

ผลของการแกรนูลเลชันต่อกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ: สมรรถนะของ กระบวนการและชุมชนจุลินทรีย์

ปิยภรณ์ ขุนรักษ์¹, ปิยชญา ศรีเทพ², และ ไชยวัฒน์ รงค์สยามานนท์^{1*}

¹คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ตำบลคอหงส์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ประเทศไทย

²คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีอุตสาหกรรม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ตำบลมะขามเตี้ย อำเภอเมือง จังหวัดสุราษฎร์ธานี ประเทศไทย

* Corresponding author: chaiwat.r@psu.ac.th.

บทคัดย่อ

ระบบตะกอนชีวภาพแบบแกรนูล (Granular Sludge; GS) เป็นเทคโนโลยีที่มีศักยภาพในการกำจัดสารอาหาร โดยระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบแกรนูล (Enhanced Biological Phosphorus Removal with Granular Sludge; EBPR-GS) ขึ้นอยู่กับสถานะการเลี้ยงตะกอนและการเดินระบบ งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินสมรรถนะของระบบ EBPR-GS ระหว่างระยะก่อนการก่อตัวของตะกอนแกรนูล (R1) และระยะหลังการก่อตัวของตะกอนแกรนูลที่เสถียร (R2) การทดลองดำเนินการในถังปฏิกรณ์แบบลำดับ (SBR) โดยลดรอบการทำงานจาก 12 ชั่วโมงเป็น 6 ชั่วโมง และลดระยะเวลาการตกตะกอนจาก 1 ชั่วโมงเหลือ 0.5 ชั่วโมง ส่งผลให้ภาระบรรทุกต่อหน่วยปริมาตรเพิ่มขึ้น ผลการทดลองพบว่าในระยะ R2 ประสิทธิภาพการกำจัด COD เพิ่มขึ้นจาก $85.5 \pm 4.2\%$ เป็น $90.44 \pm 2.65\%$ ขณะที่การกำจัดไนโตรเจนรวมลดลงจาก $69.81 \pm 7.43\%$ เป็น $51.50 \pm 7.01\%$ การกำจัดฟอสฟอรัสมีค่าใกล้เคียงกัน (64.56 ± 5.17 – $55.85 \pm 6.04\%$) คุณสมบัติการตกตะกอนของชีวมวลดีขึ้นอย่างชัดเจน โดยค่า SVI_5 ลดลงจาก 147 เป็น 30 mL/g และค่า SVI_5/SVI_{30} เพิ่มขึ้นจาก 0.67 เป็น 0.98 ผลดังกล่าวสะท้อนให้เห็นว่าการลดระยะเวลาการตกตะกอนมีบทบาทสำคัญต่อการคัดเลือกชีวมวลที่มีความหนาแน่นสูงและเสถียร ส่งเสริมการพัฒนาโครงสร้างแกรนูลในระบบ R2 การวิเคราะห์ชุมชนจุลินทรีย์พบว่า *Candidatus Competibacter* (GAO) ลดลง (15.25%) และไม่ปรากฏในระยะ R2 ขณะที่กลุ่มที่เกี่ยวข้องกับการสร้าง EPS และโครงสร้างแกรนูล เช่น *Comamonadaceae* (6.20%), *Pseudomonas* (3.76%) และ *Amaricoccus* (4.83%) เพิ่มขึ้นรวมถึงการคงอยู่ของ *Thauera* และ *Burkholderiales* ซึ่งเป็นกลุ่ม denitrifying phosphorus-accumulating organisms (DPAO) งานวิจัยนี้แสดงให้เห็นว่า R2 ช่วยเพิ่มความเสถียรของระบบและเหมาะสมในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีข้อจำกัดด้านพื้นที่และต้องการรองรับภาระบรรทุกทุกสารอาหารที่ผันผวนในระยะยาว

คำสำคัญ: ตะกอนชีวภาพแบบแกรนูล / รอบการเดินระบบ / การกำจัดสารอาหาร / การก่อตัวของแกรนูล / เวลาการตกตะกอน

Influence of sludge granulation on biological nutrient removal: process performance and microbial community

Piyaporn Khunrak¹, Papichaya Srithep², and Chaiwat Rongsiyamanont^{1*}

¹ Faculty of Environmental Management, Prince of Songkla University, Thailand

² Faculty of Science and Industrial Technology, Prince of Songkla University, Thailand

*Corresponding author: chaiwat.r@psu.ac.th.

Abstract

Granular sludge (GS) is a promising technology for nutrient removal, in which the performance of enhanced biological phosphorus removal with granular sludge (EBPR-GS) strongly depends on sludge cultivation conditions and operational strategies. This study aimed to evaluate the performance of an EBPR-GS system during the pre-granulation stage (R1) and the stable granulation stage (R2). The experiments were conducted in a sequencing batch reactor (SBR) by reducing the cycle time from 12 h to 6 h and shortening the settling time from 1 h to 0.5 h, thereby increasing the volumetric organic and nutrient loading rates. The results showed that in R2, COD removal efficiency increased from 85.5±4.2% to 90.44±2.65%, while total nitrogen removal improved from 69.81±7.43% to 51.50±7.01%. Phosphorus removal efficiencies remained comparable (64.56± 5.17–55.85± 6.04%). The settleability of the biomass improved markedly, with SVI₅ decreasing from 147 to 30 mL/g and the SVI₅/SVI₃₀ ratio increasing from 0.67 to 0.98. These results indicate that shortening the settling time plays a key role in selecting dense and stable biomass, thereby promoting granule formation in the R2 system. Microbial community analysis revealed a decrease in *Candidatus Competibacter* (GAO) (15.25%) and its absence in R2, whereas microorganisms associated with extracellular polymeric substances (EPS) production and granule structure, including Comamonadaceae (6.20%), *Pseudomonas* (3.76%), and *Amaricoccus* (4.83%), became more prominent. In addition, the persistence of *Thauera* and members of *Burkholderiales*, which are considered denitrifying phosphorus-accumulating organisms (DPAOs), highlights the potential of granular structures to support stable nutrient removal. Overall, this study demonstrates that R2 enhances system stability and is suitable for wastewater treatment systems with limited space and fluctuating nutrient loadings.

