



## แหล่งของคาร์บอนในรูปกรดแอสติคจากการหมักตะกอนส่วนเกินของระบบก๊าซชีวภาพในการกำจัดสารอาหารในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูน

ฉัตรลดา เพ็ญชัย นิตยา บุญเทียน\* ธันย์ชนก พรตอน และ Mohamad Padri  
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

\* ผู้นิพนธ์ประสานงาน โทรศัพท์ 08 0481 0955 อีเมล: n.boontian@sut.ac.th DOI: 10.14416/j.kmutnb.2021.03.003

รับเมื่อ 9 มีนาคม 2563 แก้ไขเมื่อ 8 มิถุนายน 2563 ตอรับเมื่อ 16 กรกฎาคม 2563 เผยแพร่ออนไลน์ 4 มีนาคม 2564

© 2021 King Mongkut's University of Technology North Bangkok. All Rights Reserved.

### บทคัดย่อ

สารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในน้ำเสียเป็นปัญหามลพิษทางน้ำที่สำคัญ ซึ่งการควบคุมระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูนจำเป็นต้องมีการเติมแหล่งคาร์บอนจากภายนอก และสารเคมีที่เป็นต่าง ทำให้เสียค่าใช้จ่ายในการซื้อสารเคมีเพิ่มขึ้น ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงมุ่งศึกษาถึงการกำจัดฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และซีโอดีในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยทดลองเติมกรดแอสติคที่ได้จากการหมักตะกอนส่วนเกินของระบบผลิตก๊าซชีวภาพ และควบคุมความเป็นต่างจากการเติมมูลสุกร และโซเดียมไบคาร์บอเนตที่สัดส่วนเท่ากับ 2 : 1 กำหนดให้ค่าฟอสฟอรัสเท่ากับ 25 มก./ล. ไนโตรเจนในรูปของทีเคอนเท่ากับ 15 มก./ล. และซีโอดี (กรดแอสติคที่ได้จากการหมักตะกอนส่วนเกินแบบไร้ออกซิเจน) เท่ากับ 380 มก./ล. อายุตะกอนเท่ากับ 60 วัน ผลการทดลองเมื่อใช้แหล่งคาร์บอนจากการหมักตะกอนส่วนเกินแบบไร้ออกซิเจนพบว่า เมื่อเดินระบบจนเข้าสู่สภาวะคงที่ (91 วัน) การกำจัดฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และสารอินทรีย์คาร์บอนมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น (ร้อยละ 6.92, 20.72 และ 0.74) เมื่อเทียบกับระบบที่ใช้มูลสุกรอย่างเดียวในการควบคุมความเป็นต่าง ซึ่งจากการทำสมดุลมวลพบว่า มีปริมาณของฟอสฟอรัสที่สะสมในเซลล์จุลินทรีย์ร้อยละ 52.32 แสดงว่าปริมาณกรดแอสติคจากการหมักตะกอนส่วนเกินของระบบผลิตก๊าซชีวภาพสามารถใช้ทดแทนกรดแอสติคจากสารเคมี ซึ่งสามารถนำมาใช้เป็นแนวทางในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน และช่วยลดต้นทุนการเดินระบบได้

**คำสำคัญ:** กรดแอสติค ซีโอดี ตะกอนส่วนเกิน ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส สมดุลมวล



## Acetic Acid as a Carbon Source from Fermentation of Biogas Excess Sludge for the Removal of Nutrients in Enhanced Biological Phosphorus Removal Processes

Chatlada Piasai, Nittaya Boontian\*, Thunchanok Phorndon and Mohamad Padri

School of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, Thailand

\* Corresponding Author, Tel. 08 0481 0955, E-mail: n.boontian@sut.ac.th DOI: 10.14416/j.kmutnb.2021.03.003

Received 9 March 2020; Revised 8 June 2020; Accepted 16 July 2020; Published online: 4 March 2021

© 2021 King Mongkut's University of Technology North Bangkok. All Rights Reserved.

### Abstract

High level of organic carbon, nitrogen, and phosphorus are serious wastewater problems. The control of enhanced biological phosphorus removal processes requires the addition of external carbon sources and alkaline chemicals that can increase the cost of additional chemicals. This research aims to study the efficiency of phosphorus nitrogen and COD in enhanced biological phosphorus removal of municipal wastewater treatment plant. Acetic acid from fermented excess sludge of biogas processes was used as carbon source with controlled alkaline by pig manure and sodium bicarbonate at ratio 2 : 1 in the EBPR. In the experiments, 25 mg/L of phosphorus and 380 mg/L of COD were used with 60 days of sludge retention time. The results showed a steady state after 91 days. The phosphorus, nitrogen and carbon removal has tended to increase by 6.92, 20.72 and 0.74 percent compared to the systems that use only pig manure to control the alkalinity. Mass balance showed that phosphorus in cell was 52.32%. The EBPR process is able to use acetic acid from the fermented excess sludge from biogas processes as the substitutes of the chemicals. Therefore, the mass balance is potential to be a guideline for controlling the municipal wastewater treatment system and reduce the operational cost.

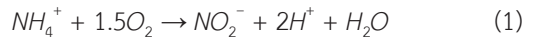
**Keywords:** Acetic Acid, COD, Excess Sludge, Nitrogen, Phosphorus, Mass Balance

Please cite this article in press as: C. Piasai, N. Boontian, T. Phorndon, and M. Padri, "Acetic acid as a carbon source from fermentation of biogas excess sludge for the removal of nutrients in enhanced biological phosphorus removal processes," *The Journal of KMUTNB*, 2021 (in Thai), doi: 10.14416/j.kmutnb.2021.03.003.

## 1. บทนำ

ปัญหายูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) เป็นปัญหามลพิษทางน้ำที่เกิดจากสารอาหารในแหล่งน้ำมีความเข้มข้นสูง โดยเฉพาะไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสูงเกินมาตรฐาน โดยน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนหลายจังหวัดในประเทศไทยพบค่าฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total Phosphorus; TP) อยู่ระหว่าง 3.01–55.73 มก./ล. [1] ซึ่งเกินมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่กำหนดว่าไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen; TN) ไม่ควรเกิน 20 มก./ล. และ TP ไม่ควรเกิน 2 มก./ล. [2] ระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Enhanced Biological Phosphorus Removal; EBPR) ประกอบไปด้วยสภาวะแอนแอโรบิก (Anaerobic) สภาวะแอนอกซิก (Anoxic) และสภาวะแอโรบิก (Aerobic) สามารถกำจัดได้ทั้งสารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส และได้รับการยอมรับว่าเป็นเทคโนโลยีที่ช่วยลดต้นทุนในการบำบัด [3] กระบวนการนี้ โดยอาศัยการทำงานของแบคทีเรียเฮเทโรโทรฟิกร์ที่สามารถกำจัด P ได้มากกว่าเซลล์ปกติ ชื่อว่าพีโอโอ (Polyphosphate Accumulating organisms; PAOs) [4], [5] การกำจัด TP ในน้ำเสีย โดยอาศัย 2 กลไกคือ การคายออโรฟอสเฟต (Ortho-P) ออกจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต (Poly-P) ในสภาวะแอนแอโรบิก ทำให้ได้พลังงานที่สามารถนำไปใช้ในการกำจัดกรดอะซิติกในน้ำเสีย โดยการเปลี่ยนรูปเป็นพีโอเอ (Polyhydroxy Alkanoates; PHA) [6] การจับ Ortho-P ในน้ำเสียมาเก็บไว้ในเซลล์ในรูป Poly-P [7], [8] การกำจัดฟอสฟอรัสออกจากระบบ ทำได้โดยการทิ้งตะกอนเนื่องจากฟอสฟอรัสอยู่ในตะกอนจุลินทรีย์จะเห็นว่าฟอสฟอรัสเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในระบบบำบัดน้ำเสียที่ควบคุมได้ยาก ทำให้พบปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งเกินมาตรฐาน ส่วนกลไกการกำจัดไนโตรเจนในระบบ EBPR เกิดในสภาวะแอนอกซิก และแอโรบิก ซึ่งอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มออกโตโทรป และเฮเทโรโทรป โดยแอมโมเนียไนโตรเจนจะถูกนำไปสร้างเซลล์ใหม่ และถูกออกซิไดส์ในสภาวะแอโรบิกเกิดเป็นไนไตรท์และไนเตรท ในปฏิกิริยานไนตริฟิเคชัน (Nitrification) โดยอาศัยการทำงานของ Nitrosomonas และ Nitrobacter ซึ่งเป็น

จุลินทรีย์กลุ่มออกโตโทรป ดังสมการที่ (1) และ (2)



ส่วนไนเตรทที่เกิดขึ้นจะถูกเปลี่ยนเป็นไนตริกออกไซด์ (NO) ไนตรัสออกไซด์ (NO<sub>2</sub>) และก๊าซไนโตรเจน (N<sub>2</sub>) ในสภาวะแอนอกซิก โดยอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทโรโทรป เช่น *Pseudomonas*, *Micrococcus* และ *Bacillus* ขั้นตอนนี้จำเป็นต้องใช้สารอินทรีย์คาร์บอนและใช้ไนเตรทแทนออกซิเจนในการรับอิเล็กตรอน เรียกปฏิกิริยานี้ว่าดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) [9]

