
สภาวะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกโดยใช้กากตะกอน
จากหลายแหล่งเพื่อใช้ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ
Optimum Conditions to Produce Acetic Acid from
Various Excess Sludge for Using in
Biological Phosphorus Removal Processes

ฉัตรลดา เพี้ยชัย, นิตยา บุญเทียน*, อุษา ยิ่งชล,

ธันชนก พรดอน และ Mohamad Padri

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000

Chatlada Piasai, Nittaya Boontian*, Usa Yingchon,

Thunchanok Phorndon and Mohamad Padri

School of Environmental Engineering, Institute of Engineering, Suranaree University of Technology,

Suranaree, Muang, Nakhon Ratchasima 30000

บทคัดย่อ

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกจากตะกอนหลายแหล่ง เพื่อนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ซึ่งศึกษา 5 แหล่งคาร์บอน คือ กากตะกอนเร่งจากระบบ conventional activated sludge (CAS) กากตะกอนเร่งจากระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (enhanced biological phosphorus removal, EBPR) มูลสุกร (swine manure, SM) ตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ (raw sludge, RS) และตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพที่ถูกหมักมา 10 วัน (fermentation sludge, FS) ทั้งหมด 10 ชุดการทดลอง คือ set 1-2 (กากตะกอนเร่ง) set 3-6 (กากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR) set 7 (SM) set 8 (FS) และ set 9-10 (RS) โดยศึกษาอิทธิพลของแหล่งคาร์บอน อุณหภูมิ การบำบัดขั้นต้น และสัดส่วนของตะกอนและ AF ที่ต่างกัน ตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ FS:AF (1:1) (set 8) พบปริมาณกรดอะซิติกมากที่สุด 1,406 mg/L เมื่อควบคุมระบบที่อุณหภูมิ 35 °C ระยะเวลา 96 h ส่วนในถึงปฏิกิริยาที่ใช้ RS:AF (4:1) (set 9) และ RS:AF (1:4) (set 10) มีกรดอะซิติก 1,018 และ 792 mg/L ตามลำดับ เมื่อทดสอบทางสถิติ paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % ของตะกอนส่วนเกินจากระบบจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ set 8-10 พบว่าในการใช้ตะกอน FS (set 8) มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับการใช้ตะกอน

RS ใน set 9-10 ดังนั้นชุดการทดลองที่ 8 สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการผลิตกรดอะซิติกเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ และอาจช่วยลดค่าใช้จ่ายในการซื้อแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบได้

คำสำคัญ : กรดอะซิติก; การหมัก; ตะกอนส่วนเกิน; ระยะเวลาพักเก็บ

Abstract

The aims of this study were to investigate the optimum conditions to produce acetic acid from various excess sludge as carbon sources for biological phosphorus removal processes. Five substrates were used to produce acetic acid which were waste from conventional activated sludge (CAS), waste from Enhanced biological phosphorus removal (EBPR), swine manure (SM), waste from biogas systems (raw sludge, RS) and waste from fermented biogas production system after 10 days of fermentation (fermentation sludge, FS). The fermentation was carried in batch fermenter with ten substrates series; series 1-2 using WAS from CAS, series (3-6) using WAS from EBPR, series 7 using pig manure and the rest of the series using excess sludge from biological gas production. RS and FS series were combined with acid fermentation (AF) in three different ratios; FS : AF (1 : 1), RS : AF (4 : 1) and RS : AF (1 : 4) in series 8, 9 and 10, respectively. Further investigation regarding the influence of carbon sources, temperature, pretreatment and the proportion of excess sludge (FS and AF) and acid fermentation (AF) was also conducted. The results showed that the highest concentration of acetic acid was 1,406 mg COD/L in the reactor containing FS : AF 1 : 1 (series 8) after 96 hours and control conditions at 35 °C whereas similar combinations in reactor 9 and 10 produced the acetic acid of 1,018 and 792 mg/L, respectively. The paired t-test of series 8-10 showed significant difference ($p < 0.05$) for FS in series 8 and RS in series 9-10. The composition in experimental series 8 can be used to produce acetic acid as a carbon source for the biological phosphorus in the removal system since it has a potential to reduce the cost of additional acetic acid.

Keywords: acetic acid; fermentation; waste activated sludge; retention time

1. บทนำ

สารอินทรีย์คาร์บอนที่จุลินทรีย์ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (enhanced biological phosphorus removal, EBPR) ต้องการอยู่ในรูปที่สามารถนำไปใช้ได้ง่าย คือ กรดอะซิติก สำหรับใช้เป็นพลังงานที่จะสนับสนุนการปล่อยฟอสเฟต [1] ซึ่งมีบทบาทในการให้อิเล็กตรอน [2,3] จึงมีความจำเป็นที่

ต้องเพิ่มแหล่งคาร์บอนในรูปกรดอะซิติก ซึ่งเป็นกลุ่มของสารอินทรีย์ระเหยง่าย (volatile fatty acids, VFAs) สามารถผลิตจากกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนของของเสียอินทรีย์ ซึ่งโดยปกติใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (EBPR) [4,5] งานวิจัยของ Javier และคณะ (2012) ศึกษาอัตราส่วนของกลูโคสและ

CH_3COONa ที่ต่างกันในระบบเอสปีอาร์ (sequencing batch reactor, SBR) พบว่าเมื่อ CH_3COONa เพิ่มถึงร้อยละ 100 ที่อัตราส่วน COD:P เท่ากับ 23.5:1 ระบบสามารถกำจัดฟอสเฟตเพิ่มขึ้น [4] งานวิจัยของ Piasai และคณะ (2017) ศึกษาชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR พบว่าเมื่อใช้แหล่งคาร์บอนเป็น CH_3COONa มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงที่สุดถึงร้อยละ 99 ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่ากลุ่มจุลินทรีย์ที่สามารถเก็บสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ (PAOs, polyphosphate accumulating organisms) อาศัย CH_3COONa ในการเจริญเติบโต ซึ่งส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส [5]

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจะมีการทิ้งตะกอนส่วนเกิน (waste activated sludge) โดยปัจจุบันมีกากตะกอนเร่งจำนวนมากที่เกิดขึ้นในการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบตะกอนเร่ง [6] การกำจัดของเสียเหล่านี้จึงกลายเป็นปัญหาสำคัญ และมีความค่าใช้จ่ายในการจัดการสูง 50-70 % ของต้นทุนการดำเนินงานในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งหมด [7] ซึ่งการกำจัดกากตะกอนเร่งมีหลากหลายวิธีทั้งทางเคมีกายภาพ และชีวภาพ แต่กากตะกอนเร่งเป็นตะกอนของจุลินทรีย์ที่มีสารอินทรีย์อยู่ สามารถนำไปผลิต VFAs การผลิตกรดอะซิติกจากกากตะกอนมีหลายกระบวนการ เช่น อัลตราซาวด์ การหมักตะกอน ซึ่งการหมักแบบไร้ออกซิเจนเป็นวิธีที่ช่วยแก้ปัญหาปริมาณของกากตะกอนเร่ง โดยลดปริมาณของตะกอน [8-10] ซึ่งการหมักเป็นเทคโนโลยีที่สามารถแก้ไขปัญหากากตะกอนเร่งจากระบบบำบัดน้ำเสีย [11] และได้กรดอะซิติกจำนวนมาก [12] เป็นกระบวนการที่ไม่ซับซ้อน สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส Adrian และคณะ (2006) ได้เปรียบเทียบการกำจัดฟอสฟอรัสจากการใช้แหล่งคาร์บอนจากโพรพิโอเนต

และอะซิเตต พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสเมื่อใช้อะซิเตตเป็นแหล่งคาร์บอนสูงกว่าใช้โพรพิโอเนต [13] กระบวนการหมักขั้น acidogenesis ประกอบด้วยปฏิกิริยา hydrolysis acidogenesis และ acetogenesis ซึ่งสารอินทรีย์ เช่น โพรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน จะเปลี่ยนเป็นโมเลกุลขนาดเล็กด้วยปฏิกิริยา hydrolysis แล้วจุลินทรีย์กลุ่ม acidogenic จะเปลี่ยน VFAs เป็นกรดอะซิติก กรดโพรพิโอเนต และกรดบิวไทริก ซึ่งผลของปฏิกิริยาขึ้นอยู่กับพารามิเตอร์ที่ส่งผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ เช่น pH อุณหภูมิ และแหล่งคาร์บอน [14]

Rademacher และคณะ (2012) กล่าวว่าอุณหภูมิมีต่อการหมัก VFAs ในสภาวะไร้ออกซิเจนเป็นปัจจัยที่สำคัญ ซึ่งมีผลต่อกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ [15] โดยงานวิจัยของ Jiuxiao และ Hui (2015) ได้ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในสภาวะที่ไม่มีการควบคุม pH และควบคุมอุณหภูมิที่ 35 ± 1 และ 55 ± 1 °C พบว่าปริมาณของ VFAs สูงสุดในช่วงอุณหภูมิ 55 ± 1 °C เท่ากับ $5,627.3 \pm 354.6$ mg COD/L และในช่วงอุณหภูมิ 35 ± 1 °C เท่ากับ 574.4 ± 29.2 mg COD/L ที่ 48 h [11] งานวิจัยในต่างประเทศรายงานความน่าจะเป็นของการหมักของเสียจากระบบตะกอนเร่งเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส [16, 17] Xiong และคณะ (2018) ได้ศึกษาการหมักตะกอนจากเศษอาหารเพื่อเพิ่มการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยผลของการใช้สารหมักด้วยสภาวะต่างเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบพบว่า VFAs 66.3 % ของปริมาณซีโอดี และช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส 78.2 และ 95.2 % ตามลำดับ [17] แต่ในประเทศไทยยังไม่มี การนำตะกอนมาใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ จึงมีแนวคิดที่จะนำกากตะกอนเร่งมาใช้เป็นวัตถุดิบในการ