Keywords: Aerobic granular sludge / Operational cycles / Nutrient removal / granule formation / microbial community

1. บทนำ

การเพิ่มขึ้นของกิจกรรมภาคอุตสาหกรรม การขยายตัวของเขตเมือง และความต้องการใช้ทรัพยากรน้ำที่สูงขึ้น ส่งผลให้ปริมาณน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจน (N) และฟอสฟอรัส (P) ถูกปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง สารอาหารทั้งสองชนิดนี้เป็นองค์ประกอบสำคัญที่ควบคุมความสมดุลของระบบนิเวศทางน้ำ โดยเฉพาะในแหล่งน้ำผิวดิน เมื่อมีการสะสมเกินระดับที่ระบบสามารถรองรับได้ จะก่อให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน ซึ่งนำไปสู่การเพิ่มจำนวนของสาหร่ายและจุลินทรีย์อย่างรวดเร็ว การเพิ่มจำนวนของสาหร่ายส่งผลให้มีการลดลงของออกซิเจนละลายน้ำ และการเสื่อมโทรมของระบบนิเวศในวงกว้าง [1] ผลกระทบดังกล่าวไม่เพียงจำกัดอยู่ในมิติทางสิ่งแวดล้อม แต่ยังส่งผลกระทบต่อคุณภาพน้ำเพื่อการอุปโภคบริโภค การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ ความหลากหลายทางชีวภาพ และเพิ่มภาระต้นทุนในการฟื้นฟูและจัดการทรัพยากรน้ำในระยะยาว ดังนั้น การควบคุมและกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเสียก่อนปล่อยสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจึงเป็นเป้าหมายสำคัญของระบบบำบัดน้ำเสียสมัยใหม่

การกำจัดไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพโดยทั่วไปอาศัยกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Nitrification-Denitrification) ซึ่งเป็นกระบวนการที่ต้องอาศัยการจัดสภาวะแวดล้อมที่แตกต่างกันอย่างเหมาะสม ในขั้นตอนแรก จุลินทรีย์ไนตริไฟเออร์จะทำหน้าที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียเป็นไนไตรต์และไนเตรตภายใต้สภาวะแอโรบิก ซึ่งเป็นกระบวนการที่ต้องการออกซิเจนและมีอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ค่อนข้างต่ำ ในขั้นตอนถัดมา จุลินทรีย์ดีไนตริไฟเออร์จะรีดิวซ์ไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอนอ็อกซิก โดยใช้คาร์บอนอินทรีย์เป็นแหล่งอิเล็กตรอน โดยกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสนิยมใช้กระบวนการ Enhanced Biological Phosphorus Removal (EBPR) ซึ่งอาศัยจุลินทรีย์กลุ่ม Phosphorus Accumulating Organisms (PAOs) ที่สามารถปลดปล่อยฟอสเฟตในสภาวะแอนอ็อกซิก และสะสมฟอสเฟตกลับเข้าสู่เซลล์ในสภาวะแอโรบิกในรูปของโพลีฟอสเฟต นอกจากนี้ยังมีจุลินทรีย์กลุ่ม Denitrifying PAOs (DPAOs) ที่สามารถใช้ไนเตรตหรือไนไตรต์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในการสะสมฟอสฟอรัสภายใต้สภาวะแอนอ็อกซิก ซึ่งช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการใช้คาร์บอนและลดความต้องการออกซิเจนของระบบ แม้ว่ากลไกทางชีวภาพดังกล่าวจะมีประสิทธิภาพ แต่ข้อจำกัดสำคัญของระบบคือความต้องการคาร์บอนอินทรีย์ในปริมาณที่เพียงพอ โดยเฉพาะในขั้นตอนดีไนตริฟิเคชันและการสะสมฟอสฟอรัส หากน้ำเสียมีอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N) ต่ำ หรือมีคาร์บอนในรูปที่ย่อยสลายได้ยาก ประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหารจะลดลงอย่างมีนัยสำคัญ ส่งผลให้หลายระบบจำเป็นต้องเติมแหล่งคาร์บอนจากภายนอก เช่น โซเดียมอะซิเตท หรือเมทานอล เพื่อรักษาเสถียรภาพของกระบวนการ [2] อย่างไรก็ตามการเติมสารเคมีดังกล่าวเพิ่มต้นทุนการดำเนินงาน และอาจไม่สอดคล้องกับแนวทางการพัฒนาที่ยั่งยืน จึงเกิดความพยายามในการพัฒนาแนวทางที่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการใช้คาร์บอนภายในระบบ และลดการพึ่งพาแหล่งคาร์บอนสังเคราะห์จากภายนอก ซึ่งสอดคล้องกับแนวคิดเศรษฐกิจหมุนเวียนและการใช้ทรัพยากรอย่างมีประสิทธิภาพ [3,4]

ระบบแอโรบิกแกรนูลาสลัดจ์ (Aerobic Granular Sludge; AGS) ได้รับการพัฒนาและยอมรับว่าเป็นเทคโนโลยีที่มีศักยภาพสูงในการแก้ไขข้อจำกัดของระบบตะกอนเร่งแบบดั้งเดิม เม็ดแกรนูลมีลักษณะเป็นโครงสร้างชีวมวลทรงกลมที่มีความหนาแน่นสูงและมีการจัดเรียงจุลินทรีย์แบบเป็นชั้นตามระดับความลึก ส่งผลให้เกิดจุลสภาวะที่แตกต่างกันภายในเม็ดเดียวกัน ชั้นผิวด้านนอกที่มีออกซิเจนสูงเอื้อต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน ขณะที่ชั้นในซึ่งมีออกซิเจนจำกัดจะเกิดสภาวะแอนอ็อกซิกหรือแอนแอโรบิกที่เหมาะสมต่อดีไนตริฟิเคชันและการทำงานของ PAOs/DPAOs โครงสร้างดังกล่าวช่วยให้สามารถเกิดกระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสพร้อมกันในถังปฏิกรณ์เดียว เพิ่มประสิทธิภาพการใช้คาร์บอน ลดการสูญเสียพลังงาน และเพิ่มความเสถียรของระบบ นอกจากนี้ ระบบ AGS ยังมีข้อได้เปรียบด้านคุณสมบัติการตกตะกอนที่ดี ความเข้มข้นชีวมวลสูง ความทนทานต่อการชะล้างอินทรีย์และไหลตสารอาหารที่ผันผวน รวมถึงลดความจำเป็นของถังตกตะกอนรอง ส่งผลให้สามารถลดพื้นที่ก่อสร้างและต้นทุนโครงสร้างพื้นฐานของระบบได้ อย่างไรก็ตาม แม้จะมีรายงานจำนวนมากเกี่ยวกับ

ประสิทธิภาพของ AGS ในการกำจัดสารอินทรีย์และสารอาหาร แต่ความเข้าใจเชิงลึกเกี่ยวกับผลของกระบวนการแกรนูเลชันต่อพลวัตของชุมชนจุลินทรีย์ยังคงมีข้อจำกัด โดยเฉพาะในประเด็นการคัดเลือกและการกระจายตัวของจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรไฟเออร์ ดีไนโตรไฟเออร์ PAOs และ DPAOs ระหว่างการพัฒนาเม็ดแกรนูล ตลอดจนความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะทางกายภาพของเม็ดแกรนูล เช่น ขนาด ความหนาแน่น และโครงสร้างภายใน กับสมรรถนะการกำจัดธาตุอาหารในระยะยาว [1]