การกำจัด TP, TN และ COD เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย ต้องควบคุมระบบให้เกิดประสิทธิภาพ โดยปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบ EBPR ได้แก่ ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอน สัดส่วน C : N : P อายุตะกอน (Sludge Retention Time) ระยะเวลาเก็บ (Hydraulic Retention Time) พีเอช ค่าความเป็นด่าง ซึ่งปัจจัยหนึ่งที่สำคัญคือ ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งมีส่วนช่วยในการสนับสนุนการเจริญเติบโตของ PAOs โดยจากหลายงานวิจัยพบว่า ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่สนับสนุนการทำงานของ PAOs คือ กรดอะซิติก [10] ซึ่งเป็นกรดไขมันที่มีขนาดเล็ก และจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ได้ง่าย ในระบบบำบัดน้ำเสียที่ต้องการกำจัดฟอสฟอรัสจำเป็นต้องใช้ออกซิติก เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบ ซึ่งหากลดต้นทุนในการใช้ออกซิติกได้จะช่วยลดค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ EBPR ในตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งหลายงานวิจัยมีการนำมาผ่านกระบวนการอัลตราซาวด์ และการหมักแบบไร้ออกซิเจนเพื่อผลิตกรดอะซิติก ซึ่งเป็นวิธีที่ช่วยลดต้นทุนการบำบัดน้ำเสีย และช่วยแก้ปัญหาปริมาณของกากตะกอนส่วนเกินได้อีกด้วย [11], [12]

อีกหนึ่งปัจจัยที่สำคัญต่อการเจริญเติบโตของ PAOs PAOs รวมถึงจุลินทรีย์ออกโตโทรปและเฮเทโรโทรป คือค่า

ความเป็นต่าง โดยสภาวะที่เหมาะสมจะช่วยสนับสนุนการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ภายในระบบ EBPR ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียจำเป็นต้องเติมสารเคมีกลุ่มไบคาร์บอเนต คาร์บอเนต และไฮดรอกไซด์ เพื่อควบคุมค่าความเป็นต่าง [13] ซึ่งมีบางงานวิจัยได้นำของเสียมาใช้ในการควบคุมค่าความเป็นต่างในระบบบำบัดน้ำเสีย เช่น น้ำเสียจากฟาร์มสุกร [14] ซึ่ง Andole และคณะ [15] พบว่า น้ำเสียมูลสุกรมีค่าความเป็นต่างสูงถึง 11,300 มก./ล. และนำมูลสุกรมาใช้ในระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน การศึกษาของ Li และคณะ [16] พบว่า เมื่อเติมกรดไขมันโซ่สั้นที่ได้จากการหมักตะกอนโดยวิธีปรับสภาพต่าง เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าการกำจัด TN และ TP เพิ่มสูงขึ้น โดยการกำจัด TN เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 27 เป็น 35.8 ส่วนการกำจัด TP เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 26 เป็น 41.1 งานวิจัยของ Deng และคณะ [17] ได้ศึกษาการบำบัดน้ำทิ้งฟาร์มสุกรด้วยระบบไร้ออกซิเจนร่วมกับระบบเอสปีอาร์ โดยมีการเพิ่มค่าความเป็นต่างจากโซเดียมคาร์บอเนต พบว่า การเติมมูลสุกรอาจเป็นวิธีที่เหมาะสมในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำ เมื่อเทียบกับระบบเดิม และระบบที่มีการเติมค่าความเป็นต่างจากโซเดียมคาร์บอเนต

ระบบ EBPR มีหลายปัจจัยที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์และประสิทธิภาพของระบบ จึงมีการนำสมมูลมวลมาใช้เป็นเครื่องมือ เพื่อช่วยในการประเมินการกำจัดสารอาหารในระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ [18], [19] เป็นเทคโนโลยีที่สามารถประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อช่วยแก้ไขข้อผิดพลาดในการเดินระบบได้ [20] การทำสมมูลมวลช่วยระบุความผิดพลาดในการเดินระบบ และช่วยให้ปรับปรุงข้อผิดพลาดในการควบคุมปฏิกิริยา เช่น ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟิเคชัน โดยการนำสมมูลมวลมาใช้ในระบบปิด คือการตรวจสอบกับอัตราการไหล และ TP ในระบบ และในระบบเปิด เนื่องจากเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{CO}_2$ ) และ  $\text{N}_2$  ซึ่งอยู่ในรูปของก๊าซ ไม่สามารถตรวจวัดได้ [21], [22] โดยส่วนใหญ่มักศึกษาสมมูลมวลของระบบ เมื่อไม่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก รวมถึงควบคุมค่าความเป็นต่างจากสารเคมี [23]

ดังนั้นการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ เมื่อมีการเติมกรดแอซิดจากการหมักตะกอนส่วนเกิน และเพิ่มความเป็นต่างจากมูลสุกรแทนสารเคมี โดยใช้สมมูลมวลในการตรวจสอบการเปลี่ยนแปลงสารอาหารภายในระบบ EBPR จะถูกศึกษาเพิ่มเติม

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และซีโอดีในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยทดลองเติมกรดแอซิดที่ได้จากการหมักตะกอนส่วนเกินของระบบก๊าซชีวภาพและควบคุมความเป็นต่างจากการเติมมูลสุกรและโซเดียมไบคาร์บอเนต ( $\text{NaHCO}_3$ ) เพื่อลดต้นทุนและเป็นแนวทางในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียของชุมชนในประเทศไทย

## 2. วัสดุ อุปกรณ์และวิธีการวิจัย

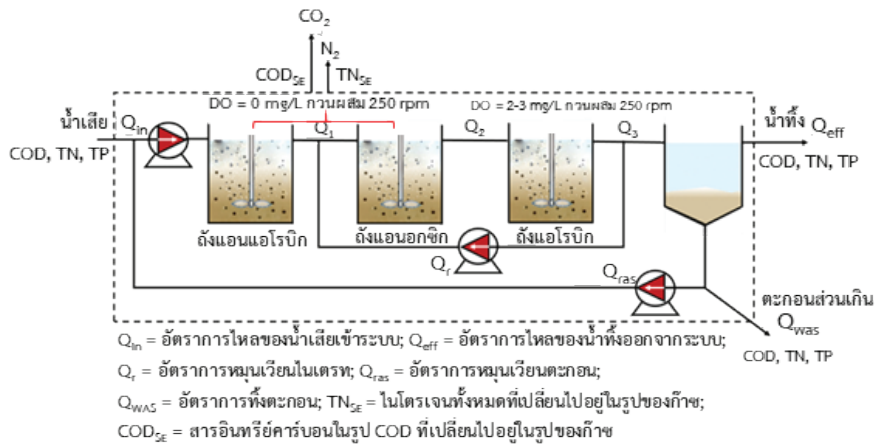
### 2.1 การศึกษาคุณลักษณะตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อใช้ในการเดินระบบ

เก็บเชื้อจุลินทรีย์จากถังตกตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของบริษัท เสริมสุข จำกัด มหาชน เพื่อเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ในระบบ EBPR โดยพบว่า ค่า pH เท่ากับ 7.40 ซีโอดีทั้งหมด (Total Chemical Oxygen Demand; TCOD) เท่ากับ 25,334.00 มก./ล. COD เท่ากับ 352.00 มก./ล. ของแข็งทั้งหมด (Total Solids; TS) เท่ากับ 28,983.00 มก./ล. ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total Volatile Solids; TVS) เท่ากับ 10,819.00 มก./ล. วิธีการวิเคราะห์อ้างอิงจาก Standard Method for Examination of Water and Wastewater (APHA) [24]

### 2.2 การออกแบบชุดการทดลอง

ถังปฏิกริยาจำนวน 3 ถัง ประกอบด้วยถังแอนแอโรบิก ถังแอนอ็อกซิกที่มีเวลาเก็บกักถังละ 2 ชั่วโมง ตามด้วยถังแอโรบิกที่มีเวลาเก็บกัก 8 ชั่วโมง ทั้ง 3 ถัง มีปริมาตร 5, 5, 20 ลิตร ตามลำดับ และมีถังน้ำเสีย 1 ถัง ขนาด 100 ลิตร ใช้บรรจุน้ำเสียสังเคราะห์ และถังตกตะกอนเป็นถังสุดท้าย โดยควบคุมอัตราการไหลเข้าสู่ระบบ 60 ลิตรต่อวัน ตั้งรูปที่ 1 กำหนดอัตราการสูบตะกอนเวียนกลับ 105 ลิตรต่อวัน

น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษานี้เป็นตัวแทนของ



รูปที่ 1 แผนภาพสมดุลมวลของ TP, TN และ COD ในระบบ EBPR

น้ำเสียชุมชนอ้างอิงจากจังหวัดภูเก็ต [1] ที่มีสารอินทรีย์คาร์บอน 374 มก./ล. และฟอสฟอรัสสูงถึง 55 มก./ล. ซึ่งไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสออกจากระบบ EBPR ได้ เนื่องจากชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอน และต้องการควบคุมสัดส่วน COD : TP ให้สูงกว่า 15 : 1 จึงได้มีการเพิ่มกรดแอสติคเพื่อให้เพียงพอต่อความต้องการของ PAOs โดยกรดแอสติคมาจากการหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ (FES) โดยใช้ถังหมักตะกอนส่วนเกินขนาด 30 ลิตร ให้เกิดเป็นกรดแอสติค โดยคุณลักษณะของ FES แสดงดังตารางที่ 1 ส่วนความเข้มข้นของแอมโมเนีย (NH<sub>3</sub>) เท่ากับ 15.00 มก./ล. และ Ortho-P เฉลี่ย 24.63 มก./ล. เพื่อให้จุลชีพในระบบเกิดการปรับตัวควบคุม SRT เท่ากับ 60 วัน เนื่องจาก SRT นานพอจะช่วยให้ PAOs สามารถทำงานได้ดี โดย SRT ที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 3–40 วัน [25]–[27] ชุดการทดลองอ้างอิงมาจากการวิจัยของฉัตรลดา และคณะ [28] โดยใช้กรดแอสติคเป็นแหล่งคาร์บอน และเพิ่มความเข้มข้นต่างจากมูลสุกรที่มี pH เท่ากับ 7.73 TCOD เท่ากับ 7,140.00 มก./ล. COD เท่ากับ 196.00 มก./ล. กรดแอสติคเท่ากับ 38.33 มก./ล. ความเข้มข้นต่างเท่ากับ 1,750.00 มก./ล. โดยเติมมูลสุกรปริมาตร 3 ลิตร ในน้ำ 50 ลิตร ที่มีปริมาณกรดแอสติคจากมูลสุกรในน้ำเสียรวมเท่ากับ 2.30 มก./ล. และสารละลายธาตุอาหารเสริม 0.1 ลิตร (ประกอบด้วย MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.88, CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O 1.40, KCl 0.38, FeCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O 1.5, KI 0.18, H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> 0.15,

CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 0.15, MnCl<sub>2</sub>·4H<sub>2</sub>O 0.12, ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.12, Na<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O 0.06, CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O 0.03, EDTA (C<sub>10</sub>H<sub>16</sub>N<sub>2</sub>O<sub>8</sub>) 10, หน่วยกรัมต่อลิตร) [29] โดยระบบไม่มีการควบคุม pH น้ำเสียที่ใช้มีค่า pH 7.07 ± 0.20 เมื่อพบว่ามีค่าที่วิเคราะห์ในแต่ละวันมีค่าใกล้เคียงกัน ในเวลาเดียวกันของทุกวัน แสดงว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงที่

ตารางที่ 1 คุณลักษณะของน้ำเสียจากการหมักตะกอนส่วนเกิน (FES) ที่ใช้เป็นอาหารของระบบ EBPR

พารามิเตอร์	FES
กรดแอสติค (มก./ล.)	1,375 ± 133
COD (มก./ล.)	4,201 ± 443
ความแตกต่าง (มก./ล.)	1,625 ± 170
TKN (มก./ล.)	54 ± 8
TP (มก./ล.)	41 ± 22

### 2.3 สมดุลมวลของฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และซีโอดี

การศึกษาสมดุลมวลเป็นเครื่องมือที่ช่วยบ่งบอกถึงความถูกต้องของข้อมูลในการบำบัดน้ำเสีย ทำให้เข้าใจกลไกในการกำจัดสารอาหาร โดยสมมติว่าระบบมีอัตราการไหลเข้าของมวลสารลบกับอัตราการไหลออกของมวลสาร และบวกหรือลบกับอัตราการเกิดปฏิกิริยา สารอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนของระบบจะถูกกำจัดในรูปของ CO<sub>2</sub> และ

ฉัตรลดา เพี้ยชัย และคณะ, “แหล่งของคาร์บอนในรูปกรดแอสติคจากการหมักตะกอนส่วนเกินของระบบก๊าซชีวภาพในการกำจัดสารอาหารในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูน.”

$N_2$  [29] การเปลี่ยนแปลงไปในรูปของก๊าซจะไม่ถูกวัด แต่ TP ในระบบจะไม่ออกจากระบบในรูปของก๊าซ [9] ซึ่งสมดุลของฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และ COD จะถูกคำนวณจากการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำเข้า น้ำทิ้ง สภาวะแอนแอโรบิก สภาวะแอนอกซิก สภาวะแอโรบิก และตะกอน ดังรูปที่ 1

สมดุลมวลของ COD และ TN สามารถวิเคราะห์องค์ประกอบในแต่ละถังปฏิกรณ์ ดังสมการที่ (3) และ (4) ตามลำดับ ส่วนสมดุลมวลของฟอสฟอรัสนั้นปริมาณฟอสฟอรัสที่ละลายในน้ำเสียอยู่ในรูป Ortho-P การกำจัดฟอสฟอรัสมี 2 กลไก คือ 1) การคาย Ortho-P ในสภาวะที่ไม่มี  $O_2$  และไนเตรท 2) การจับใช้ Ortho-P ในสภาวะที่มี  $O_2$  หรือไนเตรท [9] โดย Ortho-P จะถูกดึงมาเก็บไว้ในเซลล์ของจุลินทรีย์แทนในรูปของ Poly-P ดังนั้นสมดุลมวล P ของระบบ EBPR สามารถหาได้จากการหามวลของ TP ในน้ำเสียที่เข้าระบบ มวล TP ในน้ำทิ้งที่ออกในแต่ละส่วนของระบบ และมวล TP ในตะกอน ตามสมการที่ (5)

$$TN_{INF} - TN_{WAS} - TN_{EFF} - TN_{SE} = 0 \quad (3)$$

$$TCOD_{INF} - TCOD_{WAS} - TCOD_{EFF} - TCOD_{SE} = 0 \quad (4)$$

$$TP_{INF} - TP_{WAS} - TP_{EFF} = 0 \quad (5)$$

$INF$  คือ มวลของปริมาณสารที่เข้าสู่ระบบ (กรัม/วัน)

$WAS$  คือ มวลของปริมาณสารที่สะสมในตะกอน (กรัม/วัน)

$EFF$  คือ มวลของปริมาณสารที่ออกจากระบบ (กรัม/วัน)

$SE$  คือ มวลของปริมาณสารที่ถูกเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของก๊าซ (กรัม/วัน)

#### 2.4 วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การวิจัยนี้เป็นการศึกษาการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพด้วยระบบ EBPR เมื่อมีการเติมกรดแอสติคจากน้ำเสียที่ได้จากการหมักตะกอนส่วนเกิน และควบคุมความเป็นต่างด้วยน้ำเสียมูลสุกรร่วมกับสารเคมี โดยมีการใช้สมดุลมวลในการช่วยปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด

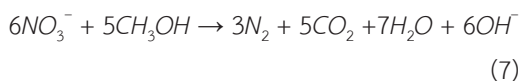
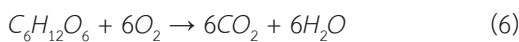
สารอาหารทางชีวภาพจุดเก็บตัวอย่าง คือ ถังน้ำเสีย ถังแอนแอโรบิก ถังแอนอกซิก ถังแอโรบิก และถังน้ำทิ้ง เพื่อนำไปวิเคราะห์ pH, TCOD, COD,  $NH_4^+$ , ไนไตรท์ ( $NO_2^-$ ), ไนเตรท ( $NO_3^-$ ), Ortho-P, และ Total Phosphate (TP) อ้างอิงจาก Standard Method for Examination of Water and Wastewater (APHA) [24] การวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile- fatty Acid; VFA) โดยใช้เครื่อง GC รุ่น 6890 ส่วนการวิเคราะห์ค่า TCOD และ TP ในตะกอนส่วนเกินใช้วิธี Digestion Method [30]

### 3. ผลการทดลอง

#### 3.1 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบ EBPR ในการกำจัดฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และซีโอดี

เมื่อน้ำเสียเข้าระบบมีความเข้มข้นของ TCOD เท่ากับ  $328.00 \pm 28$  มก./ล. ค่า COD เข้าระบบเฉลี่ยเท่ากับ  $301.33 \pm 23$  มก./ล. จะเห็นว่าค่า TCOD จะไม่เท่ากับ COD เนื่องจากใช้แหล่งคาร์บอนนอกจากการหมักแบบไร้ออกซิเจนของตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ การใช้น้ำเสียมูลสุกรเป็นแหล่งของค่าความเป็นต่าง ซึ่งจากการทดลองพบว่า ส่วนค่าความเป็นต่างในน้ำเสียที่มีการควบคุมจากสัดส่วนของน้ำเสียมูลสุกรและ  $NaHCO_3$  เท่ากับ 2 : 1 พบว่า ค่าความเป็นต่างเฉลี่ยเท่ากับ  $422.51 \pm 63$  มก./ล. ซึ่งในการเดินระบบช่วง 38 วันแรก พบว่า ระบบยังไม่เข้าสู่สภาวะคงที่โดยประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส ไนโตรเจนและซีโอดีร้อยละ 50.63, 79.15 และ 99.11 ตามลำดับ เนื่องจากจุลินทรีย์ทั้ง PAOs ออโตโทรป และเฮเทอโรโทรป ในระบบ EBPR อยู่ในระยะที่มีการคัดเลือกเชื้อ และปรับตัวให้สามารถเจริญเติบโต เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงของสารอาหารจะมีผลต่อปริมาณการดูดซึมสารอาหารในระบบ เพราะจุลินทรีย์ถูกจำกัดให้กินสารอาหารในอัตราส่วนคงที่เพื่อการเจริญเติบโต [31] และเนื่องจากการเติมน้ำเสียมูลสุกรอาจมีการปนเปื้อนของสารอื่น เช่น ซัลเฟอร์ (Sulfur) ทำให้ส่งผลต่อการบำบัดน้ำเสีย และระบบรวบรวมน้ำเสียได้ เช่น เกิดปัญหาการกัดกร่อน กลิ่น ความต้องการออกซิเจน และการตกตะกอน [32] ซึ่งบางงานวิจัยพบว่า หากซัลเฟอร์อยู่

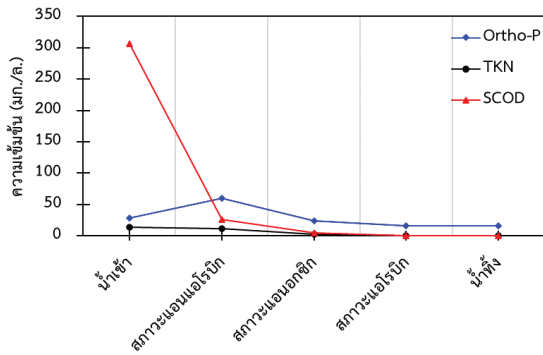
ในรูป  $\text{Na}_2\text{S}$  สามารถเกิดการออกซิเดชันของซัลเฟตโดยมีไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้ [33] ในการทดลองวันที่ 91 ระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ จึงเริ่มวิเคราะห์สมดุลมวล เพื่อตรวจสอบความถูกต้องของข้อมูล และเพื่อให้เข้าใจกลไกในการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพด้วยระบบ EBPR ซึ่งพบว่าจุลินทรีย์ในระบบสามารถใช้ COD ได้ในรูปของสารละลาย โดยพบว่ามีความเข้มข้น COD ในน้ำทิ้งเฉลี่ย  $1.06 \pm 2$  มก./ล. การกำจัด COD เฉลี่ยร้อยละ 99.66 ดังรูปที่ 2 ซึ่งผ่านตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชนที่กำหนดว่า TBOD ไม่ควรเกิน 20 มก./ล. [2] เนื่องจาก TCOD ในน้ำทิ้งน้อยกว่า 20 มก./ล. และ TBOD มีค่าน้อยกว่า TCOD แสดงว่าจุลินทรีย์ในระบบสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนได้อย่างมีประสิทธิภาพ อธิบายได้ว่าทุกถังปฏิกรณ์มีจุลินทรีย์ที่ใช้สารอาหารในการเจริญเติบโต ทำให้ COD ที่เป็นแหล่งคาร์บอนลดลง โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่ย่อยง่าย เช่น กรดแอสติคจะช่วยให้ PAOs สามารถใช้สารอินทรีย์คาร์บอนได้ง่ายขึ้น โดยการเปลี่ยนสารอินทรีย์คาร์บอนเป็น  $\text{CO}_2$ , น้ำ ( $\text{H}_2\text{O}$ ) และพลังงานในการเจริญเติบโต ดังสมการที่ (6)