ผลิตกรดอะซิติก เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟต ซึ่งอาจช่วยลดค่าใช้จ่ายทั้งในการซื้อแหล่งคาร์บอนและการกำจัดกากตะกอนเร่งได้

งานวิจัยนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกจากตะกอนหลายแหล่ง เพื่อนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยศึกษาความแตกต่างของแหล่งคาร์บอน อุณหภูมิ การบำบัดขั้นต้น และสัดส่วนของตะกอนและน้ำหมักกรดที่แตกต่างกัน

2. อุปกรณ์และวิธีการ

2.1 คุณสมบัติของตะกอนที่ใช้ในการหมักในสภาวะไร้ออกซิเจนเพื่อผลิตกรดอะซิติก

กากตะกอนที่ใช้ในการศึกษา คือ นำกากตะกอนมาจากถังตกตะกอนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ conventional activated sludge (CAS) ของบริษัทน้ำอืดลมแห่งหนึ่งในจังหวัดนครราชสีมา (กากตะกอนเร่ง set 1 และ 2) set 3-6 นำกากตะกอนเร่งมาจากระบบ EBPR set 7 นำตะกอนมาจากมูลสุกร (swine manure, SM) และ set 8-10 นำมาจากตะกอนในถังหมักแบบไร้ออกซิเจนของระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ ส่วนน้ำหมักกรด (acid fermented, AF) นำมาจากบ่อหมักกรดของระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ ซึ่งตะกอนทั้งหมดจะนำมาเก็บรักษาไว้ในถังปิดสนิทที่อุณหภูมิ 4 °C ก่อนนำมาทดลอง พบว่าลักษณะสีของตะกอน set 1-6 เป็นสีน้ำตาลเข้ม ส่วน set 7-10 เป็นสีน้ำตาลดำ

2.2 สภาวะที่เหมาะสมในการหมักตะกอนจากหลายแหล่งเพื่อผลิตกรดอะซิติกโดยการทดลองแบบกะ

2.2.1 ศึกษาผลของอุณหภูมิที่เหมาะสมในการผลิต VFAs จากการหมักแบบไร้ออกซิเจนของกากตะกอนเร่ง set 1-2 โดยเติมกากตะกอนเร่ง 200 มิลลิลิตร (mL) ลงในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 mL กวน

ผสมที่ 120 รอบต่อนาที (rpm) [18] โดยใช้เครื่องเขย่า (shaker) และควบคุมอุณหภูมิที่ 35 ± 1 °C [7,16,18] และ 55 ± 1 °C [11] เก็บวิเคราะห์ทุก 4 h เพื่อวิเคราะห์หา VFAs

2.2.2 ศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการผลิตกรดอะซิติกที่เกิดจากการหมัก โดยใช้แหล่งคาร์บอนจากกากตะกอนเร่งของระบบ EBPR (กากตะกอนเร่ง set 3 และ 4) หมักโดยเติมกากตะกอนเร่ง 200 mL ลงในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 mL ศึกษาโดยควบคุมอุณหภูมิ 35 ± 1 และ 55 ± 1 °C กวนผสมที่ 120 rpm เก็บวิเคราะห์ทุก 4 h เพื่อวิเคราะห์หา VFAs กรดอะซิติก กรดไพรูวิก และกรดบิวไทริก

2.2.3 ศึกษาการบำบัดขั้นต้นของกากตะกอนเร่ง set 5 โดย Boontian และคณะ (2016) กล่าวว่าในการบำบัดขั้นต้นจะช่วยให้ปฏิกิริยา hydrolysis เกิดได้ดีขึ้น [19] ซึ่งการทดลองนี้ใช้แหล่งคาร์บอนจากกากตะกอนเร่งของระบบ EBPR ที่มี pH เริ่มต้น 7.58 นำมาปรับ pH ดังนี้ 1, 2, 3, 6, 9, 10, 11, 12, 13 และ 14 โดยใช้ 2 N NaOH และ 2 N HCl [20] แล้วนำไปวิเคราะห์หาปริมาณและชนิดของ VFAs ที่เกิดขึ้นหลังจากการปรับ pH โดยวิเคราะห์หา VFAs กรดอะซิติก กรดไพรูวิก และกรดบิวไทริก

2.2.4 ศึกษาปริมาณกรดอะซิติกที่เกิดขึ้นจากการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR (set 6) เปรียบเทียบกับตะกอน SM จากฟาร์มหมูแห่งหนึ่งในจังหวัดนครราชสีมา (set 7) โดยหมักตะกอนในถังขนาด 5 ลิตร ซึ่งมีปริมาณตะกอน 4 ลิตร ที่อุณหภูมิ 35 °C เก็บตัวอย่างตะกอนปริมาตร 120 mL แต่ละชุดการทดลองทุก 12 h เพื่อวิเคราะห์หา VFAs กรดอะซิติก กรดไพรูวิก และกรดบิวไทริก

2.2.5 ศึกษาปริมาณกรดอะซิติกเกิดขึ้นจากการหมักตะกอนในถังหมักแบบไร้ออกซิเจนของระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ (set 8-10) หมักในถังขนาด 5

ลิตร ซึ่งมีปริมาตรตะกอน 4 ลิตร ควบคุมอุณหภูมิที่ 35 °C เก็บตัวอย่างตะกอนปริมาตร 120 mL แต่ละชุดการทดลองทุก 12 h วิเคราะห์ VFAs กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวไทริก

2.3 วิธีการวิเคราะห์

การวิจัยนี้ศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกจากตะกอนหลายแหล่ง เพื่อนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ซึ่งจะต้องมีการเก็บตัวอย่างที่จะนำไปวิเคราะห์ โดยความถี่ในการเก็บตัวอย่าง ดังหัวข้อที่ 2.2 แล้วนำตัวอย่างกรองผ่านกระดาษกรอง GF/F ขนาดความพรุน 0.45 ไมโครเมตร เพื่อนำไปวิเคราะห์ค่าซีโอดี (chemical oxygen demand, COD) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solids, TSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (total volatile suspended solids, TVSS) และ VFAs โดยวิธีการวิเคราะห์ที่นำมาใช้ในการศึกษาอ้างอิงจาก standard method for examination of water and waste water [21] โดยทดลองทั้งหมด 3 ชั่วโมง ส่วนการวิเคราะห์กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวไทริก นำตัวอย่างกรองผ่านกระดาษกรอง GF/F ขนาดความพรุน 0.45 ไมโครเมตร ก่อนวิเคราะห์ด้วยเครื่อง gas chromatograph (GC) รุ่น 6890 ที่ใช้ flame ionization detector (FID) คอลัมน์ Innowax (DB FFAP) detector และ injector ที่อุณหภูมิของ 250 °C [6] ส่วนการวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติในการศึกษาผลของแหล่งคาร์บอนที่ต่างกันในการผลิต VFAs และกรดอะซิติกนั้น ใช้โปรแกรม SPSS® version 21 ในการวิเคราะห์ข้อมูล

3. ผลการวิจัยและวิจารณ์

3.1 ศึกษาคุณลักษณะของตะกอนที่ใช้ในการหมักในสภาวะไร้ออกซิเจนเพื่อผลิตกรดอะซิติก

ศึกษาคุณลักษณะของกากตะกอนและตะกอนส่วนเกินที่นำมาใช้ในการหมักในสภาวะไร้ออกซิเจนเพื่อผลิตกรดอะซิติก พบว่าคุณลักษณะของตะกอนจากระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ (RS) มี pH 4.56 สัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (total volatile suspended solids, TVSS) ต่อของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solid, TSS) หรือ VSS/TSS เท่ากับ 0.31 COD 15,540 mg/L VFAs เท่ากับ 685.7 mg COD/L. เมื่อนำตะกอนจากระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพมาหมักทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องนาน 10 วัน (FS) พบว่า pH 5.67, VSS/TSS เพิ่มขึ้นเป็น 0.36 ปริมาณ COD 20,160 mg/L พบว่าตะกอนที่ผ่านการหมักมา 10 วัน มีปริมาณของ COD สูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับ RS และมีปริมาณของ VFAs 2,452 mg/L อาจเนื่องมาจากความเข้มข้นของ VFAs ใน WAS นี้ขึ้นอยู่กับระยะเวลาของการย่อยสลายและกระบวนการหมักกรด ส่วน AF นำมาจากบ่อหมักกรดของระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ พบว่า pH ต่ำ 4.75 มีค่า COD สูงถึง 31,080 mg/L แต่มีค่า VFAs ต่ำเพียง 323 mg/L ดังตารางที่ 1

การทดลอง set 8-10 จะนำ AF มาผสมกับตะกอนจากบ่อหมักแก๊สที่สัดส่วนต่างกัน คือ RS:AF (4:1) (set 9) และ RS:AF (1:4) (set 10) ส่วนชุดการทดลองที่ 8 ใช้แหล่งคาร์บอนเป็น FS ผสมกับ AF ที่สัดส่วน FS:AF (1:1) ซึ่งคุณลักษณะทางกายภาพและเคมี แสดงในตารางที่ 2 พบว่าคุณลักษณะของตะกอนของกากตะกอนเร่งจากระบบ CAS set 1-2 ชุดมี TSS เป็นองค์ประกอบ 24.7 กรัมต่อลิตร (g/L) TVSS 6.63 g/L pH 7.31 ค่า TVSS/TSS 0.27 ส่วนกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR set 3-6 มี TSS เฉลี่ย 14.74 g/L TVSS เฉลี่ย 3.69 g/L pH เฉลี่ย 7.62 และ alkalinity 1,232 mg/L SM ใน set 7 มีค่า alkalinity 2,150 mg/L โดยมีสัดส่วน TVSS/TSS 0.39 ส่วนชุด

การทดลองที่ 8 พบว่ามีปริมาณ VFAs สูงที่สุด 1,357 mg/L COD สูงถึง 24,360 mg/L สัดส่วน TVSS/TSS 0.32 ส่วน set 9-10 พบว่ามีปริมาณ VFAs ใกล้เคียงกัน คือ 548 และ 341 mg/L ตามลำดับ COD 14,280

และ 21,980 mg/L ตามลำดับ สัดส่วน TVSS/TSS 0.28 และ 0.19 ตามลำดับ ซึ่งมีปริมาณ TVSS ที่สูงจะเหมาะกับการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน

Table 1 Characteristics of excess sludge from biogas system which used as a carbon source for fermentation.

