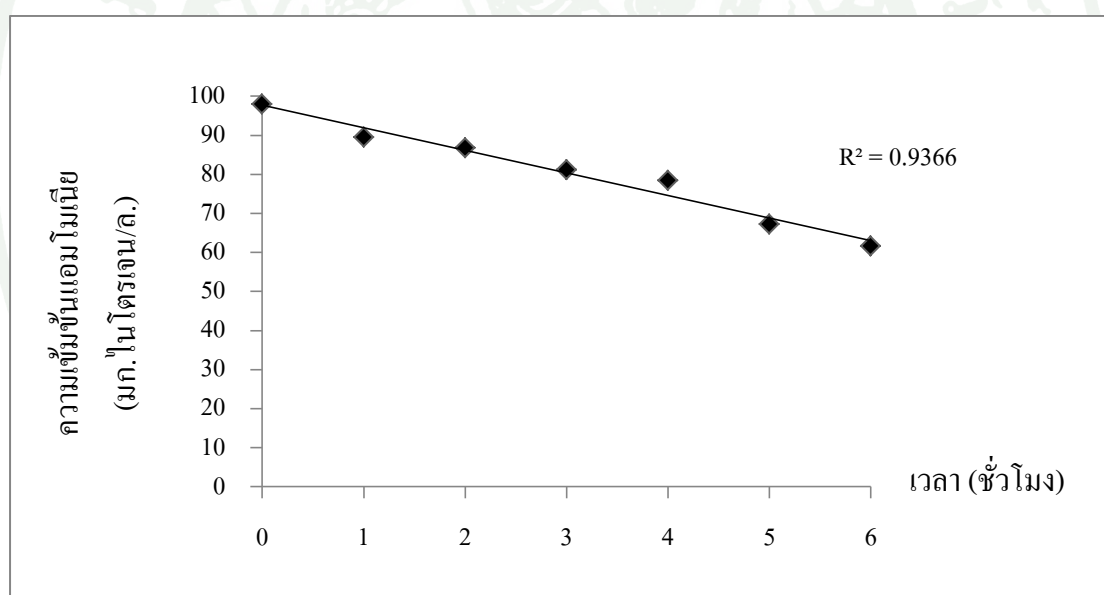
น้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ถังเดิมอากาศมีทิศทางการไหลตามเข็มนาฬิกา โดยในช่วงแรกน้ำเสียจะเข้าสู่โซนแอ่น็อกซิก คือช่วงความยาวของถังตั้งแต่เมตรที่ 0 ถึงเมตรที่ 80 ความยาวเมตรที่ 0 ถึงเมตรที่ 30 ค่าออกซิเจนละลายน้ำอยู่ในช่วง 0.06-0.07 มก./ล. ในเมตรที่ 31 เป็นตำแหน่งเครื่องกลกวนผสม (Mixed) ตำแหน่งนี้ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 0.35 มก./ล. ถึงเมตรที่ 36 แต่ยังเป็นโซนแอ่น็อกซิก หลังจากนั้นค่าออกซิเจนละลายน้ำลดลงอยู่ที่ 0.11 มก./ล. ถึงเมตรที่ 44 ช่วงถัดไปค่าออกซิเจนละลายน้ำลดลงอีกเหลือ 0.08 มก./ล. ถึงเมตรที่ 61 ช่วงนี้เป็นบริเวณกำแพงควบคุมการไหลค่าออกซิเจนเพิ่มขึ้นเป็น 0.22 มก./ล. ถึงเมตรที่ 63 ต่อจากนั้นค่าออกซิเจนละลายน้ำลดลงอยู่ในช่วง 0.12-0.15 มก./ล. จนถึงเมตรที่ 77 ช่วงเมตรที่ 78-80 ค่าออกซิเจนละลายน้ำเพิ่มขึ้นเป็น 0.37 มก./ล. ซึ่งโซนนี้ไม่ห่างจากโซนเดิมอากาศ แต่ยังเป็นสถานะแอ่น็อกซิก ช่วงเมตรที่ 81-96 เป็นโซนแอโรบิกและเป็นโซนตำแหน่งของจุดเดิมอากาศทั้ง 5 จุดด้วย โดยค่าออกซิเจนละลายน้ำเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วง 0.54-0.82 มก./ล. หลังจากช่วงนี้ค่าออกซิเจนละลายจะค่อยๆลดลง โดยในเมตรที่ 97-100 ค่าออกซิเจนลดลงเหลือ 0.3 มก./ล. หลังจากนั้นค่าออกซิเจนลดลงเหลือ 0.19 มก./ล. ถึงเมตรที่ 106 ในช่วงเมตรที่ 107-110 ค่าออกซิเจนละลายน้ำเหลือ 0.10 มก./ล. และช่วงสุดท้ายคือเมตรที่ 111-122 ค่าออกซิเจนจะลดลงเหลือ 0.06 มก./ล.

2. ช่วงที่ 2 ศึกษาอัตราการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบแขวนลอยในถังปฏิกรณ์เอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) ที่อุณหภูมิต่างๆ โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิ 10, 20 และ 30 องศาเซลเซียสได้ผลการทดลองดังแสดงในตารางที่ 15

ตารางที่ 15 แสดงอัตราการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบแขวนลอยที่อุณหภูมิต่างๆ

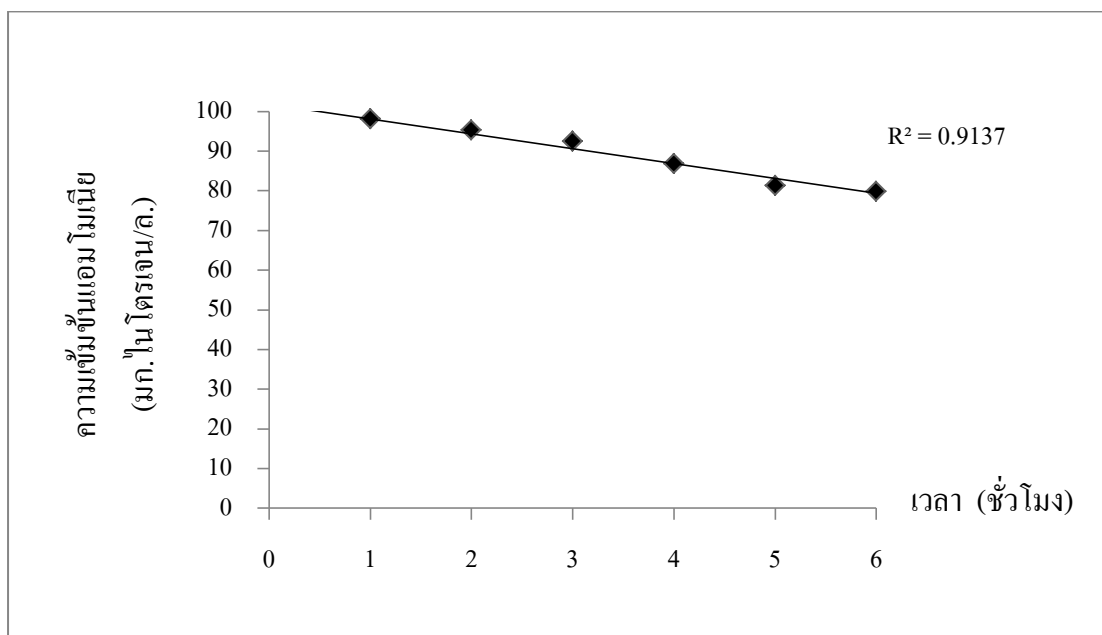
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	อัตรากำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย (มก.ไนโตรเจน/วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส)	ความคลาดเคลื่อน
30	0.41	0.09
20	0.23	0.03
10	0.15	0.01

จากการทดลองปรากฏว่าที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส จุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบแขวนลอยที่ทำการทดลองในถังปฏิกรณ์แบบเอสปีอาร์ มีอัตราการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนสูงสุดจากทั้ง 3 อุณหภูมิที่ทำการทดลอง โดยมีอัตราการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนเฉลี่ยที่ 0.41 มก.ไนโตรเจน/ วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส รองลงมาคือที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส มีอัตราการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนโดยเฉลี่ยที่ 0.23 มก.ไนโตรเจน/วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส และ ที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส มีอัตราการกำจัดไนโตรเจนอยู่ที่ 0.15 มก.ไนโตรเจน/วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส อัตราการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนของแต่ละอุณหภูมิ ดังแสดงในภาพที่ 43 44 และ 45 ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ (Wu Lei *et al.*, 2012) ซึ่งพบว่าที่อุณหภูมิ 30 และ 20 องศาเซลเซียส จุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงสามารถกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนหมดอย่างรวดเร็ว และที่ 10 องศาเซลเซียส กระบวนการ Ammonium Oxidation เกิดขึ้นไม่สมบูรณ์



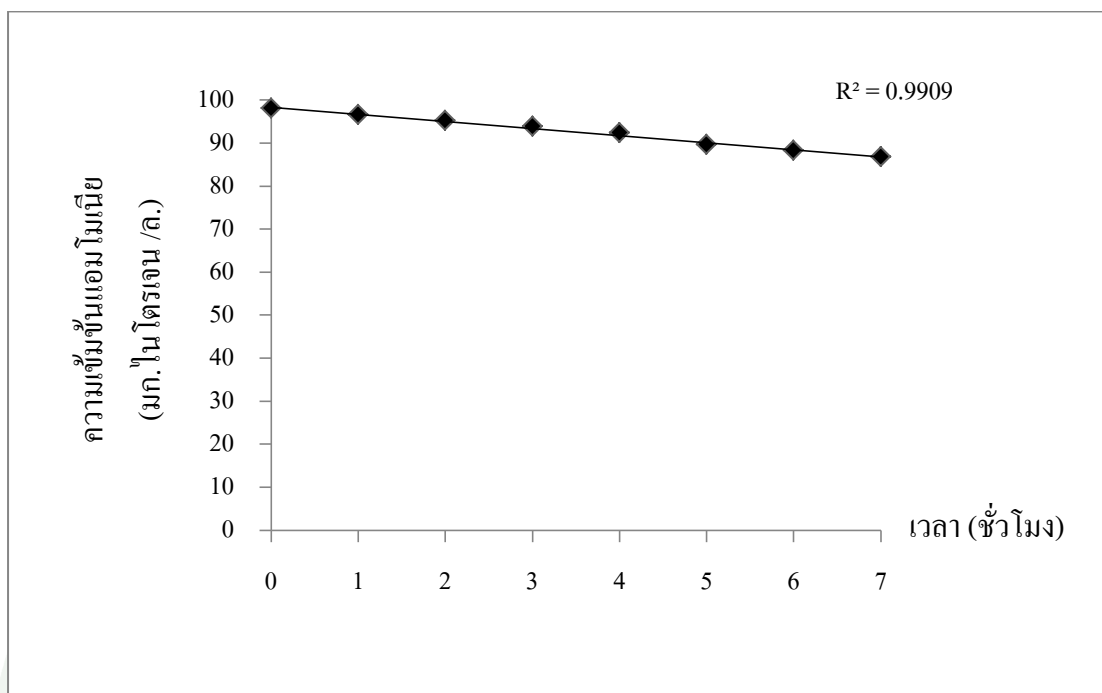
ภาพที่ 42 แสดงอัตราการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบแขวนลอยที่

อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส ความเข้มข้นเอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 219 มก./ล.



ภาพที่ 43 แสดงอัตราการกำจัดไนไตรต์ของจุลินทรีย์กลุ่มไนไตรฟายอิงแบบแวนลอยที่อุณหภูมิ

20 องศาเซลเซียส ความเข้มข้นของเอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 300 มก./ล.



ภาพที่ 44 แสดงอัตราการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงแบบแวนลอยที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส ความเข้มข้นของเอ็มแอลวีเอสเอสเท่ากับ 265 มก./ล.

3. ช่วงที่ 3 ศึกษาปริมาณของก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยก๊าซที่ศึกษาในงานวิจัยครั้งนี้ คือ ก๊าซไนตรัสออกไซด์ ก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ แยกเป็นโซนแอ่น็อกซิกและโซนแอโรบิก ซึ่งผลการทดลองดังแสดงในตารางที่ 16

ตารางที่ 16 แสดงปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสียกลางเทศบาลนครภูเก็ต

โซน	ปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อย (กก. / ตันน้ำเสีย)		
	มีเทน	ไนตรัสออกไซด์	คาร์บอนไดออกไซด์
แอ่น็อกซิก	89.34	8.03×10^{-3}	89.75
แอโรบิก	5.28	0.93×10^{-3}	88.56

โซนแอน็อกซิกมีการปล่อยก๊าซมีเทนโดยเฉลี่ยปริมาณ 89.34 กก./ตันน้ำเสีย ซึ่งมากกว่าปริมาณการปล่อยในโซนแอโรบิก ที่มีปริมาณการปล่อยโดยเฉลี่ยอยู่ที่ 5.28 กก./ตันน้ำเสีย ในปริมาณมาก และมีปริมาณการปล่อยก๊าซมีเทนที่มากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียอื่นเป็นปริมาณมาก แต่ถ้าเทียบเป็น ปริมาณซีโอดีกับการปล่อยก๊าซมีเทน จะสอดคล้องกับการทดลองของ (นันทิรา ค้วงคำฟู, 2552) ที่วัดปริมาณก๊าซเรือนกระจกจากอุตสาหกรรมอาหารทะเลแยกเป็นระบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน พบว่า ทั้งระบบแบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจนปล่อยก๊าซมีเทนในปริมาณใกล้เคียงกันคือประมาณ 135.79 ตันซีโอดีต่อตันมีเทน ในขณะที่ระบบคลองวนเวียนของเทศบาลนครภูเก็ตมีการปล่อยก๊าซมีเทนในโซนแอโรบิกที่ 5.10 ตันซีโอดีต่อตันมีเทน และโซนแอน็อกซิกที่ปริมาณ 101.49 ตันซีโอดีต่อตันมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ทั้งสองโซนมีปริมาณการปล่อยโดยเฉลี่ยใกล้เคียงกัน โดยโซนแอน็อกซิกมีปริมาณการปล่อยเฉลี่ย 89.75 กก./ตันน้ำเสีย โซนแอโรบิกมีการปล่อยเฉลี่ย 88.56 กก./ตันน้ำเสีย ก๊าซไนตรัสออกไซด์ในโซนแอน็อกซิก และ โซนแอโรบิกมีปริมาณการปล่อยเฉลี่ยอยู่ที่ 8.03×10^{-3} และ 0.93×10^{-3} กก./ตันน้ำเสีย ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ (Shichang Sun *et al*, 2013) ที่ทำการทดลองกับระบบเอสบีอาร์ ณ กรุงปักกิ่ง ประเทศจีน พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียมีการปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์เป็นปริมาณ 2.36×10^{-3} - 8.64×10^{-3} กก./ตันน้ำเสีย และจากการทดลองพบว่าในโซนแอน็อกซิกมีการปล่อยก๊าซเรือนกระจกทั้ง 3 ชนิดมากกว่าโซนแอโรบิกทั้งสิ้น โดยเฉพาะก๊าซมีเทนและก๊าซไนตรัสออกไซด์

