

การลดผลกระทบของซัลไฟด์และเพิ่มศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพจาก น้ำเสียที่มีซัลเฟตสูงด้วยกระบวนการซัลไฟด์ออกซิเดชันและดีไนตริฟิเคชัน

Reducing Effect of Sulfide and Increasing Potential of Biogas Production from High Sulfate Wastewater by Sulfide Oxidation and Denitrification Process

วิภาณดา ทองเนื้อแข็ง* และ นีรมล จันทรชาติ

Wikanda Thongnueakhaeng* and Niramol Juntarachat

คณะวิทยาศาสตร์และนวัตกรรมดิจิทัล มหาวิทยาลัยทักษิณ วิทยาเขตพัทลุง จ.พัทลุง ประเทศไทย

Faculty of Science and Digital Innovation, Thaksin University, Phatthalung, Thailand

วันที่ส่งบทความ : 6 มิถุนายน 2567 วันที่แก้ไขบทความ : 28 พฤษภาคม 2568 วันที่ตอบรับบทความ : 30 พฤษภาคม 2568

Received: 6 June 2024, Revised: 28 May 2025, Accepted: 30 May 2025

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการลดผลกระทบของซัลไฟด์ต่อจุลินทรีย์ผลิตมีเทนในระบบผลิตก๊าซชีวภาพ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียที่มีซัลเฟตสูง โดยควบคุมสภาวะที่เหมาะสมภายในระบบเพื่อให้เกิดการกำจัดทั้งสารอินทรีย์ ซัลเฟต และซัลไฟด์ ภายในสภาวะไร้อากาศ โดยทำการทดลองทั้งในระดับห้องปฏิบัติการและในสถานประกอบการผลิตยางแผ่น ซึ่งในระดับห้องปฏิบัติการมีการเติมไนเตรทในน้ำเสียก่อนเข้าระบบ โดยควบคุมอัตราส่วน Sulfate/Nitrate (S/N) ที่ 2.0 ศึกษาที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 10, 20 และ 30 วัน สำหรับการทดลองในสถานประกอบการ มีการใช้ไนเตรทจากระบบไนตริฟิเคชันของน้ำเสียจากสถานประกอบการเอง โดยไม่มีการเติมสารเคมีไนเตรท ผลการศึกษาพบว่า การเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 10, 20 และ 30 วัน มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 61.18 ± 1.52 , 82.99 ± 2.24 และ 84.68 ± 2.32 ตามลำดับ โดยที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 30 วัน เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด คือ 0.35 ± 0.04 L-CH₄/gCOD_{removed} มีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนร้อยละ 71.2 ± 0.4 และจากการทดลองในสถานประกอบการพบว่า ระบบทำงานได้ใกล้เคียงกับการทดลองในห้องปฏิบัติการ โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี เฉลี่ยร้อยละ 80.56 ± 1.05 และอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเฉลี่ย 0.30 ± 0.09 L-CH₄/gCOD_{removed} ระบบในการศึกษาครั้งนี้สามารถลดผลกระทบของซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบต่อจุลินทรีย์สร้างมีเทน ทำให้กิจกรรมของจุลินทรีย์สร้างมีเทนมีค่าเพิ่มขึ้นจากระบบเดิมของสถานประกอบการ ที่มีค่าเฉลี่ย 0.035 ± 0.001 gCH₄/gVSS/d เพิ่มขึ้นเป็น 0.060 ± 0.001 gCH₄/gVSS/d

คำสำคัญ : ก๊าซชีวภาพ จุลินทรีย์ผลิตมีเทน การกำจัดซัลไฟด์ น้ำเสียซัลเฟตสูง น้ำเสียผลิตยางแผ่น

*ที่อยู่ติดต่อ E-mail address: vikanda@tsu.ac.th

<https://doi.org/10.55003/scikmitl.2025.263609>

Abstract

This research focuses on mitigating the impact of sulfide on methane-producing bacteria in biogas production system to enhance the efficiency of biogas production from high-sulfate wastewater by controlling the appropriate conditions within the system to facilitate the removal of organic substances, sulfate, and sulfide under anaerobic conditions. Experimental runs were conducted both in laboratory and rubber sheet establishment. At the laboratory scale, nitrate is added to the wastewater before it enters the system, with the Sulfate/Nitrate (S/N) ratio controlled at 2.0. The study examined Hydraulic Retention Times (HRT) of 10, 20, and 30 days. In the establishment, nitrate was sourced from nitrification system of wastewater from establishment without chemical addition. Results showed that operation at HRT of 10, 20, and 30 days provided organic removal efficiencies in form of COD (Chemical Oxygen Demand) at 61.18 ± 1.52 , 82.99 ± 2.24 , and $84.68 \pm 2.32\%$, respectively. At HRT of 30 days, the maximum biogas production rate was found to be $0.35 \pm 0.4\%$ L-CH₄/gCOD_{removed}, with methane content comprising $71.2 \pm 0.4\%$ of the gas. The experiment in establishment was found to work similarly to laboratory experiments, with average COD removal efficiency of $80.56 \pm 1.05\%$ and average biogas production rate of 0.30 ± 0.09 L-CH₄/gCOD_{removed}. The system in this study was able to reduce the effects of sulfides occurring in the system on methane-producing microorganisms. This has led to an increase in the activity of methane-producing microorganisms from the existing system of the establishment from average of 0.035 ± 0.001 gCH₄/gVSS/d increased to 0.060 ± 0.001 gCH₄/gVSS/d.

Keywords: Biogas, Methanogens, Sulfide removal, High sulfate wastewater, Rubber sheet wastewater

1. บทนำ

โรงงานอุตสาหกรรมหลายประเภทก่อให้เกิดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์สูง เช่น โรงงานแปรรูปยางพารา โรงงานผลิตน้ำมันปาล์ม โรงงานแปรงไม้สำหรับล้าง และโรงงานผลิตน้ำตาล เป็นต้น ระบบบำบัดน้ำเสียที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูงที่ได้รับความนิยมในปัจจุบันคือ ระบบไร้อากาศ (Anaerobic wastewater treatment) เนื่องจากเป็นระบบที่ต้องการพลังงานในการเดินระบบต่ำ ซึ่งนอกจากจะสามารถบำบัดน้ำเสียให้มีคุณภาพดีขึ้นแล้ว ยังสามารถเปลี่ยนสารอินทรีย์เป็นก๊าซชีวภาพ (Achinas et al., 2020; Charcosset, 2014) ซึ่งประกอบด้วย คาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) มีเทน (CH₄) และไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H₂S) เป็นต้น โดยองค์ประกอบส่วนใหญ่ร้อยละ 50-75 เป็นก๊าซมีเทน (Sangeetha et al., 2020) ซึ่งเป็นก๊าซเรือนกระจกที่มีความรุนแรงในการก่อให้เกิดภาวะโลกร้อนมากกว่า CO₂ ถึง 27.9 เท่า (Mar et al., 2022) แต่ด้วยก๊าซมีเทนมีคุณสมบัติเป็นเชื้อเพลิงให้ความร้อน การบำบัด

