

การบำบัดน้ำเสียที่มีโปรตีนสูงโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดยูเอเอสบี

สุจินดา นาดพิณี¹ ปรีชา พลอยภัทรภิญโญ² และ พิศมัย เจนวนิชปัญจกุล³

Abstract

Natpinit, S., Ploypatarapinyo, P. and Jenvanitpanjakul, P.

The treatment of high strength protein wastewater by UASB system

Songklanakar J. Sci. Technol., 2006, 28(1) : 217-226

The objective of this investigation was to treat the high strength protein wastewater by UASB system. The wastewater of this experiment had COD 2,938 mg/l, SS 478 mg/l and total of nitrogen 435 mg/l. The granule was developed from bacteria of activated sludge system as suspended sludge by fermenting anaerobically at 40°C for 1 month and acclimatizing with the high strength protein wastewater for another month. The MLSS and MLVSS of the started bacterial sludge were 7,105 mg/l and 5,360 mg/l respectively. The maximum organic volume loading of this system was 6 kg COD/m³.d at the hydraulic retention time 12 hrs. The efficiency of COD and BOD removal was 88.38 and 93.07% respectively. The biogas production was 0.52 l/g COD_r.d. The content of methane gas was 76.20%. The bacterial suspended sludge was developed to granular sludge with the granule's size of <0.25 mm, 0.25-0.5 mm, 0.5-1.0 mm and >1.0 mm as 86.02%, 2.05%, 11.84% and 0.09% respectively.

Key words : high strength protein wastewater, UASB, granulation, biogas, methane gas

¹Environmental Ecological and Energy Department, Thailand Institute of Scientific and Technological Research (TISTR), 196 Phahonyothin Rd., Chatuchak, Bangkok, 10900 Thailand.

¹วท.ม. (วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม) นักวิชาการ 6 ²วศ.ม. (วิศวกรรมเคมี) นักวิชาการ 10 ³M.S. (Chemical Engineering) ผู้เชี่ยวชาญพิเศษและรักษาการในตำแหน่งผู้อำนวยการฝ่ายสิ่งแวดล้อม นิเวศวิทยาและพลังงาน สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย 196 ถนนพหลโยธิน จตุจักร กรุงเทพฯ 10900

Corresponding e-mail: sujinda@tistr.or.th

รับต้นฉบับ 13 ธันวาคม 2547 รับลงพิมพ์ 17 มิถุนายน 2548

บทคัดย่อ

สุจินดา นาดพิณิจ ปรีชา พลอยภัทรภิญโญ และ พิศมัย เจนวนิชปัญจกุล
การบำบัดน้ำเสียที่มีโปรตีนสูงโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดยูเอเอสบี

ว. สงขลานครินทร์ วทท. 2549 28(1) : 217-226

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีโปรตีนสูงโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดยูเอเอสบี น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีซีโอดี 2,938 มก./ลิตร ของแข็งแขวนลอย 478 มก./ลิตร และไนโตรเจนทั้งหมด 435 มก./ลิตร เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้พัฒนามาจากแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศ นำมาหมักที่อุณหภูมิ 40°C เป็นเวลา 1 เดือน และกระตุ้นให้ชินกับน้ำเสียที่มีโปรตีนสูงเป็นเวลา 1 เดือน โดยมีปริมาณจุลินทรีย์ (MLSS และ MLVSS) เริ่มต้นเป็น 7,105 มก./ลิตร และ 5,360 มก./ลิตร ตามลำดับ ระบบสามารถรองรับได้ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 6 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 ชม. โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและบีโอดีเป็น 88.38% และ 93.07% ตามลำดับ อัตราการเกิดก๊าซมีเทนเป็น 0.52 ลิตร/กรัมซีโอดี-วัน และมีก๊าซมีเทน 76.20% จุลินทรีย์ที่ใช้สามารถพัฒนาเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยพบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาด <0.25 มม., 0.25-0.5 มม., 0.5-1.0 มม. และ >1.0 มม. เป็น 86.02%, 2.05%, 11.84% และ 0.09% ตามลำดับ

การเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดเป็นเทคโนโลยีที่ค่อนข้างละเอียดอ่อน เนื่องจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะต้องมีการปรับตัวให้สามารถดำรงอยู่ในสภาวะที่มีพีเอชสูงขึ้น โดยทั่วไปเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบี (UASB) จะสามารถทนพีเอชได้ไม่เกิน 7.5 ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.5 จุลินทรีย์ที่สร้างก๊าซมีเทนอาจจะเกิดภาวะชะงักงันหยุดการเจริญเติบโตชั่วคราวและไหลหลุดออกนอกระบบได้ซึ่งจะมีผลทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง และปริมาณก๊าซมีเทนที่ได้จากการบำบัดจะลดลงด้วย (Lettinga *et al.*, 1980; Thaveesri, 1994)

การศึกษาของ Hulshoff-Pol และคณะ (1983) ได้สนับสนุนว่า ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ที่ 2-5 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เป็นอัตราการที่เหมาะสมในการรวมตัวของจุลินทรีย์เพื่อให้เกิดเป็นตะกอนเม็ดขึ้น เนื่องจากมีปริมาณกรดอินทรีย์ไม่มากกว่า 500 มก./ลิตร ในรูปกรดแอซิดิก และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพมีปริมาณมากพอที่ทำให้การผสมกันระหว่างเชื้อตะกอนจุลินทรีย์และน้ำเสียเข้ากันได้อย่างทั่วถึง จึงเป็นสภาวะที่เหมาะสมในการอำนวยความสะดวกให้เกิดตะกอนเม็ดจุลินทรีย์ได้ดี

