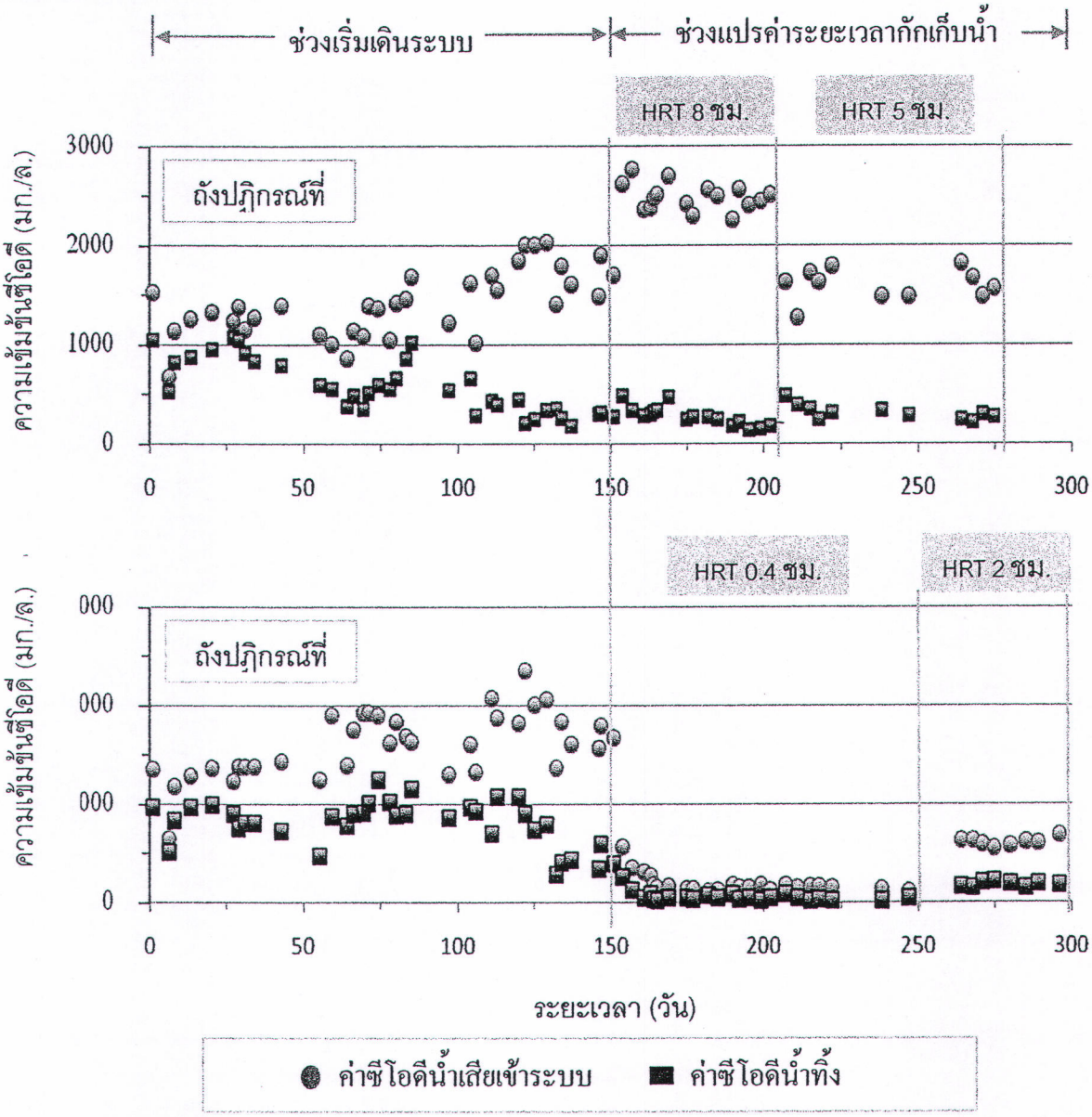
บทที่ 4

ผลการทดลองและการวิเคราะห์ผล

งานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วงคือ ช่วงเริ่มต้นการเดินระบบและช่วงเก็บผลจากการแปรค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียในการทดลอง เริ่มทำการทดลองด้วยถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่มีขนาดและปริมาตรเท่ากัน 2 ชุดโดยเริ่มเดินระบบพร้อมกัน ในช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบจะทำการป้อนน้ำเสียเข้าระบบอย่างต่อเนื่องเพื่อให้หัวเชื้อจุลินทรีย์ปรับตัวให้คุ้นชินกับน้ำเสียและเกิดการเจริญเติบโตเกาะเป็นชั้นฟิล์มของจุลินทรีย์รอบเม็ดยางก่อนที่จะพร้อมเข้าสู่ช่วงการทดลอง ซึ่งระยะเวลาที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบจนกระทั่งระบบมีแนวโน้มของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพคงที่ใช้เวลาทั้งสิ้น 150 วัน จากนั้นทำการเดินระบบต่อเนื่องเพื่อศึกษาถึงผลของระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยแปรค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 4 ค่าได้แก่ 8 5 2 และ 0.4 ชม. โดยถังปฏิกรณ์ที่ 1 เดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. และลดลงเป็น 5 ชม. ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 2 เดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม. และเพิ่มขึ้นเป็น 2 ชม.ตามลำดับ โดยระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 และ 5 ชม. เป็นค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่งานวิจัยส่วนใหญ่ใช้เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในแง่การกำจัดซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Sowmeyan และ Swaminathan, 2008 ; Haroun และ Idris, 2009) ส่วนระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 2 ชม. เป็นค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่มีงานวิจัยรายงานเพื่อใช้ศึกษาประสิทธิภาพการผลิตก๊าซไฮโดรเจนของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Liang และคณะ, 2007) ซึ่งงานวิจัยนี้ได้ทดลองนำตัวเลขดังกล่าวมาใช้ในการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด และสำหรับระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม. เป็นสภาวะการทดลองที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียในระบบเพื่อศึกษาถึงความเป็นไปได้ในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพในการเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียสั้นมาก

โดยภาพที่ 4.1 แสดงช่วงระยะเวลาทั้งหมดที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบและติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบและน้ำทิ้งตลอดระยะเวลาการทดลองของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าระยะเวลาที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบ (start up reriod) ของถังปฏิกรณ์ทั้งสองมีค่าเท่ากันคือเท่ากับ 150 วัน โดยถังปฏิกรณ์ที่ 1 ใช้ระยะเวลาใน

การเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 8 ชม. และ 5 ชม. เท่ากับ 55 และ 70 วัน ตามลำดับ ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 2 ใช้ระยะเวลาในการเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 0.4 ชม. และ 2 ชม. เท่ากับ 100 และ 40 วันตามลำดับ



ภาพที่ 4.1 ระยะเวลาเดินระบบการทดลองและติดตามการเปลี่ยนแปลงค่าซีโอดี ตลอดช่วงการทดลองของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2

4.1 การเริ่มต้นเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

เริ่มการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์โดยนำหัวเชื้อจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนจากระบบบำบัดน้ำเสียชนิดถังกรองไร้อากาศจากอาคารวิศวกรรมศาสตร์ 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เติมลงในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดทั้ง 2 ถัง ใส่ยางบดละเอียดเพื่อเป็นวัสดุตัวกลางประมาณ 50% โดยปริมาตร และเดินระบบโดยป้อนน้ำเสียต่อเนื่องด้วยการเพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์จาก 0.5 ถึง 5.0 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เข้าถังปฏิกรณ์ทั้งสองจนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว โดยสังเกตจากประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่คงที่ใช้ระยะเวลาทั้งสิ้นประมาณ 150 วัน โดยระยะเวลาดังกล่าวพบว่ามีค่าใกล้เคียงกับการเริ่มเดินระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนทั่วไปที่มีค่าในช่วง 60 – 120 วัน (Metcalf และ Eddy, 2003)

ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำในช่วงแรกแสดงให้เห็นว่าระบบยังมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ต่ำ โดยในการทดลองจะเน้นการวิเคราะห์ผลเพื่อดูแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเท่านั้น จึงไม่ได้ทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ อย่างครบถ้วน โดยในช่วงระยะเวลาประมาณ 100 วันหลังการเริ่มต้นเดินระบบพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมีค่าสูงขึ้นจนอยู่ในช่วงประมาณ 70% จากนั้นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะเข้าสู่สภาวะคงตัว จึงเริ่มทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ อย่างต่อเนื่องตั้งแต่วันที่ 100 จนถึงวันที่ 150 เพื่อเตรียมพร้อมระบบสำหรับการแปรค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียในการเข้าสู่ช่วงแปรค่าการทดลองต่อไป

ผลการทดลองในตารางที่ 4.1 แสดงค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและพารามิเตอร์อื่นๆ ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบของถังปฏิกรณ์ทั้งสองเมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว โดยพบว่าผลการวิเคราะห์มีค่าใกล้เคียงกัน แต่ถังปฏิกรณ์ที่ 1 จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 โดยมีค่าเท่ากับ 83.1 และ 70.8% ตามลำดับ

ตารางที่ 4.1 ค่าเฉลี่ยผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ

พารามิเตอร์	ผลการวิเคราะห์	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ค่าเฉลี่ย ± SD	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ค่าเฉลี่ย ± SD
ซีโอดีน้ำเข้า (มก./ล.) (n = 9)	1,775 ± 221	1,814 ± 279
ซีโอดีน้ำทิ้ง (มก./ล.) (n = 9)	293 ± 76.5	596 ± 297
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (%) (n = 9)	83.1 ± 5.1	70.8 ± 7.4
ปริมาณก๊าซชีวภาพ (ล./วัน) (n = 7)	7.21 ± 0.56	6.78 ± 0.43
เปอร์เซ็นต์มีเทน (n = 1)	48.5	46.3
ปริมาณกรดไขมันระเหย (มก./ล.) (n = 7)	142 ± 58.2	184 ± 61.3
สภาพด่างทั้งหมด (มก./ล.)(n = 7)	1,607 ± 436	1,320 ± 451
พีเอชน้ำเข้า (n = 10)	7.96 ± 0.12	7.96 ± 0.16
พีเอชน้ำทิ้ง (n = 10)	7.80 ± 0.16	7.77 ± 0.10
ค่าตะกอนแขวนลอย (มก./ล.) (n = 4)	60 ± 15.8	79 ± 33.0

4.2 การควบคุมระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์

ความหนาแน่นของเม็ดยางกับสภาวะฟลูอิดไดซ์

การควบคุมระบบฟลูอิดไดซ์เบดนั้นสิ่งที่ต้องคำนึงถึงคือการรักษาระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลา การเลือกใช้วัสดุตัวกลางจึงมีความสำคัญอย่างมากในด้านการใช้พลังงานของระบบ ในอดีตโดยทั่วไปวัสดุตัวกลางที่ใช้จะมีความหนาแน่นสูง จึงทำให้ต้องใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสียที่สูงเพื่อให้ชั้นตัวกลางขยายตัวและรักษาระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ทำให้ต้องสิ้นเปลืองพลังงานในการเดินระบบ ในงานวิจัยนี้จึงได้ทำการทดลองโดยเลือกใช้เม็ดยางซึ่งมีความหนาแน่นต่ำเพื่อเป็นวัสดุตัวกลาง และได้คำนวณค่าความหนาแน่น ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ ตลอดจนเปอร์เซ็นต์การขยายตัวของชั้นเม็ดยางโดยใช้สมการของ ERGUN (สมการที่ 2.19) เพื่อนำมาเปรียบเทียบกับวัสดุอื่นๆ เช่น ทราย kaolin biolite และ pozzolan ที่เคยมีการรายงานในเอกสารการวิจัยว่าใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Calderon และคณะ ;1996) โดยผลการคำนวณแสดงในตารางที่ 4.2 พบว่าเมื่อเปรียบเทียบกันระหว่างตัวกลาง 5 ชนิด เม็ดยางมีค่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ต่ำกว่าวัสดุตัวกลางอื่นๆ จึงน่าจะทำให้ระบบที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางจะใช้พลังงานในการฟลูอิดไดซ์ตัวกลางต่ำกว่าการใช้วัสดุอื่นๆ

ตารางที่ 4.2 การเปรียบเทียบค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ระหว่างวัสดุตัวกลางชนิดต่างๆ

