

การประเมินประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณไนโตรเจนสูงด้วยระบบเอสบีอาร์

Assessment of nitrogen-rich wastewater treatment using SBR

ณรงค์ จันทราช^{1,2}, Hang Thai Le^{1,2}, คณางค์ รัตนานิคม^{3*}, อุปลักษณ์ นาครักษ์^{2,4}, วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา^{1,2*}

¹ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร

²สถานวิจัยเพื่อความเป็นเลิศด้านนวัตกรรมและเทคโนโลยีเพื่อการบำบัดน้ำ มหาวิทยาลัยนเรศวร

³ภาควิชาวิทยาศาสตร์และคณิตศาสตร์ คณะเทคโนโลยีอุตสาหกรรมเกษตร

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี วิทยาเขตกาฬสินธุ์

⁴ภาควิชาอุตสาหกรรม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร

* Corresponding authors e-mail: ³khakhanang_r@yahoo.com, ^{1,2}wilawank1@gmail.com

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีปริมาณไนโตรเจนสูงด้วยระบบเอสบีอาร์ (Sequencing batch reactor; SBR) โดยการทำงานของระบบประกอบด้วย การเติมอากาศ 3 ชั่วโมง การหยุดเติมอากาศ 4 ชั่วโมง และการตกตะกอน 1 ชั่วโมง จำนวน 3 รอบ (รวมระยะเวลาการบำบัดทั้งหมด 24 ชั่วโมง) จากการบำบัดน้ำเสียไนโตรเจนที่ภาระไนโตรเจนต่าง ๆ พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดสูงขึ้นตามภาระไนโตรเจนที่เพิ่มขึ้น กล่าวคือ ประสิทธิภาพการบำบัดเป็น 36%, 50%, 64% และ 82% ที่ภาระไนโตรเจน 0.025, 0.050, 0.075 และ 0.100 กก.ไนโตรเจนต่อ ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ ค่า MLSS, MLVSS และภาระสลัดจ์ มีค่าประมาณ 1.6 กรัมต่อลิตร, 0.7 กรัมต่อลิตร และ 0.102 กก.ไนโตรเจนต่อ กก. จุลินทรีย์-วัน ตามลำดับ สำหรับกลไกสำคัญในการกำจัดไนโตรเจนของระบบ คือ กระบวนการไนตริฟิเคชัน ซึ่งเกิดขึ้นได้ดีในช่วงการเติมอากาศ และกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ที่เกิดขึ้นได้ดีในช่วงการหยุดเติมอากาศ

คำสำคัญ: ระบบบำบัดแบบเอสบีอาร์, กระบวนการไนตริฟิเคชัน, กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

Abstract

The treatment of synthetic nitrogen-rich wastewater using SBR (Sequencing batch reactor) was studied in this research. The SBR was operated under a cycle of 3 hours for aerating, 4 hours for non-aerating and 1 hour for settling, and operated for 3 cycles (total retention time 24 hours). The results showed that the nitrogen removal efficiency was increased by nitrogen loading; 36% at nitrogen loading 0.025 kg N/m³-day, 50% at nitrogen loading 0.050 kg N/m³-day, 64% at nitrogen loading 0.075 kg N/m³-day and 82% at nitrogen loading 0.100 kg N/m³-day. The MLSS, MLVSS and sludge loading were 1.6 g/L, 0.7 g/L and 0.102 kg N/kg MLVSS-d respectively. The main mechanisms of nitrogen removal in SBR were nitrification which mainly occurred in aeration and denitrification which occurred in non-aeration.

