

## บทที่ 4

### ผลการทดลองและวิจารณ์ผลการทดลอง

ผลการศึกษาในงานวิจัยนี้มาจากการศึกษาถึงผลของสารอินทรีย์และสารแขวนลอยที่มีต่อประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบบำบัดไร้อากาศ UASB โดยผลการศึกษาแบ่งออกเป็นหลายส่วนได้แก่ ผลการศึกษาลักษณะของน้ำเสียจากสาขากายภาพและทางชีวเคมี ผลการศึกษาตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในระบบ UASB ได้แก่ ผลการศึกษาขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ผลการศึกษากิจกรรมจำเพาะของเชื้อกลุ่มผลิตก๊าซมีเทนต่อประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (SMA: Specific Methanogenic Activity) ผลของการเดินระบบ UASB ที่มีความแตกต่างกันของค่าสารแขวนลอยต่อประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพ เป็นต้น โดยรายละเอียดและการวิเคราะห์ผลมีดังนี้

#### 4.1 คุณลักษณะน้ำกากส่า (Molasses wastewater)

จากการวิเคราะห์คุณสมบัติน้ำกากส่าทางกายภาพพบว่า น้ำมีลักษณะเป็นของเหลวสีน้ำตาลอ่อน มีกลิ่นเหม็นเปรี้ยว มีตะกอนขุ่น ไม้ใส และเมื่อทำการวิเคราะห์คุณสมบัติทางชีวเคมีพบว่ามีค่าความเป็นกรดต่าง (pH) อยู่ที่ 4.20 ค่าสารอินทรีย์ในรูปของค่าบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $29,333 \pm 577.35$  มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดี (Chemical Oxygen Demand) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $57,600 \pm 1,253.35$  มิลลิกรัมต่อลิตร ของแข็งทั้งหมด (Total Solids) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $32,360 \pm 191.19$  มิลลิกรัมต่อลิตร ของแข็งระเหยได้ทั้งหมด (Total Volatile Solids) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $25,129 \pm 182.43$  มิลลิกรัมต่อลิตร ของแข็งที่ละลายได้ทั้งหมด (Total Dissolved Solids) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $23,433 \pm 709.45$  มิลลิกรัมต่อลิตร ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) อยู่ที่  $4,616 \pm 28.86$  มิลลิกรัมต่อลิตร เจลดาล์ไนโตรเจนทั้งหมด (Total Kjeldahl Nitrogen) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $1,062 \pm 7.04$  มิลลิกรัมต่อลิตร ฟอสฟอรัส (Phosphorus) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $137 \pm 11.33$  มิลลิกรัมต่อลิตร โพแทสเซียม (Potassium) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $439 \pm 0.42$  มิลลิกรัมต่อลิตร แคลเซียม (Calcium) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $198 \pm 1.58$  มิลลิกรัมต่อลิตร แมกนีเซียม (Magnesium) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่  $214 \pm 2.78$  มิลลิกรัมต่อลิตร จากผลการทดสอบลักษณะน้ำเสียจากสาขากายภาพจะเห็นได้ว่าคุณลักษณะน้ำกากส่าของโรงงานผลิตเอทานอล (แสดงดังตารางที่ 4.1) ที่ทำการวิเคราะห์ในการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับน้ำกากส่าที่อื่นๆ ที่ได้วิเคราะห์แสดงดังตารางที่ 4.2 เห็นได้ว่ามีค่าสารอินทรีย์สูงทั้งในรูปของซีโอดีและบีโอดี ซึ่งค่าดังกล่าวมีความเหมาะสมกับระบบการบำบัดด้วยกระบวนการไร้อากาศ UASB ทำให้ลดค่าใช้จ่ายทางด้านพลังงาน และเมื่อพิจารณาค่าสัดส่วนของบีโอดีต่อซีโอดีในการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้พบว่ามีค่าอยู่ที่ 0.51 แสดงให้เห็นว่าน้ำกากส่าที่ใช้ในการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้มีปริมาณสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้มากกว่าร้อยละ 50

ซึ่งค่าดังกล่าวหากมีค่าอัตราส่วนมากกว่า 0.5 จะมีความเหมาะสมในการย่อยสลายทางชีวภาพในกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน (มันลิน ตันตุลเวศม์, 2547) นอกจากนั้นจะเห็นได้ว่าน้ำกากส่าจะมีความเป็นกรดโดยมีค่า pH อยู่ที่ 4.2

ตารางที่ 4.1 ลักษณะน้ำกากส่าโรงงานผลิตเอทานอล จังหวัดราชบุรี

ดัชนีชี้วัดคุณลักษณะ	ผลการวิเคราะห์	ค่าเฉลี่ย	ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน
ความเป็นกรดต่าง	4.2	-	-
บีโอดี (mg/L)	29,000-30,000	29,333	±577.35
ซีโอดี (mg/L)	55,500-58,000	57,600	±1,253.35
ของแข็งทั้งหมด (mg/L)	32,000-32,600	32,360	±191.19
ของแข็งทั้งหมดระเหย (mg/L)	25,000-25,400	25,129	±182.43
ของแข็งที่ละลายได้ทั้งหมด (mg/L)	22,800-24,200	23,433	±709.45
ของแข็งแขวนลอย (mg/L)	4,600-4,650	4,616	±28.86
ไนโตรเจนทั้งหมด (mg/L)	1,055-1,070	1,062	±7.04
ฟอสฟอรัส (mg/L)	128-151	137	±11.33
โพแทสเซียม (mg/L)	439 – 440	439	±0.42
แคลเซียม (mg/L)	196 – 200	198	±1.58
แมกนีเซียม (mg/L)	210 – 216	214	±2.78

ตารางที่ 4.2 เปรียบเทียบลักษณะน้ำเสียกากส่า

ดัชนีชี้วัดคุณสมบัติ	การศึกษาในครั้งนี้	โรงงาน ก	โรงงาน ข
ความเป็นกรดต่าง	4.2	4.3	4.6
อุณหภูมิ (°C)	36	34	40
บีโอดี (mg/L)	29,333	33,130	34,400
ของแข็งทั้งหมดระเหย (mg/L)	25,129	15,100	20,600
ของแข็งแขวนลอย (mg/L)	4,616	17,000	25,000

หมายเหตุ โรงงาน ก และ ข ข้อมูลจาก อนุรักษ์ มะวังนุฑ (2559)

## 4.2 ตะกอนเมื่อดจุลินทรีย์ UASB

ผลการศึกษามีตะกอนจุลินทรีย์ UASB ก่อนการเดินระบบ UASB นั้นได้มีการศึกษาออกเป็น 3 ส่วนหลัก ๆ ได้แก่ การศึกษาคุณลักษณะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ UASB การศึกษาขนาดของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ และการศึกษาประสิทธิภาพของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการกำจัดสารอินทรีย์และผลิตก๊าซชีวภาพ หรือ การทดสอบ Specific Methanogenic Activity (SMA) ซึ่งผลการศึกษาดังกล่าวเพื่อให้ทราบและใช้เป็นข้อมูลเปรียบเทียบหลังจากมีการเดินระบบแล้วคุณลักษณะเมื่อดตะกอนมีการเปลี่ยนแปลงอย่างไร โดยผลการทดสอบมีดังนี้

### 4.2.1 ลักษณะเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ UASB

การศึกษาลักษณะเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ UASB ได้ทำการศึกษาค่าความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) ค่าของแข็งทั้งหมด (Total Solid; TS) ค่าของแข็งระเหยได้ทั้งหมด (Total Volatile Solid; TVS) และค่าความชื้น (Moisture) ผลการศึกษาพบว่า เมื่อดตะกอน UASB ที่นำมาใช้ในการศึกษาครั้งมีลักษณะค่าความเป็นกรด-ด่างอยู่ที่ 7 ค่าความชื้นอยู่ที่ร้อยละ 90  $\pm 0.26$  ของตะกอนเปียก UASB ค่าของแข็งทั้งหมดอยู่ที่ร้อยละ 10  $\pm 0.07$  ของตะกอนเปียก UASB และค่าของแข็งระเหยได้ทั้งหมดอยู่ที่ร้อยละ 89  $\pm 0.23$  ของค่าของแข็งทั้งหมด แสดงดังตารางที่ 4.3 จากผลการทดสอบเห็นได้ว่าตะกอน UASB มีน้ำเป็นส่วนประกอบหลัก แต่เมื่อพิจารณาปริมาณของแข็งหรือของแข็งระเหยซึ่งเป็นตัวบ่งบอกปริมาณของเชื้อที่ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบ UASB ซึ่งถ้าหากมีปริมาณสูงแสดงว่าเมื่อดตะกอนมีคุณภาพดีสามารถรองรับน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูงได้ แต่อย่างไรก็ตามตะกอนที่มีค่า TVS ต่ำอาจขัดเซยโดยการใส่ปริมาณตะกอนเพิ่มขึ้นในระบบ UASB เพื่อรองรับปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้ามาในระบบให้เพียงพอต่อไป ดังนั้นในการทดสอบครั้งนี้พบว่าปริมาณเชื้อที่อยู่ในตะกอนเชื้อ UASB นั้นมีปริมาณเชื้อค่อนข้างน้อย (น้อยกว่าร้อยละ 15) ดังนั้นผู้วิจัยจึงได้ทำการทดสอบหาค่าความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ของระบบ UASB ซึ่งได้ทำการทดสอบในขั้นตอนต่อไป