น้ำเสียที่มีโปรตีนสูงจำเป็นต้องมีถังหมักกรดเพื่อเปลี่ยนโปรตีนโมเลกุลใหญ่ให้เป็นกรดอะมิโนโมเลกุลเล็กเสียก่อน แล้วจึงย่อยสลายต่อไปเป็นกรดอินทรีย์ ซึ่งจะได้ก๊าซมีเทน และก๊าซแอมโมเนียเป็นผลผลิต ทั้งนี้ได้รับการ

สนับสนุนจากงานวิจัยของ Sawyer และคณะ (1967) ว่า น้ำเสียโปรตีนจะต้องอยู่ในรูปกรดอะมิโน หรือโปรตีนจะต้องถูกไฮโดรไลซ์ก่อน เพื่อจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงานได้ดีกว่า

โดยปกติการบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีนมักจะเกิดปัญหาการเกิดฟอง (foaming) และการลอยตัวของตะกอน (sludge floating) Hulshoff-Pol และคณะ (1983) ทำการทดลองซึ่งสามารถแก้ไขปัญหาดังกล่าวได้โดยกำจัดโปรตีนที่ไม่ละลายน้ำออกก่อนด้วยวิธีการตกตะกอนโปรตีน (pre-coagulation) Lettinga และคณะ (1991) ยังได้พบว่าโปรตีนที่ไม่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปสารแขวนลอยจับบนเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีลักษณะฟูเป็นปุย หลุดออกนอกระบบได้อย่างรวดเร็ว และจะเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องในระยะยาว จำเป็นต้องมีการล้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยสูบน้ำที่มีโปรตีนต่ำ เพื่อล้างสารแขวนลอยที่เกาะบนผิวเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และเจือจางปริมาณโปรตีนในน้ำเสียลง ทำให้เพิ่มกระบวนการในการบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีน

นอกจากนี้ยังพบว่าไนโตรเจนที่มากเกินไป หรือ ก๊าซแอมโมเนียมีผลทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีลักษณะเป็นปุย ในการย่อยสลายโปรตีน จุลินทรีย์จะปล่อยเอนไซม์โปรตีเนสออกมา ซึ่งส่งผลต่อการรวมกันเป็นเม็ดของจุลินทรีย์ ทำให้เม็ดตะกอนมีลักษณะปุยได้ (Thaveesri,

1994; Koster and Lettinga, 1984) ก๊าซแอมโมเนียที่เกิดขึ้นพบว่าเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ดังนั้นควรควบคุมให้มีได้ไม่เกิน 150 มก./ลิตร แต่ถ้าอยู่ในรูปเกลือแอมโมเนียม จุลินทรีย์สามารถทนได้ถึง 3,000 มก./ลิตร ปริมาณแอมโมเนียในระบบขึ้นกับพีเอชในระบบที่จะก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ดังนั้นจำเป็นต้องควบคุมพีเอชไม่ให้เกินค่าหรือมากกว่า 7 เพื่อไม่ให้มีไนโตรเจนอยู่ในรูปของก๊าซแอมโมเนียมากเกินไป

วัสดุ อุปกรณ์ และวิธีการ

1. ชุดทดลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ ชนิดยูเอเอสบีระดับห้องปฏิบัติการ (bench scale)

ชุดทดลองนี้ทำงานอย่างต่อเนื่อง โดยนำเสียจากอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำถูกเก็บสัปดาห์ละ 200 ลิตร และแช่เก็บไว้ในตู้แช่เย็นที่อุณหภูมิ 4°C ก่อนนำมาใช้จะตั้งทิ้งไว้ให้มีอุณหภูมิเท่ากับอุณหภูมิห้องแล้วจึงสูบล้างเครื่องสูบน้ำเสียดิบจากถังพักไปยังถังหมักกรดที่ไม่มีระบบการกวน ซึ่งถูกควบคุมด้วยเครื่องตั้งเวลาตามอัตราภาระซีโอดีที่กำหนดไว้ น้ำเสียในถังหมักกรดขนาด 15 ลิตร มีระยะเวลาในการเก็บกัก 1 วัน น้ำเสียจะไหลออกจากถังหมักกรดไปสู่ถังพักน้ำเสีย 1 ขนาด 1 ลิตร และถูกสูบล้างไปยังถังปรับพีเอชขนาด 2 ลิตรด้วยอัตราการสูบที่ควบคุมด้วยเครื่องตั้งเวลา น้ำเสียที่เข้าสู่ถังปรับพีเอชจะมีพีเอชสูงกว่า 7 ซึ่งมีการปรับพีเอชให้เท่ากับ 7 โดยใช้สารละลายกรดไฮโดรคลอริก 5% ในถังเก็บน้ำยาเคมีขนาด 1 ลิตร โดยควบคุมจากเครื่องควบคุมพีเอชที่จุ่มอยู่ในถังปรับพีเอช และมีเครื่องกวนคนตลอดเวลา น้ำเสียที่ผ่านการปรับพีเอชแล้ว จะไหลลงไปเข้าถังพักน้ำเสียขนาด 1 ลิตร โดยมีเครื่องควบคุมระดับน้ำ (level controller) เป็นตัวกำหนดการทำงานของเครื่องสูบน้ำเสีย ซึ่งจะสูบน้ำเสียจากถังพักน้ำเสียไปที่ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี ขนาด 15 ลิตร ทางด้านล่าง ภายในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี จะมีเชื้อตะกอนจุลินทรีย์บรรจุอยู่ น้ำเสียจะไหลผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นด้านบนของถังซึ่งมีปริมาณ 1 ใน 3 ของถัง และไหลล้นออกไปสู่ถังดักตะกอน (surge tank) ขนาด 1 ลิตร เพื่อรองรับตะกอนก่อนถูกปล่อยออกสู่ถังน้ำเสียขนาด 20 ลิตร ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะถูกดักด้วยอุปกรณ์ที่เรียกว่า GSS