ดังนั้น งานวิจัยนี้จึงมุ่งศึกษาผลของการแกรนูเลชันต่อกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ โดยประเมินทั้งสมรรถนะของกระบวนการในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส และการเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างชุมชนจุลินทรีย์ภายในระบบ เพื่ออธิบายความสัมพันธ์ระหว่างโครงสร้างชีวมวลแบบแกรนูลกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหาร ความรู้ที่ได้จากการศึกษานี้จะเป็นพื้นฐานสำคัญในการพัฒนาและปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียให้มีประสิทธิภาพ เสถียรภาพ และความยั่งยืนมากยิ่งขึ้น ตลอดจนสนับสนุนการออกแบบระบบที่ใช้ทรัพยากรคาร์บอนภายในระบบได้อย่างเกิดประโยชน์สูงสุด

2. วัตถุประสงค์

เพื่อประเมินผลของกระบวนการแกรนูเลชันต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ และความสัมพันธ์กับโครงสร้างและองค์ประกอบชุมชนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

3. ขอบเขตของการศึกษา

การศึกษานี้ดำเนินการในระดับห้องปฏิบัติการ โดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแกรนูลูลาสลัดจ์ และใช้น้ำเสียสังเคราะห์เป็นตัวแทนน้ำเสียจริง เพื่อประเมินผลของกระบวนการแกรนูเลชันต่อการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

4. ขั้นตอนและวิธีการดำเนินงาน

4.1 อุปกรณ์ทดลองและสภาวะการเดินระบบ

ในการศึกษานี้ใช้ถังปฏิกรณ์แบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) จำนวน 2 ถัง ได้แก่ Reactor 1 EBPR แบบ floc (R1) และ Reactor 2 EBPR-AGS (R2) โดย R1 เป็นถังทรงกระบอก มีเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 20 ซม. ความสูง 30 ซม. และมีปริมาตรใช้งาน 3 ลิตร และ R2 เป็นถังทรงกระบอก มีเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 10 ซม. ความสูง 40 ซม. และมีปริมาตรใช้งาน 2 ลิตร ระบบควบคุมรอบการทำงานแบบอัตโนมัติด้วย time program controller ระบบเติมอากาศของแต่ละควบคุมค่า DO ให้อยู่ที่ประมาณ 4-6 mg/L ในช่วง aerobic phase การทดลองดำเนินการที่อุณหภูมิห้อง โดยมี volume exchange ratio เท่ากับ 50 % และมีค่า HRT แตกต่างกันว่า 24 และ 12 ชั่วโมงตามลำดับ อย่างไรก็ตาม R1 และ R2 ถูกออกแบบให้มีรูปแบบการเดินระบบ (operational cycle) แตกต่างกัน โดย R1 ดำเนินการในโหมด anaerobic/ aerobic (A/O) ประกอบด้วยขั้นตอน anaerobic/aerobic/settling/decant มีระยะเวลาต่อรอบ 12 ชั่วโมง และเดินระบบวันละ 2 รอบ ระยะเวลาในแต่ละช่วง ได้แก่ anaerobic 210 นาที aerobic 420 นาที, settling 30 นาที และ decant 30 นาที ขณะที่ R2 ดำเนินการในโหมด anaerobic/ aerobic (A/O) ประกอบด้วยขั้นตอน anaerobic/aerobic/settling/decant มีระยะเวลาต่อรอบ 6 ชั่วโมง และเดินระบบวันละ 4 รอบ ระยะเวลาในแต่ละช่วง ได้แก่ anaerobic 85 นาที aerobic 240 นาที, settling 5 นาที และ decant 20 นาที นอกจากนี้ ใน R2 มีการปรับลดระยะเวลาการตกตะกอนจาก 30 นาที เหลือ 5 นาที อย่างค่อยเป็นค่อยไป เพื่อคัดเลือกชีวมวลที่มีความสามารถในการตกตะกอนดี และส่งเสริมการพัฒนาเป็นตะกอนแกรนูล ขณะที่ R1 คงระยะเวลาการตกตะกอนไว้ที่ 30 นาที ตลอดการทดลอง

4.2 ตะกอนตั้งต้นและน้ำเสียสังเคราะห์

ตะกอนตั้งต้นที่ใช้ในการศึกษานี้เป็นตะกอนชนิดฟล็อก (flocculent sludge) ซึ่งมีค่า mixed liquor suspended solids (MLSS) เท่ากับ 6000 mg g/L และมีค่า sludge volume index (SVI₃₀) เท่ากับ 250 mL/g ตะกอนดังกล่าวได้มาจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ซึ่งเพาะเลี้ยงภายใต้ระยะเวลาเต็มอากาศก่อนนำมาใช้เป็นเชื้อเริ่มต้นในถังปฏิกรณ์ ได้แก่ R1 และ R2

Reactor 1 (R1) โดยมีองค์ประกอบหลักประกอบด้วย CH₃COONa 1,000 mg/L (แหล่งคาร์บอน), NH₄Cl (แหล่งไนโตรเจน) 56 mg/L, KH₂PO₄ (แหล่งฟอสฟอรัส) 30 mg/L และสารอาหารรอง ได้แก่ MgSO₄·7H₂O 10 mg/L, CaCl₂·H₂O 10 mg/L และ 1 mL/L trace element solution และปรับค่า pH ให้อยู่ที่ 7.5 ± 0.2 ด้วยการเติม NaHCO₃ [6] Reactor 2 (R2) ใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่ปรับองค์ประกอบเพื่อส่งเสริมการคัดเลือก PAO และการเกิดตะกอนแกรนูล โดยมียังประกอบด้วย CH₃COONa 1,000 mg/L (แหล่งคาร์บอน), NH₄Cl (แหล่งไนโตรเจน) 56 mg/L, KH₂PO₄ (แหล่งฟอสฟอรัส) 15 mg/L และสารอาหารรอง ได้แก่ MgSO₄·7H₂O 10 mg/L, CaCl₂·H₂O 10 mg/L และ 1 mL/L trace element solution [5,6]

4.3 วิธีการวิเคราะห์ (Analytical Methods)

ตลอดระยะเวลาการทดลอง มีการเก็บตัวอย่างจากน้ำเข้า (influent), น้ำทิ้ง (effluent) และน้ำผสมภายในถังปฏิกรณ์ (mixed liquor) อย่างสม่ำเสมอเพื่อติดตามประสิทธิภาพของระบบ พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ประกอบด้วย chemical oxygen demand (COD), แอมโมเนียไนโตรเจน (NH₄⁺-N), ไนไตรต์ไนโตรเจน (NO₂⁻-N), ไนเตรตไนโตรเจน (NO₃⁻-N), total phosphorus (TP), mixed liquor suspended solids (MLSS), mixed liquor volatile suspended solids (MLVSS) และ sludge volume index (SVI₅) โดยดำเนินการวิเคราะห์ตามวิธีมาตรฐานสำหรับการตรวจวิเคราะห์น้ำและน้ำเสีย [5]