น้ำเสียด้วยระบบไร้อากาศ จึงมุ่งพัฒนาให้มีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพที่มีก๊าซมีเทนสูง เพื่อนำไปใช้เป็นพลังงานทดแทน ทั้งเป็นเชื้อเพลิงในการเผาไหม้ให้ความร้อนโดยตรงหรือนำไปผลิตกระแสไฟฟ้า (Wen et al., 2011) อย่างไรก็ตามน้ำเสียจากหลายอุตสาหกรรมที่มีการปนเปื้อนซัลเฟตสูง เช่น โรงงานแปรรูปยางพารา และโรงงานแปรรูปอาหารทะเล เป็นต้น จุลินทรีย์ที่ทำการย่อยสลายซัลเฟตในระบบไร้อากาศ (Sulfate Reducing Bacteria: SRB) จะทำการผลิตซัลไฟด์ ซึ่งเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ผลิตมีเทน (Methanogens) (Yekta et al., 2023) ก๊าซชีวภาพที่ผลิตได้จึงมีองค์ประกอบของมีเทนลดลง อีกทั้งเกิดการปนเปื้อนของไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซชีวภาพ จึงเกิดปัญหากลิ่นเหม็นที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ อีกทั้งส่งผลให้เครื่องจักรและอุปกรณ์ต่าง ๆ เกิดปัญหาผุกร่อนเสียหาย (Lin et al., 2013) ทำให้ไม่เหมาะสมต่อการนำไปใช้เป็นพลังงานทดแทน โรงงานจึงระบายก๊าซชีวภาพที่ผลิตได้ทั้งแบบโดยตรงและเผาทั้งก่อนปล่อยออกสู่บรรยากาศ ซึ่งเป็นต้นเหตุของภาวะเรือนกระจกและวิกฤตโลกร้อน

การแปรรูปยางพาราก่อให้เกิดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของสารมลพิษในระดับสูง โดยมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี 3,129-12,450 mg-COD/L ซัลเฟต 1,075-4,210 mg-SO₄²⁻/L ไนโตรเจน 303-2,290 mg-TKN/L และมีค่า pH 3.1-5.2 (Boonsawang et al., 2008; Ho et al., 2023; Saritpongteeraka & Chaiprapat, 2008) ระบบบำบัดน้ำเสียที่เกษตรกรและสถานประกอบการมีการประยุกต์ใช้ในการจัดการน้ำเสียจากการแปรรูปยางพาราในปัจจุบัน คือระบบบ่อหมักไร้อากาศแบบเปิด เนื่องจากเป็นระบบที่มีต้นทุนต่ำ แต่ด้วยองค์ประกอบของน้ำเสียจากการแปรรูปยางพาราซึ่งมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์และซัลเฟตสูงมาก เมื่อเกิดการย่อยสลายจึงทำให้เกิดการปลดปล่อยก๊าซเรือนกระจกสู่ชั้นบรรยากาศ อีกทั้งเกิดปัญหากลิ่นเหม็นรุนแรงที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพของผู้ปฏิบัติงานในสถานประกอบการและคนในชุมชนใกล้เคียง ปัญหาน้ำเสียที่เกิดจากการแปรรูปยางพาราจึงเป็นปัญหาที่สำคัญต้องมีการแก้ไขอย่างจริงจังและเร่งด่วน

จากปัญหาดังกล่าวข้างต้น จะเห็นได้ว่าซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบและการปนเปื้อนของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซชีวภาพ เป็นปัญหาสำคัญในการประยุกต์ใช้ระบบผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนซัลเฟตสูง การแก้ปัญหาดังกล่าวสามารถพัฒนาระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียประเภทนี้ได้อย่างมีประสิทธิภาพ และเนื่องจากน้ำเสียจากการแปรรูปยางพารายังมีการปนเปื้อนของไนโตรเจนสูง งานวิจัยนี้จึงทำการศึกษาการกำจัดซัลไฟด์ในระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ด้วยกระบวนการ Sulfide oxidation ร่วมกับ Denitrification โดยใช้ไนเตรทไนโตรเจนในการออกซิไดซ์ซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบหมักไร้อากาศให้เป็นตะกอนซัลเฟอร์ เพื่อลดผลกระทบของซัลไฟด์ต่อการผลิตมีเทน อีกทั้งยังเป็นการเพิ่มศักยภาพของระบบในการบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพ ซึ่งเป็นการลดการปนเปื้อนของไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซชีวภาพ

2. วิธีดำเนินการวิจัย

2.1 การวางแผนการทดลอง

ในการศึกษาครั้งนี้ แบ่งการทดลองออกเป็น 2 แบบ คือ 1) การทดลองระดับห้องปฏิบัติการ และ 2) การทดลองในสถานประกอบการ ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

1) การทดลองระดับห้องปฏิบัติการ

ทำการทดลองแบบไร้อากาศในชุดทดลองถังหมักแบบปิดขนาด 200 ลิตร และถังเก็บก๊าซแบบระบบฝากรอบลอยขนาด 150 ลิตร ดังแสดงในรูปที่ 1 ทำการทดลองซ้ำจำนวน 3 ครั้ง ในการทดลองทำการเดินระบบด้วยตะกอนเชื้อจุลินทรีย์จากระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากฟาร์มหมู เติมโพแทสเซียมไนเตรท (KNO_3) (AR.grade ยี่ห้อ KemAus. Australia) ในน้ำเสียจากการผลิตยางแผ่นก่อนป้อนเข้าสู่ระบบ เพื่อใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในการกำจัดซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบหมักไร้อากาศ โดยทำการควบคุม Sulfate/Nitrogen (S/N) ที่สัดส่วน 2.0 (Xue et al., 2022) ศึกษาเปรียบเทียบการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 10, 20 และ 30 วัน ตรวจวัดอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพด้วยวิธีการแทนที่น้ำและเก็บตัวอย่างก๊าซ เพื่อวิเคราะห์หาองค์ประกอบก๊าซต่าง ๆ ทุกวัน เก็บตัวอย่างและวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสียก่อนบำบัดและหลังผ่านการบำบัด โดยนำตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์จากชุดทดลองไปหาค่ากิจกรรมจุลินทรีย์ที่ผ่านการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียต่าง ๆ