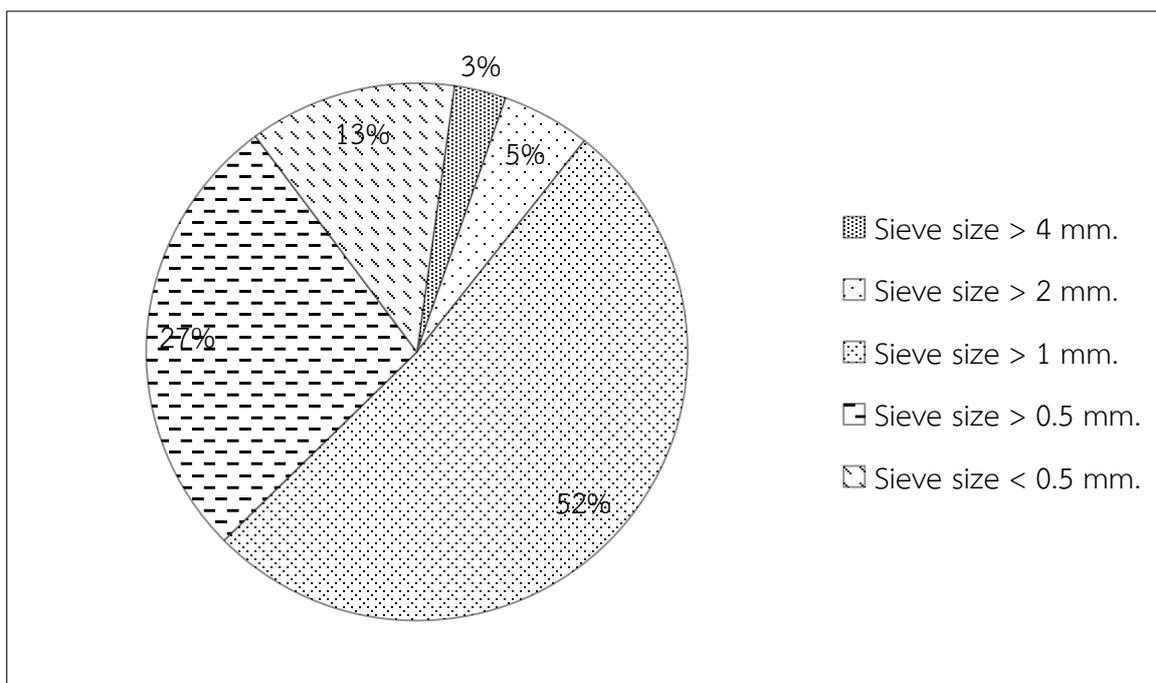
ตารางที่ 4.3 คุณลักษณะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ UASB

ดัชนีชี้วัด	ค่าเฉลี่ย	ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน
ความเป็นกรดด่าง	7	
ค่าความชื้น (% wet weight)	90	$\pm 0.26$
ค่าของแข็งทั้งหมด (% wet weight)	10	$\pm 0.07$
ค่าของแข็งระเหยได้ทั้งหมด (% TS basis)	89	$\pm 0.23$

#### 4.2.2 ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ UASB

ผลการศึกษาขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ UASB นั้นได้ทำการศึกษาก่อนการเริ่มต้นเดินระบบ UASB เพื่อใช้เป็นข้อมูลเปรียบเทียบหลังจากการเดินระบบว่าตะกอน UASB มีการเปลี่ยนแปลงเป็นอย่างไร ผลการศึกษาได้มาจากการนำตะกอน UASB ตัวอย่างที่มีน้ำหนัก 100 กรัมมาทำการร่อนแยกขนาดออกด้วยตะแกรงแยกขนาดต่างๆ โดยใช้เครื่องเขย่า (Shaker) พบว่า เม็ดตะกอนขนาดมากกว่า 4 มิลลิเมตรมีอยู่ร้อยละ 3 เม็ดตะกอนขนาดมากกว่า 2 มิลลิเมตรมีอยู่ร้อยละ 5 เม็ดตะกอนขนาดมากกว่า 1 มิลลิเมตรมีอยู่ร้อยละ 52 เม็ดตะกอนขนาดมากกว่า 0.5 มิลลิเมตรมีอยู่ร้อยละ 27 ที่เหลือเป็นตะกอนขนาดเล็กกว่า 0.5 มิลลิเมตรมีอยู่ร้อยละ 13

จากผลการศึกษาเห็นได้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาศึกษาในครั้งนี้ส่วนใหญ่มีขนาด 1 มิลลิเมตรซึ่งค่อนข้างมีขนาดเล็กแสดงให้เห็นว่าตะกอนเชื้อ UASB นี้เป็นตะกอนเชื้ออ่อนซึ่งตะกอนเหล่านี้จะมีความสามารถในการรองรับสารอินทรีย์ที่มากับน้ำเสียได้ดี ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดสอบลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (หัวข้อ 4.2.1) ที่มีค่า TVS น้อย แต่ตะกอนดังกล่าวยังอยู่ในเกณฑ์ที่สามารถนำมาใช้ในการทดสอบได้ซึ่งสอดคล้องกับ ไกรเวศ กาพย์ตุ้ม (2555) ที่กล่าวไว้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ดีควรมีขนาดตั้งแต่ 0.5 ถึง 5.0 มิลลิเมตรแสดงดังภาพที่ 4.1



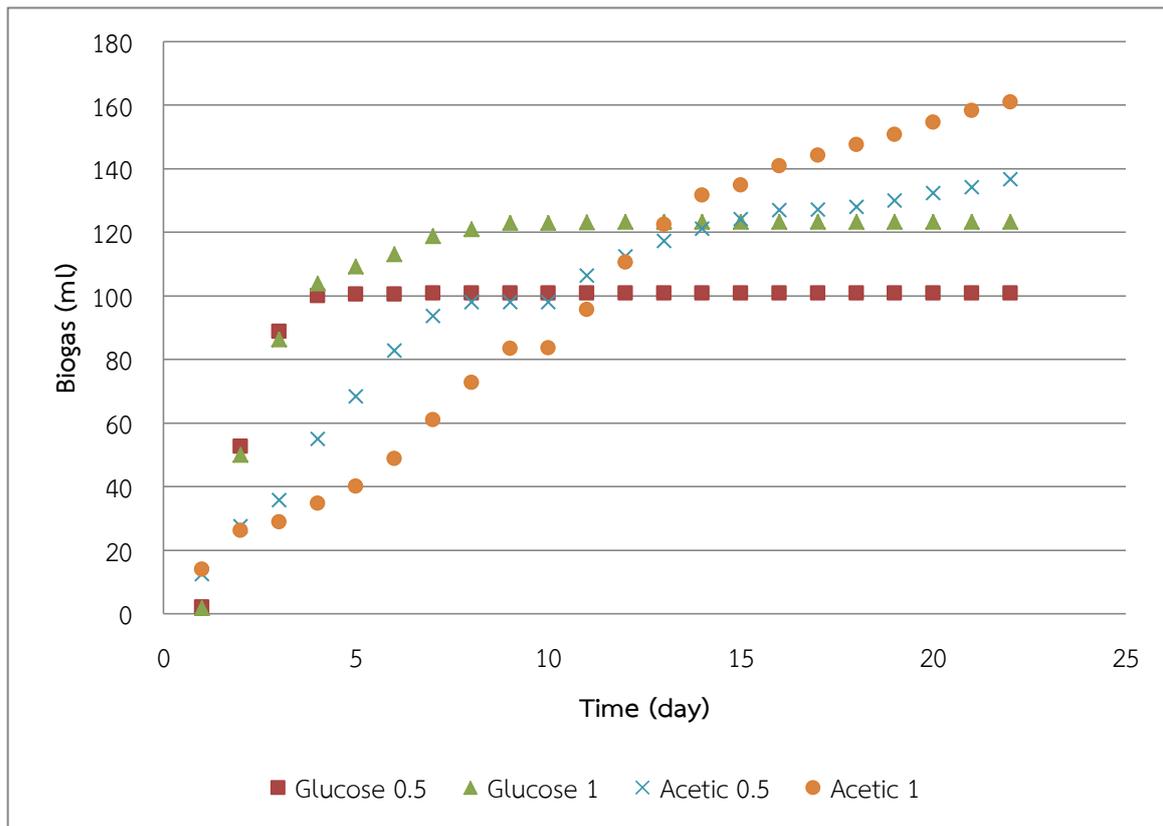
ภาพที่ 4.1 ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ UASB

### 4.3 ผลของกิจกรรมจำเพาะของจุลินทรีย์กลุ่มผลิตมีเทน (Specific Methanogenic Activity; SMA)

การทดสอบ SMA ของตะกอนเชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้เพื่อใช้ในการหาค่าเริ่มต้นที่เหมาะสมกับการบำบัดน้ำกากส่าในระบบ UASB โดยการทดสอบทำการหมักตะกอนเชื้อ UASB กับกลูโคสและตะกอนเชื้อ UASB กับกรดอะซิติกโดยทำการหมักในอัตราส่วนสารอาหารต่อตะกอนเชื้อ (F/M ratio) ที่ 0.5 และ 1 ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนเป็นเวลาทั้งหมด 22 วัน ผลการศึกษาที่ได้มี 2 ส่วน คือ ผลของก๊าซชีวภาพสะสม และ ผลของชนิดองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ โดยมีรายละเอียดดังนี้