การวิเคราะห์ตัวอย่างแต่ละพารามิเตอร์ดำเนินการอย่างน้อย 3 ซ้ำ (triplicate) และรายงานผลในรูปค่าเฉลี่ย ± ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน (mean ± standard deviation) ค่า dissolved oxygen (DO) และ pH วัดด้วยเครื่องวัดแบบพกพาชนิดอิเล็กทรอนิกส์ (portable electrochemical meter) ตลอดการเดินระบบ เพื่อควบคุมสถานะการทำงานของถังปฏิกรณ์ให้เป็นไปตามที่กำหนด การวิเคราะห์ทางสถิติใช้โปรแกรมสำเร็จรูป (Excel) โดยใช้ one-way analysis of variance (ANOVA) เพื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยระหว่างกลุ่มข้อมูล และพิจารณาความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น p<0.05

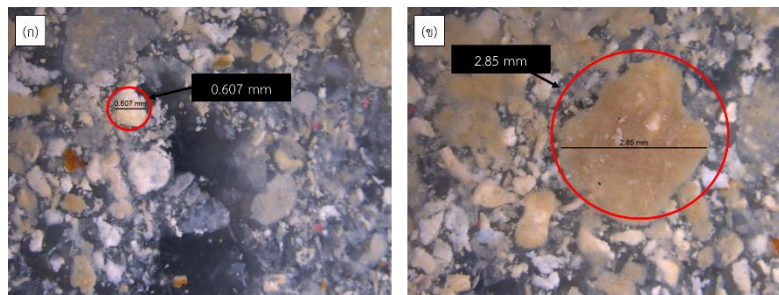
4.4 การวิเคราะห์องค์ประกอบชุมชนจุลินทรีย์

องค์ประกอบชุมชนจุลินทรีย์วิเคราะห์ด้วยเทคนิคการหาลำดับเบสของยีน 16S rRNA โดยสกัดดีเอ็นเอรวมจากตัวอย่างตะกอน เพิ่มปริมาณยีนเป้าหมายด้วยวิธี PCR และวิเคราะห์ลำดับเบสด้วยเทคโนโลยี next-generation sequencing (NGS) ข้อมูลที่ได้ผ่านการคัดกรองคุณภาพและจำแนกอนุกรมวิธานโดยเปรียบเทียบกับฐานข้อมูลอ้างอิง เพื่อแสดงสัดส่วนสัมพันธ์ของจุลินทรีย์ในแต่ละระดับอนุกรมวิธาน

5. ผลการศึกษาและอภิปรายผล

5.1 การเปลี่ยนแปลงลักษณะตะกอนและการเกิดแกรนูลในระบบ SBR

จากตารางที่ 1 แสดงผลการวิเคราะห์ลักษณะของตะกอน จากระบบทดลอง 2 ถัง ได้แก่ R1 และ R2 ซึ่งเดินระบบภายใต้เงื่อนไขเดียวกัน พบว่าในระยะเริ่มต้น (วันที่ 0) ตะกอนแบบฟล็อก (R1) มีลักษณะเป็นฟล็อก ดังแสดงในรูปที่ 1(ก) ตกตะกอนได้ไม่ดี โดยมีค่า SVI_{30} เท่ากับ 205.23 mL/g ซึ่งแสดงถึงฟล็อกที่มีความเบา และหลวม เมื่อเดินระบบต่อเนื่องพบว่าลดลงเพียงเล็กน้อยเมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวที่ 106.34 ± 7.73 mL/g โดยไม่พบการเปลี่ยนผ่านไปสู่โครงสร้างเม็ดอย่างชัดเจน สะท้อนว่าระบบไม่มีแรงคัดเลือกทางไฮดรอลิกเพียงพอในการสร้างเม็ดแกรนูล ในทางตรงกันข้าม R2 ซึ่งออกแบบให้มีแรงคัดเลือกทางกายภาพสูงกว่า แสดงแนวโน้มการเพิ่มขึ้นของขนาดอนุภาค (d_{50}) อย่างต่อเนื่อง ควบคู่กับการลดลงของค่า SVI_{30} และ SVI_5 ได้แก่ 38.58 ± 5.62 และ 43.57 ± 6.68 mL/g ในระยะเสถียร แสดงถึงการพัฒนาโครงสร้างเม็ดที่มีการตกตะกอนได้ดีขึ้นดังแสดงในรูปที่ 1(ข) ผลการศึกษาดังกล่าวสอดคล้องกับ [6] ที่พบว่าการลดเวลาการตกตะกอนและการเพิ่มแรงเฉือนในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญต่อการสร้างเม็ดแกรนูล นอกจากนี้ [7] รายงานว่าการเพิ่มแรงคัดเลือกทางไฮดรอลิกสามารถลดค่า SVI จาก >150 mL/g ลง <80 mL/g เมื่อแกรนูลพัฒนาเต็มที่ ขณะที่ [7] ชี้ว่าการเพิ่มความหนาแน่นของตะกอนและการสะสม EPS เป็นกลไกหลักที่ช่วยเสริมความแข็งแรงของโครงสร้างเม็ด



รูปที่ 1 ลักษณะของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ (ก) R1 และ (ข) R2 ที่สภาวะคงตัว

ตารางที่ 1 ความเข้มข้นของตะกอน ความสามารถในการตกตะกอน และขนาดตะกอนในถังปฏิกรณ์ R1 และ R2 ที่สภาวะคงตัว

พารามิเตอร์	R1	R2
ความเข้มข้นของตะกอน (MLSS mg/L)	2,000 ± 55.32	2,500 ± 33.23
ความสามารถในการตกตะกอน (SVI_{30} mL/g)	102 ± 49.22	56 ± 12.34
ความสามารถในการตกตะกอน (SVI_5 mL/g)	(-)	61 ± 43.12
อัตราส่วน SVI_5/SVI_{30}	(-)	≈ 1
ขนาดตะกอนโดยเฉลี่ย (μm)	~100	~400-1000

**** (-) ไม่มีการวิเคราะห์

5.2 การกำจัดสารอินทรีย์

ระบบทดลองทั้งสองถึงสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ตั้งแต่ระยะเริ่มต้นของการเดินระบบ โดย R1 มีประสิทธิภาพการกำจัด COD เฉลี่ย 85.5 ± 4.2 % ขณะที่ R2 มีค่าเฉลี่ย 90.44 ± 2.65 % แม้ว่าค่าร้อยละการกำจัดของทั้งสองระบบจะอยู่ในระดับใกล้เคียงกัน แต่ผลการวิเคราะห์ทางสถิติพบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) เมื่อพิจารณาในเชิงอัตราการกำจัดจำเพาะ (specific removal rate) พบว่า R2 มีค่าสูงกว่า R1 ประมาณสองเท่า (0.871 เทียบกับ 0.495 mg/g VSS-d)

แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ในระบบ R2 มีศักยภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่อหน่วยมวลตะกอนระเหยได้สูงกว่า ความแตกต่างดังกล่าวจึงมิได้เกิดจากปริมาณตะกอนจุลินทรีย์เพียงอย่างเดียว แต่สัมพันธ์กับกิจกรรมของจุลินทรีย์และลักษณะโครงสร้างของตะกอนที่มีความเสถียรมากกว่า ผลการศึกษานี้สอดคล้องกับรายงานของ [8] ที่พบว่าโครงสร้างของตะกอนแบบแกรนูลซึ่งมีความหนาแน่นสูงและมีแรงเฉือนช่วยคัดเลือกจุลินทรีย์ที่มีอัตราการเจริญเติบโตช้า แต่มีประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่อหน่วยสูง ส่งผลให้ค่า specific substrate utilization rate เพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับระบบฟล็อกทั่วไป อย่างไรก็ตาม งานของ [6] รายงานว่าความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัด COD ระหว่างระบบฟล็อกและ AGS อาจไม่เด่นชัดเมื่อภาระสารอินทรีย์อยู่ในระดับปานกลาง ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองครั้งนี้ที่ค่าการกำจัดเฉลี่ยของทั้งสองระบบอยู่ในช่วงใกล้เคียงกัน แม้ R2 จะมีค่าอัตราการกำจัดจำเพาะสูงกว่าอย่างชัดเจน ดังนั้น ผลที่ได้จึงแสดงให้เห็นว่าระบบ R2 ไม่ได้ปรากฏเพียงในรูปของค่าการกำจัดเฉลี่ยที่สูงกว่าเท่านั้น แต่สะท้อนผ่านประสิทธิภาพเชิงกิจกรรมของจุลินทรีย์ต่อหน่วยมวลตะกอน และเสถียรภาพของโครงสร้างตะกอน ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญที่สนับสนุนการทำงานของระบบภายใต้สภาวะโหลดที่เปลี่ยนแปลง

5.3 การกำจัดไนโตรเจน

ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของทั้งสองระบบแตกต่างกันอย่างชัดเจน โดย R1 สามารถกำจัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ได้เฉลี่ย $84.89 \pm 4.30 \%$ และ TN ได้เฉลี่ย $69.81 \pm 7.43 \%$ ขณะที่ R2 กำจัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ได้เฉลี่ย $66.07 \pm 4.30 \%$ และ TN ได้เฉลี่ย $51.50 \pm 7.01 \%$ ผลการวิเคราะห์ทางสถิติยืนยันว่าค่าการกำจัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ และ TN ของทั้งสองระบบแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) แม้ R2 จะมีค่าการกำจัดเฉลี่ยต่ำกว่า R1 และเมื่อพิจารณาอัตราการกำจัดจำเพาะของ TN (specific TN removal rate) พบว่า R2 มีค่าสูงกว่าเล็กน้อย (0.011 เทียบกับ $0.010 \text{ mg N/g VSS}\cdot\text{d}$) อย่างไรก็ตาม ความแตกต่างดังกล่าวอยู่ในระดับต่ำ สะท้อนว่าความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนต่อหน่วยมวลตะกอนจุลินทรีย์ของทั้งสองระบบมีความใกล้เคียงกัน ดังนั้น ความแตกต่างของค่าการกำจัดรวมจึงอาจเกี่ยวข้องกับปริมาณและพฤติกรรมการกักเก็บตะกอนในแต่ละถัง รวมถึงความแตกต่างของความเข้มข้นชีวมวลมากกว่าความสามารถเชิงกิจกรรมของจุลินทรีย์ต่อหน่วยมวลโดยตรง ในงานศึกษาของ [6] รายงานว่าระบบ Aerobic Granular Sludge (AGS) สามารถสร้างสภาพหลายชั้นภายในเม็ดตะกอนและส่งเสริมกระบวนการ simultaneous nitrification–denitrification (SND) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ขณะที่ [7] แสดงให้เห็นว่าภายใต้การควบคุมค่า DO และ SRT อย่างเหมาะสม ระบบ AGS สามารถกำจัดไนโตรเจนรวมได้มากกว่า 80% อย่างไรก็ตาม งานวิจัยดังกล่าวดำเนินการภายใต้สภาวะที่ควบคุมได้ค่อนข้างคงที่และมีระยะเวลาการเดินระบบยาวนานจนโครงสร้างแกรนูลมีเสถียรภาพสูง เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาอื่น ๆ ซึ่งมีความแปรผันของภาระสารอินทรีย์และระยะเวลาการพัฒนาแกรนูลจำกัด ประสิทธิภาพ TN ที่ได้จึงอาจยังไม่สะท้อนศักยภาพสูงสุดของระบบแกรนูล ผลลัพธ์ที่พบจึงสอดคล้องกับแนวคิดของ [7] ที่ชี้ว่าแม้โครงสร้างแกรนูลจะเอื้อต่อการเกิด stratification ภายในเม็ดตะกอน แต่ประสิทธิภาพที่เกิดขึ้นจริงยังขึ้นอยู่กับกระบวนการควบคุมสภาวะการเดินระบบและเสถียรภาพของชุมชนจุลินทรีย์ร่วมด้วย

5.4 การกำจัดฟอสฟอรัส

ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของทั้งสองระบบประเมินจากค่า orthophosphate ในน้ำที่ทดลองการทดลอง โดย Reactor 1 กำจัดได้เฉลี่ย $64.56 \pm 5.17 \%$ ขณะที่ Reactor 2 กำจัดได้เฉลี่ย $55.85 \pm 6.04 \%$ ซึ่งแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) แม้ค่าเฉลี่ยของ R2 จะต่ำกว่า แต่ภายหลังจากการพัฒนาโครงสร้างแกรนูล แนวโน้มการทำงานมีความสม่ำเสมอมากกว่า ดังแสดงในรูปที่ 2 อัตราการกำจัดจำเพาะของฟอสฟอรัส (specific phosphorus removal rate) ของ R2 เท่ากับ $0.008 \text{ mg P/g VSS}\cdot\text{d}$ สูงกว่า R1 ซึ่งมีค่า $0.0067 \text{ mg P/g VSS}\cdot\text{d}$ ประมาณ 19 % แสดงให้เห็นว่าตะกอน