Key words: SBR system, Nitrification, Denitrification

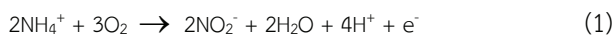
1. ที่มาและความสำคัญ

น้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของไนโตรเจนสูง พบมากในน้ำเสียจากชุมชน และน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารและผลิตภัณฑ์จากนม โดยทั่วไปไนโตรเจนปนเปื้อนในน้ำเสียสามารถพบได้ 4 รูปแบบ ได้แก่ แอมโมเนียม-ไนโตรเจน (NH₄-N), ไนไตรท์-ไนโตรเจน (NO₂-N), ไนเตรท-ไนโตรเจน (NO₃-N) และอินทรีย์ไนโตรเจน ซึ่งปริมาณการปนเปื้อนของไนโตรเจนจะขึ้นอยู่กับแหล่งที่มาของน้ำเสียเป็นสำคัญ ตัวอย่างเช่น น้ำเสียชุมชน จะ

พบ NH₄-N ปนเปื้อนประมาณ 20-72 มิลลิกรัมต่อลิตร [1] น้ำเสียจากอุตสาหกรรมนม พบไนโตรเจนปนเปื้อนทั้งหมดประมาณ 70 มิลลิกรัมต่อลิตร [2] นอกจากนี้ น้ำออกจากกระบวนการบำบัดบางประเภท เช่น ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic digestion) และบ่อฝังกลบ (landfill lechate) พบ NH₄-N สูงถึง 300 มิลลิกรัมต่อลิตร [3-4] เมื่อน้ำเสียไนโตรเจนเหล่านี้ปล่อยสู่แหล่งน้ำธรรมชาติโดยปราศจากการบำบัดที่เหมาะสมจะส่งผลกระทบต่อคุณภาพของแหล่งน้ำ เนื่องจากไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารสำคัญที่พืชใช้ในการเจริญเติบโต ส่งผลให้พืชน้ำเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วผิดปกติ หรือที่เรียกว่า

ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) และปรากฏการณ์นี้เป็นผลให้ปริมาณออกซิเจนในแหล่งน้ำลดลง สัตว์น้ำไม่สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ และการใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำลดลง รวมถึงเกิดมลพิษทางน้ำ ซึ่งจะส่งผลโดยตรงต่อสภาพเศรษฐกิจและสังคมของชุมชนในพื้นที่

ปัจจุบันเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียไนโตรเจนสามารถทำได้หลายวิธี เช่น การกรองด้วยเยื่อเลือกผ่าน (Membrane filtration) การดูดซับด้วยซีโอไลต์ (Zeolite adsorption) และการบำบัดด้วยเทคโนโลยีชีวภาพ [5-7] โดยวิธีที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในระดับชุมชนและอุตสาหกรรม ก็คือ การใช้เทคโนโลยีชีวภาพ เนื่องจากเสียค่าใช้จ่ายในการติดตั้งและดำเนินการระบบน้อย และสามารถบำบัดน้ำเสียได้ในปริมาณมาก หลักการสำคัญของการบำบัดน้ำเสียไนโตรเจนด้วยเทคโนโลยีชีวภาพ ก็คือ $\text{NH}_4\text{-N}$ ที่ปนเปื้อนในน้ำเสียจะถูกออกซิไดซ์เป็น $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ (ดังสมการ 1 และ 2) ด้วยจุลินทรีย์จำพวกไนตริไฟอิง เช่น ไนโตรโซโมแนส (*Nitrosomonas* sp.) และไนโตรแบคเตอร์ (*Nitrobacter* sp.) ตามลำดับ [8] ซึ่งเรียกว่า กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) กระบวนการนี้จะเกิดได้อย่างสมบูรณ์ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนสูง จากนั้น $\text{NO}_3\text{-N}$ จะถูกสลายให้เป็น N_2 เป็นผลิตภัณฑ์สุดท้าย (ดังสมการ 3) ด้วยจุลินทรีย์จำพวกดีไนตริไฟอิง หรือเฮเทอโรโทรป [9] เรียกว่า กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ซึ่งต้องอาศัยอินทรีย์คาร์บอน เช่น เมทานอล และอะซิเตท เป็นตัวให้อิเล็กตรอน ที่สำคัญ กระบวนการนี้จะเกิดได้ดีภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน



สำหรับหนึ่งในระบบบำบัดที่นิยมใช้ในการบำบัดน้ำเสียไนโตรเจนแบบชีวภาพ ก็คือ ระบบเอสปีอาร์ (Sequencing batch reactor; SBR) เนื่องจากการทำงานของระบบนี้จะมีขั้นตอนของการเติมอากาศ และไม่เติมอากาศ ซึ่งเหมาะสมต่อการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ระบบนี้จะเป็นการบำบัดแบบเติมน้ำเสียเข้า-ถ่ายน้ำ โดยประกอบด้วย 5 ขั้นตอน ได้แก่ การเติมน้ำเสีย (Fill) การบำบัด (React) การตกตะกอน (Settle) การถ่ายน้ำทิ้ง (Draw) และการพักระบบ (Idle) อย่างไรก็ตาม ระยะเวลาในขั้นตอนการบำบัด รวมถึงระยะเวลาที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียยังไม่มีมาตรฐานที่แน่ชัด ดังนั้น งานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นที่จะศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียไนโตรเจน โดยใช้ระบบเอสปีอาร์ที่ออกแบบและดำเนินการภายใต้ระยะเวลาหนึ่ง รวมถึงศึกษากลไกการบำบัดไนโตรเจนเกิดขึ้นภายในระบบเอสปีอาร์อีกด้วย

2. วิธีทำการทดลอง

2.1. การเตรียมน้ำเสียไนโตรเจน

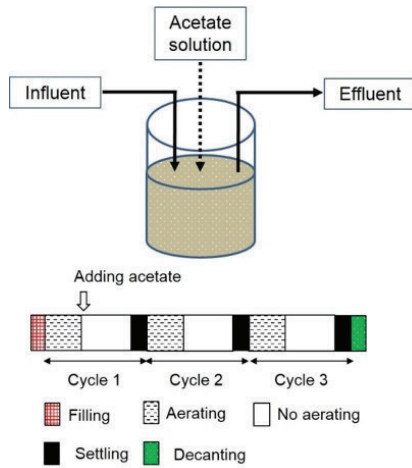
ในงานวิจัยนี้จะใช้น้ำเสียไนโตรเจนสังเคราะห์เป็นหลัก ซึ่งเตรียมได้จากการผสมสารเคมี ดังต่อไปนี้ NH_4Cl 0.04-0.15 กรัมต่อลิตร, NaHCO_3 0.48 กรัมต่อลิตร, KH_2PO_4 0.02 กรัมต่อลิตร, MgSO_4 0.06 กรัมต่อลิตร, CaCl_2 0.36 กรัมต่อลิตร, FeSO_4 0.003 กรัมต่อลิตร และธาตุอาหาร 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร [10] โดยธาตุอาหารประกอบด้วยสารเคมีต่างๆ ดังนี้ $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 1.5 กรัมต่อลิตร, H_3BO_3 0.15 กรัมต่อลิตร, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.03 กรัมต่อลิตร, KI 1.18 กรัมต่อลิตร, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.12 กรัมต่อลิตร, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.12 กรัมต่อลิตร และ CoCl_2 0.15 กรัมต่อลิตร [10] น้ำเสียที่สังเคราะห์ได้จะมีความเข้มข้นของ $\text{NH}_4\text{-N}$ 10-40 มิลลิกรัมต่อลิตร, $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ 0.5-1 มิลลิกรัม

2.2. การเตรียมสารละลายอะซิเตท

สารละลายอะซิเตทจะใช้เป็นแหล่งอินทรีย์คาร์บอน สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งความเข้มข้นของ CH_3COONa อยู่ที่ 0.07-0.27 กรัมต่อลิตร โดยสัดส่วนของคาร์บอนและไนโตรเจนในระบบ (C/N) เท่ากับ 2 [11]