(Gas-Solid Separator) และจะไหลเข้าสู่ถังดักก๊าซ (seal pot) ขนาด 1 ลิตร และไหลเข้าสู่เครื่องวัดปริมาณก๊าซชีวภาพ ก่อนถูกเก็บในถังเก็บก๊าซ (gas holder) ขนาด 3.5 ลิตร วัดปริมาณก๊าซชีวภาพที่ได้สัปดาห์ละ 3 วันด้วยเครื่องวิเคราะห์ก๊าซชีวภาพ โดยวิเคราะห์เปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ตลอดการทดลอง สำหรับน้ำเสียจะเก็บตัวอย่างสัปดาห์ละ 3 วัน เพื่อนำไปวิเคราะห์หาพารามิเตอร์ต่างๆ ของน้ำเสีย เช่น พีเอช ซีโอดี บีโอดี ของแข็งแขวนลอย ไนโตรเจนทั้งหมด อินทรีย์ไนโตรเจน แอมโมเนียม ฟอสฟอรัส และน้ำมันและไขมัน เป็นต้น ตามวิธีการวิเคราะห์มาตรฐานน้ำทิ้ง

2. ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลองมาจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศจากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชน ห้วยขวาง กรุงเทพฯ นำไปหมักในตู้อบที่อุณหภูมิ 40°C เป็นเวลา 1 เดือน บรรจุลงในถังน้ำเสียและบ่อน้ำเสียที่จะใช้ในการทดลองลงไปประมาณ 2 ลิตร/วัน พร้อมทั้งกวนตลอดเวลา เป็นเวลา 1 เดือน เพื่อให้จุลินทรีย์ที่ใช้ในอากาศหมดไป และกระตุ้นให้จุลินทรีย์คุ้นเคยกับน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองแล้วจึงบรรจุลงในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี 6 ลิตร ปริมาณจุลินทรีย์ MLSS และ MLVSS เป็น 7,105 มก./ลิตร และ 5,360 มก./ลิตร ตามลำดับ

3. น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียที่มีโปรตีนสูงจากอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ผลิตซูริมิ) โดยมีพีเอช ซีโอดี บีโอดี ของแข็งแขวนลอย ไนโตรเจนทั้งหมดและค่าความเป็นด่างเป็น 7.02, 2,788 มก./ลิตร, 2,238 มก./ลิตร, 395 มก./ลิตร, 456 มก./ลิตร ในรูปไนโตรเจน และ 406 มก./ลิตร ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ

4. ตะแกรงร่อน 4 ชั้น ประกอบด้วยขนาดของรูตะแกรง <0.25 มม., 0.25-0.5 มม., 0.5-1.0 มม. และ >1.0 มม.

ผลการทดลองและวิจารณ์

การย่อยสลายสารอินทรีย์จำเป็นต้องใช้จุลินทรีย์ในการสร้างกรด (acid former) เพื่อเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลสูงไปเป็นกรดอินทรีย์ จาก Figure 1 พบว่าที่เวลามากขึ้น ระดับพีเอช กรดอินทรีย์ ความเป็นด่าง และไบคาร์บอเนตมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น โดยมีกรดอินทรีย์สูงสุดที่

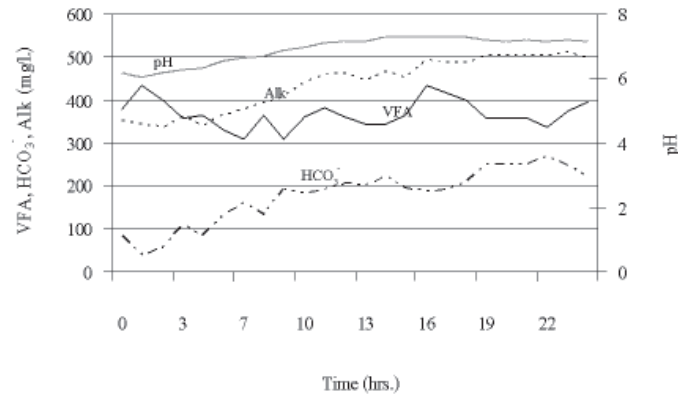


Figure 1. VFA, HCO₃⁻, Total Alk and pH of acid fermentation.