ถ้าคิดเฉลี่ยรายปี ระบบบำบัดแห่งนี้มีปริมาณน้ำเสียชุมชนที่เข้าสู่ระบบโดยเฉลี่ย ดังแสดงในตารางที่ 17 และปริมาณก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไนตรัสออกไซด์ที่ปล่อยใน 1 ปี ดังแสดงในตารางที่ 18

ตารางที่ 17 ปริมาณน้ำเสียชุมชนที่เข้าสู่ระบบบำบัดแห่งนี้

ปี (พ.ศ.)	ค่าเฉลี่ยอัตราการไหล (ตัน/วัน)	ค่าเฉลี่ยปริมาณน้ำเสียรายปี (ตัน/ปี)
2553	27,495.18	10035740.70
2554	27,830.86	10158263.90
2555	28,797.54	10511102.10
2556	28,734.49	10488088.85
เฉลี่ย	28,214.52	10,298,298.89

ที่มา: บริษัทเข้าเทิร์นไทยคอนสตรัคติ้ง จำกัด (2556)

ตารางที่ 18 แสดงปริมาณก๊าซเรือนกระจกประจำปีที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสียแห่งนี้

โซน	ปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อย (ตัน/ปี)		
	มีเทน	ไนตรัสออกไซด์	คาร์บอนไดออกไซด์
แอนีอกซิก	920050.02	82.70	924272.33
แอโรบิก	54375.02	9.55	912017.35

โซนแอนีอกซิกมีการปล่อยก๊าซมีเทนโดยเฉลี่ยปีละ 920050.02 ตัน มากกว่าโซนแอโรบิกที่มีการปล่อยมีเทนโดยเฉลี่ยปีละ 54375.02 ตัน ในปริมาณมาก ก๊าซไนตรัสออกไซด์ในโซนแอนีอกซิกมีการปล่อยเฉลี่ยปีละ 82.70 ตัน โซนแอโรบิกมีการปล่อยเฉลี่ย 9.55 ตัน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ทั้ง 2 โซนมีการปล่อยในปริมาณที่ใกล้เคียงกันโดยโซนแอนีอกซิกมีการปล่อยโดยเฉลี่ยปีละ 924272.33 ตัน และโซนแอโรบิกมีการปล่อยเฉลี่ยปีละ 912017.35 ตัน

สรุปและข้อเสนอแนะ

สรุป

จากการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส สารอินทรีย์ และการวัดปริมาณของก๊าซเรือนกระจก ณ โรงบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครภูเก็ต จังหวัดภูเก็ต สามารถสรุปผลการทดลองได้ดังนี้

ในการทดลองศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์ พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็นร้อยละ 76.94 ในรูปแอมโมเนียร้อยละ 36.76 ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสในรูปที่พีร้อยละ 77.85 และประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีไอร้อยละ 91.32 เอสซีไอร้อยละ 73.85 และบีไอร้อยละ 93.79 ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของน้ำเสียที่ไม่ผ่านการบำบัดอยู่ในช่วง 0.04-0.25 ต่อวัน ที่ 20 องศาเซลเซียส น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดมีค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์อยู่ในช่วง 0.12-0.46 ต่อวัน ที่ 20 องศาเซลเซียส ถึงเดิมอากาศส่วนใหญ่เป็นโซนแอน็อกซิกมีพื้นที่ 1030 ตร.ม. และโซนแอโรบิกมีพื้นที่ 190 ตร.ม. อัตราการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียสมีค่ามากที่สุด โดยเฉลี่ยที่ 0.41 มก.ไนโตรเจน/วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส รองลงมาคือที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส มีอัตราการกำจัดไนโตรเจนโดยเฉลี่ยที่ 0.23 มก.ไนโตรเจน/วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส และ ที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส มีอัตราการกำจัดไนโตรเจนอยู่ที่ 0.15 มก.ไนโตรเจน/วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส ในด้านของก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสียพบว่าในโซนแอน็อกซิกมีการปล่อยก๊าซเรือนกระจกในปริมาณที่มากกว่าโซนแอโรบิกทั้งสิ้น โซนแอน็อกซิกปล่อยก๊าซไนตรัสออกไซด์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซมีเทน เฉลี่ย 8.03×10^{-3} , 89.75 และ 89.34 กิโลกรัมต่อน้ำเสียหนึ่งตันตามลำดับ โซนแอโรบิกมีการปล่อยเฉลี่ย 0.93×10^{-3} , 88.56 และ 5.28 กิโลกรัมต่อน้ำเสียหนึ่งตันตามลำดับ

โดยสรุปผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดน้ำเสียกลางแบบคลองวนเวียนของเทศบาลนครภูเก็ตเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์สูง จนน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน เรื่องกำหนดมาตรฐาน ควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภท และบางขนาด (อาคารประเภท ก) ช่วยลดมลพิษที่จะปล่อยลงสู่

แหล่งน้ำ แต่ในขณะเดียวกัน การบำบัดน้ำเสียเองก็เป็นการปล่อยก๊าซเรือนกระจกที่ส่งผลกระทบต่อ
อย่างกว้างขวางด้วยเช่นกัน

ข้อเสนอแนะ

ควรมีการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส สารอินทรีย์ และการวัด
ปริมาณของก๊าซเรือนกระจก จากระบบบำบัดน้ำเสียแห่งอื่นๆ เพิ่มเติม เพื่อเปรียบเทียบข้อมูล และ
ให้ข้อมูลมีความหลากหลายมากขึ้น

ควรมีการศึกษาการปล่อยก๊าซเรือนกระจกจากหน่วยบำบัดอื่นๆ ให้ครบทั้งกระบวนการ
บำบัด เพื่อให้ทราบปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยอย่างแท้จริง

เอกสารและสิ่งอ้างอิง

กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. 2546. วิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ. (คู่มือ). เล่มที่ 1. กรมควบคุมมลพิษ ฝ่ายคุณภาพสิ่งแวดล้อมและห้องปฏิบัติการ, กรุงเทพฯ.

กรมโรงงานอุตสาหกรรม. กระทรวงอุตสาหกรรมและสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. 2554. ระบบบำบัดมลพิษน้ำ. (คู่มือ). กรมโรงงานอุตสาหกรรม. กระทรวงอุตสาหกรรมและสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, กรุงเทพฯ.

กษิณิษ หนูทอง. 2551. การบำบัดในโตรเจนในระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำแบบปิด. วารสารพระจอมเกล้าลาดกระบัง: ปีที่ 16 ฉบับที่ 1

กองจัดการคุณภาพน้ำ กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม. 2545. น้ำเสียชุมชนและระบบบำบัดน้ำเสีย. พิมพ์ที่โรงพิมพ์คุรุสภาลาดพร้าว, กรุงเทพฯ

โครงการการจัดการทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมลุ่มน้ำทะเลสาบสงขลา. 2544. แผนงานปฏิบัติการสิ่งแวดล้อมลุ่มน้ำทะเลสาบสงขลา เล่มที่ 3/3 : ความเป็นมาและการแสดงเหตุผลประกอบ. Danced และสำนักงานนโยบายและแผนสิ่งแวดล้อม กระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.

โครงการเครือข่ายเมืองในเอเชียเพื่อรับมือกับการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ. 2557. สภาพทั่วไปและข้อมูลพื้นฐานสำคัญของเทศบาลนครภูเก็ต. แหล่งที่มา

<http://www.thaicity-climate.org/backup/ACCCRN/acccrn-phase1-phuket-5.html>

เทศบาลนครภูเก็ต. 2557. เทศบาลนครภูเก็ต พัฒนาพื้นที่ศูนย์กำจัดขยะและบำบัดน้ำเสียเป็นอุทยานการเรียนรู้ด้านพลังงานและสิ่งแวดล้อม. แหล่งที่มา

<http://www.phuketcity.go.th/news/detail/942>, 17 มีนาคม 2557

ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2544. การกำจัด ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. สมาคมวิศวกรรม
สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, กรุงเทพฯ.

นันทิรา ดวงคำฟู. 2552 .การศึกษาศักยภาพของการลดการปล่อยก๊าซเรือนกระจกภายใต้เงื่อนไขการ
ดำเนินโครงการกลไกพัฒนาที่สะอาดของอุตสาหกรรมอาหารทะเล. วิทยานิพนธ์ปริญญา
มหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีการบริหารสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย
มหาวิทยาลัยมหิดล.

พงศ์ศักดิ์ หนูพันธ์. 2554. การบำบัดน้ำเสียแบบเฉพาะกลุ่มและแบบติดกับที่.
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ คณะวิศวกรรมศาสตร์ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม, กรุงเทพฯ

พีรภาส นรินทร์หงษ์ทอง. 2553 .การยับยั้งกระบวนการ Anammox ด้วย Oxytetracycline.
วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย
มหาวิทยาลัยศิลปากร.

มันสิน ดันทุลเวสม์ และมันรัช ดันทุลเวสม์. 2552.คู่มือวิเคราะห์คุณภาพน้ำ. พิมพ์ครั้งที่ 5 คณะ
วิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์ มหาวิทยาลัย, กรุงเทพฯ.

วิลาสินี ไตรยราช. 2546 .สถานะที่เหมาะสมของการบำบัดในเตรตในน้ำทะเล ด้วยระบบบำบัด
ในเตรตแบบท่อสำหรับบ่อเลี้ยงกุ้งทะเล. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต สาขาวิชา
วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สุเทพ สิริวิทยาปกรณ์. 2552. เทคโนโลยีน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 2 ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, กรุงเทพฯ.

สุทธิรัตน์ พฤษนันต์ . 2549 .การศึกษาการกำจัดในเตรตจากน้ำทิ้งโรงงานอุตสาหกรรมโดย
กระบวนการแอน็อกซิกไดเจสเตอร์. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรม
สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัยมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 15 ภูเก็ต. 2551. ภูเก็ต ปี พ.ศ. 2550. แหล่งที่มา

http://www.reo15.net/index.php?view=category&id=94%3A%E0%B8%A0%E0%B8%B9%E0%B9%80%E0%B8%81%E0%B9%87%E0%B8%95&option=com_content&Itemid=178&layout=blog. 20 เมษายน 2557.

องค์การจัดการน้ำเสีย กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. 2543. รายงานประจำปี

องค์การจัดการน้ำเสีย พ.ศ. 2543.

วิกิพีเดีย สารานุกรม. 2553. วัฏจักรไนโตรเจน. [Online]. Available:

<http://th.wikipedia.org/wiki/%E0%B8%A7%E0%B8%B1%E0%B8%8F%E0%B8%88%E0%B8%B1%E0%B8%81%E0%B8%A3%E0%B9%84%E0%B8%99%E0%B9%82%E0%B8%95%E0%B8%A3%E0%B9%80%E0%B8%88%E0%B8%99>, 14 กันยายน 2556

Alaya, S.B., Haouech, L., Cherif, H., Shayeb, H. 2010. Aeration management in an oxidation ditch. **Desalination**.

B.T. Anderson, J.R. Knight, M.A. Ringer, C. Phillips, J.H. Yoon and A. Cherchi. 2010. Climate forcings and climate sensitivities diagnosed from atmospheric global circulation models. **Climate Dynamics**.

APHA. 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC.

Atreyee Sims, Shashikanth Gajaraj, Zhiqiang Hu. 2013. Nutrient removal and greenhouse gas emission in duckweed treatment ponds. **Water Research**.

Beline, F., Martinez, J., Marol, C., Guiraud, G. 2001. Application of ¹⁵N technique to determine the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from aerated pig slurry. **Water Research**.

Bitton, G. 1994. **Wastewater Microbiology**. Wiley-Liss, Inc. USA.

Bliefert, C., Perraud, R. 2001. Environmental Chemistry, Air, Water, Soils, Waste. **De Boeck, Paris**.

Bock, E., Koops, H.P., Harns, H. 1986. Cell biology of nitrifying bacteria. In: Prosser, J.I. (Ed.), Nitrification. **IRL Press**.

Bonin, P., Tamburini, C., Michotey, V. 2002. Determination of bacterial processes which are sources of nitrous oxide production in marine samples. **Water Research**.

Bousquet, P., Ciais, P., Miller, J.B. Dlugokencky, E.J., Hauglustaine, D.A., Prigent, C., Van der Werf, G.R., Peylin, P., Brunke, E.-G., Carouge, C. 2006. Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability. **Nature**.

Chang-Zi Guo, Wei Fu, Xue-Mei Chen, Dang-Cong Peng, Peng-Kang Jin. 2013. Nitrogen-removal performance and community structure of nitrifying bacteria under different aeration modes in an oxidation ditch. **Water Research**.

Czepiel, P.M., Crill, P.M., Harriss, R.C. 1993. Methane emissions from municipal wastewater treatment processes. **Environmental Science and Technology**.

D Obaja, S Macé, J Costa, C Sans, J Mata-Alvarez. 2003. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**.

De Clercq, B., Coen, F., Vanderhaegen, B. Vanrolleghem, P.A. 1999. Calibrating simple models for mixing and flow propagation in wastewater treatment plants. **Water Science and Technology**.

- Desloover, J., Vlaeminck, S.E., Clauwaert, P., Verstraete, W., Boon, N. 2012. Strategies to mitigation N₂O emissions from biological nitrogen removal systems. **Current Opinion in Biotechnology.**
- Dlugokencky, E.J., Houweling, S., Bruhwiler, L., Masarie, K.A., Lang, P.M., Miller, J.B., Tans, P.P. 2003. Atmospheric methane levels off: temporary pause or a new steady-state? **Geophys. Res Lett.**
- Environmental Literacy Council. 2554. **Phosphorus Cycle.** [Online]. Available <http://www.enviroliteracy.org/article.php/480.html>, 30 กันยายน 2556
- Gaëlle Tallec, Josette Garnier, Gilles Billen, Michel Gousailles. 2006. Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying condition of urban wastewater treatment plant: Effect of oxygenation level. **Water Research.**
- Galloway, J.N., Cowling, E.B. 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. **AMBIO: A Journal of the Human Environment.**
- García-Lledo, A., Vilar-Sanz, A., Trias, R., Hallin, S., Banares, L. 2011. Genetic potential for N₂O emissions from the sediment of a free water surface constructed wetland. **Water Research.**
- Gaskell, J.F., Blackmer, A.M., Bremner, J.M. 1981. Comparison of effects of nitrate, nitrite and nitric oxide on reduction of nitrous oxide to denitrogen by soil microorganisms. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 45:
- Gerardi, M.H. 2006. Wastewater Bacteria. **John Wiley & Sons.** New York.
- Gray J.S., R. R.S.S. Wu and Y.Y. Or. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. **Marine Ecology Progress Series.**

G. Rodriguez-Garcia, A.Hospido, D.M. Bagley, G. Feijoo. 2012. A methodology to estimate greenhouse gases emissions in Life Cycle Inventories of wastewater treatment plants.