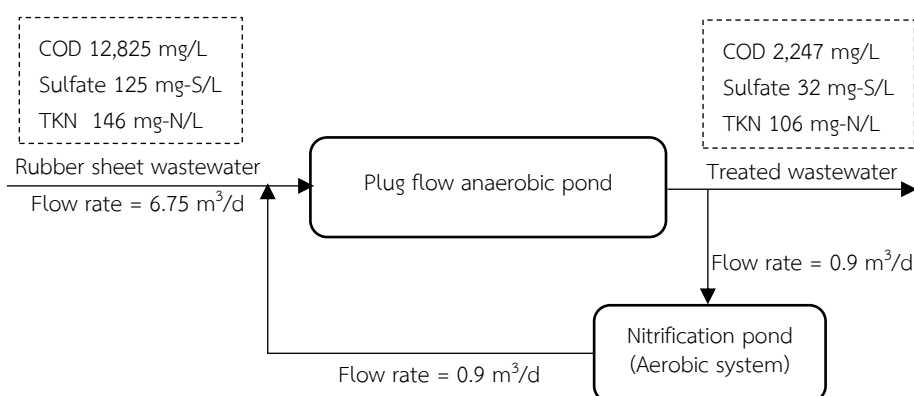


รูปที่ 1. ชุดการทดลองแบบไร้อากาศในห้องปฏิบัติการ

2) การทดลองในสถานประกอบการ

ศึกษาทดลองในโรงงานผลิตยางแผ่นรมควัน จังหวัดนครศรีธรรมราช ทำการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศที่มีอยู่เดิมของโรงงาน น้ำเสียเข้าระบบมีค่าซีโอดี (COD) 12,825 mg/L ซัลเฟต 125 mg-S/L และไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen: TKN) 146 mg-N/L โดยระบบหลังการปรับปรุงประกอบด้วย บ่อหมักไร้อากาศแบบปิด (Plug flow anaerobic pond) ซึ่งทำหน้าที่กำจัดสารอินทรีย์และซัลเฟตในน้ำเสีย โดยจุลินทรีย์ในระบบไร้อากาศจะย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ไปเป็นกรดอะซิติก จากนั้นจุลินทรีย์สร้างมีเทนจะเปลี่ยนกรดอะซิติกไปเป็นก๊าซมีเทน และจุลินทรีย์กำจัดซัลเฟตจะย่อยสลายซัลเฟตและสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้ผลผลิตหลักเป็นซัลไฟด์ โดยน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบ่อหมักไร้อากาศแบบปิดส่วนหนึ่งถูกสูบเข้าสู่ระบบไนตริฟิเคชัน (Nitrification) เพื่อเปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีอยู่มากในน้ำเสียเป็นไนเตรทและไนไตรท์ จากนั้นน้ำเสียที่มีองค์ประกอบของไนเตรท-ไนไตรท์ถูกป้อนกลับเข้าสู่บ่อหมักไร้อากาศแบบปิด เพื่อใช้ในเตรท-ไนไตรท์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในการกำจัดซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบด้วยกระบวนการชีวเคมี Sulfide oxidation และ Denitrification โดยควบคุมอัตราส่วน

ของ S/N ในระบบให้มีค่าเท่ากับ 2.0 (Xue et al., 2022) และระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียที่เหมาะสมที่ได้จากการทดลองในห้องปฏิบัติการ โดยแผนผังการทำงานของระบบการทดลองในสถานประกอบการแสดงดังรูปที่ 2



รูปที่ 2. ระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียที่มีซัลเฟตสูงด้วยกระบวนการซัลไฟด์ออกซิเดชันและดีไนตริฟิเคชัน (สถานประกอบการผลิตยางแผ่น)

2.2 การเก็บและวิเคราะห์ข้อมูล

ศึกษาประสิทธิภาพของระบบทั้งในระดับห้องปฏิบัติการและในสถานประกอบการ โดยวิเคราะห์พีเอช (pH) สารแขวนลอย สารอินทรีย์ในรูปซีไอดี ซัลเฟต ซัลไฟด์ ไนโตรท์ ไนเตรท และไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็นในน้ำเสียก่อนเข้าระบบและน้ำ หลังการบำบัดทุก ๆ 5 วัน ทำการวิเคราะห์ทั้งหมด 3 ครั้ง โดยใช้วิธีการตามมาตรฐานการวิเคราะห์น้ำและน้ำเสีย (American Public Health Association et al., 2005) และตรวจวัดอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพจากระบบด้วยชุดตรวจวัดแบบแทนที่น้ำ และวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซต่าง ๆ ในก๊าซชีวภาพ ตัวอย่างละ 3 ครั้ง ก๊าซที่ทำการวิเคราะห์ ได้แก่ มีเทน (CH_4) ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) คาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และไนโตรเจน (N_2) ด้วย Gas Chromatography (GC Shimadzu 14B (Japan) with a Thermal Conductivity Detector (TCD), Molecular sieve, 50°C , He 25 mL/min)

ศึกษากิจกรรมของตะกอนจุลินทรีย์ (Microbial activity) ในระบบทั้งในระดับห้องปฏิบัติการและในสถานประกอบการ เพื่อวิเคราะห์ผลกระทบของระยะเวลาการเก็บกักน้ำเสียต่อจุลินทรีย์ในระบบ และผลจากการเดินระบบด้วยน้ำเสียผลิตยางแผ่นในสถานที่จริงต่อจุลินทรีย์ในระบบ โดยนำตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์จากระบบในแต่ละการทดลองมาหาค่ากิจกรรมของจุลินทรีย์ที่สำคัญในระบบ ได้แก่ Sulfate Reducing Bacteria (SRB), Sulfide Oxidizing Bacteria (SOB), Autotrophic Denitrifying Bacteria (ADB) และ Methanogens (Me) การหาค่ากิจกรรมจุลินทรีย์ทำการทดลองด้วยระบบแบบกะ (Batch) จำนวน 3 ครั้ง ด้วยขวดทดลองขนาด 120 mL ภายในบรรจุสารละลายซึ่งเป็นสารอาหารหลักและสารอาหารรองของจุลินทรีย์แต่ละชนิดปริมาณ 100 mL เติมตะกอนเชื้อจุลินทรีย์ในขวดทดลองปริมาณ 2 g-VSS/L ทำการบ่มที่อุณหภูมิ $30 \pm 2^\circ\text{C}$ สารละลายสำหรับการหาค่ากิจกรรมจุลินทรีย์ SRB ประกอบด้วย $270 \text{ KH}_2\text{PO}_4$,