แกรนูลมีศักยภาพในการสะสมฟอสฟอรัสต่อหน่วยชีวมวลสูงกว่า อย่างไรก็ตาม ความแตกต่างดังกล่าวอยู่ในระดับปานกลาง สะท้อนว่าโครงสร้างตะกอนส่งผลต่อศักยภาพเชิงจำเพาะของชีวมวล เมื่อเปรียบเทียบกับรายงานก่อนหน้า พบว่าระบบตะกอนแกรนูลมักแสดงศักยภาพการกำจัดฟอสฟอรัสที่สูงกว่าระบบตะกอนฟล็อก เนื่องจากโครงสร้างที่มีการจัดเรียงชั้นจุลินทรีย์ชัดเจนและเอื้อต่อการเกิดกระบวนการสะสมฟอสเฟตภายในเม็ดตะกอน [6,9] อย่างไรก็ตาม ผลการศึกษานี้แสดงให้เห็นว่าการมีโครงสร้างแกรนูลเพียงอย่างเดียวไม่ได้รับประกันค่าการกำจัดรวมที่สูงกว่าอย่างมีนัยสำคัญในระดับระบบ แม้ค่าอัตราการกำจัดจำเพาะของ R2 จะสูงกว่า แต่ค่าเฉลี่ยการกำจัดรวมยังต่ำกว่า R1 สะท้อนว่าปัจจัยด้านโครงสร้างและการกระจายตัวของจุลินทรีย์ภายในตะกอนมีบทบาทมากกว่าผลลัพธ์เชิงปริมาณรวมของระบบ ผลดังกล่าวสอดคล้องกับข้อสังเกตของ [5] ที่รายงานว่าประสิทธิภาพของกระบวนการ EBPR ขึ้นอยู่กับสมดุลของกลุ่มจุลินทรีย์และพลวัตภายในมวลตะกอนมากกว่าลักษณะทางกายภาพของตะกอนเพียงอย่างเดียว

5.5 โครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์

การวิเคราะห์องค์ประกอบชุมชนจุลินทรีย์ระดับไฟลัมของ R1 และ R2 พบว่าในทั้งสองระบบ Proteobacteria ยังคงเป็นไฟลัมที่มีสัดส่วนสูงที่สุด สอดคล้องกับรายงานในระบบ aerobic granular sludge (AGS) ส่วนใหญ่ที่ระบุว่า Proteobacteria เป็นกลุ่มหลักของระบบ โดยเฉพาะในช่วงเริ่มต้นของการก่อตัวเม็ดตะกอน เนื่องจากมีบทบาทสำคัญในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส อย่างไรก็ตาม ใน R2 พบว่าสัดส่วนของ Proteobacteria ลดลงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับ R1 ซึ่งอาจไม่ได้สะท้อนถึงการลดลงเชิงปริมาณโดยตรง แต่เป็นผลจากการเพิ่มขึ้นของไฟลัมอื่น ส่งผลให้โครงสร้างชุมชนมีความหลากหลายมากขึ้น แนวโน้มดังกล่าวสอดคล้องกับแนวคิดของ [6] ที่เสนอว่าเมื่อแกรนูลพัฒนาเข้าสู่ระยะเสถียร ความหลากหลายของชุมชนมักเพิ่มขึ้น แม้กลุ่มหลักยังคงครอบครองสัดส่วนสูงดังแสดงในรูปที่ 3

ใน R2 พบการเพิ่มขึ้นของ *Planctomycetota* (20.06%) และ *Actinobacteriota* (8.69%) อย่างชัดเจน การเพิ่มขึ้นของ *Planctomycetota* อาจสัมพันธ์กับการเกิดโครงสร้างแบบ layered structure ภายในเม็ด ซึ่งทำให้เกิด micro-anaerobic niche ที่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์กลุ่มนี้ ขณะที่ *Actinobacteriota* มักเกี่ยวข้องกับการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนและการคงโครงสร้าง biofilm งานของ [9] [10] รายงานว่าระบบ AGS ที่มีเสถียรภาพสูงและมีการพัฒนาเม็ดอย่างเต็มที่ มักพบการเพิ่มขึ้นของไฟลัมที่เกี่ยวข้องกับความเสถียรของโครงสร้างเม็ด ซึ่งสอดคล้องกับแนวโน้มที่พบใน R2 ของการศึกษานี้ สอดคล้องกับรายงานของ [11] ที่ระบุว่า Proteobacteria เป็นไฟลัมหลักในระบบ AGS อย่างไรก็ตาม งานหลายฉบับรายงานว่าเมื่อแกรนูลพัฒนาเต็มที่ สัดส่วนของไฟลัมอื่น เช่น *Planctomycetota* และ *Actinobacteriota* มักเพิ่มขึ้นซึ่งสอดคล้องกับผลของ R2 ในงานวิจัยนี้

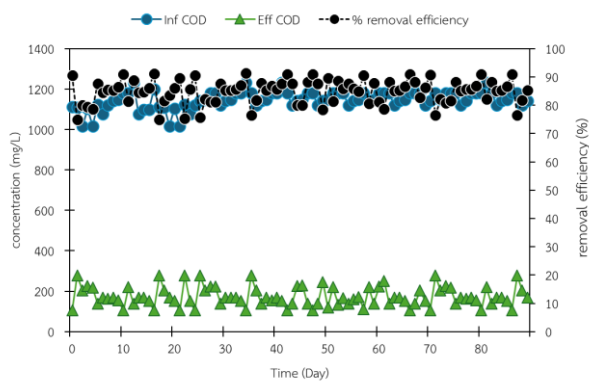
เมื่อพิจารณาในระดับสกุลกลุ่มที่เกี่ยวข้องกับการสร้าง extracellular polymeric substances (EPS) เช่น *Pseudomonas* (3.76%) และ *Amaricoccus* (4.83%) มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นใน R2 อยู่ที่ว่าเพิ่มขึ้นดังกล่าวอาจเกิดจากแรงคัดเลือกทางไฮดรอลิกและ shear force ภายในระบบ ซึ่งเอื้อต่อจุลินทรีย์ที่สามารถสร้างเมทริกซ์ยึดเกาะได้ดี งานวิจัยรายงานว่า mature granule มักมีสัดส่วนของ EPS-producing bacteria สูงขึ้น เนื่องจาก EPS มีบทบาทสำคัญต่อความแข็งแรง ความหนาแน่น และความสามารถในการตกตะกอนของเม็ด

ในทางตรงกันข้ามสกุล *Thauera* (0.73%) ซึ่งเป็นกลุ่ม DPAO มีแนวโน้มลดลงใน R2 การเปลี่ยนแปลงดังกล่าวอาจสัมพันธ์กับความแตกต่างของสภาวะภายในเม็ด เช่น การแทรกซึมของออกซิเจน หรือการแข่งขันกับจุลินทรีย์กลุ่มอื่นที่มีหน้าที่ใกล้เคียงกัน งานวิจัยในระบบ AGS หลายฉบับรายงานว่าความหลากหลายของ *Thauera* มีความแปรผันสูงและขึ้นกับเงื่อนไขการเดินระบบ เช่น ระยะเวลา anoxic phase และชนิดของแหล่งคาร์บอน จึงไม่จำเป็นต้องเป็นกลุ่มเด่นในทุกๆ ระบบ