2.3. การติดตั้งและดำเนินการระบบเอสปีอาร์

การศึกษาประสิทธิภาพของระบบเอสปีอาร์ในงานวิจัยนี้เป็นการศึกษาเชิงทดลองในห้องปฏิบัติการ โดยใช้แบบจำลองของระบบเอสปีอาร์ปริมาตร 12 ลิตร ประกอบด้วยปั๊มอากาศ (อัตรา 0.5 ลิตรต่อนาที) เครื่องผสมกวน (อัตรา 200 รอบต่อนาที) และระบบปั๊มน้ำเข้า-ออก การทำงานของระบบเอสปีอาร์นี้ ประกอบด้วยการเติมน้ำเสีย 5 นาที การบำบัด 7 ชั่วโมง (เติมอากาศ 3 ชั่วโมง การหยุดเติมอากาศ 4 ชั่วโมง) การตกตะกอน 1 ชั่วโมง และการถ่ายน้ำทิ้ง 5 นาที โดยขั้นตอนการบำบัดและการตกตะกอนจะดำเนินการซ้ำ 3 รอบ ดังแสดงรูปที่ 1 ซึ่งเงื่อนไขการดำเนินการระบบดังกล่าวมาจากการปรับปรุงงานวิจัยก่อนหน้านี้ [13] นอกจากนี้การเติมสารละลายอะซิเตท ปริมาตร 50 มิลลิกรัม จะทำในช่วงแรกของการหยุดเติมอากาศ



รูปที่ 1 ระบบเอสบีอาร์และการดำเนินระบบ

ตารางที่ 1 การวิธีการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ [12]

พารามิเตอร์	หน่วย	ความถี่	วิธีวิเคราะห์
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	-	ทุกวัน	pH meter
ออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved oxygen; DO)	มิลลิกรัม ต่อลิตร	ทุกวัน	DO meter
NH ₄ -N	มิลลิกรัม ต่อลิตร	ทุกวัน	Phenate method
NO ₂ -N	มิลลิกรัม ต่อลิตร	ทุกวัน	Colorimetric method
NO ₃ -N	มิลลิกรัม ต่อลิตร	ทุกวัน	Ultraviolet spectrophotometric screening method
อินทรีย์คาร์บอน	มิลลิกรัม ต่อลิตร	ทุกวัน	COD (Chemical oxygen demand) analyser
มวลตะกอนจุลินทรีย์ (Mixed liquor suspended solids; MLSS)	กรัมต่อ ลิตร	2 ครั้ง/ สัปดาห์	Total, fixed and volatile solids in solid and semisolid samples
มวลตะกอนจุลินทรีย์ ระเหยง่าย (Mixed liquor volatile suspended solids; MLVSS)	กรัมต่อ ลิตร	2 ครั้ง/ สัปดาห์	Total, fixed and volatile solids in solid and semisolid samples
ดัชนีปริมาตรของ ตะกอน (Sludge volume index; SVI)	มิลลิลิตร ต่อกรัม	2 ครั้ง/ สัปดาห์	Settleability

สลัดจ์ที่ใช้ในระบบเอสบีอาร์ นำมาจากระบบบำบัดตะกอน เร่งแบบเติมอากาศ (Aerated activated sludge system) ของโรงพยาบาลวังทอง จังหวัดพิษณุโลก เมื่อเติมสลัดจ์เข้มข้น ปริมาตร 200 มิลลิลิตร ลงในระบบ จากนั้นเติมน้ำเสีย ไนโตรเจนจนถึงปริมาตร 12 ลิตร ในแต่ละวัน น้ำปริมาตร 10 ลิตร จะถูกปั๊มออกจากระบบ และแทนที่ด้วยน้ำเสียไนโตรเจน อีกครั้ง ระหว่างดำเนินการระบบ ความเข้มข้นของ NH₄-N ในน้ำ เสียไนโตรเจนจะเพิ่มจาก 10 เป็น 20, 30 และ 40 มิลลิกรัมต่อ ลิตร ตามลำดับ ซึ่งคิดเป็นภาระไนโตรเจน (Nitrogen loading) 0.025, 0.050, 0.075 และ 0.100 กก.ไนโตรเจนต่อ ลบ.ม.-วัน

2.4. การคำนวณและวิเคราะห์

ประสิทธิภาพของระบบเอสบีอาร์ คำนวณได้จากเปอร์เซ็นต์ การลดลงของไนโตรเจน (NH₄-N, NO₂-N และ NO₃-N) ในน้ำ ก่อนและหลังบำบัด แสดงดังสมการ 4 สำหรับวิธีการวิเคราะห์ คุณภาพน้ำก่อนและหลังบำบัดในระหว่างการทดลอง สรุปใน ตารางที่ 1

$$\text{ประสิทธิภาพ} = 1 - \frac{(\text{NH}_4\text{-N})_{\text{หลัง}} + (\text{NO}_2\text{-N})_{\text{หลัง}} + (\text{NO}_3\text{-N})_{\text{หลัง}}}{(\text{NH}_4\text{-N})_{\text{ก่อน}}} \times 100 \quad (4)$$