Characteristics	AF	RS	FS
pH	4.75±0.02	4.56±0.01	5.67±0.01
VFAs (mg/L)	323±4.90	685.7±11.15	2452±15.39
COD (mg/L)	31,080±18.03	15,540±8.00	20160±10.39
Alkalinity (mg/L)	1,060±10.00	2800±13.23	6050±10.54
TSS (mg/L)	20,816±62.50	18320±27.87	27500±47.03
TVSS (mg/L)	3,416±33.41	5620±24.27	9812±40.04

Table 2 Characteristics of excess sludge from CAS, EBPR, swine manure and biogas system.

Samples	pH	VFAs (mg/L)	COD (mg/L)	Alkalinity (mg/L)	TSS (mg/L)	TVSS (mg/L)
Set 1-2 (CAS)	7.31±0.02	88±3.00	15,576±13.08	1,445±8.66	24,723±46.13	6,635±41.07
Set 3-4 (EBPR)	7.54±0.01	93±7.81	7792±6.56	1050±5.00	9485±28.79	1893±27.07
Set 5 (EBPR)	7.58±0.02	85±5.29	8562±24.57	1300±17.32	11388±41.72	3684±42.32
Set 6 (EBPR)	7.75±0.02	311±16.09	5,040±16.09	1,345±5.00	23,340±46.81	5,486±49.87
Set 7 (SM)	7.89±0.02	187±13.00	13,860±20.88	2,150±8.66	3,988±37.47	1,548±33.78
Set 8 FS:AF (1:1)	4.9±0.05	1,357±16.09	24,360±17.32	3,000±25	25,455±32.74	8,042±29.21
Set 9 RS:AF (4:1)	4.49±0.02	548±9.17	14,280±11.36	2,550±8.66	18,920±35.16	5,318±33.51
Set 10 RS:AF (1:4)	4.52±0.01	341±29.05	21,980±12.17	2,650±43.30	20,321±47.57	3,846±29.46

3.2 ศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการหมักตะกอนจากหลายแหล่งเพื่อผลิตกรดอะซิติกโดยการทดลองแบบกะ

งานวิจัยนี้ศึกษาผลการหมักตะกอนจากระบบตะกอนเร่ง เพื่อผลิตกรดอะซิติก โดยการทดลองแบบกะ (batch test) โดยเริ่มต้นศึกษาการหมักกาก

ตะกอนเร่งจากถังตกตะกอนของระบบ CAS ใน set 1 และ 2 พบว่าปริมาณ VFAs เท่ากับ 597 และ 283 mg COD/L ที่อุณหภูมิ 35 และ 55 °C ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 24 h ดังรูปที่ 1A และ 1B โดยปริมาณของ VFAs ที่เกิดขึ้นที่อุณหภูมิ 35 °C มากกว่าที่อุณหภูมิ 55 °C และเมื่อทดสอบทางสถิติ paired t-test ที่ระดับความ

เชื่อมั่น 95 % พบว่าปริมาณ VFAs ของตะกอนจากระบบตะกอนเร่ง set 1 ที่อุณหภูมิ 35 °C และ set 2 อุณหภูมิ 55 °C ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.10 > 0.05$) แสดงว่าอุณหภูมิทั้งสองไม่มีผลต่ออัตราการย่อยสลายของตะกอนระบบ CAS ที่สัดส่วนของ TVS/TS 0.27 ซึ่งหมายความว่าคุณลักษณะของตะกอนเป็นตะกอนที่ย่อยสลายได้ยาก แต่ยังคงย่อยสลายได้ แม้อุณหภูมิในการย่อยสลายเพิ่มขึ้น จะไม่มีผลต่อการผลิต VFAs ในระบบย่อยที่เกิด ปฏิกิริยา hydrolysis และ acidogenesis [22] ซึ่งต่างจากงานวิจัยของ Yun และคณะ (2017) ที่ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจากถังตกตะกอนขั้นที่ 2 ของระบบบำบัดน้ำเสียและถังย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนที่อุณหภูมิต่างกัน คือ 35, 42 และ 55 °C นาน 6 วัน พบว่าที่อุณหภูมิ 35, 45 และ 55 °C มีปริมาณ VFAs เกิดขึ้น 1,195, 1,625 และ 3,856 mg COD/L ตามลำดับ ที่สัดส่วนของ TVS/TS 0.79 [23] ซึ่งแสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์สูง เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาี้ จะเห็นได้ว่าปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นมีความแตกต่างกันมาก และพบว่า TVS ของตะกอนเริ่มต้นของการศึกษา นี้ต่ำกว่า 6.7 เท่า เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Yun และคณะ (2017) ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่จะย่อยสลายต่ำ และต่างกับการศึกษาของ Huilei และคณะ (2012) ที่ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศจีน พบว่าเมื่ออุณหภูมิเพิ่มจาก 40 เป็น 50 °C ทำให้อัตราการผลิต VFAs สูงขึ้น 1.65 เท่า และ VFAs จะลดลง 1.31 เท่า ที่ระยะเวลาการกักเก็บ 120 h ซึ่งสรุปว่าการผลิต VFAs ขึ้นอยู่กับระยะเวลาหมักและอุณหภูมิ [24] และต่างกับการศึกษาของ Hyun และคณะ (2015) ที่พบว่าในระหว่างการหมักแบบไร้ออกซิเจน กลุ่มน้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว (mono-saccharide) และกรดอะมิโน (amino acid) จะเปลี่ยนรูปเป็น VFAs โดยการทำงานของ

แบคทีเรียกลุ่ม acidogenic และพบว่าการผลิต VFAs สูงขึ้น เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น โดยอุณหภูมิมีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม acidogenic [25]

การศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR เพื่อผลิตกรดอะซิติกในชุดทดลองที่ 3-4 พบว่าปริมาณของกรดอะซิติกและกรดโพรพิโอนิกสูง ส่วนกรดบิวไทริกมีปริมาณต่ำมาก (ใกล้เคียงศูนย์) โดยการทดลองใน set 3 สามารถผลิตกรดอะซิติกสูงสุด 62 mg/L ที่เวลา 88 h ซึ่งมี VFAs เพียง 120 mg COD/L ที่อุณหภูมิ 35 °C ดังรูปที่ 2A ส่วนการทดลองใน set 4 ที่อุณหภูมิ 55 °C

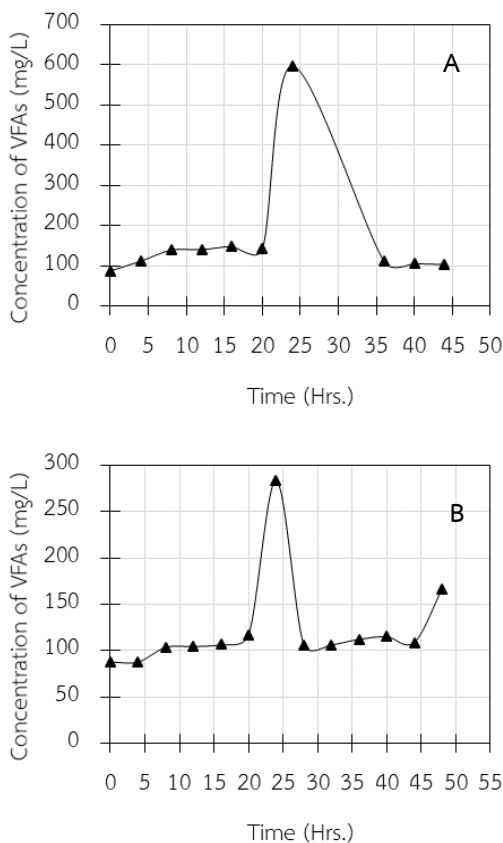


Figure 1 Concentration of VFAs from fermented excess sludge from activated sludge system (set 1-2) at 35 °C (A) and 55 °C (B).

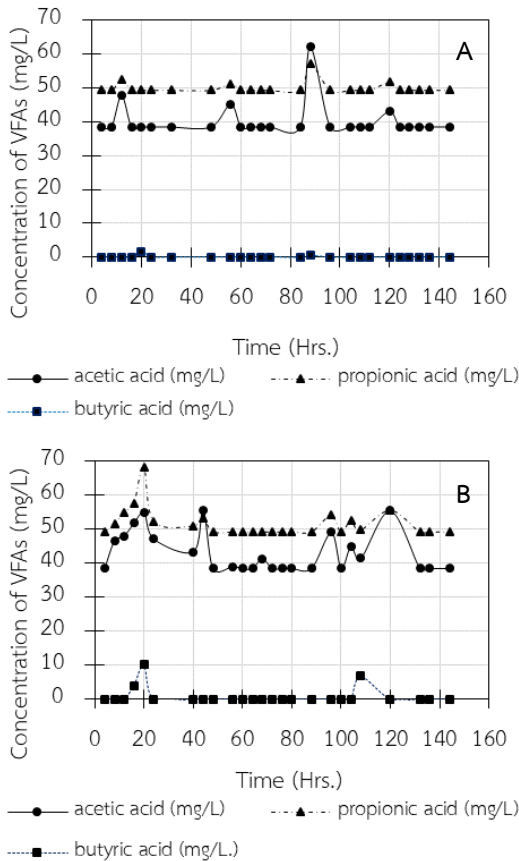


Figure 2 Concentrations of acetic acid, propionic acid and butyric acid from excess sludge in EBPR, at 35 °C (A) and 55 °C (B).