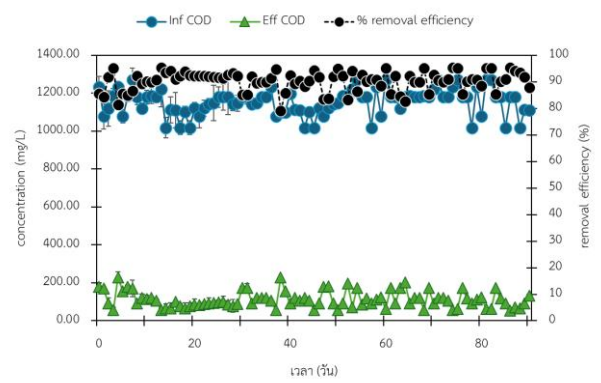
สำหรับฟิล์มที่พบในสัดส่วนต่ำ เช่น *Bdellovibrionota* (1.09%) มักถูกจัดอยู่ในกลุ่ม rare biosphere ซึ่งมีบทบาทเชิงนิเวศเฉพาะ เช่น การเป็นแบคทีเรียผู้ล่า การพบในระดับต่ำจึงสอดคล้องกับรายงานจากระบบบำบัดชีวภาพอื่น ๆ ที่ระบุว่ากลุ่มดังกล่าวไม่ใช่กลุ่มทำงานหลักของระบบ

โดยภาพรวม ผลของ R2 แสดงให้เห็นถึงการเพิ่มความหลากหลายของโครงสร้างชุมชนและการเสริมบทบาทของกลุ่มที่เกี่ยวข้องกับโครงสร้างเม็ดตะกอน ซึ่งสอดคล้องกับรายงานจากทั้งระบบระดับห้องปฏิบัติการและระดับใช้งานจริงที่ระบุว่าความเสถียรของ AGS ไม่ได้ขึ้นกับ ความหลากหลาย ของ PAO เพียงอย่างเดียว แต่ขึ้นกับโครงสร้างชุมชนโดยรวม การแบ่งชั้นเชิงนิเวศภายในเม็ด และปฏิสัมพันธ์ระหว่างจุลินทรีย์หลายกลุ่มภายใต้สภาวะแวดล้อมที่ซับซ้อนภายในแกรนูล

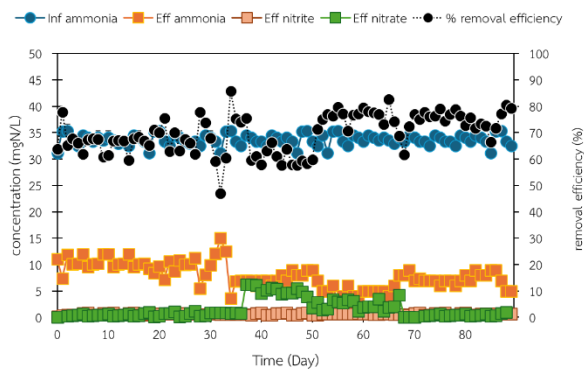
(ก)



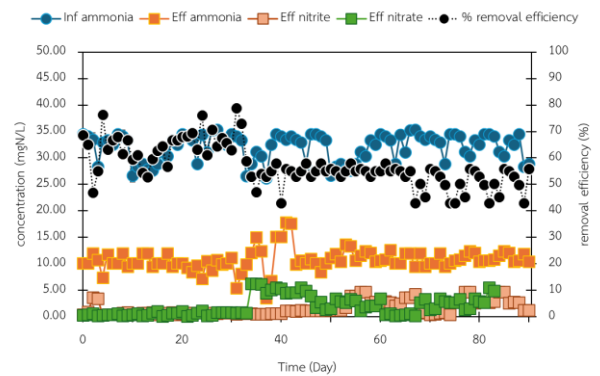
(ข)



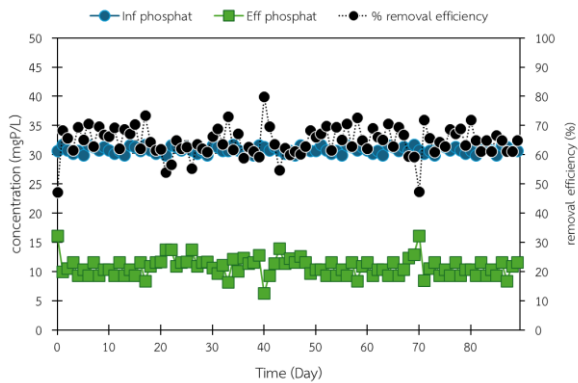
(ค)



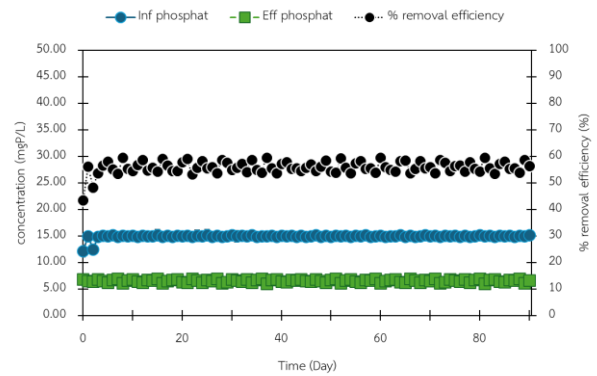
(ง)



(จ)

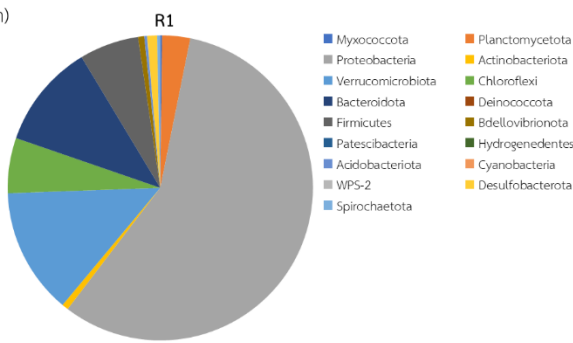


(ฉ)

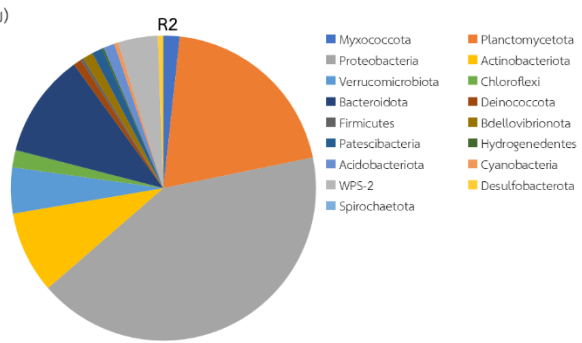


รูปที่ 2 ผลการกำจัด (ก) สารอินทรีย์, (ค) ไนโตรเจน และ (จ) ฟอสฟอรัสของถังปฏิกรณ์ R1 และการกำจัด (ข) สารอินทรีย์, (ง) ไนโตรเจน และ (ฉ) ฟอสฟอรัสของถังปฏิกรณ์ R2

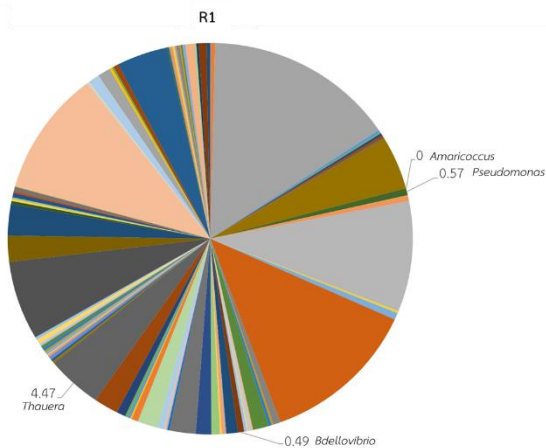
(ก)



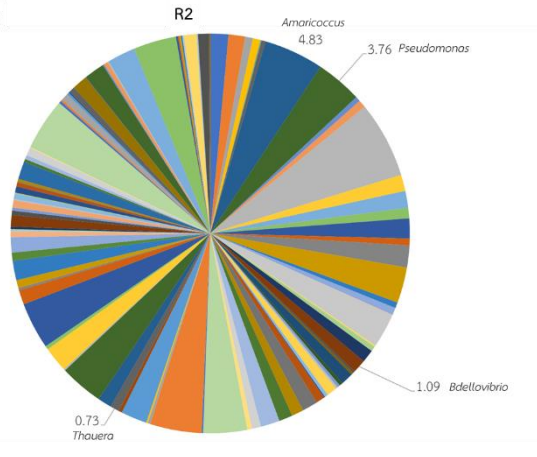
(ข)



(ค)



(ง)



รูปที่ 3 ปริมาณสัมพัทธ์ของประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ R1 และ R2 ในสภาวะคงตัว (ก,ข) ระดับไฟลัม (ค,ง) ระดับจีโนส

6. สรุปผลการทดลอง

การศึกษานี้ประเมินผลของกระบวนการแกรนูลเลชันต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ รวมถึงการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างชุมชนจุลินทรีย์ในระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ผลการกำจัดไนโตรเจนพบว่า R1 มีประสิทธิภาพการกำจัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ และ TN สูงกว่า R2 อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) ขณะที่ด้านการกำจัด ฟอสฟอรัส R1 มีค่าการกำจัด orthophosphate สูงกว่า R2 เช่นกัน อย่างไรก็ตาม R2 ซึ่งเป็นระบบตะกอนแกรนูลมีแนวโน้มการทำงานที่สม่ำเสมอกว่า และมีค่า specific phosphorus removal rate สูงกว่า สะท้อนถึงศักยภาพเชิงจำเพาะต่อหน่วย ชีวมวลที่ดีขึ้น แม้ไม่ส่งผลให้ค่าการกำจัดรวมสูงกว่าอย่างชัดเจน การวิเคราะห์องค์ประกอบชุมชนจุลินทรีย์พบว่า *Proteobacteria* เป็นไฟลัมหลักในทั้งสองระบบ ขณะที่ R2 มีความหลากหลายของชุมชนเพิ่มขึ้น โดยพบการเพิ่มขึ้นของ *Planctomycetota* และ *Actinobacteriota* ซึ่งสัมพันธ์กับการพัฒนาโครงสร้างเม็ดและเสถียรภาพของตะกอน นอกจากนี้ กลุ่มจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับการสร้าง EPS เช่น *Pseudomonas* และ *Amaricoccus* มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นใน R2 สอดคล้องกับ บทบาทในการเสริมความแข็งแรงและความหนาแน่นของแกรนูล ในทางกลับกัน กลุ่ม *Thauera* มีแนวโน้มลดลง แสดงให้เห็นถึงความแตกต่างของสภาวะเชิงนิเวศภายในเม็ดตะกอน โดยสรุป กระบวนการแกรนูลเลชันส่งผลต่อโครงสร้างตะกอนและ องค์ประกอบชุมชนจุลินทรีย์อย่างชัดเจน ทำให้ระบบมีความหลากหลายและเสถียรมากขึ้น อย่างไรก็ตาม การเปลี่ยนแปลง ดังกล่าวไม่ได้ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดรวมสูงขึ้นเสมอไป สะท้อนว่าประสิทธิภาพของระบบบำบัดขึ้นกับปฏิสัมพันธ์ของ ชุมชนจุลินทรีย์และโครงสร้างภายในตะกอนโดยรวม

เอกสารอ้างอิง

- [1] Liang, Z., Li, W., Yang, S., & Du, P. (2022). Advances in aerobic granular sludge for nutrient removal: Performance and microbial community dynamics. *Science of the Total Environment*, 806, 150632.
- [2] Yuan, Z., Pratt, S., & Batstone, D. J. (2020a). Biological phosphorus removal: Advances in modeling and understanding of PAO metabolism. *Water Research*, 182, 115–130. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115965>
- [3] Yuan, Z., Pratt, S., & Batstone, D. J. (2020a). Biological phosphorus removal: Advances in modeling and understanding of PAO metabolism. *Water Research*, 182, 115–130. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115965>
- [4] Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., & Tay, J. H. (2019). Role of aerobic granules in nutrient removal: A review. *Bioresource Technology*, 273, 623–632.
- [5] American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). APHA.
- [6] Lopez-Vazquez, C. M., Oehmen, A., Hooijmans, C. M., Brdjanovic, D., Gijzen, H. J., Yuan, Z., & van Loosdrecht, M. C. M. (2009). Modeling the PAO-GAO competition: Effects of carbon source, pH and temperature. *Water Research*, 43(2), 450–462.
- [7] Oehmen, A., Lemos, P. C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L. L., & Reis, M. A. M. (2007). Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. *Water Research*, 41(11), 2271–2300.
- [8] Liu, Y., & Tay, J. H. (2002). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36(7), 1653–1665.
- [9] Wang, Z. W., Liu, Y., & Tay, J. H. (2005). Distribution of EPS and cell surface hydrophobicity in aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 69(4), 469–473.
- [10] de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, 49(11–12), 9–17.

- [11] de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2006). Formation of aerobic granules with domestic sewage. *Journal of Environmental Engineering*, 132(6), 694–697.