3. ผลการทดลอง

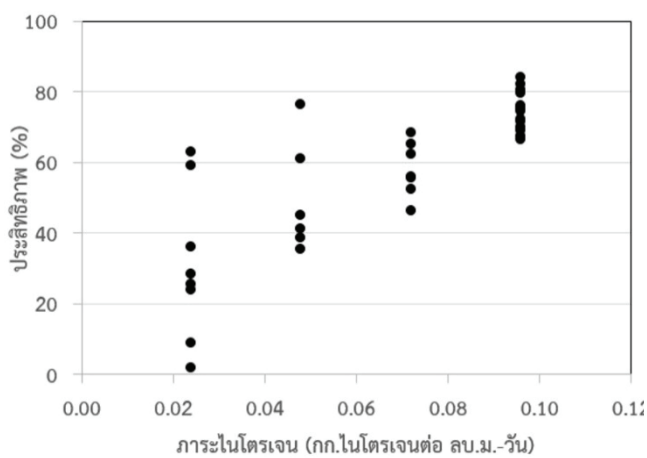
3.1. ประสิทธิภาพของระบบเอสบีอาร์

การทำงานของระบบเอสบีอาร์ที่ออกแบบในงานวิจัยนี้ ใน 1 รอบ ประกอบด้วยการเติมอากาศ 3 ชั่วโมง การหยุดเติม อากาศ 4 ชั่วโมง และการตกตะกอน 1 ชั่วโมง โดยระบบจะ ทำงานทั้งหมด 3 รอบ ต่อการบำบัดน้ำเสียไนโตรเจนแต่ละครั้ง โดยจะศึกษาประสิทธิภาพของระบบที่ภาระไนโตรเจนต่างๆ ตั้งแต่ 0.025-0.100 กก.ไนโตรเจนต่อ ลบ.ม.-วัน (ดังรูปที่ 2) จากการศึกษาพบว่าที่ภาระไนโตรเจน 0.025 กก.ไนโตรเจนต่อ ลบ.ม.-วัน ประสิทธิภาพการบำบัดอยู่ระหว่าง 2-62% คิดเป็น ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ย 36% ซึ่งแสดงถึงกลไกการกำจัด ไนโตรเจนด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันยังไม่ ดีนัก ทั้งนี้เนื่องจากสลัดจ์ที่ใช้ในการติดตั้งระบบ มีจุลินทรีย์กลุ่ม ไนตริไฟอิงและดีไนตริไฟอิงเป็นสัดส่วนน้อย เมื่อเทียบกับ จุลินทรีย์กลุ่มอื่นๆ อย่างไรก็ตาม เมื่อภาระไนโตรเจนเพิ่มขึ้น เป็น 0.050, 0.075 และ 0.100 กก.ไนโตรเจนต่อ ลบ.ม.-วัน ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยก็สูงขึ้นเป็น 50%, 64% และ 82% ตามลำดับ จากผลการทดลองนี้แสดงให้เห็นว่า กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดีที่ภาระ ไนโตรเจนสูงขึ้น และกลุ่มจุลินทรีย์ไนตริไฟอิงและดีไนตริไฟอิง ถือเป็นจุลินทรีย์หลักในระบบที่ภาระไนโตรเจนสูงสุด สังเกตได้ จากประสิทธิภาพของระบบมีความแน่นอนมากขึ้น

ตารางที่ 2 สรุปประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียไนโตรเจน

ภาระไนโตรเจน (กก.ไนโตรเจนต่อ ลบ.ม.-วัน)	ประสิทธิภาพเฉลี่ย (%)	ภาระสลัดจ์ (กก.ไนโตรเจนต่อ กก.จุลินทรีย์-วัน)	MLSS (กรัมต่อลิตร)	MLVSS (กรัมต่อลิตร)	SVI (มล.ต่อกรัม)
0.025	36	0.096	1.6	0.59	44.44
0.050	50	0.098	1.6	0.72	57.32
0.075	64	0.100	1.6	0.62	54.95
0.100	82	0.102	1.6	0.70	58.51

