

ศักยภาพของ *Alcaligenes faecalis* No.4 ในการบำบัด Bisphenol A และสารประกอบอินทรีย์ในน้ำเสียจากท่าอากาศยาน

The potential of *Alcaligenes faecalis* No.4 in the treatment of Bisphenol A and organic compounds in airport wastewater

ชญาณัฐ วิทยาภิรมย์¹, ปิยะรัตน์ ปรีย์มาโนช², และนรารัตน์พร นวลสวรรค์^{3*}

Chayanid Witthayaphirom¹, Piyarat Premanoch², and Nararatchporn Nuansawan^{3*}

Received: 25 February 2025 ; Revised: 19 June 2025 ; Accepted: 15 July 2025

บทคัดย่อ

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินศักยภาพของ *Alcaligenes faecalis* No.4 (*A. faecalis* No.4) ร่วมกับตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge) จากระบบกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสแบบชีวภาพ (BNR) ในการบำบัดน้ำเสียจากท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ โดยเปรียบเทียบ 4 ชุดการทดลอง ได้แก่ ชุดควบคุม ชุดเติมตะกอนจุลินทรีย์ ชุดเติม *A. faecalis* No.4 และชุดเติมทั้งตะกอนจุลินทรีย์ร่วมกับ *A. faecalis* No.4 วิเคราะห์คุณภาพน้ำ ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง (pH), ออกซิเจนละลายน้ำ (DO), ของแข็งแขวนลอย (SS), ความต้องการออกซิเจนทางชีวเคมีของสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (sBOD), ความต้องการออกซิเจนทางเคมี (COD), ไนโตรเจนเจลาห์ทั้งหมด (TKN), แอมโมเนีย (NH₃) และ บิสฟีนอล เอ (BPA) พร้อมวิเคราะห์ข้อมูลด้วย One-way ANOVA ที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติ $p < 0.05$ ผลการศึกษาพบว่า *A. faecalis* No.4 มีการเจริญเติบโตได้ดี โดยมีความเข้มข้นเริ่มต้น 4.4×10^{13} cells/mL และเมื่อใช้ร่วมกับตะกอนจุลินทรีย์สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด sBOD, COD, NH₃ และ BPA ได้ดีกว่าการใช้เพียงจุลินทรีย์หรือตะกอนเพียงอย่างเดียว ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งของการย่อยสลายสารอินทรีย์อยู่ในช่วง $0.02\text{--}0.03\text{ h}^{-1}$ ขณะที่อัตราการเจริญเติบโตของ *A. faecalis* No.4 และการใช้ร่วมกับตะกอนจุลินทรีย์มีค่าเท่ากับ 0.1267 h^{-1} และ 0.1463 h^{-1} ตามลำดับ และมีค่าคงที่การย่อยสลายทางชีวภาพอยู่ในช่วง $0.0110\text{--}0.3040\text{ h}^{-1}$ ผลการศึกษาชี้ให้เห็นว่า *A. faecalis* No.4 ร่วมกับตะกอนจุลินทรีย์มีศักยภาพในการเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยาน และมีความเหมาะสมสำหรับการพัฒนาและประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียในอนาคต

คำสำคัญ: *Alcaligenes faecalis* No.4, ตะกอนจุลินทรีย์, น้ำเสียท่าอากาศยาน, BPA, การย่อยสลายทางชีวภาพ

Abstract

This study evaluated the potential of *Alcaligenes faecalis* No.4 (*A. faecalis* No.4) in combination with activated sludge from the biological nutrient removal (BNR) process to enhance the treatment efficiency of airport wastewater. Four experimental treatments were investigated: a control, activated sludge alone, *A. faecalis* No.4 alone, and a combination of activated sludge and *A. faecalis* No.4. Water quality parameters, including pH, dissolved oxygen (DO), suspended solids (SS), soluble biochemical oxygen demand (sBOD), chemical oxygen demand (COD), total Kjeldahl nitrogen (TKN), ammonia (NH₃), and bisphenol A (BPA), were analyzed. Statistical differences among treatments were evaluated

¹ สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม, คณะวิทยาศาสตร์, มหาวิทยาลัยรามคำแหง

² ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยรามคำแหง

³ ภาควิชาเทคโนโลยีวิศวกรรมโยธาและสิ่งแวดล้อม, วิทยาลัยเทคโนโลยีอุตสาหกรรม, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าพระนครเหนือ

¹ Department of Environmental Science, Faculty of Science, Ramkhamhaeng University

² Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Ramkhamhaeng University

³ Department of Civil and Environmental Engineering Technology, College of Industrial Technology, King Mongkut's University of Technology North Bangkok

* Corresponding author: Nararatchporn Nuansawan, Email: Nararatchporn.n@cit.kmutnb.ac.th

using one-way ANOVA at a significance level of $p < 0.05$. The results demonstrated that *A. faecalis* No.4 exhibited rapid growth with an initial cell concentration of 4.4×10^{13} cells/mL. The combined application of *A. faecalis* No.4 and activated sludge achieved higher removal efficiencies for sBOD, COD, NH_3 , and BPA than either treatment alone. The first-order degradation rate constant for organic matter ranged from 0.02 to 0.03 h^{-1} , while the microbial growth rates of *A. faecalis* No.4 alone and in combination with activated sludge were 0.1267 h^{-1} and 0.1463 h^{-1} , respectively. The biodegradation rate constants ranged from 0.0110 to 0.3040 h^{-1} , indicating enhanced biodegradation performance in the combined treatment. These findings suggest that the combined use of *A. faecalis* No.4 and activated sludge is a promising approach for improving airport wastewater treatment and has potential for application in full-scale biological treatment systems.

Keywords: *Alcaligenes faecalis* No.4, activated sludge, airport wastewater, biodegradation, bisphenol A (BPA)

บทนำ

น้ำเสียจากท่าอากาศยานเป็นแหล่งกำเนิดมลพิษที่มีองค์ประกอบซับซ้อน เนื่องจากกิจกรรมต่างๆ ภายในท่าอากาศยาน เช่น การซ่อมบำรุงอากาศยาน การล้างเครื่องบิน การดำเนินงานในคลังสินค้า สำนักงานโรงแรม ครั้วการบิน อาคารผู้โดยสาร และบริการอาหาร ล้วนมีส่วนในสร้างมลพิษทางน้ำ น้ำเสียจากท่าอากาศยานประกอบด้วยสารมลพิษหลายประเภท รวมถึงสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ (BOD) สารอินทรีย์ที่ต้องการออกซิเจนในการย่อยสลายทางเคมี (COD) สารอินทรีย์ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย (NH_3) และสารอินทรีย์ที่มีความคงทนสูง เช่น บิสฟีนอลเอ (BPA) จัดอยู่ในกลุ่มสารก่อกรณต่อมไร้ท่อที่ก่อให้เกิดมะเร็ง สามารถพบในพลาสติกผลิตภัณฑ์ปิโตรเคมีและอุปกรณ์อิเล็กทรอนิกส์ สามารถเข้าสู่ น้ำเสียจากกิจกรรมการล้างเครื่องบินและขยะ หากน้ำเสียเหล่านี้ไม่ได้รับการบำบัดอย่างเหมาะสม อาจส่งผลกระทบต่อแหล่งน้ำและระบบนิเวศโดยรอบ รวมถึงเป็นอันตรายต่อสุขภาพของมนุษย์และสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ

สำหรับการบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยานในประเทศไทย เช่น ท่าอากาศยานสุวรรณภูมิใช้ระบบบำบัดแบบ Biological Nutrient Remover (BNR) เป็นระบบบำบัดทางชีวภาพ ซึ่งความสามารถในการบำบัดน้ำเสียเฉลี่ย $18,000 \text{ m}^3/\text{d}$ (Progress technology consultants, 2021) ระบบนี้ยังไม่สามารถบำบัดสารอาหารไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพตามเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนด (Koeina, 2008) ทำให้จำเป็นต้องพัฒนาระบบบำบัดเพิ่มเติมเพื่อลดสารอินทรีย์ที่ซับซ้อน เช่น NH_3 และ BPA ที่มักไม่ถูกกำจัดได้อย่างสมบูรณ์ในระบบบำบัดแบบดั้งเดิม อย่างไรก็ตาม ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของตะกอนจุลชีวะภาพและชนิดของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบ การใช้ระบบตะกอนจุลชีวะภาพร่วมกับจุลินทรีย์เฉพาะทาง เช่น *Alcaligenes faecalis* No. 4 (A.