350 K₂HPO₄, 530 NH₄Cl, 100 MgCl₂·6H₂O, 75 CaCl₂·2H₂O และ 1,200 NaHCO₃ ในหน่วย mg/L (Xu et al., 2014) องค์ประกอบของสารละลายสำหรับการหาค่ากิจกรรมจุลินทรีย์ของ SOB, ADB และ Me อ้างอิงตาม Rattanapan et al. (2010) ชุดควบคุมประกอบด้วยสารละลายทั้งหมดดังกล่าวข้างต้น แต่ไม่มีการเติมตะกอนจุลินทรีย์ ตัวอย่างการคำนวณหากิจกรรมจุลินทรีย์แสดงดังสมการที่ (1)

$$\text{SRB activity} \left(\frac{\text{gSO}_4^{2-}\text{-S}}{\text{gVSS}\cdot\text{d}} \right) = \frac{\text{Sulfate}_{\text{removed}} \left(\frac{\text{gSO}_4^{2-}\text{-S}}{\text{L}\cdot\text{d}} \right)}{\text{Biomass}_{\text{concentration}} \left(\frac{\text{gVSS}}{\text{L}} \right)} \quad (1)$$

โดย

SRB activity คือ กิจกรรมของจุลินทรีย์ ในหน่วย กรัมซัลเฟต ต่อกรัมสารแขวนลอย
ระเหยง่ายต่อวัน
Sulfate_{removed} คือ ซัลเฟตที่ถูกกำจัด ในหน่วย กรัมซัลเฟต ต่อลิตร ต่อวัน
Biomass_{concentration} คือ ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ ในหน่วย กรัมสารแขวนลอยระเหย
ง่ายต่อลิตร

2.3 วิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

เปรียบเทียบประสิทธิภาพการทำงานของระบบด้วยระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียต่าง ๆ ในรูปของค่าเฉลี่ย (Mean) ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (Standard Deviation: SD) และวิเคราะห์ข้อมูลและเปรียบเทียบข้อมูลที่ได้จากการศึกษาด้วยโปรแกรม SPSS เวอร์ชัน 28 ด้วยเทคนิค One-Way ANOVA Post-hoc analysis แบบ Duncan's New Multiple Range Test (DMRT) ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 (p < 0.05)

3. ผลการวิจัยและอภิปรายผล

3.1 ผลการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ

การหาสภาวะที่เหมาะสมในการเดินระบบเพื่อนำไปประยุกต์ใช้ในสถานประกอบการ มีการศึกษาการเดินระบบด้วยระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (Hydraulic Retention Time: HRT) ที่แตกต่างกัน โดยใช้น้ำเสียจากการผลิตยางแผ่นและเติมไนเตรทในน้ำเสียเพื่อควบคุมสัดส่วน S/N ที่ 2.0 และใช้ไนเตรทไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการกำจัดซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบ ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่า การเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียเพิ่มขึ้น ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียมากขึ้น ดังแสดงในตารางที่ 1 ซึ่งพบว่า การเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 10, 20 และ 30 วัน มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี เฉลี่ยร้อยละ 61.18, 82.99 และ 84.68 ตามลำดับ โดยการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 10 วัน พบการสะสมของไนเตรทในน้ำผ่านการบำบัด 14.24 mg/L เมื่อเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 20 และ 30 วัน ไม่พบการสะสมของไนเตรทในน้ำผ่านการบำบัด และพบปริมาณซัลไฟด์น้อยลงมาก ดังแสดงในตารางที่ 2 ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ Cai et al. (2019) ซึ่งรายงานว่า ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียที่

เพิ่มขึ้น มีผลต่อการเพิ่มขึ้นของประสิทธิภาพในการบำบัดสารมลพิษต่าง ๆ ในน้ำเสีย เมื่อพิจารณาค่าพีเอช (pH) ของน้ำหลังการบำบัดที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียต่าง ๆ จะเห็นได้ว่า ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 10 วัน น้ำหลังการบำบัดมีความเป็นกรด คือ มีค่าพีเอชเท่ากับ 6.0 และเมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียเป็น 20 และ 30 วัน พบว่า น้ำหลังการบำบัดมีความเป็นกลาง โดยมีค่าพีเอชเพิ่มขึ้นเป็น 7.4 และ 7.5 ตามลำดับ สอดคล้องกับรายงานของ Pramanik et al. (2020) ที่รายงานว่า เมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียของระบบผลิตก๊าซชีวภาพมีค่าลดลงพบว่า ค่าพีเอชและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพลดลง เนื่องจากเมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียลดลง ระบบจะได้รับการบรรเทาทุกสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น จึงเกิดการสะสมของกรดไขมันระเหยง่ายที่เกิดจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์ในระบบ ส่งผลให้ค่าพีเอชในระบบลดต่ำลง

ตารางที่ 1. ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียต่าง ๆ

ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (วัน)	ประสิทธิภาพในการบำบัด (%)			
	ซีโอดี	ซัลเฟต	ทีเคเอ็น	สารแขวนลอย
10	61.18±1.52 ^a	40.17±0.56 ^a	2.26±0.32 ^a	58.11±1.22 ^a
20	82.99±2.24 ^b	91.88±1.46 ^b	2.56±0.38 ^a	80.26±1.25 ^b
30	84.68±2.32 ^b	93.27±1.85 ^b	2.62±0.25 ^a	82.19±1.34 ^c

หมายเหตุ : a b และ c ตัวอักษรที่แตกต่างกันในคอลัมน์เดียวกันแสดงถึงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ

ตารางที่ 2. ความเข้มข้นของซัลไฟด์ ไทโอซัลเฟต ไนเตรท ไนไตรท์ และค่าพีเอช ในน้ำหลังการบำบัด

ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (วัน)	น้ำเสียหลังการบำบัด				
	ซัลไฟด์ (mg-S/L)	ไทโอซัลเฟต (mg-S/L)	ไนเตรท (mg-N/L)	ไนไตรท์ (mg-N/L)	พีเอช -
10	32.24±1.25 ^b	2.22±0.21 ^a	14.12±0.45	ND	6.0±0.20 ^a
20	15.13±0.62 ^a	2.32±0.15 ^a	ND	ND	7.4±0.20 ^b
30	16.32±0.54 ^a	2.45±0.23 ^a	ND	ND	7.5±0.10 ^b

หมายเหตุ : a b และ c ตัวอักษรที่แตกต่างกันในคอลัมน์เดียวกันแสดงถึงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ

Not Detected (ND) หมายถึง ตรวจไม่พบ

เมื่อพิจารณาอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพพบว่า การเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 10 วัน มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพียง 4.22 L/day และคิดเป็นอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดในรูปซีโอดี ($\text{COD}_{\text{removed}}$) เท่ากับ 0.11 L-CH₄/gCOD_{removed} ซึ่งมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนและไฮโดรเจนซัลไฟด์ 60.60% และ 9.20 ppm ตามลำดับ เมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียเพิ่มขึ้นเป็น 20 และ 30 วัน อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นมาก โดยที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 30 วัน มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด คือ 18.5 L/day หรือ 0.35 L-CH₄/gCOD_{removed} มีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนและไฮโดรเจนซัลไฟด์ 71.20% และ 8.00 ppm ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 3

ตารางที่ 3. ค่าเฉลี่ยอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียต่าง ๆ

ระยะเวลา กักเก็บน้ำ เสีย (วัน)	อัตราการเกิดก๊าซ ชีวภาพ (L/day)	อัตราเกิดก๊าซชีวภาพ (L-CH ₄ /gCOD _{removed})	องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ			
			CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	N ₂ (%)	H ₂ S (ppm)
10	4.22±0.12 ^a	0.11±0.01 ^a	60.6±0.50 ^a	32.5±0.20 ^b	5.2±0.10 ^a	9.2±0.20 ^b
20	16.5±0.16 ^b	0.32±0.04 ^b	69.2±0.60 ^b	22.6±0.40 ^a	6.2±0.20 ^b	8.0±0.00 ^a
30	18.5±0.18 ^c	0.35±0.04 ^b	71.2±0.40 ^c	21.6±0.30 ^a	6.4±0.10 ^b	8.0±0.00 ^a

หมายเหตุ : a b c ตัวอักษรที่ต่างกันในกลุ่มเดียวกันแสดงถึงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ

พบว่าระบบในการทดลองครั้งนี้ มีศักยภาพในการบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพได้ดีกว่าระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียแปรรูปยางพาราที่ไม่มีกระบวนการกำจัดซัลไฟด์ โดยผลการศึกษาของ อลิสราววงศ์กิตติวิมล (Wongkittivimon, 2000) ซึ่งบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียแปรรูปยางแผ่นด้วยระบบ Hybrid Anaerobic Reactor พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 80.8 และมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเท่ากับ 0.164 L-CH₄/g-COD_{removed} ยังมีผลการศึกษาของ Jawjit & Liengcharernsit (2010) ได้ศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียแปรรูปยางพาราที่ไม่ผ่านการกำจัดซัลเฟตและซัลไฟด์พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี เฉลี่ยร้อยละ 82 และสามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.116 L-CH₄/g-COD_{removed} ซึ่งมีค่าน้อยกว่าค่าเฉลี่ยตามทฤษฎีที่รายงานไว้ที่ 0.35 L-CH₄/g-COD_{removed} เนื่องจากในกระบวนการหมักแบบไร้อากาศของน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนซัลเฟต จะเกิดปฏิกิริยา Sulfate reduction ซึ่งจุลินทรีย์ทำการเปลี่ยนซัลเฟตเป็นสารละลายซัลไฟด์ ซึ่งมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ โดยเฉพาะจุลินทรีย์สร้างมีเทน (Yekta et al., 2023) ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพของระบบลดลง

ในการศึกษาครั้งนี้ใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในการออกซิไดซ์ซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบให้เป็นตะกอนซัลเฟอร์ (S⁰) ซึ่งไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ (Brito et al., 2018; Cortés et al., 2021; Wang et al., 2023) ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 20 และ 30 วัน ทำให้ระบบมีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพสูงกว่าระบบที่ไม่มีกระบวนการกำจัดซัลไฟด์ อีกทั้งทำให้มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพใกล้เคียงและเท่ากับค่าเฉลี่ยตามทฤษฎี จะเห็นได้ว่าสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดในรูปซีโอดี (COD_{removed}) ถูกนำไปใช้ในการผลิตก๊าซมีเทนได้มากขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Saritpongteeraka & Chaiprapat (2008) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียกระบวนการผลิตน้ำยางข้นด้วยระบบ Anaerobic baffled reactor ซึ่งออกแบบให้ ซัลเฟตถูกกำจัดในส่วนต้นของระบบพบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตและซีโอดี เฉลี่ยร้อยละ 96.60 และ 82.71 ตามลำดับ และสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.30 L-CH₄/g-COD_{removed}

ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่า การเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 30 วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ดีที่สุด และมีซัลไฟด์ตกค้างในระบบน้อยมาก อีกทั้งไม่พบการตกค้างของไนเตรทในระบบ เมื่อระยะเวลากักเก็บน้ำเสียลดลงเป็น 20 วัน พบประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด COD และอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพลดลงเล็กน้อย มีซัลไฟด์ตกค้างในระบบน้อยมาก และไม่พบการสะสมของไนเตรทในระบบ แต่

เมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียลดลงเป็น 10 วัน พบว่า ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด COD และอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพลดลงอย่างมาก และมีซัลไฟด์ตกค้างในระบบสูง อีกทั้งพบการสะสมของไนเตรทในระบบ ประสิทธิภาพการทำงานของระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียต่าง ๆ สอดคล้องกับผลการศึกษากิจกรรมของจุลินทรีย์ดังแสดงในตารางที่ 4

ตารางที่ 4. กิจกรรมของจุลินทรีย์ที่ผ่านการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียต่าง ๆ

ระยะเวลา กักเก็บน้ำเสีย (วัน)	การศึกษากิจกรรมจุลินทรีย์ในระบบ (Microbial activity)			
	SRB (g SO ₄ ²⁻ /g VSS/d)	SOB (g S ⁻ /g VSS/d)	ADB (g S ⁻ /g VSS/d)	Me (gCH ₄ /gVSS/d)
10	0.282±0.025 ^a	0.484±0.012 ^a	0.402±0.015 ^a	0.0564±0.0021 ^a
20	0.328±0.022 ^b	0.514±0.023 ^b	0.440±0.012 ^b	0.0632±0.0023 ^b
30	0.332±0.018 ^b	0.518±0.024 ^b	0.481±0.016 ^c	0.0650±0.0018 ^b

หมายเหตุ : a b และ c ตัวอักษรที่แตกต่างกันในคอลัมน์เดียวกันแสดงถึงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ

พบว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียเพิ่มขึ้น มีผลให้กิจกรรมของจุลินทรีย์ทั้ง 4 กลุ่มมีค่าเพิ่มขึ้น ได้แก่ SRB, SOB, ADB และ Me โดยพบกิจกรรมของจุลินทรีย์มีค่าสูงสุดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 30 วัน โดยกิจกรรมของจุลินทรีย์ SRB, SOB, ADB และ Me มีค่าเฉลี่ย 0.332 gSO₄²⁻/gVSS/d, 0.518 gS⁻/gVSS/d, 0.481 gS⁻/gVSS/d และ 0.0650 gCH₄/gVSS/d ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์กำจัดซัลไฟด์ (SOB) และจุลินทรีย์ผลิตมีเทน (Me) ในระบบทำงานได้เป็นอย่างดี จึงพบกิจกรรมของ SOB และ Me สูง เมื่อเทียบกับผลการศึกษารายงานของ Thongnueakhaeng & Chaiprasert (2015) ซึ่งรายงานว่ากิจกรรมของจุลินทรีย์ SOB ในระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) มีค่าเฉลี่ย 0.202 g-S/g-VSS/d และกิจกรรมของจุลินทรีย์ผลิตมีเทนในระบบบ่อหมักไร้อากาศแบบเปิดของน้ำเสียจากฟาร์มหมู มีค่าเฉลี่ย 0.020 g-CH₄/g-VSS/d การศึกษาค้นครั้งนี้ยังแสดงให้เห็นว่า เมื่อเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียลดลงพบว่า กิจกรรมของจุลินทรีย์ทั้ง 4 กลุ่มมีค่าลดลง ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษารายงานของ Pramanik et al. (2020) ที่มีการรายงานไว้ว่า เมื่อเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียลดลงพบว่า ความหลากหลายและกิจกรรมของจุลินทรีย์ในระบบมีแนวโน้มที่ลดลงด้วย อย่างไรก็ตามในการศึกษาค้นครั้งนี้ การเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 20 วัน พบว่า กิจกรรมของจุลินทรีย์ในระบบมีค่าลดลง โดยไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 จากระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 30 วัน ซึ่งสอดคล้องกับผลการตรวจวัดประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียและอัตราในการผลิตก๊าซชีวภาพ ซึ่งมีค่าลดลงอย่างไม่มีนัยสำคัญเช่นกัน

3.2 ผลการทดลองในสถานประกอบการ

จากการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการแสดงให้เห็นว่า การเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 20 และ 30 วัน มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีและในการผลิตก๊าซมีเทน อีกทั้งให้ค่าที่ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 การทดลองในสถานประกอบการผลิตยางแผ่นรมควันจึงทำการเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 20 วัน โดยใช้ไนเตรทจาก

ระบบไนตริฟิเคชันของน้ำเสียจากสถานประกอบการ แทนการเติมสารเคมีไนเตรทเพื่อกำจัดซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบ เนื่องจากน้ำเสียหลังการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศของโรงงานผลิตยางแผ่น ยังคงมีความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็นสูงถึง 117.22 mg-N/L ซึ่งยังไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม จึงนำน้ำเสียหลังการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศส่วนหนึ่งเข้าสู่กระบวนการไนตริฟิเคชันด้วยระบบเติมอากาศ ซึ่งจุลินทรีย์ Nitrifier ทำหน้าที่เปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนไตรท์และไนเตรท (Ruiz et al., 2006) จากนั้นจึงหมุนเวียนน้ำเสียที่มีไนไตรท์และไนเตรทจากระบบนี้เข้าสู่ระบบหมักไร้อากาศอีกครั้ง เพื่อเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในการกำจัดซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบ โดยควบคุมอัตราส่วน S/N ในระบบที่ 2.0

ผลการศึกษาพบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียเดิมของสถานประกอบการ ซึ่งเป็นบ่อหมักไร้อากาศแบบเปิดมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี ซัลเฟต ไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็น และสารแขวนลอย เฉลี่ยร้อยละ 55.36 65.83 4.70 และ 76.79 ตามลำดับ เมื่อทำการปรับปรุงระบบในการศึกษาครั้งนี้พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดดีขึ้นในทุกพารามิเตอร์ โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี ซัลเฟต ไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็น และสารแขวนลอย เฉลี่ยร้อยละ 80.56 71.78 23.66 และ 80.11 ตามลำดับ ดังผลการศึกษาที่แสดงในตารางที่ 5 และยังพบว่า ระบบมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเฉลี่ย 0.30 L-CH₄/gCOD_{removed} โดยมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทน 69.1% และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ 8.1 ppm ซึ่งระบบที่ทดลองในสถานประกอบการมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพใกล้เคียงกับระบบทดลองในห้องปฏิบัติการ

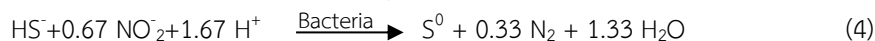
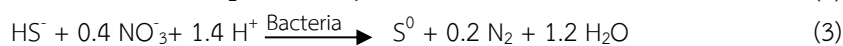
ตารางที่ 5. ลักษณะน้ำเสียก่อนและหลังบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของระบบที่ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 20 วัน

พารามิเตอร์	น้ำก่อนบำบัด	น้ำหลังการบำบัด	ประสิทธิภาพในการบำบัด (%)
ซีโอดี (mg/L)	12,798.22±12.25	2,487.85±5.36	80.56±1.05
ซัลเฟต (mg-S/L)	135.15±2.22	38.14±1.05	71.78±0.85
ซัลไฟด์ (mg-S/L)	ND	13.82±0.55	-
ไทโอซัลเฟต (mg-S/L)	ND	2.58±0.42	-
ทีเคเอ็น (mg-N/L)	153.54±2.12	117.22±1.86	23.66±0.75
ไนเตรท (mg-N/L)	ND	8.68±0.25	-
ไนไตรท์ (mg-N/L)	ND	ND	-
สารแขวนลอย (mg/L)	161.45±6.24	32.12±3.24	80.11±1.06
พีเอช (pH)	5.6±0.2	7.1±0.3	-

หมายเหตุ : Not Detected (ND) หมายถึง ตรวจไม่พบ

เมื่อทำการศึกษากิจกรรมของจุลินทรีย์ชนิดต่าง ๆ ในระบบพบว่า จุลินทรีย์ SRB, SOB, ADB และ Me จากระบบบำบัดน้ำเสียในการทดลองครั้งนี้เจริญเติบโตและทำงานได้ดีกว่าระบบเดิมของโรงงาน ซึ่งเป็นระบบบ่อหมักไร้อากาศแบบเปิด ดังแสดงในตารางที่ 6 เนื่องจาก SRB, ADB และ Me เป็นจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตได้ดีในสภาวะไร้อากาศ (Cirne et al., 2008) การจัดทำระบบบ่อหมักไร้อากาศแบบปิด จึงทำให้สภาวะในระบบเหมาะสมต่อจุลินทรีย์เหล่านี้ ดังจะเห็นได้จากค่ากิจกรรมจุลินทรีย์ที่สูงขึ้นเมื่อเทียบกับ

บ่อหมักไร้อากาศแบบเปิดซึ่งเป็นระบบเดิมของโรงงาน ในส่วนของ SOB ทำงานได้ดีในสภาวะ Micro oxygen เพื่อออกซิไดซ์ซัลไฟด์เป็นตะกอนซัลเฟต ดังแสดงในสมการที่ (2) (Xu et al., 2012) แต่เนื่องจากระบบในการวิจัยครั้งนี้ จุลินทรีย์ SOB ในระบบ สามารถใช้ออกซิเจนอิสระจากไนเตรทและไนไตรท์จากระบบไนตริฟิเคชันในการเจริญเติบโตและเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในการออกซิไดซ์ซัลไฟด์ ดังปฏิกิริยา Sulfide oxidation-Denitrification process ในสมการที่ (3) และ (4) (Cirne et al., 2008) และมีการควบคุมอัตราส่วน S/N ที่เหมาะสม คือ 2.0 (Xue et al., 2022) จึงพบว่า ค่ากิจกรรมของจุลินทรีย์ SOB ของระบบในการวิจัยครั้งนี้จึงมีค่าสูงกว่าระบบเดิมของโรงงาน



ตารางที่ 6. กิจกรรมของจุลินทรีย์ในตะกอนจุลินทรีย์ที่ผ่านการเดินระบบของระบบบำบัดน้ำเสียเดิมของโรงงานและระบบในการทดลองครั้งนี้

ชุดทดลอง	กิจกรรมของจุลินทรีย์			
	SRB (g SO ₄ ²⁻ /g VSS/d)	SOB (g S ⁻ /g VSS/d)	ADB (g S ⁻ /g VSS/d)	Me (g CH ₄ /g VSS/d)
ระบบเดิมของโรงงาน	0.297±0.022 ^a	0.324±0.025 ^a	0.411±0.017 ^a	0.035±0.0010 ^a
ระบบในการวิจัย	0.302±0.016 ^b	0.498±0.028 ^b	0.472±0.026 ^b	0.060±0.0011 ^b

หมายเหตุ : a b และ c ตัวอักษรที่แตกต่างกันในคอลัมน์เดียวกันแสดงถึงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ

จากตารางที่ 6 ยังแสดงให้เห็นว่า ระบบเดิมของสถานประกอบการ ซึ่งเป็นระบบบ่อหมักไร้อากาศแบบเปิด พบมีกิจกรรมของจุลินทรีย์กำจัดซัลไฟด์ (SOB) เฉลี่ย 0.324±0.025 g S⁻/g VSS/d มีค่าสูงกว่าระบบหมักไร้อากาศแบบปิด ซึ่ง Thongnueakhaeng & Chaiprasert (2015) ได้ศึกษาไว้ โดยได้รายงานว่าพบกิจกรรมของ SOB จากระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบ UASB มีค่าเฉลี่ย 0.202 g S/g VSS/d ซึ่งสอดคล้องกับหลักทฤษฎี เนื่องจาก SOB ทำงานได้ดีในสภาวะ Micro oxygen (Cirne et al., 2008) ในระบบไร้อากาศแบบเปิดของสถานประกอบการจึงพบกิจกรรมของจุลินทรีย์ SOB สูงกว่าระบบไร้อากาศแบบปิด อย่างไรก็ตามในการผลิตก๊าซชีวภาพต้องจัดทำระบบหมักไร้อากาศแบบปิด ซึ่งจะเห็นได้ว่า ระบบในการศึกษาครั้งนี้ซึ่งเป็นระบบปิดเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพ พบกิจกรรมของจุลินทรีย์ SOB สูงถึง 0.498±0.028 g S⁻/g VSS/d เนื่องจากจุลินทรีย์ SOB สามารถใช้ออกซิเจนอิสระจากไนเตรทและไนไตรท์ในการเจริญเติบโตและเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในการออกซิไดซ์ซัลไฟด์ (Cirne et al., 2008) ระบบที่ศึกษาในสถานประกอบการครั้งนี้ จึงมีศักยภาพสูงทั้งในการกำจัดสารอินทรีย์ และซัลเฟต-ซัลไฟด์ สามารถลดผลกระทบของซัลไฟด์ต่อจุลินทรีย์ผลิตมีเทน ทำให้ระบบมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพได้ใกล้เคียงกับค่าทฤษฎีซึ่งมีรายงานไว้ที่ 0.35 L-CH₄/g-COD_{removed} (Jawjit & Liengcharernsit, 2010)

4. สรุปผลการวิจัย

การศึกษาค้นคว้าครั้งนี้แสดงให้เห็นว่า น้ำเสียที่มีการปนเปื้อนสารอินทรีย์และซัลเฟตสูง สามารถบำบัดด้วยระบบผลิตก๊าซชีวภาพได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยสามารถลดผลกระทบของซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นจากกระบวนการหมักไร้อากาศ ด้วยปฏิกิริยา Sulfide oxidation-Denitrification โดยใช้ในเตาหมักเป็นตัวรีดิวซ์คาร์บอนในการกำจัดซัลไฟด์ การเดินระบบโดยควบคุมอัตราส่วน S/N ที่ 2.0 ที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 20 และ 30 วัน พบว่า อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพมีค่าที่ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ อีกทั้งมีค่าเทียบเท่ากับหลักทฤษฎีของการผลิตก๊าซชีวภาพจากของเสียทั่วไปที่ไม่มีการปนเปื้อนซัลเฟตสูง ในด้านการทดลองในสถานประกอบการผลิตยางแผ่นรมควัน การใช้ในเตาหมักจากกระบวนการไนตริฟิเคชันของน้ำเสียผลิตยางแผ่นหลังผ่านการบำบัดด้วยระบบไร้อากาศหมุนเวียนกลับเข้าสู่ระบบโดยควบคุมอัตราส่วน S/N ในน้ำเสียก่อนเข้าระบบเท่ากับ 2.0 เติมน้ำเสียที่ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 20 วัน พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพได้ดี และมีค่าใกล้เคียงกับชุดทดลองในห้องปฏิบัติการ ซึ่งสามารถลดผลกระทบของซัลไฟด์ต่อจุลินทรีย์ในระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ระบบในการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 80.56 ซึ่งมีค่าสูงกว่าระบบเดิมของโรงงานที่มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 55.36 ผลการศึกษากิจกรรมของจุลินทรีย์จากระบบ ยังแสดงให้เห็นว่าระบบในการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้สามารถลดผลกระทบของซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบต่อจุลินทรีย์สร้างมีเทน โดยพบค่ากิจกรรมของจุลินทรีย์ผลิตมีเทนของระบบเดิมมีค่าเฉลี่ย 0.035 g CH₄/g VSS/d และมีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 0.060 g CH₄/g VSS/d เมื่อปรับปรุงเป็นระบบในการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้ซึ่งเพิ่มขึ้นถึงร้อยละ 71.43

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณมหาวิทยาลัยทักษิณ สำหรับสถานที่และวัสดุอุปกรณ์ในการศึกษาวิจัย และขอขอบคุณทุนอุดหนุนการวิจัยจากสำนักงานนโยบายและแผนพลังงาน กระทรวงพลังงาน

เอกสารอ้างอิง (References)

- Achinas, S., Achinas, V., & Euverink, G. J. W. (2020). Microbiology and biochemistry of anaerobic digesters: An overview. In L. Singh, A. Yousuf, & D. M. Mahapatra (Eds.), *Bioreactors* (pp. 17-26). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821264-6.00002-4>
- American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (21st ed.). American Public Health Association.
- Boonsawang, P., Laeh, S., & Intrasingkha, N. (2008). Enhancement of sludge granulation in anaerobic treatment of concentrated latex wastewater. *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, 30(Suppl.1), 111-119.
- Brito, J., Valle, A., Almenglo, F., Ramirez, M., & Cantero, D. (2018). Progressive change from nitrate to nitrite as the electron acceptor for the oxidation of H₂S under feedback

- control in an anoxic biotrickling filter. *Biochemical Engineering Journal*, 139, 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.08.017>
- Cai, Y., Li, X., Zaidi, A. A., Shi, Y., Zhang, K., Feng, R., Lin, A., & Liu, C. (2019). Effect of hydraulic retention time on pollutants removal from real ship sewage treatment via a pilot-scale air-lift multilevel circulation membrane bioreactor. *Chemosphere*, 236, Article 124338. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.069>
- Charcosset, C. (2014). Combining membrane processes with renewable energy technologies: Perspectives on membrane desalination, biofuels and biogas production, and microbial fuel cells. In A. Gugliuzza & A. Basile (Eds.), *Membranes for clean and renewable power applications* (pp. 44-62). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1533/9780857098658.1.44>
- Cirne, D. G., van der Zee, F. P., Fernandez-Polanco, M., & Fernandez-Polanco, F. (2008). Control of sulphide during anaerobic treatment of S-containing wastewaters by adding limited amounts of oxygen or nitrate. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 7(2), 93-105. <https://hdl.handle.net/1822/7867>
- Cortés, M. F., Trevilla, J. P., López, F. M. C., Buitrón, G., & Quijano, G. (2021). H₂S oxidation coupled to nitrate reduction in a two-stage bioreactor: targeting H₂S-rich biogas desulfurization. *Waste Management*, 120, 76-84. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.11.024>
- Ho, K. C., Chan, M. K., Chen, Y. M., & Subhramaniyun, P. (2023). Treatment of rubber industry wastewater review: Recent advances and future prospects. *Journal of Water Process Engineering*, 52, Article 103559. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103559>
- Jawjit, S., & Liengcharernsit, W. (2010). Anaerobic treatment of concentrated latex processing wastewater in two-stage upflow anaerobic sludge blanket. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 37(5), 805-813. <https://doi.org/10.1139/L10-029>
- Lin, W. C., Chen, Y. P., & Tseng, C. P. (2013). Pilot-scale chemical-biological system for efficient H₂S removal from biogas. *Bioresource Technology*, 135, 283-291. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.040>
- Mar, K. A., Unger, C., Walderdorff, L., & Butler, T. (2022). Beyond CO₂ equivalence: The impacts of methane on climate, ecosystems, and health. *Environmental Science & Policy*, 134, 127-136. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.03.027>
- Pramanik, S. K., Suja, F. B., & Pramanik, B. K. (2020). Effects of hydraulic retention time on the process performance and microbial community structure of an anaerobic single-stage semi-pilot scale reactor for the treatment of food waste. *International*

- Biodeterioration & Biodegradation*, 152, Article 104999. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2020.104999>
- Rattanapan, C., Kantachote, D., Yan, R., & Boonsawang, P. (2010). Hydrogen sulfide removal using granular activated carbon biofiltration inoculated with *Alcaligenes faecalis* T307 isolated from concentrated latex wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 64, 383-387. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.04.005>
- Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G., & Chamy, R. (2006). Nitrification–denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters. *Bioresource Technology*, 97(2), 330-335. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.02.018>
- Sangeetha, T., Rajneesh, C. P., & Yan, W. M. (2020). Integration of microbial electrolysis cells with anaerobic digestion to treat beer industry wastewater. In R. Abbassi, A. K. Yadav, F. Khan, & V. Garaniya (Eds.), *Integrated microbial fuel cells for wastewater treatment* (pp. 313-346). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817493-7.00015-1>
- Saritpongteeraka, K., & Chaiprapat, S. (2008). Effects of pH adjustment by parawood ash and effluent recycle ratio on the performance of anaerobic baffled reactors treating high sulfate wastewater. *Bioresource Technology*, 99(18), 8987-8994. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.05.012>
- Thongnueakhaeng, W., & Chaiprasert, P. (2015). Inoculum seed for simultaneous biological removal of sulfate and nitrogen-rich wastewater. *Journal of Sustainable Energy & Environment*, 6, 81-85.
- Wang, Y., Jie, M., Zhang, H., Yang, J., & Xu, M. (2023). High-efficiency mixotrophic denitrification for nitrate removal in high-sulfate wastewater using UASB reactor. *Water*, 15(15), Article 2819. <https://doi.org/10.3390/w15152819>
- Wen, Z., Liu, J., & Chen, F. (2011). *Comprehensive biotechnology* (2nd ed.). Elsevier.
- Wongkittivimon, A. (2000). *Treatment of latex processing wastewater by a hybrid anaerobic reactor* [Master's thesis, King Mongkut's University of Technology Thonburi]. King Mongkut's University of Technology Thonburi Repository. <https://opac.lib.kmutt.ac.th/vufind/Record/1100088> (in Thai)
- Xu, X. J., Chen, C., Wang, A. J., Fang, N., Yuan, Y., Ren, N. Q., & Lee, D. J. (2012). Enhanced elementary sulfur recovery in integrated sulfate-reducing, sulfur-producing reactor under micro-aerobic condition. *Bioresource Technology*, 116, 517-521. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.095>
- Xu, X., Yang, F., Liu, S., Xu, Y., & Wang, Y. (2014). Simultaneous removal of sulfide, nitrate and acetate under denitrifying sulfide removal condition: Modeling and experimental

validation. *Journal of Hazardous Materials*, 264, 16-24. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.10.056>

Xue, M., Nie, Y., Cao, X., & Zhou, X. (2022). Deciphering the influence of S/N ratio in a sulfite-driven autotrophic denitrification reactor. *Science of The Total Environment*, 836, Article 155612. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155612>

Yekta, S. S., Svensson, B. H., Skyllberg, U., & Schnürer, A. (2023). Sulfide in engineered methanogenic systems-Friend or foe?. *Biotechnology Advances*, 69, Article 108249. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2023.108249>