สอดคล้องกับงานของฉัตรลดา และคณะ [28] ได้ศึกษาการใช้แอสติคเป็นแหล่งคาร์บอนในระบบ EBPR พบว่ามีความเหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [30] สารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ โดยจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรปเกิดผลิตภัณฑ์เป็น  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  และกรดแอสติคจะถูกจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่งคือ PAOs นำไปใช้ผลิตเป็นพลังงานเก็บไว้ในเซลล์ในรูปของ PHA โดยสารอินทรีย์ที่เหลือไหลเข้าสู่สภาวะแอนออกซิก และเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเพื่อเปลี่ยนไนเตรทเป็น  $\text{N}_2$  ร่วมกับกำจัดคาร์บอน และคาร์บอนที่เหลือจะถูกกำจัดโดยใช้  $\text{O}_2$  ในการเปลี่ยนสารอินทรีย์คาร์บอนเป็น  $\text{CO}_2$

$\text{H}_2\text{O}$  และพลังงานในการเจริญเติบโต [34] สภาวะแอนแอโรบิก COD หายไปมากที่สุด เนื่องจากกลไกการหมักของเฮเทอโรโทรป และ VFAs ถูกใช้ โดย PAOs หลังจากสลาย Poly-P จนได้พลังงาน [9] ช่วง 38 วันแรก พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด TN ต่ำ แต่มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นโดยมีความเข้มข้นของ TN เข้าระบบเท่ากับ  $35.40 \pm 4.00$  มก./ล. และความเข้มข้นน้ำทิ้ง  $0.05 \pm 0.03$  มก./ล. และมีการกำจัด TN เฉลี่ยร้อยละ 99.87 เมื่อเข้าสู่สภาวะคงที่ในวันที่ 91 สอดคล้องกับการศึกษาของ Xiang และคณะ พบว่า เมื่อเติม SCFA จากการผลิตตะกอนโดยใช้วิธีปรับสภาพต่าง เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่า การกำจัด TN โดยการกำจัด TN เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 27 เป็น 35.8 [25] อธิบายได้ว่า การกำจัดไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในระบบ EBPR เกิดจากเกิดปฏิกิริยาแอมโมเนียฟิเคชันโดยจุลินทรีย์เปลี่ยนไนโตรเจนในน้ำเสียให้อยู่ในรูปของแอมโมเนีย จากนั้นในสภาวะที่มีออกซิเจน (แอโรบิก) เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน จากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Ammonia Oxidizers และ Nitrite Oxidizers [35] ทำให้  $\text{NH}_4^+$  เปลี่ยนรูปเป็นไนไตรท์ และไนเตรท โดยปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้นในสภาวะนี้จะถูกเวียนกลับไปยังถังแอนออกซิก เพื่อกำจัดไนเตรทในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ดังสมการที่ (7)

โดยจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรปใช้ COD ในการเปลี่ยนไนเตรทเป็น  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$  และ  $\text{N}_2$  ซึ่งการหมุนเวียนน้ำเสียใช้อัตราการไหลเท่ากับ 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Soares และคณะ [26] ได้ศึกษาการกำจัด TP ในระบบ EBPR เมื่อควบคุมอายุตะกอนเท่ากับ 11–45 วัน โดยใช้การหมุนเวียนไนเตรทจากถังแอโรบิกไปยังถังแอนออกซิกเท่ากับ 3 เท่า โดยอัตราการเวียนกลับไนเตรทจะเกี่ยวข้องกับค่าใช้จ่ายในการใช้ปั๊มสูบน้ำ ซึ่งงานของ Yuan และคณะ [36] ทดสอบที่อัตราการเวียนไนเตรท 0–4 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ เพื่อเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย แนวโน้มความเข้มข้นของ TP, TKN และ COD ในระบบแสดงดังรูปที่ 2 พบว่าการกำจัด TP ของระบบ EBPR ในช่วงเริ่มต้น และหลังวันที่ 91 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 50.63 และ 57.55 ตามลำดับ



รูปที่ 2 แนวโน้มความเข้มข้นของ COD TKN และ Ortho-P ในระบบ EBPR

เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่พบปริมาณ TP ในน้ำทิ้งเท่ากับ  $13.68 \pm 2$  มก./ล.

### 3.2 สมดุลมวลของฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และซีโอดี

การศึกษานี้สามารถนำ ASM2d มาอธิบายได้ ซึ่ง ASM2d เป็นเครื่องมือที่ช่วยให้เข้าใจกลไกการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบตะกอนเร่ง เพื่อออกแบบให้เหมาะสมกับระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งจะศึกษาการกำจัดคาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ซึ่ง ASM2d เป็นการจำลองที่ช่วยให้เข้าใจเพิ่มเติมเกี่ยวกับกระบวนการทางชีววิทยาของระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูน (EBPR) [9] ซึ่งสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ เพื่อให้เกิดความเข้าใจในการควบคุมระบบส่งผลให้เกิดประสิทธิภาพสูงสุดของระบบได้ ซึ่งในการศึกษานี้พบว่า กลไกการปล่อย Ortho-P และกำจัด Ortho-P ในแต่ละสภาวะคล้ายกับ ASM2d รวมถึงเกิดปฏิกิริยาการกำจัดไนเตรทในสภาวะแอกซิก ด้วยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน เกิดเป็น  $N_2$  ดังตารางที่ 2 จะเห็นว่าปริมาณของ TKN จะถูกกำจัดในสภาวะแอกซิก และแอโรบิกสูงสุดเท่ากับร้อยละ 47.76 และ 100 ตามลำดับ เนื่องจาก TKN จะถูกเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนีย ไนโตรเจน และไนเตรท เมื่อมีออกซิเจน ทำให้ในถังแอกซิก และแอโรบิกพบปริมาณไนเตรท

การศึกษาสมดุลของ P พบว่า ในสภาวะแอนแอโรบิก PAOs จะสลาย Poly-P ภายในเซลล์ได้ผลิตภัณฑ์เป็น

ตารางที่ 2 ประสิทธิภาพการกำจัดในแต่ละสภาวะของระบบ

สภาวะ	พารามิเตอร์	น้ำเข้า	สะสม	น้ำทิ้ง	การกำจัดร้อยละ
		กรัมต่อวัน			
ถังแอนแอโรบิก	COD	18.08	-13.68	4.40	75.66
	TKN	1.05	0.96	2.01	0*
	$PO_4^{3-}$	1.65	9.83	11.48	0*
ถังแอกซิก	COD	4.40	-2.77	1.63	62.95
	TKN	2.01	-0.96	1.05	47.76
	$PO_4^{3-}$	13.58	-7.00	6.58	51.54
	$NO_3^-$	$2.64 \times 10^{-2}$	$-3.72 \times 10^{-3}$	$2.24 \times 10^{-3}$	14.09
ถังแอโรบิก	COD	3.61	-3.55	0.06	98.33
	TKN	2.31	-2.31	0	100
	$PO_4^{3-}$	6.58	-2.73	3.85	41.49
	$NO_3^-$	$2.20 \times 10^{-3}$	$8.20 \times 10^{-3}$	$1.04 \times 10^{-2}$	*

หมายเหตุ: \* ไม่คิดประสิทธิภาพเนื่องจากสภาวะรวมของระบบไม่เกิดการกำจัดสารดังกล่าว

Ortho-P และพลังงาน ซึ่งพลังงานนั้นจะนำไปใช้ในการดึง  $CH_3COONa$  เข้าสู่เซลล์ในรูปของ PHA โดย PHA เป็นพลังงานที่ถูกนำไปใช้ในสภาวะแอกซิก และแอโรบิก จากการทดลองพบความเข้มข้นของ Ortho-P เพิ่มสูงขึ้นเป็น 76.50 มก./ล. คิดเป็น 2.78 เท่าของความเข้มข้น Ortho-P ที่เข้าสู่ระบบ โดยจะสัมพันธ์กับปริมาณของกรดแอซิดและปริมาณของ Poly-P ในเซลล์ PAOs ดังตารางที่ 2 การทดลองพบว่า โดยปริมาณของ TP ที่เข้า และออกจากระบบเท่ากับ 1.65 และ 0.82 กรัมต่อวัน โดยพบปริมาณ Ortho-P ที่ถูกคายออกมาในสภาวะแอนแอโรบิกเท่ากับ 48.98 มก./ล. คิดเป็น  $3.02 \times 10^{-4}$  โมล แสดงว่ากรดแอซิดที่ถูกใช้โดยจุลินทรีย์ PAOs ในสภาวะแอนแอโรบิกเท่ากับ  $9.25 \times 10^{-4}$  โมล คิดเป็น  $4.53 \times 10^{-2}$  กรัม อธิบายได้ว่าปริมาณ TP หายไปจากการที่ PAOs นำไปใช้ และสะสมไว้มากที่สุด ส่วนเฮเทอโรโทรฟจะใช้ COD : N : P เท่ากับ 100 : 1 : 0.2 ในสภาวะแอนแอโรบิก และ 100 : 5 : 1 ในสภาวะแอกซิก และแอโรบิก ปริมาณของ TP ที่ถูกใช้ไปทั้งหมดสามารถเทียบได้จาก ASM2d พบว่าในสภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดการกำจัด COD 13.68 กรัมต่อวัน และเกิดการคาย Ortho-P 9.83 กรัมต่อวัน เมื่อมีการกำจัด COD 2.77 กรัมต่อวัน จะเกิดจับ Ortho-P 7.00 กรัม