พบว่าปริมาณกรดอะซิติกและ VFAs มีปริมาณ 55 และ 108 mg/L ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 44 h แต่ ปริมาณ VFAs สูงสุด 133 mg/L ที่ระยะเวลา 20 h ดังรูปที่ 2B ซึ่งแสดงว่าที่อุณหภูมิ 55 °C ใช้เวลาในการผลิตกรดอะซิติกน้อยกว่าที่อุณหภูมิ 35 °C และ อุณหภูมิทั้งสองพบปริมาณ VFAs สูงสุดใกล้เคียงกัน เมื่อทดสอบทางสถิติ paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % พบว่าปริมาณกรดอะซิติกของกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR set 3 และ 4 ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.09 > 0.05$)

แสดงว่าอุณหภูมิไม่มีผลต่อการหมักกากตะกอนเร่งเพื่อผลิตกรดอะซิติก แต่ปริมาณของ VFAs ที่เกิดขึ้นน้อยมาก อาจเนื่องมาจากคุณลักษณะของกากตะกอนเร่งที่นำมาใช้ในการทดลอง นำมาจากระบบ EBPR ซึ่งมีปริมาณ TS 9,485 mg/L และมีปริมาณของ TVS 1,893 mg/L ซึ่งมีสัดส่วน TVS/TSS 0.2 แสดงว่าเป็นตะกอนที่ย่อยสลายได้ยาก แต่ยังย่อยสลายได้ เมื่อเปรียบเทียบค่า TVS/TS ของตะกอน set 1-4 พบว่า TVS/TS มีค่า 0.27 และ 0.20 ในตะกอน set 1-2 และ 3-4 ซึ่งแสดงว่าตะกอนทั้งสองย่อยสลายได้ยาก แต่ย่อยสลายได้ โดยตะกอนจากระบบ CAS ใน set 1-2 สามารถย่อยสลายง่ายกว่าตะกอนจากระบบ EBPR ใน set 3-4 จึงพบว่าตะกอนใน set 3-4 มีปริมาณ VFAs ต่ำ เมื่อเทียบกับปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นจากการทดลอง set 1-2 โดยอุณหภูมิ 35 °C (set 1) และ 55 °C (set 2) มีปริมาณ VFAs 597 mg/L และ 283 mg/L แสดงว่าที่อุณหภูมิ 55 °C มีปริมาณ VFAs ต่ำกว่าที่อุณหภูมิ 35 °C แต่ปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นในชุดการทดลองที่ 1-2 สูงกว่าการทดลอง set 3-4 ที่มีปริมาณ VFAs สูงที่สุดเพียง 133 mg/L ที่อุณหภูมิ 55 °C

เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาอื่นพบว่าการผลิตกรดอะซิติกในการทดลองนี้ เมื่อใช้กากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR (set 3) หมักที่อุณหภูมิ 35 °C มีปริมาณกรดอะซิติก 62 mg/L ซึ่งน้อยกว่าการศึกษาของ Jiuxiao และ Hui (2015) ที่หมักกากตะกอนเร่งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่ามีปริมาณกรดอะซิติก 191 mg/L ที่ 35±1 °C [11] ส่วนกากตะกอนเร่งของ EBPR (set 4) ที่อุณหภูมิ 55 °C เกิดกรดอะซิติก 56 mg/L และน้อยกว่าการศึกษาของ Huibin และ Sheng (2017) ที่หมักกากตะกอนเร่งที่ 55 °C พบกรดอะซิติก 615 mg/L [26] ดังตารางที่ 3 ซึ่งแสดงว่าปริมาณของสารอินทรีย์ที่สามารถสลายได้มีน้อย อาจต้องมีการบำบัดขั้นต้นเพื่อปรับสภาพตะกอนก่อน

เนื่องจากค่า VFAs ในตะกอนต่ำจะทำให้โอกาสที่เกิด VFAs ต่ำ ซึ่ง Zhang-Wei และคณะ (2016) ได้ศึกษา การบำบัดขั้นต้นโดยใช้ rhamnolipid ร่วมกับการ

หมักอัลคาไลน์แบบไร้อากาศ พบว่าสามารถผลิต SCFAs สูงสุด 378 mg COD/g VSS ที่ระยะเวลา 72 h ค่า pH 10 และควบคุมอุณหภูมิที่ 35±1 °C [16]

Table 3 Concentrations of VFAs and acetic acid from different conditions

Carbon sources	Acetic acid	Concentration of VFAs	Conditions	Ref.
Set 1 (WAS from AS)	-	597 mg/L at 24 h	pH not controlled at 35 °C	This study
Set 2 (WAS from AS)	-	283 mg/L at 24 h	pH not controlled at 55 °C	
Set 3 (WAS from EBPR)	62 mg/L	120 mg/L	pH not controlled at 35 °C	
Set 4 (WAS from EBPR)	56 mg/L	133 mg/L at 20 h	pH not controlled at 55 °C	
Set 5 (WAS from EBPR)	93.14 mg/L	152 mg/L	pH 14	
Set 6 (WAS from EBPR)	-	574 mg/L	pH not controlled at 35 °C	
Set 7 Pig Manure	109 mg/L	439 mg/L		
Set 8 FS:AF (1:1)	1,406 mg/L	2,505 mg/L at 96 h		
Set 9 RS:AF (4:1)	1,018 mg/L	1,233 mg/L at 96 h		
Set 10 RS:AF (1:4)	792 mg/L	1,227 mg/L at 108 h		
Excess sludge from sedimentation tank and secondary sedimentation tank	-	423.22±25.49 mg COD/g VSS	Ratio of excess sludge from sedimentation tank and secondary sedimentation tank (1:1 w/w) at pH 8.9	[23]
Animal dung and wheat straw	1,394 mg/L	-	Anaerobic condition for 10 days	[27]
Cow manure and corn silage	6,444 mg/L	14,651 mg/L	Controlled 55 °C for 4 days	[28]
secondary sedimentation tank and anaerobic fermentation tank	615 mg/L	666.5 mg/L	Controlled 55 °C for 6 days	[26]
Sludge from trickling filter system	-	1,327 mg/L at 120 °C	Heating at 75 °C for 10 min.	[29]
Pig manure	-	12.6 mg. COD/g VSS	Controlled at 35 °C	[30]
Waste activated sludge	191 mg/L	574.4 mg/L at 35 °C	Mixing 165 rpm, pH 6.6-7.1 for 48 h	[11]
Excess sludge from SBR (sequencing batch reactor)	2,862 mg/L At pH 4	pH 4; 3,914 mg/L pH 6; 2,607 mg/L	Controlled 26 °C and mixing 60 rpm	[31]

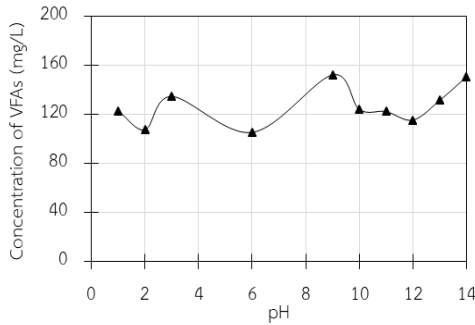


Figure 3 Concentration of VFAs in pretreatment of excess sludge from EBPR (set 5) with different pH.

การศึกษาการบำบัดขั้นต้นของกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR set 5 ค่า pH ต่างกัน คือ 1, 2, 3, 6, 9, 10, 11, 12, 13 และ 14 พบว่าที่ค่า pH 14 มีปริมาณของกรดอะซิติกสูงสุด 93.14 mg/L และกรดโพรพิโอนิก 59.1 mg/L และที่ค่า pH 9 เกิดกรดอะซิติก 90.82 mg/L ซึ่งกากตะกอนเร่งเริ่มต้นมีสัดส่วนของ TVS/TS 0.32 โดยพบว่าปริมาณของ VFAs ที่เกิดขึ้นใกล้เคียงกัน ปริมาณ VFAs สูงที่สุด คือ 152 และ 150 mg COD/L ที่ค่า pH 9 และ 14 ตามลำดับ ดังรูปที่ 3 ซึ่งอธิบายได้ว่าที่ค่า pH 14 ช่วยลดการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม methanogenic และมีปริมาณของของแข็งที่ย่อยสลายได้สูง และยังเพิ่มปฏิกิริยา hydrolysis ของโปรตีนและการหมักด้วย ซึ่งการศึกษาของ Boontian และคณะ (2016) กล่าวว่า การปรับสภาพกากมันสำปะหลังด้วยกรดหรือด่างและความร้อนจะช่วยให้เกิด VFAs เพิ่มสูงขึ้น [32] สอดคล้องกับงานวิจัยของ Rungnapa และคณะ (2015) ที่ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งเพื่อผลิต VFAs โดยมีค่า pH ที่ต่างกัน คือ 8, 9, 10 และไม่ควบคุมค่า pH พบว่าปริมาณ VFAs สูงสุดที่ค่า pH 9 ที่ระยะเวลา 3.5 h [33] เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Ruyi และคณะ (2016) ที่ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจาก

ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยคุณลักษณะของตะกอนมี VSS 12.9 g/L และเชื้อ (seeding sludge) มีค่า VSS 5.1 g/L ทดลองโดยผสมสัดส่วนของ seeding sludge และตะกอน 1:10 หมักในถังปฏิกรณ์ 2.5 ลิตร กวนผสม 200 rpm ที่อุณหภูมิ 19.5-22.5 °C โดยมีค่า pH ที่แตกต่างกัน 6 ชุด คือ 6, 7, 8, 9, 10 และไม่มีการควบคุมค่า pH พบว่าปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นจากการหมักเกิดรวดเร็วที่สุดการทดลองที่ไม่มีการควบคุมค่า pH [34] ส่วนการศึกษาของ Zhu และคณะ (2015) ได้ผลิต VFAs โดยการหมักร่วมกับการบำบัดขั้นต้นด้วยความร้อนและ alkalinity โดยใช้ตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าปริมาณ VFAs สูงที่สุดที่ชุดการทดลองที่มีค่า TS 75 g/L เท่ากับ 7.31 g/L เมื่อนำตะกอนมาปรับค่า pH เป็น 12 และกวนผสมที่อุณหภูมิ 90 °C นาน 2 h เพื่อฆ่าสปอร์ของจุลินทรีย์กลุ่ม methanogens เรียกตะกอนกลุ่มนี้ว่า seed sludge ซึ่งในถังปฏิกรณ์จะผสมตัวอย่างกากตะกอนเร่ง 500 mL ที่ไม่ผ่านกระบวนการบำบัดขั้นต้น และเติม 20 mL ของ seed sludge (75 g/L) [35] พบว่าการบำบัดขั้นต้นของกากตะกอนเร่งมีความจำเป็นและสำคัญในการผลิต VFAs ซึ่งในการทำบำบัดขั้นต้นด้วยความร้อนและ alkalinity จะเป็นการเพิ่มความต้านทานการกรอง (filtration resistance) และความหนืดของตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งการหมักจะลด filtration resistance จะลดขนาดของตะกอนลง การศึกษานี้ต้องการทดสอบการผลิตกรดอะซิติกจากแหล่งคาร์บอนที่ต่างกัน โดยเลือกใช้ตะกอนที่มีค่า VFAs สูง เนื่องจากแหล่งคาร์บอนนั้นจะย่อยสลายได้สูง ทำให้มีโอกาสที่จะเกิดกรดอะซิติกเพิ่มมากขึ้น ซึ่งปริมาณการผลิตกรดอะซิติกสูงที่สุดสำหรับตะกอนจากระบบ EBPR เกิดขึ้นใน set 1-4 เท่ากับ 32.78 mg VFAs/g VSS จึงต้องการศึกษาแหล่งคาร์บอนอื่นเพิ่มเติม โดยแหล่งคาร์บอนที่สามารถนำมาใช้หมักแทนกากตะกอน

เร่ง เช่น SM ตะกอนจากระบบหมักแก๊สชีวภาพ จึงได้ศึกษาเพิ่มเติมเกี่ยวกับแหล่งคาร์บอนในการผลิตกรดอะซิติก โดยศึกษาปริมาณกรดอะซิติกจากการหมักแหล่งคาร์บอน 3 แหล่ง คือ กากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR (WAS) (set 6) มูลสุกร (SM) (set 7) และตะกอนจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ (set 8) พบว่า FS:AF (1 : 1) มีปริมาณกรดอะซิติกเกิดขึ้นสูงสุดที่ 1,406.8 mg/L ที่ระยะเวลา 96 h (set 8) นอกจากนั้นพบว่ามีปริมาณกรดโพธิโอนิก 852.81 mg/L และค่ากรดบิวไทริก 246.25 mg/L ส่วนในตะกอน SM (set 7) พบว่ามีปริมาณกรดอะซิติก 109.43 mg/L กรดโพธิโอนิก 222 mg/L และค่ากรดบิวไทริกเท่ากับ 10.11 mg/L ที่ระยะเวลา 36 h

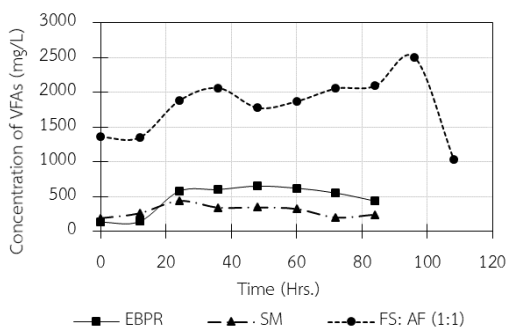


Figure 4 Concentration of VFAs from EBPR (set 6), SM (set 7) and FS:AF (1 : 1) (set 8) at 35 °C.

เมื่อเปรียบเทียบปริมาณกรดอะซิติกพบว่า SM (set 7) มีปริมาณกรดอะซิติก 109 mg/L ที่อุณหภูมิ 35 °C ซึ่งน้อยกว่างานของ Cristina และคณะ (2017) ที่ใช้แหล่งคาร์บอนจากมูลวัวและข้าวโพดหมัก ซึ่งพบว่ามีปริมาณกรดอะซิติกสูงถึง 6,444 mg/L [28] ดังตารางที่ 3 จากปริมาณ VFAs ของทั้ง 3 แหล่งคาร์บอน พบว่าตะกอนจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ (set 8) มีปริมาณ VFAs สูงที่สุด (2,506 mg/L) ตามด้วย

กากตะกอนเร่ง (set 6) และ SM (set 7) 650 และ 439 mg/L ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 4 โดยการศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR (set 6) ค่า pH เริ่มต้น 7.75 ปริมาณ VFAs สูงสุด 650 mg COD/L ที่ระยะเวลา 2 วัน สอดคล้องกับการศึกษาของ Yue และคณะ (2015) ที่ศึกษากากตะกอนเร่งจากระบบ SBR ของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในประเทศจีน ที่ระยะเวลา 6 วัน มีปริมาณ VFAs 118.3 mg COD/L ที่ค่า pH 4 แต่เมื่อควบคุมค่า pH ให้เป็น 8 เกิด VFAs 1,674.4 mg COD/L ที่ระยะเวลา 6 วัน [36] ส่วนปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นจากการหมัก SM (set 7) พบว่าน้อยกว่าการศึกษาของ Maie และคณะ (2017) ที่ศึกษามูลสัตว์และฟางข้าวสาลี ซึ่งพบว่าสามารถผลิตกรดอะซิติกสูงถึง 1,394 mg/L [27] แต่พบว่ามีปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นในการทดลอง set 7 เท่ากับ 283.59 mg COD/g VSS ซึ่งมากกว่าในการศึกษาของ Jingang และคณะ (2016) ที่ศึกษาการหมัก SM พบว่า ที่ค่า pH 11 มีปริมาณ VFAs สูงที่สุด 79.1 mg COD/g VSS ที่ระยะเวลา 8 วัน ควบคุมอุณหภูมิที่ 55 °C และของแข็ง 20 %TS เมื่อระยะเวลาผ่านไป 8 วัน พบสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงที่สุด (80.4 %) ที่ค่า pH 12 [18] และมากกว่าการศึกษาของ Weiwei และคณะ (2016) ที่พบปริมาณ VFAs เท่ากับ 12.6 mg COD/g VSS เมื่อใช้ SM [30]

เมื่อทดสอบถึงปฏิกิริยา FS:AF (1 : 1) (set 8) เทียบกับกากตะกอนเร่ง (set 6) และถึงปฏิกิริยา FS:AF (1 : 1) (set 8) เทียบกับตะกอน SM (set 7) ในการผลิต VFAs โดยใช้ independent t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % ทดสอบพบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p=0.00 < 0.05$) ทั้ง 2 คู่ แสดงว่าการผลิต VFAs จากแหล่งคาร์บอนทั้ง 3 แหล่ง; กากตะกอนเร่ง SM และ FS พบว่า FS:AF (1 : 1) มีปริมาณของ VFAs สูงกว่ากากตะกอนเร่งและ SM

ตามลำดับ เนื่องจากกากตะกอนที่ผ่านการหมัก (FS) มา 10 วัน มีปริมาณสารอินทรีย์สูงกว่า SM และกากตะกอนแรง นั่นคือ FS สามารถเปลี่ยนเป็น VFAs ได้ โดยจุลินทรีย์ที่อยู่ใน AF สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ และเกิดกระบวนการ acidogenesis และ acetogenesis ได้ และเมื่อทดสอบถึงปฏิกิริยาของกากตะกอนแรง (set 6) เทียบกับตะกอน SM (set 7) ในการผลิต VFAs โดยใช้ independent t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % พบว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.06 > 0.05$) แสดงว่าการหมัก VFAs ของทั้ง 2 ชุดการทดลอง ให้ผลที่เหมือนกัน

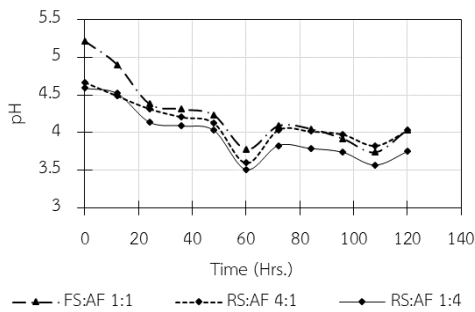


Figure 5 Effect of pH on VFAs production during the fermentation of the FS : AF (1 : 1), RS : AF (4 : 1), RS : AF (1 : 4).

การทดลองโดยใช้ตะกอน RS ที่มีค่า pH เริ่มต้น 4.56 ตะกอนที่ FS พบว่ามีค่า pH เริ่มต้น 5.67 ระหว่างการหมักวันแรกมีปริมาณผลผลิตของ VFAs ต่ำ ประมาณ 1.3-1.8 g/L โดยทดลองที่อุณหภูมิ 35 °C ผลของการศึกษาค่า pH พบว่าคงที่ในช่วง 3.74-5.21 แสดงในรูปที่ 5 ลดลงในช่วง 60 ชั่วโมงแรก และคงที่ในช่วง 3.74-4.09 จนจบการทดลอง ซึ่งสัมพันธ์กับการเพิ่มขึ้นของปริมาณ VFAs เมื่อจบการทดลองที่ 120 h พบว่า pH ประมาณ 4.04 ซึ่งการทดลองนี้พบว่าค่า pH ลดลงเมื่อกรดอะซิติกเพิ่มสูงขึ้น

สอดคล้องกับงานของ Ehsan และคณะ (2016) พบว่าค่า pH ลดลงเมื่อปริมาณกรดอะซิติกเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากกลไกการสร้างพันธะไฮโดรเจนของโมเลกุลกรดอะซิติกและไม่แลกเปลี่ยนไอออนของไอออนอะซิเตต โดยมีกรดอะซิติก เป็นรูปแบบที่สำคัญ [37] และสอดคล้องกับงานของ Infantes และคณะ (2011) ที่หมักตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าปริมาณกรดอะซิติกลดลงเมื่อค่า pH เพิ่มสูงขึ้นและอุณหภูมิลดลง ซึ่งจะเห็นว่าค่า pH เป็นปัจจัยที่มีผลต่อการผลิต VFAs [31] และสอดคล้องกับงานของ Yingchon และคณะ (2018) ที่พบว่าค่า pH มีผลมากที่สุดต่อสมรรถนะในปฏิกิริยา hydrolysis ของกากแป้งมันสำปะหลังที่ค่า pH 0.38 ที่อุณหภูมิ 100 °C ทำให้เกิด VFAs ในรูปกรดอะซิติกสูงที่สุด [38]

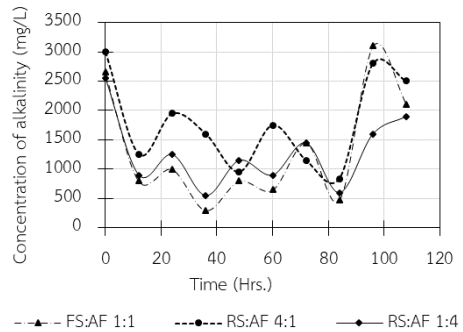


Figure 6 Effect of alkalinity (mg/L) in batch tests operated at different substrates [FS : AF (1 : 1), RS : AF (4 : 1), RS : AF (1 : 4)] for different period of time.

การศึกษาของ Zhang-Wei และคณะ (2016) พบว่าสถานะเริ่มต้นที่เป็นด่างมีผลต่อการสลายตัวและการ hydrolysis ของสารอินทรีย์ ซึ่งเป็นประโยชน์ต่อการผลิต VFAs [16] อย่างไรก็ตาม ปริมาณของสถานะที่เป็นด่างขึ้นอยู่กับปริมาณกรดด้วย ซึ่งแนวโน้มเดียวกันนี้เกิดขึ้นในการใช้ RS : AF (4 : 1)

(set 9) และ RS:AF (1: 4) (set 10) เป็นแหล่งคาร์บอน โดยค่า pH จะลดลงอย่างช้า ๆ และความเข้มข้นของ VFAs จะค่อย ๆ ลดลง ซึ่งมีค่าต่ำกว่าการใช้ FS:AF (1: 1) (set 8) เป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าที่ 96 h ของ FS:AF (1: 1) มีกรดอะซิติกสูงที่สุด (2,506 mg VFAs/L) และมีค่า alkalinity เท่ากับ 840 mg/L ดังรูปที่ โดยพบว่าในถังปฏิกรณ์ FS:AF (1: 1) (set 8) RS:AF (4: 1) (set 9) และ RS:AF (1: 4) (set 10) มีค่า alkalinity เฉลี่ยระหว่างการหมักเท่ากับ 1,333, 1,779 และ 1,285 mg/L ตามลำดับ ซึ่ง Oehmen และคณะ (2007) ได้อธิบายว่า PAOs ต้องการช่วง pH 7-8.5 ในการเติบโตของ PAOs [39] ดังนั้นค่า alkalinity จึงมีความสำคัญ เพราะเป็นบัฟเฟอร์ที่ช่วยต้านทานการเปลี่ยนแปลงของค่า pH ในระบบการผลิต VFAs ของตะกอนแต่ละชนิด พบว่ามีความเข้มข้นของกรดอะซิติกสูงที่สุด ตามด้วยกรดบิวไทรคและกรดไพรูวอิกในระหว่างกระบวนการย่อยสลายจะเกิดการเปลี่ยนรูปจากของแข็งเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำ (SCOD) ซึ่งประกอบด้วย VFAs และสารประกอบที่มีโมเลกุลเล็ก ๆ การศึกษานี้พบว่าปริมาณของ VFAs ที่ผลิตเมื่อมีการใช้แหล่งคาร์บอน FS:AF 1:1 เพิ่มขึ้นช้า ๆ จาก 12 ถึง 96 h แสดงในรูปที่ 7 ปริมาณ VFAs คล้ายกันในการทดลองที่ใช้ RS:AF (4: 1) และ RS:AF (1: 4) ซึ่งมีค่า 341-1,362 mg/L ที่ 96 และ 108 h ตามลำดับ

การศึกษาการผลิต VFAs เพื่อนำไปใช้ประโยชน์จำเป็นต้องทราบสัดส่วนของสารอินทรีย์แต่ละชนิดที่เกิดขึ้น ซึ่ง VFAs เป็นสารอินทรีย์ที่มีคาร์บอน 2-5 อะตอม เช่น กรดอะซิติก กรดไพรูวอิก และกรดบิวไทรค พบว่าเวลาผ่านไป 36 h ถึงปฏิกรณ์ FS:AF (1: 1) (set 8) มี VFAs 2.5 g/L ผลการทดลองชี้ให้เห็นว่าปฏิกรณ์ hydrolysis, acitogenesis และ acedogenesis เกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว เมื่อใช้ตะกอนที่

ถูกปล่อยทิ้งไว้ 10 วัน เป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าปริมาณกรดอะซิติกมากกว่ากรดไพรูวอิก ซึ่งต่างจากรายงานก่อนหน้าของ Huijun และคณะ (2016) ซึ่งพบว่ากรดอะซิติกและกรดบิวไทรคเป็นผลผลิต VFAs ที่โดดเด่น [8] กรดอะซิติกเป็นกลุ่ม VFAs ที่ย่อยสลายได้ง่ายด้วยจุลินทรีย์ในระบบบำบัด ซึ่งอาจทำให้ปริมาณหรือความเข้มข้นลดต่ำลง เพราะกรดอะซิติกเป็นผลิตภัณฑ์ตัวสุดท้ายที่เกิดจากกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน ก่อนที่จะถูกเปลี่ยนเป็นแก๊สมีเทนในกระบวนการ methanogenesis โดยจุลินทรีย์กลุ่ม methanogens [8]

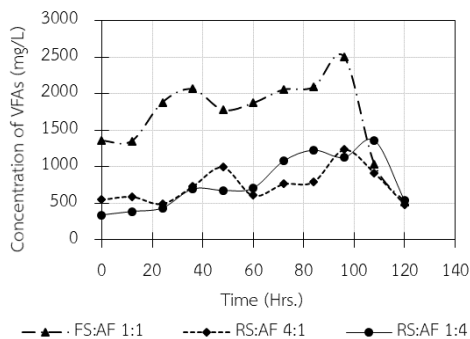


Figure 7 VFAs in batch tests operated at different substrates ratios FS:AF (1 : 1), RS:AF (4: 1) and RS:AF (1: 4).

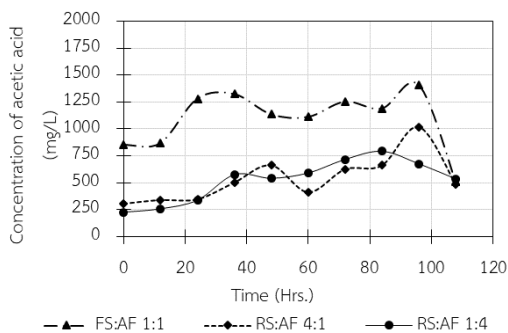


Figure 8 Acetic acid operated at different substrates ratios FS:AF (1: 1), RS:AF (4: 1) and RS:AF (1: 4).

เมื่อทดลองโดยใช้ FS:AF (1:1) (set 8) ที่ 96 h พบว่ามีปริมาณกรดอะซิติกสูงที่สุด 1.4 g COD/L ดังรูปที่ 8 ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยา hydrolysis, acitogenesis และ acidogenesis เกิดได้รวดเร็วเมื่อใช้ตะกอน FS และพบว่าค่า VFAs 2,506 mg/L ในชุดการทดลองที่ 8 [FS:AF (1:1)] เมื่อไม่ควบคุมค่า pH และควบคุมที่อุณหภูมิ 35 °C ซึ่งพบว่าน้อยกว่าการศึกษาของ Ana และคณะ (2010) พบว่าปริมาณ VFAs สูงขึ้นจาก 3,500 เป็น 8,700 mg/L ในการหมักกากตะกอนเร่งที่ถูกหมักมาแล้ว 4 วัน โดยมีปริมาณกรดอะซิติก 41 % และกรดโพรพิโอนิก 36 % ซึ่งเกิดขึ้นในช่วง 36 ชั่วโมงแรกของการหมักกากตะกอนเร่ง [40] โดยกรดอะซิติกที่เกิดขึ้นจากการหมักสามารถนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ โดย Guojing และคณะ (2018) ได้ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR พบว่าเมื่อใช้อัตราส่วนอะซิเตตต่อกลีเซอรอล 100/0 % มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงถึง 90.2 % [41] งานวิจัยของ Piasai และคณะ (2017) ศึกษาการใช้อะซิเตตเป็นแหล่งคาร์บอนในระบบ EBPR พบว่าปริมาณอะซิเตตมีความเหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [42] ดังนั้นการผลิตกรดอะซิติกใน set 8 สามารถนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

กรดโพรพิโอนิกเป็นผลิตภัณฑ์ตัวกลางระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์ ซึ่งจะสลายอย่างช้า ๆ เมื่อเปรียบเทียบกับกรดอะซิติก ซึ่งผลการทดลองพบว่าปริมาณกรดโพรพิโอนิกสูงสุดจะเกิดขึ้นในชุดการทดลองที่ 8 [FS:AF (1:1)] มี 853 mg/L ที่ระยะเวลา 96 h และชุดการทดลองที่ 9 และ 10 มี 341 และ 612 mg/L ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 108 h แสดงดังรูปที่ 9 ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Yongqing และคณะ (2011) ที่ศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด

สารอาหารและลดปริมาณกากตะกอนเร่ง โดยใช้ระบบ anaerobic anoxic oxic (A²O) พบว่าการหมักกากตะกอนเร่งเกิดปฏิกิริยา hydrolysis ขึ้น 38.2 % และเกิดปฏิกิริยา acidification 19.7 % และพบว่า VFAs ที่เกิดขึ้นมีสัดส่วนของกรดอะซิติกและกรดโพรพิโอนิกที่สูง เมื่อนำมาใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ A²O พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสูงถึง 80.1 และ 90 % ตามลำดับ [43] ซึ่งการศึกษาของ Maite และคณะ (2017) ได้ศึกษาระบบ SBR โดยใช้แหล่งคาร์บอนจากโพรพิโอเนตและอะซิเตต พบว่าโพรพิโอเนตสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีที่สุด พบว่ามีปริมาณ PAOs อยู่สูง เมื่อใช้โพรพิโอเนตเป็นแหล่งคาร์บอน [27] ส่วน Satoh และคณะ (1996) ได้ศึกษาผลของคาร์บอนต่อการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่าอัตราการคายฟอสฟอรัสในสภาวะแอนแอโรบิกสูงที่สุด เมื่อมีการใช้อะซิเตตและโพรพิโอเนตเป็นแหล่งคาร์บอน [44] ดังนั้นการทดลอง set 8 สามารถใช้กรดอะซิติกและกรดโพรพิโอนิกที่เกิดขึ้นเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

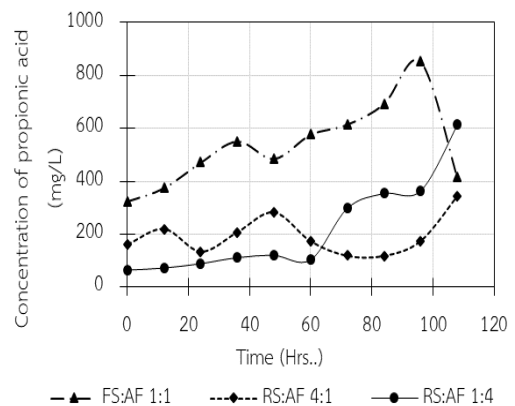


Figure 9 Propionic acid in batch tests operated at different substrates FS: AF (1:1), RS: AF (4:1) and RS: AF (1:4)

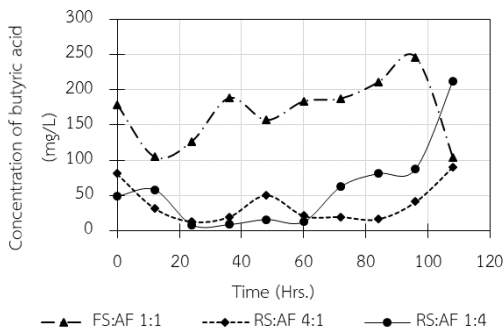


Figure 10 Butyric acid operated using different substrates FS:AF (1 : 1), RS:AF (4 : 1) and RS:AF (1 : 4).

การศึกษาปริมาณของกรดบิวไทริกในชุดการทดลองที่ 8-10 พบว่าแหล่งคาร์บอน set 8 [FS:AF (1 : 1)] มีปริมาณกรดบิวไทริกสูงที่สุด 246 mg COD/L ที่ระยะเวลา 96 h และ pH 3.92 รองลงมาคือ RS:AF (1 : 4) มีปริมาณกรดบิวไทริก 212 mg COD/L ที่เวลา 108 h และค่า pH 3.57 ส่วน RS:AF (4 : 1) มีปริมาณกรดบิวไทริกน้อยที่สุด 91 mg COD/L ที่ระยะเวลา 108 h และค่า pH เท่ากับ 3.83 ดังรูปที่ 10 การศึกษาของ Rustrian และคณะ (1996) พบว่าอะซิเตดและบิวไทเรตเป็นแหล่งคาร์บอนที่ดีในการกำจัดฟอสฟอรัส ในขณะที่โพรพิโอเนตส่งผลให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสที่น้อยที่สุด [45] ซึ่งผลการทดลองพบว่าปริมาณกรดอะซิติกเกิดขึ้นสูงสุดรองลงมา คือ กรดโพรพิโอเนก ซึ่งต่างจากการศึกษาของ Huijun และคณะ (2016) ที่พบว่ากรดอะซิติกและกรดบิวไทริกผลิตขึ้นมากที่สุดเมื่อค่า pH สูงขึ้น [8] ซึ่งการศึกษาสภาวะการหมักที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่าการทดลอง set 8 สามารถนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ เนื่องจากมีปริมาณ acetic สูงที่สุด ซึ่งเป็นกลุ่ม VFAs ที่เหมาะสมในการ

เจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

4. สรุป

สภาวะที่เหมาะสมในการหมักกากตะกอนเร่งเพื่อผลิตกรดอะซิติก คือ สภาวะที่ไม่มีการควบคุม pH ของถังปฏิกิริยาที่ใช้ตะกอนจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพมาหมักทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องก่อนนำมาหมัก 10 วัน ผสมกับ AF ที่อัตราส่วน 1 : 1 หรือ FS:AF (1 : 1) (set 8) พบปริมาณกรดอะซิติก 1,406 mg/L เมื่อควบคุมที่อุณหภูมิ 35 °C กวนผสมที่ 120 rpm ระยะเวลา 96 h ส่วนในถังปฏิกิริยาที่ใช้ RS:AF (4 : 1) (set 9) และ RS:AF (1 : 4) (set 10) มีกรดอะซิติก 1,018 และ 792 mg/L ตามลำดับ เมื่อทดสอบทางสถิติ paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % ของตะกอนส่วนเกินจากระบบจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ set 8-10 พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p = 0.04, 0.02 < 0.05$) ในการใช้ตะกอน FS (set 8) และ RS (set 9-10) แต่เมื่อทดสอบการใช้ตะกอน RS (set 8 และ 9) ที่มีสัดส่วน AF ที่แตกต่างกัน พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.44 > 0.05$) และพบว่าชุดการทดลองที่ 8-10 มีปริมาณกรดอะซิติกมากกว่ากรดโพรพิโอเนก สำหรับกรณีของชุดการทดลองที่ 1-7 เกิดกรดอะซิติกน้อยมาก 62, 56, 93 และ 109 mg/L ผลการทดลองที่ 3, 4, 5 และ 7 ตามลำดับ ส่วนกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR set 3-4 ที่อุณหภูมิ 35 และ 55 °C ตามลำดับ และพบว่าปริมาณกรดอะซิติกที่เกิดขึ้นจากการหมักที่อุณหภูมิทั้งสองไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.09 > 0.05$) โดยผลการทดลองพบว่าการใช้แหล่งคาร์บอนในชุดการทดลองที่ 8 สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการผลิตกรดอะซิติก เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ และอาจช่วยลดค่าใช้จ่ายในการ

ชื่อแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบได้

5. กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจากทุนกิตติบัณฑิต ปีการศึกษา 1/2558 สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และทุนอุดหนุนการวิจัย ประเภทบัณฑิตศึกษา จากสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปี 2560

6. References

- [1] Pan, Y.W., Maneesha, P.G., Anna, H.K., Ralf, C.R., David, C.S. and Ka, Y.C., 2015, Simultaneous phosphorus uptake and denitrification by EBPR-r biofilm under aerobic conditions: effect of dissolved oxygen, *Wat. Sci. Tech.* 72: 1147-1154.
- [2] Puig S., Coma, M., Monclus, H., van Loosdrecht, M.C.M., Colprim, J. and Balaguer, M.D., 2008, Selection between alcohols and volatile fatty acids as external carbon sources for EBPR, *Water Res.* 42: 557-566.
- [3] Javier, G., Carlota, T., Albert, G. and Juan, A.B., 2012, Glycerol as a sole carbon source for enhanced biological, *Water Res.* 46: 2983-2991.
- [4] Pijuan, M., Saunders, A.M., Guisasaola, A., Baeza, J.A., Casas, C. and Blackall, L.L., 2004, Enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor using propionate as the sole carbon source, *Biotechnol. Bioeng.* 85: 56-67.
- [5] Piasai, C., Boontian, N., Yingchon, U. and Pyae, H.A., 2017, Efficiency enhancement of biological phosphorus removal with difference carbon sources, *Eng. J. Res. Develop.* 28: 41-52.
- [6] Xiangfeng, H., Changming, S., Jia, L. and Lijun, L., 2015, Improved volatile fatty acid production during waste activated sludge anaerobic fermentation by different bio-surfactants, *Chem. Eng. J.* 264: 280-290.
- [7] Hongbo, L., Hang, X., Bo, Y., Yepin, Z., He, L., Bo, F. and Huijun, M., 2016, Enhanced volatile fatty acid production by a modified biological pretreatment in anaerobic fermentation of waste activated sludge, *Chem. Eng. J.* 284: 194-201.
- [8] Huijun, M., Xingchun, C., He, L., Hongbo, L. and Bo, F., 2016, Improved volatile fatty acids anaerobic production from waste activated sludge by pH regulation: Alkaline or neutral pH?, *Waste Manage. (Oxford)* 48: 397-403.
- [9] Talat, M. and Allan, E., 2006, A review of secondary sludge reduction technologies for the pulp and paper industry, *Water Res.* 40: 2093-2112.
- [10] Lise, A., Jan, B., Jan, D. and Raf, D., 2008, Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge, *Prog. Energy. Combust. Sci.* 34: 755-781.
- [11] Jiuxiao, H. and Hui, W., 2015, Volatile fatty acids productions by mesophilic and thermophilic sludge fermentation: Biological responses to fermentation

- temperature, *Bioresour. Technol.* 175: 367-373.
- [12] Danielle, B., 2001, Enhanced Biological phosphorus Removal Modelling and Experimental Design, JABS. Ghent University, Belgium, 291 p.
- [13] Adrian, O., Aaron, M.S.M., Teresa, V., Zhiguo, Y. and Jurg, K., 2006, Competition between polyphosphate and glycogen accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems with acetate and propionate as carbon sources, *J. Biotechnol.* 123: 22-32.
- [14] Leitao, R.C., Haandel, A.C., Zeeman, G. and Lettinga, G., 2006, The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review, *Bioresour. Technol.* 97: 1105-1118.
- [15] Rademacher, A., Nolte, C., Schonberg, M. and Klocke, M., 2012, Temperature increases from 55 to 75 °C in a two-phase biogas reactor result in fundamental alterations within the bacterial and archaeal community structure, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 96: 565-576.
- [16] Zhang-Wei, H., Chun-Xue, Y., Ling, W., Ze-Chong, G., Ai-Jie, W. and Wen-Zong, L., 2016, Feasibility of short-term fermentation for short-chain fatty acids production from waste activated sludge at initial pH10: Role and significance of rhamnolipid, *Chem. Eng. J.* 290: 125-135.
- [17] Xiong, Z., Weinan, Z., Rui, W., Jingyang, L., Yinglong, S., Haining, H. and Yinguang, C., 2018, Increasing municipal wastewater BNR by using the preferred carbon source derived from kitchen wastewater to enhance phosphorus uptake and shortcut nitrification-denitrification, *Chem. Eng. J.* 344: 556-564.
- [18] Jingang, H., Rongbing, Z., Jianjun, C., Wei, H., Yi, C., Yue, W. and Junhong, T., 2016, Volatile fatty acids produced by co-fermentation of waste activated sludge and henna plant biomass, *Bioresour. Technol.* 211: 80-86.
- [19] Boontian, N., Pyae, H.A., Yingchon, U. and Piasai, C., 2015, Biogas production from cassava pulp: Review of current condition and future perspective, pp. 11-17, 27th Environmental Technology Conference, Environmental Engineering Association of Thailand, Bangkok.
- [20] Bermúdez-Penabaz, N., Kennes, C., and Veiga, M.C., 2017, Anaerobic digestion of tuna waste for the production of volatile fatty acids, *Waste Manage. (Oxford)* 68: 96-102.
- [21] APHA, AWWA and WEF, 2012, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22th Ed., Washington D.C., 1496 p.
- [22] Racho, P. and Wichitsathian, B., 2012, Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge (WAS) by alkaline

- recirculation, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, 102 p.
- [23] Yun, C., Xie, J., Keke, X., Nan, S., Raymond, J.Z. and Yan, Z., 2017, Enhanced volatile fatty acids (VFAs) production in a thermophilic fermenter with stepwise pH increase Investigation on dissolved organic matter transformation and microbial community shift, *Water Res.* 112: 261-268.
- [24] Huilei, X., Jinluan, C., Hui, W. and Hanchang, S., 2012, Influences of volatile solid concentration, temperature and solid retention time for the hydrolysis of waste activated sludge to recover volatile fatty acids, *Bioresour. Technol.* 119: 285-292.
- [25] Hyun, U.C., Young, M.K., Yun, N.C., Hye, G.K. and Jong, M.P., 2015, Influence of temperature on volatile fatty acid production and microbial community structure during anaerobic fermentation of microalgae, *Bioresour. Technol.* 191: 475-480.
- [26] Huibin, C. and Sheng, C., 2017, Impact of temperatures on microbial community structures of sewage sludge biological hydrolysis, *Bioresour. Technol.* 245: 502-510.
- [27] Maite, E.G., Reda, A.S., Irimi, A., Basma, O., Per, V.S., Dimitar, B.K. and Yifeng, Z., 2017, High efficient ethanol and VFA production from gas fermentation: Effect of acetate, gas and inoculum microbial composition, *Biomass Bioenergy* 105: 32-40.
- [28] Cristina, C., Cinzia, D.R., Paolo, P. and David, B., 2017, Influence of temperature and hydraulic retention on the production of volatile fatty acids during anaerobic fermentation of cow manure and maize silage, *Bioresour. Technol.* 223: 59-64.
- [29] Jiabing, L., Yifang, Z., Wenwei, L., Yulan, W., Yuyi, Z., Changqing, L. and Youcai, Z., 2016, Effect of methanogenesis of residue from thermal pre-treatment sludge by anaerobic fermentative hydrogen production, *Proc. Environ. Sci.* 31: 318-324.
- [30] Weiwei, H., Wenli, H., Tian, Y., Ziwen, Z., Wei, C., Zhenya, Z., Zhongfang, L. and Chuanping, F., 2016, Volatile fatty acids (VFAs) production from swine manure through short-term dry anaerobic digestion and its separation from nitrogen and phosphorus resources in the digestate, *Water Res.* 90: 344-353.
- [31] Infantes, D., González del Campo, A., Villaseñor, J. and Fernandez, F.J., 2011, Influence of pH, temperature and volatile fatty acids on hydrogen production by acidogenic fermentation, *Int. J. Hydrogen Energy* 36: 15595-15601.
- [32] Boontian, N., Yingchon, U., Pyae, H.A. and Piasai, C., 2015, Enhance sludge fermentation by zero valen iron under anaerobic

- conditions: A review, pp. 67-75, 27th Environmental Technology Conference, Environmental Engineering Association of Thailand, Bangkok.
- [33] Rungnapha, K., Karel, J.K., Huub, R. and Hardy, T., 2015, Volatile fatty acids production from sewage organic matter by combined bioflocculation and anaerobic fermentation, *Bioresour. Technol.* 193: 150-155.
- [34] Ruyi, W., Yongmei, L., Wenling, C., Jinte, Z. and Yinguang, C., 2016, phosphate release involving PAOs activity during anaerobic fermentation of EBPR sludge and the extension of ADM1, *Chem. Eng. J.* 287: 436-447.
- [35] Zhu, Y.F., Liu, H.B., Liu, H., Huang, S., Ma, H.J. and Tian, Y., 2015, Filtration characteristics of anaerobic fermented sewage sludge for fatty acids production, *Sep. Purif. Technol.* 142: 8-13.
- [36] Yue, Y., Shuying, W., Ye, L., Baikun, L., Bo, W. and Yongzhen, P., 2015, Long-term effect of pH on short-chain fatty acids accumulation and microbial community in sludge fermentation systems, *Bioresour. Technol.* 197: 56-63.
- [37] Ehsan, R., Bart, Z., Sascha, R.A.K. and Boelo, S., 2016, Extraction of volatile fatty acids from fermented wastewater, *Sep. Purif. Technol.* 161: 61-68.
- [38] Yingchon, U., Boontian, N., Piasai, C. and Pyae, H.A., 2018, Optimization of cassava decanter cake biogas production, *Eng. J. Res. Develop.* 29: 53-63.
- [39] Adrian, O., Paulo, C.L., Gilda, C., Zhiguo, Y., Jürg, K., Linda, L.B. and Maria, A.M.R., 2007, Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale, *Water Res.* 41: 2271-2300.
- [40] Ana, S., Pantelis, K., Sarah, M., Elizabeth, W., Jon, B., Martin, T., Simon, A.P. and Elise, C. 2010, Comparison between disintegrated and fermented sewage sludge for production of a carbon source suitable for biological nutrient removal, *J. Hazard Mater.* 175: 733-739.
- [41] Guojing, Y., Dongbo, W., Qi, Y., Jianwei, Z., Yiwen, L., Qilin, W., Guangming, Z., Xiaoming, L. and Hailong, L., 2018, Effect of acetate to glycerol ratio on enhanced biological phosphorus removal, *Chemosphere* 196: 78-86.
- [42] Piasai, C., Boontian, N., Yingchon, U. and Pyae, H.A., 2017, Effect of acetate as a sole carbon source for enhance biological phosphorus removal, *Renewable Energy Sources, Research and Business (RESRB) Conference*, Wrocław.
- [43] Yongqing, G., Yongzhen, P., Jingyu, Z., Shuying, W., Jianhua, G., Liu, Y., 2011, Biological sludge reduction and enhanced nutrient removal in a pilot-scale system with 2-step sludge alkaline fermentation and A2O process, *Bioresour. Technol.* 102: 4091-4097.

- [44] Satoh, H., Ramey, W.D., Koch, F.A., Oldham, W.K., Mino, T. and Matsuo, T., 1996, Anaerobic substrate uptake by the enhanced biological phosphorus removal activated sludge treating real sewage, *Water. Sci. Technol.* 34: 8-15.
- [45] Rustrian, E., Delgenes, J.P. and Moletta, R., 1996, Effect of the volatile fatty acids on phosphate uptake parameters by pure cultures of *Acinetobacter* sp., *Lett. Appl. Microbiol.* 23: 245-248.