#### 4.3.1 ผลของก๊าซชีวภาพสะสม

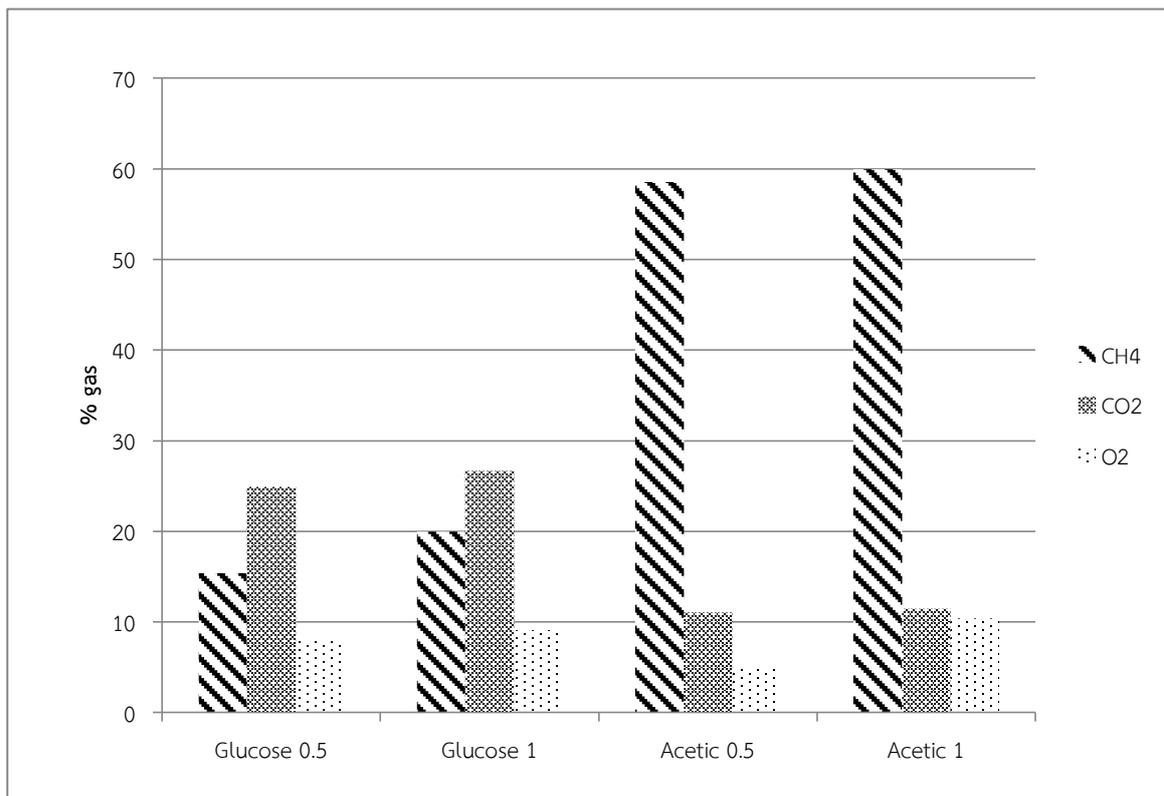
ผลการทดสอบ SMA เป็นเวลาทั้งหมด 22 วันพบว่าปริมาณการเกิดก๊าซสะสมในการทดสอบ SMA ของตะกอนเชื้อจุลินทรีย์ UASB ทั้งกลูโคสและกรดอะซิติกในสัดส่วนสารอาหารต่อเชื้อ (F/M ratio) สูง (1.0) มีปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมมากกว่าที่สัดส่วนต่ำ (0.5) แสดงดังภาพที่ 4.2 โดยกรดอะซิติกที่ F/M ratio ที่ 1 ให้ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมมากที่สุดที่ รองลงมาคือกรดอะซิติกที่ F/M ratio ที่ 0.5 กลูโคสที่ F/M ratio ที่ 1 และกลูโคสที่ F/M ratio ที่ 0.5 มีปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมอยู่ที่  $160.9 \pm 3.81$ ,  $136.6 \pm 4.21$ ,  $123.3 \pm 0.11$  และ  $100.7 \pm 0.40$  มิลลิลิตร ตามลำดับ แต่เมื่อพิจารณาระยะเวลาในการผลิตก๊าซชีวภาพเห็นได้ว่าในช่วงแรกของการทดสอบ SMA กลูโคสมีอัตราการผลิตปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมมากกว่าที่เป็นสารอาหารจากกรดอะซิติก ที่เป็นเช่นนี้อาจเนื่องมาจากแบคทีเรียในกลุ่มย่อยสลายและผลิตกรด (Hydrolytic and Acidogenic bacteria) มีอัตราการเจริญเติบโตสูงกว่ากลุ่มการผลิตก๊าซมีเทน (Methanogenic bacteria) และสามารถเพิ่มจำนวนได้อย่างรวดเร็ว จึงส่งผลให้ช่วงแรกจุลินทรีย์สามารถนำกลูโคสมาใช้ผลิตก๊าซชีวภาพสะสมได้สูงกว่าการใช้สารอาหารเป็นกรดอะซิติก แต่อย่างไรก็ตามก๊าซที่ผลิตได้นั้นมีองค์ประกอบที่เป็นก๊าซมีเทนยังมีปริมาณต่ำ (ดูรายละเอียดในหัวข้อ องค์ประกอบก๊าซชีวภาพ) เนื่องจากถูกจำกัดด้วยอัตราการผลิตก๊าซมีเทนของเชื้อกลุ่มมีเทนซึ่งมีอัตราในการเจริญเติบโตต่ำกว่าในกลุ่มย่อยสลายและผลิตกรด ในทางกลับกันเมื่อพิจารณาสารอาหารที่ใช้กรดอะซิติกในช่วงแรกของการทดสอบพบว่าการผลิตก๊าซชีวภาพได้ต่ำแต่จะเพิ่มมากขึ้นเมื่อระยะเวลาในการหมักเพิ่มขึ้นที่ผลเป็นเช่นนี้เกิดจากความสอดคล้องของอัตราการเจริญเติบโตของเชื้อในการผลิตมีเทน ตอนช่วงท้ายของการหมักเห็นได้ว่าปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมเพิ่มสูงขึ้นจนวันสุดท้ายของการหมักพบว่าปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมสูงที่สุดทั้งนี้อาจเนื่องมาจาก ปริมาณของเชื้อในกลุ่มนี้มีการเพิ่มปริมาณขึ้นทำให้สามารถใช้สารอาหารกรดอะซิติกได้เพิ่มมากขึ้นส่งผลให้ปริมาณก๊าซสูงขึ้นดังที่ได้กล่าวมา (แสดงดังรูปที่ 4.2) โดยก๊าซที่เกิดขึ้นเป็นส่วนใหญ่เป็นก๊าซมีเทน (รายละเอียดในหัวข้อ องค์ประกอบก๊าซชีวภาพ)



ภาพที่ 4.2 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม

#### 4.3.2 ผลขององค์ประกอบก๊าซชีวภาพสะสม

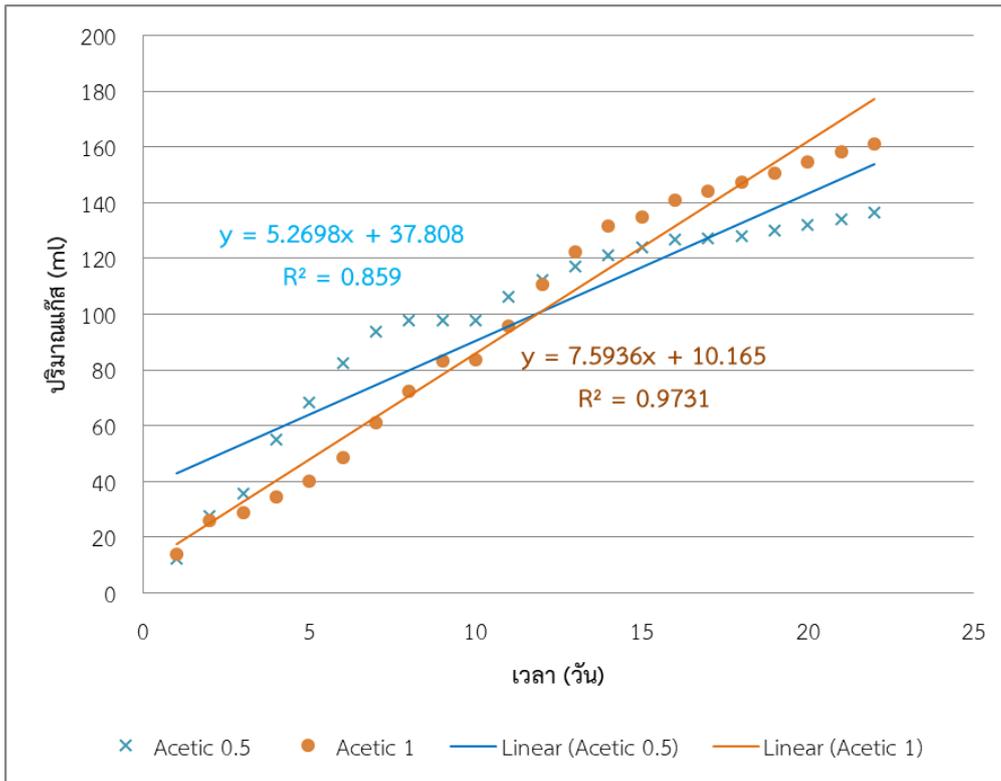
การศึกษาองค์ประกอบก๊าซชีวภาพเพื่อเป็นการตรวจสอบลักษณะองค์ประกอบก๊าซชีวภาพที่ได้ว่ามีคุณสมบัติเป็นอย่างไร โดยทำการตรวจสอบองค์ประกอบเป็น ก๊าซมีเทน ( $\text{CH}_4$ ) ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{CO}_2$ ) และ ก๊าซออกซิเจน ( $\text{O}_2$ ) พบว่า กลุ่มที่ใช้กรดอะซิติกเป็นสารอาหาร มีปริมาณก๊าซมีเทนสูงกว่ากลุ่มที่ใช้กลูโคสเป็นสารอาหารโดยมีค่าก๊าซมีเทนอยู่ที่ร้อยละ 59.95 และ 58.55 ที่ F/M ratio ที่ 1 และ 0.5 ในขณะที่ก๊าซมีเทนในสารอาหารกลูโคสอยู่ที่ร้อยละ 19.95 และ 15.4 ที่ F/M ratio ที่ 1 และ 0.5 เห็นได้ว่าสารอาหารที่เป็นกรดอะซิติกมีการผลิตก๊าซชีวภาพที่เป็นส่วนประกอบก๊าซมีเทนสูงซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของของ Vidal et al, 1997 พบว่าประมาณร้อยละ 72 ของก๊าซมีเทนที่ผลิตได้ในก๊าซชีวภาพทั้งหมดมาจากการย่อยสลายจากกรดอะซิติก ซึ่งแสดงให้เห็นว่าในระบบการย่อยสลายแบบไร้อากาศที่มีกรดอะซิติกสูงน่าจะมีการผลิตก๊าซมีเทนสูง ในขณะที่เมื่อใช้สารอาหารเป็นกลูโคสพบว่ามียังมีองค์ประกอบเป็นก๊าซมีเทนน้อยกว่าอาจเนื่องมาจากกลุ่มเชื้อในการผลิตกรดและการย่อยสลาย (Acidogenic microorganism) นั้นมีการย่อยสลายกลูโคสเป็นสารตั้งต้นตัวอื่นซึ่งอาจให้ค่าในการผลิตก๊าซมีเทนน้อยกว่ากรดอะซิติกซึ่งเป็นสารอาหารโดยตรงในการผลิตก๊าซมีเทนซึ่งเป็นส่วนประกอบหลักในการผลิตพลังงานในก๊าซชีวภาพ แสดงดังภาพที่ 4.3



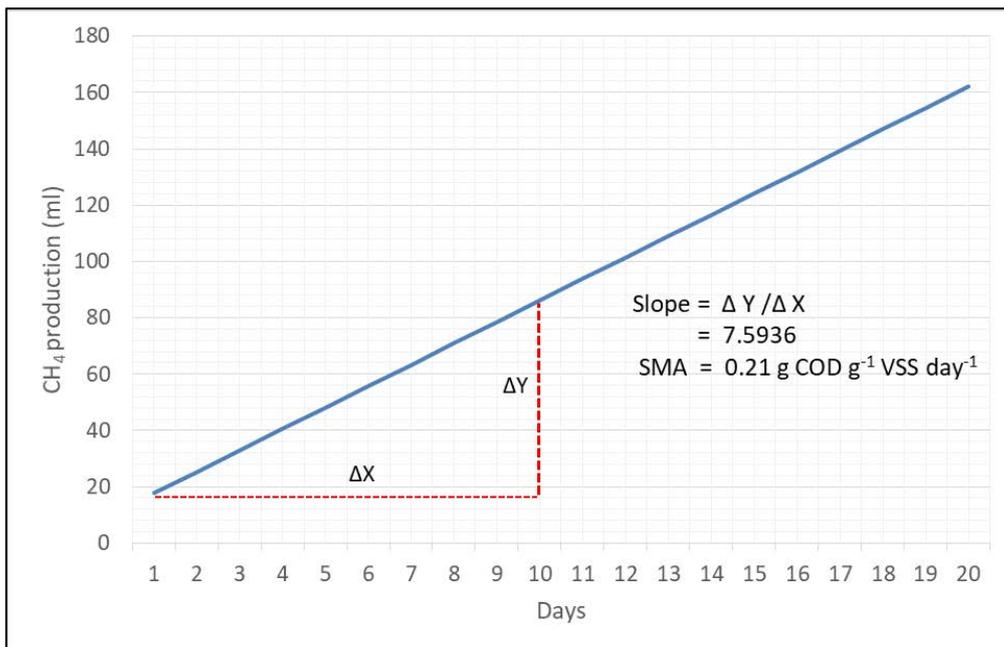
ภาพที่ 4.3 องค์ประกอบก๊าซชีวภาพของการทดสอบ SMA