faecalis No. 4) ซึ่งมีศักยภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนสูง ได้รับความสนใจการศึกษาพร้อมกับระบบบำบัดน้ำเสีย *A. faecalis* No. 4 มีความสามารถในการทำปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบใช้ออกซิเจน (aerobic denitrification) ซึ่งช่วยลดปริมาณแอมโมเนีย (NH_3) และไนเตรท (NO_3^-) ในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ แบคทีเรียชนิดนี้จึงมีศักยภาพในการแก้ปัญหาเพื่อกำจัดสารอินทรีย์โดยเฉพาะไนโตรเจน คาร์บอน รวมถึงบิสฟีนอลเอ (BPA) (Joo *et al.*, 2005; 2006; 2007; Nuansawan *et al.*, 2018; 2023a; 2023b) การศึกษานี้จึงมุ่งเน้นศักยภาพของ *A. faecalis* No. 4 เมื่อใช้ร่วมกับตะกอน (sludge) ในระบบบำบัดน้ำเสียของท่าอากาศยาน โดยคาดหวังว่าจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดมลพิษในน้ำเสีย เช่น sBOD, COD, NH_3 , และ BPA ซึ่งเป็นสารมลพิษที่อาจมีผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสุขภาพมนุษย์ และจะเป็นประโยชน์ในการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียให้มีประสิทธิภาพอย่างยั่งยืน

วัสดุ อุปกรณ์ และวิธีการวิจัย

1. แหล่งตัวอย่างน้ำเสีย

น้ำเสียใช้น้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดจากท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ

2. ตะกอน

ตะกอน (Sludge) จากระบบเดิมอากาศในกระบวนการ BNR ของท่าอากาศยานสุวรรณภูมิ (Figure 1) พบว่ามีลักษณะสีน้ำตาลเข้ม เมื่อตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์พบว่าตะกอนมีการรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อนของจุลินทรีย์อย่างชัดเจน ซึ่งแสดงถึงการเกิดฟล็อก (floc formation) ได้ดี ภายในฟล็อกมีทั้งจุลินทรีย์ลักษณะเป็นเส้นใยและทรงกลม แสดงให้เห็นว่าสภาพน้ำในระบบมีสารอินทรีย์เพียงพอสำหรับการดำรงชีวิต

และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ นอกจากนี้ยังพบว่าตะกอนกระจายตัวอย่างสม่ำเสมอ โดยไม่มีการจับตัวแน่นหรือหลวมจนเกินไป ซึ่งบ่งชี้ว่าสภาวะของระบบบำบัดน้ำเสียอยู่ในเกณฑ์สมดุลและมีประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดี (Figure 2) โดยปกติลักษณะตะกอนที่ดีจะมีสีน้ำตาลเข้มคล้ายสีของซ็อกโกแลต หากตะกอนมีสีดำนวล แสดงว่าขาดออกซิเจนจนเกิดการเน่า จำเป็นต้องเพิ่มการเติมอากาศ ในการทดลองได้นำตะกอนจากทำอากาศยานทำการเติมอากาศ เพื่อกระตุ้นตะกอนพร้อมสำหรับทำการทดลอง



Figure 1 Sludge from the treatment system of Suvarnabhumi Airport

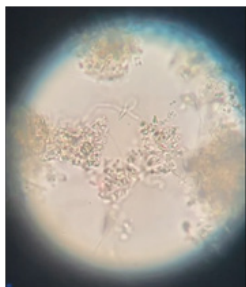


Figure 2 Sludge from the treatment system of Suvarnabhumi Airport (under a microscope)

3. ขั้นตอนและกระบวนการ

3.1 การเพาะเลี้ยง *A. faecalis* No.4

เพาะเชื้อ *A. faecalis* No.4 ในอาหารสังเคราะห์ ประกอบด้วย $C_6H_5Na_3O_7 \cdot 2H_2O$, $(NH_4)_2SO_4$, K_2HPO_4 , KH_2PO_4 , $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ และสารละลายแร่ธาตุรองปริมาณ 2 มิลลิกรัมเป็นองค์ประกอบหลัก โดยสารละลายแร่ธาตุรองถูกเตรียมจาก $C_{10}H_{14}N_2NaO_8 \cdot 2H_2O$, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, $CaCl_2 \cdot 2H_2O$, $MnCl_2 \cdot 4H_2O$, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$, $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ และ $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ โดยมีค่า pH เท่ากับ 6.0 อาหารสังเคราะห์ถูกฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งแรงดันไอน้ำที่อุณหภูมิ $121^\circ C$ เป็นเวลา 20 นาที ก่อนนำไปใช้ ขั้นตอนโดยละเอียดสามารถดูได้ในงานวิจัยของ Joo *et al.* (2006) โดยนำมาขยาย

ด้วยเครื่องเขย่าที่อุณหภูมิ $30^\circ C$ ความเร็วรอบ 100 rpm เป็นเวลา 72 h (Shoda, 2015) จากนั้นหาจำนวนเซลล์ *A. faecalis* No. 4 ในอาหารแข็ง ด้วยอาหารเลี้ยงเชื้อ L agar ซึ่งเตรียมจาก peptone, NaCl, yeast และ agar (pH 7.0) เทใส่จานเพาะเชื้อ นำเข้าตู้อบเชื้อที่อุณหภูมิ $30^\circ C$ เป็นเวลา 72 ชั่วโมง และทำการนับจำนวนโคโลนีของ *A. faecalis* No.4 ที่มีลักษณะจำเพาะทางสัณฐานวิทยาหลังจากการบ่ม การเจริญเติบโตของ *A. faecalis* No.4 ได้รับการยืนยันและพบว่าเป็นไปตามเส้นโค้งการเจริญเติบโตแบบเอ็กโปเนนเชียล (exponential growth curve) ตามที่ได้อธิบายไว้ ดังสมการที่ (1)

$$X_t = X_0 e^{\mu t} \quad (1)$$

เมื่อ X_0 คือความเข้มข้นเซลล์เริ่มต้น (0) X_t คือความเข้มข้นตามเวลา (t) และ μ คืออัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (h^{-1})

3.2 การศึกษาความเป็นไปได้ในการนำ *A. faecalis* No.4 ไปใช้กับน้ำเสียทำอากาศยาน

เตรียมน้ำเสียจากทำอากาศยานปริมาตร 100 mL ในขวดรูปชมพู่สำหรับแต่ละชุดการทดลอง โดยดำเนินการทดลองทั้งหมด 3 ซ้ำ (triplicates) การทดลองนี้ใช้ กรัมน้ำหนักแห้ง (gram of Dry Weight: g DW) เป็นเกณฑ์สำหรับปริมาณจุลินทรีย์ที่เติมเข้าไปในระบบ โดยแบ่งชุดทดลองออกเป็น 4 กลุ่มได้แก่

1. ชุดควบคุม (Control)
2. ชุดที่เติมสลัดจ์จากทำอากาศยาน 1 g DW (Sludge)
3. ชุดที่เติม *A. faecalis* No.4 ปริมาณ 1 g DW (No.4)
4. ชุดที่เติมทั้งสลัดจ์จากทำอากาศยานและ *A. faecalis* No. 4 อย่างละ 1 g DW (Mixed)

ขวดรูปชมพู่ของแต่ละชุดทดลองถูกนำไปเขย่าด้วยเครื่องเขย่า (shaker) ที่อุณหภูมิ $30^\circ C$ ด้วยความเร็ว 100 รอบต่อนาที (rpm) และเก็บตัวอย่างน้ำเสียที่เวลา 0, 24, 48 และ 72 ชั่วโมง เพื่อวิเคราะห์คุณภาพน้ำ สำหรับการวิเคราะห์จำนวนเซลล์ของ *A. faecalis* No.4 จะดำเนินการเฉพาะในช่วงเวลา 72 ชั่วโมง จากนั้นนำผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำมาพล็อตกราฟระหว่างค่า $\ln(C_t/C_0)$ กับเวลาในการย่อยสลายเพื่อศึกษาพฤติกรรมการย่อยสลายของสารมลพิษในน้ำเสียโดยสมมติให้กระบวนการย่อยสลายเป็นไปตามแบบจำลองปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง (First-order kinetic model) ดังสมการที่ (2):

$$\ln(C_t/C_0) = -kt \quad (2)$$

เมื่อ C_0 , C_t (mg/L or $\mu\text{g/L}$) คือความเข้มข้นของสารมลพิษในน้ำเสียเริ่มต้นและในแต่ละช่วงเวลา ตามลำดับ t (h) คือระยะเวลาที่ใช้ในการย่อยสลาย และ k_t (h^{-1}) คือค่าคงที่อัตราเร็วของปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่ง

4. การวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

วิเคราะห์คุณภาพน้ำ ประกอบด้วยพารามิเตอร์ความเป็นกรด-ด่าง (pH) ออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ของแข็งแขวนลอย (SS) บีโอดีละลายน้ำ (sBOD) ซีโอดี (COD) ไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็น (TKN) และแอมโมเนีย (NH_3) ตาม Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 23th Edition (APHA, 2017) สำหรับการวิเคราะห์ บิสฟีนอล เอ (BPA) ใช้วิธีสกัดด้วยเฟสของแข็ง (Solid Phase Extraction, SPE) ทำการปรับสภาพ SPE cartridges โดยเติม methanol 10 mL ตามด้วยน้ำกลั่น 10 mL จากนั้นนำตัวอย่างน้ำที่ผ่านการกรองด้วยกระดาษกรองใยแก้ว GC/F แล้วผ่านเข้า SPE cartridges จนหมดหลังจาก cartridges แห้งแล้วทำการชะ โดยเติม methanol: dichloromethane (1:4) 15 mL ในหลอดทดลอง ทำการระเหยตัวอย่างโดยการเป่าด้วยไนโตรเจนและปรับปริมาตรด้วยการเติม methanol 1 mL จากนั้นกรองตัวอย่างที่ได้ด้วย membrane filter ใส่ใน amber glass vial ขนาด 2 mL เก็บไว้ที่อุณหภูมิ -20°C จนกระทั่งนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC-MS (Witthayaphirom *et al.*, 2020)

5. วิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

ใช้การวิเคราะห์ความแปรปรวนแบบทางเดียว (one-way ANOVA) เพื่อเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างกลุ่มทดลอง ณ เวลา 72 ชั่วโมง และทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยภายหลังการวิเคราะห์ด้วยวิธี Tukey's HSD โดยกำหนดระดับนัยสำคัญทางสถิติที่ $p < 0.05$ ด้วยโปรแกรม SPSS version 26.0

ผลการทดลองและวิจารณ์ผลการทดลอง

1. การเพาะเลี้ยงเชื้อ *A. faecalis* No.4

เมื่อทำการเพาะเลี้ยง *A. faecalis* No.4 เป็นระยะเวลา 72 ชั่วโมง พบว่าเชื้อมีลักษณะสีชมพู (Figure 3) และจากการสังเกตด้วยกล้องจุลทรรศน์ พบว่าเซลล์มีการเจริญเติบโตเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว จนกระจายตัวอย่างทั่วทั้งพื้นที่การมองเห็น (Figure 4) ซึ่งสอดคล้องกับผลการนับเซลล์เริ่มต้นบนอาหารเลี้ยงเชื้อแบบแข็ง โดยพบว่าเชื้อเริ่มต้นมีความเข้มข้นเท่ากับ 4.4×10^{13} cell/mL



Figure 3 *A. faecalis* No.4

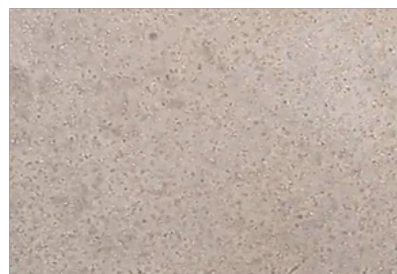


Figure 4 *A. faecalis* No.4 under the microscope.

2. ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยาน

2.1 ลักษณะน้ำเสีย

ผลการตรวจวัดคุณลักษณะของน้ำเสียท่าอากาศยาน ก่อนเข้าระบบบำบัด แสดงดัง Table 1 พบว่าตัวอย่างน้ำเสียที่นำมาทดสอบค่า pH sBOD COD และ SS มีค่าต่ำกว่าค่ามาตรฐานที่ออกแบบไว้ แต่ ค่า TKN มีค่าเกินค่ามาตรฐานที่ออกแบบไว้

หลังจากนั้นนำมาศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียท่าอากาศยาน โดยพารามิเตอร์ที่ทำการศึกษา ได้แก่ sBOD COD BPA และ NH_3 รวมถึงการเปลี่ยนแปลงของ DO และ pH ในน้ำเสียทั้ง 4 การทดลอง ดังนี้

Table 1 Preliminary data on wastewater from Suvarnabhumi Airport.

Parameters	Value of Untreated Wastewater	
	Standard (mg/L)	Characteristics (mg/L)
pH	6.5-9.5	6.7
DO	-	0.8
sBOD	400	296
COD	774	618
SS	300	272
TKN	70	89
NH_3	-	67
BPA*	-	45

หมายเหตุ * Unit $\mu\text{g/L}$

2.2 การบำบัดสารอินทรีย์

Biochemical Oxygen Demand (BOD) เป็นตัวชี้วัดภาระของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยแสดงค่าปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ต้องการใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะแอโรบิก (มีออกซิเจน) สำหรับ BOD₅ (5-day Biochemical Oxygen Demand) หมายถึงปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ต้องการในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ภายใต้สภาวะควบคุมที่อุณหภูมิ 20°C เป็นระยะเวลา 5 วัน จาก Figure 5 แสดงค่าความเข้มข้นของ Soluble Biochemical Oxygen Demand (sBOD) ซึ่งเป็นค่าที่แสดงถึงปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปละลายน้ำ การแยกค่า sBOD ออกจาก BOD รวม (Total BOD) ช่วยให้สามารถประเมินภาระสารอินทรีย์ที่จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้โดยตรงและทันทีได้อย่างแม่นยำยิ่งขึ้น เมื่อเปรียบเทียบผลการทดลองทั้ง 4 กลุ่ม พบว่าค่าความเข้มข้นของ sBOD ที่เวลา 0 และ 72 ชั่วโมง แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) โดยค่าความเข้มข้นเริ่มต้นเฉลี่ยอยู่ที่ประมาณ 220 mg/L และมีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่องตลอดระยะเวลาการทดลอง ($p < 0.05$) (Table 2) ชุดทดลอง Control และ Sludge มีค่าความเข้มข้นของ sBOD ลดลงเหลือ 178 mg/L และ 51 mg/L ตามลำดับ หลังผ่านไป 72 ชั่วโมง คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัด 19.1% และ 76.8% ตามลำดับ

ในขณะที่ชุดทดลอง No.4 และ Mixed มีการลดลงของ sBOD อย่างรวดเร็วภายใน 24 ชั่วโมง โดยมีความเข้มข้นลดลงเหลือ 56 mg/L (คิดเป็น 74.5%) และ 76 mg/L (65.5%) ตามลำดับ และสามารถกำจัด sBOD ได้หมดภายในระยะเวลา 72 ชั่วโมง (100.0%) ซึ่งแสดงให้เห็นว่า *A. faecalis* No.4 มีศักยภาพสูงในการเจริญเติบโตภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน และสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ประเภทคาร์บอนได้อย่างรวดเร็ว (Nuansawan *et al.*, 2023a; 2023b) นอกจากนี้ *A. faecalis* No.4 ยังสามารถทำงานร่วมกับตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียของท่าอากาศยานได้อย่างมีประสิทธิภาพ

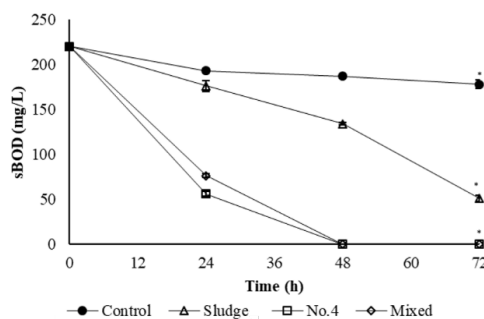


Figure 5 The reduction of sBOD under each condition

Note: * indicates a significant difference between the paired time (0 and 72 h) ($p < 0.05$)