	เม็ดยาง* (งานวิจัยนี้)	ทราย**	kaolin**	biolite**	pozzolan**
ความหนาแน่น (ก./ลบ.ซม.)	1.200	2.560	1.847	1.480	1.988
ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ม./ชม.)	5.47	20.02	9.50	9.24	9.36
เปอร์เซ็นต์การขยายตัวของชั้นตัวกลาง (%)	50	100	32	51	30

ที่มา : *ความหนาแน่นเท่ากับของ สถิตรัตน์ รอดอารี (2551) **Calderon และคณะ (1996)

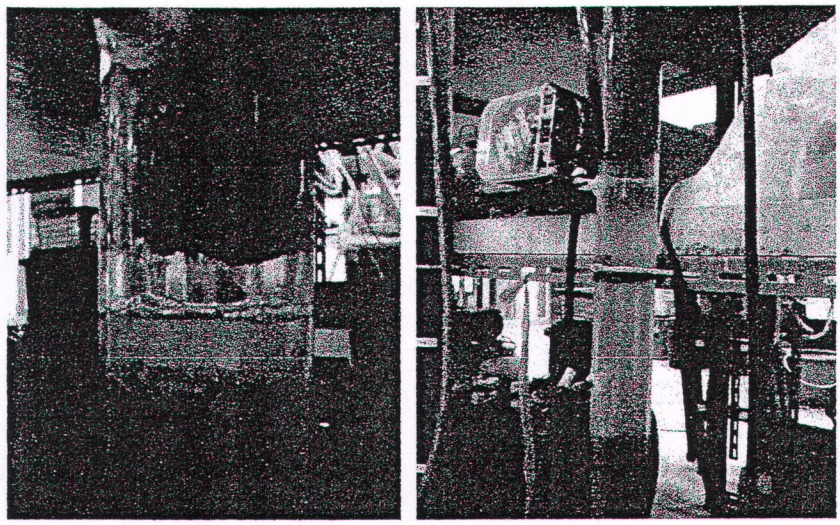
ผลจากการทดลองในช่วงเริ่มเดินระบบพบว่าเมื่อเดินระบบไปในระยะเวลาหนึ่งจุลินทรีย์ในหัวเชื้อเริ่มต้นที่เติมลงไปในระบบจะเจริญยึดติดกับเม็ดยางเป็นชั้นฟิล์มที่มีความหนามากขึ้นเรื่อยๆ เป็นผลทำให้เม็ดยางที่ใช้เป็นตัวกลางในระบบมีความหนาแน่นลดลง โดยเมื่อนำไปวัดความหนาแน่นโดยวิธีการแทนที่น้ำ ความหนาแน่นของเม็ดยางรวมกับชั้นฟิล์มจุลินทรีย์มีค่าเท่ากับ 1.052 ก./ลบ.ซม. ซึ่งมีความหนาแน่นน้อยกว่าเม็ดยางเปล่าที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบที่มีค่าเท่ากับ 1.2 ก./ลบ.ซม. ผลจากการที่เม็ดยางมีความหนาแน่นต่ำลงจึงทำให้สามารถใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำที่ต่ำกว่าช่วงแรกในการเดินระบบได้ โดยจากการคำนวณอัตราการขยายตัวของชั้นวัสดุตัวกลาง 1.5 เท่า พบว่าจะต้องใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสีย 10 ล./ชม. หรือเท่ากับความเร็วไหลขึ้น 5.47 ม./ชม. แต่จากการทดลองเดินระบบจริงที่อัตราการขยายตัวของชั้นตัวกลาง 1.5 เท่า พบว่าสามารถใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสียเพียง 8 ล./ชม. หรือเท่ากับความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. จึงทำให้มีความน่าสนใจในการนำเม็ดยางมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟลูอิดไดซ์เบด เนื่องจากเม็ดยางมีความหนาแน่นที่ต่ำทำให้ง่ายต่อการสร้างสภาวะฟลูอิดไดซ์และไม่สิ้นเปลืองพลังงานในการควบคุมให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลา

การควบคุมระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์และปัญหาในช่วงเริ่มเดินระบบ

ในช่วงการเริ่มต้นเดินระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด ปัจจัยที่มีความสำคัญอย่างยิ่งก็คือการควบคุมอัตราการหมุนเวียนน้ำเสียเพื่อให้ชั้นวัสดุตัวกลางมีการขยายตัว 1.5 เท่า (เสฏฐา ศาสนนันทน์, 2538) โดยในช่วงเริ่มต้นเดินระบบพบว่าการใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสียที่สูงในช่วงสัปดาห์แรกจะช่วยคัดแยกให้เม็ดยางที่มีขนาดเล็กมากๆ หลุดออกจากระบบพร้อมน้ำทิ้ง จากนั้นเมื่อเวลาผ่านไปเข้าสู่วันที่ 30 จึงไม่พบการหลุดของเม็ดยางออกจากระบบ และเมื่อเดินระบบต่อเนื่องจนเข้าสู่วันที่ 90 พบว่าบริเวณรอบเม็ดยางจะมีจุลินทรีย์ยึดเกาะอยู่ในปริมาณมาก ส่งผลให้วัสดุตัวกลางบริเวณด้านล่างของถังปฏิกรณ์เกิดการเกาะตัวกันแน่นจนอุดตัน ทำให้น้ำเสียและก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นดันชั้นตัวกลางขยับลอยขึ้นมาทั้งหมด (ดังภาพที่ 4.2) โดยคาดว่าสาเหตุน่าจะเกิดจากความผิดพลาดในการเลือกใช้ขนาดประสิทธิผลซึ่งเป็นขนาดเฉลี่ยของเม็ดยางในการคำนวณอัตราหมุนเวียนน้ำเสีย ทำให้มีเม็ดยางขนาดใหญ่และเล็กปะปนกันอยู่ ส่งผลให้อัตราการขยายตัวและความเร็วในการฟลูอิดไดซ์มีค่าต่ำไป เม็ดยางที่มีขนาดโหญ่กว่าขนาดเฉลี่ยจึงไม่เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์และจมอยู่ที่ก้นถังปฏิกรณ์ เมื่อมีจุลินทรีย์มาเกาะติดที่ผิวเม็ดยางในปริมาณที่มากขึ้นและสร้างชั้นฟิล์มระหว่างเม็ดยางจนเกิดการตัน น้ำเสียและก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นไม่สามารถไหลผ่านไปได้ โดยการอุดตันในช่วงแรกเป็นการอุดตันเพียงบางส่วน นั่นคือน้ำเสียและก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะสามารถไหลผ่านไปได้แบบลัดระบบ (Short Circuit) ทำให้น้ำเสียไหลผ่านไม่ทั่วชั้นเม็ดยาง ส่งผลให้มีระยะเวลากักเก็บน้ำเสียในระบบสั้น ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพที่ทำการวิเคราะห์บางช่วงมีค่าต่ำ จนในที่สุดจะเกิดการตันทั้งพื้นที่หน้าตัด น้ำเสียและก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นไม่สามารถผ่านชั้นตัวกลางได้แล้วจึงดันชั้นตัวกลางให้ลอยขึ้น โดยหากไม่ทำการแก้ไขชั้นวัสดุตัวกลางจะลอยสูงขึ้นไปเรื่อยๆ จนหลุดออกจากระบบ ผู้วิจัยจึงต้องหาทางแก้ไขโดยการเคาะด้านข้างถังปฏิกรณ์เพื่อให้ชั้นตัวกลางเกิดการสะเทือนหรือนำไม้ยาวๆ แยงเข้าไปในถังปฏิกรณ์ เพื่อให้ชั้นตัวกลางแยกตัวและหลุดออกจากกัน ซึ่งปัญหาที่เกิดขึ้นหากทำการแก้ไขไม่ทันจะส่งผลให้เม็ดยางไหลหลุดออกจากระบบ และบางส่วนอาจวนกลับเข้ามาทางสายยางหมุนเวียนน้ำเสีย และอาจมีผลทำให้ปั๊มหมุนเวียนน้ำเสียตัน เป็นผลให้อัตราการหมุนเวียนน้ำเสียลดลง นอกจากนี้เม็ดยางด้านล่างจะไหลย้อนลงมาตันที่ก็อกหมุนเวียนน้ำเสีย และเมื่อปั๊มหมุนเวียนน้ำเสียทำงานจะทำให้เกิดแรงดันในท่อสายยางทำให้สายยางหลุดออกจากวาล์วหรือสายยางแตก เกิดความเสียหายต่อระบบ โดยหลังจากทำการแก้ไขการอุดตันของชั้นตัวกลางที่เกิดขึ้นแล้ว เมื่อเดินระบบต่อเนื่องไปเป็นระยะเวลาหนึ่งก็จะเกิดการเกาะตัวกันและดันชั้นตัวกลางซ้ำขึ้นมาอีก

ดังนั้นหลังจากเริ่มเดินระบบจนเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว จึงเลือกทำการแก้ไขปัญหาดังกล่าว เพื่อลดการอุดตันของชั้นตัวกลางที่เกิดขึ้น โดยการเพิ่มอัตราการขยายตัวของชั้นตัวกลางสูงขึ้นเพื่อเพิ่มความเร็วไหลขึ้นให้วัสดุตัวกลางขนาดใหญ่ด้านล่างเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ และทำให้ชั้นตัวกลางมีความพรุนเพิ่มขึ้น ส่งผลให้น้ำเสียและก๊าซชีวภาพสามารถผ่านได้ โดยในการทดลองได้ทำการเพิ่มอัตราการขยายตัวของชั้นวัสดุตัวกลางจาก 1.5 เป็น 2.0 เท่า ด้วยวิธีการลดปริมาณเม็ดยางในระบบส่วนหนึ่งและเพิ่มอัตราการหมุนเวียนน้ำเสียเพื่อให้ระบบมีปริมาตรเท่าเดิม โดยอัตราการหมุนเวียนน้ำเสียจะเพิ่มขึ้นจาก 10 ล./ชม. เป็น 13 ล./ชม. โดยสภาวะดังกล่าวจะนำไปใช้กับช่วงเริ่มเดินระบบจนมีสภาวะคงตัวและใช้กับชุดการทดลองที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 5 และ 2 ชม.ตามลำดับ ซึ่งภายหลังการเพิ่มอัตราการขยายตัวของชั้นตัวกลางแล้ว พบว่าจะไม่เกิดการอุดตันของชั้นตัวกลางอีก โดยระบบเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ได้ดี ซึ่งเมื่อเพิ่มการฟลูอิดไดซ์แล้วจะสังเกตเห็นการแบ่งโซนของขนาดเม็ดยางได้อย่างชัดเจน โดยเม็ดยางขนาดใหญ่จะอยู่บริเวณด้านล่างส่วนเม็ดยางขนาดเล็กจะลอยไปอยู่บริเวณด้านบน ดังภาพที่ 4.3

สำหรับถังปฏิกรณ์ที่ 2 ในช่วงแรกที่ทำการเดินระบบแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสีย ไม่ได้ทำการปรับอัตราส่วนการขยายตัวของชั้นวัสดุตัวกลางเป็น 2 เท่าเช่นเดียวกับการทดลองที่เวลากักเก็บน้ำเสียอื่นๆ เนื่องจากหากดำเนินการดังกล่าวจะทำให้ต้องเตรียมน้ำเสียเพื่อป้อนเข้าสู่ระบบในปริมาณสูงถึงวันละ 312 ลิตร ผู้วิจัยจึงเลือกที่จะทำการเดินระบบด้วยปริมาณน้ำเสียที่สามารถเตรียมได้คือ 130 ล./วัน ซึ่งอัตราการป้อนน้ำเสียดังกล่าวจะทำให้ชุดการทดลองมีอัตราการขยายตัวของชั้นวัสดุตัวกลางเท่ากับ 1.4 เท่า และระบบมีระยะเวลากักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 0.40 ชม. ซึ่งมีค่าที่ต่ำและใกล้เคียงตามที่คำนวณไว้ ซึ่งสามารถใช้เป็นตัวแทนสภาวะการเดินระบบแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ต่ำมากๆ ได้ แต่เนื่องจากการที่เม็ดยางมีอัตราการขยายตัวที่ต่ำจะส่งผลให้เกิดการตันของชั้นวัสดุตัวกลางและเกิดน้ำเสียไหลลัดระบบเหมือนช่วงการเริ่มเดินระบบ จึงต้องคอยสังเกตการอุดตันที่เกิดขึ้นและคอยแก้ไขปัญหาอย่างต่อเนื่องเสมอ



ภาพที่ 4.2 การอุดตันและลอยตัวของชั้นตัวกลางในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด

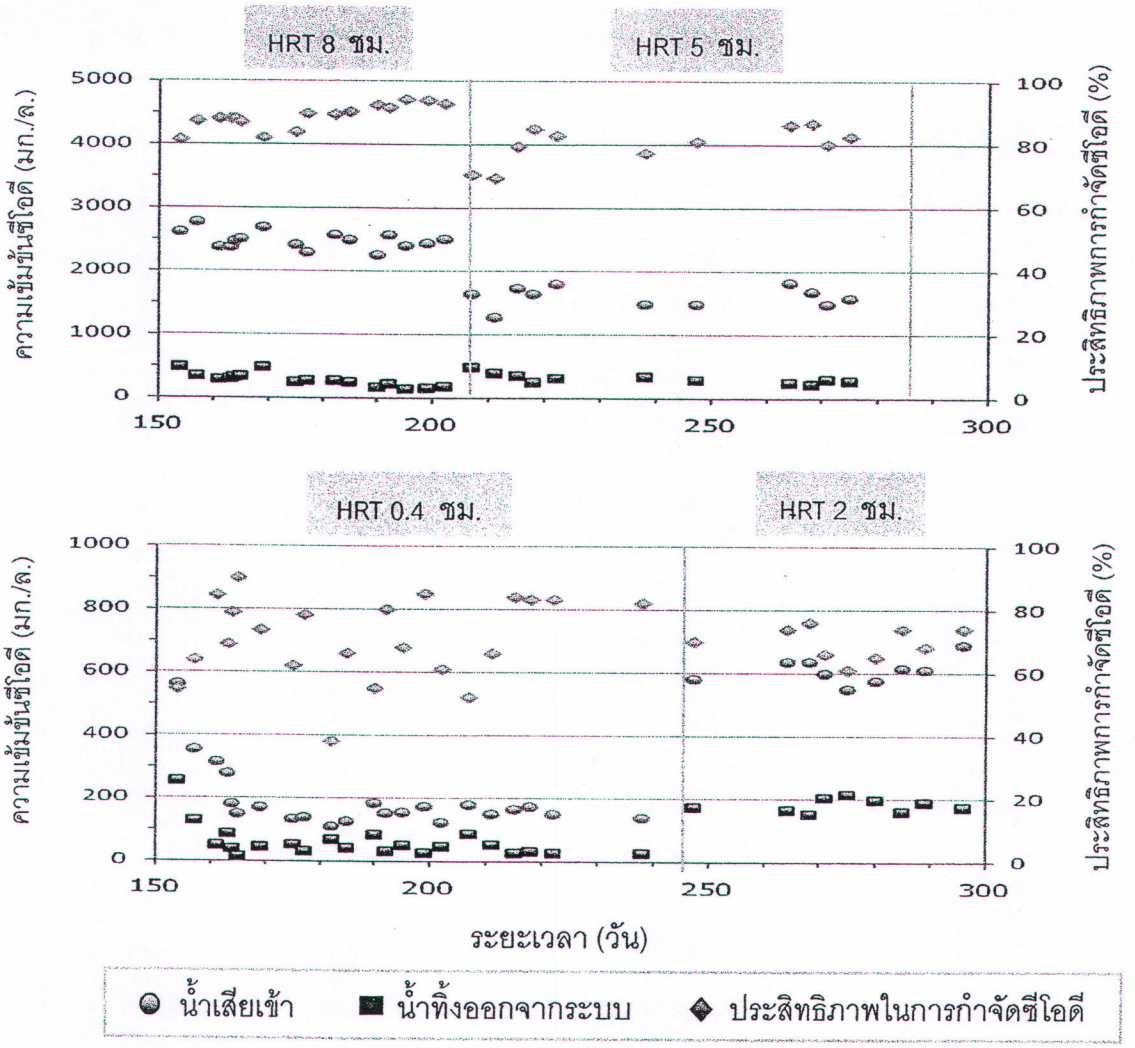
ภาพที่ 4.3 การคัดแยกขนาดของวัสดุตัวกลางตามชั้นความสูงในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด

4.3. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพ

ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดซีโอดี

ภายหลังการเริ่มเดินระบบและถังปฏิกรณ์เข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว ทำการเดินระบบต่อเนื่องด้วยการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดภายใต้สภาวะที่มีการแปรค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างกัน โดยถังปฏิกรณ์ที่ 1 จะควบคุมให้มีระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. และลดลงเป็น 5 ชม. ภายหลังระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว โดยสังเกตจากประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพคงที่ ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 2 จะเริ่มจากการเดินระบบในสภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายในที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม. และตามด้วยการเพิ่มระยะเวลากักเก็บน้ำเสียเป็น 2 ชม. ตามลำดับ ผลการทดลองดังภาพที่ 4.4 แสดงให้เห็นการเปลี่ยนแปลงค่าซีโอดีระหว่าง

น้ำเสียเข้าระบบและน้ำทิ้งภายหลังการบำบัดที่ออกจากถังปฏิกรณ์เมื่อทำการแปรค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดแตกต่างกัน



ภาพที่ 4.4 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ

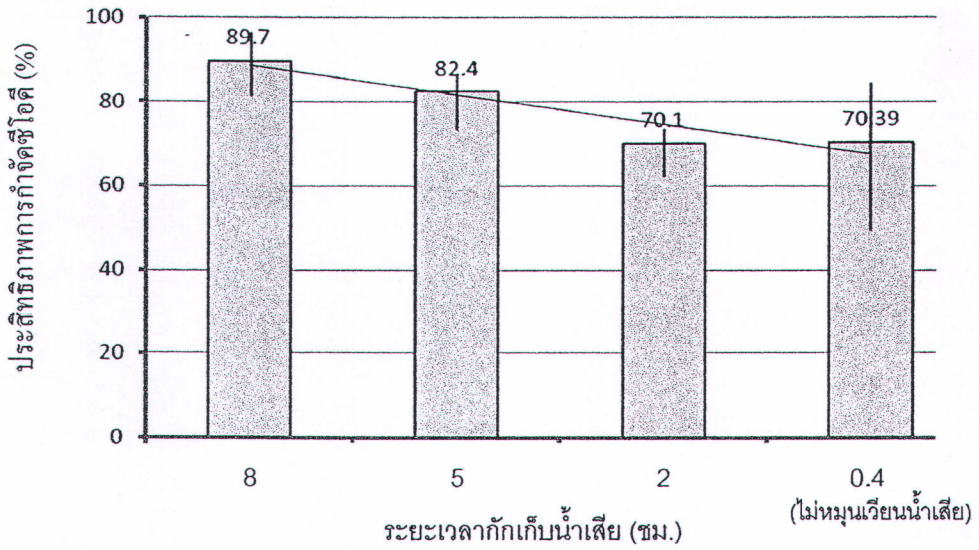
จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าในแต่ละช่วงระยะเวลากักเก็บน้ำเสียจะใช้เวลาในการเข้าสู่สภาวะคงตัวที่แตกต่างกัน โดยระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. จะใช้เวลาในการทดลองสั้นที่สุดคือประมาณ 50 วัน ส่วนที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 5 และ 2 ชม. จะใช้เวลาทดลองเดินระบบใกล้เคียงกันคือประมาณ 75 และ 60 วัน แตกต่างจากการทดลองเดินระบบแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียซึ่งจะใช้ระยะเวลาทดลองนานที่สุดเท่ากับ 90 วัน เนื่องจากสภาวะดังกล่าวเป็นการเดินระบบภายใต้ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่สั้นมากเพียง 0.4 ชม. ทำให้น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีโอกาสที่จะสัมผัสกับจุลินทรีย์ที่เจริญอยู่บนผิวตัวกลางในเวลาสั้น การกำจัดซีโอดีภายในระบบเกิดขึ้นได้ยังไม่สมบูรณ์น้ำเสียก็ถูกบังคับให้ไหลออกนอกถังปฏิกรณ์ ผลการทดลองจึงพบความแปรปรวนในแง่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีค่อนข้างสูง นอกจากนี้ยังมีปัญหาการไหลลัดวงจร

เกิดขึ้นบ่อยจึงต้องทำการเดินระบบเป็นเวลานานเพื่อให้ได้ผลการทดลองที่เพียงพอที่จะให้อธิบายผลของการเดินระบบได้

ตารางที่ 4.3 และภาพที่ 4.5 แสดงผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่แปรค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียในระบบแตกต่างกัน โดยผลการทดลองแสดงให้เห็นความสัมพันธ์ของระยะเวลากักเก็บน้ำเสียกับประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีได้อย่างชัดเจนโดย เมื่อระยะเวลากักเก็บน้ำเสียมีค่าต่ำลงจะส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลงด้วย โดยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจากการลดค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียจาก 8 เป็น 5 ชม.มีค่าลดลงจาก 89.7 เป็น 82.4% ซึ่งถือว่ายังมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ใกล้เคียงกัน แต่เมื่อลดค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียให้ต่ำลงเป็น 2 และ0.4 ชม. (ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสีย) พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีลดลงเป็น 70.1 และ 70.4 % ตามลำดับ ซึ่งผลการทดลองแสดงถึงประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในช่วงค่าที่ยังยอมรับได้ ดังนั้นจึงอาจกล่าวได้ว่าการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ต่ำมากในสภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายในระบบจะยังสามารถกำจัดซีโอดีได้ดี หากมีการควบคุมสภาวะต่างๆ ในการเดินระบบให้เหมาะสม

ตารางที่ 4.3 ค่าเฉลี่ยซีโอดีเข้าและออกจากระบบและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

	ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย (ชม.)			
	8 ค่าเฉลี่ย ± SD (n = 11)	5 ค่าเฉลี่ย ± SD (n = 7)	2 ค่าเฉลี่ย ± SD (n = 8)	0.4 (ไม่หมุนเวียนน้ำ) ค่าเฉลี่ย ± SD (n = 8)
ซีโอดีน้ำเข้า (มก./ลิตร)	2,471.8 ± 126.2	1,600.6 ± 160.9	615.8 ± 39.6	151.3 ± 21.6
ซีโอดีน้ำทิ้ง (มก./ลิตร)	246.0 ± 97.3	313.5 ± 77.7	180.4 ± 22.1	43.3 ± 19.7
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (%)	89.7 ± 4.0	82.4 ± 3.2	70.1 ± 5.2	70.4 ± 13.7



ภาพที่ 4.5 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบที่เวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. ซึ่งเป็นเวลากักเก็บน้ำเสียต่ำที่สุดที่มีการทำวิจัยในแง่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดกับผลงานวิจัยของ Metcalf และ Eddy (2003) ที่ใช้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ ซึ่งเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 12 ชม. และควบคุมอัตราภาระสารอินทรีย์ที่ 10 กก.-ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่ามีค่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกัน คือมีค่าเท่ากับ 89.7±4.0% และ 95% ตามลำดับ นั่นคืองานวิจัยนี้ทำการทดลองที่อัตราภาระสารอินทรีย์ใกล้เคียงกันแต่เดินระบบที่เวลากักเก็บน้ำเสียที่สั้นกว่า โดยได้ผลในการกำจัดซีโอดีที่ไม่ต่างกัน และเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Balaguer และคณะ (1992) ซึ่งศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตเหล้าองุ่นด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่อัตราภาระสารอินทรีย์ใกล้เคียงกับงานวิจัยนี้ คือ 9 กก.-ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และมีระยะเวลากักเก็บน้ำเสียในระบบ 12 ชม.มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 70.5% จะเห็นได้ว่างานวิจัยนี้ใช้ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่สั้นกว่าคือที่ 8 ชม. แต่มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สูงกว่า นอกจากนี้เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Borja และคณะ (2001) ที่ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตโปรตีนจากเมล็ดทานตะวัน ภายใต้สภาวะการควบคุมระบบที่อัตราภาระสารอินทรีย์เท่ากับ 9.3 กก.-ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่างานวิจัยดังกล่าวมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 80% เมื่อทำการเดินระบบที่ ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียนานถึง 1.1 วัน หรือประมาณ 26.4 ชม. ขณะที่งานวิจัยนี้ใช้ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียเพียง 8 ชม. ส่วนงานวิจัยของ Borja และ Bank (1995) ทำการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตไอศกรีมที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียเท่ากับงานวิจัยนี้คือ 8 ชม. โดยควบคุมอุณหภูมิที่ 35°ซ อัตราภาระสารอินทรีย์ที่ 15.6 กก.-ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีถึง 94.4% ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สูง