จากตารางที่ 2 จะเห็นได้ว่าในระหว่างดำเนินการทดลองค่า MLSS จะมีค่าประมาณ 1.6 กรัมต่อลิตร ขณะที่ค่า MLVSS เพิ่มขึ้นจาก 0.59 กรัมต่อลิตร ที่ภาระไนโตรเจน 0.025 กก.ไนโตรเจนต่อ ลบ.ม.-วัน เป็น 0.70-0.72 ที่ภาระไนโตรเจนสูงขึ้น และเมื่อเปรียบเทียบภาระสลัดจ์ที่สภาวะต่างๆ พบว่าภาระสลัดจ์เพิ่มขึ้นจาก 0.096 กก.ไนโตรเจนต่อ กก.จุลินทรีย์-วัน เป็น 0.098, 0.100 และ 0.102 กก.ไนโตรเจนต่อ กก.จุลินทรีย์-วัน ที่ภาระไนโตรเจน 0.025, 0.050, 0.075 และ 0.100 กก.ไนโตรเจนต่อ ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ นอกจากนี้ค่า SVI อยู่ระหว่าง 44-58 มิลลิลิตรต่อกรัม แสดงให้เห็นถึงสลัดจ์มีคุณภาพและสามารถตกตัวได้ดี



รูปที่ 2 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียไนโตรเจนที่ภาระไนโตรเจนต่างๆ

3.2. กลไกการกำจัดไนโตรเจน

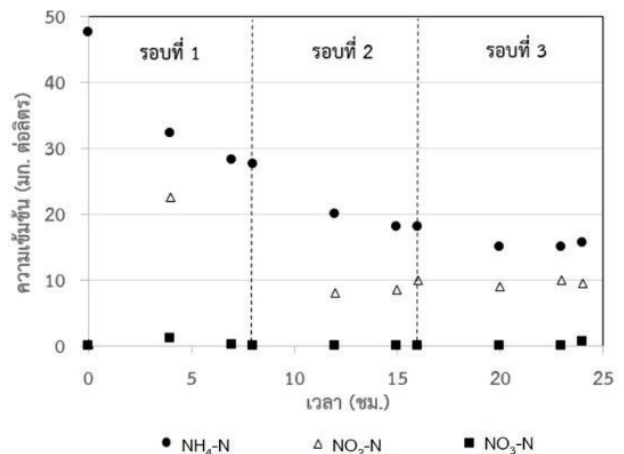
ในการศึกษาการกำจัดไนโตรเจนที่เกิดขึ้นภายในระบบเอสปีอาร์ ตัวอย่างน้ำถูกเก็บเป็นระยะๆ ในระหว่าง 3 รอบของการบำบัด และวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงของไนโตรเจน จากรูปที่ 3 จะเห็นได้ว่า ในรอบแรกของการบำบัด ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ ลดลงอย่างรวดเร็วจาก 48 มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือ 32 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อสิ้นสุดการเติมอากาศ (ชั่วโมงที่ 4) ขณะที่ปริมาณ $\text{NO}_2\text{-N}$ เพิ่มขึ้นเป็น 22 มิลลิกรัมต่อลิตร และ $\text{NO}_3\text{-N}$ อยู่ที่ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ปรากฏการณ์นี้แสดงถึงการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันบางส่วน (Partial nitrification) ในระบบ กล่าวคือ $\text{NH}_4\text{-N}$ ในน้ำเสียถูกออกซิไดซ์เป็น $\text{NO}_2\text{-N}$ และไม่ถูกออกซิไดซ์

ต่อจนได้ $\text{NO}_3\text{-N}$ ซึ่งกระบวนการนี้สามารถเกิดขึ้นได้ในสภาวะที่มีออกซิเจนจำกัด เช่น DO 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร [14] อย่างไรก็ตาม ค่า DO ของระบบมีค่าสูงถึง 5.5 มิลลิกรัมต่อลิตร (รูปที่ 4) ดังนั้น กระบวนการไนตริฟิเคชันบางส่วนที่เกิดขึ้นนี้มีสาเหตุมาจากสลัดจ์ที่มีกลุ่มจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่สลาย $\text{NO}_2\text{-N}$ ให้เป็น $\text{NO}_3\text{-N}$ อยู่ไม่มากนัก