Figure 6 แสดงการเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้น COD ซึ่งมีค่าเริ่มต้นเฉลี่ยที่ 562 mg/L ภายในระยะเวลา 72 ชั่วโมง โดยเปรียบเทียบ 4 กลุ่มทดลอง (Control, Sludge, No.4 และ Mixed) พบว่าค่า COD ลดลงเหลือ 526 mg/L (ลดลง 10.3%), 452 mg/L (ลดลง 19.6%), 52 mg/L (ลดลง 90.8%) และ 37 mg/L (ลดลง 93.4%) ตามลำดับ ผลการทดลองชี้ว่าการทดลอง No.4 และ Mixed มีประสิทธิภาพในการลดค่า COD ได้อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติเมื่อเทียบกับกลุ่ม Control และ Sludge ($p < 0.05$) (Table 2) แต่ไม่พบความแตกต่างระหว่างกลุ่ม No.4 และ Mixed ($p > 0.05$) (Table 2) ซึ่งแสดงให้เห็นว่า *A. faecalis* No.4 มีศักยภาพสูงในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียท่าอากาศยานที่วัดในรูปของ COD การใช้ *A. faecalis* No.4 ร่วมกับ Sludge จากระบบบำบัดน้ำเสียยังช่วยส่งเสริมประสิทธิภาพของจุลินทรีย์พื้นถิ่นได้อย่างชัดเจน โดยเฉพาะในช่วงเวลาสั้น ๆ ทั้งนี้ *A. faecalis* No.4 เป็นจุลินทรีย์ที่มีการเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะแอโรบิก และมีความสามารถในการย่อยสลายคาร์บอนอินทรีย์ได้อย่างรวดเร็ว (Nuansawan *et al.*, 2023a; 2023b) ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองในครั้งนี้

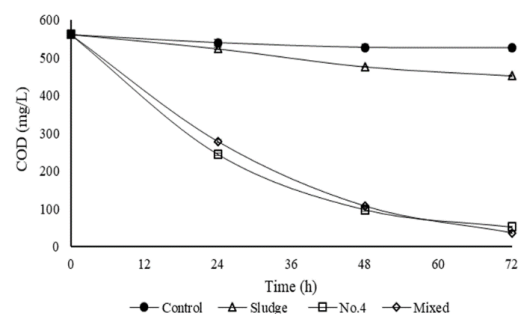


Figure 6 The reduction of COD under each condition

นอกจากนี้ ผลการบำบัด BPA (Figure 7) พบว่า โดยความเข้มข้นเริ่มต้นเฉลี่ยของ BPA เท่ากับ 45 µg/L และลดลงอย่างต่อเนื่องตลอดระยะเวลาการทดลอง 72 ชั่วโมง ทั้ง 4 การทดลอง Control เท่ากับ 41 µg/L (8.9%) Sludge เท่ากับ 30 µg/L (33.3%) 21 µg/L (53.3%) และ 17 µg/L (62.2%) ตามลำดับ โดยชุดทดลอง Mixed ให้ประสิทธิภาพการบำบัด BPA สูงที่สุด และมีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญเมื่อเปรียบเทียบกับชุด Control ($p < 0.05$) (Table 2) บ่งชี้ได้ว่า *A. faecalis* No.4 สามารถลดสาร BPA ได้ดีกว่า sludge และเมื่อนำมา Mixed ทำให้อัตราการบำบัด BPA ได้ดีกว่า sludge เพียงอย่างเดียว เมื่อเทียบอัตราการบำบัดของ *A. faecalis* No.4 และ Mixed กับ sludge พบว่าเพิ่มขึ้นถึง 1.60 เท่า และ 1.87 เท่า ตามลำดับ แสดงให้เห็นถึงความสามารถของ *A. faecalis* No.4

ช่วยสนับสนุน sludge ในระบบบำบัดน้ำเสียทำอากาศยานได้เป็นอย่างดี ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Shoda and Ishikawa (2015) และ Shoda and Ishikawa (2016) ที่ศึกษา *A. faecalis* No. 4 บำบัดน้ำเสียจากบริษัทเคมีภัณฑ์ และใช้ในการบำบัด น้ำเสียจากถ่านหิน (Coke Wastewater) เพื่อกำจัดฟีนอลที่มีความเข้มข้นสูง และ *A. faecalis* No.4 ร่วมกับ acclimated activated sludge (AS) สามารถบำบัด BPA ในน้ำสังเคราะห์ได้ 98.6% (Nuansawan *et al.*, 2023b)

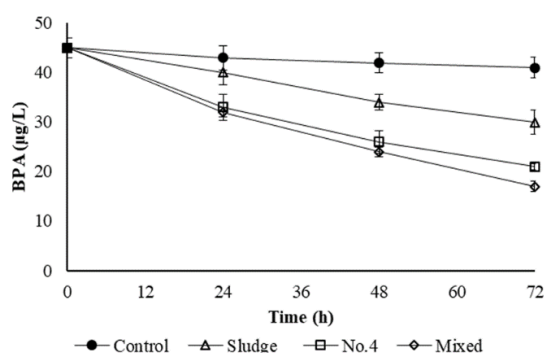


Figure 7 The reduction of BPA under each condition

2.3 การบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสีย

Figure 8 ความเข้มข้นแอมโมเนีย (NH_3) เริ่มต้นเท่ากับ 55 mg/L พบว่าภายใน 72 ชั่วโมง Control และ Sludge เท่ากับ 54 mg/L ขณะที่ No.4 และ Mixed บำบัด NH_3 หมดอย่างรวดเร็วที่ 24 ชั่วโมง ($p < 0.05$) ซึ่ง Joo *et al.* (2007) ได้ศึกษาการบำบัด 290 mg/L ของแอมโมเนีย (NH_4^+) ด้วยการ mixed sludge กับ *A. faecalis* No.4 และ sludge พบว่าสามารถบำบัดได้ 100% และ 62% ตามลำดับ เนื่องจาก *A. faecalis* No.4 สามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันแบบเฮเทอโรโทรฟิกและดีไนตริฟิเคชันแบบใช้ออกซิเจน (heterotrophic nitrification-aerobic denitrification) และช่วยเสริมให้แบคทีเรียบางสายพันธุ์ในตะกอนจุลินทรีย์ (sludge) สอดคล้องกับ Nuansawan *et al.* (2018) ที่พบว่า *A. faecalis* No.4 ช่วยเสริมการเติบโตของจุลินทรีย์ในน้ำเสีย นอกจากนี้ยังมี Joo *et al.* (2006) ได้ศึกษา *A. faecalis* No. 4 มาใช้เพื่อบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มสุกรที่มี NH_4^+ สูงภายใต้สภาวะที่ใช้ ออกซิเจน พบว่า NH_4^+ ในน้ำเสียเกือบทั้งหมดถูกกำจัด และอัตราการกำจัด NH_4^+-N อยู่ที่ประมาณ 30 mg-N/L h ซึ่งสูงกว่าอัตราที่แบคทีเรียอื่นถึง 5–10 เท่า ในขณะที่การทดลองพบว่าอัตราการกำจัดอยู่ที่ 2.79 mg-N/L/h เนื่องจากการทดลองวัดทุก 24 h ดังนั้นหากทำการทดลองที่มี NH_3 น้อย ควรลดระยะเวลาการเก็บลงอีกจะได้ข้อมูลที่ละเอียดมากขึ้น และแบคทีเรียเป็นตัวการสำคัญในการลดไนโตรเจนในน้ำเสีย