เนื่องจากได้ควบคุมระบบให้อยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับจุลินทรีย์กลุ่มเมโซฟิลิกคือที่ 35°ซ ตามสมการของ Henze และ Harremoes (1983) ส่วนงานวิจัยนี้ดำเนินการทดลองที่อุณหภูมิห้องซึ่งเฉลี่ยแล้วจะมีอุณหภูมิที่ต่ำกว่าสภาวะที่เหมาะสมดังกล่าว แต่หากสามารถควบคุมอุณหภูมิให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมได้ ระบบก็น่าจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและสามารถรับอัตราภาระสารอินทรีย์ที่สูงได้ใกล้เคียงกัน ส่วนการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีกับงานวิจัยอื่นที่มีสภาวะใกล้เคียงกันและกับระบบบำบัดน้ำเสียชนิดไร้อากาศอื่นๆ ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ใกล้เคียงกัน เช่น ระบบยูเอเอสบี และระบบถังกรองชีวภาพ พบว่าการเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางภายใต้ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. ในงานวิจัยนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ใกล้เคียงกันแต่ใช้ระยะเวลาในระบบสั้นกว่า (Aivasidis และ Diamantis , 2007)

ส่วนที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 5 ชม. ซึ่งเป็นตัวแทนระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ต่ำที่สุดที่เคยมีงานวิจัยรายงานไว้ในการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเพื่อติดตามประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและปริมาณก๊าซชีวภาพ พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการลดซีโอดีเท่ากับ 82.4 ± 3.2% ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับการเดินระบบที่ 8 ชม. และสำหรับระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 2 ชม. ซึ่งงานวิจัยส่วนใหญ่จะเน้นไปทางการวิจัยในการผลิตก๊าซไฮโดรเจน (Liang และคณะ, 2007) โดยเมื่อทำการเพิ่มกำลังบัฟเฟอร์โดยการเติมด่าง (ในรูปของโซเดียมไบคาร์บอเนต) ในน้ำเสียเข้าระบบเพื่อควบคุมให้พีเอชของระบบอยู่ในช่วงที่ไม่กระทบกับการทำงานกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน พบว่าระบบจะสามารถกำจัดซีโอดีได้เป็นที่น่าพอใจ โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 70.1 ± 5.2% ซึ่งถือว่ายังมีประสิทธิภาพในการบำบัดที่สูงและสามารถตรวจวัดเปอร์เซ็นต์การเกิดก๊าซมีเทนได้สูงเมื่อเทียบกับระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่มีค่าต่ำ

และสำหรับการเดินระบบภายใต้สภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสีย โดยการป้อนน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์ในอัตราที่สูงเพื่อให้วัสดุตัวกลางเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ พบว่าจะมีระยะเวลากักเก็บน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ 0.4 ชม. โดยระบบยังสามารถกำจัดซีโอดีได้สูง มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเท่ากับ 70.39 ± 13.7% ซึ่งเมื่อพิจารณาจากค่าซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบที่ต่ำคือประมาณ 151.3 ± 21.6 มก./ล. และค่าซีโอดีของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วประมาณ 43.3 ± 19.7 มก./ล. ซึ่งใกล้เคียงกับค่าซีโอดีต่ำสุดที่สามารถบำบัดได้จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแล้ว จะเห็นได้ว่าแม้น้ำเสียเข้าระบบจะมีซีโอดีที่ต่ำและระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่สั้นมากจนระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศส่วนใหญ่ไม่สามารถที่จะกำจัดซีโอดีได้แล้ว แต่ด้วยข้อดีของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดคือ มีวัสดุตัวกลางเพื่อเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ในระบบ และยังมีการหมุนเวียนน้ำเสียที่สูงเพื่อทำให้ชั้นวัสดุตัวกลางเกิดการขยายตัวจนอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ ทำให้ชั้นตัวกลางเกิดความพรุน น้ำเสียสามารถกระจายสัมผัสจุลินทรีย์ได้ทั่วถังปฏิกรณ์ ส่งผลให้ระบบ

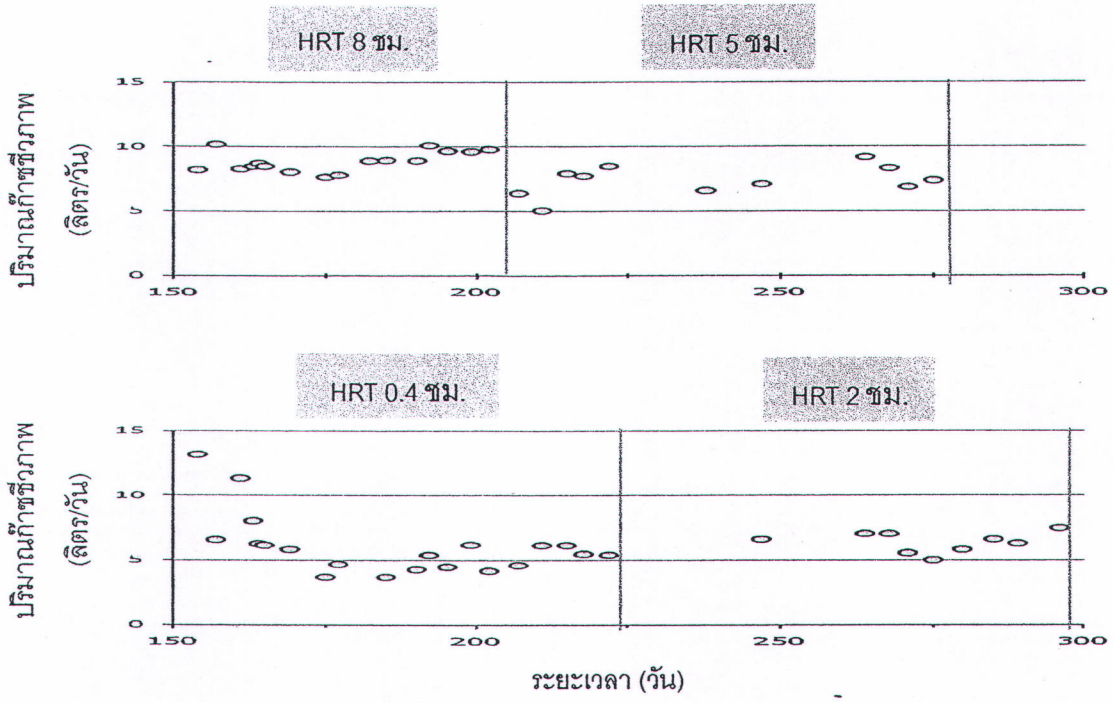
สามารถรักษาความเข้มข้นของมวลชีวภาพในระบบไว้ได้ดี ระบบจึงยังคงสามารถกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ต่ำได้ อย่างไรก็ตามสภาวะการเดินระบบโดยไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียอาจส่งผลให้เกิดความแปรปรวนของประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้ โดยคาดว่าน่าจะมาจากลักษณะสมบัติที่ไม่คงตัวของน้ำเสียหรือเกิดการไหลลัดวงจรของน้ำเสียในระบบ เนื่องจากการเดินระบบโดยไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียที่อัตราการป้อนน้ำเสียเข้าระบบในอัตรา 130 ลิตรต่อวัน จะทำให้ชั้นวัสดุตัวกลางมีอัตราการขยายตัวเพียง 1.4 เท่า ซึ่งไม่เพียงพอที่จะทำให้เม็ดยางขนาดใหญ่ด้านล่างถังปฏิกรณ์เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ได้ เม็ดยางขนาดใหญ่จึงอาจเกิดการเกาะตัวกันแน่นทำให้น้ำเสียและก๊าซที่เกิดขึ้นไม่สามารถไหลผ่านไปได้โดยน้ำเสียบางส่วนอาจไหลลัดผ่านทำให้ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียของระบบมีค่าสั้นลง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีขณะนั้นจึงมีค่าต่ำ

อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการตรวจสอบประสิทธิภาพของระบบโดยอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเฉลี่ยตลอดการทดลองแสดงตารางที่ 4.4 และภาพที่ 4.6

ตารางที่ 4.4 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพเฉลี่ยและก๊าซมีเทนในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเมื่อเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียค่าต่างๆ

ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย (ชม.)	ปริมาณก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน) ค่าเฉลี่ย ± SD	ปริมาณก๊าซชีวภาพตามทฤษฎี (ลิตร/วัน)	เปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทน
8	8.91 ± 0.43 (n = 10)	17.6	53.2
5	7.73 ± 0.89 (n = 9)	16.3	52.0
2	6.40 ± 0.86 (n = 9)	13.7	50.4
0.4	5.34 ± 0.79 (n = 9)	10.6	50.9



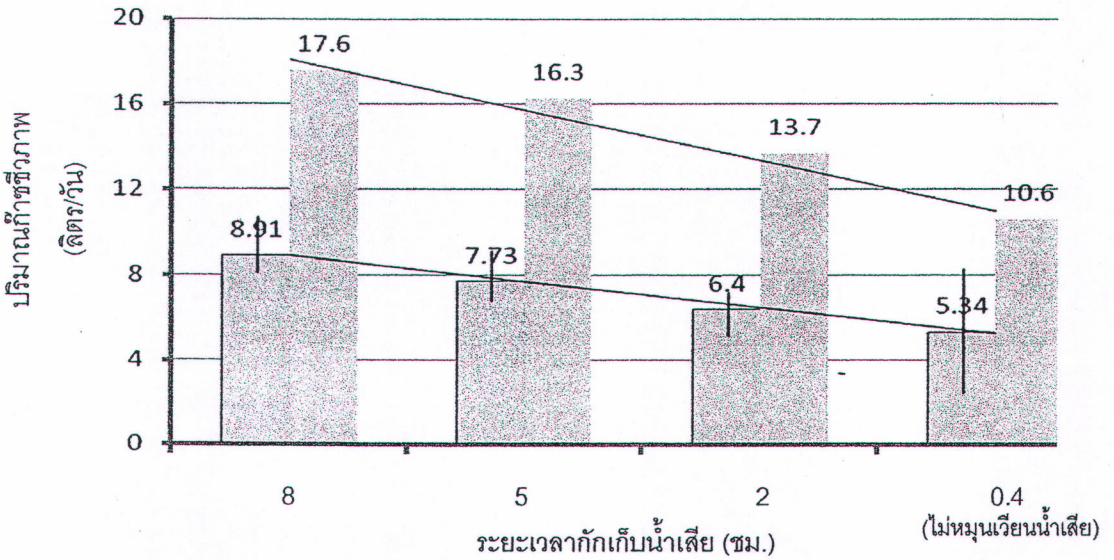
ภาพที่ 4.6 ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ

ตารางที่ 4.4 และภาพที่ 4.6 แสดงปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียค่าต่างๆ โดยระบบมีปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นค่อนข้างสูงและมีแนวโน้มเปลี่ยนแปลงตามประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี นั่นคือปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพจะมีค่าลดลงตามระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่สั้นลง โดยมีค่าเท่ากับ 8.91 7.73 6.40 และ 5.34 ล./วัน ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 8 5 2 และ 0.4 ชม. ตามลำดับ โดยปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นนั้นมีค่าน้อยกว่าปริมาณที่ควรจะเกิดขึ้นตามทฤษฎี (สมการที่ 4.1) ทั้งนี้ส่วนหนึ่งอาจมีสาเหตุมาจากความผิดพลาดในการเก็บและวิเคราะห์ปริมาณก๊าซของอุปกรณ์เช่น อาจมีการละลายกลับของก๊าซบางส่วนภายในอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ การเกิดรอยรั่วบริเวณส่วนเก็บก๊าซด้านบนของถังปฏิกรณ์ หรืออาจเกิดจากจากการย่อยสลายที่ไม่สมบูรณ์ของน้ำตาลทรายในระบบ

$$C_{12}H_{22}O_{11} + 0.48H_2O + 0.13HCO_3^- + 0.13NH_4^+ \rightarrow 0.13C_5H_7O_2N + 5.813CO_2 + 5.688CH_4 \quad (4.1)$$