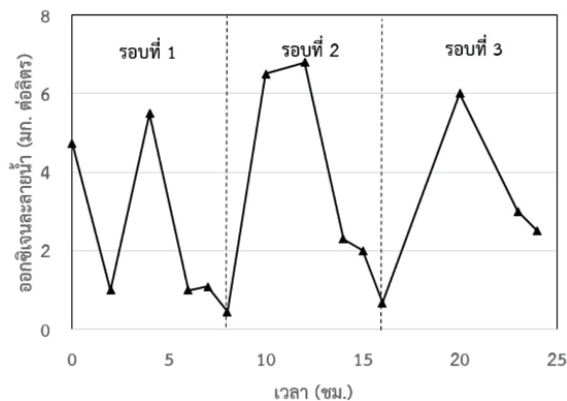
เมื่อสิ้นสุดการหยุดเติมอากาศในรอบแรก (ชั่วโมงที่ 7) จะเห็นได้ว่า ไม่พบ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ เหลืออยู่ในระบบ แสดงถึงการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ นอกจากนี้ การลดลงเล็กน้อยของ $\text{NH}_4\text{-N}$ เกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้น โดยอาศัยออกซิเจนที่เหลืออยู่ภายหลังหยุดเติมอากาศ

เมื่อเติมอากาศอีกครั้งในรอบที่ 2 (ชั่วโมงที่ 8-11) ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ ยังคงลดลงอย่างต่อเนื่อง ในขณะที่ปริมาณ $\text{NO}_2\text{-N}$ คงที่ในช่วงการหยุดเติมอากาศ (ชั่วโมงที่ 11-15) แสดงให้เห็นว่า กระบวนการไนตริฟิเคชันยังคงเกิดขึ้นอยู่ แต่กระบวนการดีไนตริฟิเคชันหยุดลง จากการตรวจวัดปริมาณอินทรีย์คาร์บอนในน้ำ พบว่าสาเหตุสำคัญของการหยุดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในรอบที่ 2 ก็คือ อินทรีย์คาร์บอนมีไม่เพียงพอ เช่นเดียวกับการบำบัดในรอบที่ 3

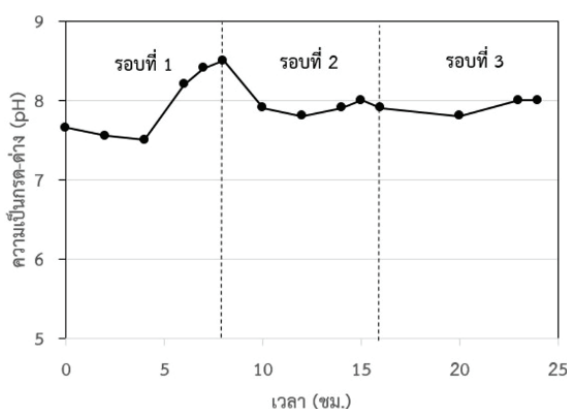
จากรูปที่ 5 การลดลงของค่าความเป็นกรด-ด่างในช่วงการเติมอากาศ และการเพิ่มขึ้นของค่าความเป็นกรด-ด่างในช่วงการหยุดเติมอากาศ สนับสนุนการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ดังสมการที่ 1-3



รูปที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของไนโตรเจนระหว่างดำเนินการระบบ



รูปที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายในน้ำ (DO) ระหว่างดำเนินระบบ



รูปที่ 5 การเปลี่ยนแปลงของค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ระหว่างดำเนินระบบ