Environmental Impact Assessment Review.

Guisasola, A., de Haas, D., Keller, J., Yuan, Z. 2008. Methane formation in sewer systems.

Water Research.

Hanaki, K., Hong, Z., Matsuo, T. 1992. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. **Water Science and Technology.**

Hao, X., Doddema, H.J., van Groenestijn, J.W. 1997. Conditions and mechanisms affecting simultaneous nitrification and denitrification in a Pasveer oxidation ditch. **Bioresource Technology.**

Harper, D. 1992. **Eutrophication of freshwaters : Principles, problems and restoration.** Chapman & Hall, London. 327 p.

Hyde, B.P., Hawkins, M.J., Fanning, A.F., Noonan, D., Ryan, M., O'Toole, P., Carton, O.T. 2006. Nitrous oxide emissions from a fertilized and grazed grassland in the south east of Ireland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems.**

Hynes, R.K., Knowles, R. 1984. Production of nitrous oxide by *Nitrosomonas europaea*: effects of acetylene, pH, and oxygen. **Can J. Microbiol.**

IPCC .1997. The Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual, **Intergovernmental Panel on Climate Change**

IPCC. 2000. **Special Report on Emissions Scenarios.** Cambridge University Press, Cambridge

IPCC. 2001. Climate Change: **the Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment.** Cambridge University Press, Cambridge, UK.

IPCC. 2007. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), **Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** IPCC, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Itokawa, H., Hanaki, K., Matsuo, T. 2001. Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition. **Water Research.**

Japan International Cooperation Agency. 2007. The Project for Improvement of Sewage Treatment Plant Management in Thailand November 2007.

Jiang, Q.-Q., Bakken, L.R. 1999. Nitrous oxide production and methane oxidation by different ammonia-oxidizing bacteria. Appl. **Environ. Microbiol.**

Jinhe Wang, Jian Zhang, Huijun Xie, Pengyu Qi, Yangang Ren, Zhen Hu. 2011. Methane emissions from a full-scale A/A/O wastewater treatment plant. **Bioresouce Technology.**

Kampschreur, M.J., Tan, N.C.G., Kleerebezem, R., Picioreanu, C., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M. 2008. Effect of dynamic process condition on nitrogen oxides emission from a nitrifying culture. **Environmental Science and Technology.**

Khalil, M.A.K., Shearer, M.J., Rasmussen, R.A. 2000. Atmospheric Methane: its Role in the Global Environment. **Springer, New York.**

Krul, J.M., Veeningen, R. 1977. The synthesis of the dissimilatory nitrate reductase under aerobic conditions in a number of denitrifying bacteria, isolated from activated sludge and drinking water. **Water Research.**

L. Hernández Leal , H. Temmink , G. Zeeman , C.J.N. Buisman. 2011. Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. **Desalination Desalination.**

Li, J.; Xing, X.H.; Wang, B.Z. 2003. Characteristics of phosphorus removal from wastewater by biofilm sequencing batch reactor (SBR). **Biochemical-Engineering-Journal.**

Mason, C. F. 1991. **Biology of Freshwater Pollution.** 2nd ed. Longman Scientific & Technical, Hong Kong.

Marlies J. Kampscreur, Hardy Temmink, Robbert Kleerebezem, Milk S.M. Jetten, Mark C.M. van Loosdrecht. 2009. Nitrous oxide during wastewater treatment. **Water Research.**

Matthijs R.J. Daelman, Ellen M. van Voorthuizen, Udo G.J.M. van Dongen, Eveline I.P. Volcke, Mark C.M. van Loosdrecht. 2012. Methane emission during municipal wastewater treatment. **Water Research.**

Ma, W.K., Bedard-Haughn, A., Siciliano, S.D., Farrell, R.E. 2008. Relationship between nitrifier and denitrifier community composition and abundance in predicting nitrous oxide emissions from ephemeral wetland soils. **Soil Biology and Biochemistry.**

M. Bani Shahabadi, L. Yerushalmi, F. Haghigat. 2009 . Impact of process design on greenhouse gas (GHG) generation by wastewater treatment plant. **Water Research.**

Metcalf, Eddy. 2003. **Wastewater Engineering. Treatment and Reuse.** McGraw-Hill, New York.

Mikaloff Fletcher, S.E., Tans, P.P., Bruhwiler, L.M., Miller, J.B., Heimann, M. 2004. CH₄ sources estimated from atmospheric observations of CH₄ and its ¹³C/¹²C isotopic ratios: 1. Inverse modeling of source processes. **Global Biogeochem.**

- Nootong, K. 2006. **Performance and kinetic evaluations of a novel bioreactor system in the low-oxygen/low-fluid shear reaction environments**, Ph.D. Thesis, University of Pennsylvania, Philadelphia, PA USA.
- Okabe, S., Satoh, H., Watanabe, Y. 1999. In situ analysis of nitrifying biofilms as determined by in situ hybridisation and the use of microelectrodes. **Appl. Environ. Microbiol.**
- Osada, T., Kuroda, K., Yonaga, M. 1995. Reducing nitrous oxide gas emission from fill-and-draw type activated sludge process. **Water Research.**
- Ospar. 1999. **OSPAR strategy to combat eutrophication**. Accessed from <http://www.ospar.org/eng/html/sap/eutstrat.htm>. (Jan 3,2014)
- Palmer, K., Biasi, C. Horn, M.A. 2012. Contrasting denitrifier communities relate to contrasting N₂O emission patterns from acidic peat soils in arctic tundra. **ISME Journal.**
- Park, K.Y., Inamori, Mizuochi, M., Ahn, K.H. 2000. Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration. **Journal of Bioscience and Bioengineering.**
- Pascal Wunderlin, Joachim Mohn, Adria Joss, Lukas Emmenegger. 2012. Mechanisms of N₂O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. **Water Research.**
- Pedro A. , Castillo, Sim Gonz and I Tejero. 1999. Biological Phosphorus Removal Using a Biofilm membrane reactor: Operation at High Organic Loading Rates. **Water Science and Technology.**

- Rassamee, V., Sattayatewa, C., Pagilla, K., Chandran, K. 2011. Effect of oxic and anoxic condition on nitrous oxide emission from nitrification and denitrification. **Biotechnology and Bioengineering**.
- Sarioglu M .2005. Biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor by using pure cultures. **Process Biochem** .
- Sedlak, R. I. 1991. **Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater** (Principals and Practice) Second Edition. Lewis Publishers, New York
- Shichang Sun, Xiang Cheng, Dezhi Sun. 2013. Emission of N₂O from a full-scale sequencing batch reactor wastewater treatment plant: Characteristics and influencing factors. **International Biodeterioration & Biodergradation**.
- Shindell, D.T., Faluvegi, G., Koch, D.M., Schmidt, G.A., Unger, N., Bauer, S.E. 2009. Improved attribution of climate forcing to emissions. **Science**.
- Smith, K.A., Thomson, P.E., Clayton, H., McTaggart, I.P., Conen, F. 1998. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. **Atmospheric Environment**.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M. 2007. In: IPCC (Ed.), Climate Change 2007: the Physical Science Basis. **Cambridge University Press**, Cambridge, UK.
- Stein, L.Y. 2011. Surveying-producing pathways in bacteria. **Methods in Enzymology**
- Tallec, G., Garnier, J., Billen, G., Gousailles, M. 2006. Nitrous oxide emission from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level.

- Tilche, A., Bortone, G., Malaspina, F., Piccini, S., Stante, L., 2001. Biological nutrient removal in a full-scale SBR treating piggery wastewater: results and modelling. **Water Science and Technology** .
- Uggetti, E., Garcí'a, J., Lind, S.E., Martikainen, P.J., Ferrer, I., 2012. Quantification of greenhouse gas emissions from sludge treatment wetlands. **Water Research**.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1975. **Process design manual for nitrogen central**. Office of technology transfer. Washington, DC
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1997. **Estimates of Global Greenhouse Gas Emission from Industrial and Domestic Wastewater Treatment**. Office of Policy, Planning, and Evaluation, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000. **Wastewater Technology Fact Sheet Oxidation Ditches**. Office of technology transfer. Washington, DC
- Water Environmental Federation (1998) **Biological and Chemical System for Nutrient Removal**. A special publication under Technical Practice Committee, Alexandria, Va., USA.
- Yanagita, T. 1990. *Nature Microbiology Communities: Ecological and Physiological Features*. Tokyo Japan Scientific Societies Press. Japan.
- Zeng, R., Lemaire, R., Yuan, Z., Keller, J. 2003. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. **Biotechnol. Bioeng**





ภาคผนวก ก

เกณฑ์มาตรฐานเรื่องกำหนดมาตรฐาน ควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคาร
บางประเภท และบางขนาด

ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม

เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้ง

จากอาคารบางประเภทและบางขนาด

โดยที่ได้มีการปฏิรูประบบราชการโดยให้มีการจัดตั้งกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมขึ้นมา และให้โอนภารกิจของกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ในส่วนที่เกี่ยวข้องกับพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕ ไปเป็นของกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม ประกอบกับเป็นการสมควรให้คณะกรรมการควบคุมมลพิษเป็นผู้พิจารณาเห็นชอบกับวิธีการตรวจหาค่ามาตรฐานการระบายน้ำทิ้ง นอกเหนือจากวิธีการที่กำหนดไว้แทนกรมควบคุมมลพิษ จึงสมควรแก้ไขปรับปรุงประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด

อาศัยอำนาจตามความในมาตรา ๕๕ แห่งพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕ แก้ไขโดยมาตรา ๑๑๔ แห่งพระราชกฤษฎีกาแก้ไขบทบัญญัติให้สอดคล้องกับการโอนอำนาจหน้าที่ของส่วนราชการ ให้เป็นไปตามพระราชบัญญัติปรับปรุงกระทรวง ทบวง กรม พ.ศ. ๒๕๔๕ พ.ศ. ๒๕๔๕ อันเป็นพระราชบัญญัติที่มีบทบัญญัติบางประการเกี่ยวกับการจำกัดสิทธิและเสรีภาพของบุคคล ซึ่งมาตรา ๒๘ ประกอบกับมาตรา ๓๕ มาตรา ๔๘ มาตรา ๕๐ และมาตรา ๕๑ ของรัฐธรรมนูญแห่งราชอาณาจักรไทยบัญญัติให้กระทำได้ โดยอาศัยอำนาจตามบทบัญญัติแห่งกฎหมายรัฐธรรมนูญว่าการกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม โดยคำแนะนำของคณะกรรมการควบคุมมลพิษและโดยความเห็นชอบของคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ จึงออกประกาศไว้ ดังต่อไปนี้

ข้อ ๑ ให้ยกเลิกประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด ลงวันที่ ๑๐ มกราคม พ.ศ. ๒๕๓๗

ข้อ ๒ ในประกาศนี้

“อาคาร” หมายความว่า อาคารที่ก่อสร้างขึ้น ไม่ว่าจะมีลักษณะเป็นอาคารหลังเดียว หรือเป็นกลุ่มของอาคารซึ่งตั้งอยู่ภายในพื้นที่ซึ่งเป็นบริเวณเดียวกัน และไม่ว่าจะมีท่อระบายน้ำท่อเดียว หรือมีหลายท่อที่เชื่อมติดต่อกันระหว่างอาคารหรือไม่ก็ตาม ซึ่งได้แก่

- (๑) อาคารชุด ตามกฎหมายว่าด้วยอาคารชุด
- (๒) โรงแรม ตามกฎหมายว่าด้วยโรงแรม
- (๓) หอพัก ตามกฎหมายว่าด้วยหอพัก
- (๔) สถานบริการประเภทสถานอาบน้ำ นวดหรืออบตัว ซึ่งมีผู้ให้บริการแก่ลูกค้า ตามกฎหมายว่าด้วยสถานบริการ
- (๕) โรงพยาบาลของทางราชการหรือสถานพยาบาล ตามกฎหมายว่าด้วยสถานพยาบาล
- (๖) อาคารโรงเรียนเอกชน ตามกฎหมายว่าด้วยโรงเรียนเอกชน โรงเรียนของทางราชการ อาคารสถาบันอุดมศึกษาของเอกชน ตามกฎหมายว่าด้วยสถาบันอุดมศึกษาของเอกชนและสถาบันอุดมศึกษาของทางราชการ
- (๗) อาคารที่ทำการของทางราชการ รัฐวิสาหกิจ หรือองค์การระหว่างประเทศและของเอกชน
- (๘) อาคารของศูนย์การค้าหรือห้างสรรพสินค้า
- (๙) ตลาด ตามกฎหมายว่าด้วยการสาธารณสุข แต่ไม่รวมถึง ท่าเทียบเรือประมง สะพานปลา หรือกิจการแพปลา
- (๑๐) ภัตตาคารหรือร้านอาหาร
- “น้ำทิ้ง” หมายความว่า น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียแล้วจนเป็นไปตามมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งตามที่กำหนดไว้ในประกาศนี้
- ข้อ ๓ ให้แบ่งประเภทของอาคารตามข้อ ๒ ออกเป็น ๕ ประเภท คือ
- (๑) อาคารประเภท ก.
- (๒) อาคารประเภท ข.
- (๓) อาคารประเภท ค.
- (๔) อาคารประเภท ง.
- (๕) อาคารประเภท จ.
- ข้อ ๔ อาคารประเภท ก. หมายความว่า อาคารดังต่อไปนี้
- (๑) อาคารชุดที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๕๐๐ ห้องนอนขึ้นไป
- (๒) โรงแรมที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นห้องพักรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๒๐๐ ห้องขึ้นไป
- (๓) โรงพยาบาลของทางราชการ รัฐวิสาหกิจหรือสถานพยาบาล ตามกฎหมายว่าด้วยสถานพยาบาล ที่มีเตียงสำหรับผู้ป่วยไว้ค้างคืนรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๓๐ เตียงขึ้นไป
- (๔) อาคารโรงเรียนเอกชน โรงเรียนของทางราชการ สถาบันอุดมศึกษาของเอกชน หรือ

สถาบันอุดมศึกษาของทางราชการที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๒๕,๐๐๐ ตารางเมตรขึ้นไป

(๕) อาคารที่ทำการของทางราชการ รัฐวิสาหกิจ องค์การระหว่างประเทศ หรือของเอกชน ที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๕๕,๐๐๐ ตารางเมตรขึ้นไป

(๖) อาคารของศูนย์การค้าหรือห้างสรรพสินค้าที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๒๕,๐๐๐ ตารางเมตรขึ้นไป

(๗) ตลาดที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๒,๕๐๐ ตารางเมตรขึ้นไป

(๘) กภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ให้บริการรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๒,๕๐๐ ตารางเมตรขึ้นไป