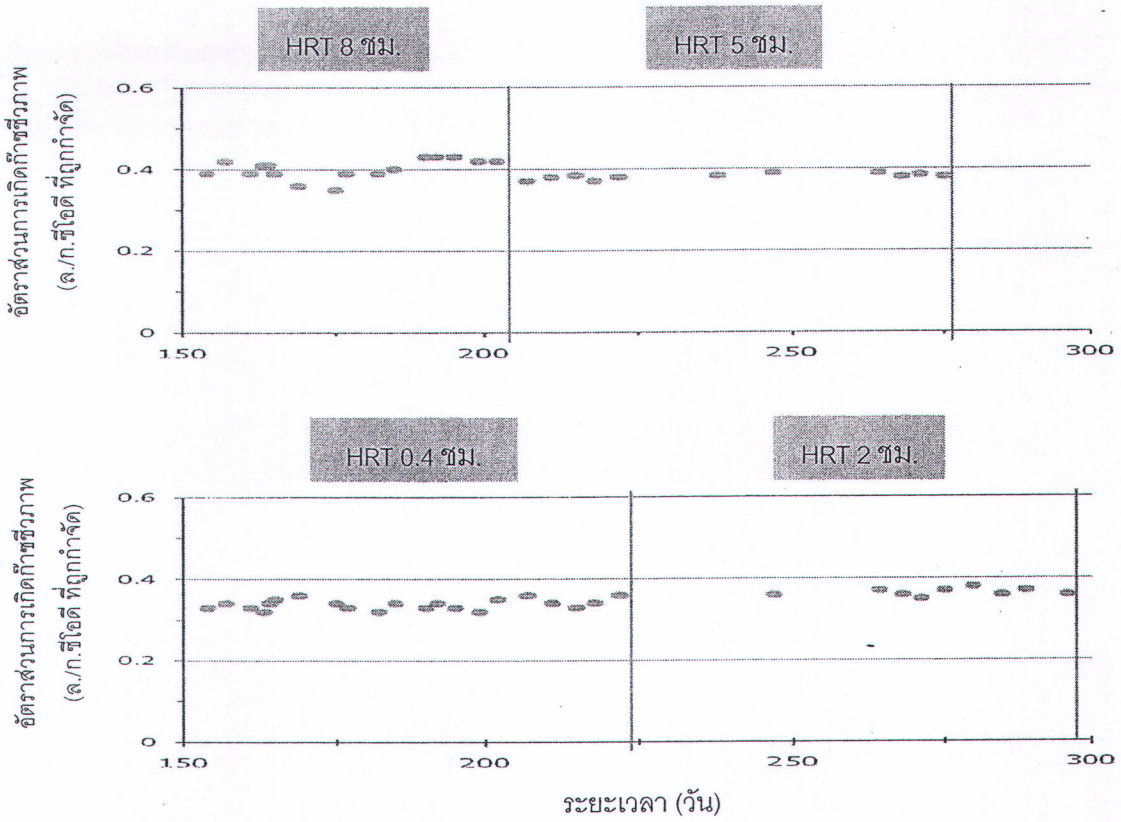
แต่เมื่อเปรียบเทียบก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงกับทฤษฎีที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ ตามภาพที่ 4.7 จะพบว่าปริมาณของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีแนวโน้มสัมพันธ์กับปริมาณตามทฤษฎี ส่วนเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ มีค่าใกล้เคียงกันคือ 53.2 52.0 50.4 และ 50.9% ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. ตามลำดับ ซึ่งเปอร์เซนต์ของก๊าซมีเทนที่สูงใกล้เคียงกับตามทฤษฎีของ Metcalf และ Eddy (2003) แสดงให้เห็นว่าระบบมีกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ค่อนข้างสมบูรณ์ ส่วนในวันที่ 169 และ175 ของการทดลองที่

ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. พบว่าปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่วัดได้มีค่าต่ำไม่สอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี สาเหตุมาจากกระบวนการเก็บตัวอย่างก๊าซชีวภาพเพื่อนำไปวิเคราะห์เปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทน เป็นผลทำให้เกิดการรั่วที่สายส่งก๊าซ ทำให้ปริมาณก๊าซที่วัดได้มีค่าน้อย และเมื่อทำการแก้ไขแล้วปริมาณก๊าซชีวภาพที่วัดได้จึงมีแนวโน้มตามเดิม



ภาพที่ 4.7 เปรียบเทียบก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงกับทฤษฎีที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ

จากการที่ปริมาณก๊าซชีวภาพที่วัดได้มีปริมาณที่ต่ำ ส่งผลให้อัตราการส่วนเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ มีค่าต่ำด้วยโดยทุกระยะเวลากักเก็บน้ำเสียมีอัตราการส่วนเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดใกล้เคียงกันคืออยู่ในช่วง 0.38 - 0.42 ลิตรของก๊าซชีวภาพ/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด นั่นคือมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.40 0.38 0.35 และ 0.36 ลิตรของก๊าซชีวภาพ/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.8 ซึ่งพบว่ามีค่าน้อยกว่างานวิจัยอื่นๆ ซึ่งควรมีค่าประมาณ 0.48 – 0.62 ลิตรของก๊าซชีวภาพ/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)



ภาพที่ 4.8 อัตราส่วนการเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดเมื่อทำการแปรผันระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ค่าต่างๆ

4.4 พารามิเตอร์ที่มีผลต่อระบบ

4.4.1 ปริมาณกรดไขมันระเหย ค่าสภาพด่างทั้งหมด และอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดของระบบ

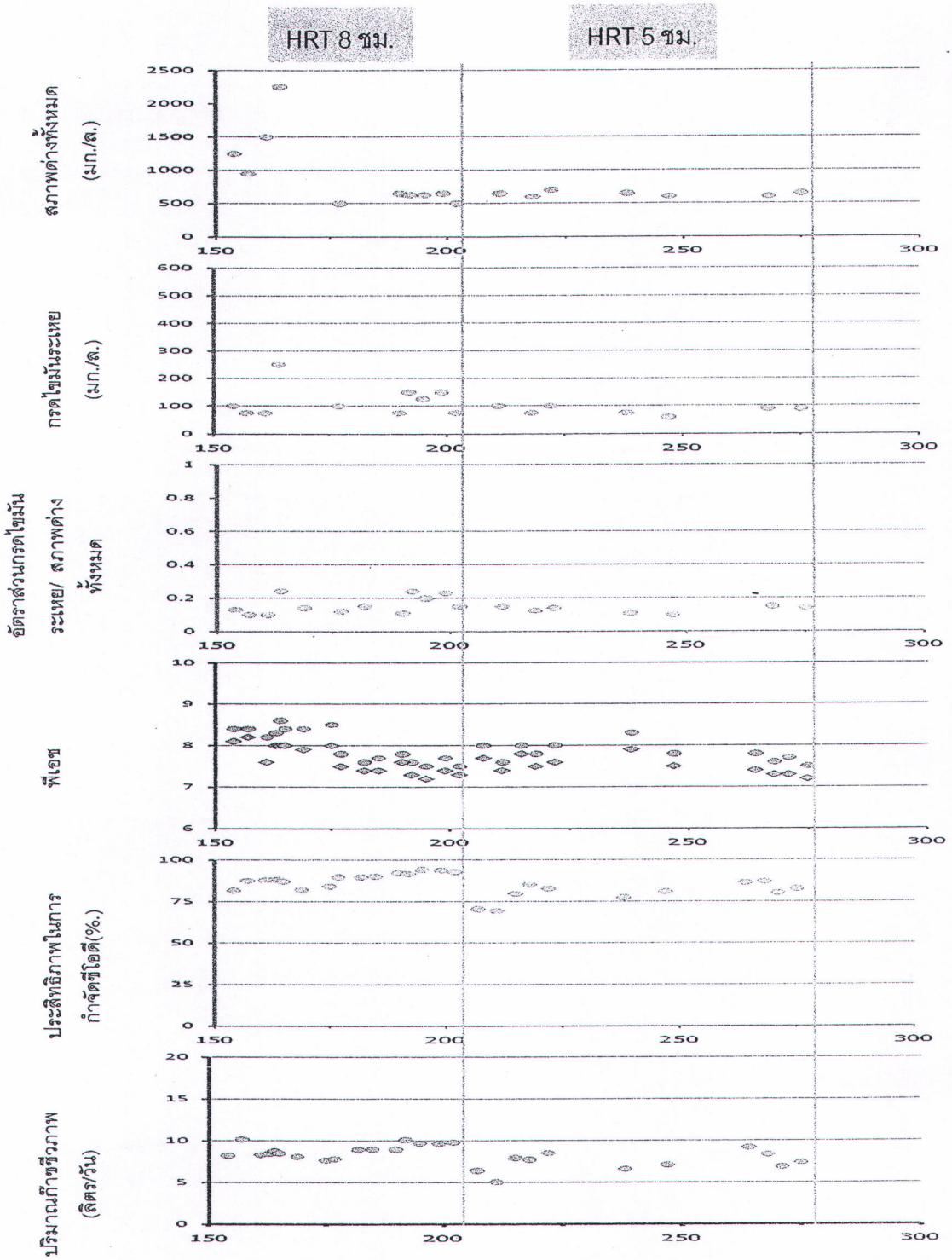
ผลจากการเดินระบบด้วยระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่สั้นอาจทำให้เกิดความไม่สมดุลในการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดและกลุ่มสร้างมีเทน โดยจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดจะสามารถนำซีโอดีไปใช้ได้ดีและเปลี่ยนรูปให้กลายเป็นกรดไขมันระเหย แต่จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนจะไม่สามารถนำกรดไขมันระเหยนั้นไปใช้ได้ทัน จึงเกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยในระบบ ส่งผลทำให้พีเอชในระบบลดลงเรื่อยๆ จนอยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสมกับการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ต่ำ จึงจำเป็นต้องเติมด่างเพื่อเป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบ และรักษาค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ โดยทำการเติมด่างในน้ำเสียเข้าระบบ(ในรูปของโซเดียมไบคาร์บอเนต) ประมาณ 500-1,200 มก./ล. ซึ่งผลจากการเติมด่างในน้ำเสียเข้าระบบจะทำให้ในระบบมีพีเอช

เพิ่มขึ้นเป็นประมาณ 7.6-7.8 ซึ่งใกล้เคียงกับค่าที่เหมาะสมในการเดินระบบที่ประมาณ 6.6-7.4 (Metcalf และ Eddy, 2003) อย่างไรก็ตามพบว่าปริมาณด่างที่เติมมีค่าน้อยกว่าปริมาณการเติมสำหรับการเดินระบบบำบัดแบบไร้อากาศชนิดอื่นๆ เนื่องจากระบบมีการหมุนเวียนน้ำเสียที่สูง ปริมาณด่างที่เหลือจะวนกลับเข้ามาในระบบอีก นอกจากนี้จากการเริ่มการทดลองช่วงแปรค่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียพบว่าการเติมด่างในปริมาณที่มากเกินไปจะมีผลทำให้ค่าพีเอชในระบบสูงขึ้นจนทำให้จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนทำงานได้ไม่ดี ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพลดลงโดย ภาพที่ 4.9 แสดงการเปลี่ยนแปลงค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในระหว่างการเดินระบบถังปฏิกรณ์ที่ 1 พบว่าในช่วงแรกของชุดการทดลองที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 8 ชม. มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีไม่ถึง 90% จึงได้ทดลองเพิ่มปริมาณด่างให้ระบบให้มากขึ้นกว่าเดิมเล็กน้อยเพื่อให้ใกล้เคียงกับปริมาณที่ใช้ในงานวิจัยของ Borja และคณะ (2001) โดยคาดหวังจะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงขึ้น แต่ผลการทดลองกลับพบว่า การเติมด่างในปริมาณที่มากขึ้นส่งผลโดยตรงทำให้ค่าพีเอชของระบบสูงขึ้นเป็นประมาณ 8.2 ถึง 8.4 ซึ่งมีค่าสูงเกินช่วงที่เหมาะสม ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลงเป็น 82 ถึง 83% เช่นเดียวกับที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 0.4 ชม. (ภาพที่ 4.10) ซึ่งทำการเติมด่างในปริมาณที่สูงเกินไปจนทำให้ค่าพีเอชของน้ำเสียมีค่าสูงเกินช่วงที่เหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในเวลาถัดมาลดลง ดังนั้นจึงทำการลดปริมาณการเติมด่างลง ค่าพีเอชของระบบจึงกลับมาอยู่ในช่วงที่เหมาะสมคือประมาณ 7.5 ถึง 7.8 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบกลับมามีค่าสูงขึ้น โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงสุดที่ 93.8% ซึ่งจากการวิเคราะห์ปริมาณกรดไขมันระเหยในระบบพบว่ามีปริมาณที่ค่อนข้างต่ำคือประมาณ 50-150 มก./ล. (ในเทอมของกรดอะซิติก) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระบบมีความสมดุลของสภาวะการสร้างและการนำกรดไขมันระเหยไปใช้ได้ดี ซึ่งผลส่วนหนึ่งอาจเนื่องมาจากงานวิจัยนี้เดินระบบด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมขึ้นจากน้ำตาลทรายซึ่งจัดเป็นสารอินทรีย์ย่อยง่ายโดยจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นกรดอะซิติกที่จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนสามารถนำไปใช้ได้ทันที นอกจากนี้ผลการทดลองยังแสดงให้เห็นว่ากระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์สามารถเกิดขึ้นได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มเมทาโนเจนที่ใช้ไฮโดรเจนได้ (Hydrogen Utilizing Methanogens) นำไฮโดรเจนไปใช้ในการผลิตมีเทน จึงไม่เกิดการสะสมตัวของไฮโดรเจน ทำให้ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนในระบบจึงมีค่าต่ำตลอดเวลา ซึ่งผลจากการย่อยสลายของกลูโคสในสภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำจะได้ผลผลิตคือ กรดอะซิติก ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ กรดอะซิติกที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่จึงน่าจะถูกนำไปใช้ในกระบวนการสร้างมีเทน เหลือเพียงกรดไขมันระเหยอื่นๆ เช่น กรดโพไพโอนิก กรดบิวทิริก ซึ่งสะสมอยู่ในปริมาณที่ต่ำสอดคล้องกับผลการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพและก๊าซมีเทนของระบบจากการที่มี