#### 4.3.3 ผลประสิทธิภาพของตะกอนในการกำจัดสารอินทรีย์เบื้องต้น

การคำนวณหาประสิทธิภาพของตะกอนในการรองรับสารอินทรีย์ของระบบ Anaerobic เบื้องต้นสามารถนำข้อมูลจากการทำ SMA มาใช้ในการคำนวณได้ ซึ่งจากผลการทดสอบเบื้องต้นได้นำข้อมูลของสารอาหารกรดอะซิติกที่ F/M ratio ที่ 1 และ 0.5 ที่ให้ค่าก๊าซมีเทนสูงที่สุดมาใช้ในการคำนวณหาประสิทธิภาพของตะกอน พบว่าเบื้องต้นผลการผลิตก๊าซมีเทนมีแนวโน้มการผลิตก๊าซเป็น Simple Linear Regression โดยมีค่า  $R^2$  อยู่ที่ 0.97 และ 0.86 ที่สัดส่วน F/M ratio ที่ 1 และ 0.5 (แสดงดังภาพที่ 4.4) จากค่าแนวโน้มดังกล่าวเมื่อพิจารณาค่า  $R^2$  แล้วผู้วิจัยจึงทำการเลือกค่าสารอาหารที่เป็นกรดอะซิติกที่ F/M ratio ที่ 1 มาใช้ในการคำนวณหาความชัน (Slope) เนื่องจากมีค่า  $R^2$  สูงกว่า (ข้อมูลมีความน่าเชื่อถือสูงกว่า) เพื่อหาความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ต่อปริมาณตะกอนเชื้อจุลินทรีย์ต่อวัน พบว่า ตะกอนเชื้อที่ทดสอบมีค่า SMA อยู่ที่  $0.21 \text{ g COD g}^{-1} \text{ VSS day}^{-1}$  (แสดงดังภาพที่ 4.5) ซึ่งมีความสอดคล้องกับงานวิจัยของ Punal *et al*, 2000 ได้ทำการทดสอบหาค่า SMA จากตะกอนของระบบ hybrid UASB ทั้งแบบตะกอนแขวนลอยและแบบตรึงฟิล์มพบว่าค่า SMA อยู่ที่ 0.24 และ  $0.25 \text{ g COD g}^{-1} \text{ VSS day}^{-1}$  ของตะกอนแบบตรึงฟิล์มและตะกอนแบบแขวนลอย แต่อย่างไรก็ตามค่า SMA ขึ้นปัจจัยหลายอย่างได้แก่ ลักษณะของเม็ดตะกอนเชื้อ ชนิดของสารอาหารที่ทำการทดสอบ สภาวะแวดล้อมที่ทำการทดสอบ รวมถึงขั้นตอนการทดสอบ (Vidal *et al*, 1997; Javed and Tare, 1999)



ภาพที่ 4.4. Simple Linear Regression ของตะกอนเชื้อในการทดสอบ SMA



ภาพที่ 4.5 ค่า Specific Methanogenic Activity

โดยทั่วไป SMA ของตะกอน UASB จะมีช่วงค่าที่กว้างมากตามระยะเวลาการเติบโต ตั้งแต่ 0.04-0.85 g COD g<sup>-1</sup> VSS day<sup>-1</sup> (Lettinga et al, 1980) สำหรับการศึกษานี้ใช้ค่า SMA ที่ 0.21 g COD g<sup>-1</sup> VSS day<sup>-1</sup> มาใช้ในการคำนวณปริมาณตะกอนเริ่มต้นของการทดลองในขั้นต่อไป

#### 4.4 ผลการทดสอบประสิทธิภาพของระบบ UASB ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างๆ

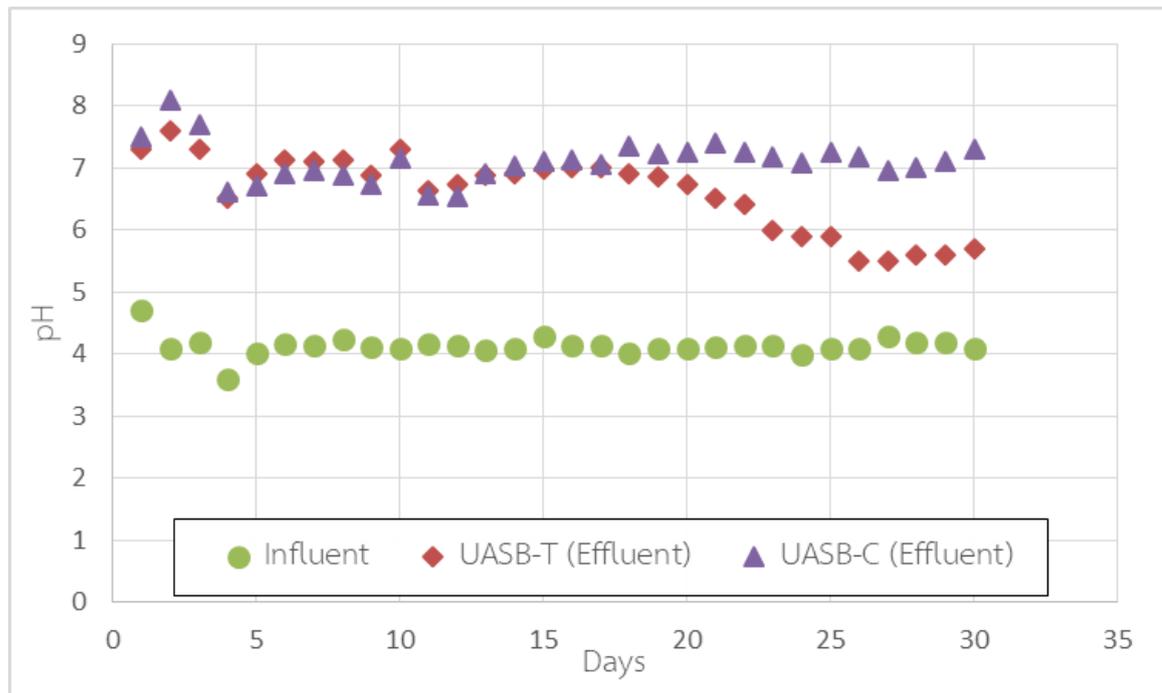
การทดสอบในขั้นตอนนี้ได้นำตะกอนเชื้อ UASB ที่ทำการทดสอบในขั้นตอนแรกมาเติมใส่ถัง UASB ร้อยละ 20 ของถังปฏิกรณ์ การเดินระบบ UASB แบ่งออกเป็น 2 ถังได้แก่ ถังที่ใช้ในการทดสอบเพิ่มค่าอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์คือ UASB-T และถัง UASB ที่ใช้การเปรียบเทียบคือถัง UASB ควบคุม (UASB-C) โดยเดินระบบเริ่มต้นที่ OLR เท่ากับ 2 กรัมซีโอดีต่อลิตรถังปฏิกรณ์ (g<sub>COD</sub>/L<sub>reactor</sub>) โดยมีค่า HRT อยู่ที่ประมาณ 7 วันโดยผลการทดสอบมีดังนี้

##### 4.4.1 ผลของสภาวะแวดล้อมระบบ UASB

จากการเดินระบบ UASB ในช่วงแรกทำการป้อนน้ำที่ OLR เท่ากับ 2 g<sub>COD</sub>/L<sub>reactor</sub> เป็นเวลา 14 วันโดยน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบ UASB มีค่าความเป็นกรดเป็นด่างอยู่ที่ 4.1-4.7 ซึ่งน้ำเสียมีค่าค่อนข้างเป็นกรด ซึ่งเป็นไปตามคุณสมบัติ น้ำเสียข้างต้นที่ได้มาจากโรงงาน และเมื่อทำการวิเคราะห์ค่ากรดอินทรีย์ระเหยง่าย (VFA) พบว่ามีค่าสูงอยู่ที่ 3,000-4,000 มิลลิกรัมต่อลิตรซึ่งส่งผลทำให้ค่าความเป็นกรดเป็นด่างมีค่าต่ำ (มีความเป็นกรด) ซึ่งลักษณะน้ำเสียดังกล่าวมีความสอดคล้องกับงานวิจัยของ P.Choeisai *et al*, 2014 โดยทำการศึกษการบำบัดน้ำเสียจากสาโดยกระบวนการ UASB 2 ขั้นตอนพบว่า น้ำกากส่าที่ใช้ในการศึกษามีค่าความเป็นกรดเป็นด่างอยู่ที่ 4.3 ซึ่งน้ำเสียดังกล่าวมีกรดระเหยง่ายจำพวก propionate เป็นองค์ประกอบในปริมาณสูงซึ่งใช้ในกระบวนการผลิตกรด acetic เป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซชีวภาพ หลังจากทำการป้อนน้ำเสียไป 14 วันพบว่าค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำเสียออกมีค่าอยู่ในช่วง 6.9-7.5 ของถัง UASB-T และ UASB-C มีค่าความเป็นกรดเป็นด่างอยู่ในช่วงเป็นกลางค่อนข้างน้อยที่เป็นเช่นนี้เนื่องมาจากค่าความเป็นกรดที่เกิดจากกรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่อยู่ในน้ำเสียเมื่อผ่านการหมักในระบบ UASB กรดเหล่านี้ถูกใช้และย่อยสลายเปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบ ซึ่งเมื่อวิเคราะห์ค่า VFA ในน้ำเสียออกจากระบบพบว่าลดลงเหลือ 500-750 มิลลิกรัมต่อลิตรซึ่งมีความสอดคล้องกับค่าความเป็นกรดเป็นด่างที่เพิ่มขึ้นแสดงดังภาพที่ 4.6