ต่อวัน ในสภาวะแอนอกซิก และเมื่อมีการกำจัด COD 3.55 กรัมต่อวัน จะเกิดจับใช้ Ortho-P 2.73 กรัมต่อวัน สภาวะแอโรบิก จะเห็นว่าปริมาณ COD ถูกกำจัดมากที่สุดในสภาวะแอนแอโรบิก จาก ASM2d อธิบายได้ว่าสภาวะนี้จุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญคือ PAOs ที่เปลี่ยน COD เป็นพลังงานในรูปของ PHA ในเซลล์ แต่สัดส่วนโมลที่ถูกกำจัดในระบบจริงสูงกว่าใน ASM2d เนื่องจากสภาวะจริงเกิดการใช้ COD โดยจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟรวมถึง GAOs มีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน แต่ไม่สามารถกำจัด Ortho-P อยู่ด้วย จาก ASM2d พบว่า จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟใช้ TP ในการเจริญเติบโต และในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน PAOs ใช้ TP ในขั้นตอนการเก็บเป็น Poly-P ในเซลล์ ในสภาวะแอนอกซิก และแอโรบิก ส่วนอโตโทรฟใช้ TP ในสภาวะแอโรบิก โดยสามารถหาปริมาณของ TP ที่ถูกออกซิไดซ์ หรือถูกกำจัดในระบบได้จากปริมาณสัมพันธ์ใน ASM2d สภาวะแอนอกซิก และสภาวะแอโรบิก PAOs ใช้ Ortho-P โดยเปลี่ยนให้อยู่ในรูป Poly-P ที่ถูกเก็บไว้ในเซลล์ ส่วนอโตโทรฟใช้ Ortho-P ในสภาวะแอโรบิก ปริมาณของ Ortho-P ที่ถูกออกซิไดซ์หรือและแอโรบิก ตั้งแต่ Kinetics และปริมาณสัมพันธ์ พบว่า ASM2d ช่วยในการประเมินปริมาณของสารละลายน้ำในกระบวนการ เช่น  $S_s$ ,  $S_{NH_4}$ ,  $S_{NO_3}$  และ  $S_{PO_4}$  [37] การคำนวณสมมูลมวลของ TP ในระบบ กำหนดค่า  $k$ ,  $K_s$  และ  $Y$  แต่ละสภาวะ ดังตารางที่ 3 ซึ่งตัวอย่างสมการใน ASM2d ที่ใช้ในการคำนวณปริมาณฟอสฟอรัสที่สะสมในเซลล์ PAOs ในรูปของ Polyphosphate ดังสมการที่ (8) [37], [38]

$$X_{pp} \text{ ในสภาวะแอนอกซิก} = \rho_{12} = \rho_{11} \frac{K_{O_2}}{S_{O_2}} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \quad (8)$$

โดยที่

$X_{pp}$  คือ ปริมาณ polyphosphate ภายในเซลล์ PAOs

$S_{NO_3}$  คือ ปริมาณของไนเตรทไนโตรเจน

$S_{O_2}$  คือ ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ

$K_{O_2}$  คือ สัมประสิทธิ์การอิ่มตัว/ยับยั้งสำหรับ

ออกซิเจน 0.20 กรัมออกซิเจน/ลูกบาศก์เมตร

$K_{NO_3}$  คือ สัมประสิทธิ์การอิ่มตัว/ยับยั้งสำหรับไนเตรท 0.50 กรัมไนโตรเจน/ลูกบาศก์เมตร

การศึกษาสมมูลมวลของ COD และ TN อ้างอิงจากงานของ Racho [34] Hoang และคณะ [39] และ Thammapom [40] การประเมินกลไกการหายไปของค่า TCOD และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบสามารถหาได้จากสมการที่ (4)

**ตารางที่ 3** ค่าสัมประสิทธิ์ที่ใช้ในการคำนวณสมมูลมวลของ P ในระบบ EBPR

Typical stoichiometric constants			
$Y_{PAO}$	Yield coefficient (biomass/PHA)	0.63	g COD/ g COD
$Y_{PO_4}$	PP requirement ( $S_{PO_4}$ release) for PHA storage	0.40	g P/ g COD
$Y_{PHA}$	PHA requirement for PP storage	0.20	g COD/ g COD

การกำจัด TN พบว่า น้ำทิ้งของระบบมีความเข้มข้นของ TN เฉลี่ย 0.07 มก./ล. โดยพบความเข้มข้นของไนไตรท์ และไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ  $2.56 \times 10^{-3}$  มก./ล. และ 0.07 มก./ล. ตามลำดับ การศึกษาสมมูลมวลพบว่า มีการหายไปของ TN จากระบบ EBPR อ้างอิงจากงานของ Hoang และคณะ [39] สามารถหาได้จากสมการที่ (9) โดยตั้งสมมติฐานว่าไนเตรทในน้ำเข้าเป็น 0 พบว่า ปริมาณ TN ที่เข้าสู่ระบบ ออกจากระบบ และสะสมในตะกอนส่วนเกิน เท่ากับ  $2.12 \cdot 1.00 \times 10^{-2}$  และ 0.86 กรัมต่อวัน ซึ่งที่เหลือจะเกิดเป็น  $N_2$  เท่ากับ 1.25 กรัมต่อวัน โดยสามารถคำนวณได้จากปริมาณไนเตรทที่หายไป

$$M_{TKN,inf} + M_{NO_2-N,inf} + M_{NO_3-N,inf} = M_{TKN,eff} + M_{NO_2-N,eff} + M_{NO_3-N,eff} + M_{N,sludge} + M_{loss} \quad (9)$$

โดยที่

$M_{TKN,inf}$  คือ มวลของปริมาณ TKN ที่เข้าระบบ (กรัม/วัน)

$M_{NO_2-N,inf}$  คือ มวลของปริมาณไนเตรทที่เข้าระบบ

(กรัม/วัน)

$M_{NO_3-N,inf}$  คือ มวลของปริมาณไนเตรทที่เข้าระบบ (กรัม/วัน)

$M_{TKN,eff}$  คือ มวลของปริมาณ TKN ที่ออกจากระบบ (กรัม/วัน)

$M_{NO_2-N,eff}$  คือ มวลของปริมาณไนไตรท์ออกจากระบบ (กรัม/วัน)

$M_{NO_3-N,eff}$  คือ มวลของปริมาณไนไตรท์ออกจากระบบ (กรัม/วัน)

$M_{N,sludge}$  คือ มวลของปริมาณไนโตรเจนที่สะสมในตะกอน (กรัม/วัน)

$M_{loss}$  คือ มวลของปริมาณไนโตรเจนที่หายจากระบบ (กรัม/วัน)

จากการทดลองใช้สัดส่วน COD : TP เป็น 15.43 : 1 โดยมี Ortho-P ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเฉลี่ย 27.52 มก./ล. จะเห็นว่าปริมาณ COD ที่ถูกกำจัดในสถานะแอนแอโรบิกเท่ากับ 272.00 มก./ล. แสดงว่าจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรปและจุลินทรีย์กลุ่ม Glycogen Accumulation Organisms (GAOs) สามารถกำจัด COD ได้ 229.94 มก./ล. และจากตารางที่ 4 แสดงให้เห็นว่าในสถานะแอนแอโรบิกปริมาณ COD จะหายไป 13.68 กรัมต่อวัน แต่เกิด  $NH_4^+$  และ Ortho-P 0.96 และ 9.83 กรัมต่อวัน

#### ตารางที่ 4 คุณลักษณะของน้ำเสีย และน้ำทิ้งในระบบ EBPR

พารามิเตอร์	ค่าเฉลี่ย $\pm$ s.d.				
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	ตะกอนส่วนเกิน	แอนแอโรบิก	แอนออกซิก
Q (m <sup>3</sup> /d)	0.06	5.91 $\times 10^{-2}$	8.60 $\times 10^{-4}$	-	-
COD (g/m <sup>3</sup> )	31.33 $\pm 23.76$	1.06 $\pm 2.38$	-	29.33 $\pm 5.96$	10.93 $\pm 3.82$
TKN (g/m <sup>3</sup> )	35.40 $\pm 4.27$	0.00 $\pm 0.34$	784.00 $\pm 45$	588.00 $\pm 125$	581.00 $\pm 50$
TKN <sub>nl</sub> (g/m <sup>3</sup> )	17.50 $\pm 2.33$	0	0	13.42 $\pm 2.23$	7.00 $\pm 3.30$
Nitrate(g/m <sup>3</sup> )	0	0.031 $\pm 0.03$	0	0.08 $\pm 0.04$	0.03 $\pm 0.02$
TP (g/m <sup>3</sup> )	28.69 $\pm 4.48$	13.68 $\pm 1.65$	187.85 $\pm 15$	200.35 $\pm 20$	190.22 $\pm 14$
Ortho-P(g/m <sup>3</sup> )	27.52 $\pm 5.11$	11.68 $\pm 0.79$	0	76.50 $\pm 19.03$	19.94 $\pm 2.60$