4. สรุปผลการทดลอง

ระบบเอสปีอาร์ที่ออกแบบในงานวิจัยนี้ อันประกอบด้วยการทำงานทั้งหมด 3 รอบ โดยในแต่ละรอบประกอบด้วย การเติมอากาศ 3 ชั่วโมง การหยุดเติมอากาศ 4 ชั่วโมงและการตกตะกอน 1 ชั่วโมง สามารถบำบัดน้ำเสียไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุด 82% ที่ภาระไนโตรเจน 0.100 กก.ไนโตรเจนต่อ ลบ.ม.-วัน สำหรับกลไกการกำจัดไนโตรเจนที่สำคัญ คือ กระบวนการไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นได้ดีในช่วงการเติมอากาศ และกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นได้ดีในช่วงการหยุดเติมอากาศ อย่างไรก็ตาม สารอินทรีย์คาร์บอนในระบบที่มีไม่เพียงพอเป็นสาเหตุให้การกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นได้ไม่สมบูรณ์ นอกจากนี้ควรศึกษาประสิทธิภาพของระบบเพิ่มเติม เมื่อใช้น้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจนจริงต่อไป

5. กิตติกรรมประกาศ

ทางคณะผู้วิจัยขอขอบพระคุณ Kurita Water and Environment Foundation ที่ให้ทุนสนับสนุนงานวิจัยนี้

6. เอกสารอ้างอิง

- [1] Wu, S., Austin, D., Liu, L., & Dong, R. (2011). Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. *Ecological Engineering*, 37(6), 948-954.
- [2] Amini, M., Younesi, H., Lorestani, A. A. Z., & Najafpour, G. (2013). Determination of optimum conditions for dairy wastewater treatment in UAASB reactor for removal of nutrients. *Bioresource technology*, 145, 71-79.
- [3] Miao, L., Wang, S., Cao, T., & Peng, Y. (2015). Optimization of three-stage Anammox system removing nitrogen from landfill leachate. *Bioresource technology*, 185, 450-455.
- [4] Wang, M., & Park, C. (2015). Investigation of anaerobic digestion of *Chlorella* sp. and *Micractinium* sp. grown in high-nitrogen wastewater and their co-digestion with waste activated sludge. *Biomass and Bioenergy*, 80, 30-37.
- [5] Lateef, S. K., Soh, B. Z., & Kimura, K. (2013). Direct membrane filtration of municipal wastewater with chemically enhanced backwash for recovery of organic matter. *Bioresource technology*, 150, 149-155.
- [6] Markou, G., Vandamme, D., & Muylaert, K. (2014). Using natural zeolite for ammonia sorption from wastewater and as nitrogen releaser for the cultivation of *Arthrospira platensis*. *Bioresource technology*, 155, 373-378.
- [7] Walters, E., Hille, A., He, M., Ochmann, C., & Horn, H. (2009). Simultaneous nitrification/denitrification in a biofilm airlift suspension (BAS) reactor with biodegradable carrier material. *Water Research*, 43(18), 4461-4468.
- [8] Mobarry, B. K., Wagner, M., Urbain, V., Rittmann, B. E., & Stahl, D. A. (1996). Phylogenetic probes for analyzing abundance and spatial organization of nitrifying bacteria. *Applied and environmental microbiology*, 62(6), 2156-2162.
- [9] Robertson, L. A., Van Niel, E. W., Torremans, R. A., & Kuenen, J. G. (1988). Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera pantotropha*. *Applied and environmental microbiology*, 54(11), 2812-2818.
- [10] Guo, J., Zhang, L., Chen, W., Ma, F., Liu, H., & Tian, Y. (2013). The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. *Bioresource technology*, 133, 59-67.
- [11] Khanitchaidecha, W., Nakaruk, A., Koshy, P., & Futaba, K. (2015). Comparison of Simultaneous Nitrification and Denitrification for Three Different Reactors. *BioMed Research International*, 2015, 1-7 7p. doi:10.1155/2015/901508

- [12] *Standard methods : for the examination of water and wastewater*. (1998). (20nd ed. ed.). Washington, DC :: American Public Health Association.
- [13] LE, S.T.T., W. Khanitchaidecha, A. Nakaruk. (2015). Effect of aeration rates on simultaneous nitrification and denitrification in intermittent aerated bioreactor. *Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental*, 17 (757-761).
- [14] Ruiz, G., Jeison, D., & Chamy, R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*, 37(6), 1371-1377.