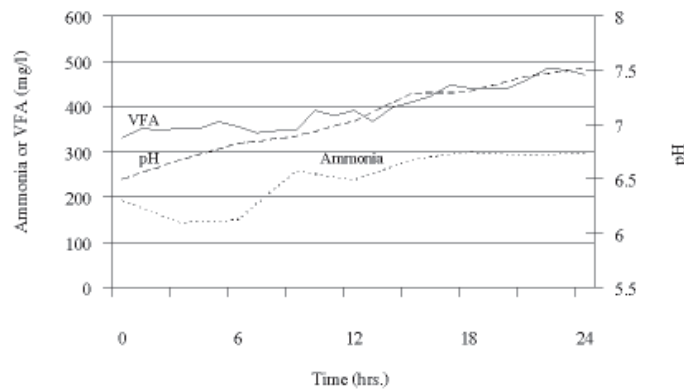


Figure 2. pH, VFA and Ammonia of acid fermentation.

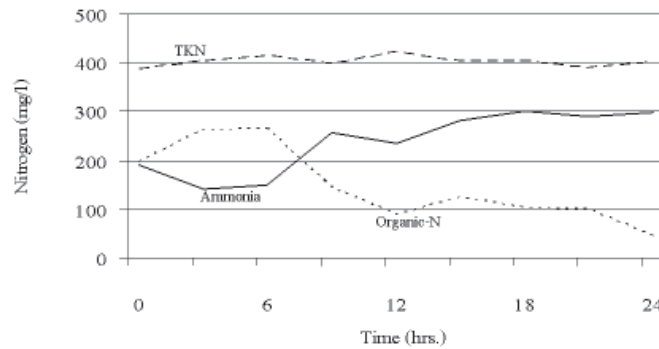


Figure 3. Ammonia, Organic-N and Total nitrogen (TKN) of acid fermentation.

435 มก./ลิตร การย่อยสลายน้ำเสียที่มีโปรตีนสูงจะได้ก๊าซแอมโมเนียด้วย ซึ่งมีผลทำให้พีเอชเพิ่มขึ้นจาก 6.02 เป็น 7.2 Figure 2 และ Figure 3 แสดงให้เห็นว่าปริมาณก๊าซแอมโมเนียแปรผันตรงกับปริมาณกรดอินทรีย์ โดยที่แอมโมเนียเกิดจากการย่อยสลายของอินทรีย์ไนโตรเจน

ซึ่งไม่มีผลต่อปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด เพียงแต่เกิดการเปลี่ยนแปลงของสารประกอบไนโตรเจนเท่านั้น จากการวิเคราะห์ทางสถิติ พบว่า พีเอชไม่มีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์สร้างกรด แสดงว่าสารอินทรีย์ในน้ำเสียสามารถย่อยสลายไปเป็นกรดอินทรีย์ได้ทั้งพีเอชมากกว่า หรือต่ำ

กว่า 7 นอกจากนี้พบว่าพีเอช แอมโมเนีย และกรดอินทรีย์ ในกระบวนการผลิตกรด มีความสัมพันธ์กันอย่างมีนัยสำคัญ ที่ระดับความเชื่อมั่น 99% แสดงว่าน้ำเสียที่มีโปรตีนสูงเมื่อ ถูกย่อยสลายจะส่งผลให้พีเอช กรดอินทรีย์และแอมโมเนีย มีค่าสูงเพิ่มขึ้น ดังนั้นพารามิเตอร์ทั้งสามตัวนี้จึงสามารถใช้เป็นตัวชี้วัดในการเดินระบบหมักกรดสำหรับน้ำเสียที่มีโปรตีนสูงได้อย่างมีประสิทธิภาพ

จาก Table 1 พีเอชของน้ำเสียหลังหมักกรด มีค่ามากกว่า 7 ทั้งนี้เนื่องจากความเป็นด่างและแอมโมเนียในน้ำเสียมีอยู่ในปริมาณมาก ประมาณ 1,389 และ 390 มก./ลิตร ตามลำดับ ดังนั้นต้องมีการปรับสภาพน้ำเสียให้อยู่ในระดับกลางหรือ 7.0 โดยใช้กรดเกลือที่อัตรา 0.36 กรัม/กรัมซีโอดี-วัน แล้วจึงป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบไร้อากาศ

ผลการทดลองแสดงได้ดัง Figure 4-6 โดยทดลอง เริ่มต้นที่อัตราภาระรับสารอินทรีย์ 0.5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และเพิ่มขึ้นทีละ 0.5 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน จนถึง 8.0 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ใช้เวลาในการดำเนินการทดลองเป็นเวลา 450 วัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์เฉลี่ยในรูปซีโอดี และมีโอดีที่อัตราภาระสูงสุดเป็น 88.38% และ 93.07% ตามลำดับ ซึ่งมีประสิทธิภาพค่อนข้างสูงในการกำจัดสารอินทรีย์ ยกเว้นแอมโมเนียและฟอสฟอรัส เนื่องจากอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกบำบัดเปลี่ยนรูปไปเป็นแอมโมเนีย ซึ่งไม่สามารถกำจัดได้ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ ทำให้ปริมาณแอมโมเนียและฟอสฟอรัสในระบบไม่มีการเปลี่ยนแปลง ปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นมีผลต่อการพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากแอมโมเนียมี

ความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์สร้างก๊าซมีเทน ซึ่งจากการศึกษาของ Moosbrugger และคณะ (1993) พบว่าปริมาณแอมโมเนียสูงสุดที่ยอมรับได้ที่ระดับพีเอช 7.4 ไม่ควรมีค่าเกิน 150 มก./ลิตร หรือ 3,000 มก./ลิตร ในรูปเกลือแอมโมเนียม แต่จากการทดลองพบว่าไม่มีปริมาณแอมโมเนียและแอมโมเนียมเฉลี่ย 347 มก./ลิตร และ 440 มก./ลิตร ตามลำดับที่ระดับพีเอช 7.27 แสดงว่าจุลินทรีย์สามารถทนทานต่อแอมโมเนียในระดับที่มากกว่า 150 มก./ลิตร ได้ในกรณีพีเอชน้อยกว่า 7.4

จากการทดสอบทางสถิติ พบว่า แอมโมเนีย ความเป็นด่าง ไบคาร์บอเนต และกรดอินทรีย์ มีผลต่ออัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ แต่ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและมีโอดีอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 99% ปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นอยู่ในช่วงที่จุลินทรีย์ทำงานได้น้อยลง แต่ระบบยังคงรักษาเสถียรสภาพไว้ได้ (Moosbrugger และคณะ, 1993) ทำให้สารอินทรีย์ถูกกำจัดอยู่ในรูปก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มากขึ้นจาก 4% สูงขึ้นถึง 13% และเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนลดลงจาก 80% เหลือ 70%

จากการทดสอบทางสถิติ พบว่า อัตราภาระรับสารอินทรีย์และปริมาณก๊าซชีวภาพมีความสัมพันธ์กันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 99% ปริมาณซีโอดีมีผลต่อปริมาณก๊าซมีเทน และเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 99% เช่นเดียวกัน ประสิทธิภาพของเชื้อจุลินทรีย์ในช่วงเริ่มต้นมีค่าเป็น 0.19 ลิตร/กรัมซีโอดี-วัน ซึ่งมีค่าค่อนข้างต่ำ และมีระยะ

Table 1. Characteristics of wastewater of acid fermentation.

Parameter	Unit	Before acid fermentation	After acid fermentation
pH	-	7.02	7.15
COD	mg/l	2,788	2,349
BOD	mg/l	2,238	1,890
TKN	mg/l as N	456	444
NH ₃	mg/l as N	378	390
VFA	mg/l as CH ₃ COOH	473	1,014
Alk	mg/l as CaCO ₃	406	1,389
HCO ₃ ⁻	mg/l as CaCO ₃	270	687

The average of operation in 450 days.

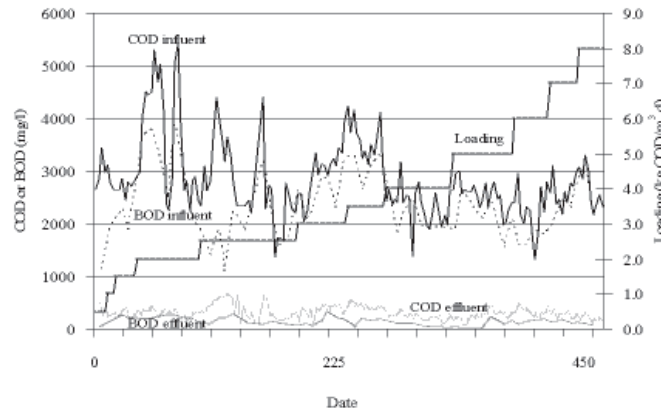


Figure 4. The influent and effluent of COD and BOD at the various levels of loading.

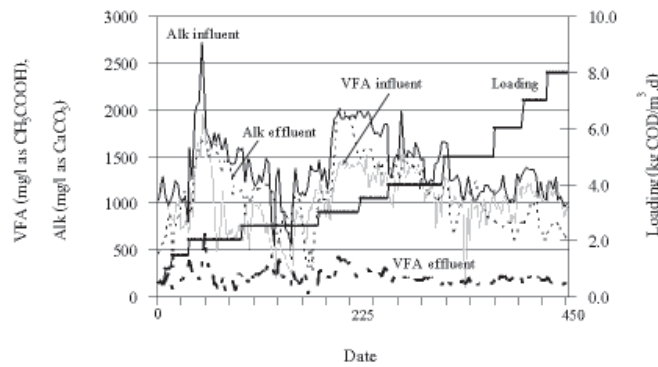


Figure 5. The influent and effluent of VFA and alkalinity at the various levels of loading.

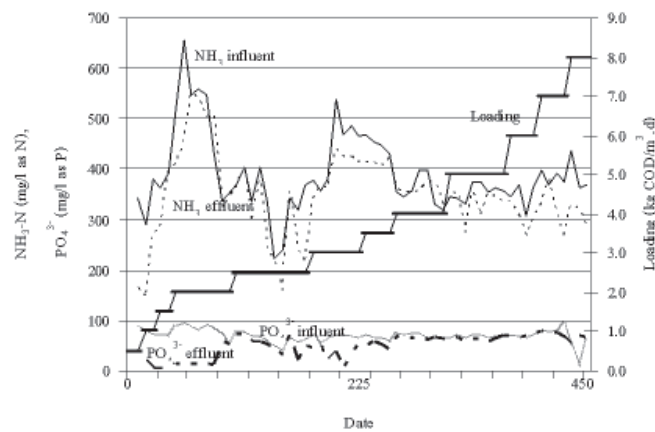


Figure 6. The influent and effluent of $\text{NH}_3\text{-N}$ and PO_4^{3-} at the various levels of loading.

เวลาเก็บกักนานถึง 5 วัน จึงจะเกิดก๊าซชีวภาพขึ้น เชื้อจุลินทรีย์ก่อนดำเนินการทดลองมีลักษณะเป็นตะกอนแขวนลอย และน้ำหนึ่กเบา จึงมีจุลินทรีย์กลุ่มที่ผลิตก๊าซ

มีเทนน้อย และส่วนใหญ่เป็นกลุ่มที่ผลิตกรด (acid former) เมื่อตะกอนจุลินทรีย์มีการพัฒนาเป็นเม็ดตะกอนขึ้น พบว่าประสิทธิภาพในการเกิดก๊าซมีเทนสูงถึง 0.52 ลิตร/กรัม

Table 2. The biogas production.

Average	Unit	COD loading (kg COD/m ³ -d)					
		0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0
Vol. total gas	l/d	0	0.72	3.09	4.86	6.72	9.37
	l/g COD-d	0	0.05	0.19	0.24	0.28	0.32
Vol. CH ₄	l/d	0	0.33	2.23	3.93	5.00	7.45
	l/g COD-d	0	0.03	0.13	0.18	0.22	0.25
CH ₄	%	0	47.60	56.34	75.85	74.28	77.41
CO ₂	%	0	4.24	3.67	3.96	5.19	5.58
O ₂	%	0	2.32	0.87	0.57	1.15	0.53

Average	Unit	COD loading (kg COD/m ³ -d)					
		3.5	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0
Vol. total gas	l/d	11.67	13.86	14.11	21.25	32.67	33.36
	l/g COD-d	0.30	0.33	0.31	0.52	0.37	0.31
Vol. CH ₄	l/d	9.33	10.35	11.09	16.19	24.60	23.43
	l/g COD-d	0.30	0.26	0.31	0.52	0.37	0.31
CH ₄	%	79.95	74.70	78.59	76.20	75.29	70.23
CO ₂	%	10.45	8.95	10.29	11.42	13.18	10.93
O ₂	%	0	0	0	0	0.09	0.63

* The value was the average of each COD loading rate.

ซีโอดี-วัน ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 6 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน แสดงว่าระบบได้มีการคัดเลือกจุลินทรีย์กลุ่มสร้างก๊าซมีเทน และพัฒนาจากตะกอนแขวนลอยไปเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ ทำให้สามารถรองรับสารอินทรีย์ได้มากขึ้น และผลิตก๊าซมีเทนได้สูงขึ้นด้วย ดังรายละเอียดแสดงใน Table 2

ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลองเริ่มต้น (MLSS) เป็น 7,105 มก./ลิตร ปริมาตรที่ใช้เป็น 6 ลิตร หลังการทดลองได้เก็บตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์ที่ตำแหน่งสูงจากกันถึงประมาณ 20 ซม. หรือครึ่งหนึ่งของความสูงของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ ปริมาณ 100 มล. เพื่อวิเคราะห์การพัฒนาเป็นเม็ดตะกอน โดยทำการเก็บตัวอย่างที่ 220 วัน และ 450 วัน ซึ่งมีปริมาตรเพิ่มขึ้นเป็น 7 และ 8 ลิตร ตามลำดับ หรือมีปริมาณตะกอนเป็น 28,900 และ 114,800 มก./ลิตร ตามลำดับ และได้ทำการตรวจวัดขนาดโดยใช้ตะแกรงร่อนคัดขนาดต่างๆ แสดงดัง Figure 7

จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนห้วยขวางสามารถพัฒนาเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ โดยอาศัยปัจจัยต่างๆ เช่น

ระดับพีเอช ปริมาณน้ำเสีย กรดอินทรีย์ ปริมาณไนโตรเจน และความเป็นด่าง เป็นต้น ตะกอนจุลินทรีย์มีการรวมตัวพัฒนาขึ้นเป็นเม็ดตะกอน โดยมีลักษณะแตกต่างกันตามอัตราการรับสารอินทรีย์ ซึ่งอธิบายได้จากการศึกษาของ Hulshoff Pol และคณะ (1983) ที่ว่าการพัฒนาเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นมีการเปลี่ยนแปลงตามอัตราการรับสารอินทรีย์ ซึ่งสามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ขั้นตอนดังนี้

1. อัตราการรับสารอินทรีย์ที่ 0.5-2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เห็นได้ว่าช่วงเริ่มต้นต้องการให้จุลินทรีย์คุ้นเคยกับน้ำเสียที่มีโปรตีนสูง และปรับตัวในการรับภาระสารอินทรีย์อย่างต่อเนื่องทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่เป็นตะกอนเบาหลุดออกนอกระบบได้ง่าย จุลินทรีย์ที่เป็นตะกอนหนักจะถูกเลือกให้อยู่ในระบบ ตะกอนจุลินทรีย์ชั้นล่างจะเกิดการขยายตัว ยกตัวลอยขึ้น เนื่องจากก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจึงต้องควบคุมอัตราการไหลขึ้นของระบบให้อยู่ในช่วงต่ำกว่า 0.2 เมตร/ชั่วโมง เพื่อป้องกันตะกอนหลุดออกนอกระบบ เมื่อปรับอัตราการไหลขึ้นแล้ว ตะกอนจะเกิดการจมตัวได้ดีขึ้น

2. ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ที่ 2-5 กก.ซีโอดี/

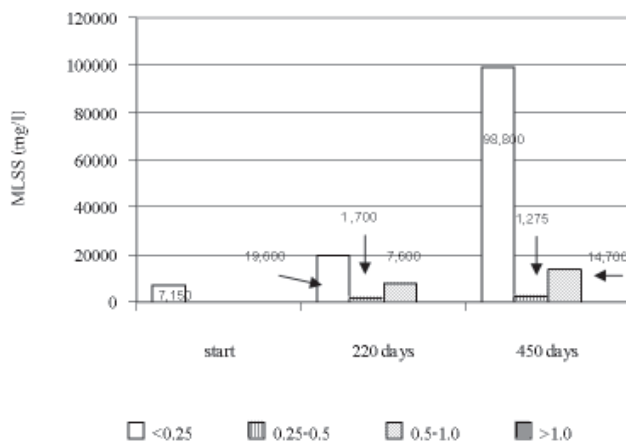


Figure 7. The MLSS of granule sludge of ยูเอเอสบี.

ลบ.ม.-วัน พบว่า มีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เริ่มเกิดขึ้น และระบบเริ่มเข้าสู่สมดุล เนื่องจากเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนค่อนข้างคงที่ในช่วง 74.28% - 79.95% หลังการทดลอง 220 วัน หรือที่อัตราการรับสารอินทรีย์ที่ 3 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ได้ทำการวิเคราะห์หาขนาดของเม็ดตะกอน ซึ่งพบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดตั้งแต่ <0.25 มม., 0.25-0.5 มม. และ 0.5-1.0 มม. โดยมีเปอร์เซ็นต์เป็น 67.82%, 5.85% และ 26.30% ตามลำดับ แสดงว่าตะกอนจุลินทรีย์ที่เป็นตะกอนหนักสามารถอยู่ภายในระบบได้ และเป็นนิวเคลียสให้จุลินทรีย์ที่มีลักษณะเป็นเส้นใยในกลุ่ม *Methanothrix* รวมตัวกัน เพื่อพัฒนาเป็นเม็ดตะกอนเมื่ออัตราการรับสารอินทรีย์สูงขึ้น

3. ช่วงอัตราการรับสารอินทรีย์มากกว่า 5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ช่วงนี้สามารถรองรับสารอินทรีย์ได้มากขึ้น เม็ดตะกอนจะเพิ่มขนาดมากขึ้น และมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุด เห็นได้ชัดหลังการทดลองที่ 450 วัน หรือที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 8 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาดใหญ่ขึ้น และเพิ่มจำนวนมากขึ้น โดยมีพบตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดขนาด < 0.25 มม., 0.25-0.5 มม., 0.5-1.0 มม. และ > 1.0 มม. เป็น 86.02%, 2.05%, 11.84% และ 0.09% ตามลำดับ

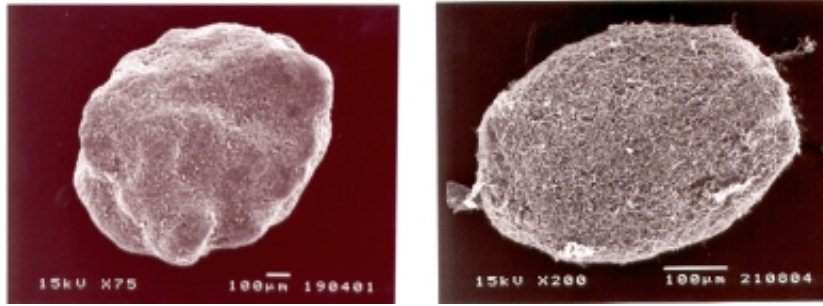
จากการตรวจดูลักษณะของเม็ดตะกอนด้วยกล้องอิเล็กตรอนไมโครสโคป (Scanning Electron Microscope, SEM) ดัง Figure 8a พบว่า รูปร่างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีลักษณะคล้ายทรงกลม ผิวหน้าไม่เรียบ ซึ่งต่าง

จากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พบในระบบบำบัดน้ำเสียประเภทอื่น เช่น น้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลไม้กระป๋อง ดังแสดงใน Figure 8b ทั้งนี้เนื่องจากโปรตีนในน้ำเสียมียางส่วนที่ไม่ละลายน้ำ ซึ่งอยู่ในรูปคอลลอยด์จะจับตัวกันอยู่บนเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะคล้ายฟิล์มบางๆ ดัง Figure 9a และ 9b เมื่อตรวจดูด้วยกล้อง SEM และขยายภาพด้วยกำลังที่สูงขึ้น พบว่ามีลักษณะเป็นร่างแหปกคลุมอยู่ ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์เกาะตัวกันอย่างหลวมๆ จึงมีลักษณะเป็นเม็ดปุย และมีรูปร่างผิดปกติ ซึ่งได้รับการสนับสนุนจากการศึกษาของ Thaveesri (1994)

ลักษณะของจุลินทรีย์ที่พบดังแสดงใน Figure 10a และ 10b พบว่าในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่มีลักษณะเป็นเม็ดกลม และเส้นใยเกี่ยวพันกันเป็นกลุ่มก้อน แบคทีเรียที่สร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียกลุ่ม *Methanothrix* รูปร่างเส้นใย และ *Methanosarcina* รูปร่างกลม ซึ่ง *Methanosarcina* จะอยู่ภายในเป็นนิวเคลียสให้ *Methanothrix* มาล้อมรอบ โดยปริมาณแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มจะขึ้นกับปริมาณกรดอินทรีย์ ถ้ากรดอินทรีย์มีปริมาณมาก จะมี *Methanosarcina* มากกว่า เนื่องจาก *Methanothrix* เติบโตได้ช้ากว่า

สรุปผลการทดลอง

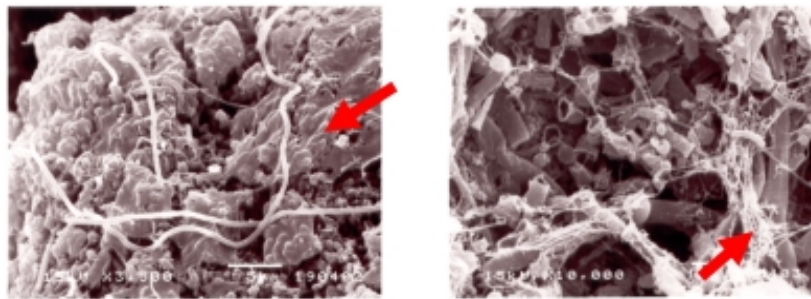
1. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศชนิดยูเอเอสบีสามารถนำมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีโปรตีนสูงได้ โดยต้องแยก



a. granule in fishery wastewater.

b. granule in fruit canning.
(พลอยภัทรภิญโญ, 2545)

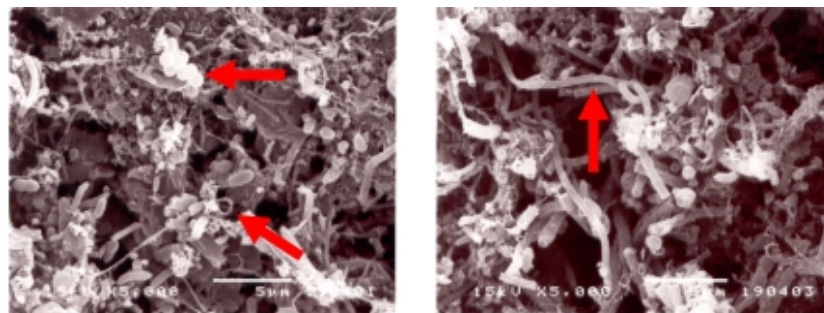
Figure 8. The characteristic of granule.



a. zoom 3,500X

b. zoom 10,000X

Figure 9. The insoluble protein on granule surface.



a. rounded type and spiky type.

B. roded type

Figure 10. The type of granule.

ระบบถังหมักกรดและระบบยูเอเอสบีออกจากกัน เพื่อให้มี
ประสิทธิภาพในการกำจัดสูงสุด

2. ดัชนีชี้วัดประสิทธิภาพการหมักกรดในกระบวนการ
บำบัดแบบไร้อากาศสำหรับน้ำเสียที่มีโปรตีนสูง ได้แก่
ระดับพีเอช แอมโมเนียและกรดอินทรีย์

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากสถาบันวิจัย
วิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย ตั้งแต่ปี 2546-
2547 คณะผู้วิจัยขอขอบคุณ บริษัท สตาร์ฟิช จำกัด ที่

ได้อนุเคราะห์ให้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากกระบวนการผลิตอาหารแปรรูปสัตว์น้ำเพื่อใช้ในการวิจัยนี้ และขอขอบคุณโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนห้วยขวาง กรุงเทพฯ ที่ได้อนุเคราะห์ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียในครั้งนี้

เอกสารอ้างอิง

ปรีชา พลอยภัทรภิญโญ สุจินดา ลักขณาอดิศร และ พิศมัย เจนนวิชัยกุล. 2545. การพัฒนาตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศชนิดยูเอเอสบี. โครงการวิจัยที่ ภ. 44-03/รายงานฉบับที่ 2, สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย, กรุงเทพฯ

Hulshoff-Pol, L.W., Velzeboer, C.T.M. and Lettinga, G. 1983. Granulation in UASB reactor. *Wat. Sci. Tech*; 15: 291-304.

Koster, I.W. and Lettinga, G. 1984. The influence of ammonium-nitrogen on the specific activity of palletized methanogenic sludge. *Agric Wastes*. 9: 205-216.

Lettinga, G, van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., de Zeeuw, W. and Klapwijk, A. 1980. Use upflow anaerobic sludge blanket reactor concept for biological wastewater treatment especially for anaerobic treatment. *Biotech. and Bioeng.* 22: 699-705.

Lettinga, G, and Hulshoff-Pol, L.W. 1991. UASB-Process Design for various types of wastewaters. *Wat. Sci. Tech.* 24(8): 87-107.

Moosbrugger, R.E., Wentzel, M.C., Ekama, G.A., and Marais, G.R. 1993. Grape Wine Distillery Waste in UASB Systems- feasibility, alkalinity requirement and pH control. *Water Sci.* 19(1): 53-68.

Sawyer, C.N. and McCarty, P.L. 1967. *Chemical for Sanitary Engineer*, 2nd ed. New York: McGraw Hill Book Co., Ltd.

Thaveesri, J. 1994. Granulation and Stability in UASB Reactors in Relation to Substrates and Liquid Surface Tension. Doctor Thesis, University of Gent. Belgium.