สอดคล้องกับการศึกษาของ Chen และคณะ [41] พบว่า Ortho-P ถูกคายออกมา 62.48 มก./ล. เมื่อใช้กรดแอสซิติคและกรดโพสไฟฟอนิกเป็นแหล่งคาร์บอน และสถานะแอนแอโรบิกจะเกิดการคาย Ortho-P ลดลง และความเข้มข้นของ Ortho-P ในน้ำทิ้งเพิ่มขึ้น หากมีสัดส่วนของกลูโคสในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้นจาก 20 เป็นร้อยละ 50 [42] ส่วนสถานะแอนออกซิกจะเกิดการกำจัดทั้ง Ortho-P,  $NH_4^+$  และ COD เท่ากับ 7.00, 0.96 และ 2.77 กรัมต่อวัน รวมถึงกำจัดไนเตรท  $3.72 \times 10^{-3}$  กรัมต่อวัน และสถานะแอโรบิกจะเกิดการกำจัด Ortho-P,  $NH_4^+$  และ COD เท่ากับ 2.73, 2.31 และ 3.55 กรัมต่อวัน แต่จะเกิดไนเตรทขึ้น เท่ากับ  $8.20 \times 10^{-3}$  กรัมต่อวัน โดยไนเตรทที่เกิดขึ้นจะถูกเวียนกลับไปกำจัดที่สถานะแอนออกซิกจากงานวิจัยของ Pai และคณะ [37] ใช้ ASM2d เพื่ออธิบายการเปลี่ยนรูปขององค์ประกอบที่เปลี่ยนแปลงภายในของระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพในสถานะแอนแอโรบิก แอนออกซิก

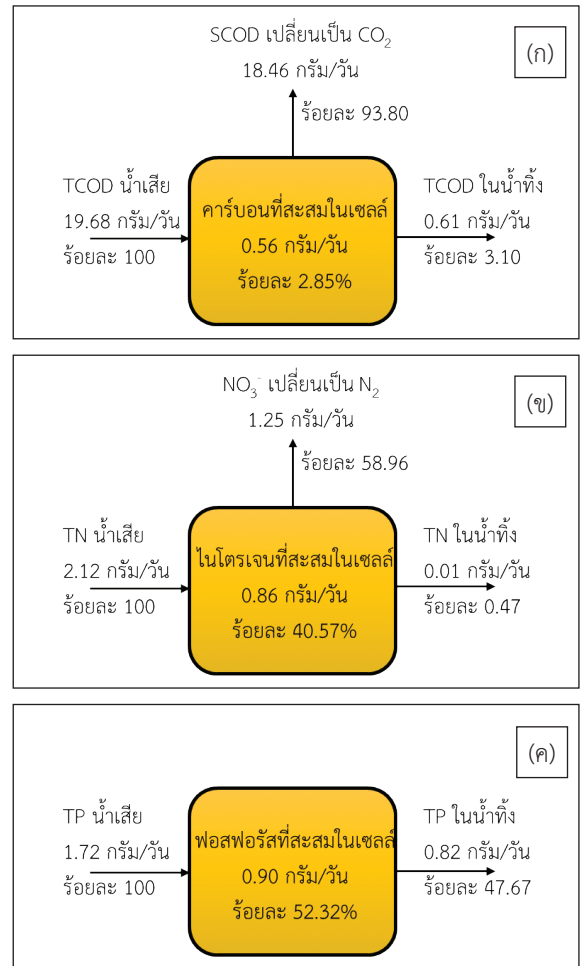
โดยความเป็นจริงการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ EBPR พบว่า ค่า COD ในสถานะแอนแอโรบิกถูกกำจัดจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรปและ GAOs ด้วย ซึ่งแตกต่างจาก ASM2d เพราะข้อจำกัดของ ASM2d คือในสถานะแอนแอโรบิกโมเดลนี้จะไม่พิจารณาการเจริญเติบโตของเฮเทอโรโทรป [9]

งานวิจัยของ Acevedo และคณะ กล่าวว่า GAOs สามารถเจริญเติบโตในระบบ EBPR ได้ โดย GAOs จะย่อยสลายภายใต้สถานะแอนแอโรบิก และ Glycogen ถูกเก็บผ่านปฏิกิริยา Glycolysis เพื่อใช้เป็นพลังงานสำหรับการจับใช้ VFAs และภายใต้สถานะแอโรบิก GAOs จะออกซิไดซ์ PHA ที่ถูกสังเคราะห์มาจากสถานะแอนแอโรบิก เพื่อให้พลังงานสำหรับการเจริญเติบโต และสร้าง Glycogen [38] GAOs ไม่สามารถกำจัด Ortho-P ออกจากน้ำเสีย แต่สามารถใช้ VFAs ในสถานะแอนแอโรบิกเช่นเดียวกับ PAOs แต่ไม่เกิดกลไกการกำจัด P ทั้ง 2 กลไก คือการคาย Ortho-P ในสถานะแอนแอโรบิก และจับใช้ Ortho-P ในสถานะแอโรบิก [43], [44]

สมมูลมวลของ COD, N และ P เมื่อระบบ EBPR เข้าสู่สถานะคงที่ แสดงภาพรวมของระบบโดยคำนวณจากมวลต่อ

วันของสารที่เข้า และออกจากระบบ การทำงานของจุลินทรีย์ที่นำไปใช้ในการเจริญเติบโต COD จะถูกเปลี่ยนเป็น  $\text{CO}_2$  และ COD ที่หายไปบางส่วนจะถูกใช้ในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เฮเทอโรโทรปและ PAOs ปฏิกริยาในสภาวะแอโรบิก จุลินทรีย์ต้องใช้สารอินทรีย์ และสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโต จึงเกิดการสะสมสารอินทรีย์คาร์บอนในตะกอน การศึกษานี้แสดงผลดังรูปที่ 3 (ก) จากการทดลองสมดุลมวลของ COD ตามงานของ Hoang และคณะ [39] พบว่า กำจัดค่า COD ได้ 19.07 กรัมต่อวัน โดยถูกกำจัดมากที่สุด ในสภาวะแอโรบิก เนื่องจากการทำงานของ PAOs และเฮเทอโรโทรป สมดุลของ TN และ COD ปริมาณเข้าระบบ เท่ากับ 2.12 และ 19.68 กรัมต่อวัน และปริมาณที่ออกจากระบบโดยไม่รวมรูปของ  $\text{N}_2$  และ  $\text{CO}_2$  เท่ากับ 0.01 (ร้อยละ 0.47) และ 0.61 (ร้อยละ 3.10) กรัมต่อวัน ตามลำดับ ดังรูปที่ 3 (ก) และ 3 (ข) และเกิดการสะสมในเซลล์จุลินทรีย์ร้อยละ 40.57 และ 2.85 ตามลำดับ ซึ่งในสมดุลของ TN มีการกำจัดในรูปของ  $\text{N}_2$  ร้อยละ 58.96 และ COD ถูกกำจัดในรูปของ  $\text{CO}_2$  ร้อยละ 93.80 ซึ่งเกิดจากการที่จุลินทรีย์กลุ่ม PAOs, เฮเทอโรโทรป และออโตโทรป ส่วนสมดุลของ P จะพบว่า มีปริมาณเข้าระบบ ออกจากระบบ และสะสมในระบบเท่ากับ 1.72, 0.82 และ 0.07 กรัมต่อวัน ตามลำดับ ดังรูปที่ 3 (ค) โดยปริมาณที่ออกจากระบบ นำมาจากค่าในน้ำทิ้งรวมกับค่า TP ในตะกอนส่วนเกิน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุล จะทำให้ทราบว่าการระบบมีความจำเป็นที่จะต้องควบคุมปัจจัยใดบ้าง ที่มีผลสำคัญจะเห็นว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนมีความสำคัญมาก

ซึ่งสามารถนำสมดุลมวลมาใช้ในการควบคุมระบบ โดยทำให้ทราบว่าต้องเติมสารอาหารปริมาณเท่าไร การเวียนไนเตรท เพื่อไปกำจัดในสภาวะแอนอกซิกควรใช้อัตราการไหลเท่ากับ 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ ซึ่งเพียงพอต่อการกำจัดไนเตรท และใช้พลังงานในการสูบต่ำ จากการทบทวนวรรณกรรมพบว่า จำเป็นต้องใช้กรดแอสติคเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน ทำให้สามารถควบคุมปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอนให้เหมาะสมกับระบบโดยลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนภายนอกที่เติมให้กับระบบ EBPR ทำให้ไม่สิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในการซื้อกรดแอสติคให้



รูปที่ 3 สมดุลมวลของ (ก) COD (ข) TN และ (ค) TP ในระบบ EBPR เมื่อใช้กรดแอสติคเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้มูลสุกรเป็นแหล่งของความเป็นต่าง

ระบบเกินความจำเป็น รวมถึงทำให้ทราบการทำงานของจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกริยา เช่น ถ้ามีปริมาณของไนเตรทสูงในน้ำทิ้ง แสดงว่าการทำงานของระบบหรือจุลินทรีย์ในถังแอนอกซิกเกิดปัญหา อาจมาจากปริมาณ  $\text{O}_2$  ที่มาจากถังแอโรบิก ควบคุมการทำงานของจุลินทรีย์ในปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน จากการทดลองเมื่อเติมกรดแอสติคที่ได้จากการหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ และควบคุมค่าความเป็นต่าง โดยใช้มูลสุกรร้อยละ 67.63 และ  $\text{NaHCO}_3$  ร้อยละ 32.37 ของปริมาณความเป็นต่างทั้งหมด

ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหาร เช่น COD และ TN ให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนได้ สอดคล้องกับงานของ Filipe และคณะ [45] ที่พบว่า อัตราการใช้กรดแอสติกในสถานะแอนไอออนกับค่าพีเอช ถ้าระบบไม่สามารถควบคุมค่าความเป็นต่างจะส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหารต่ำได้

#### 4. อภิปรายผลและสรุป

การศึกษาสมมูลมวลของ TP TN และ COD ในระบบ EBPR เมื่อเติมกรดแอสติกจากการหมักแบบไร้ออกซิเจนของตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพเพียงอย่างเดียว และควบคุมความเป็นต่างโดยใช้มูลสุกร และ  $\text{NaHCO}_3$  ที่สัดส่วน 2 : 1 กำหนด SRT เท่ากับ 60 วัน ฟอสฟอรัสและไนโตรเจนของน้ำเสียเท่ากับ 25 และ 15 มก./ล. เนื่องจากการเติมสารอาหารและแหล่งของค่าความเป็นต่างจากภายนอกจึงกำหนดช่วงความเข้มข้นของ COD และค่าความเป็นต่างที่สามารถยอมรับได้ ดังนี้ ความเข้มข้นของ COD ในน้ำเสียเข้าระบบอยู่ในช่วง 320–450 มก./ล. และค่าความเป็นต่างอยู่ในช่วง 450–550 มก./ล. เพื่อควบคุมสัดส่วนของ COD : Ortho-P และค่าความเป็นต่าง ซึ่งเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ EBPR โดยในการทดลองพบว่า ช่วงแรกประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหารต่ำ แต่ประสิทธิภาพของระบบมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น เมื่อเดินระบบเข้าสู่วันที่ 91 พบว่า ระบบอยู่ในสภาวะคงที่ การกำจัด TP, TN และ COD เท่ากับร้อยละ 57.55, 99.87 และ 99.65 ตามลำดับ การศึกษาสมมูลมวลของระบบ EBPR มีปริมาณ TP, TN และ COD ถูกกำจัดในน้ำทิ้งร้อยละ 47.67, 0.47 และ 3.10 ตามลำดับ และเกิดการสะสมไนเซลล์จุลินทรีย์ร้อยละ 52.32, 40.57 และ 2.85 ตามลำดับ ซึ่งในสมมูลของ TN มีการกำจัดในรูปของ  $\text{N}_2$  ร้อยละ 58.96 และ COD ถูกกำจัดในรูปของ  $\text{CO}_2$  ร้อยละ 93.80 ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Lee และคณะ [46] พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัด COD มากกว่าร้อยละ 90 ที่ SRT แตกต่างกันโดยพบว่า TN ถูกกำจัดในน้ำทิ้งร้อยละ 14.9 สะสมในตะกอนร้อยละ 49.7 และเปลี่ยนเป็น  $\text{N}_2$  ในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันร้อยละ 33.3

การเติมแหล่งของคาร์บอนภายนอกให้กับระบบ EBPR พบว่า กรดแอสติกที่ได้จากการหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพสามารถสนับสนุนการทำงานของ PAOs ให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้สูงสุดร้อยละ 57.55 สอดคล้องกับการศึกษาของ Auling [16] พบว่า การใช้กรดแอสติกเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก เมื่อระบบมีประสิทธิภาพมากกว่าร้อยละ 50 นอกจากนี้ยังมีชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนอื่นๆ ที่สามารถสนับสนุนการทำงานของ PAOs ได้ในการศึกษาของ Jasna และคณะ [47] พบว่า PAOs ในระบบบำบัดน้ำเสียสามารถกำจัด P ได้ เมื่อใช้โพโรไฟโอบีโตนเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก และงานของ Maite และคณะ [48] ได้ศึกษาระบบ SBR โดยใช้แหล่งคาร์บอนจากโพโรไฟโอบีโตนและกรดแอสติก พบว่า โพโรไฟโอบีโตนสนับสนุนให้ระบบมีปริมาณ PAOs อยู่สูงและสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีที่สุด

ในการทดลองนี้พบว่าเมื่อเติมกรดแอสติกจาก FES และการควบคุมค่าความเป็นต่าง โดยใช้สัดส่วนมูลสุกรร้อยละ 67.63 และ  $\text{NaHCO}_3$  ร้อยละ 32.37 ของปริมาณความเป็นต่างทั้งหมด ซึ่งช่วยลดการเติม  $\text{CH}_3\text{COONa}$  ร้อยละ 100 และ  $\text{NaHCO}_3$  ร้อยละ 67.63 ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนสามารถลดค่าใช้จ่ายในการซื้อสารเคมี แสดงว่าการใช้สารอาหารจากของเสียจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ และฟาร์มสุกรสามารถทดแทนสารเคมี และช่วยให้ระบบสามารถกำจัดได้ทั้ง TP, TN และ COD ได้ ซึ่งสมการในการควบคุมสารอาหารเพื่อให้ระบบ EBPR สามารถกำจัดฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และ COD แสดงดังสมการที่ (10)

$$y = 0.0391x - 2.9633 \quad (10)$$

ค่า  $x$  คือ ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปกรดแอสติกที่เหมาะสมในการเดินระบบ EBPR และค่า  $y$  คือ ปริมาณไนโตรเจนของน้ำเสีย (มก./ล.) โดยสมการนี้ได้จากการทดลองใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในรูปกรดอะซิติกเข้มข้น 200–550 มก./ล. และไนโตรเจนเข้มข้น 5–20 มก./ล. โดยใช้ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียมคลอไรด์ ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) ซึ่งสามารถประยุกต์ใช้ในไนโตรเจนในรูปอื่นได้ เช่น แอมโมเนียมไนเตรท ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ )

แอมโมเนียมซัลเฟต  $((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4)$  ข้อจำกัดในการใช้สมการเพื่อนำไปใช้ควบคุมคุณลักษณะของน้ำเสียคือค่า  $x$  ที่สามารถใช้ในการสมการนี้ไม่ควรต่ำกว่า 200 มก./ล. และค่า  $y$  ควรมากกว่า 5 มก./ล

ข้อเสนอแนะในการทำวิจัยพบว่าผ่านค่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน 2 พารามิเตอร์ คือ TN และ TBOD ซึ่งมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดรวมของชุมชน (กำหนดไว้ว่า TN และ TBOD ไม่ควรเกิน 20 มก./ล.) แต่ TP ไม่ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดรวมของชุมชน (กำหนดไว้ว่า TP ไม่ควรเกิน 2 มก./ล.) หากมีการทำวิจัยเพิ่มเติมอาจจะใช้แหล่งของกรดอะซิติกจากของเสียชนิดอื่น และแหล่งของความเป็นต่างจากของเสียชนิดอื่น เช่น กากส่า ในการควบคุมค่า C : P และความเป็นต่างของระบบ EBPR เพื่อให้สามารถกำจัดทั้ง TBOD, TN และ TP ให้ผ่านมาตรฐาน

#### เอกสารอ้างอิง

- [1] Ministry of natural resources and environment. *Domestic wastewater treatment system*. [Online]. Available: <http://mews.onep.go.th/default.aspx> (in Thai)
- [2] Pollution control department, ministry of natural resources and environment. (2016, March). *Wastewater quality standards*. [Online] (in Thai). Available: [http://www.pcd.go.th/info\\_serv/reg\\_std\\_water04.html](http://www.pcd.go.th/info_serv/reg_std_water04.html)
- [3] J. Guerrero, A. Guisasaola, and J. A. Baeza, "Controlled crude glycerol dosage to prevent EBPR failures in C/N/P removal WWTPs," *Chemical Engineering Journal*, vol. 271, pp. 114–127, 2015.
- [4] Y. Wei, S. Wang, B. Ma, X. Li, Z. Yuan, Y. He, and Y. Peng, "The effect of poly- $\beta$ -hydroxyalkanoates degradation rate on nitrous oxide production in a denitrifying phosphorus removal system," *Bioresource Technology*, vol. 170, pp. 175–182, 2014.
- [5] R. Wang, Y. Peng, Z. Cheng, and N. Ren, "Understanding the role of extracellular polymeric substances in an enhanced biological phosphorus removal granular sludge system," *Bioresource Technology*, vol. 169, pp. 307–312, 2014.
- [6] L. Welles, W. D. Tian, S. Saad, B. Abbas, C. M. Lopez-Vazquez, C. M. Hooijmans, M. C. M. van Loosdrecht, and D. Brdjanovic, "Accumulibacter clades Type I and II performing kinetically different glycogen-accumulating organisms metabolisms for anaerobic substrate uptake," *Water Research*, vol. 83, pp. 354–366, 2015.
- [7] M. F. R. Zuthi, W. S. Guo, H. H. Ngo, L. D. Nghiem, and F. I. Hai, "Enhanced biological phosphorus removal and its modeling for the activated sludge and membrane bioreactor processes," *Bioresource Technology*, vol. 139, pp. 363–374, 2013.
- [8] X. Zheng, P. Sun, J. Han, Y. Song, Z. Hu, H. Fan, and S. Lv, "Inhibitory factors affecting the process of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) – A mini-review," *Process Biochemistry*, vol. 49, no. 12, pp. 2207–2213, 2014.
- [9] N. Boontian, "Using the activated sludge model 2D (ASM2D) to understand and predict the phosphorus accumulating organisms mechanism in enhanced biological phosphorus removal in relation to dewatered sludge as a carbon source," Ph.D. dissertation, Department of Applied Sciences, Cranfield University, Cranfield, Beds, 2012.
- [10] P. Y. Wong, M. P. Ginige, A. H. Kaksonen, R. Cord-Ruwisch, D. C. Sutton, and K. Y. Cheng, "Simultaneous phosphorus uptake and denitrification by EBPR-r biofilm under aerobic conditions: Effect of dissolved oxygen," *Water Science and Technology*, vol. 72, no. 7, pp. 1147–1154, 2015.



- [11] H. Ma, X. Chen, H. Liu, H. Liu, and B. Fu, "Improved volatile fatty acids anaerobic production from waste activated sludge by pH regulation: Alkaline or neutral pH?," *Waste Management (Oxford)*, vol. 48, pp. 397–403, 2016.
- [12] J. Hao and H. Wang, "Volatile fatty acids productions by mesophilic and thermophilic sludge fermentation: Biological responses to fermentation temperature," *Bioresource Technology*, vol. 175, pp. 367–373, 2015.
- [13] X. Liu, L. Xiang, Y. Song, F. Qian, and X. Meng, "The effects and mechanism of alkalinity on the phosphate recovery from anaerobic digester effluent using dolomite lime," *Environmental Earth Sciences*, vol. 73, no. 9, pp. 5067–5073, 2015.
- [14] D. Yin, W. Liu, N. Zhai, Y. Feng, G. Yang, X. Wang, and X. Han, "Production of bio-energy from pig manure: A focus on the dynamics change of four parameters under sunlight-dark conditions," *PLOS One*, vol. 10, no. 5, pp. 1–12, 2015.
- [15] O. H. Andole, Z. Lei, Z. Zhang, J. Raude, and C. Kanali, "Optimization of biogas production in dry anaerobic digestion of swine manure by the use of alkalinity index to monitor a prototype cylindrical digester," *International Journal of Sustainable Energy*, vol. 5, no. 1, pp. 32–37, 2017.
- [16] X. Li, H. Chen, L. Hu, L. Yu, Y. Chen, and G. Gu, "Pilot-scale waste activated sludge alkaline fermentation, fermentation liquid separation, and application of fermentation liquid to improve biological nutrient removal," *Environmental Science & Technology*, vol. 45, pp. 1834–1839, 2011.
- [17] L. Deng, P. Zheng, Z. Chen, and Q. Mahmood, "Improvement in post-treatment of digested swine wastewater," *Bioresource Technology*, vol. 99, no. 8, pp. 3136–3145, 2008.
- [18] L. C. W. MacLean, S. Beauchemin, and P. E. Rasmussen, "Lead speciation in house dust from Canadian urban homes using EXAFS, Micro-XRF, and Micro-XRD," *Environmental Science & Technology*, vol. 45, no. 13, pp. 5491–5497, 2011.
- [19] S. Lee, S. Rao, M. Kim, E. I. Janghorban, and C. Yoo, "Assessment of environmental data quality and its effect on modelling error of full-scale plants with a closed-loop mass balancing," *Environmental Technology*, vol. 36, no. 24, pp. 3253–3261, 2015.
- [20] A. Zhu, J. Guo, B. J. Ni, S. Wang, Q. Yang, and Y. Peng, "A novel protocol for model calibration in biological wastewater treatment," *Scientific Reports*, vol. 5, no. 1, pp. 1–10, 2015.
- [21] C. M. Lopez-Vazquez, A. Oehmen, C. M. Hooijmans, D. Brdjanovic, H. J. Gijzen, Z. Yuan, and M. C. M. van Loosdrecht, "Modeling the PAO–GAO competition: Effects of carbon source, pH and temperature," *Water Research*, vol. 43, no. 2, pp. 450–462, 2009.
- [22] A. Oehmen, G. Carvalho, C. M. Lopez-Vazquez, M. C. M. van Loosdrecht, and M. A. M. Reis, "Incorporating microbial ecology into the metabolic modelling of polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms," *Water Research*, vol. 44, no. 17, pp. 4992–5004, 2010.
- [23] C. Piasai, N. Boontian, T. Phondon, and M. Padri, "Mass balances of cod nitrogen and phosphorus in enhanced biological nutrient removal processes," *Science and Technology*



- Journal*, vol. 28, no. 6, pp. 1029–1048, 2020 (in Thai).
- [24] APHA, AWWA, WPCF, A. D. Eaton, and M. Ann H. Franson, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. Washington DC, USA, 2005.
- [25] N. Frison, S. Di Fabio, C. Cavinato, P. Pavan, and F. Fatone, “Best available carbon sources to enhance the via-nitrite biological nutrients removal from supernatants of anaerobic co-digestion,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 215–216, pp. 15–22, 2013.
- [26] A. Soares, P. Kampas, S. Maillard, E. Wood, J. Brigg, M. Tillotson, S. A. Parsons, and E. Cartmell, “Comparison between disintegrated and fermented sewage sludge for production of a carbon source suitable for biological nutrient removal,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 175, no. 1–3, pp. 733–739, 2010.
- [27] M. Komorowska-Kaufman, H. Majcherek, and E. Klaczyński, “Factors affecting the biological nitrogen removal from wastewater,” *Process Biochemistry*, vol. 41, no. 5, pp. 1015–1021, 2006.
- [28] C. Piasai, N. Boontian, U. Yingchon, and H. A. Pyae, “Efficiency enhancement of biological phosphorus removal with difference carbon sources,” *EIT Engineering Journal of Research and Development*, vol. 28, no. 2, pp. 41–52, 2017 (in Thai).
- [29] O. Nowak, A. Franz, K. Svardal, V. Muller, and V. Kuhn, “Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances,” *Water Science Technology*, vol. 39, no. 4, pp. 113–120, 1999.
- [30] A. A. H. Azzouz, N. A. Naas, and K. M. Darwish, “Physicochemical characterization of the sewage sludge from guarchia wastewater treatment plant in benghazi-libya evaluation of the organic composition,” *MOJ Bioorganic & Organic Chemistry*, vol. 1, no. 2, pp. 30–48, 2017.
- [31] J. Schade, K. Macneill, S. Thomas, C. Mcneely, J. Welter, J. M. Hood, M. Goodrich, M. E. Power, and J. Finlay, “The stoichiometry of nitrogen and phosphorus spiraling in heterotrophic and autotrophic streams,” *Freshwater Biology*, vol. 56, no. 3, pp. 424–436, 2010.
- [32] H. Hauduc, T. Wadhawan, B. Johnson, C. Bott, M. Ward, and I. Takács, “Incorporating sulfur reactions and interactions with iron and phosphorus into a general plant-wide model,” *Water Science and Technology*, vol. 79, no. 1, pp. 26–34, 2019.
- [33] V. Eleni, M. Paraschos, and A. Alexander, “Sulfide removal in wastewater from petrochemical industries by autotrophic denitrification,” *Water Research*, vol. 39, pp. 4101–4109, 2005.
- [34] P. Racho, “Investigation of downflow hanging sponge (DHS) system using bacterial and fungal cultures as a post treatment for the UASB effluent of a tapioca starch wastewater,” Ph.D. dissertation, Department of Environmental Engineering, Suranaree University of Technology, Nakhon-ratchasima, 2009 (in Thai).
- [35] P. S. Barker and P. L. Dold, “COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems,” *Water Research*, vol. 29, no. 2, pp. 633–643, 1995.
- [36] Z. Yuan, A. Oehmen, and P. Ingildsen, “Control of nitrate recirculation flow in predenitrification systems,” *Water science and technology*, vol. 45,



- no. 4–5, pp. 29–36, 2002.
- [37] T. Y. Pai, T. J. Wan, Y. P. Tsai, C. J. Tzeng, H. H. Chu, Y. S. Tsai, and C. Y. Lin, “Effect of sludge retention time on nitrifiers’ biomass and Kinetics in an anaerobic/oxic process,” *CLEAN - Soil, Air, Water*, vol. 38, no. 2, pp. 167–172, 2010.
- [38] B. Acevedo, L. Borrás, A. Oehmen, and R. Barat, “Modelling the metabolic shift of polyphosphate-accumulating organisms,” *Water Research*, vol. 65, pp. 235–244, 2014.
- [39] P. H. Hoang, H. T. Nguyen, T. T. Tran, T. T. Tran, L. P. Do, and T. N. C. Le, “Isolation and selection of nitrifying bacteria with high biofilm formation for treatment of ammonium polluted aquaculture water,” *Journal of Vietnamese Environment*, vol. 8, no. 1, pp. 33–40, 2016.
- [40] S. Thammaporn, “The application of the integrated system between Downflow Hanging Sponge (DHS) that uses fungi and bacteria as microorganisms to treat wastewater with high carbohydrate contamination,” M.S. thesis, Department of Environmental Engineering, Suranaree University of Technology, Nakhon-ratchasima, 2012 (in Thai).
- [41] Y. Chen, Y. Liu, Q. Zhou, and G. Gu, “Enhanced phosphorus biological removal from wastewater —effect of microorganism acclimatization with different ratios of short-chain fatty acids mixture,” *Biochemical Engineering Journal*, vol. 27, no. 1, pp. 24–32, 2005.
- [42] R. Tasli, N. Artan, and D. Orhon, “The influence of different substrates on enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor,” *Water Science and Technology*, vol. 35, no. 1, pp. 75–80, 1997.
- [43] M. Carvalheira, A. Oehmen, G. Carvalho, M. Eusébio, and M. A. M. Reis, “The impact of aeration on the competition between polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms,” *Water Research*, vol. 66, pp. 296–307, 2014.
- [44] M. Carvalheira, A. Oehmen, G. Carvalho, and M. A. M., Reis, “The effect of substrate competition on the metabolism of polyphosphate accumulating organisms (PAOs),” *Water Research*, vol. 64, pp. 149–159, 2014.
- [45] C. Filipe, G. T. Daigger, and L. G. Jr, “Stoichiometry and kinetics of acetate uptake under anaerobic conditions by an enriched culture of phosphorus-accumulating organisms at different pHs,” *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 76, no. 1, pp. 32–43, 2001.
- [46] J. K. Lee, C. K. Choi, K. Lee, and S. B. Yim, “Mass balance of nitrogen, and estimates of COD, nitrogen and phosphorus used in microbial synthesis as a function of sludge retention time in a sequencing batch reactor system,” *Bioresource Technology*, vol. 99, pp. 7788–7796, 2008.
- [47] H. Jasna, T. Darko, B. Hanife, and O. Yüksel, “Influence of support materials on phosphate removal by the pure culture of *Acinetobacter calcoaceticus*,” *Food Technology and Biotechnology*, vol. 41, no. 4, pp. 331–338, 2003.
- [48] E. G. Maite, A. S. Reda, A. Irini, O. Basma, V. S. Per, B. K. Dimitar, and Z. Yifeng, “High efficient ethanol and VFA production from gas fermentation: Effect of acetate, gas and inoculum microbial composition,” *Biomass and Bioenergy*, vol. 105, pp. 32–40, 2017.