(Yangen, 2003) ซึ่งงานวิจัยของ Sukhvibul (2022) ใช้้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นแอมโมเนียในโตรเจนต่ำสามารถบำบัดแอมโมเนียให้หมดลงภายใน 4 ชั่วโมงและไม่พบไนโตรที่สะสมอยู่ในระบบตลอดการทดลอง สอดคล้องกับงานวิจัยของ Desiredy *et al.* (2022) ทำการศึกษาอัตราการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียที่ 80 mg/L ในสภาวะค่า pH เท่ากับ 7 พบค่าอัตราการบำบัดเท่ากับ 6.22 mg-N/L/h เมื่อทำการทดลองอัตราการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียสูงพบว่าอัตราการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียที่ 200 mg/L มีค่าอัตราการบำบัดสูงเกือบ 2 เท่าของอัตราการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นแอมโมเนียที่ 50 mg/L สอดคล้องกับงานวิจัยของ Tarre and Green (2004) กล่าวว่าเมื่อความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจนสูงขึ้นจะส่งผลให้อัตราการบำบัดแอมโมเนียสูงขึ้นตาม โดยสามารถบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนสูงให้เป็นไนเตรทได้ภายใน 8 ชั่วโมง ซึ่งหลังจาก 8 ชั่วโมง จะมีความเข้มข้นแอมโมเนียในโตรเจนเหลืออยู่เพียงเล็กน้อยจนสามารถบำบัดจนหมดไปได้ภายใน 2 วัน ซึ่งระบบบำบัดโดยทั่วไปแอมโมเนียเป็นอีกพารามิเตอร์ที่ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดค่อนข้างต่ำและไม่สม่ำเสมอ เนื่องจากแอมโมเนียเกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพของสารอินทรีย์ในโตรเจน และเกิดจากการรีดิวซ์ของไนไตรท์ไปเป็นแอมโมเนียจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในสภาวะไร้อากาศ (Tantulvet & Tantulvet, 2005)

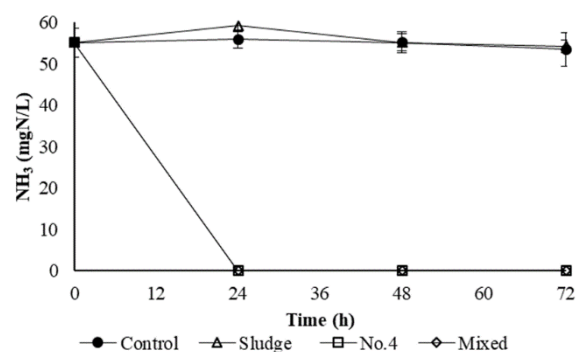


Figure 8 The reduction of ammonia under each condition

ทั้งนี้ ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนพบว่า กลุ่มที่ใช้ *A. faecalis* No.4 เพียงอย่างเดียว และกลุ่มที่ใช้ร่วมกับ sludge (Mixed) ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p > 0.05$) (Table2) ซึ่งสะท้อนให้เห็นว่า *A. faecalis* No.4 มีศักยภาพสูงในการเร่งการย่อยสลายสารมลพิษโดยไม่จำเป็นต้องพึ่งพาจุลินทรีย์พื้นถิ่นใน sludge จุลินทรีย์สายพันธุ์นี้มีคุณสมบัติ

เฉพาะในการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนหรือสารพิษบางชนิดที่จุลินทรีย์ในระบบดั้งเดิมไม่สามารถจัดการได้อย่างมีประสิทธิภาพ จึงไม่น่าแปลกใจที่การเติม *A. faecalis* No.4 ร่วมกับ sludge ไม่ได้ส่งผลต่อประสิทธิภาพโดยรวมของระบบอย่างชัดเจน แนวโน้มดังกล่าวสอดคล้องกับแนวคิด “Microbial Synergy” ซึ่งการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์หลากหลายชนิดที่ส่งเสริมกันและกันในการย่อยสลายสารมลพิษ โดยจุลินทรีย์แต่ละชนิดทำหน้าที่เฉพาะ เช่น การย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ซับซ้อน หรือการเปลี่ยนสารที่มีความซับซ้อนให้เป็นสารที่ปลอดภัย ส่งผลให้กระบวนการบำบัดเกิดขึ้นได้รวดเร็วครอบคลุม และมีประสิทธิภาพสูงขึ้น

2.4 การเปลี่ยนแปลงออกซิเจนในน้ำเสีย

Figure 9 แสดงค่าออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen: DO) เริ่มต้นเฉลี่ยที่ 0.8 mg/L โดยภายใน 72 ชั่วโมงพบว่าในกลุ่ม Control ค่า DO เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องจนถึง 2.2 mg/L ขณะที่กลุ่มทดลองที่เติม Sludge, *A. faecalis* No.4 และกลุ่ม Mixed มีพฤติกรรมที่แตกต่าง โดยค่า DO ลดลงหลังจากการเติมอากาศที่เวลา 24 ชั่วโมง และลดลงเหลือ 1.6 mg/L, 0.9 mg/L และ 1.1 mg/L ตามลำดับ การเปรียบเทียบทางสถิติระหว่างกลุ่ม Control กับกลุ่มทดลอง No.4 และ Mixed แสดงให้เห็นความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) (Table 2) โดยเฉพาะกลุ่มที่ใช้ *A. faecalis* No.4 เพียงอย่างเดียวมีค่า DO ลดลงอย่างรวดเร็วที่สุด สาเหตุของการลดลงอย่างรวดเร็วของค่า DO เมื่อใช้ *A. faecalis* No.4 สามารถอธิบายได้จากกิจกรรมเมแทบอลิซึมของจุลินทรีย์ซึ่งเกิดขึ้นอย่างเข้มข้นในระยะเริ่มต้นของกระบวนการบำบัด โดยมีปัจจัยสนับสนุนที่สำคัญดังนี้

1) การใช้ออกซิเจนอย่างเข้มข้นในช่วงระยะเจริญเติบโตเริ่มต้น (Log Phase): *A. faecalis* No.4 เป็นแบคทีเรียแอโรบิกที่มีอัตราการเจริญเติบโตและการใช้พลังงานสูงภายในช่วง 24–48 ชั่วโมงแรก จึงมีการเผาผลาญสารอินทรีย์ เช่น คาร์โบไฮเดรตและกรดไขมันในอัตราสูง ส่งผลให้เกิดการใช้ออกซิเจนในปริมาณมาก ทำให้ค่า DO ลดลงอย่างชัดเจน

2) กระบวนการ Heterotrophic Nitrification และ Aerobic Denitrification: จุลินทรีย์สายพันธุ์นี้สามารถดำเนินกระบวนการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนจากแอมโมเนียไปเป็นไนโตรเจนก๊าซ ผ่านการเปลี่ยนรูปเป็นไนไตรต์และไนเตรต โดยทุกขั้นตอนใช้ O_2 เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งส่งผลให้ปริมาณ DO ในระบบลดลงอย่างต่อเนื่อง

3) ความหนาแน่นของเซลล์ที่สูงในระบบ:

การเติมเชื้อ *A. faecalis* No.4 ในปริมาณมากหรือระบบที่มีสารอาหารเพียงพอ จะกระตุ้นให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตอย่างรวดเร็วและใช้ออกซิเจนพร้อมกันในปริมาณมาก ส่งผลให้ DO ลดลงอย่างรวดเร็ว และ 4) กระบวนการสร้างมวลชีวภาพ (Biomass Formation): ในระหว่างการเจริญเติบโต จุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนเพื่อสังเคราะห์สารชีวโมเลกุล เช่น โปรตีน กรดนิวคลีอิก และไขมัน ทำให้ความต้องการ DO ในระบบเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ระดับออกซิเจนละลายน้ำลดลงตามลำดับ

โดยสรุป การลดลงของค่า DO อย่างรวดเร็วในระบบที่เติม *A. faecalis* No.4 สะท้อนให้เห็นถึงศักยภาพทางเมแทบอลิซึมของจุลินทรีย์สายพันธุ์นี้ในการเร่งการย่อยสลายสารอินทรีย์และแอมโมเนียในน้ำเสียอย่างมีประสิทธิภาพ ทั้งจากการใช้ออกซิเจนเป็นแหล่งพลังงานในการหายใจเซลล์ และการสังเคราะห์มวลชีวภาพในช่วงแรกของกระบวนการบำบัด (Nuansawan *et al.*, 2018) ในการควบคุมระบบให้เหมาะสม ควรรักษาระดับ DO ให้อยู่ระหว่าง 1–2 mg/L และไม่ควรต่ำกว่า 0.5 mg/L เพื่อป้องกันการตายของจุลินทรีย์ที่ต้องใช้อากาศ โดยอาจอ้างอิงค่าประจุไฟฟ้าในระบบน้ำ (Oxidation Reduction Potential: ORP) ให้อยู่ในช่วง 50–100 mV (Pintong & Wanchoopring, 2024) นอกจากนี้ ค่าความต้องการออกซิเจนของระบบจะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิภายในถังปฏิกิริยา โดยหากอุณหภูมิสูงขึ้นจะส่งผลให้จุลินทรีย์มีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้น แต่ความสามารถในการละลายของออกซิเจนในน้ำจะลดลง ทำให้ระบบต้องการออกซิเจนมากขึ้นในทางตรงกันข้าม ถ้าอุณหภูมิต่ำ ความต้องการออกซิเจนจะลดลงตาม (Department of Industrial Works, 2011)

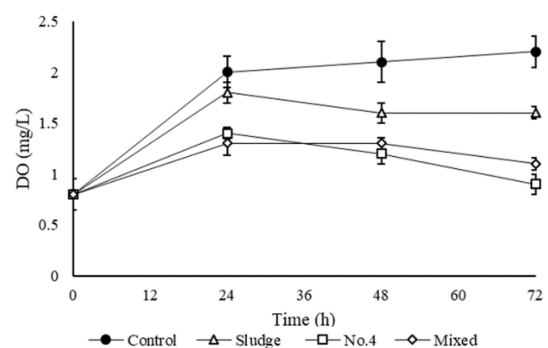


Figure 9 Oxygen concentration consumption under each condition

2.5 การเปลี่ยนแปลงพีเอชในน้ำเสีย

Figure 10 แสดงการเปลี่ยนแปลงของค่า pH ภายในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยพบว่า ค่า pH เริ่มต้นอยู่ในช่วง 6.6–

6.7 และเพิ่มขึ้นเป็นช่วง 7.4–7.9 ภายหลังการทดลองในทั้ง 4 กลุ่ม โดยไม่พบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p>0.05$) (Table 2) อย่างไรก็ตาม เมื่อเติม *A. faecalis* No.4 ลงในระบบ พบว่าค่า pH เพิ่มขึ้นอย่างชัดเจนระหว่างช่วงเวลา 48–72 ชั่วโมง โดยมีค่า pH สูงสุดอยู่ในช่วง 8.1–9.2 ซึ่งสะท้อนถึงการเปลี่ยนแปลงของกลไกเมแทบอลิซึมของจุลินทรีย์ที่มีผลต่อสมดุลกรด-ด่างของระบบ โดยในช่วงระยะแรกของการทดลอง (0–48 ชั่วโมง) *A. faecalis* No.4 อยู่ในระยะเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว (Log phase) โดยใช้คาร์โบไฮเดรตหรือสารอินทรีย์เชิงซ้อนเป็นแหล่งพลังงานหลัก ทำให้เกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ระยะกลาง เช่น อะซิเตต (acetate), โพรพิโอเนต (propionate) และบิวทิเรต (butyrate) เป็นผลผลิตจากกระบวนการหมัก ส่งผลให้ค่า pH ค่อนข้างคงที่หรือมีแนวโน้มลดลงเล็กน้อย ต่อมาเมื่อเข้าสู่ระยะ stationary phase หลัง 48 ชั่วโมง *A. faecalis* No.4 จะเริ่มเปลี่ยนแหล่งพลังงานไปใช้กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acids: VFAs) ที่สะสมไว้ผ่านกระบวนการ β -oxidation ซึ่งให้พลังงานต่อเซลล์พร้อมกับการปล่อยคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และ ไบคาร์บอเนต (HCO_3^-) ที่มีคุณสมบัติเป็นด่างเข้าสู่ระบบ ส่งผลให้ปริมาณไฮโดรเจนไอออน (H^+) ลดลงและค่า pH เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ นอกจากนี้ การย่อยโปรตีนหรือสารประกอบไนโตรเจนยังอาจทำให้เกิดแอมโมเนีย (NH_3) ซึ่งเป็นเบสอ่อนที่มีส่วนช่วยเพิ่มค่า pH ในระบบเพิ่มเติม การเปลี่ยนแปลงของค่า pH ดังกล่าวไม่ส่งผลกระทบต่อการทำงานของ *A. faecalis* No.4 หรือจุลินทรีย์ใน sludge อย่างชัดเจน อย่างไรก็ตาม หากระบบมีค่า pH ที่ไม่เหมาะสม อาจมีผลต่อโครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดได้ โดยจากรายงานของ Sukhvibul (2022) พบว่าที่ค่า pH ต่ำ ($\text{pH} \sim 4.0$) จะส่งเสริมการเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มรา ทำให้เกิดตะกอนปุยขนาดใหญ่ (~ 7 mm) ที่ไม่สามารถอัดตัวเป็นก้อนแน่นได้ ขณะที่ในช่วงค่า pH ที่เป็นกลาง (7.0–8.0) ส่งเสริมการสร้างตะกอนด้วยแบคทีเรียเป็นหลัก ขนาดเฉลี่ยประมาณ 4.8 mm ที่มีโครงสร้างแน่นและเสถียร นอกจากนี้ การรักษา ระบบให้อยู่ในช่วงค่า pH เป็นกลางยังสามารถยับยั้งการเจริญของจุลินทรีย์ชนิดเส้นใย (filamentous bacteria) ซึ่งเป็นสาเหตุหลักที่ทำให้ระบบบำบัดล้มเหลว ดังนั้น การควบคุมค่า pH ให้เหมาะสมจึงเป็นปัจจัยสำคัญต่อเสถียรภาพและประสิทธิภาพของกระบวนการบำบัดน้ำเสียโดยใช้จุลินทรีย์ (Yu *et al.*, 2014) สำหรับกลุ่ม Mixed ที่ไม่พบการเพิ่มขึ้นของค่า pH เหมือนกลุ่ม No.4 อาจเนื่องมาจากข้อจำกัดในการย่อยสลาย VFAs หรือแอมโมเนียอย่างสมบูรณ์ เมื่อมีจุลินทรีย์พื้นถิ่นใน sludge ร่วมด้วย ทั้งนี้ การเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด

อาจจำเป็นต้องมีจุลินทรีย์ชนิดอื่นร่วมอยู่ในระบบ (microbial consortium) เช่น กลุ่ม nitrifying bacteria, denitrifying bacteria หรือ fermentative bacteria เพื่อสนับสนุนการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนและคาร์บอนให้สมบูรณ์มากขึ้น และรักษาสมาดุล pH ภายในระบบให้มีเสถียรภาพและประสิทธิภาพมากขึ้น

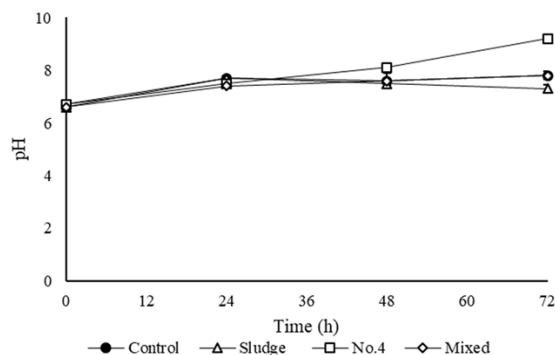


Figure 10 pH under each condition

Table 2 ภาพรวมเมื่อสิ้นสุดระยะเวลาการทดลอง 72 ชั่วโมง *A. faecalis* No.4 และ Mixed แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่า Control และ Sludge อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p<0.05$) ซึ่งสามารถกำจัด sBOD และ NH_3 ได้อย่างสมบูรณ์ (ประสิทธิภาพการกำจัด 100%) ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงกว่า 90% นอกจากนี้ ประสิทธิภาพการกำจัด BPA ของ *A. faecalis* No.4 และ Mixed เท่ากับ 53.3% และ 62.2% ตามลำดับ ในทางตรงกันข้าม Control มีประสิทธิภาพการกำจัดค่อนข้างต่ำ โดยสามารถกำจัด sBOD, COD, BPA และ NH_3 ได้เพียง 19.1%, 10.3%, 8.9% และ 3.0% ตามลำดับ ผลการศึกษานี้ชี้ให้เห็นว่า No.4 และ Mixed สามารถส่งเสริมกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพ (biodegradation) และ/หรือการดูดซับ (adsorption) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ส่งผลให้มีสมรรถนะในการบำบัดสูงกว่า Control และ Sludge อย่างชัดเจน