หลังทำการเดินระบบ UASB ไป 14 วันได้ทำการทดสอบเพิ่มค่า OLR เป็น 4 g<sub>COD</sub>/L<sub>reactor</sub> เพื่อดูประสิทธิภาพของระบบในการรองรับสารอินทรีย์พบว่า สภาวะแวดล้อมค่าความเป็นกรดเป็นด่างมีการเปลี่ยนแปลงโดยในถัง UASB-T นั้นมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเริ่มลดลงในวันที่ 18 ของการเดินระบบจนในช่วงสุดท้ายของการเดินระบบช่วงวันที่ 28-30 ของการเดินระบบ ค่าความเป็นกรดเป็นด่างของระบบลดลงเหลืออยู่ที่ประมาณ 5.6-5.7 ที่เป็นเช่นนี้เนื่องมาจากการป้อนน้ำเสียที่มีการเพิ่มค่า OLR มากขึ้นทำให้ระบบ UASB รองรับปริมาณสารอินทรีย์สูงขึ้นแต่ระบบไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในรูปแบบของกรดระเหยง่ายได้หมดทำให้ส่งผลกระทบต่อค่าความเป็นกรดเป็นด่างลดลงและพบว่าเมื่อทำการวิเคราะห์ค่า VFA ในน้ำเสียออกพบว่าค่า VFA เพิ่มขึ้นอยู่ที่ 2,600-2,800 มิลลิกรัมต่อลิตร

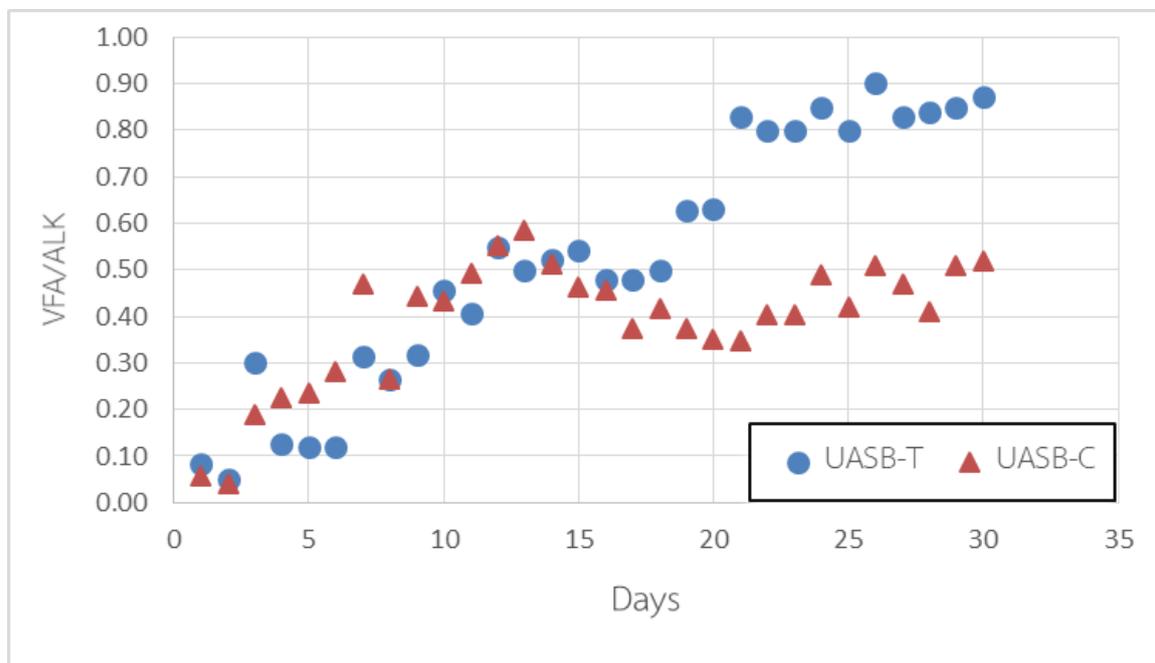
ซึ่งสอดคล้องกับค่าความเป็นกรดเป็นด่างที่ลดลงในระบบ UASB (แสดงดังภาพที่ 4.6) ซึ่งสภาวะดังกล่าวเป็นสภาวะที่ไม่เหมาะสมกับเชื้อจุลินทรีย์ในระบบ UASB โดยเฉพาะเชื้อในกลุ่มที่ผลิตก๊าซชีวภาพหรือกลุ่มผลิตก๊าซมีเทน (Methanogenic bacteria) ซึ่งถ้าสภาวะดังกล่าวเกิดขึ้นในระบบนานและไม่ได้รับการแก้ไขเชื้อในกลุ่มนี้จะถูกยับยั้งและไม่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้และส่งผลกระทบต่อระบบล่มในที่สุด แต่อย่างไรก็ตามการรักษาสุขภาพของระบบจำเป็นต้องพิจารณาองค์ประกอบอื่น ๆ เพิ่มเติมด้วยเช่น ค่าอัตราส่วนกรดระเหยง่ายต่อค่าความเป็นด่าง (VFA/ALK) ซึ่งจะกล่าวต่อไป



ภาพที่ 4.6 ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) ที่ภาวสารอินทรีย์ต่าง ๆ ของ UASB-T และ UASB-C

เมื่อพิจารณาค่ากรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid; VFA) ค่าความเป็นด่าง (Alkalinity; ALK) และอัตราส่วน VFA/ALK ในช่วงการเดินระบบ 14 วันแรกที่มิตค่า OLR เท่ากับ  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  พบว่าในช่วงแรกของการเดินระบบค่า VFA ค่อนข้างต่ำและมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อทำการเดินระบบอย่างต่อเนื่องทั้งถึง UASB-T และ UASB-C และเมื่อนำมาคำนวณหาอัตราส่วน VFA/ALK ของระบบพบว่าอยู่ในช่วง 0.1-0.4 ในช่วง 14 วันของการเดินระบบแสดงดังภาพที่ 4.7 ระบบ UASB นี้สามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  เนื่องจากสัดส่วน VFA/ALK ที่มีค่าไม่เกิน 0.4 แสดงถึงเสถียรภาพของระบบค่อนข้างดีทั้งถึง UASB-T และ UASB-C ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยต่างๆ และเมื่อค่าดังกล่าวมีค่าสูงขึ้นเกิน 0.8 จะส่งผลกระทบต่อการทำงานของเชื้อจุลินทรีย์ในระบบ UASB (ปิยพงศ์ สุวรรณศรี, 2553) ซึ่งหลังจากเดินระบบได้ 14 วันทำการเพิ่มค่า OLR เป็นที่  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  พบว่าค่าอัตราส่วน VFA/ALK ของถึง UASB-T มีค่าสูงขึ้นเมื่อเทียบกับถึง UASB-C โดยเพิ่มขึ้นสูงอยู่ในช่วง 0.7-0.9 ตั้งแต่วันที่ 21 ของการเดินระบบ จากค่าดังกล่าวจะเห็นว่าระบบ UASB-T ไม่สามารถรักษาเสถียรภาพของระบบได้เนื่องจาก มีค่ากรดระเหยง่ายเพิ่มขึ้นสูงอยู่ที่ 3,000-3,750 มิลลิกรัมต่อลิตร

ในขณะที่ค่าความเป็นด่างอยู่ในช่วง 4,000-4,250 มิลลิกรัมต่อลิตร แสดงให้เห็นว่าเชื้อจุลินทรีย์ในระบบไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้หมดระบบ UASB-T นอกจากนี้เมื่อทำการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบพบว่าประสิทธิภาพลดลง ซึ่งจะกล่าวในหัวข้อต่อไป

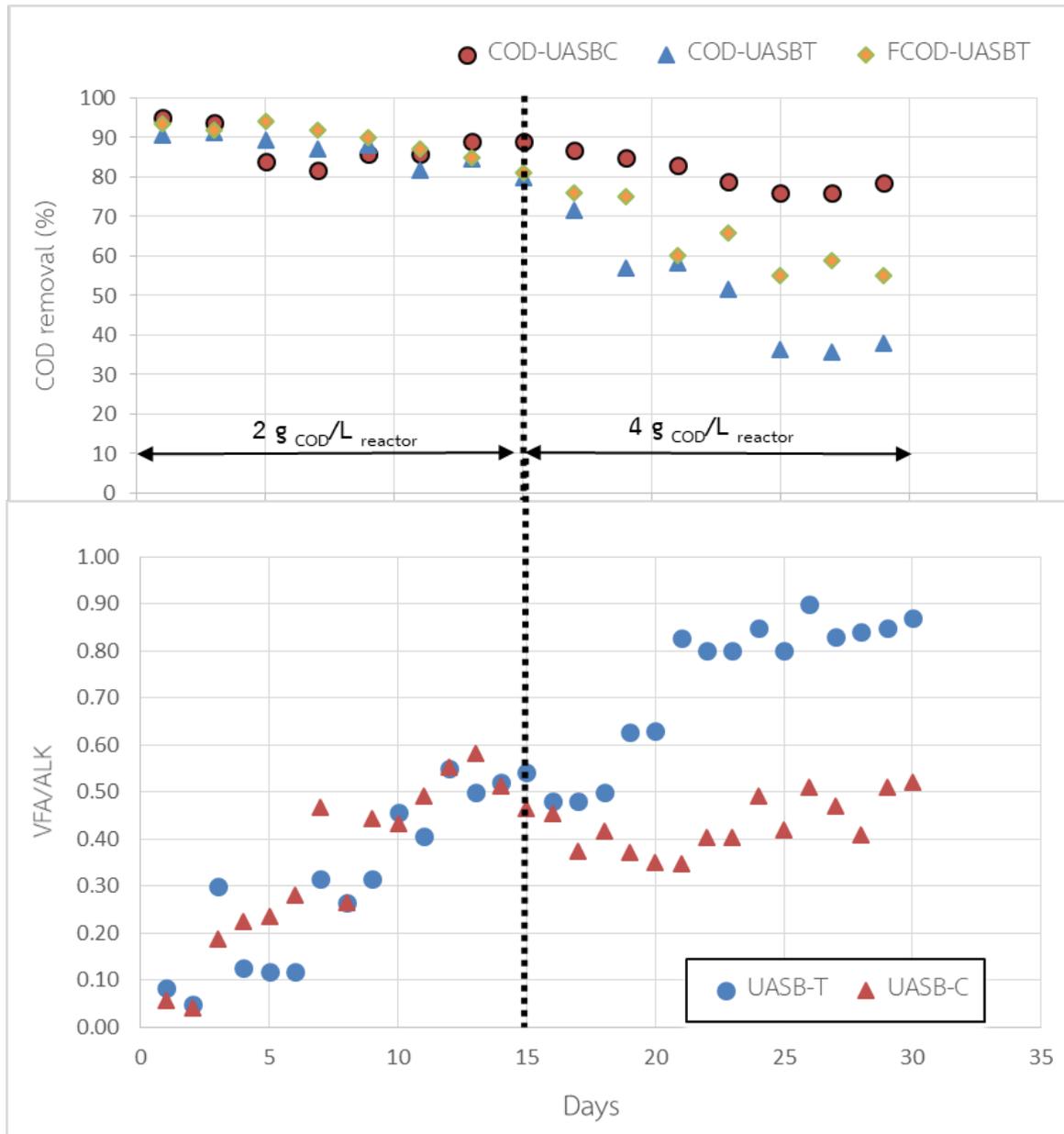


ภาพที่ 4.7 ค่าสัดส่วน VFA/ALK ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ต่าง ๆ ของ UASB-T และ UASB-C