ข้อ ๕ อาคารประเภท ข. หมายความว่า อาคารดังต่อไปนี้

(๑) อาคารชุดที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๑๐๐ ห้องนอน แต่ไม่ถึง ๕๐๐ ห้องนอน

(๒) โรงแรมที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นห้องพักรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๖๐ ห้อง แต่ไม่ถึง ๒๐๐ ห้อง

(๓) หอพักที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๒๕๐ ห้องขึ้นไป

(๔) สถานบริการที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๕,๐๐๐ ตารางเมตรขึ้นไป

(๕) โรงพยาบาลของทางราชการ รัฐวิสาหกิจ หรือสถานพยาบาล ตามกฎหมายว่าด้วยสถานพยาบาลที่มีเตียงสำหรับผู้ป่วยไว้ค้างคืนรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๑๐ เตียง แต่ไม่ถึง ๓๐ เตียง

(๖) อาคารโรงเรียนเอกชน โรงเรียนของทางราชการ สถาบันอุดมศึกษาของเอกชน หรือสถาบันอุดมศึกษาของทางราชการที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๕,๐๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๒๕,๐๐๐ ตารางเมตร

(๗) อาคารที่ทำการของทางราชการ รัฐวิสาหกิจ องค์การระหว่างประเทศ หรือของเอกชน ที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๑๐,๐๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๕๕,๐๐๐ ตารางเมตร

(๘) อาคารของศูนย์การค้าหรือห้างสรรพสินค้าที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๕,๐๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๒๕,๐๐๐ ตารางเมตร

(๕) ตลาดที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๑,๕๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๒,๕๐๐ ตารางเมตร

(๑๐) ภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ให้บริการรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๕๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๒,๕๐๐ ตารางเมตร

ข้อ ๖ อาคารประเภท ค. หมายความว่า อาคารดังต่อไปนี้

(๑) อาคารชุดที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ไม่ถึง ๑๐๐ ห้องนอน

(๒) โรงแรมที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นห้องพักรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ไม่ถึง ๖๐ ห้อง

(๓) หอพักที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๕๐ ห้อง แต่ไม่ถึง ๒๕๐ ห้อง

(๔) สถานบริการที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๑,๐๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๕,๐๐๐ ตารางเมตร

(๕) อาคารที่ทำการของทางราชการ รัฐวิสาหกิจ องค์การระหว่างประเทศ หรือของเอกชน ที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๕,๐๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๑๐,๐๐๐ ตารางเมตร

(๖) ตลาดที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๑,๐๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๑,๕๐๐ ตารางเมตร

(๗) ภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ให้บริการรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๒๕๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๕๐๐ ตารางเมตร

ข้อ ๗ อาคารประเภท ง. หมายความว่า อาคารดังต่อไปนี้

(๑) หอพักที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๑๐ ห้อง แต่ไม่ถึง ๕๐ ห้อง

(๒) ตลาดที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ ๕๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๑,๐๐๐ ตารางเมตร

(๓) ภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ให้บริการรวมกันทุกชั้นของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ตั้งแต่ ๑๐๐ ตารางเมตร แต่ไม่ถึง ๒๕๐ ตารางเมตร

ข้อ ๘ อาคารประเภท จ. หมายความว่า ภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ให้บริการรวมกันทุกชั้น ไม่ถึง ๑๐๐ ตารางเมตร

ข้อ ๙ มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคาร ประเภท ก. ต้องมีค่าดังต่อไปนี้

- (๑) ความเป็นกรดและด่าง (PH) ต้องมีค่าระหว่าง ๕-๙
- (๒) บีโอดี (BOD) ต้องมีค่าไม่เกิน ๒๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๓) สารแขวนลอย (Suspended Solids) ต้องมีค่าไม่เกิน ๓๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๔) ซัลไฟด์ (Sulfide) ต้องมีค่าไม่เกิน ๑.๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๕) สารที่ละลายได้ทั้งหมด (Total Dissolved Solids) ต้องมีค่าเพิ่มขึ้นจากปริมาณสารละลายในน้ำใช้ตามปกติไม่เกิน ๕๐๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๖) ตะกอนหนัก (Settleable Solids) ต้องมีค่าไม่เกิน ๐.๕ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๗) น้ำมันและไขมัน (Fat Oil and Grease) ต้องมีค่าไม่เกิน ๒๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๘) ทีเคเอ็น (TKN) ต้องมีค่าไม่เกิน ๓๕ มิลลิกรัมต่อลิตร
- ข้อ ๑๐ มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคาร ประเภท ข. ต้องเป็นไปตามข้อ ๕ เว้นแต่
- (๑) บีโอดี ต้องมีค่าไม่เกิน ๓๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๒) สารแขวนลอย ต้องมีค่าไม่เกิน ๔๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- ข้อ ๑๑ มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคาร ประเภท ค. ต้องเป็นไปตามข้อ ๕ เว้นแต่
- (๑) บีโอดี ต้องมีค่าไม่เกิน ๔๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๒) สารแขวนลอย ต้องมีค่าไม่เกิน ๕๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๓) ซัลไฟด์ ต้องมีค่าไม่เกิน ๓.๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๔) ค่าทีเคเอ็น ต้องมีค่าไม่เกิน ๔๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- ข้อ ๑๒ มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคาร ประเภท ง. ต้องเป็นไปตามข้อ ๕ เว้นแต่
- (๑) บีโอดี ต้องมีค่าไม่เกิน ๕๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๒) สารแขวนลอย ต้องมีค่าไม่เกิน ๕๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๓) ซัลไฟด์ ต้องมีค่าไม่เกิน ๔.๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๔) ค่าทีเคเอ็น ต้องมีค่าไม่เกิน ๔๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- ข้อ ๑๓ มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคาร ประเภท จ. ต้องมีค่าดังต่อไปนี้
- (๑) ความเป็นกรดและด่างต้องมีค่าระหว่าง ๕-๙
- (๒) บีโอดี ต้องมีค่าไม่เกิน ๒๐๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๓) สารแขวนลอย ต้องมีค่าไม่เกิน ๖๐ มิลลิกรัมต่อลิตร
- (๔) น้ำมันและไขมัน ต้องมีค่าไม่เกิน ๑๐๐ มิลลิกรัมต่อลิตร

ข้อ ๑๔ การตรวจสอบมาตรฐานการระบายน้ำทิ้งจากอาคาร ให้ใช้วิธีการดังต่อไปนี้

(๑) การตรวจสอบค่าความเป็นกรดและด่างให้กระทำโดยใช้เครื่องวัดความเป็นกรดและด่างของน้ำ (pH Meter)

(๒) การตรวจสอบค่าบีโอดีให้กระทำโดยใช้วิธีการอะไซด์โมดิฟิเคชัน (Azide Modification)

ที่อุณหภูมิ ๒๐ องศาเซลเซียส เป็นเวลา ๕ วัน ติดต่อกันหรือวิธีการอื่นที่คณะกรรมการควบคุมมลพิษให้ความเห็นชอบ

(๓) การตรวจสอบค่าสารแขวนลอยให้กระทำโดยใช้วิธีการกรองผ่านกระดาษกรองใยแก้ว (Glass Fibre Filter Disc)

(๔) การตรวจสอบค่าซัลไฟด์ให้กระทำโดยใช้วิธีการไทเตรท (Titrate)

(๕) การตรวจสอบค่าสารที่ละลายได้ทั้งหมดให้กระทำโดยใช้วิธีการระเหยแห้งระหว่างอุณหภูมิ ๑๐๓ องศาเซลเซียส ถึงอุณหภูมิ ๑๐๕ องศาเซลเซียส ในเวลา ๑ ชั่วโมง

(๖) การตรวจสอบค่าตะกอนหนักให้กระทำโดยใช้วิธีการกรวยอิมฮอฟฟ์ (Imhoff cone) ขนาดบรรจุ ๑,๐๐๐ ลูกบาศก์เซนติเมตร ในเวลา ๑ ชั่วโมง

(๗) การตรวจสอบค่าน้ำมันและไขมันให้กระทำโดยใช้วิธีการสกัดด้วยตัวทำละลาย แล้วแยกหาน้ำหนักของน้ำมันและไขมัน

(๘) การตรวจสอบค่าที่เคเอ็นให้กระทำโดยใช้วิธีการเจลดาล์ (Kjeldahl)

ข้อ ๑๕ การคิดคำนวณพื้นที่ใช้สอย จำนวนอาคารและจำนวนห้องของอาคาร หรือกลุ่มของอาคาร ให้เป็นไปตามวิธีการที่คณะกรรมการควบคุมมลพิษกำหนด โดยประกาศในราชกิจจานุเบกษา

ข้อ ๑๖ วิธีการเก็บตัวอย่างน้ำ ความถี่ และระยะเวลาในการเก็บตัวอย่างน้ำ ให้เป็นไปตามที่คณะกรรมการควบคุมมลพิษกำหนด โดยประกาศในราชกิจจานุเบกษา

ข้อ ๑๗ ประกาศนี้ให้ใช้บังคับตั้งแต่วันถัดจากวันประกาศในราชกิจจานุเบกษาเป็นต้นไป

ประกาศ ณ วันที่ ๗ พฤศจิกายน พ.ศ. ๒๕๔๘

ยงยุทธ ดิยะไพรัช

รัฐมนตรีว่าการกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม



วิเคราะห์ทางเคมี

1. การวิเคราะห์ค่าบีโอดีแบบเจือจาง (Percent mixture) ที่ไม่เติมเชื้อ

การวิเคราะห์หาค่าบีโอดี (BOD) เป็นการวัดความสกปรกของน้ำเสียในเทอมของออกซิเจนที่แบคทีเรียใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ชนิดที่ย่อยสลายได้ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน การหาบีโอดีเป็นกระบวนการทดสอบทางชีววิทยาเพื่อหาปริมาณค่าออกซิเจน ซึ่งแบคทีเรียใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ภายใต้สภาวะที่เหมือนกับที่เกิดในธรรมชาติมากที่สุด เพื่อที่จะให้การวิเคราะห์เป็นปริมาณวิเคราะห์ จึงต้องทำให้แฟกเตอร์ต่างๆที่มีอิทธิพลต่ออัตราการย่อยสลายคงที่ นั่นคือ บีโอดีมาตรฐานต้องบ่ม (Incubate) ที่อุณหภูมิ 20 ± 1 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 5 วัน

1.1 การเตรียมสารเคมี

- 1) น้ำ DI ต้องมีคุณภาพสูง ควรมีทองแดงน้อยกว่า 0.001 มก./ล. ปราศจากคลอรีน คลอรามิน สารอินทรีย์ กรดและด่าง (พีเอช ต้องเป็นกลาง)
- 2) สารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ เตรียมโดยการละลาย KH_2PO_4 8.5 กรัม, $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 33.4 กรัม, K_2HPO_4 21.75 กรัม และ NH_4Cl 1.7 กรัม ในน้ำ DI 500 มิลลิลิตร แล้วเจือจางให้เป็น 1 ลิตร
- 3) สารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต เตรียมโดยการละลาย $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 22.5 กรัม ในน้ำ DI แล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร
- 4) สารละลายแคลเซียมคลอไรด์ เตรียมโดยการละลาย anhydrous CaCl_2 27.5 กรัม ในน้ำ DI แล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร
- 5) สารละลายเฟริกคลอไรด์ เตรียมโดยการละลาย $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.25 กรัม ในน้ำ DI แล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร

6) สารละลายแมงกานีสซัลเฟต เตรียมโดยการละลาย $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 364 กรัม หรือ $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 480 กรัม หรือ $\text{MnSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 400 กรัม ในน้ำ DI กรองแล้วเจือจาง เป็น 1 ลิตร

7) สารละลายอัลคาไล-ไอโอไดด์-เอไซด์ (Alkali-Iodide-Azide Reagent) เตรียมโดยการละลาย NaOH 500 กรัม (หรือ KOH 700 กรัม) และ NaI 135 กรัม (หรือ KI 150 กรัม) ในน้ำ DI เจือจางเป็น 1 ลิตร และละลาย NaN_3 10 กรัม ในน้ำ DI 40 มิลลิลิตร แล้วเติมลงในสารละลายข้างต้น

8) กรดซัลฟูริกเข้มข้น

9) น้ำแป้ง เตรียมโดยการละลายแป้ง 5 กรัม ในน้ำต้ม 800 มิลลิลิตร เติมน้ำให้ได้ 1 ลิตร ต้มให้เดือด 2-3 นาที ตั้งทิ้งคืนใช้น้ำใส่ เติม Salicylic Acid 1.25 กรัม ต่อน้ำแป้ง 1 ลิตร

10) สารละลายโซเดียมโซโอซัลเฟต 0.1 นอร์มัล เตรียมโดยการละลาย $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 24.82 กรัมในน้ำต้มที่เย็นแล้ว เติมนจนได้ปริมาณ 1 ลิตร เก็บรักษาโดยการเติมคลอโรฟอร์ม 5 มิลลิลิตร หรือ NaOH 1 กรัมต่อสารละลาย 1 ลิตร

11) สารละลายมาตรฐานโซเดียมโซโอซัลเฟต 0.0250 นอร์มัล เตรียมโดยการเจือจางสารละลายโซเดียมโซโอซัลเฟต 0.1 นอร์มัล จำนวน 25 มิลลิลิตร ด้วยน้ำ DI ให้เป็น 1 ลิตร เก็บรักษาโดยเติมคลอโรฟอร์ม 5 มิลลิลิตร หรือ NaOH 0.4 กรัมต่อ สารละลาย 1 ลิตร นำสารละลายนี้มาหาความเข้มข้นที่แน่นอน (Standardization) ด้วยสารละลายมาตรฐานไดโครเมต

12) สารละลายมาตรฐานโปแตสเซียมไดโครเมต 0.0250 นอร์มัล เตรียมโดยการละลายโปแตสเซียมไดโครเมตที่อบแห้งที่อุณหภูมิ 103 องศาเซลเซียส นาน 2 ชั่วโมง จำนวน 1.226 กรัม ต่อน้ำ DI 1 ลิตร

การหาความเข้มข้นของ $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0.025 นอร์มัล โดยละลาย KI 2 กรัม ในน้ำ DI 150 มิลลิลิตร ใส่ขวดรูปชมพู่ เติมกรดซัลฟริก (1+9) 10 มิลลิลิตร แล้วเติมสารละลายมาตรฐาน โปแตสเซียมไดโครเมต 0.025 นอร์มัล จำนวน 20 มิลลิลิตร ทิ้งไว้ในที่มีอุณหภูมิประมาณ 5 นาที เติมน้ำ DI จนได้ปริมาตร 200 มิลลิลิตร แล้วไตเตรทด้วยสารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟตโดยใช้ น้ำแป้งเป็นอินดิเคเตอร์ สารละลายจะเปลี่ยนจากสีน้ำเงินเป็นไม่มีสีที่จุดยุติ

$$\text{ความเข้มข้นของ } \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ (นอร์มัล)} = \frac{0.025 \times A}{20}$$

A = ปริมาตรสารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟตที่ใช้ไตเตรท (มิลลิลิตร)

13) น้ำเจือจาง เตรียมโดยการตวงน้ำ DI ใส่ขวดแอสไพเรเตอร์ที่สะอาด เป่าอากาศที่สะอาดเพื่อเพิ่มออกซิเจนในน้ำ DI อย่างน้อย 1 ชั่วโมง เติมสารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ แมกนีเซียมซัลเฟต แคลเซียมคลอไรด์ และเฟริกคลอไรด์ อย่างละ 1 มิลลิลิตร ต่อน้ำเจือจาง 1 ลิตร

1.2 วิธีวิเคราะห์ค่าบีโอดีแบบเจือจางที่ไม่เติมเชื้อ

ปรับตัวอย่างน้ำให้มีอุณหภูมิประมาณ 20 องศาเซลเซียส พีเอชอยู่ในช่วง 6.5-7.5 และกำจัดสิ่งรบกวนถ้ามี



เจือจางน้ำตัวอย่าง ตัวอย่างละ 3 ความเข้มข้น ด้วยน้ำเจือจางที่อิ่มตัวด้วยออกซิเจน



เติมน้ำเจือจางให้เต็มขวดระวังอย่างให้เกิดฟองอากาศ หาดิโอดีนแรก (DO_0)ของแต่ละความเข้มข้น อย่างละ 1 ขวด อีก 2 ขวดนำไปบ่มที่ตู้ควบคุมอุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส ในที่มืด นาน 5 วัน ให้เติมน้ำ DI หล่อที่ปากขวดไม่ให้แห้ง



ครบ 5 วัน นำตัวอย่างมาหาค่าดีไอที่เหลือ (DO_5)

1.3 การคำนวณค่าบีโอดี

$$\text{ค่าบีโอดี (มก./ล.)} = (DO_0 - DO_5) \times \text{อัตราส่วนเจือจาง}$$

2. การวิเคราะห์ค่าซีโอดีโดยวิธีรีฟลักซ์แบบปิด

ภายใต้สภาวะการรีฟลักซ์ในสารละลายกรดซัลฟริกเข้มข้นที่มีอุณหภูมิสูง สารอินทรีย์ในน้ำจะถูกออกซิไดส์โดยสารละลายโปแตสเซียมไดโครเมตที่ทราบความเข้มข้นและมีปริมาณเกินพอที่ทราบจำนวน หลังจากรีฟลักซ์ วัดปริมาณโปแตสเซียมไดโครเมตที่เหลือโดยนำไปไทเตรทกับเฟรัสแอมโมเนียมซัลเฟต (Ferrous Ammonium Sulfate) และใช้เฟอโรอิน (Ferrouin) เป็นอินดิเคเตอร์ ทำให้ทราบปริมาณโปแตสเซียมไดโครเมตที่ใช้ในการออกซิไดส์สารอินทรีย์

2.1 การเตรียมสารเคมี

1) สารละลาย Digestion reagent เตรียมโดยการสารละลายโปแตสเซียมไดโครเมตสำหรับย่อยสลาย 0.1 นอร์มัล ซึ่ง $K_2Cr_2O_7$ ซึ่งอบแห้งที่ 130 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 2 ชั่วโมง มา 4.913 กรัม ละลายในน้ำ DI 500 มิลลิลิตร เติมกรดซัลฟริกเข้มข้น 167 มิลลิลิตร และเติม $HgSO_4$ 33.3 กรัมทิ้งให้ละลายและปล่อยให้เย็นจึงเจือจางด้วยน้ำ DI เป็น 1 ลิตร

2) สารละลายกรดซัลฟริก เตรียมโดยการเติม Ag_2SO_4 8.8 กรัม ลงในกรดซัลฟริกเข้มข้น 1 ลิตรตั้งทิ้งไว้ 1-2 วัน

3) สารละลายเฟอโรอินอินดิเคเตอร์ เตรียมโดยการละลาย Phenanthroline Monohydrate 1.485 กรัม กับ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 695 มิลลิกรัม ในน้ำ DI แล้วเจือจางเป็น 100 มิลลิลิตร

4) สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.05 นอร์มัล (FAS) เตรียมโดยการละลาย $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 19.6 กรัมในน้ำ DI เดิมกรดซัลฟูริกเข้มข้น 20 มิลลิลิตร ทิ้งไว้ให้เย็น แล้วเจือจางด้วยน้ำ DI ให้ได้ 1 ลิตร นำสารละลายนี้มาหาความเข้มข้นที่แน่นอนด้วยสารละลายมาตรฐานไดโครเมต (Standardization)

การหาความเข้มข้น $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ 0.05 นอร์มัล โดยป้อน $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0.10 นอร์มัล 5 มิลลิลิตร ในขวดรูปกรวย เติมน้ำ DI 50 มิลลิลิตร เดิมกรดซัลฟูริกเข้มข้น 15 มิลลิลิตร ทิ้งไว้ให้เย็น หยดสารละลายเฟอร์โรอินอินดิเคเตอร์จำนวน 2-3 หยด นำไปไทเทรตกับ สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.05 นอร์มัล สารละลายจะเปลี่ยนจากสีเหลืองเป็นสีฟ้าอมเขียวและเป็นสีน้ำตาลแดงที่จุดยุติ

$$\text{ความเข้มข้น } \text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \text{ (นอร์มัล)} = \frac{\text{มล. } \text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 \times 0.10}{\text{มล. } \text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \text{ ที่ใช้}}$$

2.2 วิธีวิเคราะห์ค่าซีโอดีโดยวิธีฟลักซ์แบบปิด

ตัวอย่างน้ำ 5 มิลลิลิตร + $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 3 มิลลิลิตร + conc. H_2SO_4 - AgSO_4 7 มิลลิลิตร
(ถ้าเป็นการวิเคราะห์ SCOD ให้กรองน้ำตัวอย่างผ่านกระดาษกรอง GF/C ก่อนนำมาวิเคราะห์)

เขย่าให้เข้ากัน

ย่อยที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 2 ชั่วโมง

ทิ้งไว้ให้เย็น

เทใส่ขวดรูปชมพู่ล้างด้วยน้ำ DI 2-3 ครั้ง

หยดเฟอร์โรอินอินดิเคเตอร์

ไทเทรตด้วย $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ จากสีเหลืองเปลี่ยนเป็นสีน้ำตาลแดง

2.3 การคำนวณค่าซีไอดี

$$\text{ค่าซีไอดี (มก./ล.)} = \frac{(A-B) \times C \times 8,000 \times D}{\text{มล. ตัวอย่างน้ำ}}$$

A = มิลลิลิตรของ FAS ที่ใช้ไทเทรตแบบลงค์

B = มิลลิลิตรของ FAS ที่ใช้ไทเทรตตัวอย่างน้ำ

C = นอร์มัลลิตีของ FAS

D = อัตราการเจือจางของตัวอย่างน้ำ (dilution of sample)

3. การวิเคราะห์ค่าที่เคเอ็นไนโตรเจน

สารอินทรีย์ไนโตรเจน จะถูกย่อยสลายเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียโดยการออกซิไดส์ของกรดซัลฟูริก ทำให้ไนโตรเจนหลุดออกมาในรูปแอมโมเนีย ส่วนคาร์บอนและไฮโดรเจนจะถูกออกซิไดส์เป็น CO_2 และ H_2O แล้วนำไปกลั่นเพื่อเก็บแอมโมเนียในกรดบอริก จากนั้นจึงนำกรดบอริกไปหาแอมโมเนียโดยวิธีไทเทรตด้วยสารละลายกรดแก่มาตรฐาน ทำให้ทราบปริมาณที่เคเอ็นที่มีอยู่ในตัวอย่างน้ำ

3.1 การเตรียมสารเคมี

1) สารละลาย digestion reagent เตรียมโดยการละลาย K_2SO_4 134 กรัมและ CuSO_4 7.3 กรัม ในน้ำ DI 800 มิลลิลิตร เติมน้ำ conc. H_2SO_4 134 มิลลิลิตร ทำให้เย็นเติมน้ำ DI จนครบ 1 ลิตร เก็บไว้ในที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส เพื่อป้องกันการตกผลึก

2) สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์-โซเดียมไฮโอซัลเฟต เตรียมโดยการละลาย NaOH 500 กรัม และ $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 25 กรัม ในน้ำ DI และเจือจางเป็น 1 ลิตร

3) บอเรตบัฟเฟอร์ เตรียมโดยการเติม NaOH 0.1 นอร์มัล 88 มิลลิลิตร ลงในสารละลาย $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$ 0.25 โมลาร์ (เตรียมได้โดยละลาย $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 9.5 กรัมในน้ำ 1 ลิตร) 500 มิลลิลิตรผสมให้เข้ากันแล้วเจือจางด้วยน้ำ DI ให้ได้ 1 ลิตร

4) สารละลายอินดิเคเตอร์ผสม เตรียมโดยการละลายเมทิลเรด 200 มิลลิกรัม ในเอทิลแอลกอฮอล์ 95% หรือในไอโซโพรพิลแอลกอฮอล์ 100 มิลลิลิตร และละลายเมทิลีนบลู 100 มิลลิกรัม ในเอทิลแอลกอฮอล์ 95% หรือในไอโซโพรพิล-แอลกอฮอล์ 50 มิลลิลิตร นำสารละลายทั้งสองมาผสมกัน เตรียมใช้แต่ละเดือน

5) สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 นอร์มัล เตรียมโดยการละลาย NaOH 240 กรัมในน้ำ DI แล้วเจือจางจนครบ 1 ลิตร

6) สารละลายฟีนอล์ฟทาไลน์อินดิเคเตอร์ เตรียมโดยการละลายฟีนอล์ฟทาไลน์ 5 กรัม ในเอทิลแอลกอฮอล์ 95% จำนวน 500 มิลลิลิตรเติมน้ำ DI อีก 500 มิลลิลิตร

7) สารละลายมาตรฐานกรดซัลฟูริก 0.02 นอร์มัล เตรียมโดยการเจือจางกรดซัลฟูริก 1.0 นอร์มัล จำนวน 20 มิลลิลิตร ด้วยน้ำ DI แล้วปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร นำสารละลายนี้มาหาความเข้มข้นที่แน่นอน (Standardization) ด้วยสารละลายโซเดียมคาร์บอเนต 0.05 นอร์มัล จำนวน 20 มิลลิลิตร

$$\text{ความเข้มข้น H}_2\text{SO}_4 \text{ (นอร์มัล)} = \frac{0.05 \times 20}{\text{มล. H}_2\text{SO}_4 \text{ ที่ใช้ไทเทรต}}$$

3.2 วิธีวิเคราะห์ค่าที่เคเอ็นในโตรเจน

น้ำตัวอย่าง 300 มล. หรือเจือจางให้ครบ 300 มล.

↓
ใส่ลูกแก้ว 3-4 เม็ด

เติมสารละลาย digestion reagent 50 มิลลิลิตร นำเข้าเครื่องย่อยสลายจนเหลือปริมาตร 25-50 มล.

และมองเห็นควันสีขาวที่บด ต้มต่ออีกประมาณ 30 นาที จนได้สารละลายใส

↓
ทิ้งไว้ให้เย็น

เติมน้ำ DI 300 มิลลิลิตร และฟีนอล์ฟทาลิน 0.5 มิลลิลิตร
 เขย่าแล้วเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์โซโชนัลเฟต 50 มิลลิลิตรจนกลายเป็นสีชมพู



นำขวดเจลด้าห์ต่อเข้าเครื่องกลั่นโดยให้ปลายท่อกลั่นอยู่ใต้สารละลายกรดบอริก
 ที่มีอินดิเคเตอร์ ปริมาตร 50 มิลลิลิตรในขวดรูปชมพู่ กลั่นจนได้สารละลาย 200 มิลลิลิตร



นำมาไตเตรทกับ 0.02 นอร์มัล จนถึงจุดยุติซึ่งสารละลายจะเป็นสีม่วง

3.3 การคำนวณค่าที่เคเอ็นในโตรเจน

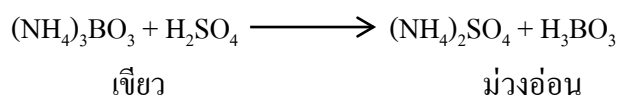
$$\text{ที่เคเอ็นในโตรเจน (มก./ล.)} = \frac{(A-B) \times 0.28 \times 1000}{\text{มล. ตัวอย่างน้ำ}}$$

A = มล. H_2SO_4 ที่ใช้ไตเตรทตัวอย่างน้ำ

B = มล. H_2SO_4 ที่ใช้ไตเตรทแบลงค์

4. การวิเคราะห์หาแอมโมเนียโดยวิธีการไตเตรท

ก่อนที่จะนำน้ำตัวอย่างไปวิเคราะห์จะต้องนำน้ำตัวอย่างมาผ่านกระบวนการกลั่นก่อน เพื่อ
 แยกแอมโมเนียออกจากสารรบกวนต่างๆ โดยแอมโมเนียในโตรเจนจะถูกกลั่นออกมาเป็นไอ
 ภายใต้สภาวะที่มีพีเอชสูงกว่า 9.3 แอมโมเนียที่ถูกกลั่นออกมาจะรวมตัวกับกรดบอริกเกิดเป็น
 ไออออนแอมโมเนีย (NH_4^+) และอออนบอเรต (H_2BO_3^-) แอมโมเนียจะทำให้สารละลายกรดบอริก
 กลายเป็นสีเขียว ปริมาณแอมโมเนียหาได้โดยการไตเตรทด้วยสารละลายกรดซัลฟูริก 0.02 นอร์มัล
 ซึ่ง H^+ จะรวมกับ H_2BO_3^- เกิดเป็น H_3BO_3 พีเอชของสารละลายจะลดลงจนเท่ากับค่าเริ่มต้น ดังนั้น
 ปริมาณของกรดแก่ที่เติมลงไปจะสมดุลกับปริมาณแอมโมเนียที่มีจุดยุติได้จากการเปลี่ยนสีของ
 อินดิเคเตอร์จากสีเขียวเป็นสีม่วงอ่อน



4.1 สารเคมีที่ใช้ในการหาปริมาณแอมโมเนียในโตรเจน

1) สารละลาย Mix – indicator เตรียมโดย

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

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

2) สารละลายกรดบอริก (H_3BO_3) เตรียมโดย

ก. ชั่งกรดบอริก (H_3BO_3) 20 กรัมใส่ปิกรเกอร์ นำมาละลายด้วยน้ำปราศจากไอออน (DI) แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนครบ 1000 มิลลิลิตร

ข. ปิเปตสารละลาย Mix – indicator มา 10 มิลลิลิตร นำมาผสมกับ สารละลายในข้อ ก. แล้วปรับปริมาตรด้วยขวดปรับปริมาตรขนาด 1000 มิลลิลิตร (ได้สารละลาย เป็นสีม่วง)

3) สารละลายกรดซัลฟูริก 0.02 นอร์มัล H_2SO_4 เตรียมโดย

ก. เตรียมสารละลายกรดซัลฟูริก (H_2SO_4) 0.1 นอร์มัล โดยการปิเปต Conc. H_2SO_4 มา 3 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรจนครบ 1000 มิลลิลิตร โดยใช้น้ำ DI

ข. เตรียมสารละลายกรดซัลฟูริก (H_2SO_4) 0.02 นอร์มัล โดยการปิเปต สารละลายกรดซัลฟูริก 0.1 นอร์มัล จากข้อ ก. มา 200 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรจนครบ 1000 มิลลิลิตร โดยใช้น้ำ DI

4) สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 นอร์มัล NaOH เตรียมโดย ชั่ง NaOH มา 240

กรัม นำมาละลายด้วยน้ำ DI แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI ในขวดปรับปริมาตรจนได้ปริมาตรครบ 1000 มิลลิลิตร

5) สารละลาย Borate Buffer เตรียมโดย เติมสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 0.1 นอร์

มัล 88 มล. ลงในสารละลายโซเดียม เตตระโบเรต 500 มล. (เตรียมโดย $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 9.5 กรัม แล้วปรับปริมาตรจนครบ 1 ลิตร) ผสมให้เข้ากันแล้ว เจือจางด้วยน้ำ DIจนได้ปริมาตร 1 ลิตร

4.2 ขั้นตอนการวิเคราะห์

ตวงน้ำตัวอย่าง 300 มิลลิลิตรหรือน้อยกว่าแล้วเจือจางให้ครบ 300 มิลลิลิตร ใส่ในขวดเคลด้าห์ล



ใส่ลูกแก้ว 2-3 เม็ด

หยดฟีนอล์ฟทาลีน 0.5 มิลลิลิตร ปรับพีเอชให้เป็น 9.5 ด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 นอร์มัล ใส่สารละลายบอเร็ตต์ฟเฟอร์ 25 มิลลิลิตร ต่อเข้ากับเครื่องกลั่น (ควรรนำตัวอย่างเข้ากลั่นทันที)



ตวงสารละลายกรดบอริกที่มีอินดิเคเตอร์ 50 มิลลิลิตร ใส่ขวดรูปชมพู่ต่อเข้ากับชุดกลั่น
ให้ปลายหลอดที่ต่อกับ Condenser จุ่มอยู่ใต้สารละลายกลั่นจน
ได้สารละลายอย่างน้อย 200 มิลลิลิตร



สารละลายที่ได้จากการกลั่นถ้ามีแอมโมเนียอยู่สารละลายที่ได้จะมีสีเขียว
นำสารละลายที่ได้มาไตเตรทด้วยกรดซัลฟูริก 0.02 นอร์มัลไตเตรทจนถึงจุดยุติ
สารละลายจะเปลี่ยนจากสีเขียวเป็นสีม่วงอ่อน

4.3 การคำนวณ

$$\text{แอมโมเนียไนโตรเจน (มก./ล.)} = \frac{(A - B) \times 0.28 \times 1000}{\text{มล. ตัวอย่างน้ำ}}$$

A = มล. H_2SO_4 ที่ใช้ไตเตรทตัวอย่างน้ำ

B = มล. H_2SO_4 ที่ใช้ไตเตรทแบลงค์

5. การวิเคราะห์ไนไตรต์ไนโตรเจนโดยวิธีสร้างสี (Colorimetric)

การสร้างสี (Colorimetric) เป็นวิธีที่มีความไวพอเพียงและเสียค่าใช้จ่ายน้อย ภายใต้สภาวะที่เป็นกรด ไออออนไนไตรต์จะทำปฏิกิริยาจะทำปฏิกิริยากับกลุ่มอะมิโนของซัลฟานิลาไมด์ให้เกิดไฮโดรโซเนียม ซึ่งจะรวมตัวกับ 1-แนพทิลเอทิลีนไดไฮโดรคลอไรด์ (N - (1- Naphthyl) - Ethylenediamine Dihydrochloride) ที่มีพีเอช 2.0-2.5 เกิดเป็นไฮโดรโซลิม่วงแดง สีที่เกิดขึ้นจะเป็นไปตามกฎของเบียร์(Beer' Law) การหาปริมาณไนไตรต์ ทำโดยการเทียบสีที่เกิดขึ้นกับสารละลายมาตรฐานที่ทราบความเข้มข้นแน่นอน วัดการดูดกลืนสีที่ความยาวคลื่น 543 นาโนเมตร

5.1 สารเคมีที่ใช้ในการหาปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจน

- 1) น้ำ DI ที่ปราศจากไนไตรต์
- 2) สารละลายซัลฟานิลาไมด์ (Sulfanilamide Solution) ละลายซัลฟานิลาไมด์ 5 กรัม ในสารละลายผสมของกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 50 มิลลิลิตรกับน้ำ DI ที่ปราศจากไนไตรต์ 300 มิลลิลิตร แล้วเจือจางให้มีปริมาตรเป็น 500 มิลลิลิตรด้วยน้ำ DI
- 3) สารละลายเนฟทิลเอทิลีนไดเอมีนไดไฮโดรคลอไรด์ ละลาย N-(1- naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride 500 มิลลิกรัมในน้ำ DI ที่ปราศจากไนไตรต์ 500 มิลลิลิตร เก็บสารละลายนี้ไว้ในขวดสีชา และในที่มืด และให้เตรียมใช้ใหม่ทุกเดือน หรือทันทีที่สารละลายมีสีน้ำตาล
- 4) สารละลายสต็อกไนไตรต์ ละลายโซเดียมไนไตรต์แอนไฮไดรต์ที่แห้ง (NaNO_2) หรือโปแตสเซียมไนไตรต์ (KNO_2) เก็บไว้ในเคซิเคเตอร์ 24 ชั่วโมง 0.49265 กรัม หรือ 0.6072 กรัม ตามลำดับ ในน้ำ DI ที่ปราศจากไนไตรต์และทำให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 1 ลิตรด้วยน้ำ DI ทำการเก็บรักษาสารละลายนี้ด้วยการเติมคลอโรฟอร์มลงไป 2 มิลลิลิตร ต่อสารละลาย 1 ลิตร ละลายสารที่เตรียมได้นี้ 1 มิลลิลิตร มีไนไตรต์-ไนโตรเจนอยู่ 100 ไมโครกรัม และมีอายุการใช้งานประมาณ 3 เดือน

5) สารละลายมาตรฐานไนไตรต์ เจือจางสารละลายสต็อกไนไตรต์ 10 มิลลิลิตรให้มีปริมาตรทั้งหมดเป็น 1 ลิตรด้วยน้ำ DI ที่ปราศจากไนไตรต์ สารละลายที่ได้ 1 มิลลิลิตร มีไนไตรต์ไนโตรเจนอยู่ 1 ไมโครกรัม สารละลายนี้ต้องเตรียมใช้ใหม่ทุกครั้ง

6) สารละลายมาตรฐานโปแตสเซียมเปอร์แมงกาเนต 0.05 นอร์มัล ละลาย KMnO_4 8 กรัมในน้ำ 1 ลิตร เก็บใส่ขวดสีชา ตั้งทิ้งไว้อย่างน้อย 1 สัปดาห์ รินหรือดูดสารละลายนี้เฉพาะส่วนบนโดยไม่คนให้ตะกอนขึ้นมาเพื่อนำไป Standardize ตามวิธีต่อไปนี้ ซึ่งโซเดียมออกซาลेटแอนไฮไดรต์ ($\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$) หลายๆ ตัวอย่างให้น้ำหนักอยู่ระหว่าง 100-200 มก. ใส่ในบีกเกอร์ขนาด 400 มล. แต่ละบีกเกอร์เติมน้ำ DI 100 มล. และคนให้ละลาย เติมกรดซัลฟูริก (1+1) 10 มล. และทำให้ร้อนอย่างรวดเร็วจนถึงอุณหภูมิ 90-95 องศาเซลเซียส ไตเตรตอย่างรวดเร็วด้วยสารละลายโปแตสเซียมเปอร์แมงกาเนตที่จะเทียบมาตรฐานความเข้มข้น เขย่าอย่างสม่ำเสมอจนถึงจุดยุติได้สีชมพูซึ่งจะคงตัวอย่างน้อย 1 นาที ขณะไตเตรตอย่าปล่อยให้อุณหภูมิต่ำกว่า 85 องศาเซลเซียส ถ้าจำเป็นควรอุ่นบีกเกอร์ตลอดการไตเตรต ถ้าใช้โซเดียมออกซาลेट 100 มิลลิลิตร จะใช้สารละลายโปแตสเซียมเปอร์แมงกาเนตประมาณ 6 มล. ทำแบลงค์โดยใช้น้ำ DI กับกรดซัลฟูริก

5.2 ขั้นตอนการวิเคราะห์

ถ้าตัวอย่างขุ่นหรือมีสารแขวนลอย ให้กรองน้ำตัวอย่างด้วย Membrane Filter ที่มีรูขนาด 0.45 ไมครอน ปิเปิดน้ำตัวอย่าง 10 มิลลิลิตร หรือน้อยกว่าแล้วทำให้ มีปริมาตรเป็น 10 มิลลิลิตร ด้วยน้ำ DI ใส่ลงในหลอดทดลอง

เติมสารละลายซัลฟานิลไมด์ 1.0 มิลลิลิตร เขย่า และตั้งทิ้งไว้ 2 นาที แต่ไม่เกิน 8 นาที

เติมสารละลายเนฟทิลีนไดเอมีนไดไฮโดรคลอไรด์ ลงไป 1.0 มิลลิลิตร แล้วเขย่าให้เข้ากันทันที

ตั้งทิ้งไว้ 5 – 10 นาที แต่ไม่เกิน 2 ชั่วโมง

↓
ทำการวัด absorbance ที่ 543 นาโนเมตร

5.3 การคำนวณ

$$\text{มก/ล ของไนไตรต์-ไนโตรเจน} = \frac{\text{ไมโครกรัมไนไตรต์ที่อ่านได้จากกราฟ}}{\text{มล. น้ำตัวอย่าง}}$$

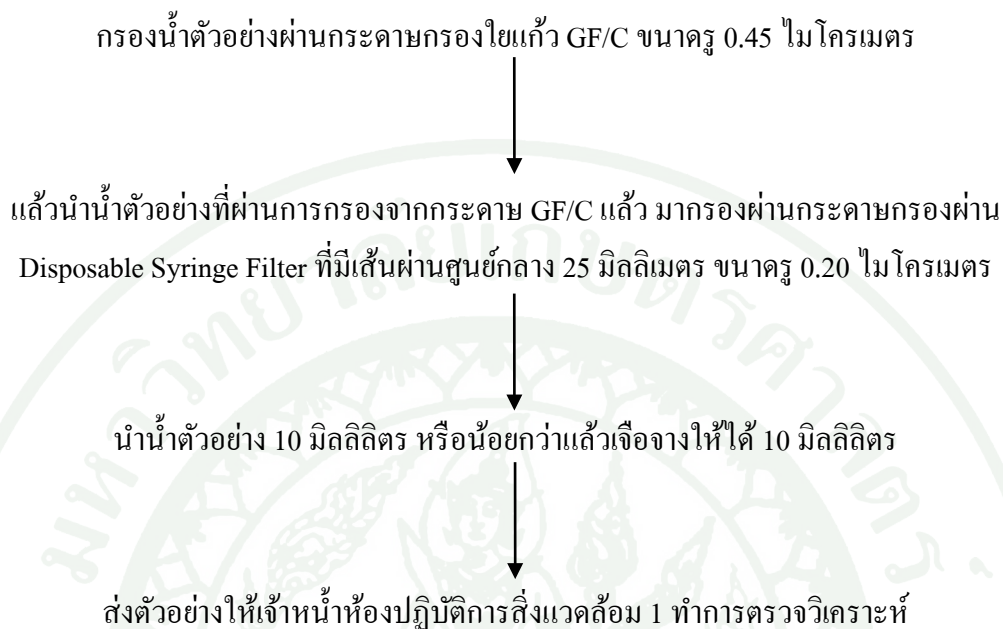
5.4 การทำ Calibration Curve สำหรับปริมาณไนไตรต์-ไนโตรเจน

- ก) เตรียมอนุกรมของสารละลายมาตรฐานไนไตรต์ให้มีความเข้มข้น 1, 2, 3, 4, 5 และ 6 ไมโครกรัม โดยปีเปตสารละลายมาตรฐานไนไตรต์มา 2, 4, 6, 8, 10 และ 12 มล. แล้วเติมน้ำ DI แต่ความเข้มข้นให้มีปริมาตรครบ 50 มล.
- ข) นำสารละลายที่ได้จากข้อ ก. สารละลายละ 10 มิลลิลิตร ไปดำเนินการด้วยวิธีการเดียวกับน้ำตัวอย่าง
- ค) พล็อตกราฟแต่ละความเข้มข้นกับ Absorbance ในการทำกราฟมาตรฐาน

6. การวิเคราะห์ไนเตรตไนโตรเจนด้วยเครื่องไอออนโครมาโตกราฟี

ไอออนโครมาโตกราฟีที่ใช้เป็นประเภท Liquid-Solid Chromatography คอลัมน์ที่ใช้แยกเป็นวัสดุที่เป็นของแข็ง (Stationary phase) ทำด้วย Rasin และ Silica และมีเฟสเคลื่อนที่เป็นของเหลว วัสดุที่เป็นโพลีเมอร์ความยาวตั้งแต่ 5-30 เซนติเมตร และมีเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 4-9 นาโนเมตร พวากอนุภาคของ Rasin หรือ Silica จะถูกบรรจุอย่างสม่ำเสมอในคอลัมน์นี้ จะติดต่อกับ High Pressure Pump และมีอัตราการไหลประมาณ 1-2 มิลลิลิตรต่อนาที ต่อกับ Injection ซึ่งเป็นส่วนประกอบของเครื่องมือที่เอาไว้บรรจุสารตัวอย่างที่ฉีดเข้าสู่ระบบ ก่อนที่จะผ่านไปแยกในคอลัมน์ หลังจากนั้นสารที่ผ่านการแยกจะออกจากคอลัมน์และผ่านเข้าสู่ Detector การวิเคราะห์ Anion จะใช้อุปกรณ์ Suppressor Column เพื่อเพิ่ม Sensitivity ในการวิเคราะห์และลดสัญญาณรบกวน

6.1 วิธีวิเคราะห์ไนเตรต



7. การวิเคราะห์ค่าฟอสฟอรัสทั้งหมด

แอมโมเนียมโมลิบเดต (Ammonium Molybdate) และโปแตสเซียมแอนติโมนิตาเตรต (Potassium Antimonyl Tartrate) จะทำปฏิกิริยากับออร์ฟอสเฟตในสถานะที่เป็นกรด เกิดเป็นกรดฟอสฟอโมลิบดิก (Phosphomolybdic Acid) ซึ่งถูกรีดิวซ์โดยกรดแอสคอร์บิก ได้สีโมลิบดีนัมบลู (Molybdenum Blue) วิธีนี้สามารถใช้วัดฟอสเฟตได้ต่ำถึง 10 ไมโครกรัม/ลิตร

7.1 การเตรียมสารเคมี

- 1) สารละลายกรดแก่ (Strong Acid Solution) เจือจาง กรดซัลฟูริกเข้มข้น 300 มล. ด้วยน้ำ DI 600 มล. ทิ้งให้เย็น แล้วเติม กรดไนตริกเข้มข้น 4 มล. แล้วเจือจางด้วยน้ำ DI จนได้ 1 ลิตร
- 2) ฟริก 5 นอร์มัล เตรียมโดยการเจือจาง conc.H₂SO₄ 70 มิลลิลิตรในน้ำ DI จนครบ 500 มิลลิลิตร

3) สารละลายแอนติโมนิโพลีโบรไมด์เตรียมโดยการละลาย

4) $K(SbO)C_4H_4O_6 \cdot 0.5H_2O$ 1.3715 กรัมในน้ำ DI 400 มิลลิลิตรแล้วเจือจางเป็น 500 มิลลิลิตร ในขวดวัดปริมาตรเก็บในขวดแก้ว

5) สารละลายแอมโมเนียมโมลิบเดต เตรียมโดยการละลาย $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ 20 กรัม ในน้ำ DI 500 มิลลิลิตร เก็บในขวดพลาสติกที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส

6) กรดแอสคอร์บิก เตรียมโดยการละลายกรดแอสคอร์บิก 1.76 กรัมในน้ำ DI 10 มิลลิลิตร สารละลายนี้จะคงตัวประมาณ 1 สัปดาห์ถ้าเก็บไว้ที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส

7) สารละลายฟีนอล์ฟทาไลน์อินดิเคเตอร์ เตรียมโดยการละลายฟีนอล์ฟทาไลน์ 5 กรัมใน เอทิลแอลกอฮอล์ (C_2H_5OH) 95 เปอร์เซ็นต์ จำนวน 500 มิลลิลิตร และเติมน้ำ DI จนครบ 1 ลิตร

8) น้ำยารวมในสัดส่วนสำหรับ 100 มิลลิลิตรดังนี้ (น้ำยารวมอยู่ตัวได้ 4 ชั่วโมง)

กรดซัลฟูริก 5 นอร์มัล	50	มิลลิลิตร
สารละลายแอนติโมนิโพลีโบรไมด์	5	มิลลิลิตร
สารละลายแอมโมเนียมโมลิบเดต	15	มิลลิลิตร
สารละลายกรดแอสคอร์บิก	30	มิลลิลิตร

9) สารละลายสต็อกฟอสเฟต (1 มิลลิลิตร = 50 ไมโครกรัมหรือ 0.05 มิลลิกรัม) เตรียมโดยการละลาย anhydrous KH_2PO_4 219.5 มิลลิกรัม ในน้ำ DI แล้วเจือจางให้ได้ 1 ลิตร

7.2 วิธีวิเคราะห์ค่าฟอสฟอรัสทั้งหมด

ตัวอย่างน้ำ 100 มิลลิลิตร หรือปริมาตรที่เหมาะสมแล้วเจือจางให้ได้ 100 มิลลิลิตร
ในขวดรูปชมพู่ หยดฟีนอล์ฟทาไลน์ 1 หยด ถ้าเป็นสีแดงให้หยดกรดซัลฟริก 5 นอร์มัล
ทีละหยดจนสีแดงหาย เติมน้ำตาลละลายกรดแก่ 1 มิลลิลิตร

↓

ต้มให้เดือดอ่อนๆ อย่างน้อย 90 นาที จนเหลือปริมาตร 25 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็น
จากนั้นหยดฟีนอล์ฟทาไลน์ 2-3 หยด ปรับตัวอย่างให้เป็นกลางด้วย NaOH จนได้สีชมพูอ่อนเจือจาง
ด้วยน้ำ DI ให้เป็น 100 มิลลิลิตร

↓

แบ่งมา 50 มิลลิลิตร ตรวจสอบพีเอช ด้วยฟีนอล์ฟทาไลน์ 5 หยด ถ้าได้สีแดงให้หยด
 H_2SO_4 5 นอร์มัล ค่อยๆ หยดจนสีแดงหายไป

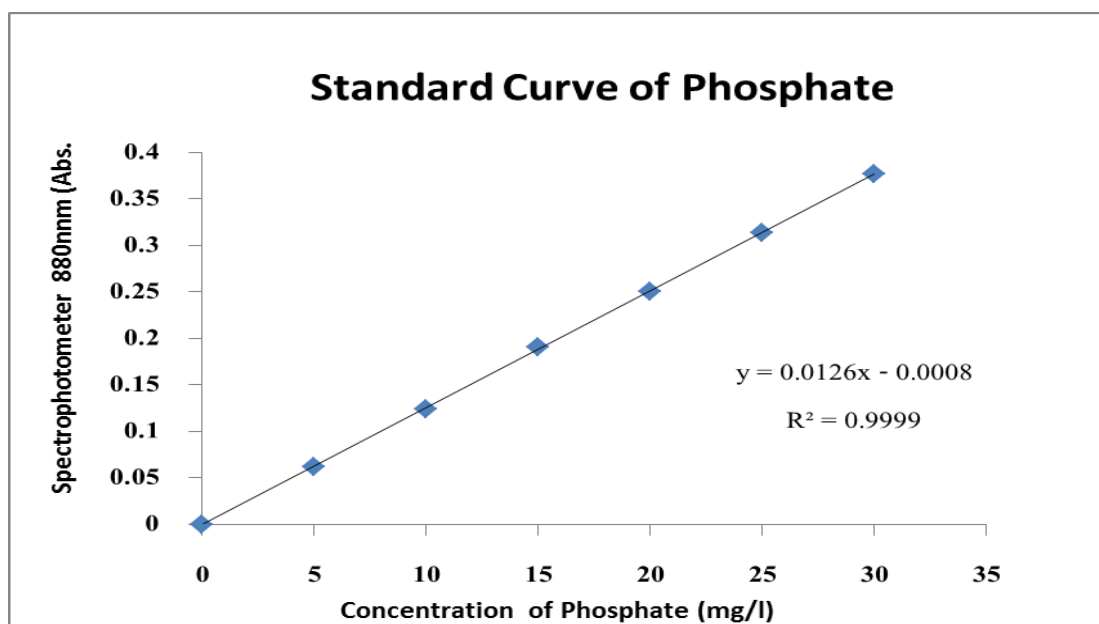
↓

เติมน้ำยารวม 8 มิลลิลิตร

ตั้งทิ้งไว้ 10-30 นาที จนเกิด Molybdenum Blue
นำไปวัดค่าดูดกลืนแสง ที่ความยาวคลื่น 880 นาโนเมตร

7.3 การคำนวณค่าฟอสฟอรัสทั้งหมด

$$\text{ฟอสเฟต (มก. ฟอสฟอรัส/ล.)} = \frac{\text{มิลลิกรัมฟอสเฟตที่อ่านได้จากกราฟ}}{\text{ปริมาตรตัวอย่าง (มล.)}}$$



ภาพผนวกที่ ก1 กราฟมาตรฐานฟอสเฟตในงานวิจัย

8. การวิเคราะห์ MLSS และ MLVSS

MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids) หมายถึง ปริมาณหรือความเข้มข้น โดยประมาณ ของจุลชีพในถังเติมอากาศในระบบ Activated sludge คิดเป็นปริมาณสารแขวนลอยหรือ Mixed liquor ซึ่งเป็นของผสมระหว่างน้ำเสียกับตะกอนจุลชีพในถังเติมอากาศ ส่วน MLVSS (Mixed liquid volatile suspended solids) คือ ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของตะกอนในถังเติมอากาศ ซึ่งการหาค่า MLSS และ MLVSS มีประโยชน์ในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย โดยจะใช้ในการคำนวณหาอัตราส่วนของอาหารต่อมวลของจุลชีพ (Food/Microorganism Ratio; F/M) เพื่อที่ว่าตะกอนจุลินทรีย์มีประสิทธิภาพในการทำงานดีหรือไม่ จุลินทรีย์จะทำงานได้ดีจะต้องมีปริมาณอาหารที่พอเหมาะ ซึ่งควบคุมได้โดยการรักษาอัตราส่วนของน้ำหนักของสารอินทรีย์ที่ส่งเข้ามาบำบัดต่อน้ำหนักของตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งวัดได้ในรูปของตะกอนแขวนลอย (MLSS) หรือตะกอนแขวนลอยระเหย (MLVSS) ให้มีค่าตามที่ตามต้องการ

8.1 ขั้นตอนการวิเคราะห์ MLSS

นำกระดวยกรองอบให้แห้งในตู้อบ 103 -105 องศาเซลเซียส นาน 1 ชั่วโมง
เก็บในโถดูดความชื้น (Desicator) นาน 30 นาที

นำมาชั่งน้ำหนัก (A)

ปิเปตตัวอย่างน้ำเสียมา 10 มิลลิลิตร ลงบนกระดวยกรองที่ผ่านการอบแล้ว
นำกระดวยกรองที่ผ่านการกรองแล้วไปอบที่ 103 – 105 °C นาน 1 ชั่วโมง
เก็บในโถดูดความชื้น (Desicator) นาน 30 นาที

นำมาชั่งน้ำหนัก (B)

8.2 การคำนวณค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมด

$$\text{ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)} = \frac{(B-A) \times 10^6}{\text{มล.น้ำตัวอย่าง}}$$

A = น้ำหนักกระดวยกรองอย่างเดียว, กรัม

B = น้ำหนักกระดวยกรองและของแข็ง, กรัม

8.3 ขั้นตอนการวิเคราะห์ MLVSS

นำกระดาศกรองที่ผ่านการกรองและอบแล้ว นำมาเผาที่อุณหภูมิ 550 องศาเซลเซียส
นาน 15-20 นาที เก็บในโถดูดความชื้น (Desicator) นาน 30 นาที

ชั่งน้ำหนัก (C)

8.4 การคำนวณค่า MLVSS

$$\text{ของแข็งแขวนลอยระเหย (มก./ล.)} = \frac{(B-C) \times 10^6}{\text{มล.น้ำตัวอย่าง}}$$

B = น้ำหนักกระดาศกรองและของแข็ง, กรัม

C = น้ำหนักกระดาศกรองที่ผ่านการเผา, กรัม



ตารางผนวกที่ ค1 ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 1

ลักษณะน้ำเสีย	พารามิเตอร์								
	ซีโอดี	เอสซีโอดี	บีโอดี	ทีเคเอ็น	แอมโมเนีย	ออร์แกนิกไนโตรเจน	ไนไตรต์	ไนเตรต	ทีพี
น้ำเสียก่อนบำบัด	1066.67 ±46.19	93.33 ±23.09	-	72.99 ±3.60	23.15 ±0.65	49.84 ±4.25	0.02*	0.03*	10.56 ±0.01
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โชนแอน็อกซิก	5666.67 ±230.94	160.00 ±0.00	-	139.81±0.65	1.87 ±0.32	137.95 ±0.97	-	-	15.23 ±0.18
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โชนแอโรบิก	5133.33 ±230.94	213.33 ±46.19	-	274.40±0.97	1.68 ±0.00	272.72 ±0.97	-	-	15.96 ±0.47
น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด	106.67 ±23.09	40.00 ±0.00	-	5.79 ±0.32	5.60 ±0.00	0.19 ±0.32	1.19*	0.23 *	0.47 ±0.01
ประสิทธิภาพการกำจัด	89.94	57.14	-	92.07	75.80	99.63	-	-	96.44

เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดสอบ

เครื่องหมาย * แทน ข้อมูลจาก บ.เข้าเทิร์นไทยคอนซัลติ้ง จำกัด (2556)

ตารางผนวกที่ ค2 ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 2

ลักษณะน้ำเสีย	พารามิเตอร์								
	ซีโอดี	เอสซีโอดี	บีโอดี	ทีเคเอ็น	แอมโมเนีย	ออร์แกนิกไนโตรเจน	ไนไตรต์	ไนเตรต	ทีพี
น้ำเสียก่อนบำบัด	536.00 ±40.000	32.00 ±20.00	-	55.07 ±2.91	10.27 ±0.40	44.80 ±3.32	0.02*	0.20*	18.77 ±1.35
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โซนแอน็อกซิก	6120.00 ±0.00	290.67 ±23.09	-	408.80 ±2.80	10.27 ±1.62	398.53 ±4.42	1.70×10^{-3}	0.80	67.83 ±2.14
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โซนแอโรบิก	4386.67 ±115.47	384.00 ±69.28	-	407.87 ±1.62	11.67 ±0.81	396.20 ±2.43	1.6×10^{-3}	0.82	77.18 ±1.45
น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด	68.00 ±20.00	10.13 ±9.24	-	8.40 ±0.37	7.33 ±0.29	1.07 ±0.66	0.10	3.16	1.92 ±0.21
ประสิทธิภาพ การกำจัด	87.313	68.334	-	84.747	28.634	97.61	-	-	89.763

เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง

เครื่องหมาย * แทน ข้อมูลจาก บ.เข้าเทิร์นไทยคอนสตรัคติ้ง จำกัด (2556)

ตารางผนวกที่ ๓ ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 3

ลักษณะน้ำเสีย	พารามิเตอร์								
	ซีโอดี	เอสซีโอดี	บีโอดี	ทีเคเอ็น	แอมโมเนีย	ออร์แกนิกไนโตรเจน	ไนไตรต์	ไนเตรต	ทีพี
น้ำเสียก่อนบำบัด	749.33 ±23.09	375.33 ±61.10	-	91.00 ±0.70	26.60 ±0.70	64.40 ±1.40	0.02*	0.02*	9.24 ±0.10
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โซนแอน็อกซิก	9706.67 ±230.94	340.00 ±0.00	-	300.53 ±1.62	-	-	-	-	-
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โซนแอโรบิก	9306.67 ±230.94	317.33 ±83.27	-	271.60 ±2.80	-	-	-	-	-
น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด	64.53 ±9.24	34.40 ±6.93	-	18.67 ±0.16	18.39 ±0.71	0.28 ±0.87	0.23*	0.01*	5.45 ±0.25
ประสิทธิภาพ การกำจัด	91.39	90.84	-	79.49	30.88	99.57	-	-	40.98

เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง

เครื่องหมาย * แทน ข้อมูลจาก บ.เข้เทิร์นไทยคอนสตรัคติ้ง จำกัด (2556)

ตารางผนวกที่ ๓4 ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 4

ลักษณะน้ำเสีย	พารามิเตอร์								
	ซีโอดี	เอสซีโอดี	บีโอดี	ทีเคเอ็น	แอมโมเนีย	ออร์แกนิกไนโตรเจน	ไนไตรต์	ไนเตรต	ทีพี
น้ำเสียก่อนบำบัด	786.93 ±110.96	53.27 ±20.97	145.00	62.53 ±5.83	14.23 ±1.76	48.30 ±7.59	0.01*	0.02*	6.97 ±0.23
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โซนแอน็อกซิก	10532.80 ±960.94	239.71 ±0.00	-	-	-	-	-	-	-
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โซนแอโรบิก	9080.00 ±0.00	239.71 ±0.00	-	-	-	-	-	-	-
น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด	104.12 ±8.39	6.78 ±4.19	12.25	16.24 ±0.48	13.72 ±0.28	2.52 ±0.76	0.23*	1.91*	1.92 ±0.09
ประสิทธิภาพ การกำจัด	86.77	87.27	91.55	74.03	3.61	94.78	-	-	72.44

เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง

เครื่องหมาย * แทน ข้อมูลจาก บ.เข้เทิร์นไทยคอนสตรัคติ้ง จำกัด (2556)

ตารางผนวกที่ ค5 ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 5

ลักษณะน้ำเสีย	พารามิเตอร์								
	ซีโอดี	เอสซีโอดี	บีโอดี	ทีเคเอ็น	แอมโมเนีย	ออร์แกนิกไนโตรเจน	ไนไตรต์	ไนเตรต	ทีพี
น้ำเสียก่อนบำบัด	686.08 ±159.87	235.52 ±22.17	900.00	47.13 ±8.55	28.93 ±1.62	18.20 ±10.17	0.01*	0.03*	4.01 ±0.07
น้ำเสียในถังเดิมอากาศ โซนแอน็อกซิก	6502.40 ±1598.72	460.80 ±38.40	-	-	-	-	-	-	-
น้ำเสียในถังเดิมอากาศ โซนแอโรบิก	13158.40 ±1173.14	304.64 ±58.66	-	-	-	-	-	-	-
น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด	23.04 ±7.68	7.17 ±4.43	5.75	10.69 ±0.71	8.40 ±0.56	2.29 ±1.27	0.23*	0.54*	0.42 ±0.02
ประสิทธิภาพ การจัด	96.64	96.96	99.36	77.33	70.97	87.42	-	-	89.44

เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดสอบ

เครื่องหมาย * แทน ข้อมูลจาก บ.เข้าเทิร์นไทยคอนสตรัคติ้ง จำกัด (2556)

ตารางผนวกที่ ๑๖ ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ 6

ลักษณะน้ำเสีย	พารามิเตอร์								
	ซีโอดี	เอสซีโอดี	บีโอดี	ทีเคเอ็น	แอมโมเนีย	ออร์แกนิกไนโตรเจน	ไนไตรต์	ไนเตรต	ทีพี
น้ำเสียก่อนบำบัด	858.45 ±46.47	187.79 ±23.23	250.00	15.17 ±3.23	9.33 ±2.14	5.83 ±5.37	0.01*	0.05*	6.56 ±0.11
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โซนแอน็อกซิก	9791.73 ±464.65	187.79 ±61.47	-	-	-	-	-	-	-
น้ำเสียในถังเติมอากาศ โซนแอโรบิก	15961.87 ±232.33	147.55 ±61.47	-	-	-	-	-	-	-
น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด	46.95 ±4.65	14.76 ±6.15	5.25	8.35 ±0.81	7.19 ±0.16	1.17 ±0.97	0.23*	0.72*	1.68 ±0.04
ประสิทธิภาพ การจัด	94.53	92.14	97.90	44.92	23.00	80.01	-	-	74.37

เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง

เครื่องหมาย * แทน ข้อมูลจาก บ.เซาท์เทิร์นไทยคอนกรีต จำกัด (2556)

ตารางผนวกที่ ๗ ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ ๗

ลักษณะน้ำเสีย	พารามิเตอร์								
	ซีโอดี	เอสซีโอดี	บีโอดี	ทีเคเอ็น	แอมโมเนีย	ออร์แกนิก ไนโตรเจน	ไนไตรต์	ไนเตรต	ทีพี
น้ำเสียก่อนบำบัด	1314.51 ±46.47	295.09 ±46.47	240.00	103.60 ±5.60	17.97 ±1.62	85.63 ±7.22	0.01*	0.06*	9.96 ±0.22
น้ำเสียในถังเดิมอากาศ โซนแอน็อกซิก	9791.73 ±232.33	362.16 ±40.20	-	-	-	-	-	-	-
น้ำเสียในถังเดิมอากาศ โซนแอโรบิก	11133.06 ±614.68	295.09 ±23.23	-	-	-	-	-	-	-
น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด	181.08 ±20.12	109.99 ±9.29	9.50	15.49 ±0.65	13.58 ±0.00	1.91 ±0.65	0.23*	0.22*	1.01 ±0.07
ประสิทธิภาพ การกำจัด	86.22	62.73	96.04	85.05	24.42	97.77	-	-	89.88

เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง

เครื่องหมาย * แทน ข้อมูลจาก บ.เข้เทิร์นไทยคอนสตรัคตัง จำกัด (2556)

ตารางผนวกที่ ๑๘ ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทางเคมีในเดือนที่ ๘

ลักษณะน้ำเสีย	พารามิเตอร์								
	ซีโอดี	เอสซีโอดี	บีโอดี	ทีเคเอ็น	แอมโมเนีย	ออร์แกนิกไนโตรเจน	ไนไตรต์	ไนเตรต	ทีพี
น้ำเสียก่อนบำบัด	688.51 ±39.12	34.32 ±2.27	110.00	47.60 ±0.00	6.25 ±0.40	41.35 ±0.40	0.01*	0.08*	4.82 ±0.07
น้ำเสียในถังเดิมอากาศ โซนแอน็อกซิก	8710.72 ±597.57	300.96 ±0.00	-	-	-	-	-	-	-
น้ำเสียในถังเดิมอากาศ โซนแอโรบิก	7354.56 ±338.79	409.20 ±30.25	-	-	-	-	-	-	-
น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด	41.64 ±2.25	22.18 ±3.96	17.50	10.55 ±0.32	8.76 ±0.16	1.79 ±0.49	0.23*	0.05*	1.79 ±0.49
ประสิทธิภาพการกำจัด	97.73	35.39	84.09	77.84	-40.01	95.67	-	-	69.47

เครื่องหมาย - แทน ไม่ได้ทำการทดลอง

เครื่องหมาย * แทน ข้อมูลจาก บ.เซ้าเทิร์นไทยคอนสตรัคติ้ง จำกัด (2556)

ตารางผนวกที่ ค9 ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้
ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ในน้ำเสียก่อนการบำบัด

ชนิดข้อมูล	เดือน						
	1	2	3	4	5	6	7
ค่าคงที่ปฏิกิริยา	0.04	0.28	0.06	0.22	0.03	0.11	0.08
	0.04	0.21	0.12	-	0.19	0.13	0.08
	-	-	0.20	-	0.20	0.12	0.07
เฉลี่ย	0.04	0.25	0.13	0.22	0.14	0.12	0.08

เครื่องหมาย - ไม่ได้ผลการทดลอง เนื่องจากอัตราเจือจางไม่เหมาะสม

ตารางผนวกที่ ค10 ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้
ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว

ชนิดข้อมูล	เดือน						
	1	2	3	4	5	6	7
ค่าคงที่ปฏิกิริยา	0.02	0.01	0.07	0.03	-	0.07	0.01
	0.09	0.05	0.08	0.01	-	0.16	0.17
	-	-	0.16	0.01	-	-	0.14
เฉลี่ย	0.06	0.03	0.10	0.02	-	0.11	0.10

เครื่องหมาย - ไม่ได้ผลการทดลอง เนื่องจากอัตราเจือจางไม่เหมาะสม

ตารางผนวกที่ ค11 ค่าออกซิเจนละลายน้ำตามความยาวของถังเติมอากาศใบที่ 1

ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)
1	0.06	14	0.07	27	0.07	40	0.11	53	0.08
2	0.06	15	0.07	28	0.07	41	0.1	54	0.08
3	0.06	16	0.07	29	0.07	42	0.1	55	0.08
4	0.06	17	0.07	30	0.07	43	0.1	56	0.08
5	0.06	18	0.07	31	0.09	44	0.1	57	0.08
6	0.06	19	0.07	32	0.37	45	0.09	58	0.08
7	0.06	20	0.07	33	0.29	46	0.09	59	0.08
8	0.06	21	0.07	34	0.49	47	0.09	60	0.07
9	0.06	22	0.07	35	0.16	48	0.09	61	0.07
10	0.06	23	0.07	36	0.44	49	0.08	62	0.25
11	0.06	24	0.07	37	0.13	50	0.09	63	0.18
12	0.07	25	0.07	38	0.13	51	0.09	64	0.15
13	0.07	26	0.07	39	0.11	52	0.09	65	0.14

ตารางผนวกที่ ค11 ค่าออกซิเจนละลายน้ำตามความยาวของถังเติมอากาศใบที่ 1 (ต่อ)

ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)
66	0.14	79	0.58	92	0.7	105	0.14	118	0.07
67	0.15	80	0.3	93	0.7	106	0.18	119	0.06
68	0.15	81	0.94	94	0.64	107	0.1	120	0.06
69	0.11	82	0.69	95	0.65	108	0.1	121	0.06
70	0.11	83	0.54	96	1.15	109	0.1	122	0.06
71	0.12	84	0.42	97	0.3	110	0.09	123	
72	0.13	85	0.54	98	0.23	111	0.06	124	
73	0.12	86	0.58	99	0.24	112	0.06	125	
74	0.12	87	0.51	100	0.4	113	0.06	126	
75	0.12	88	0.64	101	0.17	114	0.07	127	
76	0.12	89	0.78	102	0.18	115	0.06	128	
77	0.12	90	0.7	103	0.32	116	0.06	129	
78	0.22	91	0.7	104	0.15	117	0.06	130	

ตารางผนวกที่ ค12 ค่าออกซิเจนละลายน้ำตามความยาวของถังเติมอากาศใบที่ 2

ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)
1	0.06	14	0.07	27	0.07	40	0.11	53	0.07
2	0.06	15	0.07	28	0.07	41	0.1	54	0.07
3	0.06	16	0.07	29	0.07	42	0.1	55	0.07
4	0.06	17	0.07	30	0.07	43	0.1	56	0.07
5	0.06	18	0.07	31	0.1	44	0.1	57	0.07
6	0.06	19	0.07	32	0.38	45	0.09	58	0.07
7	0.06	20	0.07	33	0.3	46	0.09	59	0.06
8	0.06	21	0.07	34	0.5	47	0.09	60	0.06
9	0.06	22	0.07	35	0.2	48	0.09	61	0.06
10	0.06	23	0.07	36	0.44	49	0.09	62	0.3
11	0.06	24	0.07	37	0.13	50	0.09	63	0.22
12	0.07	25	0.07	38	0.13	51	0.09	64	0.2
13	0.07	26	0.07	39	0.11	52	0.09	65	0.15

ตารางผนวกที่ ค12 ค่าออกซิเจนละลายน้ำตามความยาวของถังเติมอากาศใบที่ 2 (ต่อ)

ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)	ความยาวที่ (ม.)	ค่าออกซิเจน ละลายน้ำ (มก./ล.)
66	0.15	79	0.5	92	0.7	105	0.14	118	0.06
67	0.15	80	0.6	93	0.7	106	0.18	119	0.06
68	0.15	81	0.95	94	0.65	107	0.1	120	0.06
69	0.11	82	0.7	95	0.65	108	0.1	121	0.06
70	0.11	83	0.6	96	0.65	109	0.1	122	0.06
71	0.12	84	0.48	97	0.3	110	0.09	123	
72	0.12	85	0.56	98	0.25	111	0.06	124	
73	0.12	86	0.58	99	0.24	112	0.07	125	
74	0.12	87	0.51	100	0.38	113	0.07	126	
75	0.12	88	0.64	101	0.18	114	0.07	127	
76	0.12	89	0.78	102	0.18	115	0.06	128	
77	0.12	90	0.7	103	0.2	116	0.06	129	
78	0.32	91	0.7	104	0.15	117	0.06	130	

ตารางผนวกที่ ค13 อัตราการกำจัดไนโตรเจนของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงที่อุณหภูมิต่างๆ

อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	อัตราการกำจัดไนโตรเจน (มก.ไนโตรเจน/วัน-มก.เอ็มแอลวีเอสเอส)	เฉลี่ย	ความคลาดเคลื่อน
30	0.66	0.41	0.09
	0.27		
	0.28		
	0.43		
20	0.17	0.23	0.03
	0.24		
	0.20		
	0.30		
10	0.16	0.15	0.01
	0.15		
	0.14		

ตารางผนวกที่ ค14 ปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยจากโซนแอโรบิกและโซนแอน็อกซิกภายในถังเติมอากาศ

โซน	ชนิดก๊าซเรือนกระจก	ปริมาณก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อย (กก./ตันน้ำเสีย)
แอน็อกซิก	มีเทน	87.70-90.99
	คาร์บอนไดออกไซด์	30.63-151.31
	ไนตรัสออกไซด์	$(6.27-9.79) \times 10^{-3}$
แอโรบิก	มีเทน	5.22-5.34
	คาร์บอนไดออกไซด์	44.92-108.34
	ไนตรัสออกไซด์	0.93×10^{-3}



ภาพผนวกที่ ค1 ตะแกรงคัดขยะ



ภาพผนวกที่ ค2 สถานีสูบน้ำเสีย



ภาพผนวกที่ ค3 ถังแยกกรวดทรายแบบเติมอากาศ



ภาพผนวกที่ ค4 ถังเติมอากาศแบบคลองวนเวียน



ภาพผนวกที่ ค5 ถึงตกตะกอนขั้นสุดท้าย



ภาพผนวกที่ ค6 ถึงมาเชื้อโรคด้วยคลอรีน



ภาพผนวกที่ ค7 บ่อพักน้ำทิ้ง



ภาพผนวกที่ ค8 เครื่องรีดตะกอนชนิดสายพา

ประวัติการศึกษาและการทำงาน

ชื่อ	นางสาววิวรรณ รอดโพธิ์
เกิดวันที่	17 สิงหาคม 2532
สถานที่เกิด	อำเภอเมือง จังหวัดชัยนาท
ประวัติการศึกษา	วศ.บ. (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ วิทยาเขตบางเขน
ตำแหน่งปัจจุบัน	-
สถานที่ทำงานปัจจุบัน	-
การนำเสนอผลงาน	งานประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 13 13 th National Environmental Conference วันที่ 26-28 มีนาคม 2557 ณ โรงแรมเดอะ ทวิน ทาวเวอร์ รongเมือง กรุงเทพฯ
ทุนการศึกษาที่ได้รับ	-ได้รับการสนับสนุนค่าใช้จ่ายจากภาควิชา ในการเป็นผู้ช่วยสอน -ได้รับทุนจากมหาวิทยาลัยเกียวโต เรียนหลักสูตร Consortium for International Human Resource Development for Disaster-Resilient Countries.