Table 2 Residual pollutant concentrations and removal efficiencies after 72 h of batch treatment

Parameters	Control	Sludge	No.4	Mixed
pH	7.8	7.3	9.2	7.8
DO (mg/L)	2.2 ^{c,d}	1.6	0.9 ^a	1.1 ^a
sBOD (mg/L)	178 (19.1%) ^{c,d}	51 (76.8%) ^{c,d}	0 (100.0%) ^{a,b}	0 (100.0%) ^{a,b}
COD (mg/L)	526 (10.3%) ^{c,d}	452 (19.6%) ^{c,d}	52 (90.8%) ^{a,b}	37 (93.4%) ^{a,b}
BPA (μg/L)	41 (8.9%) ^{b,c,d}	30 (33.3%) ^a	21 (53.3%) ^a	17 (62.2%) ^a
NH ₃ (mg/L)	65 (3.0%) ^{c,d}	66 (1.5%) ^{c,d}	0 (100.0%) ^{a,b}	0 (100.0%) ^{a,b}

Note: a, b, c or d denotes significant difference ($p<0.05$) between each pair of experiments

2.6 ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์

Figure 11-12 และ Table 3 ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย พบว่า การย่อยสลาย sBOD และ COD ของ No.4 และแบบ Mixed อยู่ในช่วง $0.291-0.362 \text{ h}^{-1}$ สูงกว่า Control และ Sludge ซึ่งน้ำเสียชุมชนทั่วไปมีค่าคงที่ของปฏิกิริยาอันดับหนึ่งอยู่ในช่วง $0.12-0.46 \text{ h}^{-1}$ และค่าที่นิยมใช้มีค่าประมาณ 0.23 h^{-1} (Sirivittayapakorn, 2009) บ่งชี้ว่า *A. faecalis* No.4 ช่วยในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีและเมื่อผสมกับ sludge เป็นการสนับสนุนแบบเสริมฤทธิ์ของจุลินทรีย์ (Microbial Synergy) จุลินทรีย์หลายชนิดสามารถทำงานร่วมกันภายในระบบบำบัดน้ำเสียอย่างมีประสิทธิภาพมากกว่าการทำงานของจุลินทรีย์แต่ละชนิดเพียงลำพัง ซึ่งส่งผลให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพสูงขึ้น สามารถย่อยสลายทั้งสารอินทรีย์คาร์บอนที่ย่อยสลายได้ง่ายและยากได้พร้อมกัน ประหยัดพลังงานและเวลา มีความยืดหยุ่นต่อสภาพแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลง และช่วยเสริมเสถียรภาพของระบบบำบัดในระยะยาว นอกจากนี้ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลาย BPA (Figure 13 และ Table 2) ของการทดลองทั้งหมดอยู่ช่วง $0.0014-0.0134 \text{ h}^{-1}$ ซึ่ง *A. faecalis* No.4 และแบบ Mixed สามารถบำบัดได้ดี เท่ากับ 0.011 h^{-1} และ 0.0134 h^{-1} ตามลำดับ สามารถย่อยสลาย BPA ได้ดีกว่า sludge เพียงอย่างเดียว แต่ค่าคงที่การย่อยสลายสารอินทรีย์ BPA น้อยกว่า Nuansawan *et al.* (2023b) ซึ่ง mixed sludge เท่ากับ 0.023 h^{-1} (Nuansawan *et al.*, 2023b) เนื่องจากความสามารถในการย่อยสลายของ *A. faecalis* No.4 อาจขึ้นกับลักษณะน้ำเสีย และความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย หากความสกปรกมีความเข้มข้นสูง *A. faecalis* No.4 ก็สามารถย่อยสลายได้ดี อย่างไรก็ตามความสามารถการย่อยสลาย BPA ของ *A. faecalis* No.4 มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ และเมื่อผสมร่วมกับ sludge ยิ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดได้ดีขึ้น

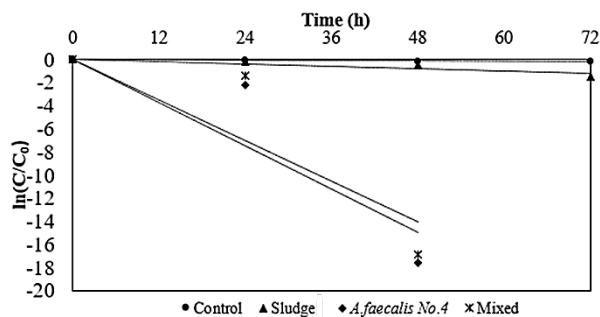


Figure 11 Kinetic of sBOD under each condition

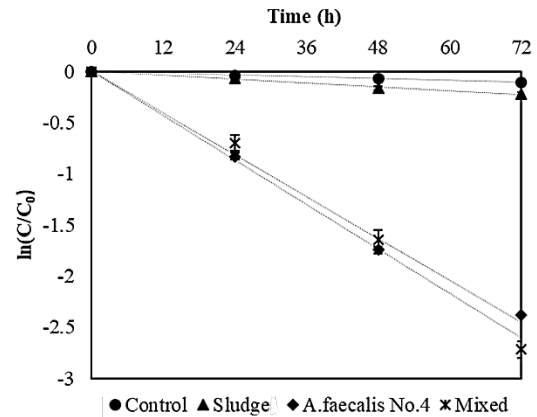


Figure 12 Kinetic of COD under each condition

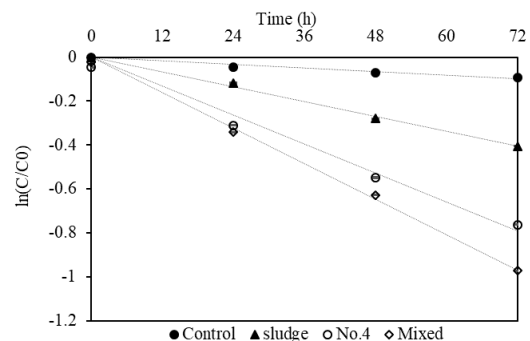


Figure 13 Kinetic of BPA under each condition

จากการศึกษานี้ได้ประเมินศักยภาพของ *A. faecalis* No.4 และตะกอนจุลินทรีย์ (sludge) จากกระบวนการบำบัดของทำอากาศยานสุวรรณภูมิในการกำจัดสารมลพิษ ได้แก่ sBOD, COD, NH_3 และ BPA ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า *A. faecalis* No.4 ทั้งในรูปแบบเดี่ยวและร่วมกับ sludge มีศักยภาพในการประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียในภาคอุตสาหกรรมหรือพื้นที่ต้นทางของสนามบิน ซึ่งมักมีการสารอินทรีย์ซับซ้อนและสารปนเปื้อนอุบัติใหม่ในระดับสูง การใช้ *A. faecalis* No.4 ร่วมกับ sludge ช่วยเพิ่มความหลากหลายของจุลินทรีย์ในระบบ ส่งผลให้กระบวนการย่อยสลายสารมลพิษเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์และมีประสิทธิภาพสูง เหมาะสำหรับการประยุกต์ใช้ในระบบ bioaugmentation รวมถึงการพัฒนาเป็นผลิตภัณฑ์จุลินทรีย์เชิงพาณิชย์ในอนาคต นอกจากนี้ค่าคงที่อัตราปฏิกิริยา (k) ที่ได้จากการศึกษา สามารถนำไปใช้ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ เช่น ถึงปฏิกิริยาแบบกวนผสม (Continuous Stirred Tank Reactor: CSTR) หรือถึงแบบไหลตามแนวท่อ (Plug Flow Reactor: PFR) เพื่อคำนวณขนาดถัง ระยะเวลาการกักเก็บ และประเมินประสิทธิภาพของระบบอย่างแม่นยำในระดับวิศวกรรม ทั้งนี้ แนวโน้มของค่า k ที่มีความชัดเจนในช่วงต้น

ของกระบวนการบำบัด ยังสามารถประยุกต์ใช้เป็นดัชนีสำหรับการควบคุมกระบวนการบำบัดแบบเรียลไทม์ (real-time monitoring) ซึ่งเป็นแนวทางที่มีศักยภาพในการพัฒนาไปสู่ระบบบำบัดน้ำเสียอัจฉริยะ (Smart Wastewater Treatment System) ที่สามารถตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของคุณภาพน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพและทันทั่วทั้ง

Table 3 The first-order reaction constant for the degradation of organic matter in wastewater

สภาวะ	ค่าคงที่ปฏิกิริยา (h^{-1})		
	sBOD	COD	BPA
Control	0.0032	0.0015	0.0014
Sludge	0.0170	0.0031	0.0056
No.4	0.3040	0.0341	0.0110
Mixed	0.2910	0.0362	0.0134

2.7 การเจริญเติบโตของ *A. faecalis* No.4 ในน้ำเสีย

จากการทดลองพบว่าอัตราการเติบโตของ *A. faecalis* No.4 และ Mixed มีค่า $0.1267 h^{-1}$ และ $0.1463 h^{-1}$ ตามลำดับ จากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า *A. faecalis* No.4 สามารถโตในอาหารเลี้ยงเชื้ออยู่ที่ $0.2 h^{-1}$ (Joo *et al.*, 2005; Nuansawan *et al.*, 2018) จึงเป็นไปได้ว่าในน้ำเสียอาจมีสารยับยั้งการเจริญเติบโตหรือสารอาหารอาจไม่เพียงพอต่อการเจริญเติบโต

สรุปผลการวิจัย

การศึกษานี้ได้ประเมินศักยภาพของ *A. faecalis* No.4 และตะกอนจุลินทรีย์ (sludge) ในการลดความสกปรกของ sBOD, COD, NH_3 และ BPA ออกจากน้ำเสียทำอากาศยาน ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งในการย่อยสลายสารอินทรีย์อยู่ในช่วง $0.02-0.03 h^{-1}$ ทั้งนี้ค่าอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ของ *A. faecalis* No.4 และ *A. faecalis* No.4 ร่วมกับตะกอนสลัดจ์ทำอากาศยานสุวรรณภูมิ มีค่าเท่ากับ $0.1267 h^{-1}$ และ $0.1463 h^{-1}$ ตามลำดับ โดยพบว่าการใช้ *A. faecalis* no.4 ร่วมกับ sludge สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดมลสารทั้งหมดได้ดีขึ้นผ่านกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพที่มีอัตราอยู่ในช่วง $0.011-0.3040 h^{-1}$

ข้อเสนอแนะ

1. จากการทดลอง *A. faecalis* No.4 เหมาะสำหรับการใช้กับน้ำเสียที่มีไนโตรเจนสูงกว่ามาตรฐานซึ่งงานวิจัยนี้ความเข้มข้นไม่สูงมากนักเมื่อเทียบกับงานวิจัยก่อนหน้านี้ ทำให้สารอาหารต่างๆ อาจยังไม่เหมาะสมกับศักยภาพของเชื้อที่

ควรจะเป็นไม่ว่าจะเป็นองค์ประกอบที่เป็นคาร์บอน/ไนโตรเจน รวมถึงธาตุอาหารอื่นๆ ที่นำไปใช้ในการสร้างเซลล์และอาหารสำหรับการเติบโต ทั้งนี้จึงควรนำไปศึกษาระดับ

ปฏิบัติการในระบบนำไปใช้งาน

2. การทดลองถัดไปควรศึกษาควบคู่กับการเดินระบบโดยจำลองสภาวะเสมือนเดินระบบจริงเพื่อดูประสิทธิภาพ รวมถึงแนวทางการควบคุม DO และ pH และปริมาณสลัดจ์ที่เกิดขึ้นเพื่อให้ *A. faecalis* No.4 มีประสิทธิภาพเต็มที่

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจากวิทยาลัยเทคโนโลยีอุตสาหกรรม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยี พระจอมเกล้าพระนครเหนือ ตามสัญญาเลขที่ Res-CIT-NL031/2025

เอกสารอ้างอิง

- APHA. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Department of Industrial Works. (2011). *Wastewater treatment* (Manual). Ministry of Industry and Thai Environmental Engineers Association.
- Desiredy, S., Madhavan, S., & Sabumon, P. C. (2022). Development and long-term operation of aerobic granular system for simultaneous removal of COD, nitrogen, and phosphorous in a conical SBR. *Environmental Engineering Research*, 28(3), 220–215. <https://doi.org/10.4491/eer.2022.015>
- Joo, H. S., Hirai, M., & Shoda, M. (2005). Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* no. 4. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 100, 184–191. <https://doi.org/10.1263/jbb.100.184>
- Joo, H. S., Hirai, M., & Shoda, M. (2006). Piggery wastewater treatment using *Alcaligenes faecalis* strain No.4 with heterotrophic nitrification and aerobic denitrification. *Water Research*, 40, 3029–3036. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.021>
- Joo, H. S., Hirai, M., & Shoda, M. (2007). Improvement in ammonium removal efficiency in wastewater treatment by mixed culture of *Alcaligenes faecalis* no. 4 and L1. *Journal of Bioscience and Bioengineering*,

- 103, 66–73. <https://doi.org/10.1263/jbb.103.66>
- Koeina, T. (2008). *Wastewater management of Suvarnabhumi Airport* [Master's thesis, National Institute of Development Administration].
- Nuansawan, N., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., & Shoda, M. (2018). Treatment of concentrated leachate with low greenhouse gas emission in two-stage membrane bioreactor bio-augmented with *Alcaligenes faecalis* no. 4. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 68, 1378–1390. <https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1516701>
- Nuansawan, N., Witthayaphirom, C., Sawasdee, A., Chiemchaisri, C., & Shoda, M. (2023a). Removals of endocrine disrupting compounds during landfill leachate treatment in two-stage aerobic sequential batch reactor: Effect of *Alcaligenes faecalis* no.4 bio-augmentation. *Emerging Contaminants*, 9, 100223. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100223>
- Nuansawan, N., Witthayaphirom, C., Chiemchaisri, C., & Shoda, M. (2023b). Removals of emerging contaminants from municipal waste leachate by *Alcaligenes faecalis* no.4 and acclimated activated sludge cultures. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 100524. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100524>
- Pintong, C., & Wanchoopring, T. (2024). The efficiency of chemical water quality treatment of the wastewater treatment system, Namon Hospital, Namon District, Kalasin province. *Journal of Environmental Education Medical and Health*, 9(4), 398–407. <https://so06.tcithaijo.org/index.php/hej/article/view/277570/187083>
- Progress Technology Consultants. (2021). *Suvarnabhumi Wastewater Treatment Plant, biological nutrient remover (BNR) system*. http://www.progress.co.th/html_th/WWTP/references_17-WWTP.html
- Shoda, M. (2015). Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification of a wastewater from a chemical company by *Alcaligenes faecalis* No.4. *International Journal of Water and Wastewater Treatment*, 1(2), 1–5. <https://doi.org/10.16966/2381-5299.111>
- Shoda, M., & Ishikawa, Y. (2016). Removal of high-strength of ammonium and phenol from coking wastewater by *Alcaligenes faecalis* No.4. *Journal of Applied Biotechnology & Bioengineering*, 3, 1–4. <https://doi.org/10.15406/JABB.2016.01.00014>
- Sirivittayapakorn, S. (2009). *Wastewater technology* (2nd ed.). Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Kasetsart University.
- Sukhvibul, S. (2022). *Treatment of high ammonium concentration wastewater using aerobic granular sludge* [Master's thesis, Chulalongkorn University].
- Tantulvet, M., & Tantulvet, M. (2005). *Water quality analysis manual* (5th ed.). Faculty of Engineering, Chulalongkorn University.
- Tarre, S., & Green, M. (2004). High-rate nitrification at low pH in suspended- and attached biomass reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(11), 6481–6487. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.11.6481-6487.2004>
- Witthayaphirom, C., Chiemchaisri, C., & Chiemchaisri, W. (2020). Optimization of reactive media for removing organic micro-pollutants in constructed wetland treating municipal landfill leachate. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 24627–24638. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06010-3>
- Yangen, S. (2003). *The removal of ammonia from aquarium wastewater by volcanic rock filtration* [Master's thesis, Kasetsart University].
- Yu, X., Wan, C., Lei, Z., Liu, X., Zhang, Y., Tay, J. H., & Lee, D. J. (2014). Use of aerobic granules for treating synthetic high-strength ammonium wastewaters. *Environmental Technology*, 35(14), 1785–1790. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.882992>