#### 4.4.2 การกำจัดสารอินทรีย์ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ต่าง ๆ ของ UASB

ผลของการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ UASB ทำการเดินระบบเป็นเวลาทั้งหมด 30 วันนั้นในช่วงแรกของการเดินระบบเป็นเวลา 14 วันด้วยภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ที่  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  พบว่าทั้ง UASBT และ UASBC มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ค่อนข้างสูงอยู่ที่ร้อยละ 85-95 โดยที่ทั้งสองถึงมีประสิทธิภาพไม่แตกต่างกันและเมื่อพิจารณาค่า VFA/ALK ซึ่งเป็นสภาวะแวดล้อมของระบบมีความสอดคล้องกันกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ แสดงดังภาพที่ 4.8 หลังจากเดินระบบได้ 14 วันได้ทำการเพิ่มภาวะบรรทุกสารอินทรีย์เป็น  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  ในถัง UASBT พบว่าประสิทธิภาพในช่วงแรกในการบำบัดยั้งค่อนข้างสูงทั้งสารอินทรีย์ (COD) และ สารอินทรีย์ที่กรอง (FCOD) โดยมีค่าอยู่ที่ร้อยละ 71-79 และร้อยละ 76-81 ของ COD และ FCOD และเมื่อเดินระบบต่อเนื่องที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ดังกล่าวพบว่าในช่วงท้ายของการเดินระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ลดลงพบว่าเหลือประสิทธิภาพของ COD และ FCOD อยู่ที่ร้อยละ 35-50 และร้อยละ 55-66 ซึ่งเมื่อพิจารณาค่าความเป็นกรดเป็นด่างและค่าอัตราส่วน VFA/ALK พบว่าระบบมีค่าดังกล่าวสูงขึ้น ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) นั้นมีค่าความเป็นกรดสูงขึ้น (ค่า pH ต่ำ) และค่า VFA/ALK มีค่ามากกว่า 0.8 (แสดงดังภาพที่ 4.8) ค่าดังกล่าวชี้ให้เห็นว่าสถานะของระบบเริ่มขาดเสถียรภาพเนื่องจากการสะสมของกรดระเหยง่ายสูงขึ้น (VFA) ซึ่งการสะสมของกรดดังกล่าวอาจส่งผลกระทบต่อการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์ในการบำบัดสารอินทรีย์ในระบบโดยเฉพาะกรดระเหยง่าย Propionic และ Butyric acid จากรายงานของ

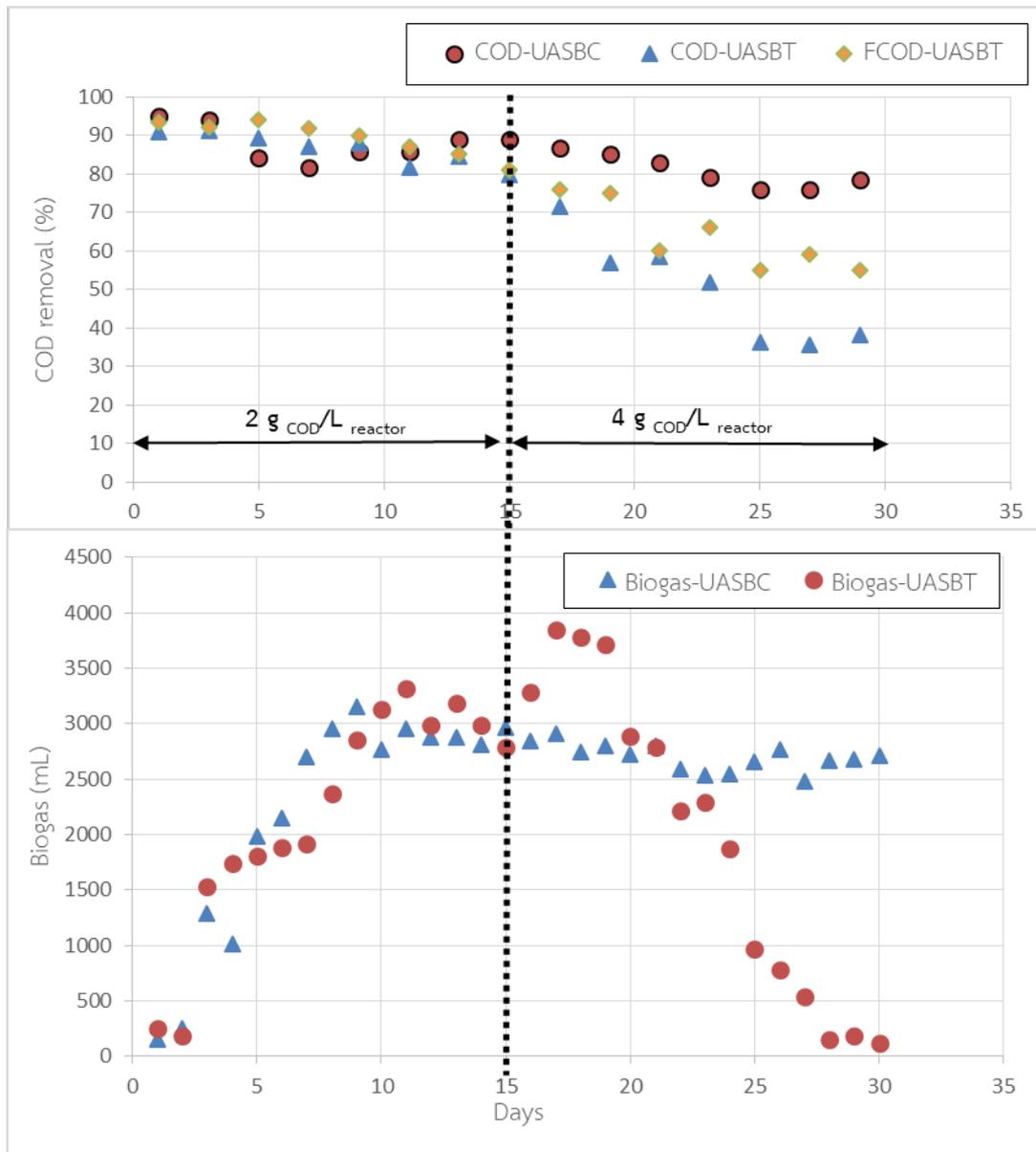
จกมล พูลทวี, (2537) พบว่า ปริมาณกรด propionic acid สูงจะส่งผลทำให้เกิดการยับยั้งจุลินทรีย์กลุ่ม Methanogenic bacteria ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ในระบบมีค่าสูงขึ้นส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และการผลิตก๊าซชีวภาพลดลง



ภาพที่ 4.8 ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของ UASB-T และ UASB-C

#### 4.4.3 ผลของประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่าง ๆ ของ UASB

ผลจากการเดินระบบ UASB-C และ UASB-T ทั้งหมดเป็นเวลา 30 วันในการทดสอบที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างๆ ที่  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  และ  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  พบว่าประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นนั้นมีความสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบ UASB โดยในช่วงที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในระบบอยู่ที่  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  ทั้งระบบ UASB-C และ UASB-T ผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงอยู่ในช่วง 2,800-3,300 มิลลิลิตรต่อวัน แต่หลังจากทำการเดินระบบมาเป็นเวลา 15 วัน ได้ทำการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในระบบเป็น  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  ของระบบ UASB-T แต่ UASB-C ทำการป้อนที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์เดิม พบว่าในช่วงวันที่ 16-19 ของการเดินระบบ ระบบ UASB-T สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้เพิ่มมากขึ้นอยู่ในช่วง 3,700-3,850 มิลลิลิตรต่อวัน แต่เมื่อทำการเดินระบบต่อเนื่องพบว่าหลังวันที่ 20 ของการเดินระบบ UASB-T มีความสามารถในการผลิตก๊าซชีวภาพลดลงอย่างมาก วันที่ 28-30 ของการเดินระบบ UASB-T ผลิตก๊าซชีวภาพได้อยู่ในช่วง 124-186 มิลลิลิตรต่อวัน หรือแทบไม่มีการผลิตก๊าซชีวภาพ ทั้งนี้เมื่อพิจารณาพบว่าความสามารถในการผลิตก๊าซชีวภาพที่ลดลงในช่วงเวลาดังกล่าวมีความสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบที่ลดลงในเวลาดังกล่าวด้วย แสดงดังภาพที่ 4.9 ทั้งนี้เนื่องจากระบบ UASB-T มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ลดลงจึงส่งผลให้การผลิตก๊าซชีวภาพลดลงตามมา จากการศึกษาสังเกตเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในระบบ UASB-T สูงขึ้น สภาวะแวดล้อมและเสถียรภาพของเชื้อในระบบมีการเปลี่ยนแปลงที่ไม่เหมาะสมโดยเกิดการสะสมของกรดระเหยง่าย (VFA) ค่าอัตราส่วน VFA/ALK ในระบบสูงมากกว่า 0.4 ซึ่งส่งผลให้สภาวะค่าความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) มีความไม่เหมาะสมกับเชื้อจุลินทรีย์ในระบบจึงส่งผลต่อกระบวนการทำงานของเชื้อจุลินทรีย์ในการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบต่อมา ดังที่ได้กล่าวไว้แล้วในหัวข้อ 4.4.2 จึงเป็นสาเหตุหลักที่ทำการผลิตก๊าซชีวภาพในระบบ UASB-T ลดลงเมื่อทำการเดินระบบที่ภาระสารอินทรีย์  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  แต่เมื่อเปรียบเทียบกับระบบ UASB-C ที่ไม่มีการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ให้กับระบบทำให้ประสิทธิภาพของการผลิตก๊าซชีวภาพนั้นมีค่าค่อนข้างคงที่แสดงดังภาพที่ 4.9