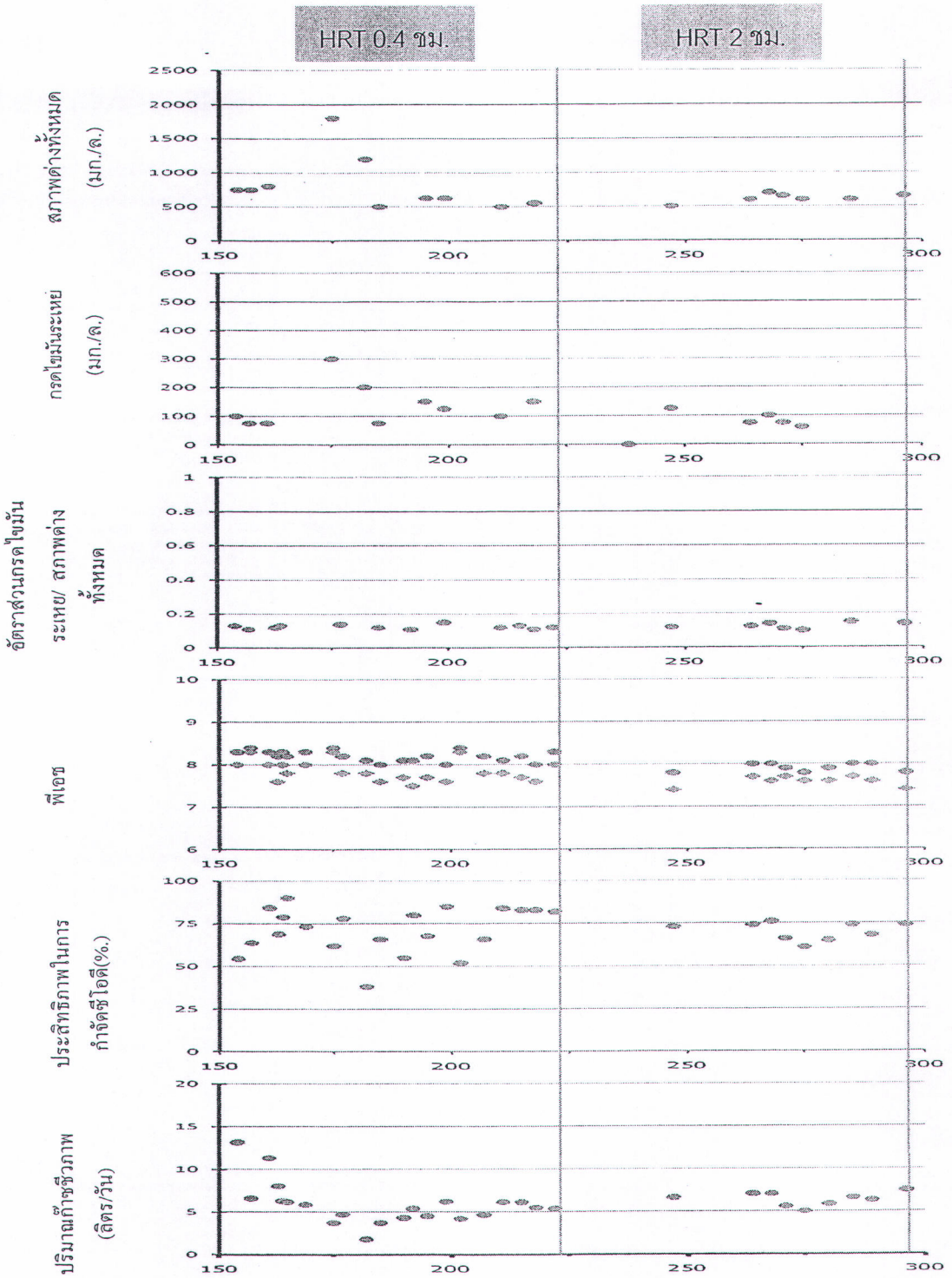
ปริมาณกรดไขมันระเหยในปริมาณที่ต่ำ ทำให้ค่าอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดจึงมีค่าอยู่ในช่วง 0.12 ถึง 0.20 ซึ่งมีค่าต่ำกว่า 0.4 (ภาพที่ 4.9 และ 4.10) ซึ่งเป็นค่าที่แสดงว่ามีเสถียรภาพในการเดินระบบ (Metcalf และ Eddy, 2003)

ตารางที่ 4.5 ค่าเฉลี่ยพารามิเตอร์ต่างๆในระหว่างเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2

พารามิเตอร์	หน่วย	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2	
		ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย (ชม.)		ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย (ชม.)	
		8	5	0.4	2
		ค่าเฉลี่ย ± SD	ค่าเฉลี่ย ± SD	ค่าเฉลี่ย ± SD	ค่าเฉลี่ย ± SD
สภาพด่างทั้งหมด	มก./ล.	950.0 ± 353.6 (n = 10)	635.7 ± 37.8 (n = 7)	633.3 ± 62.7 (n = 6)	666.7 ± 118.0 (n = 7)
ปริมาณกรดไขมันระเหย	มก./ล.	117.5 ± 55.3 (n = 10)	84.3 ± 14.8 (n = 7)	81.7 ± 14.4 (n = 6)	133.3 ± 70.9 (n = 7)
พีเอชน้ำเข้า	-	7.65 ± 0.12 (n = 8)	7.83 ± 0.23 (n = 9)	7.91 ± 0.09 (n = 9)	8.14 ± 0.12 (n = 10)
พีเอชน้ำทิ้ง	-	7.38 ± 0.12 (n = 8)	7.51 ± 0.22 (n = 9)	7.59 ± 0.11 (n = 9)	7.74 ± 0.20 (n = 10)
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี	%	89.7 ± 4.0 (n = 11)	82.4 ± 3.2 (n = 7)	70.1 ± 5.2 (n = 8)	70.4 ± 13.7 (n = 8)
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	ล./วัน	8.91 ± 0.84 (n = 10)	7.73 ± 0.84 (n = 9)	6.40 ± 0.80 (n = 9)	5.34 ± 1.91 (n = 9)



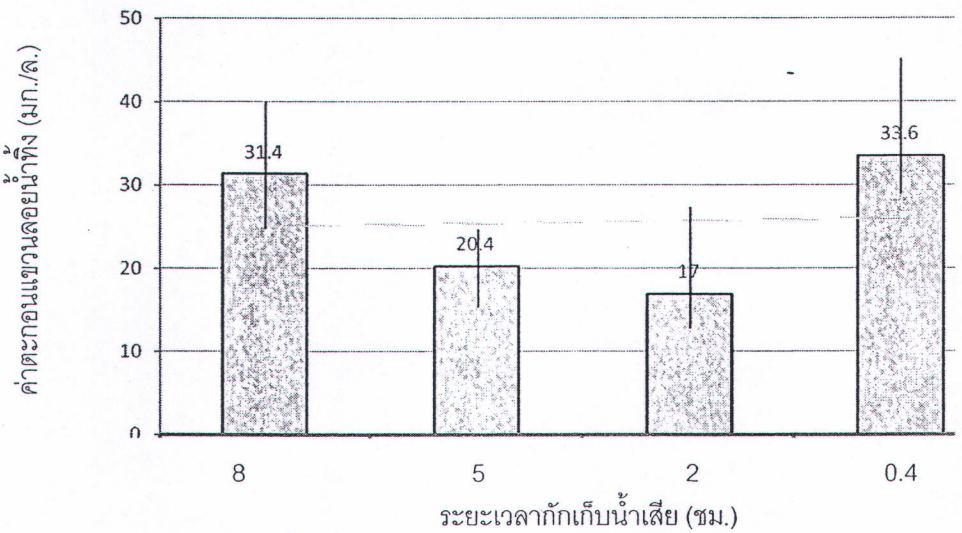
ภาพที่ 4.9 การเปลี่ยนแปลงพารามิเตอร์ต่างๆในระหว่างการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1



ภาพที่ 4.10 การเปลี่ยนแปลงพารามิเตอร์ต่างๆในระหว่างการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 2

4.2.2 ค่าตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้ง

การมีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบที่สูงจะช่วยให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สูง และสามารถรับอัตราภาระสารอินทรีย์ได้มากขึ้น ดังนั้นการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบจึงมีความสำคัญมาก และถ้าจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบมากเกินไปจนเหลือจุลินทรีย์ในปริมาณที่น้อยจะส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงด้วย ซึ่งการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด คือ การใช้วัสดุตัวกลางเพื่อเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ และการควบคุมสภาวะต่างๆ ของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดให้มีความเหมาะสม ซึ่งมีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดอื่นๆ เนื่องจากมีการใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็ก ทำให้มีพื้นที่ผิวสำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะจำนวนมากขึ้นจึงสามารถกักเก็บจุลินทรีย์ไว้ในปริมาณที่สูง



ภาพที่ 4.11 ปริมาณตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งที่สภาวะการกักเก็บน้ำเสียในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดค่าต่างๆ

ผลจากการทดลองดังภาพที่ 4.11 แสดงให้เห็นว่าค่าตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งจากทุกระยะเวลากักเก็บน้ำเสียมีค่าเฉลี่ยที่ต่ำใกล้เคียงกันโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 30.5 ± 7.66 20.4 ± 2.82 17.0 ± 5.52 และ 33.6 ± 7.16 มก./ล. ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. (ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสีย) ตามลำดับ โดยสังเกตได้ว่าน้ำทิ้งที่ออกจากระบบยังคงมีลักษณะใส โดยเป็นผลมาจากไม่มีจุลินทรีย์ในระบบหลุดออกไป เนื่องจากจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบส่วนใหญ่เป็นกลุ่มเกาะติดวัสดุตัวกลาง มีจุลินทรีย์แขวนลอยเกิดขึ้นในระบบน้อย และจากสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Yield coefficient) ของจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนที่มีค่าต่ำ นอกจากนั้นชั้นตัวกลางในระบบยังทำหน้าที่คล้ายสารกรองช่วยกรองจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบไม่ให้หลุดออกไปกับน้ำทิ้ง โดยที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. และแบบไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียมีค่าตะกอนแขวนลอยใน

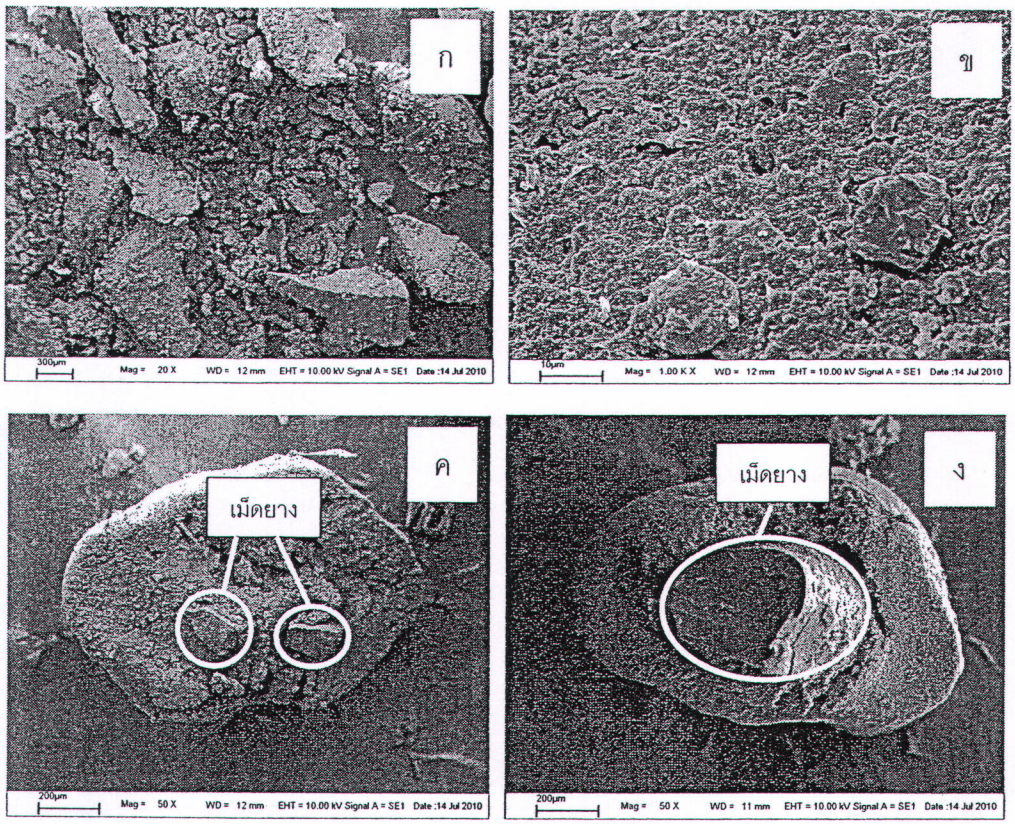
น้ำทิ้งสูงกว่าอีก 2 ชุดการทดลองเล็กน้อย ซึ่งน่าจะมีสาเหตุมาจากระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 8 ชม. มีสภาวะเหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์มากที่สุด จุลินทรีย์จึงเจริญรอบเม็ดยางได้ในปริมาณที่มาก เกิดเป็นชั้นฟิล์มหนาเป็นผลให้อาจมีจุลินทรีย์บางส่วนหลุดออกมากับน้ำทิ้งได้จากการเสียดสีของเม็ดยางที่สภาวะฟลูอิดไดซ์ ส่วนชุดที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียระบบจะมีความเร็วไหลขึ้นที่ต่ำกว่าชุดการทดลองอื่นซึ่งจะทำให้ระบบเกิดสภาวะการตันบ่อยเมื่อทำการแก้ไขให้ชั้นวัสดุตัวกลางแยกตัวโดยการเคาะหรือใช้ไม้ยาวๆแยงเข้าไปในถังปฏิกรณ์ซึ่งจากการแก้ไขดังกล่าวเป็นสาเหตุให้สูญเสียจุลินทรีย์บางส่วนหลุดออกมาจากเม็ดยางในปริมาณที่สูง

4.2.3 เม็ดยางและกลุ่มจุลินทรีย์ที่เกาะบนเม็ดยาง

การศึกษากลุ่มจุลินทรีย์ที่เจริญเกาะบนวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดจะช่วยให้สามารถอธิบายกลไกและประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบได้ดียิ่งขึ้น โดยในงานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษากลุ่มของจุลินทรีย์ที่เจริญเกาะบนวัสดุตัวกลางทั้งในเชิงชนิดและปริมาณด้วยเทคนิคที่แตกต่างกัน

การศึกษาโครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเลกตรอน

นำเม็ดยางเปล่าก่อนเริ่มเดินระบบและจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ซึ่งมีระยะเวลากักเก็บ 2 ชม. ซึ่งเป็นตัวแทนของระยะเวลากักเก็บที่ต่ำมากจนน่าจะไม่สามารถกำจัดซีโอดีและผลิตก๊าซมีเทนได้ไปศึกษาลักษณะโครงสร้างและการจับตัวของกลุ่มจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเลกตรอน ผลการทดลองพบว่าตัวอย่างเม็ดยางก่อนเริ่มเดินระบบมีหลายขนาดโดยเม็ดอย่างส่วนใหญ่มีขนาดใหญ่กว่าหรือใกล้เคียงกับขนาดประสิทธิผลคือ 430 ไมโครเมตร (ภาพที่ 4.12-ก) ซึ่งเมื่อเริ่มเดินระบบแล้วอัตราการไหลขึ้นของน้ำเสียที่สูงในระบบจะทำหน้าที่คัดแยกเม็ดยางขนาดที่เล็กกว่าขนาดประสิทธิผลให้หลุดออกไปกับน้ำทิ้ง สังเกตได้จากตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งช่วงเริ่มเดินระบบจะมีค่าสูง ส่วนเม็ดยางขนาดที่ใกล้เคียงหรือใหญ่กว่าจะคงอยู่ในระบบเพื่อเป็นวัสดุตัวกลางให้จุลินทรีย์มายึดเกาะและเมื่อสังเกตภาพขยายของพื้นผิวเม็ดยางด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเลกตรอนที่กำลังขยาย 1000 เท่า พบว่าพื้นผิวเม็ดยางค่อนข้างมีผิวที่ขรุขระ(ภาพที่ 4.12-ข) สอดคล้องกับงานวิจัยของ Kida และคณะ(1990) และ Calderon และคณะ(1996) ที่รายงานว่าวัสดุตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับการยึดเกาะของจุลินทรีย์ในแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดควรมีพื้นที่ผิวที่ขรุขระ

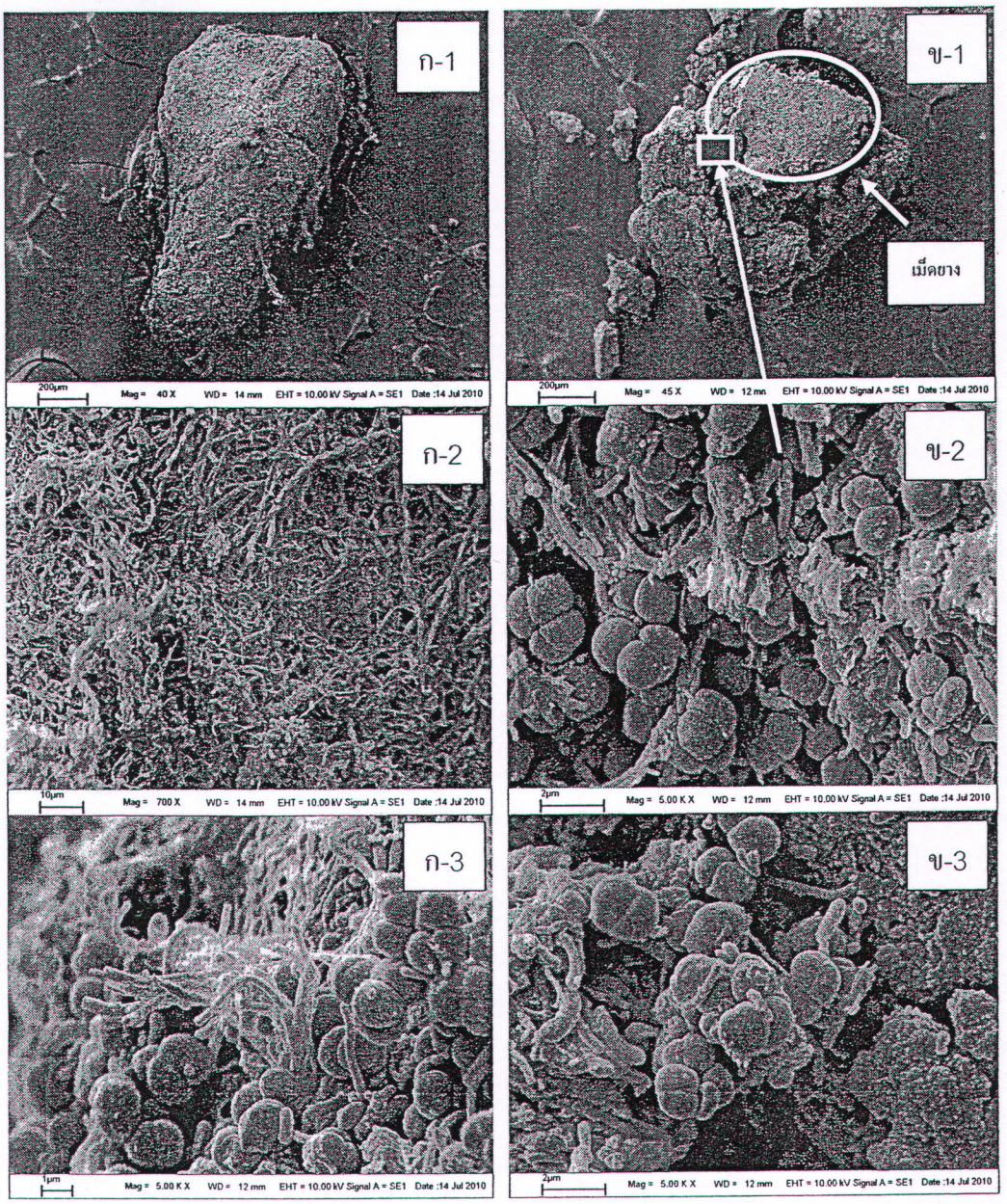


ภาพที่ 4.12 ลักษณะพื้นผิวเม็ดยางและลักษณะชั้นจุลินทรีย์ที่เกาะรอบเม็ดยาง
(ก) เม็ดยางขนาดต่างๆที่กำลังขยาย 20 เท่า
(ข) พื้นผิวเม็ดยาง กำลังขยาย 1,000 เท่า
(ค) เม็ดยางผ่าซีกที่มีจุลินทรีย์เกาะ (ด้านบนถังปฏิกรณ์) กำลังขยาย 50 เท่า
(ง) เม็ดยางผ่าซีกที่มีจุลินทรีย์เกาะ (ด้านล่างถังปฏิกรณ์) กำลังขยาย 50 เท่า

เมื่อทำการศึกษาเม็ดยางจากถังปฏิกรณ์ที่ 2 ซึ่งเป็นตัวแทนเม็ดยางที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 2 ชม. จะสังเกตเห็นการยึดเกาะของชั้นจุลินทรีย์รอบเม็ดยางเป็นชั้นหนา โดยมีรูปร่างและความหนาของชั้นจุลินทรีย์ไม่คงที่ โดยเม็ดยางขนาดเล็กที่ฟลูอิดไดซ์อยู่ส่วนบนของถังปฏิกรณ์ (ภาพที่ 4.12 ง.) จะมีความหนาของชั้นจุลินทรีย์มากกว่าเม็ดยางขนาดใหญ่ด้านล่างของถังปฏิกรณ์(ภาพที่ 4.12 ค) สาเหตุน่าจะมาจากการที่ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีอัตราการไหลขึ้นของน้ำเสียที่สูง ทำให้ชั้นเม็ดยางขนาดเล็กด้านบนมีการขยายตัวจนอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ที่สมบูรณ์และมีช่องว่างระหว่างเม็ดยางปริมาณมาก จึงเกิดการเสียดสีของเม็ดยางที่ต่ำสามารถรักษาชั้นจุลินทรีย์ให้มีความหนาได้มากกว่าเม็ดยางส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ และเมื่อสังเกตขนาดตะกอนรวมของเม็ดยางกับชั้นจุลินทรีย์จะพบว่าขนาดของตะกอนในถังปฏิกรณ์จะมีขนาด

ใกล้เคียงกัน โดยเม็ดยางด้านบนจะมีความหนาของชั้นจุลินทรีย์มากที่สุดคือประมาณ 600 ไมโครเมตร ตามภาพที่ 4.13 ค. ซึ่งน่าจะเป็นความหนาที่มากที่สุดสำหรับสภาวะการเดินระบบนี้

และเมื่อพิจารณาภาพถ่ายโครงสร้างบริเวณพื้นผิวภายนอกเม็ดยาง(ดังภาพที่ 4.13 ก-1 ถึง ก-3) พบว่ามีการพันตัวกันของกลุ่มจุลินทรีย์เส้นใยจำนวนมากซึ่งเป็นลักษณะเด่นของกลุ่มจุลินทรีย์ประเภทเกาะติดวัสดุตัวกลาง และเมื่อสังเกตลักษณะโครงสร้างทั้งภายนอกและผ่าครึ่งเพื่อศึกษาการอยู่ร่วมกันของกลุ่มจุลินทรีย์ในชั้นผิวรอบเม็ดยาง (ดังภาพที่ 4.13 ข-1 ถึง ข-3) จะพบการอยู่ร่วมกันของจุลินทรีย์รูปกลมปริมาณมากรวมกันกับกลุ่มจุลินทรีย์เส้นใย โดยจุลินทรีย์รูปกลมมีการเกาะรวมตัวกันเป็นกลุ่มๆ ละประมาณ 6-8 เซลล์ ซึ่งมีลักษณะใกล้เคียงกับแบคทีเรียสายพันธุ์ *Methanoseata* ส่วนแบคทีเรียแบบเส้นใยมีลักษณะใกล้เคียงกับ *Methanosarcina* ซึ่งแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มนี้เป็นกลุ่มที่มีรายงานว่ามีบทบาทในการผลิตก๊าซมีเทน ซึ่งจากการตรวจพบแบคทีเรียกลุ่มดังกล่าวบนเม็ดยางจะช่วยยืนยันว่าระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 2 ชม. อยู่ในสภาวะที่เหมาะสมที่สามารถกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพ อย่างไรก็ตามการสังเกตผลและมองเห็นการรวมกลุ่มของจุลินทรีย์ผ่านกล้องจุลทรรศน์อิเลกตรอนจากภาพถ่ายเป็นเพียงการช่วยยืนยันได้ว่าในระบบมีจุลินทรีย์กลุ่มใดแต่ยังไม่สามารถระบุชนิดและกลุ่มที่แท้จริงที่ตรวจพบได้อย่างถ่องแท้



ภาพที่ 4.13 ภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเลกตรอนของเม็ดยางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 2 ชม.

(ก-1) ลักษณะภายนอกเม็ดยาง (40 เท่า)

(ก-2) จุลินทรีย์ภายนอกเม็ดยาง (700 เท่า)

(ก-3) จุลินทรีย์ภายนอกเม็ดยาง (5,000 เท่า)

(ข-1) เม็ดยางผ่าซีก (45 เท่า)

(ข-2) ภายในชั้นจุลินทรีย์ (5,000 เท่า)

(ข-3) ภายในชั้นจุลินทรีย์ (5,000 เท่า)

การศึกษาจำนวนของจุลินทรีย์ด้วยวิธี Lipid Phosphate concentration

วิธีการนี้เป็นแนวทางที่ใช้ในการศึกษาจำนวนแบคทีเรียทางอ้อมด้วยการวิเคราะห์ปริมาณของฟอสโฟไลปิด (Phospholipids) ซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของผนังเซลล์ที่มีชีวิต โดยผนังเซลล์ของแบคทีเรียจะมีฟอสโฟไลปิดเป็นองค์ประกอบถึง 95% ดังนั้นความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่วิเคราะห์ได้จึงแสดงถึงปริมาณเซลล์จุลินทรีย์ที่มีชีวิตในระบบนั่นเอง โดยการวิเคราะห์ปริมาณความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดจะทำการวิเคราะห์ควบคู่กับการหาปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ทั้งหมดและจะคำนวณหาอัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ซึ่งผลของความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดจะช่วยอธิบายถึงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและการเกิดก๊าซชีวภาพของระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ ได้ดียิ่งขึ้น โดยความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ และอัตราส่วนของสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ แสดงดังตารางที่ 4.5

ตารางที่ 4.5 ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ และอัตราส่วนของสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ

พารามิเตอร์	ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย (ชม.)			
	8	5	2	0.4
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (%)	89.7	82.4	70.1	70.4
ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด (นาโนโมล/มล.)	80.7 ± 6.5	73.4± 3.0	72.5 ± 5.4	76.2 ± 2.8
ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ (มก./มล.)	9.4 ± 3.1	8.9 ± 2.5	8.5 ± 1.7	9.0 ± 2.6
อัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด (ไมโครกรัม/นาโนโมล)	116.5	121.3	117.2	118.1

จากผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้ และอัตราส่วนของสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ ดังตารางที่ 4.5 จะพบว่าปริมาณความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดของแต่ละระยะเวลากักเก็บน้ำเสียมีค่าใกล้เคียงกัน โดยระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 5 2 และ 0.4 ชม. มีความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเท่ากับ 80.7 73.4 72.5 และ 76.2 นาโนโมล/มล. และปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้มีค่าเท่ากับ 9.4 8.9 8.5 และ 9.0 มก./มล. ตามลำดับ โดยระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม. มีความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดซึ่งเป็นตัวแทนของปริมาณเซลล์ที่มีชีวิตและปริมาณสารอินทรีย์ระเหยสูงสุดที่ 80.7 นาโนโมล/มล แสดงให้เห็นว่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 8 ชม.เป็นสภาวะที่มีการเจริญของจุลินทรีย์ที่เกาะวัสดุตัวกลางมากที่สุด สอดคล้องกับแนวโน้มของประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 8 ชม. ที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่าระยะเวลากักเก็บน้ำเสียอื่นๆ ส่วนปริมาณสารอินทรีย์ระเหยได้จะมีค่าสูงกว่าความเป็นจริง เนื่องจากค่าที่วัดได้เป็นค่าจากการเผาสารอินทรีย์ระเหยได้และส่วนหนึ่งจากเม็ดยางที่ย่อยสลายไปกับกระบวนการเผา ค่าที่วัดได้จึงมีค่าสูง ส่งผลให้อัตราส่วนสารอินทรีย์ระเหยได้ต่อความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดซึ่งจะบอกสัดส่วนของเซลล์ที่มีชีวิตในระบบต่อปริมาณเซลล์ที่ไม่มีชีวิตและอนุภาคอื่นๆ ในชั้นจุลินทรีย์รอบเม็ดยางจึงมีค่าสูงกว่ากว่างานวิจัยของ Arnaiz และคณะ (2005) ถึง 2.5 เท่า ซึ่งถ้าอัตราส่วนมีค่าน้อยจะแสดงว่ามีเซลล์ที่มีชีวิตอยู่ในระบบมาก ดังนั้นในการทดลองนี้จึงใช้เพียงความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเพื่อช่วยอธิบายถึงระยะเวลากักเก็บที่เหมาะสมในการเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

การศึกษาชนิดของจุลินทรีย์ด้วยวิธี Fluorescent In Situ Hybridization (FISH)

จากวิธีวิเคราะห์หาปริมาณฟอสโฟไลปิดซึ่งเป็นตัวแทนของเซลล์ที่มีชีวิตในชั้นจุลินทรีย์รอบเม็ดยาง แต่กระบวนการหาดังกล่าวไม่สามารถระบุกลุ่มของจุลินทรีย์ในชั้นฟิล์มรอบเม็ดยางได้ งานวิจัยนี้จึงทำการศึกษาชนิดของจุลินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดด้วยวิธี Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) เพื่อนำผลการทดลองมาใช้ประกอบการอธิบายถึงประสิทธิภาพและสภาวะการกำจัดซีโอดีในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ ได้ดียิ่งขึ้น โดยเทคนิค FISH จะใช้เพื่อตรวจหากรดนิวคลิอิกซึ่งอยู่ในดีเอ็นเอหรืออาร์เอ็นเอของจุลินทรีย์กลุ่มที่เราจะศึกษาด้วยวิธีการชักนำให้โพรบซึ่งความจำเพาะเจาะจงต่อจุลินทรีย์ที่สนใจทำการศึกษาเข้าไปจับกับกรดนิวคลิอิกในดีเอ็นเอหรืออาร์เอ็นเอเป้าหมายที่มีลำดับนิวคลีโอไทด์คู่สมกับโพรบภายในเซลล์ โดยโพรบที่ใช้จะถูกติดฉลากด้วยสารเรืองแสง เมื่อโพรบเข้าจับกับจุลินทรีย์เป้าหมายก็สามารถตรวจสอบได้จากการเรืองแสงที่เกิดขึ้นจากสายติดฉลากที่เกาะบนโพรบด้วยกล้องจุลทรรศน์ที่มีแหล่งกำเนิดแสงฟลูออเรสเซนท์ ซึ่งโพรบที่เลือกใช้ใน

การทดลองนี้ 2 ชนิดได้แก่ (1)โพรบ EUB Alexflore-488 ซึ่งสามารถเกาะติดได้กับจุลินทรีย์ทุกชนิด และ (2) โพรบ ARC - CY3 ซึ่งจะเข้าไปเกาะติดเฉพาะกับจุลินทรีย์กลุ่ม archea ซึ่งเป็นกลุ่มหลักของจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทน โดยโพรบ EUB เมื่อเข้าไปติดแล้วจะสังเกตเห็นการเรืองแสงเป็นสีเขียว (ดังภาพที่ 4.14 ก) และเมื่อโพรบ ARC - CY3 เมื่อเข้าไปติดจะสังเกตเห็นการเรืองแสงเป็นสีแดง (ดังภาพที่ 4.14 ข)

โดยทำการวิเคราะห์เพื่อเปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ทั้งหมดและจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน (อาเคียร์) ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำต่างๆ จากผลการวิเคราะห์จะสังเกตเห็นกลุ่มเซลล์ที่เรืองแสงสีเขียวและแสงสีแดงได้ในปริมาณที่มาก แต่รูปร่างของจุดที่เกิดการเรืองแสงนั้นยังมีรูปร่างที่ไม่ชัดเจนพอที่จะสามารถระบุว่าเป็นเซลล์แบคทีเรียได้ (ภาพที่ 4.14 ก-1 และ ข-1) ซึ่งการเรืองแสงที่สังเกตได้ส่วนใหญ่น่าจะเกิดมาจากการเรืองแสงแบบออโต้ฟลูออเรสเซนต์ (Autofluorescent) ซึ่งเป็นการเรืองแสงจากการที่โพรบที่เข้าไปติดในวัตถุอื่นที่ติดมากับตัวอย่างที่จะทำการวิเคราะห์ เช่น อนุภาคตะกอนของวัสดุตัวกลาง หรือเซลล์ที่ตายแล้ว รูปที่ได้จึงไม่สามารถนำมาวิเคราะห์เปรียบเทียบลักษณะการเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียต่างๆ ได้ ดังนั้นจึงนำเพียงผลการทดลองที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ 2 ชม.ซึ่งเป็นระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ต่ำสำหรับระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมาวิเคราะห์ผล โดยพบว่าเมื่อทำการทดลองด้วยโพรบ ARC - CY3 จะสังเกตพบกลุ่มของจุลินทรีย์สร้างมีเทนในปริมาณหนึ่งอยู่ในทุกๆ กลุ่มของจุลินทรีย์ทั้งหมด แสดงให้เห็นว่าในระบบมีจุลินทรีย์อยู่หลายกลุ่มทั้งกลุ่มสร้างมีเทนซึ่งจะมีผลกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและจุลินทรีย์กลุ่มอื่นๆ ซึ่งเมื่อเทียบปริมาณจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนกับจุลินทรีย์ทั้งหมดโดยการเปรียบเทียบเป็นสัดส่วนของพื้นที่สีของแต่ละกลุ่มจุลินทรีย์จะพบว่ามีจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนเป็นสัดส่วนประมาณ 30% ของจุลินทรีย์ทั้งหมด (ดังภาพที่ 4.14 ค-2) ซึ่งมีค่าน้อยกว่าเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพทั้งหมดคือ 50% สาเหตุน่าจะมาจากการใช้โพรบ EUB เพื่อวิเคราะห์จุลินทรีย์ทั้งหมดจะทำให้ตรวจพบทั้งจุลินทรีย์กลุ่มที่ผลิตก๊าซชีวภาพและกลุ่มที่ไม่ผลิตก๊าซชีวภาพรวมทั้งกลุ่มจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบแต่ไม่สามารถทำงานได้ในสภาวะการเดินระบบดังกล่าว ปริมาณจุลินทรีย์ทั้งหมดที่สังเกตุได้จากการใช้โพรบ EUB จึงมีปริมาณมากกว่าจุลินทรีย์กลุ่มที่เกิดก๊าซชีวภาพ ปริมาณที่สังเกตได้ในทดลองนี้จึงไม่สามารถนำมาเปรียบเทียบและบอกปริมาณของจุลินทรีย์กลุ่มต่างๆ ได้ อย่างไรก็ตามจากการพบจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนในปริมาณที่มากแสดงให้เห็นว่าในระบบแอนแอโรบิคฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางแม้จะเดินระบบที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสียที่ต่ำแต่เมื่อควบคุมสภาวะให้เหมาะสมก็ยังสามารถกำจัดซีโอดีและผลิตก๊าซได้ดี สอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี การเกิดก๊าซมีเทนในระบบที่สูง และการที่พบจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนในปริมาณที่มากจะช่วยอธิบายผลของการศึกษาโครงสร้างตะกอนจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเลกตรอนได้ดียิ่งขึ้น