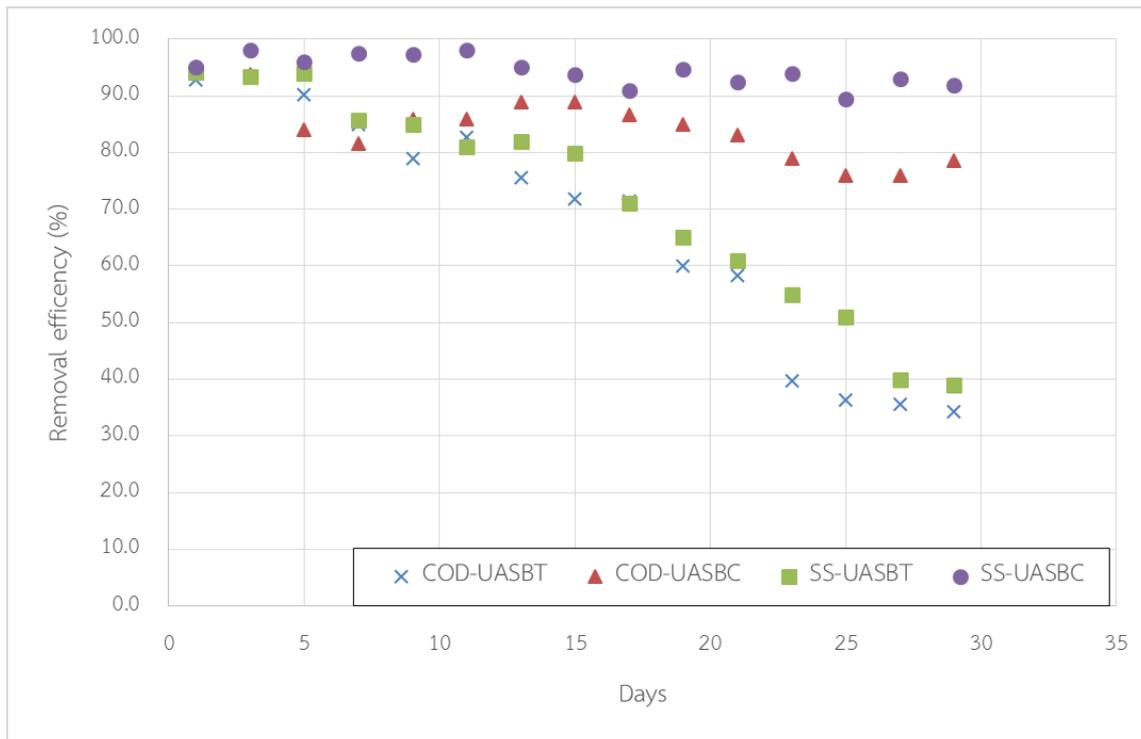


ภาพที่ 4.9 ประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของ UASB-T และ UASB-C

## 4.5 ผลของสารแขวนลอยต่อประสิทธิภาพของระบบ UASB

### 4.5.1 ผลของสารแขวนลอยต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์

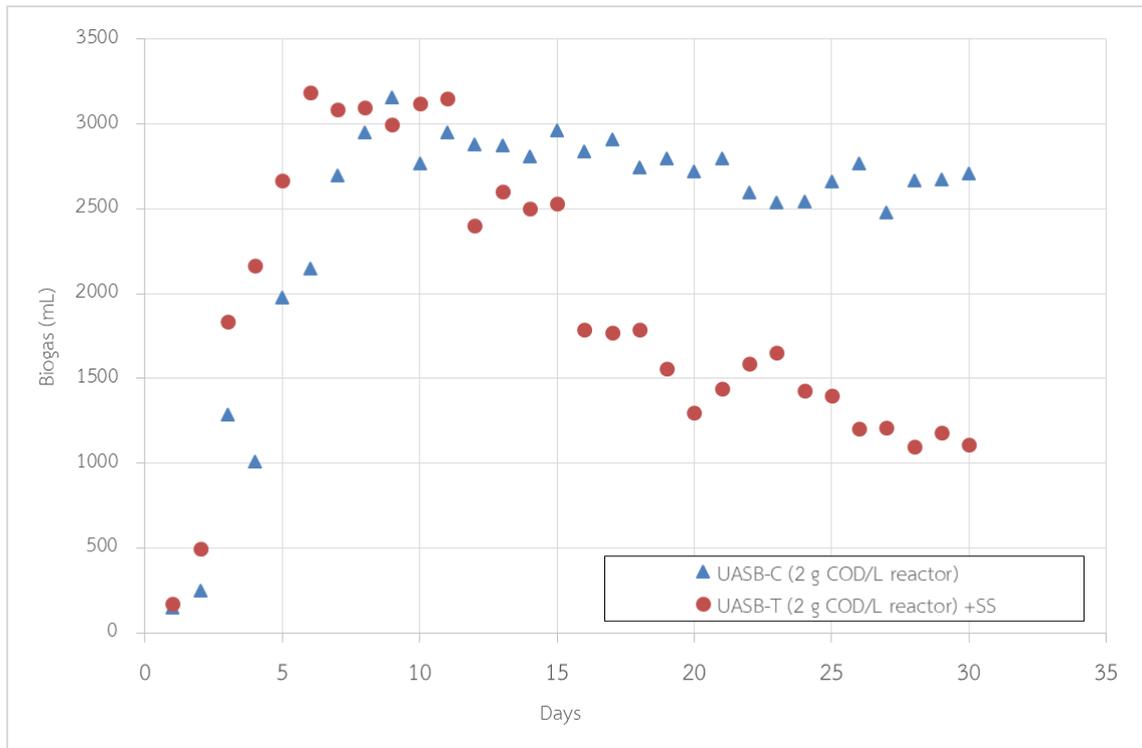
การศึกษาทำการป้อนน้ำเสียที่ OLR เท่ากับ  $2 \text{ gCOD/L}_{\text{reactor}}$  ทั้งถึง UASB-C และ UASB-T และการป้อนน้ำเสียในถัง UASB-T มีการเพิ่มสารแขวนลอยที่มีความเข้มข้นประมาณ 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ลงไปในน้ำเสียระหว่างการเดินระบบเป็นเวลา 30 วัน เพื่อทำการทดสอบผลของสารแขวนลอยที่มีต่อระบบและเชื้อจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบ พบว่าในช่วงแรกของการเดินระบบ UASB (10 วันแรก) ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอติและสารแขวนลอยได้ดีอยู่ในช่วงร้อยละ 80-95 และร้อยละ 85-97 ของทั้ง UASB-C และ UASB-T แสดงดังภาพที่ 4.10 หลังจากทำการเดินระบบต่อเนื่องพบว่าถึงทดสอบ UASB-T นั้น ประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอติ กับสารแขวนลอยมีการลดลงอย่างต่อเนื่องเมื่อเทียบกับถัง UASB-C ในช่วงท้ายของการเดินระบบ ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอติและสารแขวนลอยของ UASB-T ลดลงเหลือร้อยละ 34.3-36.3 และ 40-51 แสดงดังภาพที่ 4.10 ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากน้ำเสียที่ป้อนเข้าถัง UASB-T มีการเพิ่มปริมาณสารแขวนลอยในน้ำเสียทำให้ระบบเกิดการสะสมปริมาณตะกอนมากขึ้นในช่วงแรกของการเดินระบบ ประสิทธิภาพในการกำจัดสารแขวนลอยค่อนข้างดี แต่หลังจากเดินระบบนานมากขึ้น ปริมาณที่สะสมในระบบสูงขึ้นมากและทำให้ตะกอนเกิดการหลุดออกมาในน้ำเสียขาออกจากระบบทำให้ประสิทธิภาพของการกำจัดสารแขวนลอยต่ำลง (ร้อยละ 40-51) นอกจากนั้นปริมาณสารแขวนลอยที่สูงในน้ำเสียส่งผลให้เม็ดตะกอนเชื้อ UASB มีการแตกสลายสูงขึ้นและเชื้อหลุดออกมากับน้ำเสียขาออก (Washout) ซึ่งเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอติก็มีค่าต่ำลง สอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารแขวนลอยดังที่ได้กล่าวมาแล้ว Seni Karnchannowong และ Wacharo Phajee ได้ทำการศึกษาผลกระทบของการอัตราการไหลขึ้นต่อเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ EGSB ในปี ค.ศ. 2009 พบว่านอกจากอัตราการไหลขึ้นแล้วปริมาณสารแขวนลอยที่มากับน้ำเสียส่งผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และสารแขวนลอยในระบบดังกล่าว ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และสารแขวนลอยในระบบต่ำลง นอกจากนั้นยังส่งผลต่อการแตกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบอีกด้วย



ภาพที่ 4.10 แสดงประสิทธิภาพในการกำจัด SS ของระบบ UASB

#### 4.5.2 ผลของสารแขวนลอยต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ

ผลการศึกษาสารแขวนลอยต่อการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ UASB พบว่า ถัง UASB-T ที่มีการป้อนน้ำเสียที่มีสารแขวนลอยสูงนั้น (3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) ในช่วง 10 วันแรกของการเดินระบบ มีการผลิตปริมาณก๊าซชีวภาพในอัตราที่สูงกว่าของถัง UASB-C โดยมีอัตราการผลิตสูงกว่าตั้งแต่ร้อยละ 20 ถึงร้อยละ 100 หรือมีอัตราการผลิตเป็น 2 เท่าของถัง UASB-C ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เพิ่มมากขึ้นในสารแขวนลอยในน้ำเสียที่อยู่ใน UASB-T ทำให้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มสูงขึ้น แต่เมื่อทำการเดินระบบต่อเนื่องจะเห็นได้ว่าการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบมีการลดลงอย่างต่อเนื่อง ซึ่งมีความสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอติที่มีประสิทธิภาพลดลง (อธิบายไว้ในหัวข้อ 4.5.1) โดยอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อวันลดลงมากที่สุดเหลืออยู่ที่ 1,111 มิลลิตรต่อวัน คิดเป็นร้อยละที่ลดลงประมาณร้อยละ 59 เมื่อเทียบกับ UASB-C (แสดงดังภาพที่ 4.11) ที่เป็นเช่นนี้เนื่องมาจากปริมาณสารแขวนลอยที่อยู่ในน้ำเสียทำให้ระบบเกิดการสะสมตะกอนมากขึ้นและทำให้ตะกอนแตกตัวเป็นผลให้ตะกอนเชื้อในระบบหลุดออกนอกระบบส่งผลให้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพลดลง

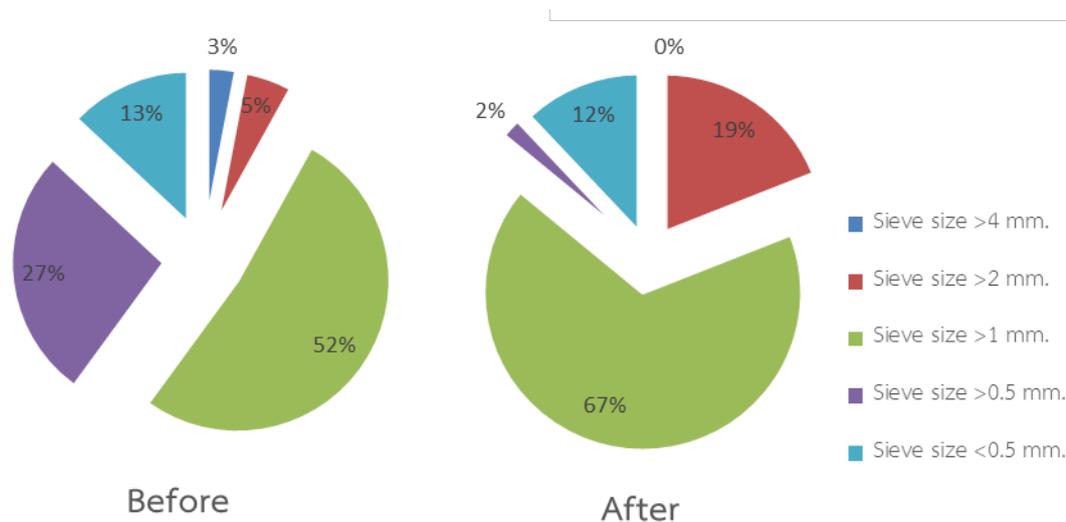


ภาพที่ 4.11 แสดงผลของสารแขวนลอยต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ

#### 4.5.3 ผลของสารแขวนลอยต่อตะกอนเชื้อในระบบ UASB

เมื่อทำการเดินระบบ UASB-T เป็นเวลา 30 วันได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบเม็ดตะกอน UASB ทั้งก่อนและหลังการเดินระบบเพื่อศึกษาผลของสารแขวนลอยต่อลักษณะตะกอนเชื้อในระบบ UASB พบว่า ขนาดเม็ดตะกอนมากกว่า 4 มิลลิเมตรไม่เหลืออยู่ในระบบ UASB-T หลังจากการเดินระบบเป็นเวลา 30 วัน นอกจากนั้นขนาดเม็ดตะกอนมากกว่า 2 มิลลิเมตรมีจำนวนเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 12 จากเดิมก่อนเดินระบบอยู่ที่ร้อยละ 5 ตะกอนขนาดมากกว่า 1 มิลลิเมตรมีจำนวนเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 67 จากเดิมก่อนการเดินระบบอยู่ที่ร้อยละ 52 ในขณะที่ตะกอนขนาดมากกว่า 0.5 และน้อยกว่า 0.5 มิลลิเมตรมีปริมาณลดลงคือร้อยละ 2 และ 12 จากเดิมก่อนเดินระบบอยู่ที่ร้อยละ 27 และ 13 ที่เป็นเช่นนี้ อาจเนื่องจากปริมาณสารแขวนลอยในน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบ UASB-T นั้นมีค่าสูง ซึ่งตะกอนเหล่านี้ อาจทำให้เกิดการสะสมในระบบทำให้ตะกอนเชื้อที่มีน้ำหนักน้อยกว่าถูกดันออกจากระบบไปกับน้ำเสีย ขาออกจากระบบ และในขณะเดียวกันสารแขวนลอยในน้ำเสียจะส่งผลทำให้ตะกอนเชื้อจุลินทรีย์ในระบบ เกิดการแตกตัวและหลุดออกไปกับน้ำเสียขาออก ทำให้ตะกอนเชื้อขนาดใหญ่หายไปจากระบบ (ตะกอนขนาดมากกว่า 4 มิลลิเมตร) ดังนั้น Seni Karnchannowong และ Wacharo Phajee ได้แนะนำ ในการเดินระบบ UASB ในน้ำเสียไม่ควรมีสารแขวนลอยในปริมาณสูง หรือ ควรกำจัดออกจากน้ำเสียก่อน

การป้อนเข้าระบบ ซึ่งจากการศึกษาในครั้งนี้มีความสอดคล้องกับงานวิจัยของ Seni Karnchannowong และ Wacharo Phajee แสดงดังภาพที่ 4.12



ภาพที่ 4.12 ขนาดเม็ดตะกอนของถัง UASB-T ก่อนและหลังการเดินระบบ 30 วัน

#### 4.6 ผลการวิเคราะห์ทางสถิติ

##### 4.6.1 การวิเคราะห์สถิติเปรียบเทียบที่ OLR ต่างๆ

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีที่มีการเพิ่มอัตราบรรทุกทุกภาระสารอินทรีย์ให้กับระบบ UASB เมื่อนำมาวิเคราะห์ทางสถิติด้วย โปรแกรม SPSS version 17.0 ทำการเปรียบเทียบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้การ Compare means ด้วย Paired simple test ผลการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 4.4

ตารางที่ 4.4 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ OLR 2  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  และ 4  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$

OLR	n	mean	S.D	t	df	p-value
2 $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$	15	84.566	5.777	3.493	14	.004
4 $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$	15	69.380	21.188			

จากตารางเมื่อมีการเพิ่มค่า OLR จาก 2  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  เป็น 4  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  พบว่าที่ OLR 2  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 84.56 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานเท่ากับ 5.77 ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ 4  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 69.38 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานเท่ากับ 21.18 เมื่อนำประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ 2  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  และ ที่ 4  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มาเปรียบเทียบพบว่า p-value เท่ากับ .004 แสดงว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ OLR 2  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  และประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ OLR 4  $\text{g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มีความแตกต่างกัน อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ .01

โดยประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มีประสิทธิภาพที่คงที่ในขณะที่  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มีประสิทธิภาพที่ต่ำลงจากที่ระบบไม่สามารถรับสารอินทรีย์ที่มากขึ้นได้

**ตารางที่ 4.5** การเปรียบเทียบ VFA/ALK ratio ที่ OLR  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  และ  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$

VFA/ALK	n	mean	S.D	t	df	p-value
$2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$	30	.389	.135	-3.554	29	.001
$4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$	30	.525	.272			

นอกจากนี้จากตารางที่ 4.5 แสดงให้เห็นว่าสถานะแวดล้อม VFA/ALK ที่  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ .389 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานเท่ากับ .135 ส่วนสถานะแวดล้อม VFA/ALK ที่  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ .525 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานเท่ากับ .272 เมื่อนำสถานะแวดล้อม VFA/ALK ที่  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  และ VFA/ALK ที่  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มาเปรียบเทียบกับพบว่า p-value เท่ากับ .001 แสดงว่า สถานะแวดล้อม VFA/ALK ที่  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  และสถานะแวดล้อม VFA/ALK ที่  $4 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  มีความแตกต่างกัน อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ .01 ซึ่งมีความสอดคล้องกับการเปรียบเทียบค่าทางสถิติในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดี

#### 4.6.2 การวิเคราะห์สถิติเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบ UASB ด้านต่างๆ จากการเติมสารแขวนลอยกับไม่เติมสารแขวนลอยในน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบ

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีและสารแขวนลอยที่มีการเพิ่มสารแขวนลอยน้ำเสียที่ป้อนให้กับระบบ UASB เมื่อนำมาวิเคราะห์ทางสถิติด้วย โปรแกรม SPSS version 17.0 ทำการเปรียบเทียบความแตกต่างทางสถิติโดยใช้การ Compare means ด้วย Paired simple test ผลการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 4.6 และ 4.7

**ตารางที่ 4.6** ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของการป้อนน้ำเสียที่เติมและไม่เติมสารแขวนลอย

$2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$	n	mean	S.D	t	df	p-value
No SS	15	84.566	5.771	3.928	14	.002
Add SS	15	67.066	21.689			

จากตารางที่การป้อนน้ำเสียเข้าระบบที่ OLR  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  ที่มีการเติมและไม่เติมสารแขวนลอยในน้ำเสียพบว่าในกรณีที่ไม่มีการเติม SS มีค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์เท่ากับ 84.566 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน 5.771 ส่วนในกรณีที่มีการเติม SS มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 67.066 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน 21.689 เมื่อนำประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีเกิดขึ้นในกรณีที่ไม่มีการเติม SS และ กรณีที่มีการเติม SS มาเปรียบเทียบกับพบว่า p-value เท่ากับ .002 แสดงว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในกรณีที่ไม่มีการเติม SS และในกรณีที่มีการเติม SS มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ .01

ตารางที่ 4.7 ประสิทธิภาพการกำจัดสารแขวนลอยของการป้อนน้ำเสียที่เติมและไม่เติมสารแขวนลอย

$2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$	n	mean	S.D	t	df	p-value
No SS	15	94.487	2.624	5.118	14	.000
Add SS	15	71.800	18.959			

จากตารางการป้อนน้ำเสียเข้าระบบที่ OLR  $2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$  ที่มีการเติมและไม่เติมสารแขวนลอยในน้ำเสียพบว่าในกรณีที่ไม่มีการเติม SS มีค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดสารแขวนลอยเท่ากับ 94.487 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน 2.624 ส่วนในกรณีที่มีการเติม SS มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 71.800 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน 18.959 เมื่อนำประสิทธิภาพในการกำจัดสารแขวนลอยที่เกิดขึ้นในกรณีที่ไม่มีการเติม SS และ กรณีที่มีการเติม SS มาเปรียบเทียบกับพบว่า p-value เท่ากับ .000 แสดงว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารแขวนลอยที่เกิดขึ้นในกรณีที่ไม่มีการเติม SS และในกรณีที่มีการเติม SS มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ .00

ตารางที่ 4.8 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพของการป้อนน้ำเสียที่เติมและไม่เติมสารแขวนลอย

$2 \text{ g}_{\text{COD}}/\text{L}_{\text{reactor}}$	n	mean	S.D	t	df	p-value
No SS	30	2444.500	764.621	3.426	29	.002
Add SS	30	1918.133	829.929			

จากตารางที่ 4.8 แสดงให้เห็นว่าปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในกรณีที่ไม่มีการเติม SS มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2444.50 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน 764.62 ส่วนปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในกรณีที่มีการเติม SS มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 69.38 ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน 829.92 เมื่อนำปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในกรณีที่ไม่มีการเติม SS และ กรณีที่มีการเติม SS มาเปรียบเทียบกับพบว่า p-value เท่ากับ .002 แสดงว่าปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในกรณีที่ไม่มีการเติม SS และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในกรณีที่มีการเติม SS มีความแตกต่างกัน อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ .01