

บทที่ 4

ผลการทดลองและการวิจารณ์

4.1 การดำเนินการทดลอง

การดำเนินการทดลองในงานวิจัยครั้งนี้ ได้เป็นไปตามแผนการทดลองดังตารางที่ 4.1 ได้แก่การทดลองในช่วงเริ่มต้นระบบ การทดลองบำบัดน้ำเสียที่ความเร็วไหลขึ้นต่างกัน และการทดลองเติมสารโคบอลต์และแคลเซียมในระบบบำบัดน้ำเสีย

การเริ่มต้นระบบนั้น ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตของระบบยูเอเอสบีจากโรงงานเส้นไหม ช.เอง จังหวัดนครปฐม(ตะกอนชนิด A) และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทโปรตีนของระบบยูเอเอสบีจากโรงงานยูเนี่ยนไฟรทเช่น จังหวัดสมุทรสาคร (ตะกอนชนิด B) โดยมีลักษณะดังตารางที่ 4.2 ทำการเริ่มต้นระบบโดยใส่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ลงในถังปฏิกรณ์ปริมาณเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ประมาณ 25 กก.วีเอสเอส/ม³ถึงปฏิกรณ์ ชั้นตะกอน A* และตะกอน B* คิดเป็นปริมาตรประมาณร้อยละ 40 ของปริมาตรถังปฏิกรณ์ ทำการสูบน้ำเสียจริงเข้าระบบอย่างต่อเนื่อง และปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์เป็นไปตามแผนการทดลองตารางที่ 3.3 โดยน้ำเสียที่ใช้เริ่มต้นระบบมาจากถังพักน้ำเสียของอาคาร 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ทำการเดินระบบอย่างต่อเนื่อง กำหนดระยะเวลาที่น้ำเสียในระบบเท่ากับ 2 ชั่วโมง คิดเป็นภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน แล้วทำการวัดพารามิเตอร์ต่าง ๆ ตามตารางที่ 3.7 เป็นระยะเวลาทั้งหมด 60 วัน โดยผลการวิเคราะห์ ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ หลังเข้าสู่สภาวะคงตัวเป็นไปตามตารางที่ 4.3

* หมายเหตุ ตะกอนชนิด A ใส่ตะกอนจุลินทรีย์ 25 กก.วีเอสเอส/ม³ถึงปฏิกรณ์ คิดเป็นความสูงในถังปฏิกรณ์เท่ากับ 0.98 ม. ส่วนตะกอนชนิด B ใส่ตะกอนจุลินทรีย์ 25 กก.วีเอสเอส/ม³ถึงปฏิกรณ์ คิดเป็นความสูงในถังปฏิกรณ์เท่ากับ 1.12 ม.

ตารางที่ 4.1 ลำดับการทดลอง

ลำดับการทดลอง	พ.ศ. 2547					
	พ.ค.	มิ.ย.	ก.ค.	ส.ค.	ก.ย.	ต.ค.
ช่วงเริ่มต้นระบบ	←→					
การทดลองที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ โดยไม่มี						
การเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม			←→			
การทดลองเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม					←→	

4.2 การศึกษาความเหมาะสมของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งต่างกันในการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอิจิเอสบี

4.2.1 ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ก่อนเริ่มต้นระบบ ได้นำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มาทำการทดลองหาลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้งสองชนิด โดยลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (ตะกอนชนิด A) และโปรตีน (ตะกอนชนิด B) แสดงในตารางที่ 4.2

ตารางที่ 4.2 ตารางแสดงคุณสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์

พารามิเตอร์	ตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภท	
	คาร์โบไฮเดรต (A)	โปรตีน (B)
รูปร่าง	เม็ดกลม สีดำเข้ม	เม็ดกลม-ยาวรี สีดำปนเทา
VSS (g/l)	64.0	55.2
particle size (μm)		
D10	596	630
D50	976	1017
D90	1466	1510
SMA (gCOD-CH ₄ /gVSS-d)	0.11	0.08

นอกจากพารามิเตอร์ที่กล่าวไว้ ได้นำเม็ดตะกอนทั้งสองชนิดมาส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ดังแสดงในรูปที่ 4.1 โดยทำการเลือกเม็ดตะกอนที่เป็นตัวแทนของเม็ดตะกอนหลาย ๆ เม็ดในถังปฏิกรณ์ โดยเม็ดตะกอนที่ส่องจากกล้องจุลทรรศน์มีลักษณะทางกายภาพและกลุ่มของแบคทีเรียที่สามารถสังเกตได้ดังนี้คือ

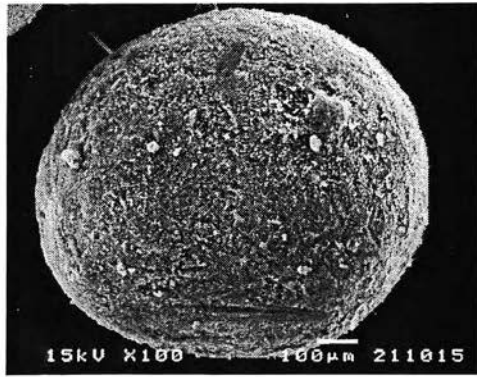
โครงสร้างบริเวณผิวชั้นนอก ลักษณะของเม็ดสลัดจ์ที่ผิวนอกค่อนข้างเรียบ และเป็นเม็ดกลมที่ค่อนข้างสมบูรณ์ โครงสร้างของกลุ่มแบคทีเรียบริเวณชั้นนอกประกอบด้วย แบคทีเรียหลากหลายชนิดโดยสังเกตได้จากรูปร่างของเซลล์แบคทีเรียซึ่งมีหลายแบบ โดยจะมีแบคทีเรียแบบเส้นใยเป็นส่วนใหญ่ และแบคทีเรียรูปร่างแบบกลมผสมอยู่ ซึ่งคาดว่ามีส่วนที่เป็นแบคทีเรียผลิตรกหลายชนิดเนื่องมาจากสภาวะแวดล้อมภายนอกที่มีสารอาหารความเข้มข้นสูง โดยโครงสร้างซึ่งเป็นเส้นใยเหล่านี้ จะถูกเกาะยึดโดยเซลล์แบคทีเรียที่เป็นทรงกลมขนาดเล็กทำให้โครงสร้างของเม็ดแบคทีเรียมีความแข็งแรง และเกาะกันเป็นเม็ดได้ดี ในส่วนของตะกอนชนิด B ลักษณะของเม็ดสลัดจ์ที่ผิวนอกค่อนข้างเรียบ เป็นเม็ดกลมปนทรงรี โครงสร้างของกลุ่มแบคทีเรียบริเวณชั้นนอกประกอบด้วย แบคทีเรียหลากหลายชนิดโดยสังเกตได้จากรูปร่างของเซลล์แบคทีเรียซึ่งมี

หลายแบบ โดยจะเป็นแบบเส้นใย และแบบ กลมเป็นส่วนใหญ่ โดยมีสัดส่วนใกล้เคียงกัน ซึ่งโดยภาพรวมแล้วโครงสร้างบริเวณผิวชั้นนอกของเม็ดตะกอนชนิด A และชนิด B มีลักษณะใกล้เคียงกัน

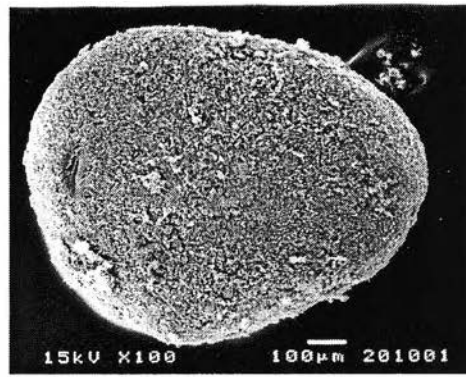
โครงสร้างบริเวณภายใน(ผ่าตามขวาง) ลักษณะผิวชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อสังเกตที่กำลังขยายกล้องต่ำ (50 เท่า) พบว่ามีลักษณะภายในคล้ายกันทั้งเม็ดตะกอนชนิด A และชนิด B คือมีความหนาแน่นของแบคทีเรียมากและเรียงสม่ำเสมอตลอดทั้งเม็ด แต่มีความหลากหลายทางชีวภาพของแบคทีเรียต่ำกว่าบริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยส่วนใหญ่พบกลุ่มแบคทีเรีย 2 กลุ่มใหญ่ตามลักษณะรูปร่างที่สามารถสังเกตได้คือ แบบแท่ง และแบบทรงกลม

จากการพิจารณาการจัดเรียงตัวของเซลล์ และกลุ่มจุลินทรีย์ของเม็ดตะกอนชนิด A ซึ่งเป็นเม็ดตะกอนจากระบบไร้อากาศที่บำบัดน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต พบว่าภายในเม็ดตะกอนมีการจัดเรียงตัวของเซลล์ และกลุ่มจุลินทรีย์ออกเป็นชั้น ๆ ดังนี้ ชั้นนอกสุดของชั้นเม็ดตะกอนเป็นแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรด มีความหลากหลายทางชีวภาพของแบคทีเรียมากซึ่งเกิดจากการแข่งขันในการแย่งสารอาหารสูง เพราะที่บริเวณนี้มีการสัมผัสโดยตรงระหว่างสารอาหารในน้ำเสียนับกับแบคทีเรีย ส่วนชั้นในเป็นแบคทีเรียกลุ่ม Methanotrix ซึ่งเป็นแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทน ที่มีรูปร่างเป็นแท่ง และทรงกลมทำงานร่วมกัน (Guiot, 1992) ในส่วนตะกอนชนิด B จากการสังเกตด้วยกล้อง SEM พบว่าการจัดเรียงตัวของเซลล์และกลุ่มจุลินทรีย์มีการกระจายไปทั่วเม็ดตะกอนและไม่มีการจัดเรียงตัวเป็นชั้นอย่างชัดเจน โดยส่วนใหญ่จะประกอบด้วยแบคทีเรียรูปแท่ง และทรงกลม กระจายตัวอยู่ทั่วเม็ดตะกอน (Fang et al, 1994) โดยรูปที่ถ่ายจาก SEM ของเม็ดตะกอนทั้งสองชนิดแสดงดังรูปที่ 4.1 โดยที่

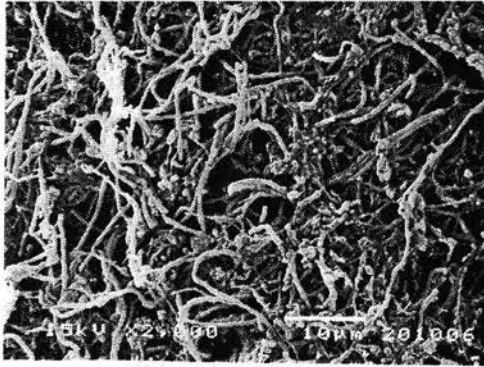
- ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า
 - ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า
 - ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า
 - ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า
- 1) เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ชนิด A
และ 2) เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ชนิด B



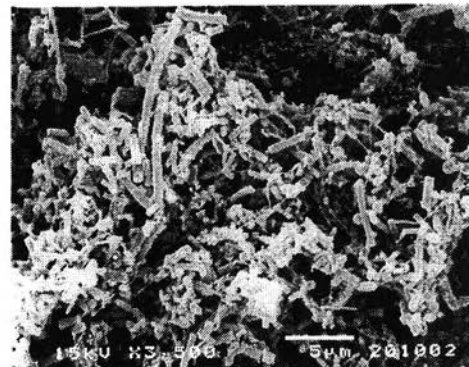
น-1)



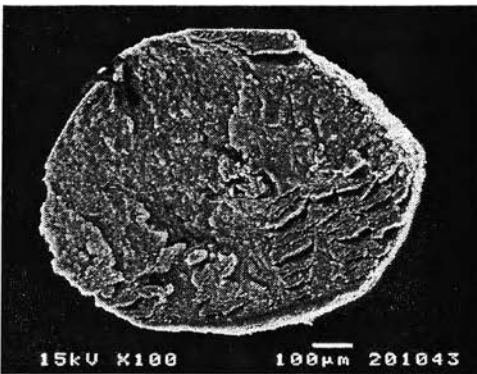
น-2)



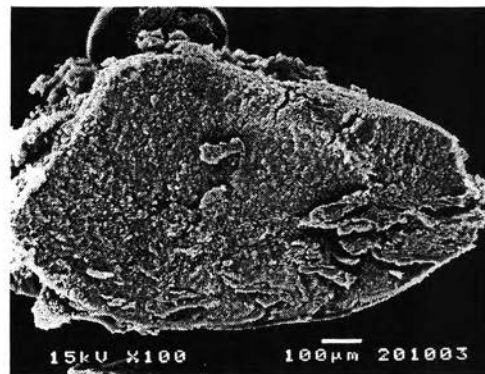
ง-1)



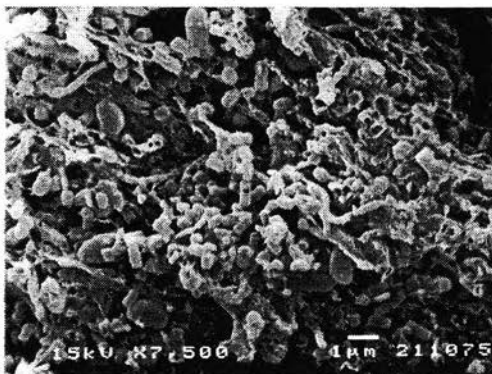
ง-2)



ค-1)



ค-2)



จ-1)



จ-2)

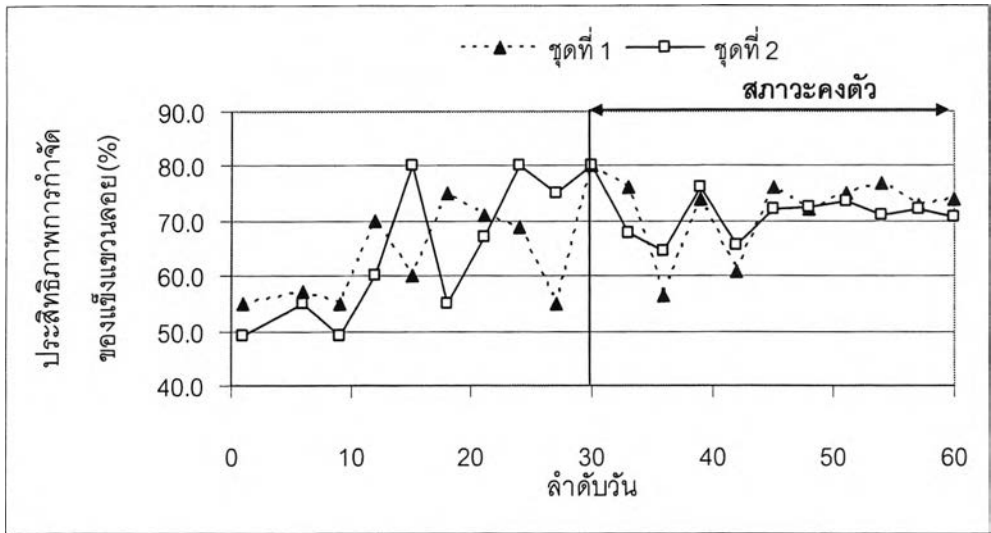
รูปที่ 4.1 ภาพถ่าย SEM ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ ช่วงก่อนเริ่มต้นระบบ

4.2.2 ผลการเดินระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ

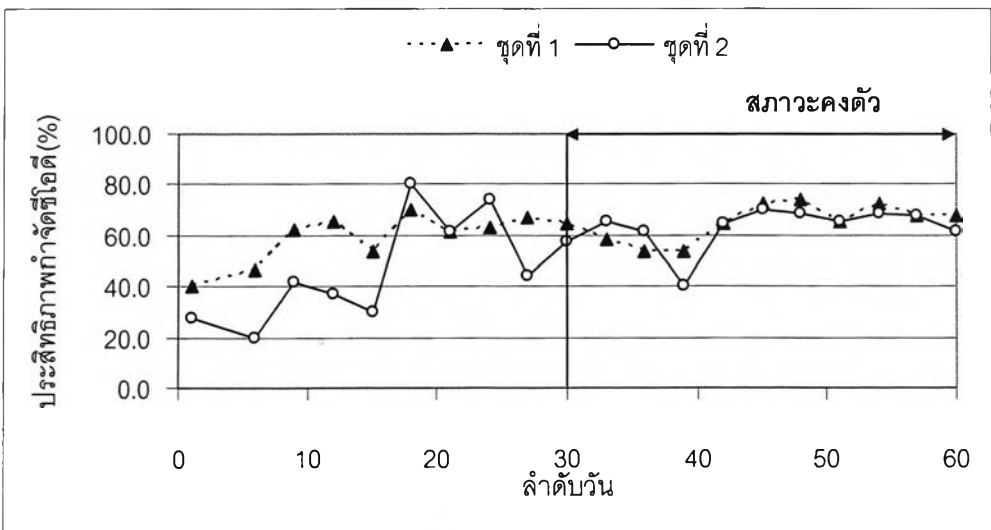
หลักการพิจารณาสภาวะคงตัวของการทดลอง ใช้พารามิเตอร์หลายตัวประกอบการพิจารณาเพราะลักษณะน้ำเสียจริงมีค่าไม่คงที่ตลอดการทดลอง ซึ่งได้แก่การพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

พารามิเตอร์ที่ใช้พิจารณาสภาวะคงตัวของระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ แสดงดังรูปที่ 4.2 ซึ่งประกอบด้วยรูป (ก) ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย และรูป (ข) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี โดยจากรูปที่ 4.2 ทั้งรูป (ก) และ(ข) พบว่าเวลาการเข้าสู่สภาวะคงตัวใกล้เคียงกันคือประมาณ 30 วันหลังจากเริ่มการทดลอง ถึงแม้ว่าจะมีการเพิ่มความเร็วไหลขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ตามแผนการทดลองภายหลังวันที่ 30 ก็ตาม พบว่าระบบยังคงมีค่าพารามิเตอร์ดังกล่าวข้างต้นไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก

จากรูปที่ 4.2 เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี พบว่าในชุดการทดลองที่ 1 (ตะกอนชนิด A) จะมีค่าพารามิเตอร์ดังกล่าวที่สูงกว่าและคงที่กว่าชุดที่ 2 (ตะกอนชนิด B) ตลอดช่วงก่อนเข้าสู่สภาวะคงตัว สันนิษฐานว่าตะกอนจุลินทรีย์ในชุดที่ 1 ปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงตัวได้ดีกว่าระบบในชุดที่ 2 เช่นเดียวกันกับการทดลองในชุดที่ 3 และ 4 ซึ่งให้ผลใกล้เคียงและมีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของค่าพารามิเตอร์ต่างๆ มีทิศทางเดียวกันกับชุดที่ 1 และ 2 ตามลำดับ



(ก)



(ข)

รูปที่ 4.2 พารามิเตอร์ที่ใช้พิจารณาสภาวะคงตัวของระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ

(ก) ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย

(ข) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

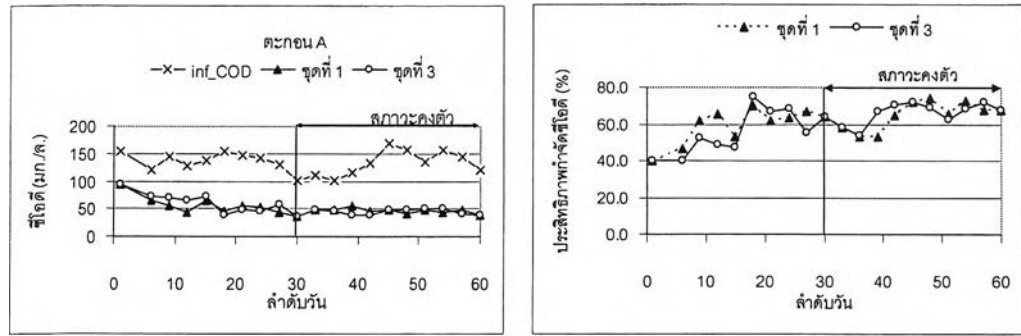
ตารางที่ 4.3 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ หลังระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว (วันที่ 31-60)

พารามิเตอร์	น้ำเข้า ระบบ	ค่าพารามิเตอร์น้ำออก			
		ตะกอน A		ตะกอน B	
		ชุดที่		ชุดที่	
		1	3	2	4
ซีโอดี (มก./ล) n = 9	133	46	45	48	44
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ) n = 9	-	65	66	63	67
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล) n = 9	57	17	16	17	18
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย (ร้อยละ) n = 9	-	70.9	71.1	70.9	68.0
พีเอช n = 9	7.46	7.54	7.54	7.53	7.53
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 9	265	269	271	269	272
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 9	70	54	55	54	53
กรดไขมันระเหย/สภาพต่างทั้งหมด n = 9	0.26	0.22	0.22	0.23	0.23
ไออาร์พี (มิลลิโวลต์) n = 9	-	-270	-266	-269	-269

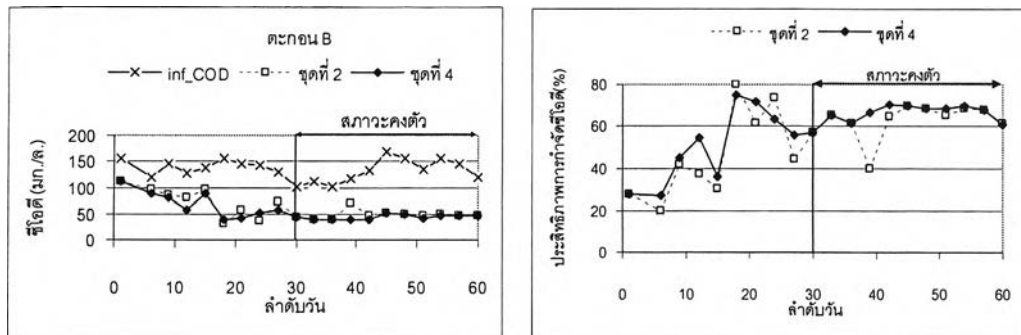
1) การกำจัดซีโอดี

ซีโอดีในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบจะถูกแบคทีเรียนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ และการดำรงชีวิต แต่ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ซีโอดีที่ถูกใช้ในการดำรงชีวิตมีมากกว่าการนำไปใช้สร้างเซลล์มาก การกำจัดซีโอดีออกจากระบบจึงเป็นการย่อยสลายและเปลี่ยนไปอยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น

ค่าซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบตลอดการทดลอง ในช่วงเริ่มต้นระบบ แสดงดังรูปที่ 4.3



(ก) ตะกอนชนิด A



(ข) ตะกอนชนิด B

รูปที่ 4.3 ซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัด (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

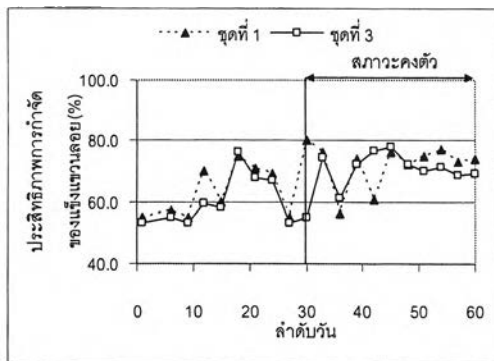
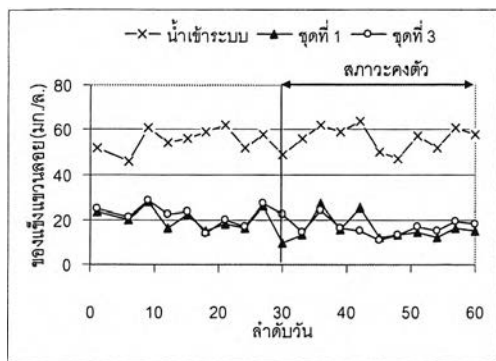
จากรูปที่ 4.3 พบว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวใกล้เคียงกัน ซึ่งในระยะปรับตัวตะกอนชนิด A มีการปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงตัวที่ค่อนข้างคงที่กว่า และมีประสิทธิภาพที่สูงขึ้นเร็วกว่าในตะกอนชนิด B เมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว ระบบจะผลิตค่าซีโอดีออกค่อนข้างคงที่ทั้งตะกอนชนิด A และ B เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพหลังระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่าถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ในชุดที่ 1 และ 3 มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 46 และ 45 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 65 และ 66 ตามลำดับ ถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ในชุดที่ 2 และ 4 มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 48 และ 44 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 63 และ 67 ตามลำดับ สังเกตได้ว่าในทุกถึงปฏิกรณ์มีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีที่ใกล้เคียงกัน

2) การกำจัดของแข็งแขวนลอย

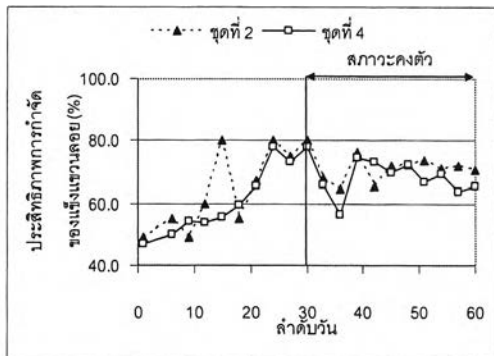
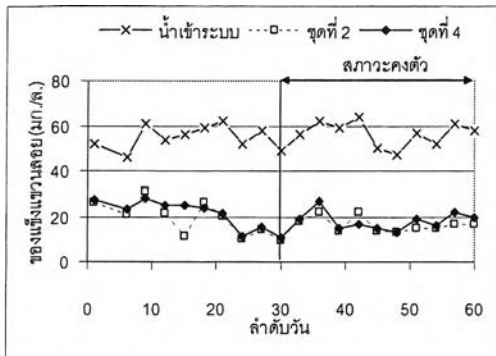
ในช่วงเริ่มต้นระบบของแข็งแขวนลอยในน้ำออกมีค่าค่อนข้างสูง และมีค่าไม่คงที่ค่อนข้างมากเนื่องจากระยะ 1 ถึง 2 อาทิตย์แรกเดินระบบที่ความเร็วไหลขึ้นต่ำคือ 1 ถึง 2 ม./ชม. ซึ่งในระยะปรับตัวนี้มักจะเกิดภาวะชั้นตะกอนลอยแบ่งชั้นกัน โดยส่วนใหญ่มักจะเกิดขึ้นบริเวณ 10-20 ซม.จากด้านล่างของถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้ภาวะชั้นตะกอนลอยแบ่งชั้นกัน เกิดจากการที่เม็ดตะกอนที่นำมาใช้ในระบบมาจากระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียอยู่ในช่วง 2,000 ถึง 3,000 มก./ล. ดังนั้นเมื่อนำเริ่มต้นระบบจะมีสารอาหารบางส่วนค้างอยู่ในเม็ดตะกอนหรือเจือปนอยู่ระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอาหารนั้นๆ ต่อไปจนเกิดเป็นฟองก๊าซของคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทน เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในระบบอีจีเอสบีนั้น นิยมใช้ตะกอนที่มีลักษณะเป็นเม็ด (granule) เพื่อที่จะตกตะกอนได้ดีในระบบที่ใช้ความเร็วไหลขึ้นสูง โดยในงานวิจัยนี้ก็เช่นกันตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้มีลักษณะเป็นเม็ดกลม และตกตะกอนได้ดีมาก โดยลักษณะของตะกอนชนิด A สามารถเกาะติดกันระหว่างเม็ดได้มากกว่า ตะกอนชนิด B ซึ่งหากทิ้งไว้ให้ตกตะกอนโดยที่ไม่ได้ทำการสูบน้ำเข้าระบบ หรือใช้ความเร็วไหลขึ้นที่ค่าต่ำๆ ตะกอนจะตกตะกอนทับถมกันค่อนข้างแน่น ดังนั้นก๊าซที่เกิดขึ้นจะไม่สามารถลอยขึ้นไปสู่ด้านบนได้ ซึ่งเมื่อปริมาณฟองก๊าซสะสมมากขึ้นก็จะทำให้เกิดสภาวะตะกอนลอยแยกชั้นกัน แต่เมื่อชั้นตะกอนลอยได้ระยะหนึ่งก็จะสลายตัวตกลงมา ส่งผลให้ตะกอนภายในระบบฟุ้งกระจายทั่วถึงปฏิกรณ์ ทำให้ปริมาณสารแขวนลอยในช่วงเริ่มต้นระบบมีค่าค่อนข้างมากดังรูปที่ 4.4

3) พีเอช

ค่าพีเอชมีบทบาทต่อการควบคุมระบบ โดยในการเดินระบบให้มีประสิทธิภาพจำเป็นต้องควบคุมให้พีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยค่าพีเอชของน้ำออกในการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบมีค่าอยู่ในช่วง 7.32 ถึง 7.63 และ 7.31 ถึง 7.59 ในตะกอนชนิด A และ B ตามลำดับ ซึ่งอยู่ในช่วงที่แบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถทำงานได้อย่างเหมาะสม โดยค่าพีเอชของน้ำออกตลอดการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบแสดงดังรูปที่ 4.5

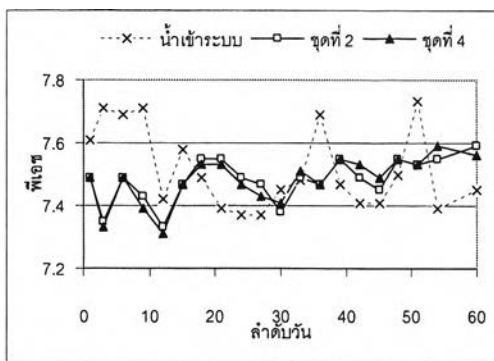
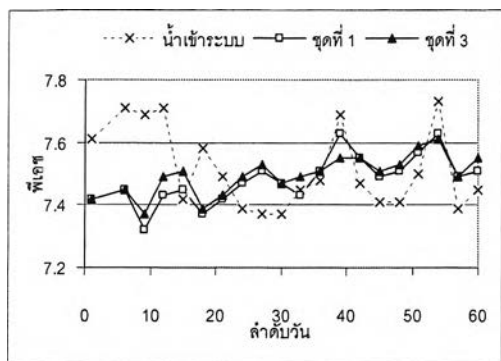


(ก) ตะกอนชนิด A



(ข) ตะกอนชนิด B

รูปที่ 4.4 ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด (ช่วงเริ่มต้นระบบ)



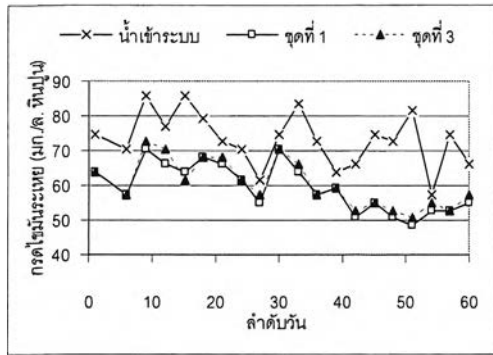
(ก) ตะกอนชนิด A

(ข) ตะกอนชนิด B

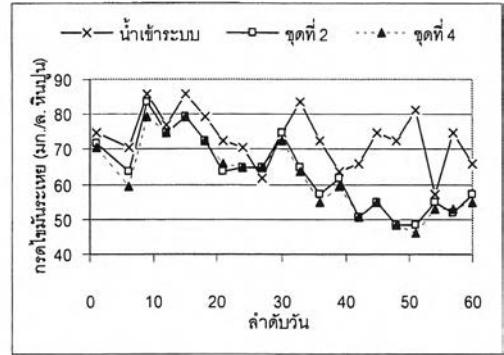
รูปที่ 4.5 พีเอช (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

4) กรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยในน้ำออกช่วงเริ่มต้นระบบ ส่วนใหญ่จะมีค่าน้อยกว่าค่ากรดไขมันระเหยในน้ำเข้า ทั้งนี้เพราะมีการนำไปใช้ของแบคทีเรียเพื่อการดำรงชีพและสร้างเซลล์ โดยค่ากรดไขมันระเหยของน้ำออกตลอดการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบแสดงดังรูปที่ 4.6



(ก) ตะกอนชนิด A

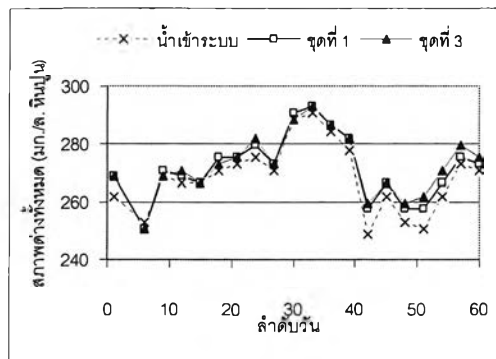


(ข) ตะกอนชนิด B

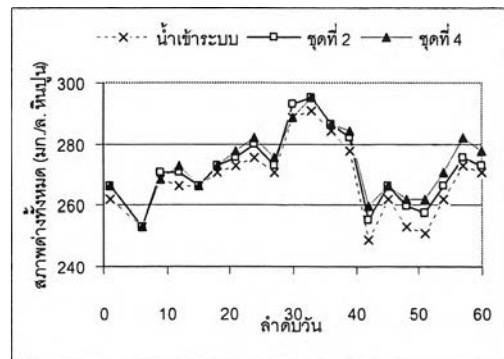
รูปที่ 4.6 กรดไขมันระเหย (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

5) สภาพต่างทั้งหมด

สภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกมีค่าเปลี่ยนแปลงน้อยเมื่อเทียบกับสภาพต่างของน้ำเข้า โดยส่วนใหญ่จะมีค่ามากกว่าในน้ำออก ซึ่งแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของทุกถึงปฏิกรณ์มีทิศทางไปในทางเดียวกัน โดยค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำออกตลอดการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบแสดงดังรูปที่ 4.7



(ก) ตะกอนชนิด A



(ข) ตะกอนชนิด B

รูปที่ 4.7 สภาพต่างทั้งหมด (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

4.2.3 วิจัยผลการเดินระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ

จากผลการทดลอง พิจารณาระบบอีจีเอสบีที่ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ชนิด A และ B พบว่าระยะเวลาเข้าสู่สภาวะคงตัวของระบบใกล้เคียงกัน คืออยู่ในช่วงประมาณวันที่ 30 ของการทดลอง และพิจารณาประสิทธิภาพกำจัดซีโอดี และของแข็งแขวนลอย ซึ่งพบว่าทั้งประสิทธิภาพกำจัดซีโอดี และของแข็งแขวนลอยของระบบที่ใช้ตะกอนทั้ง 2 ชนิด มีค่าใกล้เคียงกันเช่นกัน โดยที่งานวิจัยนี้มุ่งเน้นการใช้ระบบอีจีเอสบีร่วมกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เหมาะสมต่อการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ ซึ่งเป็นน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์จำพวก คาร์โบไฮเดรต และโปรตีน เป็นส่วนประกอบ

หลัก ซึ่งเมื่อพิจารณาจากระยะเวลาที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวประกอบกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี และของแข็งแขวนลอยสามารถบ่งชี้ได้ว่า เม็ดตะกอนที่มาจากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต และเม็ดตะกอนที่มาจากน้ำเสียประเภทโปรตีน มีความเหมาะสมในการนำมาใช้กับระบบอีจีเอสบี ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำได้ดีเช่นเดียวกัน

โดยทั้งนี้ผู้วิจัยได้ทำการทดลองใช้เม็ดตะกอนทั้งสองชนิด เติกระบบต่อไปในระยะยาวซึ่งก็พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และของแข็งแขวนลอยมีค่าไม่ต่างกันมากนัก รวมไปถึงระยะฟื้นฟูสภาพเม็ดตะกอน และประสิทธิภาพของระบบโดยการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม พบว่าเม็ดตะกอนที่มาจากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต และเม็ดตะกอนที่มาจากน้ำเสียประเภทโปรตีน มีความเหมาะสมในการนำมาใช้กับระบบอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำได้เท่าเทียมกัน

4.3 การศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

การทดลองช่วงนี้เป็นการศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบโดยเดินระบบต่อเนื่องจากระบบที่เข้าสู่สภาวะสมดุลแล้ว

โดยการทดลองชุดที่ 1 กำหนดระยะเวลาที่น้ำเสียในระบบเท่ากับ 2 ชั่วโมง คิดเป็นภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 1 (RA1) และถังปฏิกรณ์ที่ 3 (RB3) ให้มีค่า 3.5 ม./ชม. และปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 2 (RA2) และถังปฏิกรณ์ที่ 4 (RB4) ให้มีค่า 7 ม./ชม. โดยใช้ปั๊มสูบน้ำเวียนกลับในระบบ ระยะเวลาในการทดลองช่วงนี้ประมาณ 1 เดือน ทำการวัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ตามตารางที่ 3.7

การทดลองชุดที่ 2 กำหนดระยะเวลาที่น้ำเสียในระบบเท่ากับ 2 ชั่วโมง คิดเป็นภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 1 (RA1) และถังปฏิกรณ์ที่ 3 (RB3) ให้มีค่า 5 ม./ชม. และปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 2 (RA2) และถังปฏิกรณ์ที่ 4 (RB4) ให้มีค่า 10 ม./ชม. โดยใช้ปั๊มสูบน้ำเวียนกลับในระบบ ระยะเวลาในการทดลองช่วงนี้ประมาณ 1 เดือน ทำการวัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ตามตารางที่ 3.7 โดยผลการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.4 และ 4.5

การเติมน้ำเสียในถังพักน้ำของระบบจำเป็นต้องเติมน้ำใส่ระบบในเวลาใกล้เคียงกันในแต่ละวัน เนื่องจากถังพักน้ำเสียอาคารดังกล่าว เป็นถังพักน้ำเสียที่มีระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบการเติมอากาศ โดยจะมีการเติมอากาศและหยุดการเติมอากาศเป็นเวลาที่แน่นอน ทำให้น้ำเสียที่ได้มีลักษณะต่างกันตามเวลา จึงได้ทำการเติมน้ำเสียในถังพักน้ำก่อนที่เครื่องเติมอากาศจะทำงานในทุก ๆ วัน ซึ่งลักษณะของน้ำเสียที่ได้ในแต่ละวันจะมีค่าที่ใกล้เคียงเดียวกัน และไม่ต่างกันมาก

โดยความแตกต่างของลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองอาจมีผลทำให้ผลที่ได้จากการทดลองมีความคลาดเคลื่อนสูง

4.3.1 ผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อระบบบิโอดีเอสปี

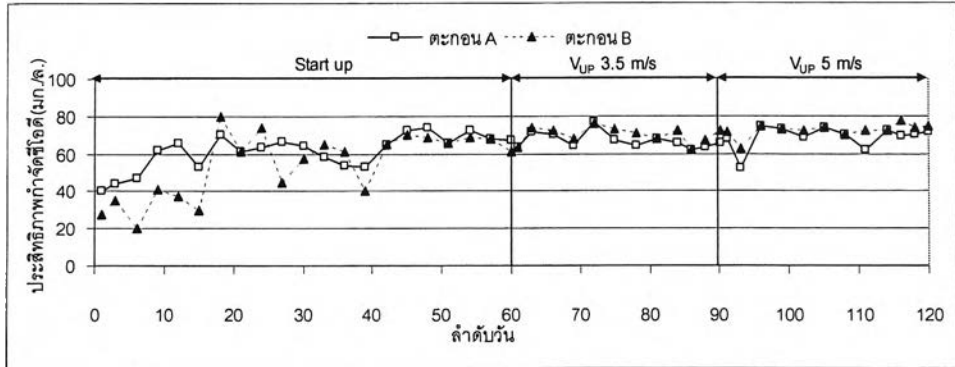
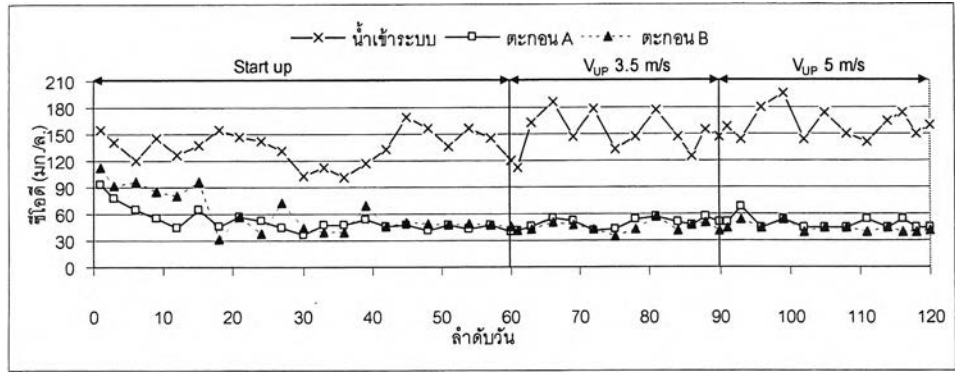
1) การกำจัดซีโอดี

ค่าซีโอดีเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 150 และ 161 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 50, 48, 42 และ 51 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 66, 70, 72 และ 68 ตามลำดับ

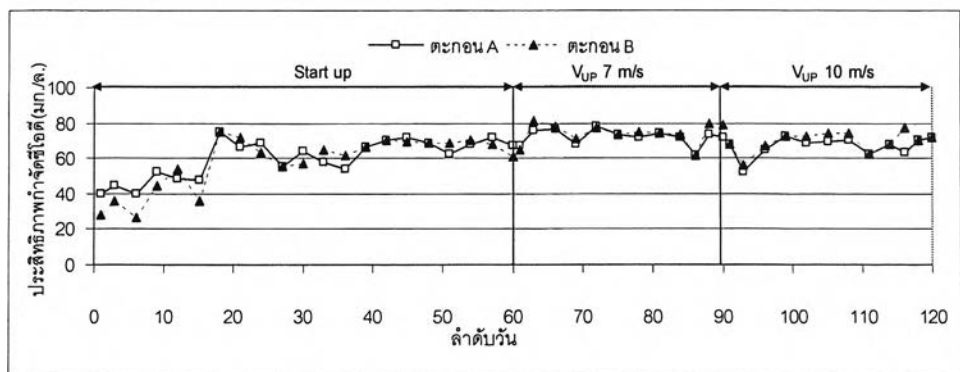
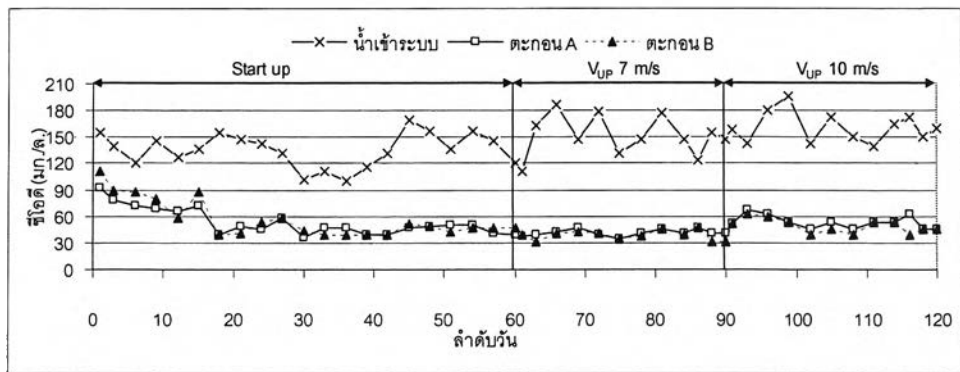
น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 45, 43, 39 และ 46 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 70, 73, 74 และ 71 ตามลำดับ โดยค่าซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.8

เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.8 พบว่าเมื่อความเร็วไหลขึ้นภายในถังปฏิกรณ์มีค่าแตกต่างกันทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีต่างกันเล็กน้อย โดยแนวโน้มร้อยละของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะเพิ่มขึ้นตามความเร็วไหลขึ้นของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่เพิ่มขึ้น ซึ่งความเร็วที่ไหลขึ้นนี้เกิดจากการเวียนน้ำกลับเข้าระบบในอัตราสูง ระบบจึงมีความสามารถในการปรับตัวเข้ากับน้ำเสีย และมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำกว่า และระบบบิโอดีเอสปีซึ่งเป็นระบบที่มีการเวียนน้ำกลับในระบบ ทำให้ระบบดังกล่าวเป็นระบบที่มีเสถียรภาพต่อการแปรปรวนของค่าซีโอดีน้ำเข้าเป็นอย่างดี โดยสังเกตได้จากค่าซีโอดีของน้ำที่ออกจากระบบมีค่าใกล้เคียงกันตลอดการทดลอง แม้ว่าค่าซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบจะแปรปรวนทุกวันก็ตาม

จากรูปที่ 4.8 พิจารณาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 1



(ก) ถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 3



(ข) ถึงปฏิบัติการที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.8 ซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัด

2) การกำจัดบีโอดี 5 วัน

ค่าบีโอดี 5 วันเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 81 และ 83 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีโอดี 5 วันเฉลี่ยเท่ากับ 33, 28, 27 และ 31 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 61, 65, 66 และ 63 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีโอดี 5 วันเฉลี่ยเท่ากับ 31, 27, 26 และ 29 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 62, 67, 68 และ 65 ตามลำดับ

จากผลการทดลองพบว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่าจะผลิตน้ำออกจากระบบบำบัดที่มีค่าบีโอดี 5 วันต่ำกว่า ทำให้ค่าประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี 5 วันมีค่ามากกว่าในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำกว่าเล็กน้อย โดยค่าบีโอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัด เทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.9

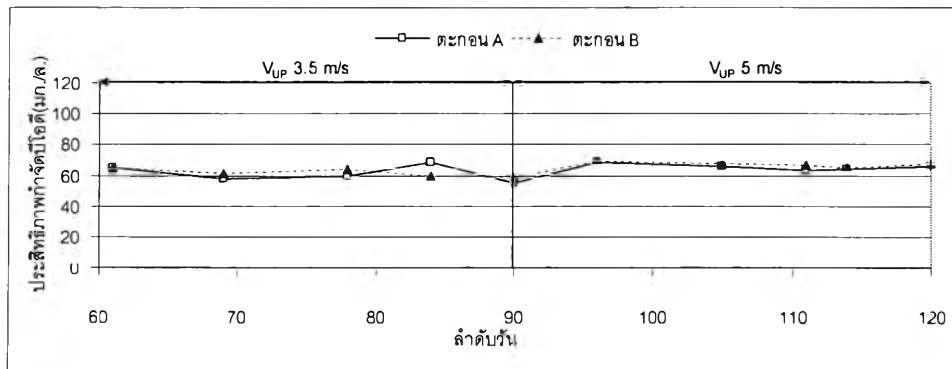
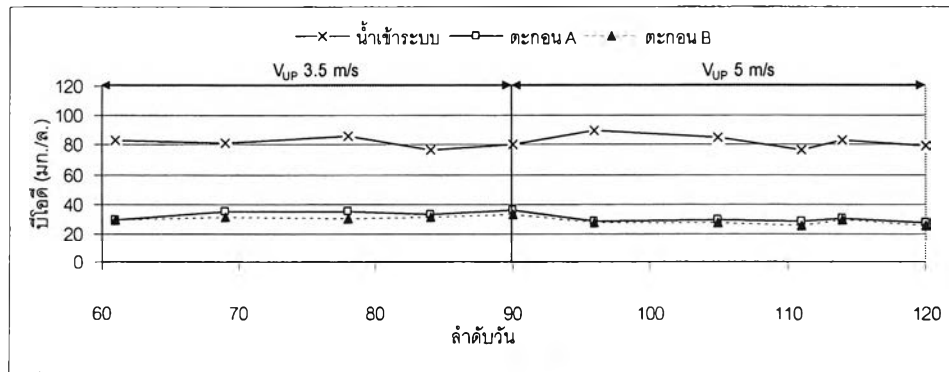
จากรูปที่ 4.9 จะเห็นได้ว่าค่าบีโอดี 5 วัน ในน้ำออก และประสิทธิภาพการกำจัดเป็นไปในทิศทางเดียวกันกับค่าซีโอดี ซึ่งสาเหตุที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี 5 วันต่างกัน คือ อิทธิพลของอัตราส่วนการเวียนน้ำกลับของระบบที่ไม่เท่ากัน ส่งผลให้เกิดความปั่นป่วน และความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ค่าต่างกัน โดยจะส่งผลถึงความสามารถในการถ่ายเทมวลสารระหว่างน้ำเสียที่อยู่ในระบบ และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ต่างกัน

เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.9 เปรียบเทียบค่าบีโอดี 5 วันของน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 1

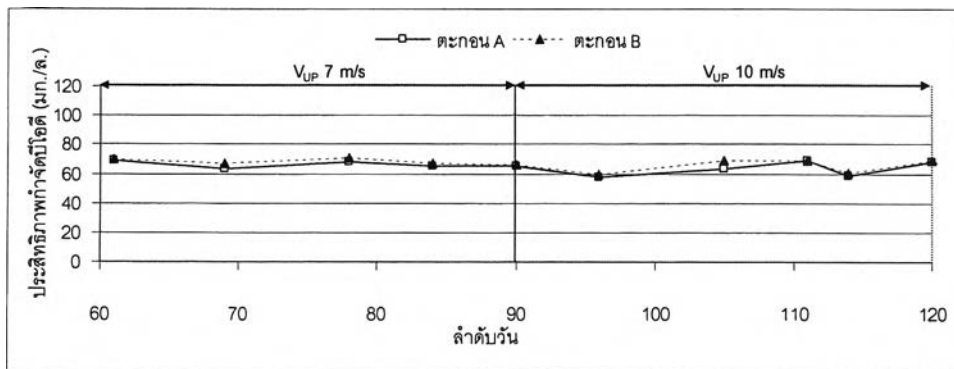
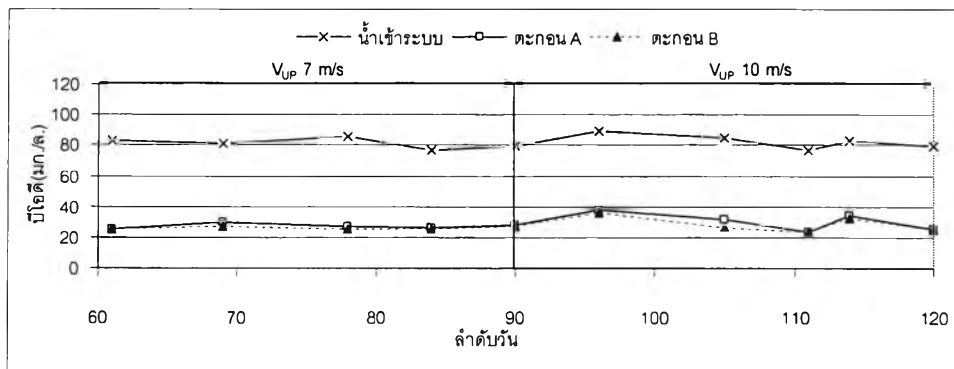
3) การกำจัดของแข็งแขวนลอย

ค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 56 และ 58 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 13, 17, 18 และ 23 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 77, 71, 67 และ 61 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 14, 17, 19 และ 21 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 76, 69, 67 และ 64 ตามลำดับ



ก) ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3



ก) ถึงปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.9 บีโอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัด

โดยค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.10 จากรูปดังกล่าว ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเข้าระบบมีค่าค่อนข้างต่ำ แม้ว่าน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากห้องน้ำรวม ซึ่งน่าจะมีค่าของแข็งแขวนลอยในปริมาณมาก แต่เนื่องจากน้ำเสียรวมจากอาคาร 4 จะลงสู่ถังพักโดยจะมีผนังกันตะกอนที่ลอยอยู่ที่ผิวบน ส่วนที่เป็นน้ำเสียจะไหลลดลงมายังถังพักน้ำเสีย สังเกตได้จากการที่มีชั้นตะกอนลอยเป็นชั้นอยู่เหนือผิวน้ำประมาณ 1 ฟุต ที่ชั้นบนของถังพักน้ำเสีย และชั้นตะกอนลอยนี้จะไม่เข้าสู่ระบบบำบัด แต่จะถูกสูบบระบายออกโดยผู้ดูแลระบบปีละ 2 ครั้ง จึงเป็นผลให้ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเข้าระบบตลอดการทดลองมีค่าต่ำ

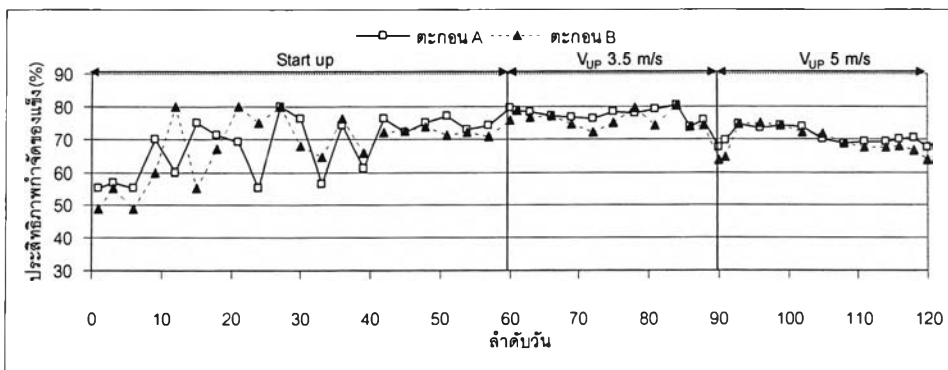
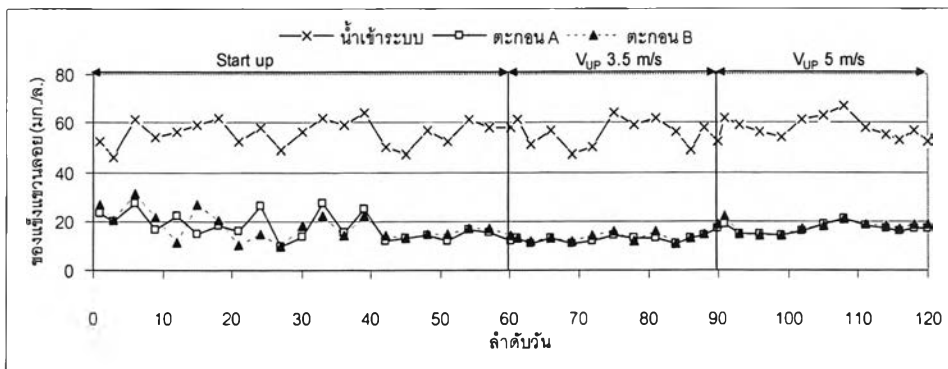
จากรูปที่ 4.10 จะเห็นว่าในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำ จะมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูง ซึ่งถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงเกิดจากการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่มากกว่า ทำให้เกิดความปั่นป่วนทางชลศาสตร์ภายในถังปฏิกรณ์ที่มีค่ามากกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำ ส่งผลให้ของแข็งแขวนลอยจึงไม่สามารถตกตะกอนภายในถังปฏิกรณ์ได้โดยง่าย ดังนั้นการเวียนน้ำกลับในอัตราสูงจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของสารละลาย เช่น ซีไอดี บีไอดี 5 วันเป็นต้น แต่ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยลดลง

เมื่อพิจารณาค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B จะเห็นได้ว่ามีค่าใกล้เคียงกัน รวมไปถึงแนวโน้มของการเปลี่ยนแปลงตลอดการทดลองที่ 1 นี้ด้วย ทั้งนี้เนื่องมาจากความสามารถในการตกตะกอนได้ดีของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบทั้ง 2 ชนิด ประกอบกับน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีค่าซีไอดีต่ำ ทำให้ก๊าซชีวภาพที่ระบบผลิตขึ้นได้ละลายปนอยู่ในน้ำของถังปฏิกรณ์เกือบทั้งหมดจึงไม่มีฟองก๊าซเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ ดังนั้นความปั่นป่วนทั้งหมดที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์จึงมาจากการเวียนน้ำกลับเพียงปัจจัยเดียว

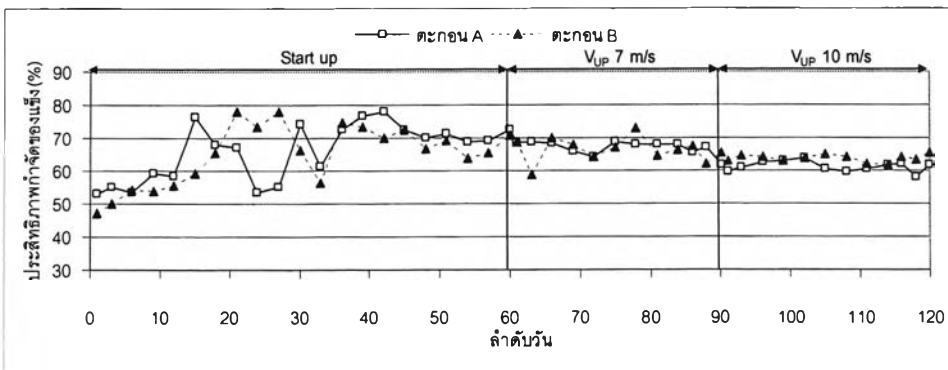
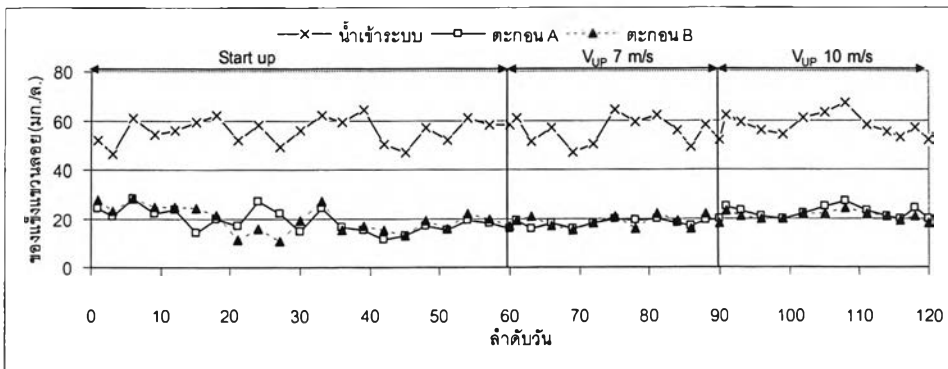
4) อุณหภูมิ

ค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 35.3, 35.7, 35.4 และ 35.9 องศาเซลเซียส ตามลำดับ

น้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 35.4, 35.8, 35.5 และ 35.9 องศาเซลเซียส ตามลำดับโดยค่าอุณหภูมิ ตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.11

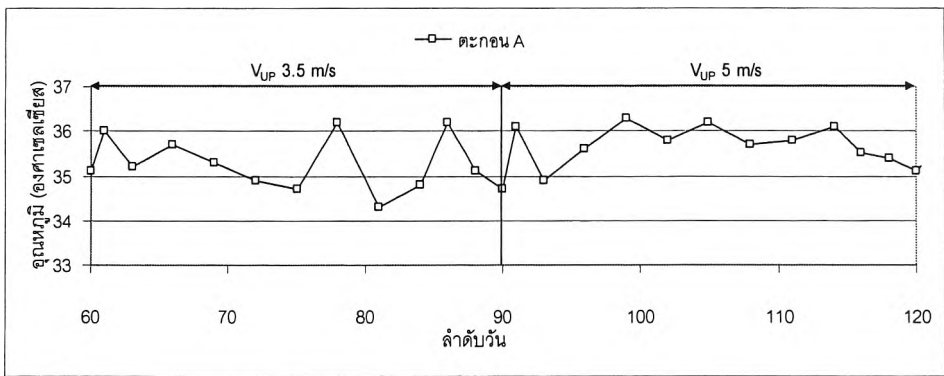


(ก) ถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 3

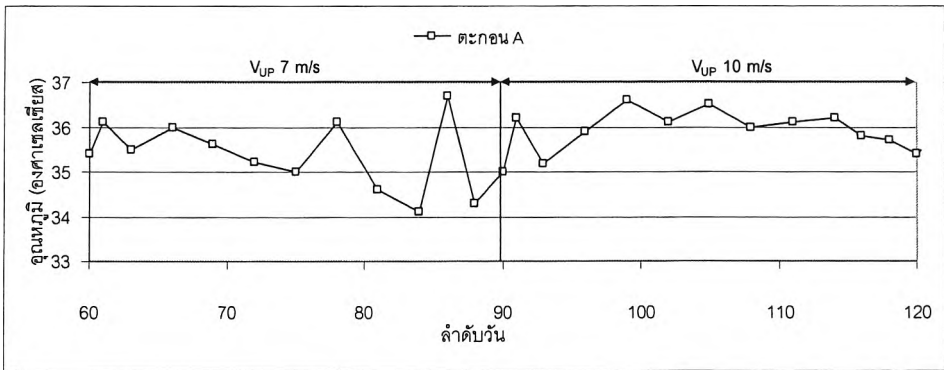


(ข) ถึงปฏิบัติการที่ 2 และ 4

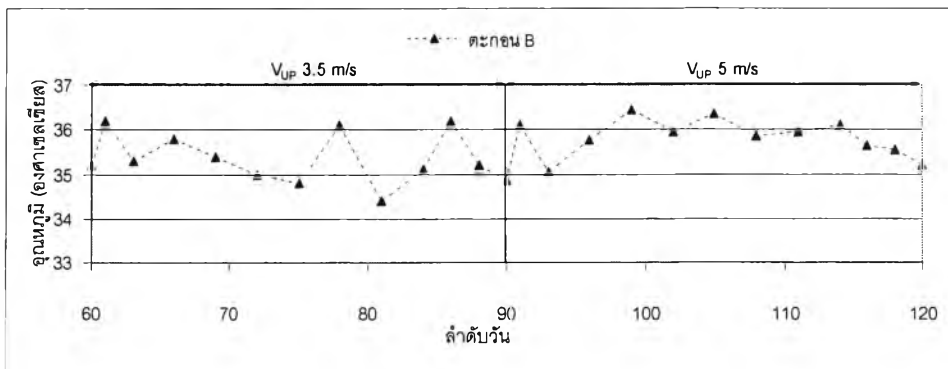
รูปที่ 4.10 ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด



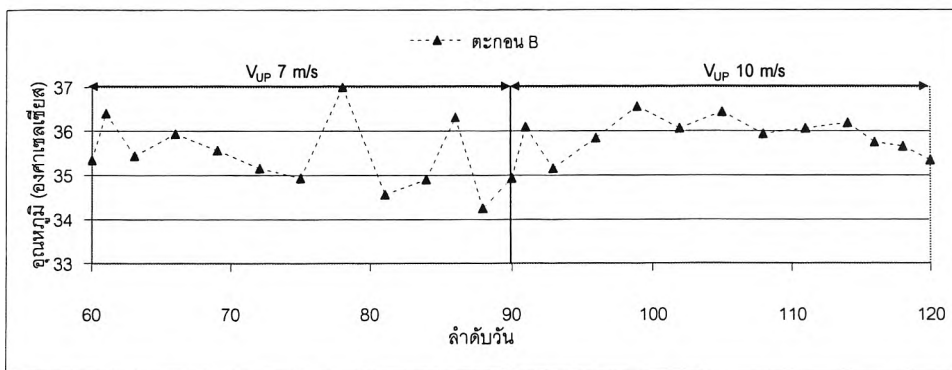
(ก) ตั้งปฏิกรณ์ที่ 1



(ข) ตั้งปฏิกรณ์ที่ 2



(ค) ตั้งปฏิกรณ์ที่ 3



(ง) ตั้งปฏิกรณ์ที่ 4

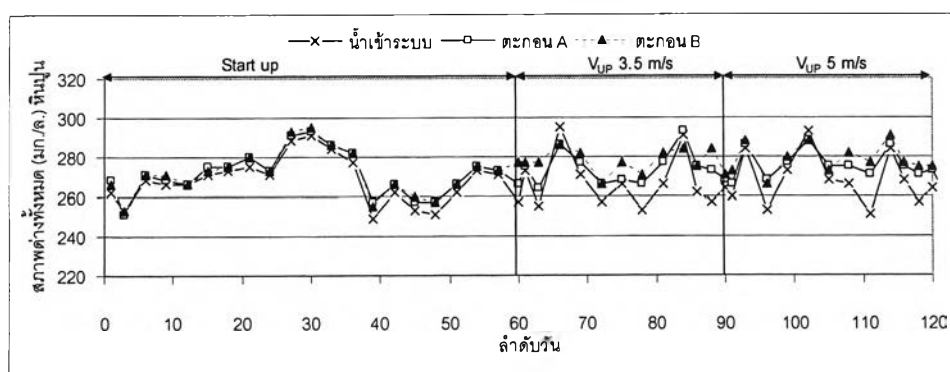
รูปที่ 4.11 อุณหภูมิ

จากผลการทดลองจะเห็นว่า อุณหภูมิเฉลี่ยในแต่ละถังมีค่าเฉลี่ยใกล้เคียงกัน และอุณหภูมิในแต่ละวันก็มีค่าใกล้เคียงกันมากเช่นกันและสังเกตได้ว่ามีอุณหภูมิค่อนข้างสูงกว่าที่อุณหภูมิห้องเล็กน้อย แต่ก็ยังอยู่ในช่วง 25 – 40 องศาเซลเซียส (ช่วงมีโซฟิลิค) ซึ่งเป็นช่วงอุณหภูมิที่แบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนสามารถดำรงชีวิตได้อย่างเหมาะสม

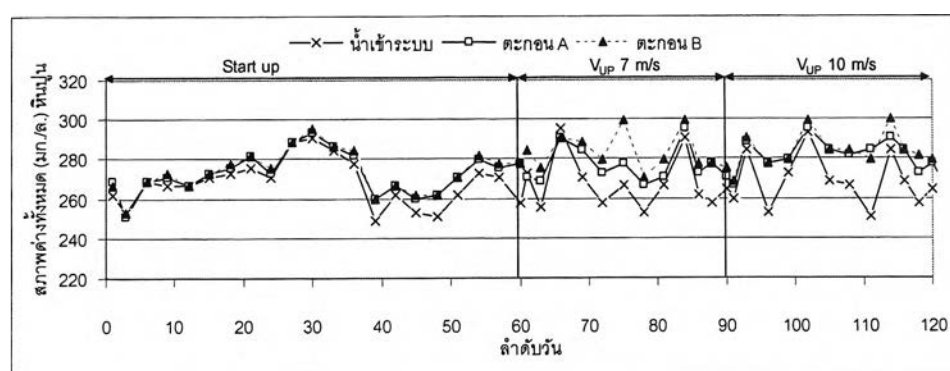
5) สภาพต่างทั้งหมด

ค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 269 และ 268 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 276, 277, 279 และ 283 มก./ล. หินปูนตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 279, 279, 285 และ 286 มก./ล. หินปูน ตามลำดับ



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.12 สภาพต่างทั้งหมด

จากผลการทดลอง พบว่าสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยเมื่อเทียบกับค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบ ทั้งนี้เป็นเพราะสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีไนโตรเจนถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียม (NH_4^+) ส่วนสารอินทรีย์เมื่อถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียไร้ออกซิเจนจะได้มีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งคาร์บอนไดออกไซด์นี้เมื่อละลายน้ำจะอยู่ในรูปกรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) และแตกตัวในรูปไอออนได้ H^+ และ HCO_3^- เมื่อไปคาร์บอเนต HCO_3^- รวมตัวกับแอมโมเนียม (NH_4^+) จะเกิดเป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3) ซึ่งส่งผลให้สภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้น เมื่อเทียบกับน้ำเสียก่อนเข้าระบบ และถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วการไหลขึ้นสูง จะมีสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกจากระบบมากกว่าน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำ เพราะการเวียนน้ำกลับเข้าสู่ระบบที่อัตรามากกว่าทำให้สภาพต่างที่เวียนกลับเข้าสู่ระบบสามารถผสมกับสภาพต่างในถังปฏิกรณ์ได้เป็นอย่างดี โดยสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 1 แสดงดังรูปที่ 4.12

6) กรดไขมันระเหย

ค่ากรดไขมันระเหยเจลีย์ของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 69 และ 73 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยเจลีย์เท่ากับ 55, 59, 53 และ 56 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยเจลีย์เท่ากับ 54, 58, 53 และ 55 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ

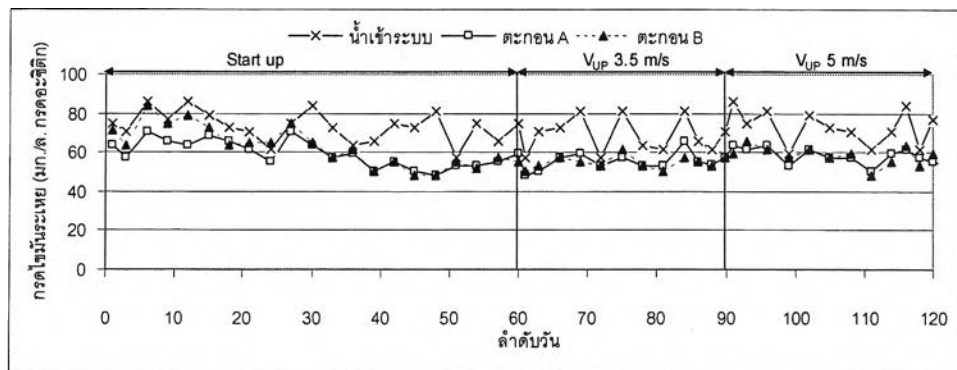
จากผลการทดลองพบว่ากรดไขมันระเหยในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าลดลงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียเข้าระบบ เนื่องจากแบคทีเรียไร้ออกซิเจนมีการนำกรดไขมันระเหยไปใช้ในปริมาณน้อย ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณซีโอดีที่ถูกกำจัดในปริมาณไม่มากนัก โดยกรดไขมันระเหยตลอดการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.13

7) กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด

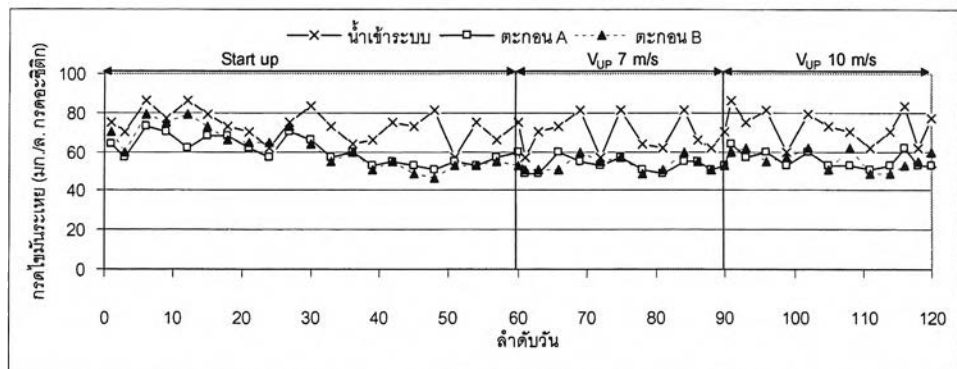
ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเจลีย์ของน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเจลีย์เท่ากับ 0.20, 0.21, 0.19 และ 0.20 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 0.20, 0.21, 0.19 และ 0.20 ตามลำดับ

จากผลการทดลอง จะเห็นได้ว่าค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด มีค่าน้อยกว่า 0.4 ตลอดการทดลอง ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระบบมีกำลังบำบัดที่เพียงพอ โดยค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด ตลอดการทดลองที่ 1 แสดงดังรูปที่ 4.14



(ก) ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3



(ข) ถึงปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.13 กรดไขมันระเหย

8) พีเอช

ค่าพีเอชเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 7.49 และ 7.45 ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.51, 7.50, 7.53 และ 7.52 ตามลำดับ

ในส่วนน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.53, 7.53, 7.55 และ 7.56 ตามลำดับ

จากผลการทดลอง พบว่าค่าพีเอชในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยเมื่อเทียบกับค่าพีเอชของน้ำเสียเข้าระบบ ซึ่งสอดคล้องกับค่าสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกที่เพิ่มขึ้นเช่นกัน

ในช่วงการทดลองเดียวกัน ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ความเร็วไหลขึ้นสูงกว่าจะมีค่าพีเอชในน้ำออกสูงกว่า ทั้งนี้เพราะว่าการเวียนน้ำกลับเข้าสู่ระบบเป็นการนำสภาพต่างมาสะเทินกรดไขมันระเหยและคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นในระบบ ดังนั้นถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราการเวียนน้ำกลับเข้าระบบในอัตราส่วนที่สูงกว่า จึงมีพีเอชในน้ำออกมากกว่าในถังปฏิกรณ์ที่มีการเวียนน้ำกลับเข้าระบบต่ำ แต่เนื่องจากค่าพีเอชในน้ำเข้าช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าแตกต่างกันตามสภาวะน้ำเสียเข้าระบบ ดังนั้นความสัมพันธ์ของค่าพีเอชในน้ำออกจึงไม่แปรผันตามค่าความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้น ค่าพีเอชในน้ำออกโดยค่าพีเอชตลอดการทดลองแสดงในรูปที่ 4.15

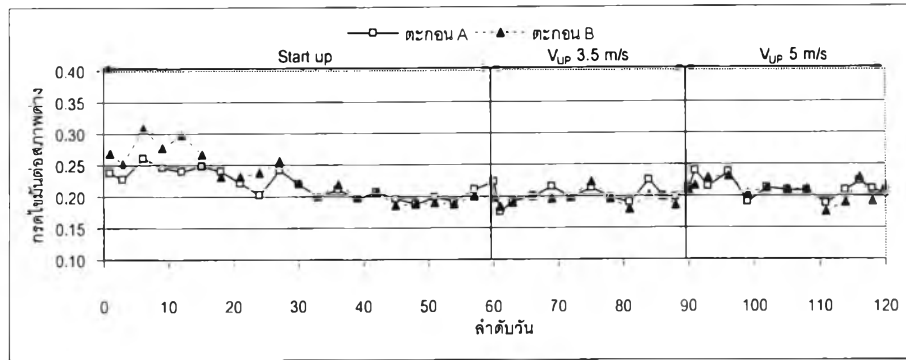
เมื่อพิจารณา ค่าพีเอชระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 1

9) ไออาร์พี

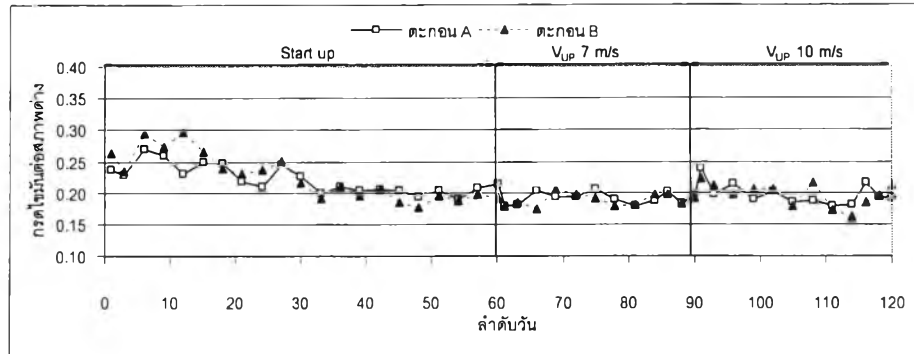
ค่าไออาร์พีเฉลี่ยของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าไออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -268, -253, -264 และ -256 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ

ภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าไออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -270, -268, -274 และ -267 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ

จากผลการทดลองพบว่าค่าไออาร์พีในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าใกล้เคียงกัน โดยค่าไออาร์พีที่มีค่าเป็นลบมาก จะแสดงถึงความเหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศได้ดี โดยค่าเหมาะสมอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลต์ โดยค่าไออาร์พีตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.16 สังเกตได้ว่าถึงแม้ว่าน้ำเสียที่ใช้จะมีค่าซีโอดีต่ำ ซึ่งอาจมีออกซิเจนบางส่วนละลายอยู่ในน้ำเสีย แต่ก็ไม่ได้ทำให้ปฏิกิริยาโดยรวมของระบบลดลงแต่อย่างใด

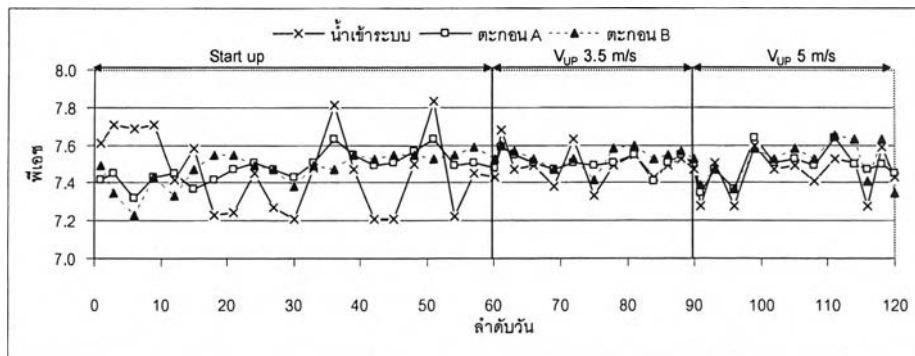


(ก) ถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 3

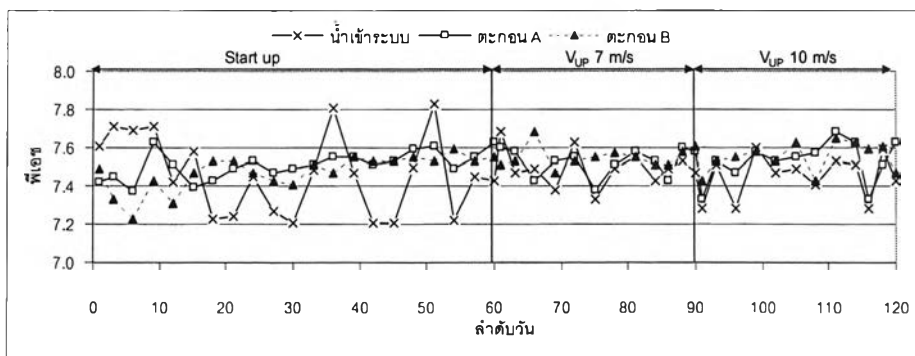


(ข) ถึงปฏิบัติการที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.14 กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง

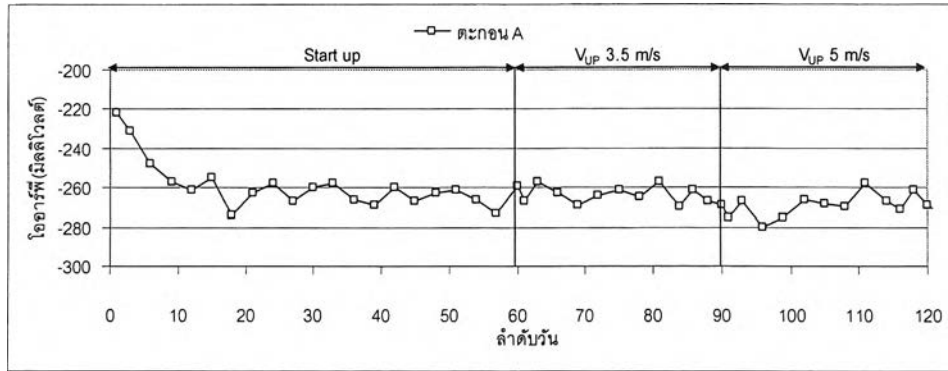


(ก) ถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 3

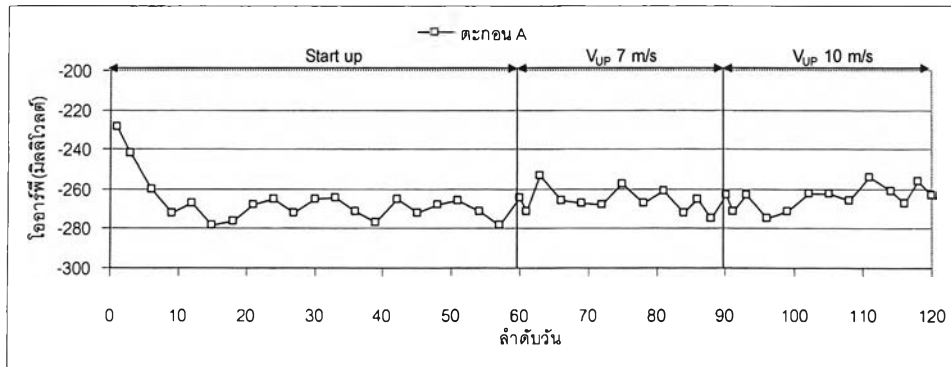


(ข) ถึงปฏิบัติการที่ 2 และ 4

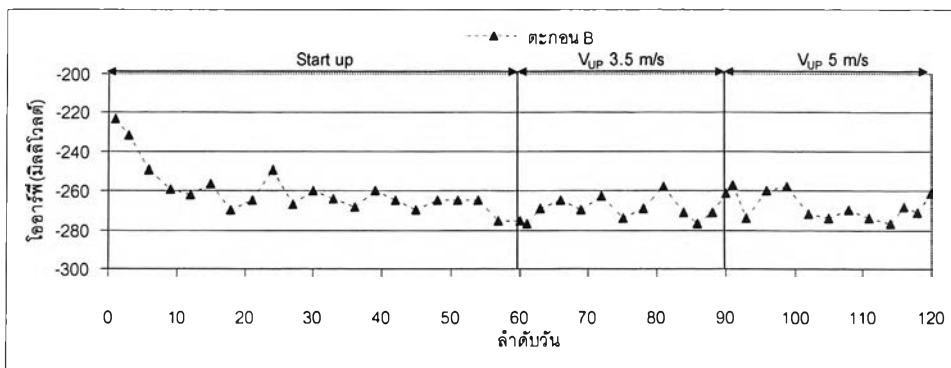
รูปที่ 4.15 พีเอช



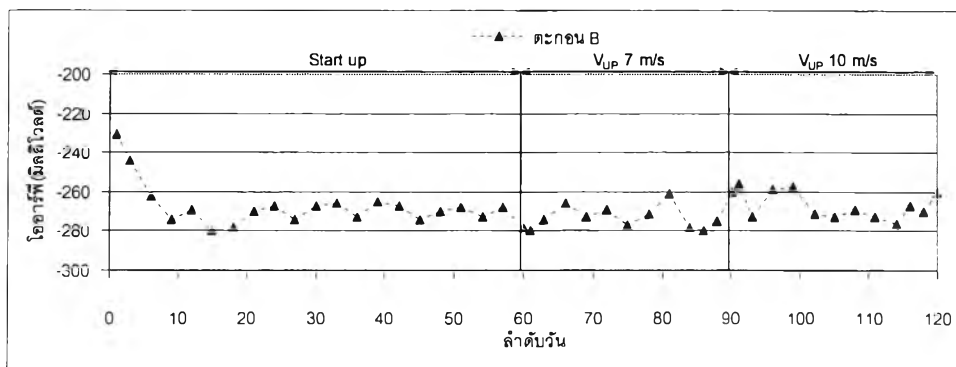
(ก) ดังปฏิกรณ์ที่ 1



(ข) ดังปฏิกรณ์ที่ 2



(ค) ดังปฏิกรณ์ที่ 3



(ง) ดังปฏิกรณ์ที่ 4

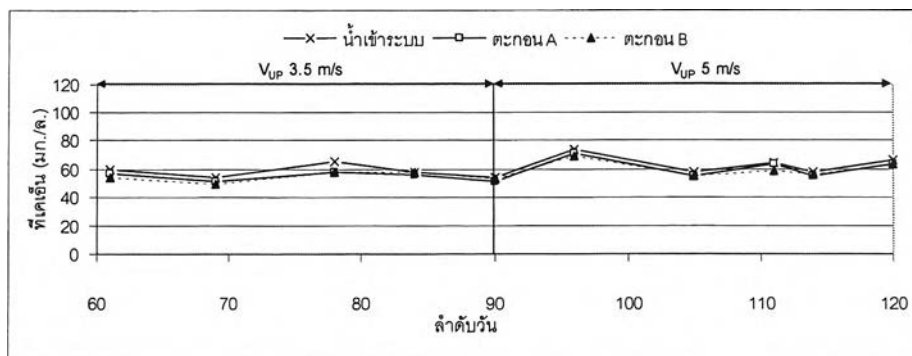
รูปที่ 4.16 ไออาร์พี

10) ทีเคเอ็น

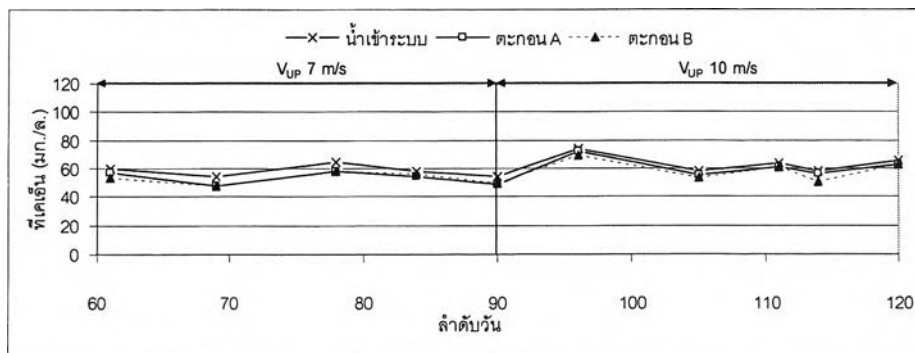
ค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 58 และ 64 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 55, 61, 53 และ 61 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นร้อยละ 6, 4, 9 และ 4 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 54, 60, 53 และ 59 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นร้อยละ 6, 6, 9 และ 7 ตามลำดับ

จากผลการทดลองพบว่าระบบไม่สามารถกำจัดค่าทีเคเอ็นได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ค่าทีเคเอ็นของน้ำออกจากระบบมีค่าใกล้เคียงกับค่าทีเคเอ็นของน้ำเสียเข้าระบบ เนื่องจากระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้อากาศ จึงไม่สามารถกำจัดค่าทีเคเอ็นโดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งจะเปลี่ยนทีเคเอ็นให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ ส่วนการลดลงของทีเคเอ็นในระบบอีจีเอสบีนั้นเกิดจากการนำไนโตรเจนไปใช้ในการดำรงชีวิตของเซลล์จุลินทรีย์ค่าทีเคเอ็น ตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.17



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.17 ทีเคเอ็น และประสิทธิภาพการกำจัด

ตารางที่ 4.4 ผลการทดลองการทดลองที่ 1 ตะกอนชนิด A

พารามิเตอร์	ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น	
	3.5 ม./ชม.		5 ม./ชม.		7 ม./ชม.		10 ม./ชม.	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ซีโอดี (มก./ล.) n = 9	150	<u>50</u>	161	<u>48</u>	151	<u>42</u>	161	<u>52</u>
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ) n = 9	-	<u>66</u>	-	<u>70</u>	-	<u>72</u>	-	<u>68</u>
บีโอดี (มก./ล.) n = 5	80	<u>33</u>	83	<u>28</u>	80	<u>27</u>	83	<u>30</u>
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี (ร้อยละ) n = 5	-	<u>61</u>	-	<u>65</u>	-	<u>66</u>	-	<u>63</u>
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 9	56	<u>13</u>	58	<u>17</u>	56	<u>18</u>	58	<u>23</u>
ประสิทธิภาพกำจัดของแข็ง (ร้อยละ) n = 9	-	<u>77</u>	-	<u>71</u>	-	<u>67</u>	-	<u>61</u>
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 9	267	<u>274</u>	268	<u>276</u>	267	<u>277</u>	268	<u>281</u>
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 9	69	<u>55</u>	73	<u>59</u>	69	<u>53</u>	73	<u>56</u>
กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง n = 9	0.26	<u>0.20</u>	0.27	<u>0.21</u>	0.26	<u>0.19</u>	0.27	<u>0.20</u>
พีเอช n = 9	7.49	<u>7.51</u>	7.47	<u>7.50</u>	7.49	<u>7.53</u>	7.47	<u>7.52</u>
อุณหภูมิ * n = 9	-	<u>35.7</u>	-	<u>35.1</u>	-	<u>35.9</u>	-	<u>35.4</u>
ไออาร์พี * n = 9	-	- 268	-	- 253	-	- 264	-	- 256
ทีเคเอ็น n = 5	58	<u>55</u>	64	<u>61</u>	58	<u>53</u>	64	<u>61</u>
ปริมาณก๊าซชีวภาพ n = 0	-	-	-	-	-	-	-	-

* พารามิเตอร์ที่วัดจากน้ำในถังปฏิกรณ์

ตารางที่ 4.5 ผลการทดลองการทดลองที่ 1 ตะกอนชนิด B

พารามิเตอร์	ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น	
	3.5 ม./ชม.		5 ม./ชม.		7 ม./ชม.		10 ม./ชม.	
	น้ำ เข้า	น้ำออก	น้ำ เข้า	น้ำออก	น้ำ เข้า	น้ำออก	น้ำ เข้า	น้ำออก
ซีโอดี (มก./ล.) n = 9	150	<u>45</u>	161	<u>44</u>	151	<u>39</u>	161	<u>47</u>
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ) n = 9	-	<u>70</u>	-	<u>73</u>	-	<u>74</u>	-	<u>71</u>
บีโอดี (มก./ล.) n = 5	80	<u>31</u>	83	<u>27</u>	80	<u>26</u>	83	<u>29</u>
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี (ร้อยละ) n = 5	-	<u>62</u>	-	<u>67</u>	-	<u>68</u>	-	<u>65</u>
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 9	56	<u>14</u>	58	<u>17</u>	56	<u>19</u>	58	<u>21</u>
ประสิทธิภาพกำจัดของแข็ง (ร้อยละ) n = 9	-	<u>76</u>	-	<u>69</u>	-	<u>67</u>	-	<u>64</u>
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. นินปุณ) n = 9	267	<u>278</u>	268	<u>279</u>	267	<u>283</u>	268	<u>284</u>
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 9	69	<u>54</u>	73	<u>58</u>	69	<u>53</u>	73	<u>55</u>
กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง n = 9	0.26	<u>0.20</u>	0.27	<u>0.21</u>	0.26	<u>0.19</u>	0.27	<u>0.20</u>
พีเอช n = 9	7.49	<u>7.53</u>	7.47	<u>7.53</u>	7.49	<u>7.55</u>	7.47	<u>7.56</u>
อุณหภูมิ * n = 9	-	<u>35.8</u>	-	<u>35.8</u>	-	<u>35.9</u>	-	<u>35.9</u>
ไออาร์พี * n = 9	-	- 270	-	- 268	-	- 274	-	- 267
ทีเคเอ็น n = 5	58	<u>54</u>	64	<u>64</u>	58	<u>53</u>	64	<u>64</u>
ปริมาณก๊าซชีวภาพ n = 0	-	-	-	-	-	-	-	-

* พารามิเตอร์ที่วัดจากน้ำในถังปฏิกรณ์

4.3.2 วิจัยผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อระบบอีจีเอสบี

4.3.2.1 วิจัยผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ

งานวิจัยนี้ได้มุ่งเน้นศึกษาเรื่องความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบหรือไม่ ซึ่งผลที่ได้จากการทดลองนั้นสามารถสรุปได้ว่า ความเร็วไหลขึ้นนี้มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี ซึ่งสามารถแบ่งประสิทธิภาพของระบบออกเป็น 2 ประเภท ได้แก่ ประสิทธิภาพการกำจัดสารละลาย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง โดยที่สารละลาย ได้แก่ ซีโอดี และบีโอดี 5 วัน เป็นต้น ส่วนของแข็ง คือ ของแข็งแขวนลอย ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี บีโอดี 5 วัน และของแข็งแขวนลอยแสดงดังตารางที่ 4.9

ตารางที่ 4.6 ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

ชนิดตะกอน	ประสิทธิภาพการกำจัด (ร้อยละ)											
	ซีโอดี				บีโอดี 5 วัน				ของแข็งแขวนลอย			
	ความเร็วไหลขึ้น(ม./ชม.)				ความเร็วไหลขึ้น(ม./ชม.)				ความเร็วไหลขึ้น(ม./ชม.)			
	3.5	5	7	10	3.5	5	7	10	3.5	5	7	10
A	67	70	72	68	61	65	66	63	78	71	68	61
B	69	73	74	71	62	67	68	65	76	69	67	64

จากตารางที่ 4.6 และรูปที่ 4.18-4.20 จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดพารามิเตอร์ต่างๆ ในตะกอนชนิด A และ B มีค่าใกล้เคียงกันและมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกัน และจากผลดังกล่าวสามารถวิเคราะห์ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพระบบอีจีเอสบี โดยแบ่งเป็นพารามิเตอร์ ดังนี้

1) ซีโอดี: ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อการกำจัดซีโอดี ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ละลาย โดยระบบอีจีเอสบีที่ใช้ความเร็วไหลขึ้น 3.5–10 ม./ชม. สามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำให้มีประสิทธิภาพเท่ากับร้อยละ 67-72 เนื่องจากระบบอีจีเอสบีถูกพัฒนาขึ้นเพื่อแทนที่ระบบยูเอเอสบีเพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพการลัมผัสกันของน้ำเสีย (Substrate) และจุลินทรีย์ด้วยการทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอน และการกวนผสมที่ทั่วถึง โดยปัจจัยที่ควบคุมการขยายตัวของชั้นตะกอนและการกวนผสมที่ทั่วถึงคือความเร็วไหลขึ้น หรืออัตราการเวียนน้ำกลับเข้าระบบนั่นเอง ระบบอีจีเอสบีที่มีความเร็วไหลขึ้น หรืออัตราการเวียนน้ำกลับเข้าระบบสูงจะเหมาะสมที่จะใช้ในกรณีที่ระบบมีอัตราการเกิดก๊าซต่ำ และการกวนผสมที่ไม่เพียงพอดังเช่นงานวิจัยนี้ที่ใช้น้ำเสียความเข้มข้นต่ำ ซึ่งค่าซีโอดีในน้ำเสียซึ่งมีค่าต่ำจะส่งผลกระทบต่อระดับของสารอาหาร(Substrate)ที่

ต่ำลงเรื่อยๆตามความลึกในเม็ดจุลชีพ ทำให้เม็ดจุลชีพนั้นมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาของแบคทีเรียหรือเกิดการย่อยสลาย Substrate ที่ต่ำ

พิจารณาชั้นของ biolayer ของเม็ดตะกอน ซึ่งจะเป็นตัวที่ทำให้สารอาหารไม่สามารถกระจายเข้าไปยังในชั้นลึกๆได้ เนื่องจากเกิดการต้านทานการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer resistance) ซึ่งเมื่อพิจารณาสมการของ Fick (Fick's first law)

$$F = -\varnothing D \frac{dC}{dX}$$

F คือ ฟลักซ์ของมวลสาร หรือสารอาหาร

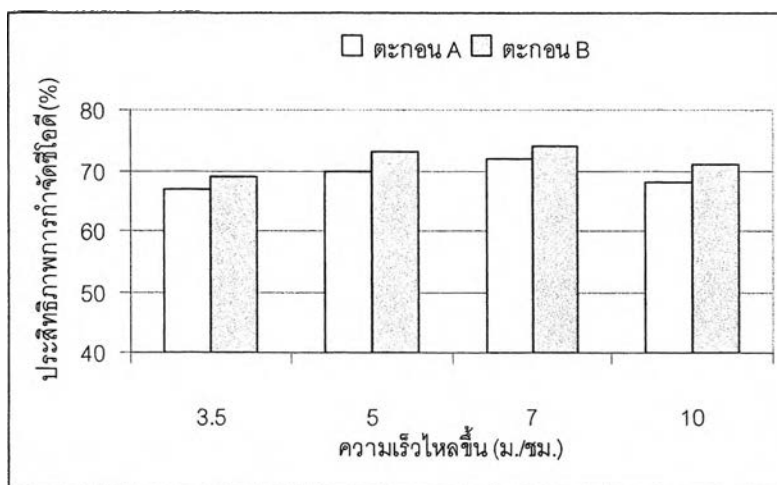
\varnothing คือ ความพรุนของ biolayer

D คือ ค่าคงที่ของการกระจาย

dC/dX คือ เกรเดียนท์ของสารอาหารใน biolayer

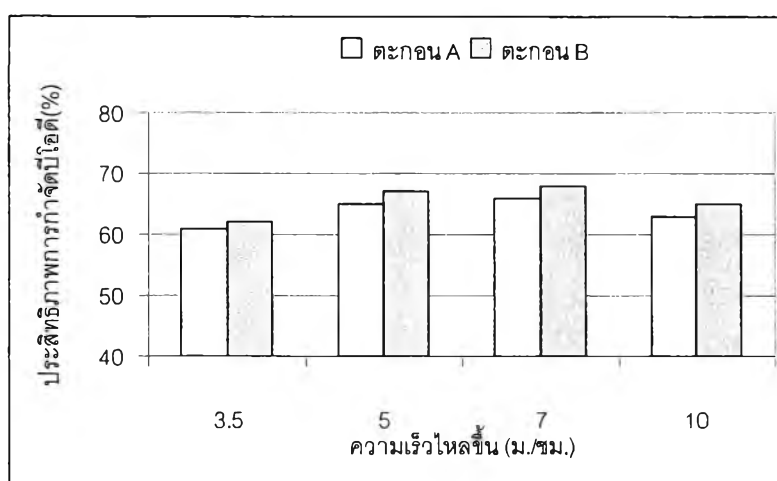
จากสมการสามารถกล่าวได้ว่าฟลักซ์ของสารอาหารที่ผ่าน biolayer ขึ้นอยู่กับเกรเดียนท์ของความเข้มข้น ดังนั้นแบคทีเรียที่อยู่ในชั้นในจะได้รับสารอาหารที่ความเข้มข้นต่ำกว่าที่ผิวเม็ดจุลชีพ ส่งผลให้เกิดอัตราการเกิดปฏิกิริยาต่ำ ดังนั้นการที่จะทำให้สารอาหารที่มีน้อยเพียงพอต่อจุลชีพ จำเป็นที่จะต้องเกิดอัตราการถ่ายเทมวลสารผ่านชั้น biofilm ได้เร็วกว่าอัตราการย่อยสลายสารอาหารโดยจุลชีพในเม็ดจุลชีพ จึงกล่าวได้ว่าการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำๆ จำเป็นที่จะต้องมีการกวนผสมที่เพียงพอ ที่จะทำให้เกิดความปั่นป่วนของการไหลในชั้นตะกอน โดยความปั่นป่วนดังกล่าว เกิดจากการควบคุมความเร็วไหลขึ้นภายในถังปฏิกรณ์หรืออัตราการเวียนน้ำกลับเข้าระบบที่เหมาะสมต่อการขยายตัวของชั้นตะกอน

แต่ที่ความเร็วไหลขึ้น 10ม./ชม. พบว่าประสิทธิภาพกลับลดลงเล็กน้อย ทั้งนี้เนื่องมาจากความเร็วไหลขึ้นที่สูงมาก ทำให้สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากหลุดออกไปกับน้ำออกมากขึ้นโดยสารอินทรีย์ย่อยยากนี้ อาจเกิดจากของแข็งแขวนลอยที่เกาะติดอยู่ในชั้นตะกอน และถูกย่อยสลายเป็นช่วงระยะเวลาานาน ทำให้มีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากเหลือตกค้างในชั้นตะกอน หรืออาจเกิดจากเซลแบคทีเรียที่ถูกย่อยสลายในชั้นตะกอน และเกิดเป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายยากรวมไปถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพในน้ำเข้า



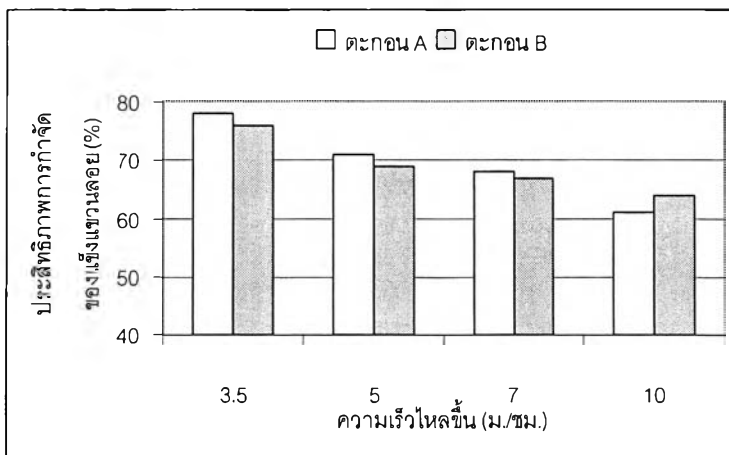
รูปที่ 4.18 เปรียบเทียบค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ

2) บีไอดี 5 วัน: ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อการกำจัดบีไอดี 5 วัน ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดบีไอดี 5 วัน ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายง่าย ระบบอีจีเอสบีที่ใช้ความเร็วไหลขึ้น 3.5–10 ม./ชม. สามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำให้มีประสิทธิภาพเท่ากับร้อยละ 61-66 โดยถึงปฏิกรณ์ที่มีความเร็วสูงกว่า จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีไอดีที่สูงกว่าเช่นกัน เนื่องจากเหตุผลลักษณะเดียวกันกับค่าซีไอดี คือ การใช้อัตราเวียนกลับน้ำที่ต่างกัน จะส่งผลให้จุลินทรีย์ในระบบมีโอกาสย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ยังสลายไม่สิ้นสุดปฏิกิริยาอีกครั้ง โดยที่ระบบมีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่า เป็นผลให้การสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึงมากขึ้นทำให้เกิดการถ่ายเทมวลสาร(Mass transfer) ที่ดีขึ้นเช่นกัน



รูปที่ 4.19 เปรียบเทียบค่าบีไอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ

3) ของแข็งแขวนลอย: ระบบอ็อกซิเดชันที่ใช้ความเร็วไหลขึ้น 3.5-10 ม./ชม. สามารถบำบัดค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำให้มีประสิทธิภาพเท่ากับ 61-78 % โดยความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบอ็อกซิเดชันมีค่าลดลง เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่าจะทำให้เกิดความปั่นป่วนในระบบได้มาก ของแข็งแขวนลอยจึงไม่สามารถตกตะกอนในถังปฏิกรณ์ได้โดยง่าย ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยมีค่าลดลงที่ความเร็วไหลขึ้นมีค่าสูง



รูปที่ 4.20 ค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ

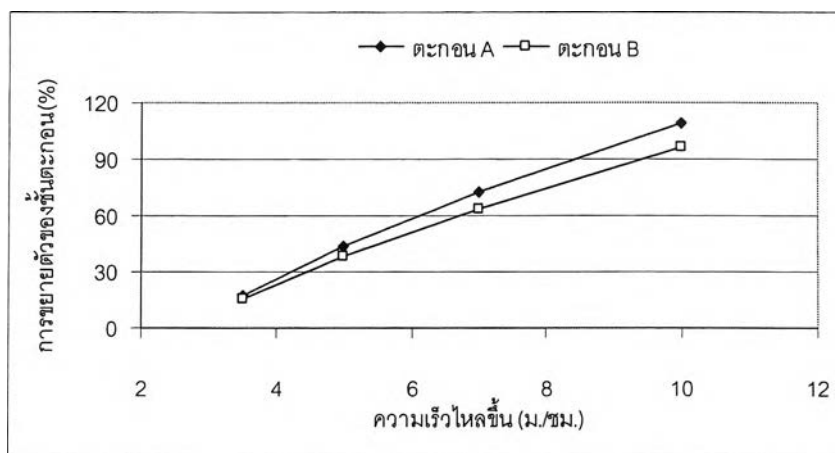
4.3.2.2 วิจัยารณ์ผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อการขยายตัวของชั้นตะกอน

การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ค่าต่าง ๆ ได้แสดงในตารางที่ 4.7 และรูปที่ 4.21

ตารางที่ 4.7 การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ

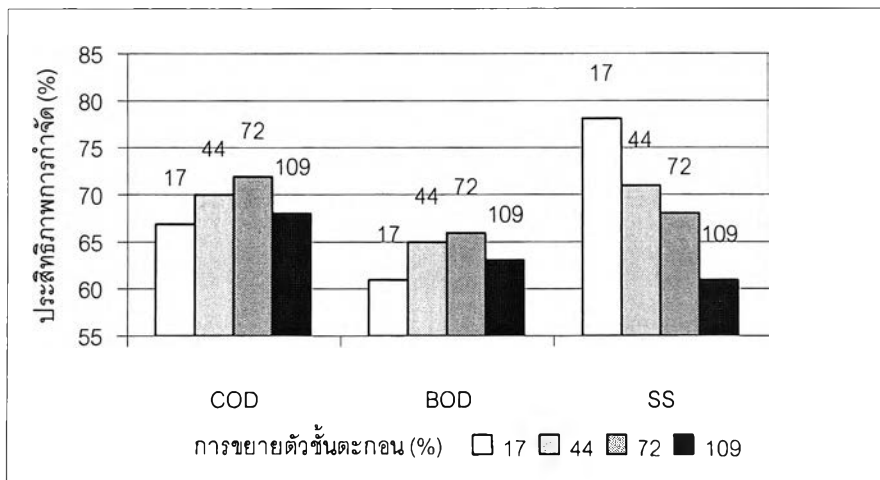
ชนิดตะกอน	ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	ความสูงของชั้นตะกอนเริ่มต้น (ซม.)	ระดับความสูงของชั้นตะกอน (ซม.)	การขยายตัวของชั้นตะกอน (%)
A	3.5	98	115	17
	5	98	141	44
	7	98	169	72
	10	98	205	109
B	3.5	112	129	15
	5	112	155	38
	7	112	183	63
	10	112	220	96

จากผลการทดลองความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ มีผลโดยตรงต่อการขยายตัวของชั้นตะกอน และประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ซึ่งแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกัน (Lettinga และ คณะ, 1994) โดยความเร็วไหลขึ้นที่สูงขึ้นจะทำให้ชั้นตะกอนมีการขยายตัวสูงขึ้นตามความสูงของถังปฏิกรณ์ตามไปด้วย การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนมีค่าน้อย เนื่องจากชั้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีความสามารถในการตกตะกอนสูง เนื่องมาจากขนาดและความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์



รูปที่ 4.21 การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่างๆ

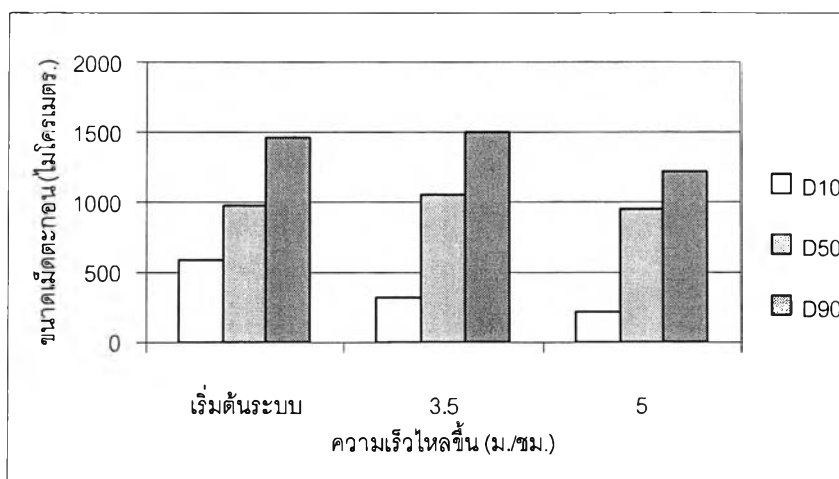
จากรูปที่ 4.22 พิจารณาการขยายตัวของชั้นตะกอนและประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี พบว่าเมื่อการขยายตัวของชั้นตะกอนสูงขึ้น ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ถึง 10 ม./ชม. ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีและบีไอดี 5 วัน เพิ่มขึ้นเช่นกัน โดยระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการถ่ายเทมวลสาร (Mass transfer) และการดูดซึมสารอาหารเข้าสู่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องมาจากการขยายตัวของชั้นตะกอนที่มากขึ้น ส่งผลให้โอกาสสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียกับจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนมีมากขึ้น แต่ให้ผลตรงกันข้ามกับประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย คือที่ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนมากขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยลดลงด้วย เนื่องจากระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนที่มาก ทำให้ภายในถังปฏิกรณ์เกิดสภาวะปั่นป่วนสูงจนทำให้ของแข็งแขวนลอยบางส่วนหลุดออกจากระบบ



รูปที่ 4.22 ประสิทธิภาพของระบบบิโอดีเอสบีที่ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนค่าต่าง ๆ

4.3.2.3 วิจัยผลของความเร็วไหลขึ้นต่อขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากผลการทดลองในงานวิจัยนี้ ได้ทำการวัดขนาดของเม็ดตะกอนในรูปของการกระจายขนาด (D10, D50 และ D90) พบว่าการเปลี่ยนแปลงของการกระจายขนาดเม็ดตะกอนมีลักษณะ และมีแนวโน้มใกล้เคียงกัน ดังนั้นจึงเลือกพิจารณาถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ดังแสดงในรูปที่ 4.23



รูปที่ 4.23 การกระจายขนาดเม็ดตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่างๆ (ถึงปฏิกรณ์ที่ 1)

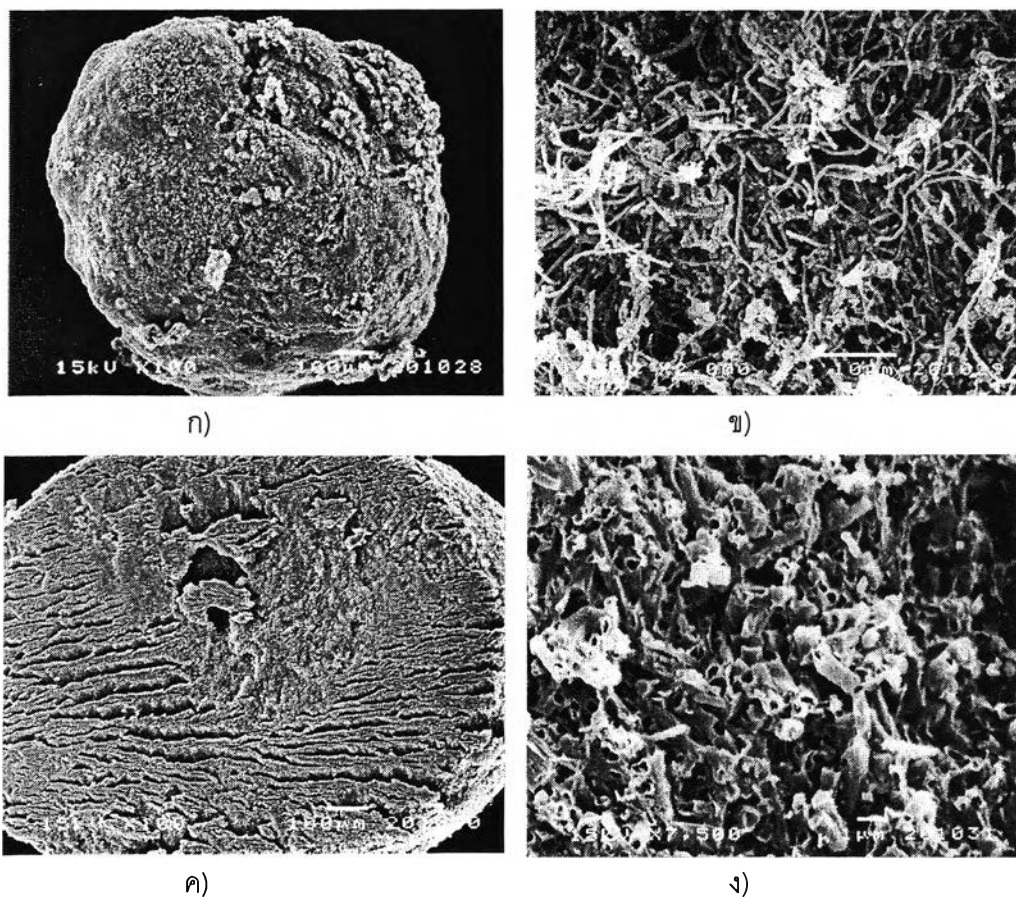
ผลของความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อขนาดเม็ดตะกอน โดยความเร็วไหลขึ้นที่ค่าสูงจะทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอนมาก และส่งผลให้ขนาดเม็ดตะกอนมีขนาดลงด้วย ทั้งนี้เม็ดขนาดเล็ก และตกตะกอนไม่ดีจะลอยหลุดออกไปจากระบบเนื่องจากความเร็วการไหลขึ้นที่มีค่าสูง ส่วนในเม็ดขนาดใหญ่มีขนาดเล็กลง เนื่องมาจากการขัดสีระหว่างกระแสน้ำที่เวียนกลับเข้าระบบในอัตรา

สูง กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และการขัดสีกันเองระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เหตุผลดังกล่าวส่งผลให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบที่มีความเร็วไหลสูงขึ้นสูงขึ้นมีขนาดเล็กลง

4.3.2.4 วิจัยผลของความเร็วจนสูงขึ้นต่อโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

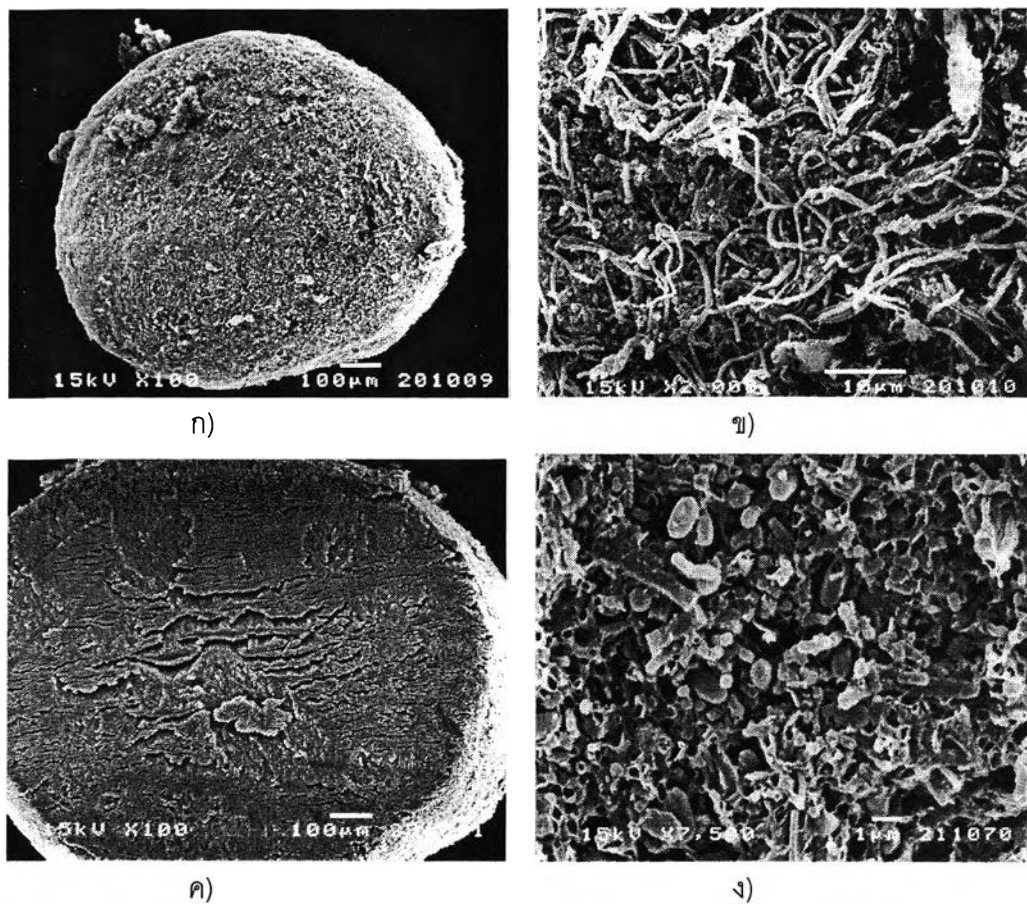
ในงานวิจัยนี้ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการทดลองขณะเริ่มต้นระบบมีขนาดประมาณ 0.5 ถึง 2 มม. และได้ทำการตรวจสอบลักษณะโครงสร้างของเม็ดตะกอนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) โดยที่ความเร็วจนสูงค่าต่าง ๆ มีผลต่อการขยายตัวของชั้นตะกอนสูงขึ้นไปตามความสูงของถังปฏิกรณ์ ส่งผลให้เกิดการขัดสีกันระหว่างกระแสที่เวียนกลับเข้าสู่ระบบในอัตราสูงกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และการขัดสีกันเองระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ส่งผลให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบที่มีความเร็วจนสูงขึ้นไปมีขนาดเล็กลง และเมื่อทำการตรวจสอบลักษณะโครงสร้างของเม็ดตะกอนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน พบว่าลักษณะผิวภายนอกของเม็ดตะกอนไม่ต่างกันมากนัก ทั้งนี้อาจเป็นเพราะว่าโครงสร้างบริเวณผิวชั้นนอกของเม็ดตะกอน เป็นแบบที่เรียกชนิดเส้นใยรวมตัวกันเป็นเม็ดทรงกลมอย่างหนาแน่น ซึ่งสามารถทนต่อแรงเฉือน (shear force) จากกระแสที่เวียนเข้าสู่ระบบในอัตราสูงได้ แต่บางส่วนที่แบบที่เรียกชนิดเส้นใยรวมตัวกันไม่แข็งแรงพอ ก็จะหลุดลอยออกไปจากเม็ดตะกอนได้บ้าง ซึ่งเป็นผลให้ของแข็งแขวนลอยหลุดออกจากระบบมากขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ความเร็วจนสูง

เมื่อพิจารณาโครงสร้างภายในของเม็ดตะกอน (ผ่าตามขวาง) พบว่าลักษณะโครงสร้างภายในไม่ต่างกันมากนัก โดยที่ความเร็วจนต่ำ (3.5 ม./ชม.) พบว่าเกิดโพรงช่องว่างภายในมากกว่าที่ความเร็วจนค่าอื่น ๆ ทั้งนี้เนื่องจากระบบมีอัตราการขยายตัวของชั้นตะกอนต่ำ ส่งผลให้มีการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer) น้อย ทำให้แบบที่เรียกชั้นในสุดไม่ได้รับสารอาหาร และเกิดการย่อยสลายของแบบที่เรียก ทำให้เซลล์บางส่วนตายเกิดการแยกชั้นออกจากกันเป็นโพรงช่องว่างภายใน ส่วนที่ความเร็วจนสูง พบว่าลักษณะโครงสร้างภายในมีความคล้ายกันโดยพบโพรงช่องว่างน้อย และมีความหนาแน่นของแบบที่เรียกสูง เนื่องจากมีการขยายตัวของชั้นตะกอนสูง เกิดการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer) มาก ส่งผลให้แบบที่เรียกได้รับสารอาหารทั่วถึงมากขึ้น โดยทั้งนี้เม็ดตะกอนที่นำมาส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนนี้ เป็นการสุ่มเลือกเม็ดที่เป็นตัวแทนจากเม็ดตะกอนทั้งหมดซึ่งปริมาณมาก โดยรูปที่ 4.24 ถึง 4.31 แสดงโครงสร้างของเม็ดตะกอนที่ความเร็วจนค่าต่าง ๆ



รูปที่ 4.24 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

- ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 2000 เท่า
- ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



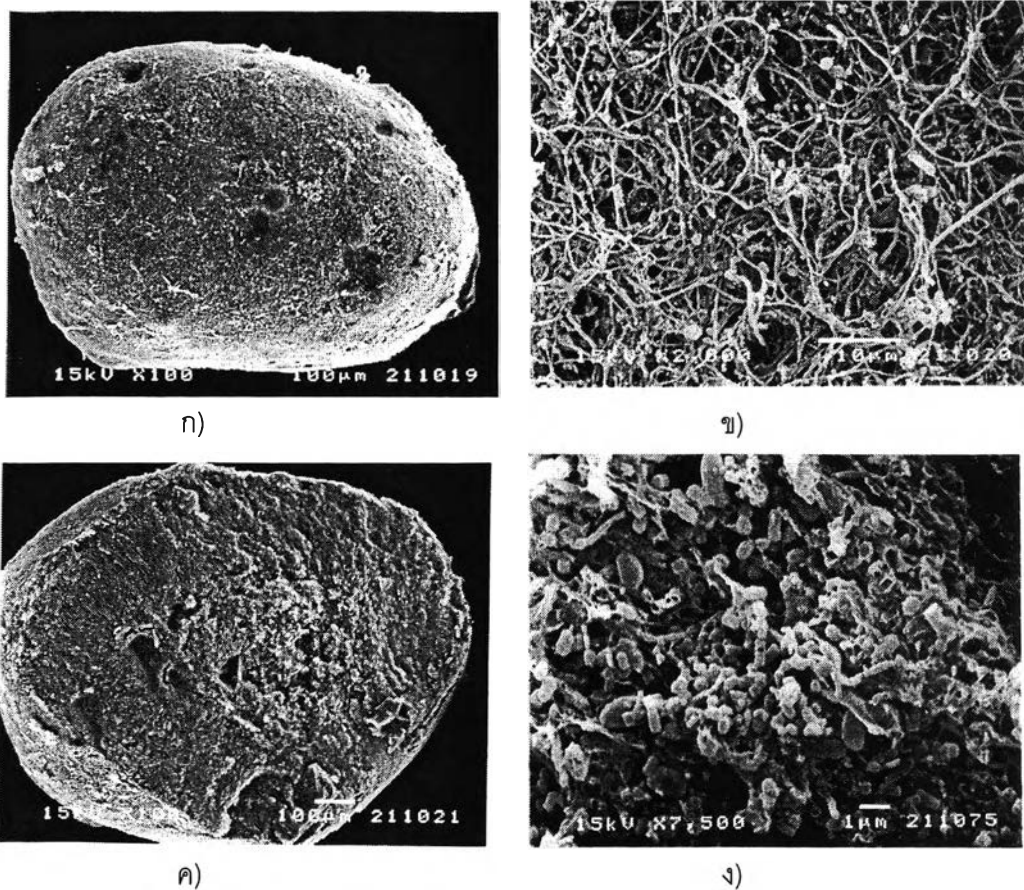
รูปที่ 4.25 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A ที่ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 2000 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



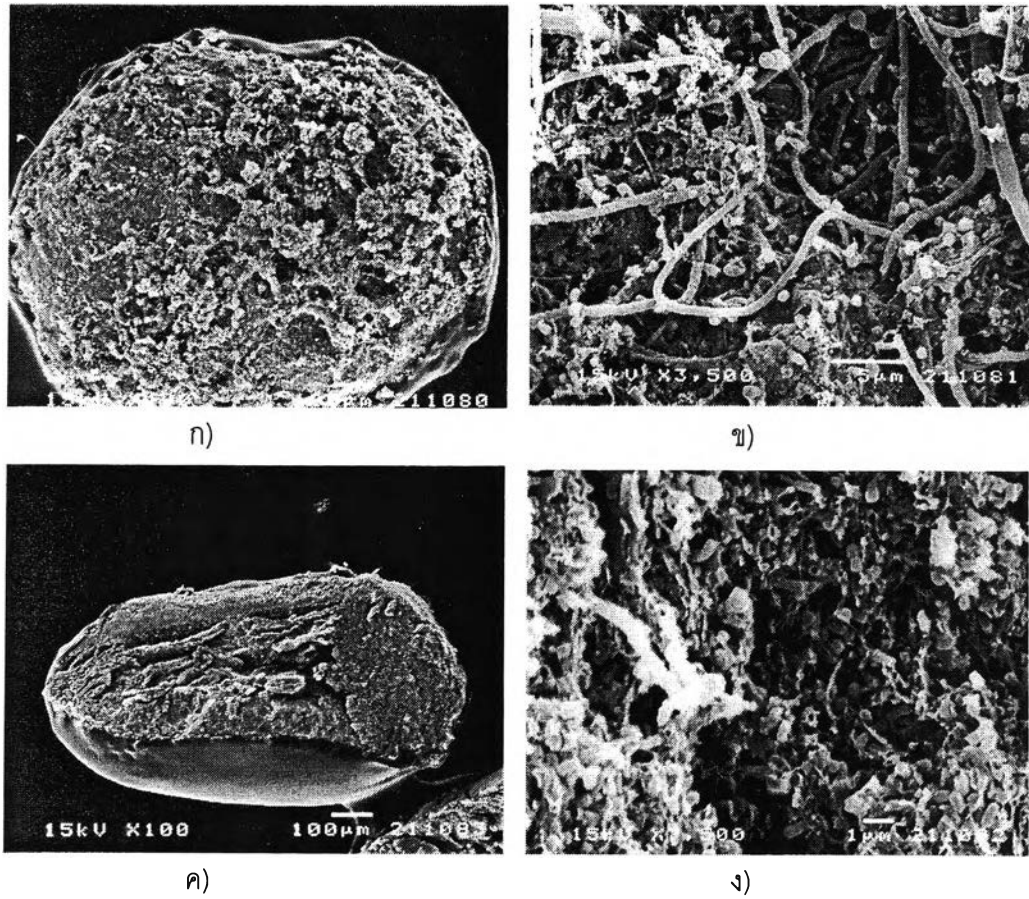
รูปที่ 4.26 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A ที่ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 2000 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



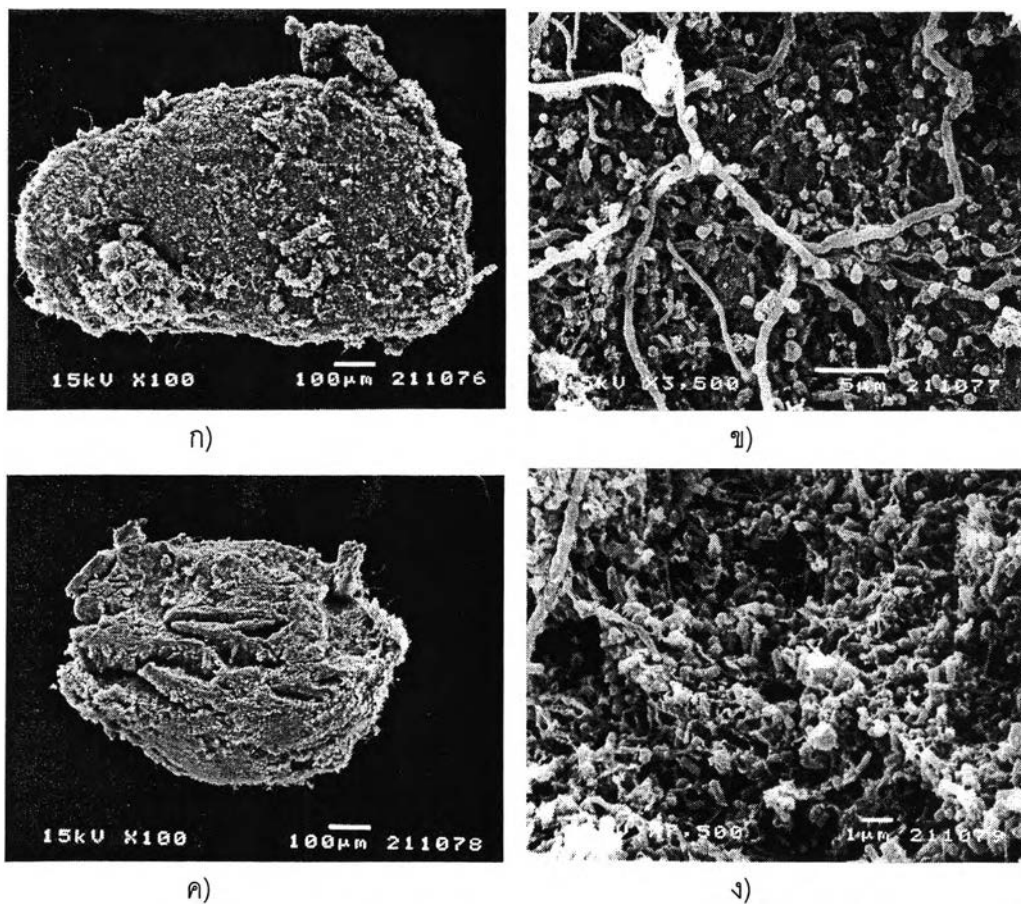
รูปที่ 4.27 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

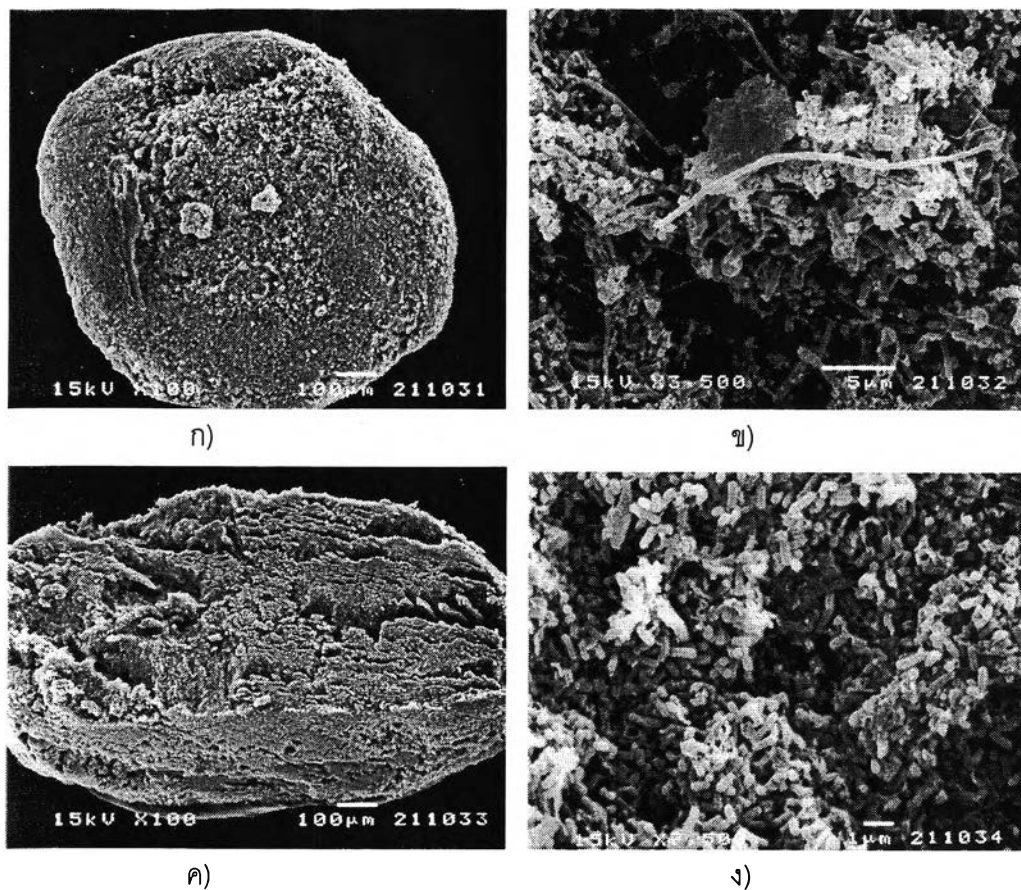
ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



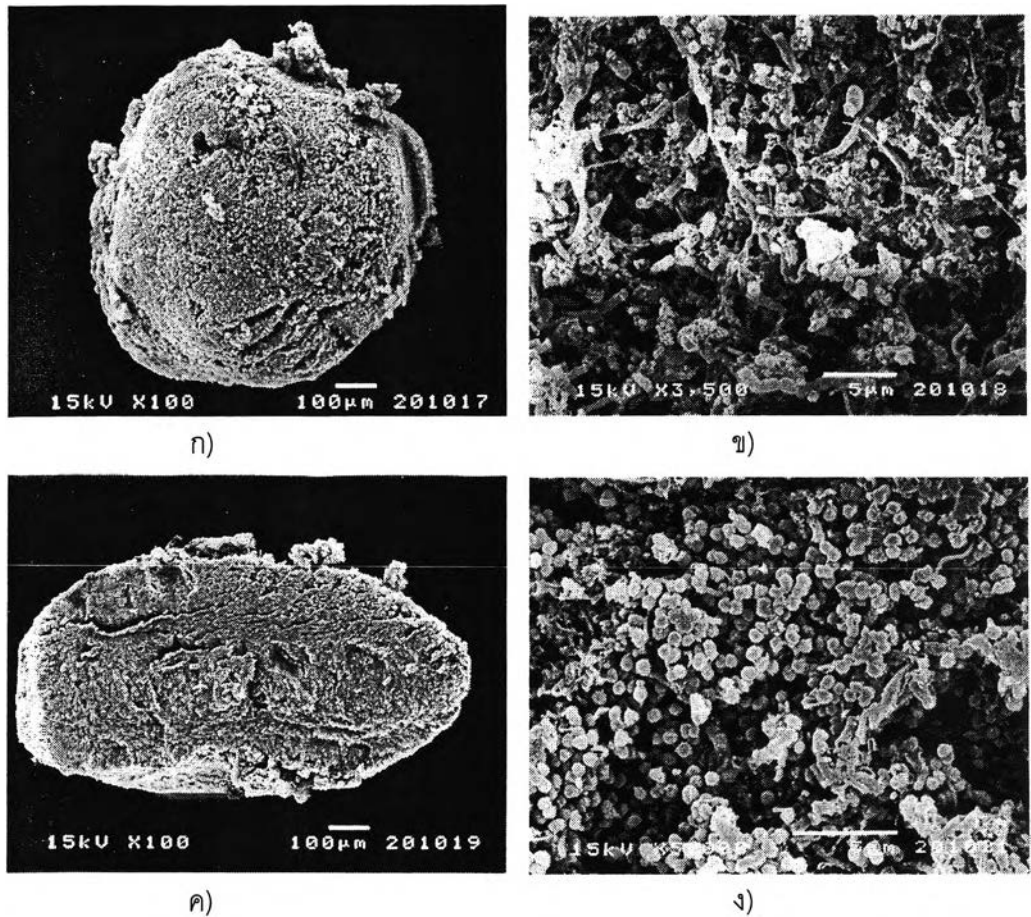
รูปที่ 4.28 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

- ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า
- ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



รูปที่ 4.29 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B ที่ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.

- ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า
- ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



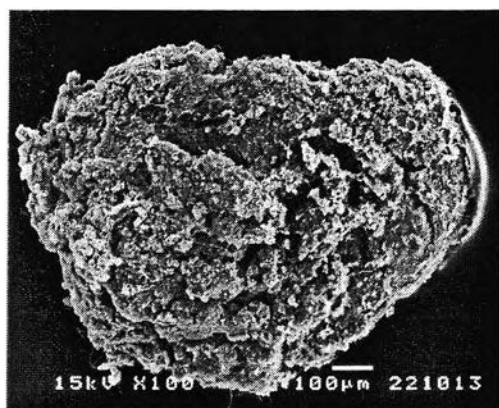
รูปที่ 4.30 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B ที่ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

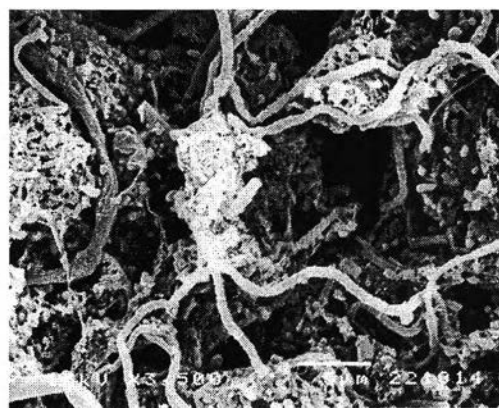
ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

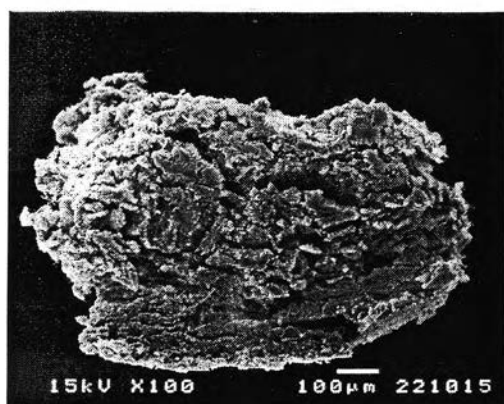
ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



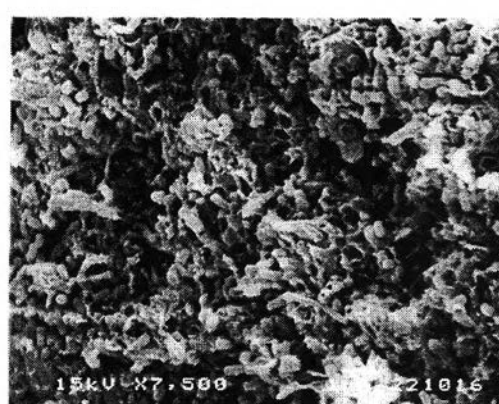
ก)



ข)



ค)



ง)

รูปที่ 4.31 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ชนิด B ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า

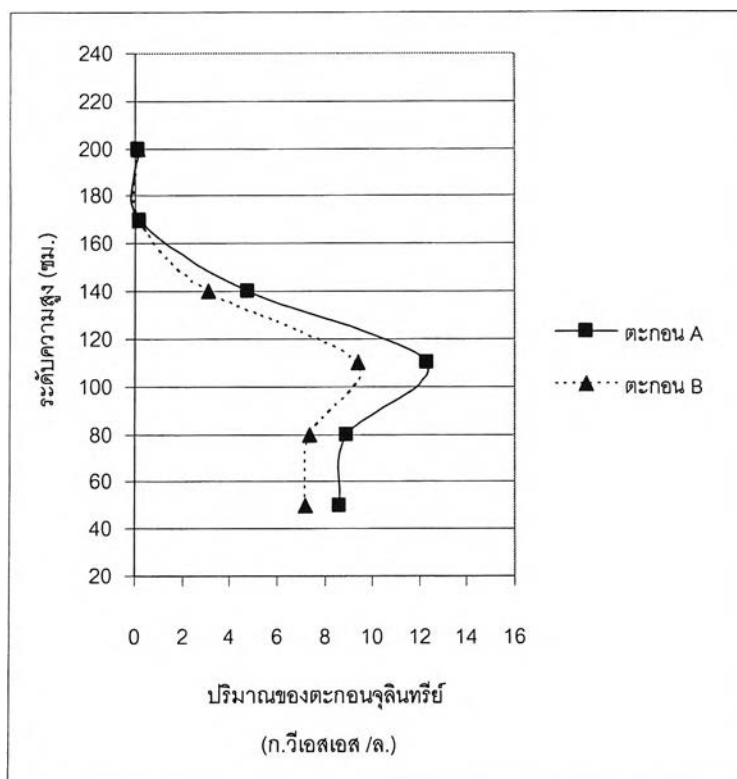
4.3.2.5 ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์

เมื่อสิ้นสุดการทดลองได้ทำการหาปริมาณเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในรูปของค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ตามความสูงของถังปฏิกรณ์ซึ่งมีจุดเก็บตัวอย่างทั้งหมด 6 จุด ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ ได้แก่ที่ระดับความสูง 0.50 0.80 1.10 1.40 1.70 และ 2.00 ม. โดยเก็บตัวอย่างที่สภาวะความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม. ทั้งตะกอนชนิด A และ B โดยปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์ แสดงดังตารางที่ 4.8 และ รูปที่ 4.32

ตารางที่ 4.8 ปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์

ระดับความสูง (ม.)	ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ (ก.วีเอสเอส /ล.)	
	ตะกอนชนิด A	ตะกอนชนิด B
0.50	8.62	7.20
0.80	8.91	7.37
1.10	12.33	9.40
1.40	4.75	3.07
1.70	0.19	0.15
2.00	0.11	0.09

จากผลการทดลอง พบว่าความหนาแน่นของตะกอนมีค่าลดลง ตามความสูงของถังปฏิกรณ์ที่มีค่ามากขึ้น ซึ่งเป็นผลมาจากความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่มีค่ามากนั่นเอง และพบว่าบริเวณที่ความสูง 80 -110 ซม. มีความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากที่สุดคือ 12.33 และ 9.40 ก.วีเอสเอส/ล. ในตะกอน A และ B ตามลำดับ ซึ่งเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบตะกอนชนิด A และ B พบว่ามีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกัน



รูปที่ 4.32 ปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์

จากผลการทดลองที่กล่าวไว้ข้างต้น ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบ อีจีเอสบี พบว่าความเร็วไหลขึ้นมีผลโดยตรงต่อการขยายตัวของชั้นตะกอน ทำให้มีผลต่อประสิทธิภาพ ซึ่งจากผลการทดลองพบว่าโอกาสสัมผัสของจุลินทรีย์และอาหารเป็นปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดสารอินทรีย์ละลาย (ซีโอดีและบีโอดี 5 วัน) สูงขึ้น แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ในระบบสามารถทำงานได้ดีขึ้น ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนมีค่าน้อย ทั้งนี้ น่าจะเป็น เพราะขีดจำกัดของประสิทธิภาพการใช้ไนโตรเจนของกลุ่มจุลินทรีย์ที่ปล่อยออกซิเจน ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยลดลง เนื่องมาจากการขยายตัวของชั้นตะกอนที่มากขึ้น จากความเร็วไหลขึ้นที่สูงขึ้นนั้น จะส่งผลให้ของแข็งแขวนลอยสามารถหลุดออกจากระบบได้มากขึ้น เพราะชั้นตะกอนอยู่ใกล้ GSS ทำให้โซนตกตะกอนน้อยลง ทำให้มีผลต่อการหลุดออกจากระบบของของแข็งแขวนลอยที่สภาวะความดันป่วนสูง ดังนั้นหากพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์กับการขยายตัวของชั้นตะกอน การนำไปใช้งานจริงแนะนำให้ควรรักษาความเร็วไหลขึ้นประมาณ 7 ม./ชม. เพราะที่ความเร็วไหลขึ้นดังกล่าวสามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำได้อย่างมีประสิทธิภาพคือสามารถลดค่าบีโอดีในน้ำออกให้เหลือเพียง 26-27 มก./ล. ซึ่งมีค่าใกล้เคียงค่าบีโอดี 20 มก./ล. ซึ่งเป็นค่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร

4.4 การศึกษาผลการเติมสารโคบอลต์ แคลเซียมที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบอ็อกซิเจน

4.4.1 ผลการทดลองเติมสารโคบอลต์ และแคลเซียมต่อระบบอ็อกซิเจน

1) การกำจัดซีโอดี

ค่าซีโอดีเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 162 มก./ล. น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 35 และ 42 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 79 และ 74 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 38 และ 43 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 77 และ 74 ตามลำดับ

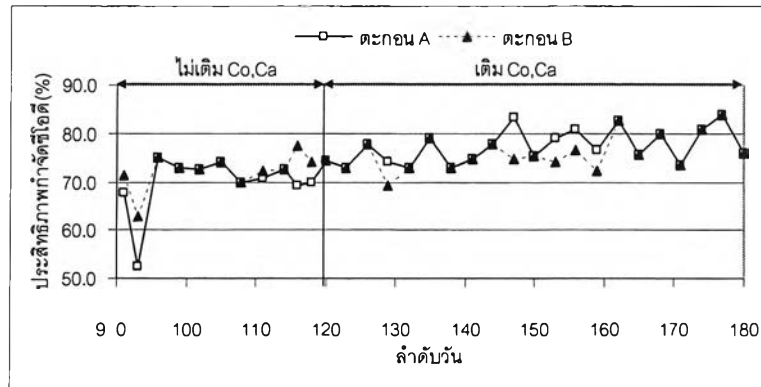
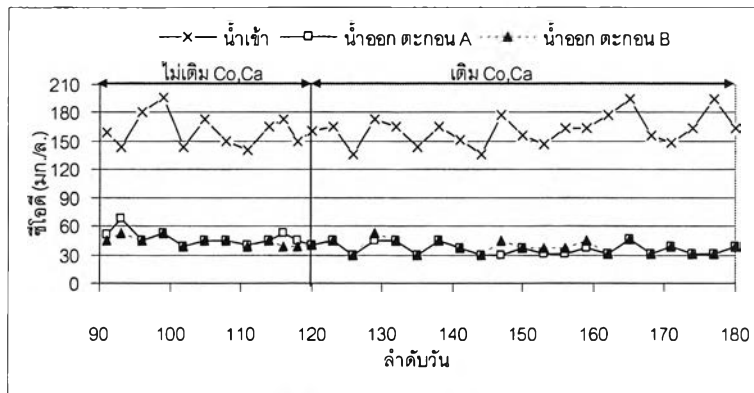
เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.18 พบว่าหลังจากเติม Co, Ca ในถังปฏิกรณ์แล้ว ค่าซีโอดีมีค่าลดลงส่งผลให้ประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีลดลงด้วย เนื่องมาจากโคบอลต์ที่เติมลงไปถังปฏิกรณ์จะไปเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทนให้สามารถใช้กรดไขมันระเหยได้มากขึ้น โดยค่าซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 3 แสดงในรูปที่ 4.33

จากรูปที่ 4.18 พิจารณาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 2

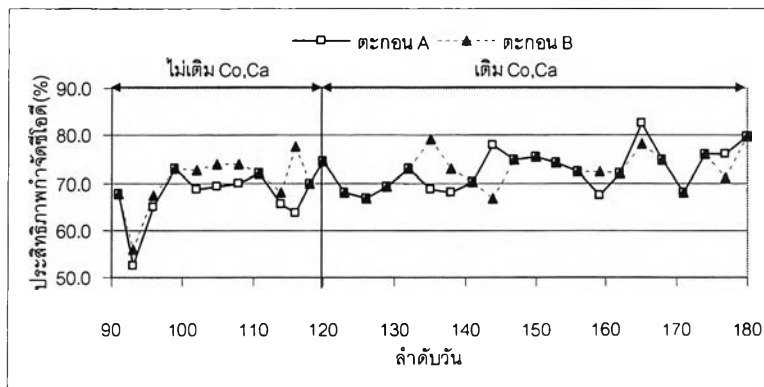
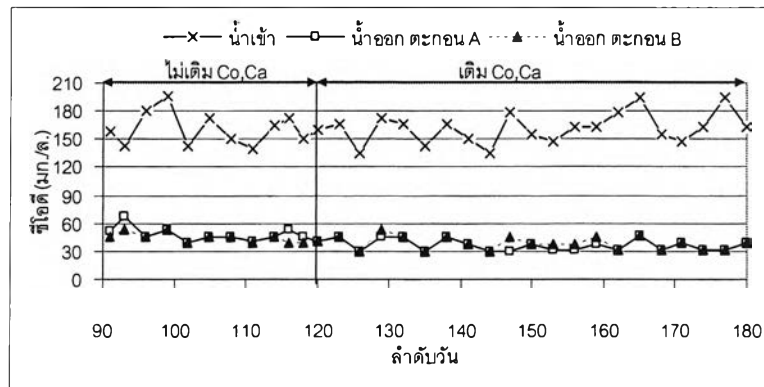
2) การกำจัดบีโอดี 5 วัน

ค่าบีโอดี 5 วันเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 92 มก./ล. น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีโอดี 5 วันเฉลี่ยเท่ากับ 21 และ 24 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 76 และ 73 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีโอดี 5 วันเฉลี่ยเท่ากับ 22 และ 25 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 75 และ 72 ตามลำดับ โดยค่าบีโอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัดเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.34

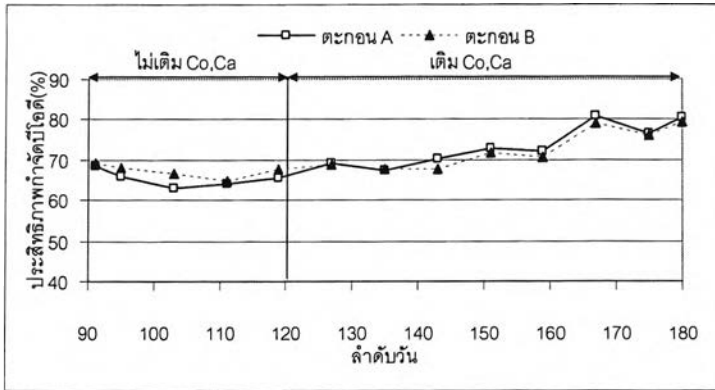
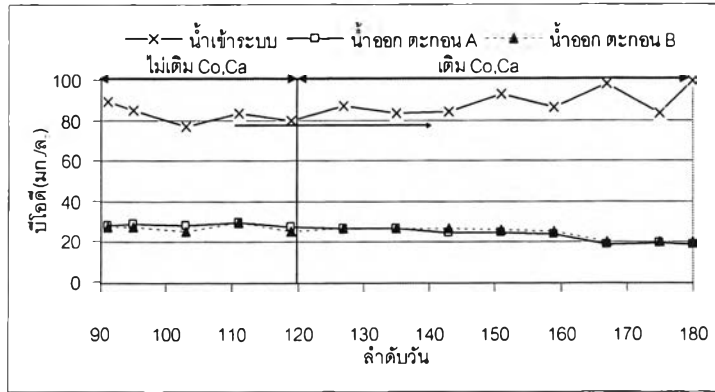


(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.

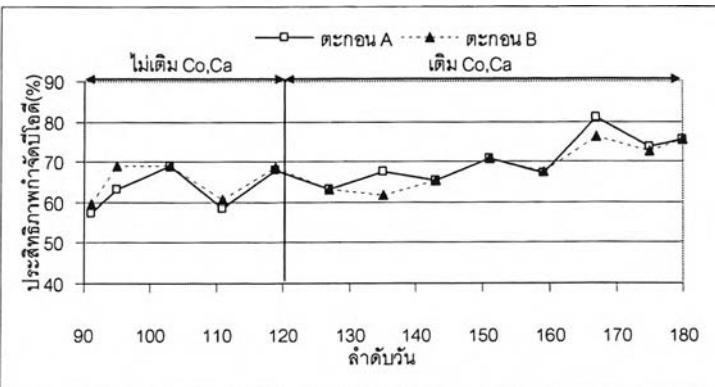
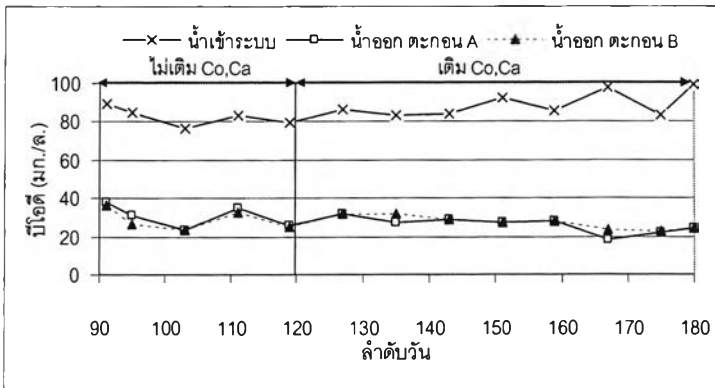


(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.33 ซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัด (การทดลองที่ 2)



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.34 บีโอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัด (การทดลองที่ 2)

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่า ค่าบีโอดี 5 วันมีค่าลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี 5 วันมีค่าเพิ่มขึ้น ซึ่งผลการทดลองสอดคล้องกับผลของค่าซีโอดีที่ลดลงเช่นกัน

เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.34 เปรียบเทียบค่าบีโอดี 5 วันของน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 2

3) การกำจัดของแข็งแขวนลอย

ค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 60 มก./ล. น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 17 และ 23 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 71 และ 65 ตามลำดับ

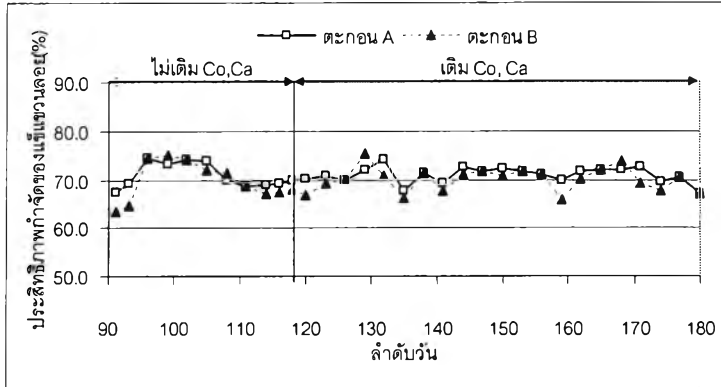
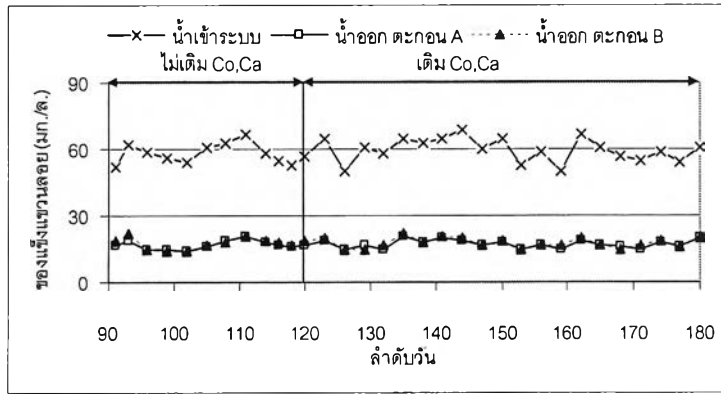
น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ย 18 และ 23 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 70 และ 64 ตามลำดับ โดยค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด เทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.35

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่าค่าของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดมีค่าไม่เปลี่ยนแปลงเมื่อเทียบกับช่วงก่อนทำการเติมสาร Co,Ca เมื่อเปรียบเทียบกับปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอน จุลินทรีย์ A และ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกันรวมไปถึงแนวโน้มของการเปลี่ยนแปลงตลอดการทดลองที่ 2

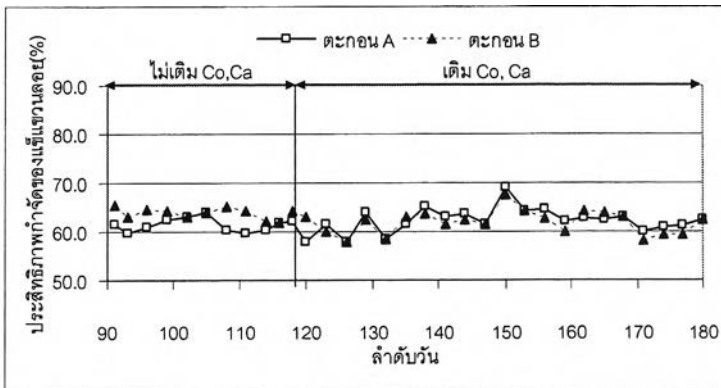
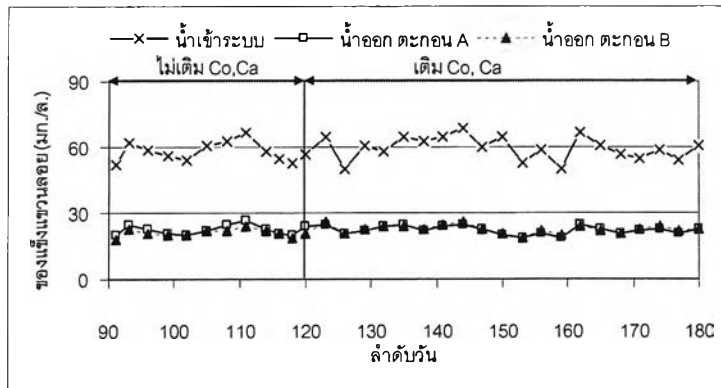
4) อุณหภูมิ

ค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 35.3 และ 35.4 องศาเซลเซียส ตามลำดับ

ภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 35.3 และ 35.4 องศาเซลเซียส ตามลำดับ โดยค่าอุณหภูมิตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.36 จากรูปดังกล่าวพบหลังการเติม Co,Ca ค่าอุณหภูมิในถังทุกถังปฏิกรณ์ไม่มีการเปลี่ยนแปลงมากนัก ซึ่งมีค่าอุณหภูมิอยู่ในช่วงที่แบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถดำรงชีวิตได้เป็นอย่างดี

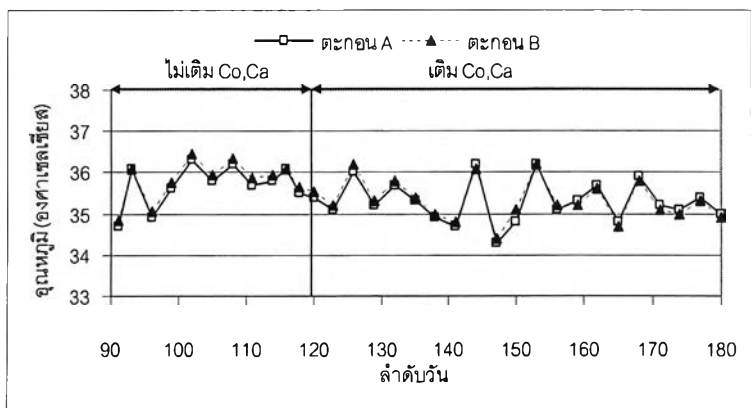


(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.

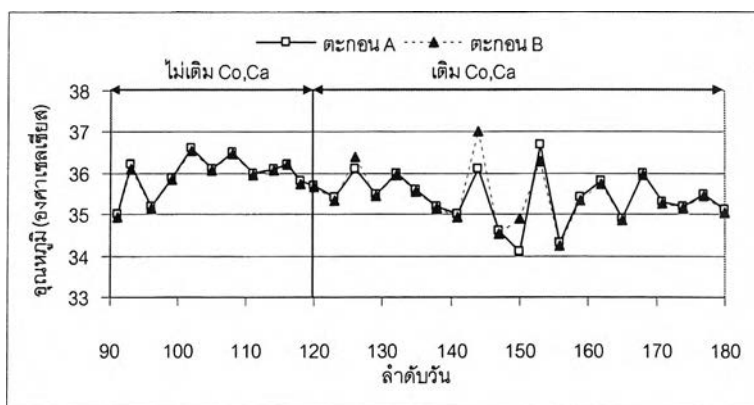


(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.35 ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด (การทดลองที่ 2)



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

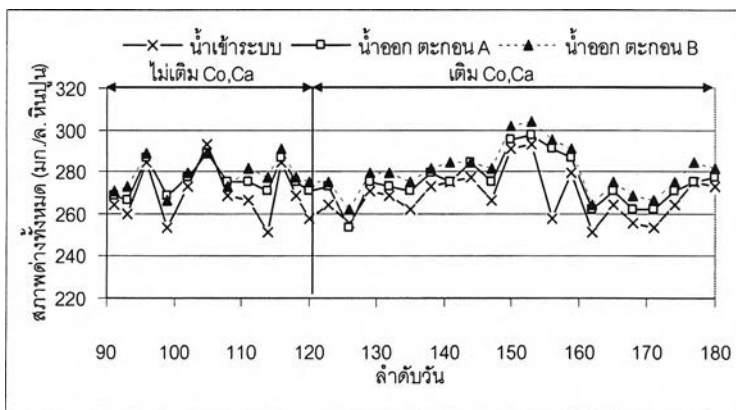
รูปที่ 4.36 อุณหภูมิ (การทดลองที่ 2)

5) สภาพต่างทั้งหมด

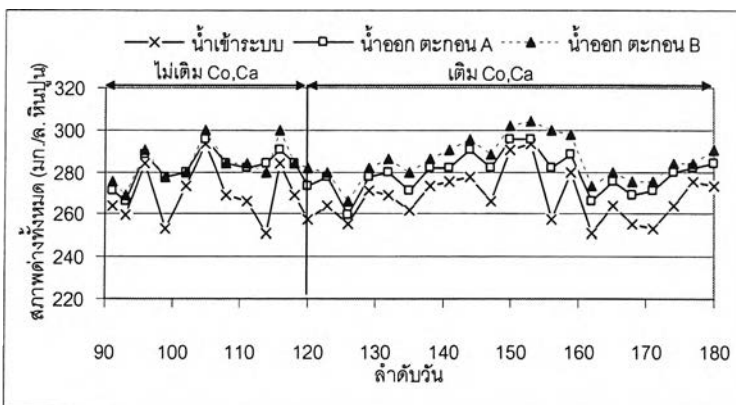
ค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 269 มก./ล. หินปูน ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 277 และ 281 มก./ล. หินปูน ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 282 และ 288 มก./ล. หินปูน ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่าค่าสภาพต่างทั้งหมดไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก โดยสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย เมื่อเทียบกับค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบ โดยถังที่มีความเร็วการไหลขึ้น 10 ม./ชม. จะมีสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกจากระบบมากกว่าน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม. ซึ่งค่าเฉลี่ยสภาพต่างทั้งหมดที่ได้จากการทดลองมีค่าไม่ต่างกันมากนัก โดยสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.37



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

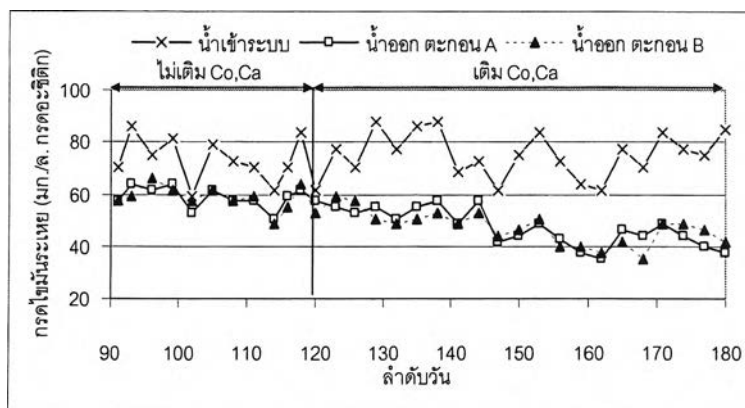
รูปที่ 4.37 ค่าสภาพต่างทั้งหมด (การทดลองที่ 2)

6) กรดไขมันระเหย

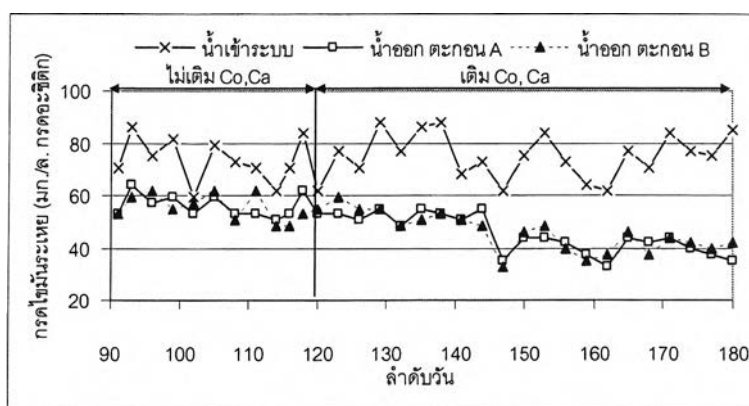
ค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 75 มก./ล.กรดอะซิติก น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 42 และ 40 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 43 และ 41 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่ากรดไขมันระเหยในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าลดลงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับสภาวะก่อนเติม Co,Ca เนื่องจากโคบอลต์ไปเพิ่มประสิทธิภาพแบคทีเรียประเภทผลิตมีเทนทำให้สามารถใช้กรดไขมันระเหยได้เพิ่มขึ้น ทำให้น้ำออกจากระบบมีค่ากรดไขมันระเหยลดลงไปด้วย โดยกรดไขมันระเหยตลอดการทดลองที่ 2 แสดงดังรูปที่ 4.38



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

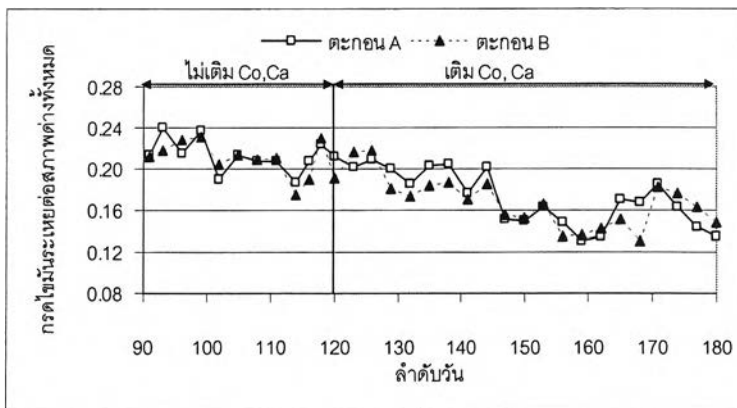
รูปที่ 4.38 กรดไขมันระเหย (การทดลองที่ 2)

7) กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด

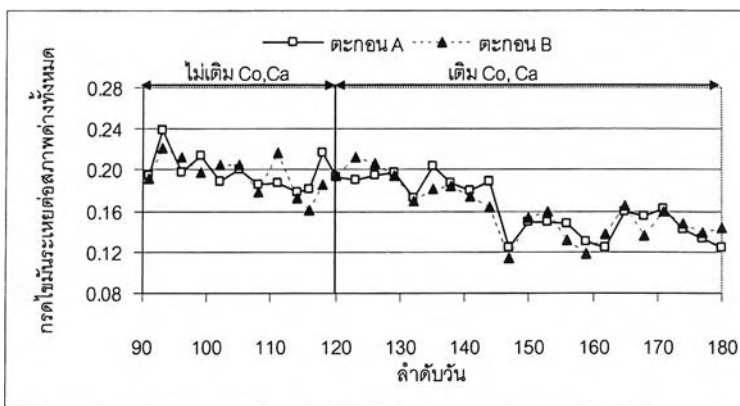
ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 0.15 และ 0.14 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 0.15 และ 0.14 ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca จะเห็นได้ว่าค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดมีค่าลดลง เนื่องจากกรดไขมันระเหยในน้ำออกมีค่าลดลง ส่วนค่าสภาพต่างทั้งหมดค่อนข้างคงที่ ซึ่งทุกถังปฏิกรณ์มีค่าต่ำกว่า 0.4 แสดงถึงระบบมีกำลังบำบัดที่เพียงพอ โดยค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 2 แสดงดังรูปที่ 4.39



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



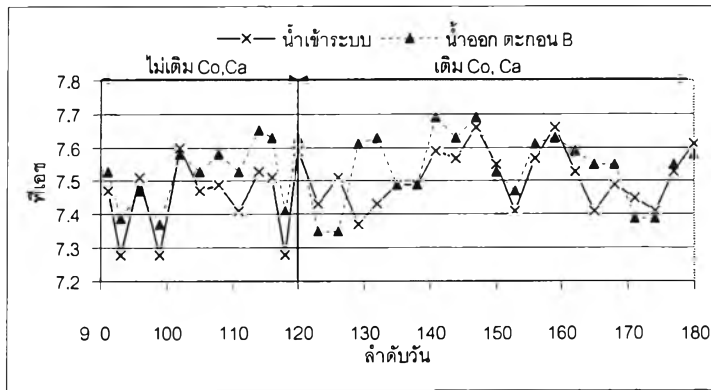
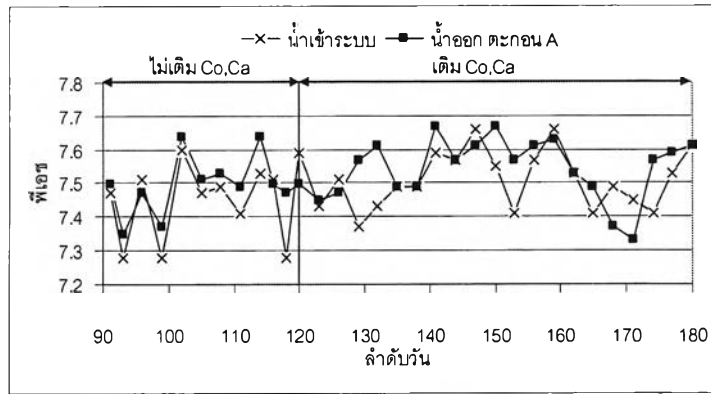
(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.39 กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด (การทดลองที่ 2)

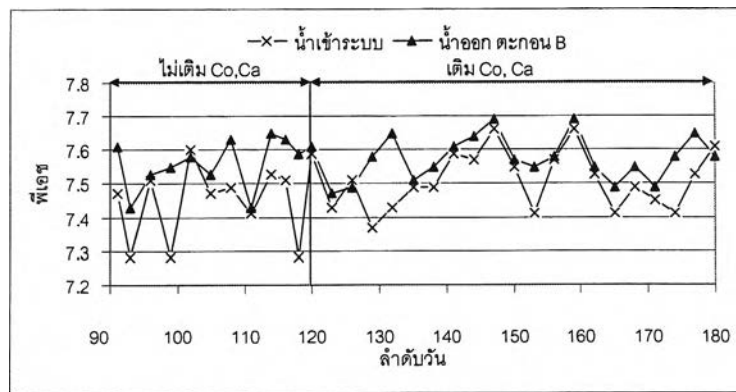
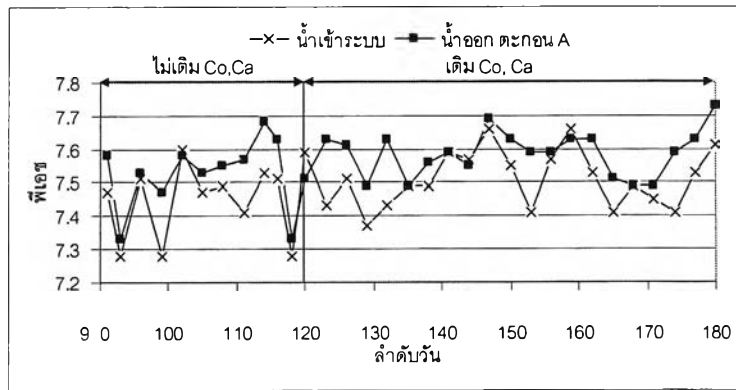
8) พีเอช

ค่าพีเอชเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 7.52 โดยน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.55 และ 7.60 ตามลำดับ น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.54 และ 7.58 ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่าค่าพีเอชในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยเมื่อเทียบกับค่าพีเอชก่อนเติม Co,Ca ทั้งนี้เพราะแบคทีเรียแบบไร้อากาศมีการนำกรดไขมันระเหยไปใช้ในปริมาณมากขึ้น ทำให้กรดไขมันระเหยในน้ำออกลดลงจะส่งผลให้พีเอชในน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย โดยค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.40



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

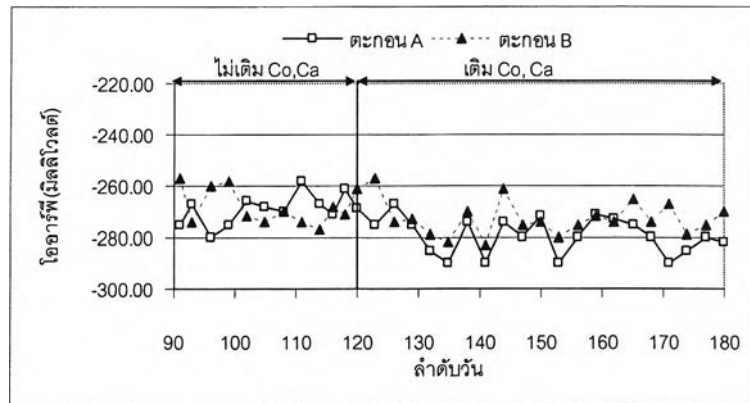
รูปที่ 4.40 พีเอช

9) ไออาร์พี

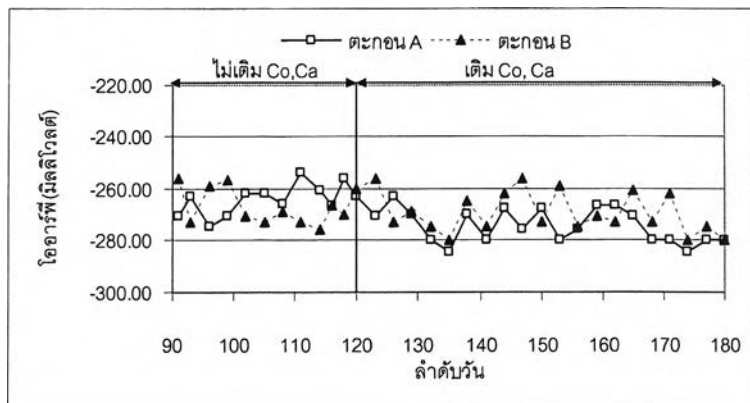
ค่าไออาร์พีเฉลี่ยของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าไออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -275 และ -270 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ

น้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าไออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -273 และ -269 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่าค่าไออาร์พีในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย โดยค่าไออาร์พีที่มีค่าเป็นลบมาก จะแสดงถึงความเหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศได้ดี โดยค่าเหมาะสมอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลต์ โดยค่าไออาร์พีตลอดการทดลองที่ 3 แสดงในรูปที่ 4.41



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

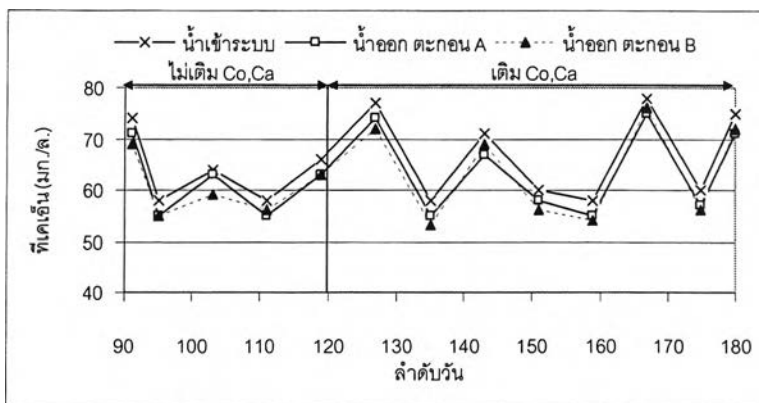
รูปที่ 4.41 ไออาร์พี (การทดลองที่ 2)

10) ทีเคเอ็น

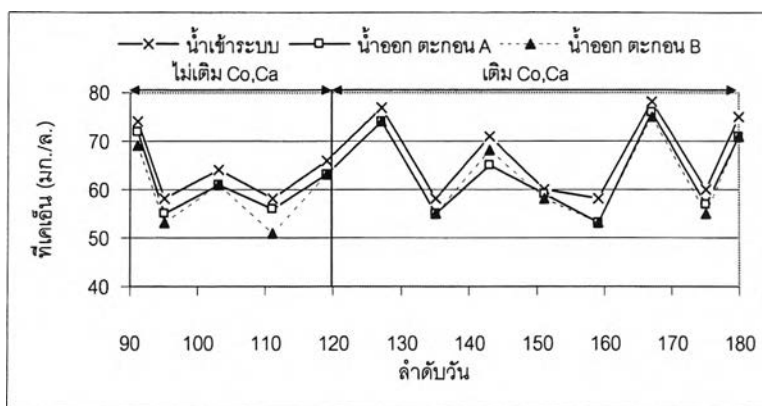
ค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 67 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 64 และ 64 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นร้อยละ 5 และ 5 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 66 และ 65 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นร้อยละ 5 และ 6 ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่าระบบไม่สามารถกำจัดค่าทีเคเอ็นได้อย่างมีประสิทธิภาพเช่นเดียวกันกับระบบก่อนเติม Co,Ca ทำให้ค่าทีเคเอ็นของน้ำออกจากระบบมีค่าใกล้เคียงกับค่าทีเคเอ็นของน้ำเสียเข้าระบบซึ่งปริมาณทีเคเอ็นที่หายไป น่าจะเกิดจากเซลล์แบคทีเรียนำไปใช้ในการดำรงชีวิต ค่าทีเคเอ็นตลอดการทดลองที่ 2 แสดงดังรูปที่ 4.42



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.42 ค่าทีเคเอ็น (การทดลองที่ 2)

ตารางที่ 4.9 ผลการทดลองการทดลองที่ 2 (ตะกอนชนิด A)

พารามิเตอร์	ก่อนเติม Co,Ca			หลังเติม Co,Ca		
	น้ำเข้า	น้ำออก		น้ำเข้า	น้ำออก	
		ถังปฏิกรณ์ที่			ถังปฏิกรณ์ที่	
		1	2		1	2
		ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)			ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	
5	10	5	10			
ซีโอดี (มก./ล.) n = 12	161	48	52	162	35	42
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ) n = 12	-	70	68	-	79	74
บีโอดี (มก./ล.) n = 5	83.0	28	30	92	21	24
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี (ร้อยละ) n = 5	-	65	63	-	76	73
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 12	58	17	23	60	17	21
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง (ร้อยละ) n = 5	-	71	61	-	71	65
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 12	268	276	281	269	277	281
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 12	73	59	56	75	42	40
กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง n = 12	0.27	0.21	0.20	0.28	0.15	0.14
พีเอช n = 12	7.45	7.50	7.52	7.52	7.55	7.60
อุณหภูมิ * n = 12	-	35.7	35.9	-	35.3	35.4
ไออาร์พี * n = 12	-	-269	-264	-	-275	-270
ทีเคเอ็น n = 5	64	61	61	66	63	63
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	-	-	-	-	-	-

*พารามิเตอร์ที่วัดจากน้ำในถังปฏิกรณ์

ตารางที่ 4.10 ผลการทดลองการทดลองที่ 2 (ตะกอนชนิด B)

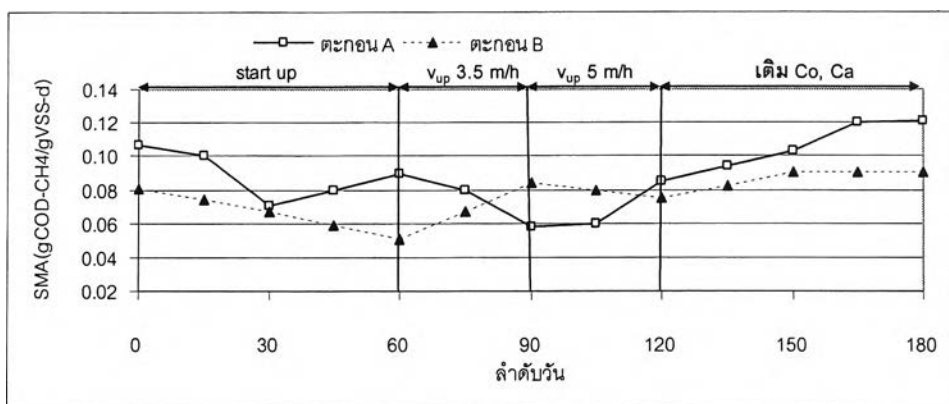
พารามิเตอร์	ก่อนเติม Co,Ca			หลังเติม Co,Ca		
	น้ำเข้า	น้ำออก		น้ำเข้า	น้ำออก	
		ดังปฏิกรณ์ที่			ดังปฏิกรณ์ที่	
		3	4		3	4
		ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)			ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	
	5	10		5	10	
ซีโอดี (มก./ล.) n = 12	161	44	47	162	38	43
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ) n = 12		73	71	-	77	74
บีโอดี (มก./ล.) n = 5	83	27	29	92	22	25
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี (ร้อยละ) n = 5		67	65	-	75	72
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 12	58	18	21	60	18	22
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง (ร้อยละ) n = 12	-	69	64	-	70	64
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 12	268	279	284	269	282	288
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 12	73	58	55	75	43	41
กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง n = 12	0.27	0.21	0.20	0.28	0.15	0.14
พีเอช n = 12	7.45	7.53	7.56	7.52	7.54	7.58
อุณหภูมิ* n = 12	-	35.8	35.9	-	35.3	35.4
ไออาร์พี* n = 12	-	- 268	- 267	-	- 273	- 269
ทีเคเอ็น n = 5	64	60	59	66	63	62
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	-	-	-	-	-	-

*พารามิเตอร์ที่วัดจากน้ำในถังปฏิกรณ์

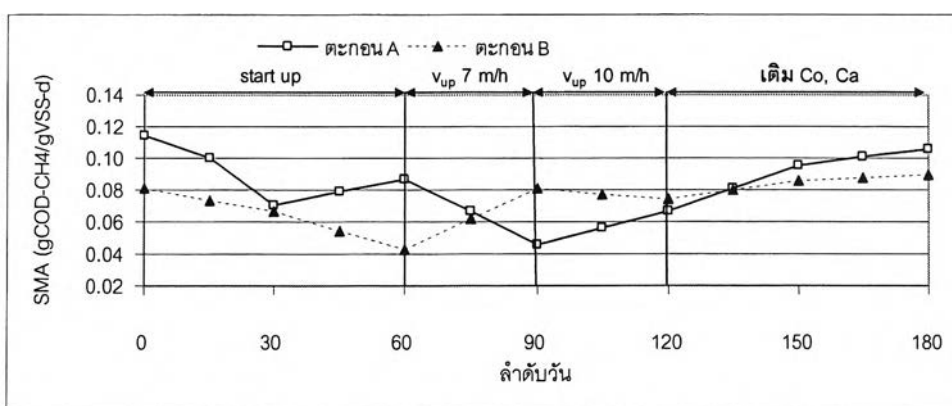
11) ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของตะกอนจุลินทรีย์
(Specific methanogenic activity, SMA)

ในการทดลอง ได้มีการนำเอาตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์มาหาค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเม็ดตะกอน (SMA) ตามระยะเวลาที่กำหนด และตามรายละเอียดที่กล่าวไว้ในภาคผนวก ซึ่งได้ผลการทดลองค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (SMA) ตลอดการทดลองตั้งแต่ช่วงเริ่มต้นระบบจนถึงสิ้นสุดการทดลอง ได้แสดงดังรูปที่ 4.28

จากรูปดังกล่าว พบว่าในช่วงเริ่มต้นระบบค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเม็ดตะกอน (SMA) ของตะกอนจุลินทรีย์ทั้งชนิด A และ B มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเม็ดตะกอน (SMA) ของตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มต้นระบบ ทั้งนี้เป็นเพราะว่าตะกอนจุลินทรีย์ทั้งชนิด A และ B ในถังปฏิกรณ์อยู่ในช่วงปรับตัวให้คุ้นเคยกับน้ำเสียที่นำมาบำบัด เนื่องจากเป็นน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีต่ำ และย่อยสลายได้ง่ายทำให้เม็ดตะกอน



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.43 ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน(SMA)(ช่วงเริ่มต้นระบบถึงสิ้นสุดการทดลอง)

ในถังปฏิกรณ์ปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงตัวได้ไม่นานนัก โดยใช้เวลาปรับตัวประมาณ 30 วัน หลังจากทำการเริ่มต้นระบบทั้งในตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A และ B หลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของตะกอนจุลินทรีย์ (SMA) จะค่อนข้างคงที่จนถึงลดลงเล็กน้อย แสดงถึงเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ในสภาวะที่สารอาหารจากน้ำเสียมีน้อยได้ จากนั้นจึงทำการเติม Co,Ca ในทุกๆ ถังปฏิกรณ์ ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) เปรียบเทียบระหว่างก่อนและหลังเติม Co,Ca แสดงดังตารางที่ 4.8

เมื่อพิจารณาจากตารางที่ 4.8 และรูปที่ 4.28 พบว่าภายหลังการเติม Co,Ca ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) มีค่าเพิ่มขึ้นในทุกถังปฏิกรณ์โดยในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างเห็นได้ชัดมากกว่า ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ซึ่งผลดังกล่าวสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และบีโอดีที่เพิ่มขึ้นเช่นกัน สาเหตุที่ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) เพิ่มขึ้นเนื่องมาจากโคบอลต์ที่เติมเข้าไป จะไปเพิ่มประสิทธิภาพแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนให้สามารถเปลี่ยนกรดไขมันระเหยให้เป็นคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทนได้มากขึ้น

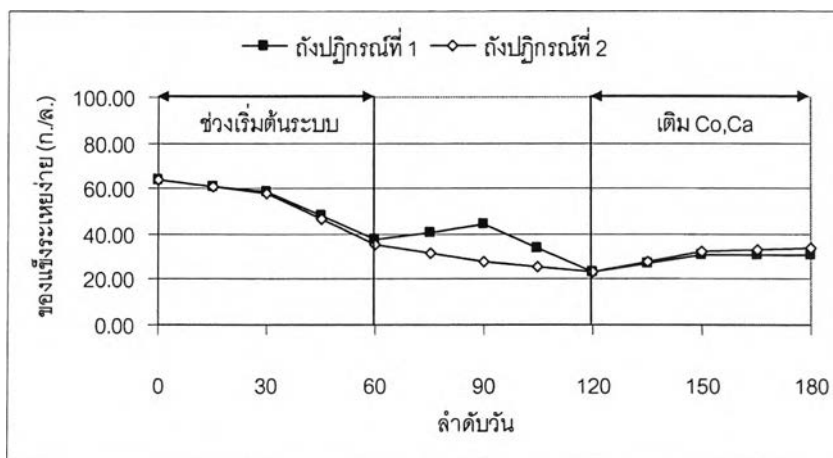
ตารางที่ 4.11 ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) ก่อนและหลังเติมโคบอลต์และแคลเซียม

ถังปฏิกรณ์ที่	ชนิดตะกอน	ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของตะกอนจุลินทรีย์ (SMA) (gCOD-CH ₄ /gVSS.d)	
			ก่อนเติมโคบอลต์และแคลเซียม	หลังเติมโคบอลต์และแคลเซียม
1	A	5	0.070	0.11
2	A	10	0.065	0.10
3	B	5	0.080	0.09
4	B	10	0.075	0.09

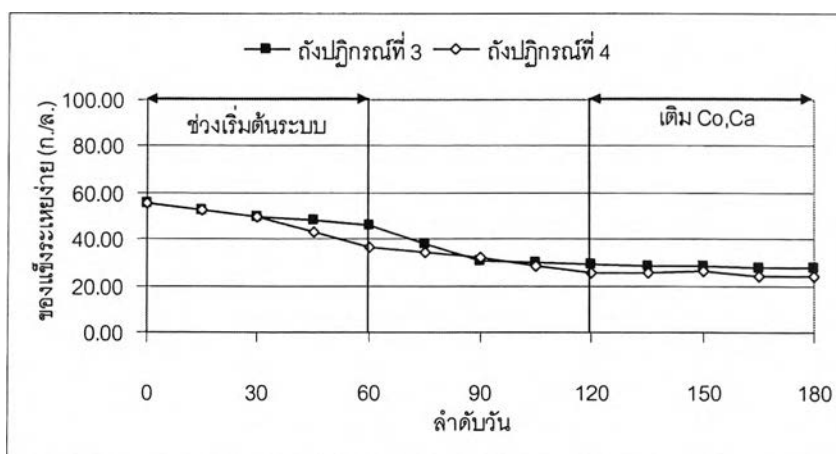
จากตารางที่ 4.11 พิจารณาตะกอนชนิด A ในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5 และ 10 ม./ชม. หลังการเติม Co, Ca สังเกตได้ว่าค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) ของถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถังมีค่าไม่ต่างกัน แสดงให้เห็นว่าความเร็วไหลขึ้นไม่มีผลต่อค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) ที่เพิ่มขึ้นจากการเติม Co,Ca และในตะกอนชนิด A และ B มีผลการทดลองที่สอดคล้อง และมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกัน

12) ของแข็งแขวนลอยระเหย

ข้อมูลความหนาแน่นของจุลชีพในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งวัดในรูปของของแข็งแขวนลอยระเหยซึ่งแสดงดังรูปที่ 4.44



ก) ตะกอนชนิด A



ข) ตะกอนชนิด B

รูปที่ 4.44 ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (ช่วงเริ่มต้นระบบถึงสิ้นสุดการทดลอง)

จากรูปดังกล่าวพบว่าในทุกๆถึงปฏิกรณ์มีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงที่คล้ายกัน โดยในช่วงวันที่ 1-60 ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยมีค่าลดลงค่อนข้างมากเนื่องจากอยู่ในช่วงระบบกำลังปรับตัวให้เข้ากับสภาวะคงตัว เนื่องจากน้ำเสียที่นำมาบำบัดเป็นน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำคือมีสารอาหารสำหรับจุลินทรีย์ใช้ในการดำรงชีวิต และสร้างเซลล์ต่ำ ดังนั้นในระยะนี้จะเป็นระยะคัดพันธ์จุลินทรีย์ โดยจุลินทรีย์ที่มีความแข็งแรง และปรับตัวให้อยู่ได้ในสภาพสารอาหารต่ำก็จะสามารถดำรงชีวิตต่อไปได้ โดยเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว (ช่วงวันที่ 30-120) ค่าของแข็ง

แขวนลอยระเหยจะมีค่าค่อนข้างคงที่ ตลอดการทดลอง แม้ว่าจะมีการแปรผันความเร็วไหลขึ้นก็ตาม และเมื่อพิจารณาช่วงวันที่ 120-180 หลังทำการเติมสารอาหาร (โคบอลต์ แคลเซียม) พบว่าค่าของแข็งแขวนลอยระเหยยังคงมีค่าคงที่จนถึงมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อย ซึ่งสารที่เติมเข้าไบน่าจะเป็นปัจจัยทำให้เกิดผลดังกล่าว

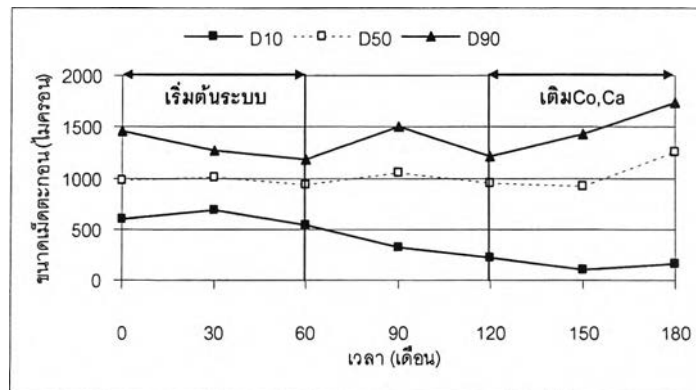
13) การเปลี่ยนแปลงขนาดของเม็ดตะกอน

งานวิจัยนี้ ได้ทำการทดลองเปลี่ยนความเร็วไหลขึ้นระหว่าง 3.5 – 10 ม./ชม. ในช่วงวันที่ 1 ถึง 120 หลังจากนั้นในช่วงวันที่ 121-180 ของการทดลอง ได้ทำการเดินระบบที่ความเร็วคงที่เท่ากับ 5ม./ชม. ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 และความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม. ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4 ทำการเติมสาร Co, Ca ลงในทุกถังปฏิกรณ์ เพื่อศึกษาผลการเติมแคลเซียมต่อขนาดเม็ดตะกอน โดยที่เม็ดตะกอนเริ่มต้นระบบ (ตะกอนชนิด A และชนิด B) มีขนาดประมาณ 0.5 – 3 มม. จนกระทั่งสิ้นสุดการทดลองพบว่าเม็ดสลัดจ์บางส่วนที่สุกก่อนเป็นสลัดจ์แบบฟลอคที่ส่วนบนของชั้นสลัดจ์ ซึ่งสลัดจ์แบบฟลอคเหล่านี้มีความสามารถในการตกตะกอนได้ดีพอสมควร เนื่องเม็ดสลัดจ์และฟลอคมีขนาดและปริมาณแตกต่างกัน ดังนั้นการวัดขนาดของเม็ดสลัดจ์จึงได้วิเคราะห์ในรูปแบบของการกระจายขนาด โดยผู้วิจัยได้วัดการเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจลินทรีย์โดยเครื่อง Particle Size Analyzer ยี่ห้อ Malvern โดยใช้โปรแกรม Masterizer 2000 ในการวิเคราะห์การวัดขนาดอาศัยหลักการวัดพื้นที่ผิวและปริมาตรของเม็ดสลัดจ์ ด้วยระบบเซ็นเซอร์ที่ส่งแสงมากระทบกับอนุภาคขณะที่เม็ดสลัดจ์ถูกสูบลอยผ่านเลนส์ อนุภาคที่มีรูปร่างกลมหรือใกล้เคียงเช่นเม็ดสลัดจ์จะถูกวัดเป็นค่าที่ใกล้เคียงกับความเป็นจริง ขณะที่อนุภาคที่เป็นฟลอคซึ่งมีรูปร่างที่หลากหลายจะถูกตั้งสมมุติฐานว่ามีรูปร่างกลมและคำนวณกลับเป็นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพื่อเป็นค่าตัวแทนของขนาดฟลอค การเปรียบเทียบการกระจายของขนาดเม็ดสลัดจ์ในถังปฏิกรณ์ตามระยะเวลาการทดลองแสดงในภาคผนวก

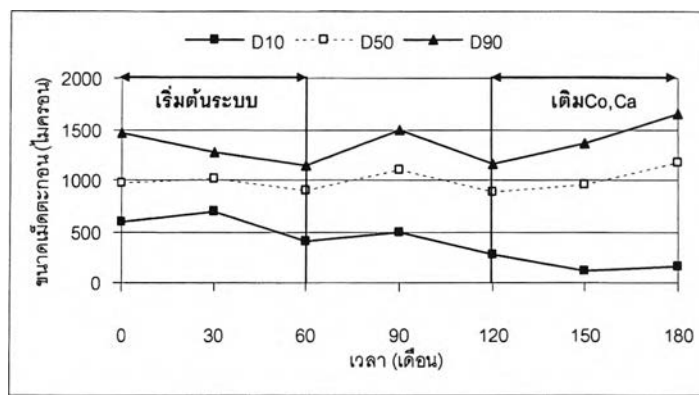
เนื่องจากข้อมูลของขนาดเม็ดตะกอนเป็นการกระจายตามขนาดต่างๆ ดังนั้นในการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงของขนาดเม็ดตะกอนจึงได้เลือกค่า D10, D50 และ D90 ซึ่งเป็นขนาดของเม็ดตะกอนที่ปริมาณร้อยละ 10, 50 และ 90 ของเม็ดตะกอนทั้งหมด โดยหากการเปลี่ยนแปลงของค่า D ที่เปอร์เซ็นต์ใดๆ ลดลงแสดงว่ามีเม็ดตะกอนที่มีขนาดเล็กกว่าในปริมาณสูงขึ้น (เม็ดขนาดใหญ่มีการแตกตัว) การเปลี่ยนแปลงของ D10, D50 และ D90 ของเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์แต่ละถังแสดงในรูปที่ 4.45 ถึง 4.48

ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอนชนิด A) จากรูปที่ 4.45 พบว่าในช่วงเริ่มต้นระบบจนถึงเดือนที่ 2 ของการทดลอง ค่า D ทุก ๆ เปอร์เซ็นต์มีขนาดลดลง โดยเฉพาะใน D90 มีค่าลดลงอย่างชัดเจนแม้

ภายในถึงปฏิกรณ์จะมีค่าความเร็วไหลขึ้นต่ำมาก ทั้งนี้คาดว่าอาจเกิดจากการปรับตัวของเม็ดตะกอนในช่วง



รูปที่ 4.45 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอนชนิด A)

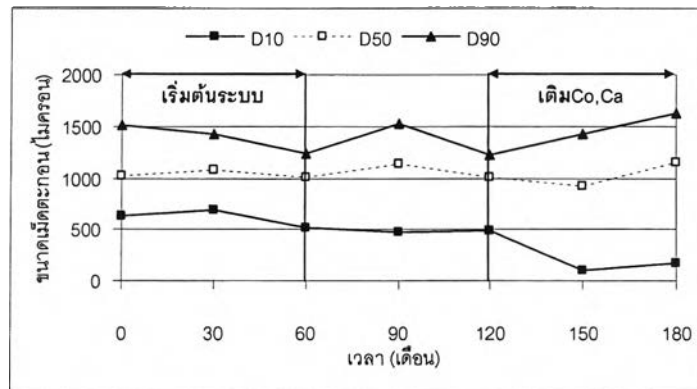


รูปที่ 4.46 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ถึงปฏิกรณ์ที่ 2 (ตะกอนชนิด A)

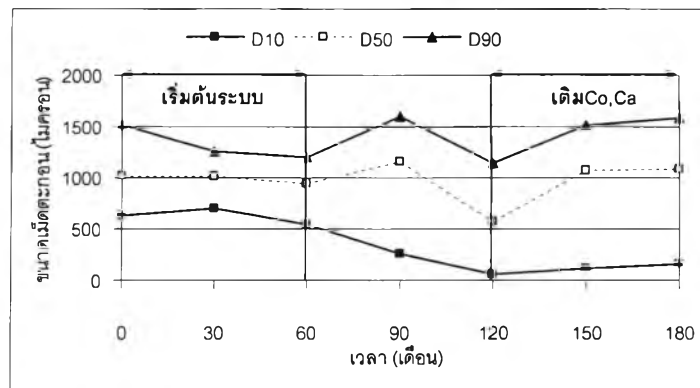
เริ่มต้นระบบเพื่อให้เข้ากับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ และการเพิ่มความเร็วไหลขึ้นในช่วงเริ่มต้นระบบ จึงเกิดการหลุดของเซลล์จากเม็ดตะกอน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 พบว่าค่า D50 และ D90 มีค่าใกล้เคียงกับเม็ดตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบแต่ใน D10 มีค่าลดลงเล็กน้อย และที่ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 ม./ชม. ค่า D ในทุกเปอร์เซ็นต์มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. ซึ่งความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้นนี้ส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนในถึงปฏิกรณ์มีค่าลดลง จากนั้นได้ทำการเติม Co, Ca ลงในถึงปฏิกรณ์ พบว่าค่า D10 มีค่าลดลง แต่ค่า D50 และ D90 มีค่ามากขึ้นเมื่อเทียบกับก่อนเติม Co, Ca อย่างชัดเจน และเมื่อเปรียบเทียบกับค่า D50 และ D90 ของเม็ดตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบพบว่า มีค่ามากขึ้นเช่นกัน ซึ่งกล่าวได้ว่าเม็ดตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้นเมื่อมีการเติมสารแคลเซียม

พิจารณาเปรียบเทียบรูปที่ 4.45 และ 4.46 พบว่าลักษณะการเปลี่ยนแปลงของกราฟเป็นไปในทิศทางเดียวกัน แต่ค่า D50 และ D90 ในถึงปฏิกรณ์ที่ 2 มีค่าต่ำกว่าค่า D50 และ D90 ใน

ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 เล็กน้อยจึงกล่าวได้ว่าการเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนในถึงปฏิกรณ์ที่ 2 มีลักษณะแนวโน้มเดียวกันกับเม็ดตะกอนในถึงปฏิกรณ์ที่ 1 และมีขนาดเล็กกว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง



รูปที่ 4.47 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ถึงปฏิกรณ์ที่ 3 (ตะกอนชนิด B)



รูปที่ 4.48 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ถึงปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอนชนิด B)

ถึงปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอนชนิด B) จากรูปที่ 4.47 พบว่าในช่วงเริ่มต้นระบบจนถึงเดือนที่ 2 ของการทดลอง ค่า D ทุก ๆ เปอร์เซ็นต์มีขนาดลดลง โดยเฉพาะใน D90 มีค่าลดลงอย่างชัดเจนแม้ภายในถึงปฏิกรณ์จะมีค่าความเร็วไหลขึ้นต่ำมาก ทั้งนี้คาดว่าอาจเกิดจากการปรับตัวของเม็ดตะกอนในช่วงเริ่มต้นระบบเพื่อให้เข้ากับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ และการเพิ่มความเร็วไหลขึ้นในช่วงเริ่มต้นระบบจึงเกิดการหลุดของเซลล์จากเม็ดตะกอน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวที่ความเร็วไหลขึ้น 7 พบว่าค่า D50 และ D90 มีค่าใกล้เคียงกับเม็ดตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบแต่ใน D10 มีค่าลดลงเล็กน้อย และที่ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 10 ม./ชม. ค่า D ในทุกเปอร์เซ็นต์มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับที่ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม. ซึ่งความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้นนี้ส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนในถึงปฏิกรณ์มีค่าเล็กลง จากนั้นได้ทำการเติม Co, Ca ลงในถึงปฏิกรณ์ พบว่าค่า D10 มีค่าค่อนข้างคงที่ แต่ค่า D50 และ D90 มีค่ามากขึ้นเมื่อเทียบกับก่อนเติม Co, Ca อย่างชัดเจน และเมื่อเปรียบเทียบกับค่า D50 และ D90 ของเม็ดตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบพบว่ามีค่ามากขึ้นเช่นกัน

พิจารณาเปรียบเทียบรูปที่ 4.47 และ 4.48 พบว่าลักษณะการเปลี่ยนแปลงของกราฟเป็นไปในทิศทางเดียวกัน แต่ค่า D50 และ D90 ในถังปฏิกรณ์ที่ 4 มีค่าต่ำกว่าค่า D50 และ D90 ในถังปฏิกรณ์ที่ 3 เล็กน้อย จึงกล่าวได้ว่าการเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์ที่ 3 มีลักษณะแนวโน้มเดียวกันกับเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์ที่ 4 และมีขนาดเล็กกว่าเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์ที่ 3 เมื่อสิ้นสุดการทดลอง

14) ปริมาณก๊าซชีวภาพ

ตลอดระยะเวลาการทดลองไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพได้ ซึ่งอาจมีสาเหตุมาจากการที่แหล่งคาร์บอนในน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าน้อยมากการย่อยสลายซีโอดีที่ต่ำมาก จะทำให้จุลินทรีย์สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ปริมาณน้อยเช่นกัน รวมทั้งก๊าซชีวภาพสามารถละลายอยู่ในน้ำเสียในระบบได้ทำให้ไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพได้ในปริมาณที่อ่านค่าได้ โดยการคำนวณหาปริมาณก๊าซชีวภาพทางทฤษฎีจะแสดงไว้ในหัวข้อ 4.5

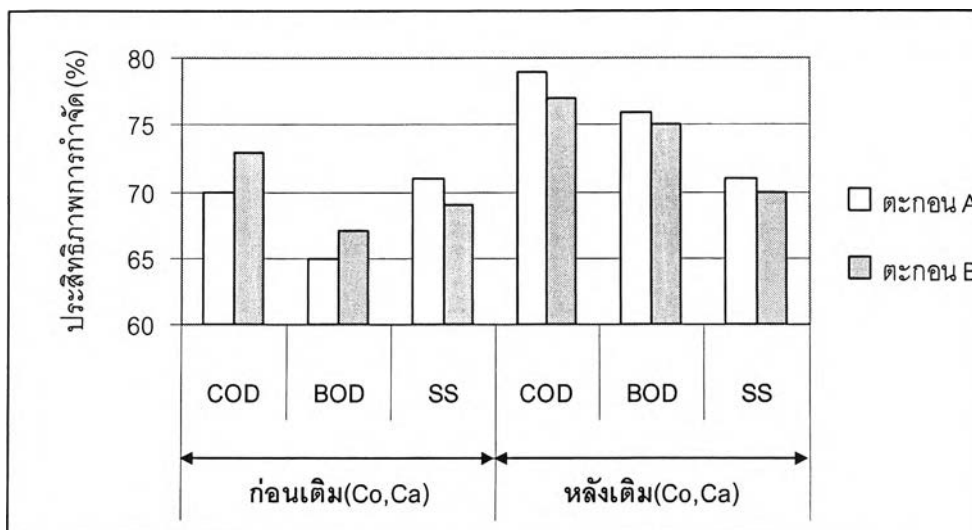
4.4.2 วิจารณ์ผลการเติมโคบอลต์ และแคลเซียมที่มีต่อระบบอีจีเอสบี

4.4.2.1 วิจารณ์ผลการเติมโคบอลต์และแคลเซียมที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ

งานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษาถึงผลการเติมสารโคบอลต์ และแคลเซียม ที่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบหรือไม่ ซึ่งผลที่ได้จากการทดลองนั้นสามารถสรุปได้ว่าการเติมโคบอลต์ แคลเซียม มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี ซึ่งสามารถแบ่งประสิทธิภาพของระบบออกเป็น 2 ประเภท ได้แก่ ประสิทธิภาพการกำจัดสารละลาย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง โดยที่สารละลายได้แก่ ซีโอดี และบีโอดี 5 วัน เป็นต้น ส่วนของแข็ง คือ ของแข็งแขวนลอย ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี บีโอดี 5 วัน และของแข็งแขวนลอยแสดงดังตารางที่ 4.12 และรูปที่ 4.49

ตารางที่ 4.12 ผลของการเติมสารอาหารต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

ชนิดตะกอน	ความเร็วไหลชั้น	ประสิทธิภาพการกำจัด (ร้อยละ)					
		ก่อนเติมโคบอลต์ และ แคลเซียม			หลังเติมโคบอลต์ และ แคลเซียม		
		ซีโอดี	บีโอดี 5 วัน	ของแข็งแขวนลอย	ซีโอดี	บีโอดี 5 วัน	ของแข็งแขวนลอย
A	5	70	65	71	79	76	71
	10	68	63	61	74	73	65
B	5	73	67	69	77	75	70
	10	71	65	64	74	72	64



รูปที่ 4.49 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีก่อน-หลังเติมสารอาหาร (ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.)

จากรูปที่ 4.49 จะเห็นได้ว่าหลังทำการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม ทำให้ประสิทธิภาพของระบบดีขึ้นโดยสามารถวิเคราะห์ตามพารามิเตอร์ ดังนี้

1) ซีไอดีและบีไอดี 5 วัน การเติมสารโคบอลต์และแคลเซียมมีผลต่อซีไอดีและบีไอดี 5 วัน ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ละลาย เนื่องจากโคบอลต์จะไปกระตุ้นการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนให้สามารถทำงานได้ดียิ่งขึ้น โดยแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนสามารถนำกรดไขมันระเหยไปใช้ได้มากขึ้นส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีและบีไอดี 5 วันลดลง

นิเกิลและโคบอลต์เป็นส่วนสำคัญของโคเอ็นไซม์ และกลุ่มพรีอัสซีติก (prothetic) ของเอ็นไซม์สำคัญของจุลชีพสร้างมีเทนและจุลชีพสร้างอะซีติก เช่น F420 ในไฮโดรจีเนส F430 ในเมธิลทรานเฟอร์เรส และวิตามินบี 12 เป็นต้น ดังนั้นหากขาดนิเกิลและโคบอลต์ ในสารอาหารของจุลชีพสร้างมีเทนจะไม่สามารถเจริญเติบโตและดำรงชีวิตอยู่ได้ ซึ่งหากปริมาณทั้งสองชนิดมีน้อยเกินไป ก็จะทำให้ปริมาณของโลหะทั้งสองชนิดกลายเป็นปัจจัยจำกัดการเจริญเติบโตของจุลชีพสร้างมีเทน และหากโลหะทั้งสองมีในปริมาณที่เหมาะสม ก็จะช่วยกระตุ้นการทำงานของจุลชีพสร้างมีเทน (ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์,2539)

ความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity, SMA) มีค่าเพิ่มขึ้นหลังมีการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม เนื่องจากแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนในเมดิตะกอนได้รับการกระตุ้นการทำงานจากโคบอลต์ (ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์,2539) ที่เติมลงไป ในถึงปฏิกรณ์ซึ่งค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (SMA) ที่เพิ่มขึ้นนี้สอดคล้องกับการเพิ่มขึ้นของประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เช่นกัน โดยค่าความสามารถจำเพาะในการสร้าง

มีเทน (SMA) จะเป็นพารามิเตอร์กำหนดประสิทธิภาพสูงสุดของระบบ อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณา ค่าการเพิ่มขึ้นของค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (SMA) และประสิทธิภาพการกำจัด สารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นหลังเติมสารอาหารในระบบ พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์มีค่า เพิ่มขึ้นน้อย (6-12%) เมื่อเทียบกับค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน(SMA) ที่เพิ่มขึ้น (13-57%) หลังเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม เป็นเวลา 60 วัน อธิบายได้ว่าเนื่องจากน้ำที่บำบัด เป็นน้ำเสียชุมชนที่มีซีโอไซด์ต่ำ (ประมาณ 160 มก./ล.) จึงทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์มี ค่าเพิ่มขึ้นไม่ชัดเจน เมื่อเปรียบเทียบกับความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (SMA) ที่วัด ปริมาณมีเทนในสถานะที่น้ำเสียหรือค่าซีโอไซด์ละลายสูง (ประมาณ 2,500 มก./ล.)

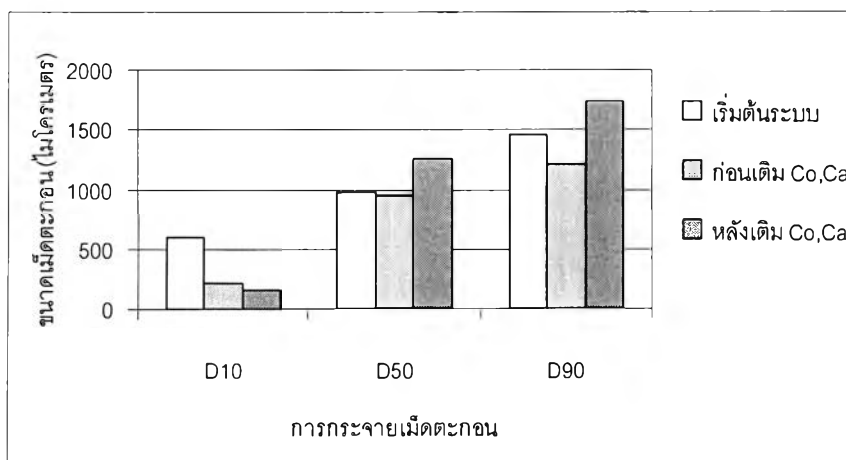
การเติมโคบอลต์ช่วยกระตุ้นการทำงานของระบบชีวเคมี โดยอาจดูได้จากสีของชั้น ตะกอน สังเกตจากช่วงก่อนเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม ชั้นตะกอนนอน (Sludge bed) มีสี น้ำตาลปนเม็ดสีขาวซึ่งจะมีมากบริเวณก้นถัง และพบว่ายิ่งทดลองเป็นเวลานานมากขึ้นปริมาณ เม็ดสีขาวจะเพิ่มมากขึ้น ซึ่งจะเพิ่มและขยายไปตามความสูงของทุก ๆ ถึงปฏิกรณ์(ทั้งตะกอน A และ B) แต่หลังจากมีการเติมสารอาหารพบว่าสีของชั้นตะกอนเริ่มมีสีคล้ำขึ้นอย่างเห็นได้ชัด ใน ทุก ๆ ถึงปฏิกรณ์

Thaweesri J.(1994) ได้รายงานความสัมพันธ์ของสีเม็ดตะกอนกับความสามารถจำเพาะ ในการสร้างมีเทน(Specific Methanogenic Activity, SMA) ว่า SMA ของเม็ดสีดำ > SMA ของเม็ดสี ขาว > SMA ของเม็ดสีเทา อีกทั้งยังระบุว่าขนาดของเม็ดสีดำ > เม็ดสีขาว > เม็ดสีเทา จากที่กล่าวไว้ ข้างต้นว่าในทุก ๆ ถึงปฏิกรณ์หลังมีการเติมโคบอลต์ในงานวิจัยนี้ทำให้เม็ดตะกอนมีสีดำคล้ำขึ้น อย่างชัดเจน จึงอาจจะบ่งชี้ได้ว่าโคบอลต์ช่วยกระตุ้นให้เม็ดตะกอนมีความสามารถจำเพาะในการ สร้างมีเทน (SMA) ดีขึ้นหรือมีประสิทธิภาพกำจัดสารอินทรีย์ดีขึ้น

2) ของแข็งแขวนลอย จากผลการทดลองพบว่าหลังเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งไม่เปลี่ยนแปลงแต่อย่างใด ซึ่งของแข็งแขวนลอยที่หลุดออกจาก ระบบมาจาก ความปั่นป่วนภายในถึงปฏิกรณ์ที่เกิดจากความเร็วไหลขึ้นของน้ำเสียที่เวียนกลับเข้าสู่ ระบบนั่นเอง

4.4.2.2 วิจัยผลของการเติมสารอาหารต่อขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากผลการทดลองในงานวิจัยนี้ ได้ทำการวัดขนาดของเม็ดตะกอนในรูปของการกระจาย ขนาด (D10,D50 และD90) พบว่าการเปลี่ยนแปลงของการกระจายขนาดเม็ดตะกอนมีลักษณะ และมีแนวโน้มใกล้เคียงกัน ดังนั้นจึงเลือกพิจารณาถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ดังแสดงในรูปที่ 4.50



รูปที่ 4.50 เปรียบเทียบการกระจายขนาดเม็ดตะกอน ก่อน-หลังเติมสารอาหาร (ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.)

หลังเติมสารโคบอลต์ และแคลเซียม พบว่าเม็ดตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้นเมื่อเทียบกับขนาดของเม็ดตะกอนช่วงก่อนเติมสารอาหารและในช่วงก่อนเริ่มต้นระบบ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Hulshoff Pol และคณะ(1983) ได้ศึกษากระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์พบว่าแคลเซียมที่ความเข้มข้น 150 มก./ล. ทำให้การตกตะกอนของเม็ดตะกอนของเม็ดตะกอนดีขึ้นเนื่องจากเม็ดตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้น

4.4.2.3 วิจารณ์ผลของการเติมสารอาหารที่มีต่อโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

เมื่อได้ทำการตรวจสอบลักษณะโครงสร้างของเม็ดตะกอนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) โดยหลังทำการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม พบว่าลักษณะผิวภายนอกของเม็ดตะกอนไม่เปลี่ยนแปลงอย่างชัดเจน เมื่อเทียบกับช่วงก่อนเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม ทั้งนี้เนื่องจากเม็ดตะกอนอยู่ในสภาวะที่ความเร็วไหลขึ้นคงที่ และประกอบกับที่บริเวณโครงสร้างผิวชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ประกอบด้วยแบคทีเรียกลุ่มเส้นใยเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งสารโคบอลต์และแคลเซียม ที่เติมเข้าไปในระบบจะมีผลเด่นชัดในแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนเท่านั้น ดังนั้นสภาพลักษณะผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจึงไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก

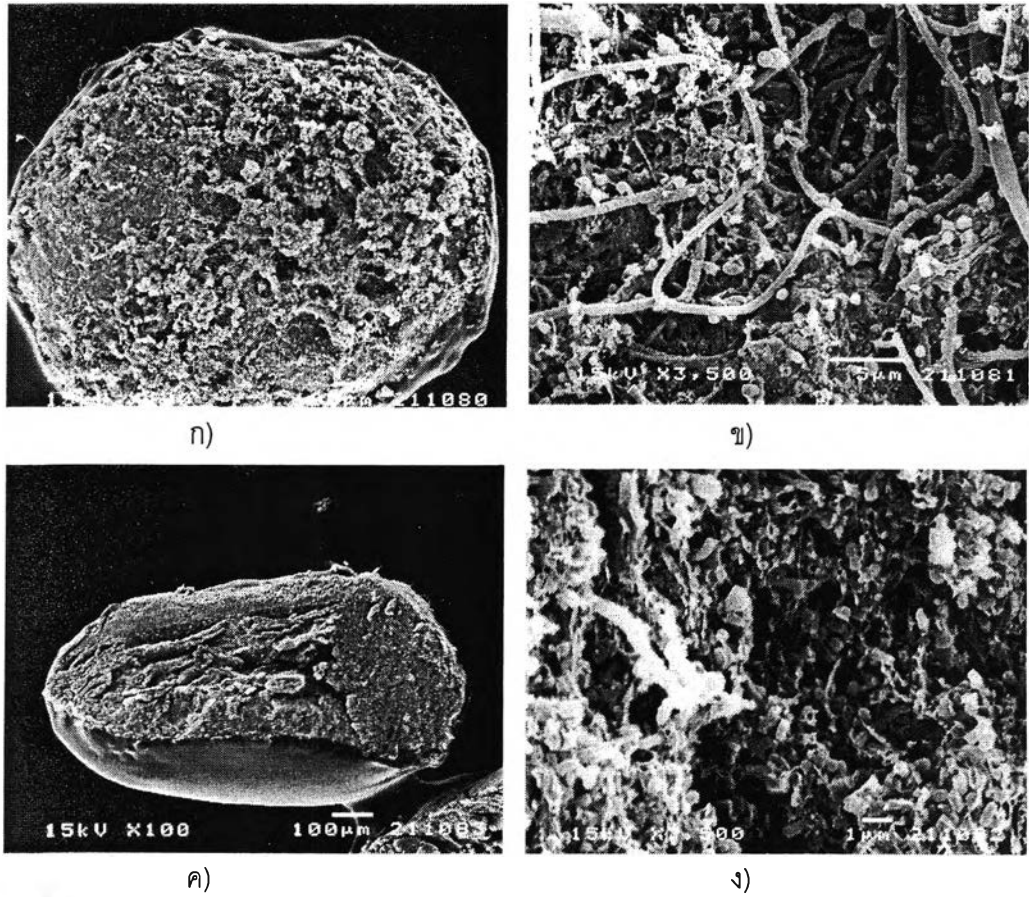
และเมื่อพิจารณาโครงสร้างชั้นใน(ผ่าตามขวาง) พบว่ามีโพรงช่องว่างภายในเม็ดตะกอนน้อยลง เมื่อเปรียบเทียบกับโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ช่วงก่อนเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม โครงสร้างชั้นในมีความหนาแน่นมากขึ้นแสดงถึงเม็ดมีความหนาแน่นของแบคทีเรียสูง

ทั้งนี้อาจเป็นเพราะสารโคบอลต์และแคลเซียม ที่เติมเข้าสู่ระบบส่งผลให้แบคทีเรียมีประสิทธิภาพการทำงาน และดำรงชีวิตได้ดีขึ้น

เมื่อพิจารณาการจัดเรียงตัวของเซลล์และกลุ่มจุลินทรีย์ของตะกอนชนิด A และ B พบว่ามีลักษณะไม่ต่างจากตอนเริ่มต้นระบบมากนัก คือในตะกอนชนิด A ยังคงมีการเรียงตัวเป็นชั้นเหมือนช่วงเริ่มต้นระบบ ส่วนตะกอนชนิด B พบว่าการเรียงตัวของเซลล์และกลุ่มจุลินทรีย์ยังกระจายตัวอยู่ทั่วเม็ดตะกอนเหมือนช่วงเริ่มต้นระบบเช่นกัน

โดยทั้งนี้เม็ดตะกอนที่นำมาส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนนี้ เป็นการสุ่มเลือกเม็ดที่เป็นตัวแทนจากเม็ดตะกอนทั้งหมดซึ่งมีปริมาณมาก โดยรูปที่ 4.51 ถึง 4.54 แสดงโครงสร้างของเม็ดตะกอนทั้งก่อนและหลังเติมสารอาหาร

จากผลการทดลองที่กล่าวไว้ข้างต้น ผลของการเติมสารโคบอลต์ และแคลเซียม ต่อประสิทธิภาพของระบบบิโอดีเอสบี พบว่าสารโคบอลต์ และแคลเซียม ที่เติมเข้าสู่ระบบมีผลโดยตรงต่อการเพิ่มขึ้นของความสามารถจำเพาะในการผลิตมีเทน (SMA) ของเม็ดตะกอนซึ่งเป็นพารามิเตอร์กำหนดประสิทธิภาพของระบบ ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สูงขึ้น แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ในระบบสามารถทำงานได้ดีขึ้น ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนไม่แตกต่างจากเดิม ทั้งนี้ น่าจะเป็นเพราะขีดจำกัดของประสิทธิภาพการใช้นิโตรเจนของกลุ่มจุลินทรีย์ที่ไร้ออกซิเจน ในส่วนประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ก็ไม่มีการเปลี่ยนแปลงจากสภาวะก่อนการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม เช่นกัน เพราะระบบมีความเร็วไหลขึ้นคงที่ตลอดการทดลองในช่วงนี้ ส่งผลให้การขยายตัวของชั้นตะกอนคงที่และประกอบกับขนาดของเม็ดตะกอนที่ใหญ่ขึ้น ส่งผลให้มีการตกตะกอนที่ดี ดังนั้นประสิทธิภาพกำจัดของแข็งแขวนลอยจึงไม่แตกต่างกัน จากงานวิจัยที่กล่าวว่าจุลินทรีย์ในระบบไร้ออกซิเจนทั่วไปนอกจากความต้องการอาหารจำพวก คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส แล้ว ยังต้องการธาตุอาหารเสริมเล็กน้อยแต่ขาดไม่ได้ เช่น เหล็ก นิเกิล โคบอลต์ กำมะถัน เพราะฉะนั้นงานวิจัยนี้ซึ่งเลือกเติมเฉพาะโคบอลต์และแคลเซียม เป็นอาหารเสริมให้กับระบบ ซึ่งมีผลต่อระบบสูงสุด จึงเป็นแนวทางที่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพของระบบรวมไปถึงการฟื้นฟูสภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบิโอดีเอสบีที่นำมาบำบัดน้ำเสียชุมชนความเข้มข้นต่ำ ซึ่งมีสารอาหารต่ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ



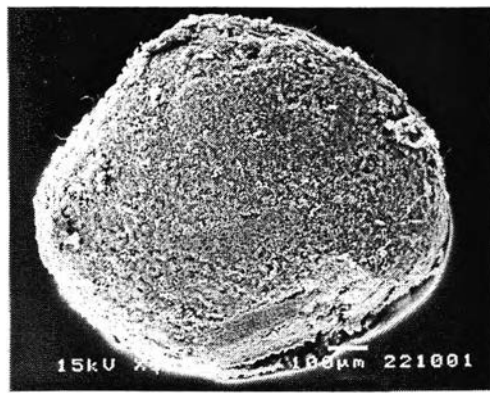
รูปที่ 4.51 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A (ช่วงก่อนเติม Co,Ca ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.)

ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

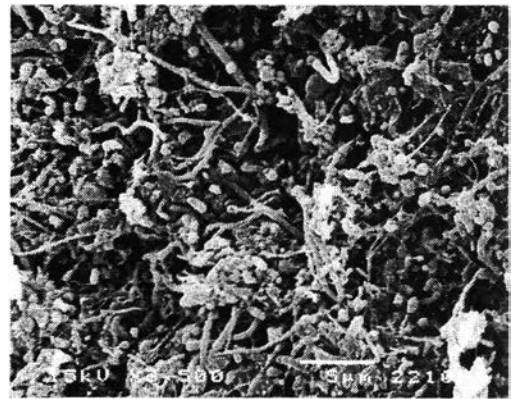
ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

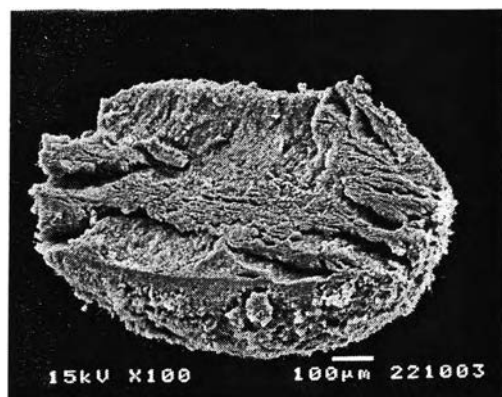
ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



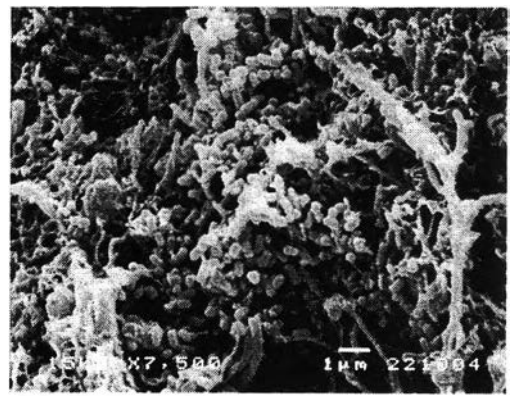
ก)



ข)



ค)



ง)

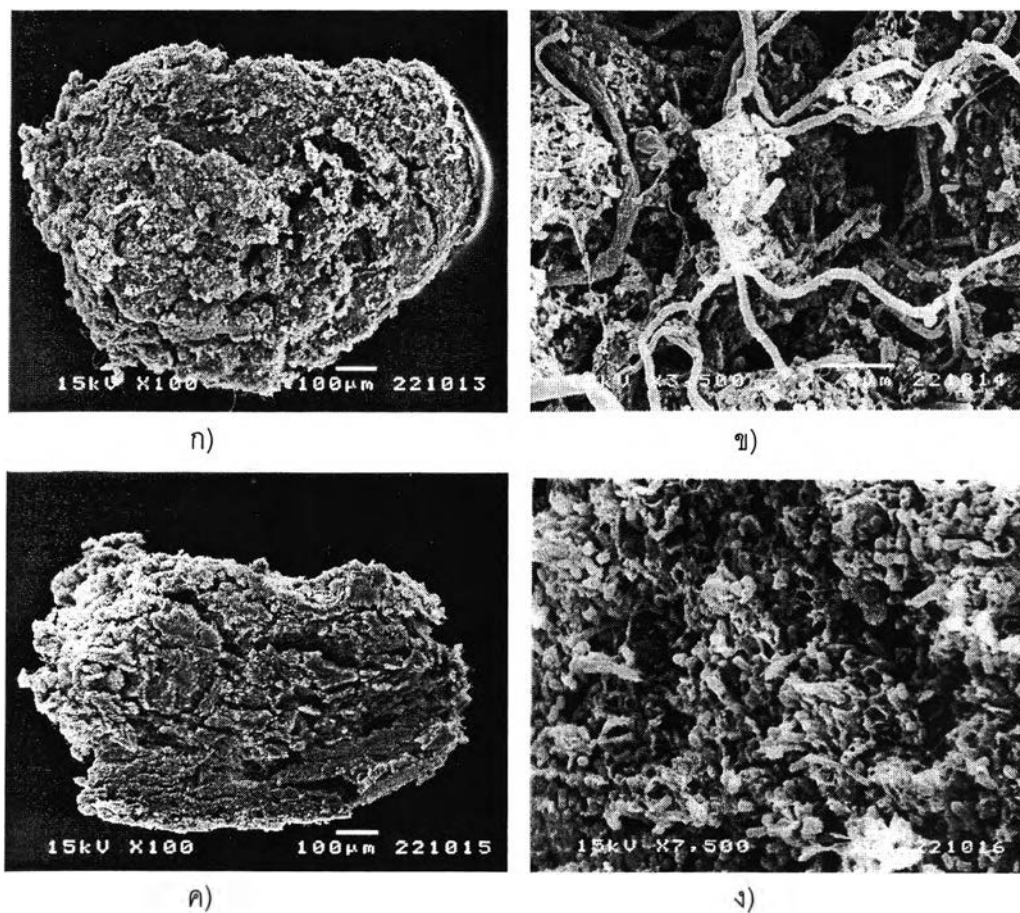
รูปที่ 4.52 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A (ช่วงหลังเติม Co,Ca ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.)

ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 2000 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



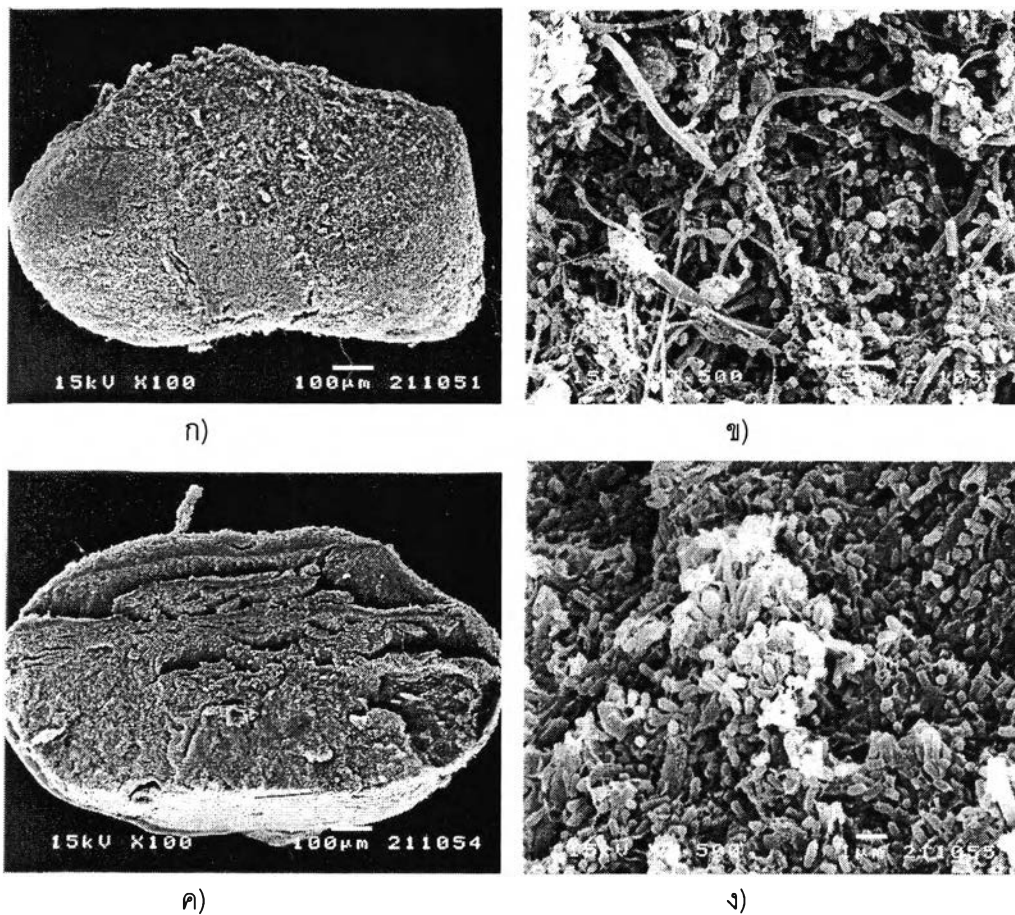
รูปที่ 4.53 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ชนิด B (ช่วงก่อนเติม Co,Ca ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.)

ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



- รูปที่ 4.54 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B (ช่วงหลังเติม Co,Ca ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.)
- ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า
 - ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า
 - ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า
 - ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



4.5 วิเคราะห์ก๊าซชีวภาพ

จากผลการทดลองที่ไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบได้ซึ่งมีสาเหตุมาจากค่าซีโอดีที่ถูกกำจัดมีน้อยมาก ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นนั้นละลายอยู่ในน้ำเป็นส่วนใหญ่ ประกอบกับการเวียนน้ำกลับในอัตราที่สูง ทำให้ก๊าซชีวภาพละลายน้ำได้มากขึ้น และไม่เกิดการแยกตัวออกจากน้ำในระบบ ระบบเก็บก๊าซจึงไม่สามารถวัดปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นได้

ตุลชัย แจ่มใส (2547) ได้ใช้ระบบอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้น้ำเสียจากอาคาร 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัยเช่นเดียวกัน ผลการทดลองพบว่าไม่สามารถวัดปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นได้ เนื่องจากก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นนั้นละลายอยู่ในน้ำเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยนี้

ในการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนทำให้เกิดก๊าซชีวภาพขึ้นในระบบ ก๊าซที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่ คือ ก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทนที่เกิดขึ้นจากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปริมาณซีโอดีที่ถูกกำจัด เพื่อเป็นการศึกษาความสัมพันธ์ดังกล่าว จึงใช้กฎของเฮนรี (Henry's Law) มาอธิบาย โดยมีข้อกำหนดดังนี้

ข้อกำหนด

- กำหนดให้น้ำเสียที่ถูกย่อยสลายทั้งหมดมีปริมาตร 1 ลิตร
- ก๊าซที่เกิดขึ้นมี 2 ชนิด คือ มีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์
- อุณหภูมิของระบบฯ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 35 องศาเซลเซียส
- เนื่องจากการคำนวณที่เกี่ยวข้องกับการถ่ายเทมวลสารระหว่างวัฏภาคน้ำและวัฏภาคก๊าซ ดังนี้ ในการพิจารณานหน่วยของปริมาณสารที่เปลี่ยนแปลงรูปไปอยู่ในแต่ละวัฏภาคจะพิจารณาในหน่วยมวลของสารนั้นๆ ซึ่งจะทำให้ง่ายต่อการคำนวณ

- ให้
- M_T = จำนวนโมลของมีเทนทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในระบบ
 - C_T = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในระบบ
 - M_L = จำนวนโมลของมีเทนที่ในวัฏภาคน้ำ
 - C_L = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ที่อยู่ในวัฏภาคน้ำ
 - M_G = จำนวนโมลของมีเทนที่อยู่ในวัฏภาคก๊าซ
 - C_G = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ที่อยู่ในวัฏภาคก๊าซ
 - ค่าคงที่ของเฮนรีที่อุณหภูมิเท่ากับ 35 องศาเซลเซียส
 - K_{CH_4} = 1.16 มิลลิโมล/ลิตร-บรรยากาศ
 - K_{CO_2} = 26.5 มิลลิโมล/ลิตร-บรรยากาศ

ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะได้ก๊าซเกิดขึ้น 2 ชนิด คือ ก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซที่เกิดขึ้นนี้ส่วนหนึ่งจะละลายอยู่ในน้ำและอีกส่วนหนึ่งจะหนีออกไปอยู่ในบรรยากาศเหนือน้ำ ดังนั้นผลรวมของก๊าซที่เกิดขึ้นทั้งหมดในรูปมวลจะเท่ากับมวลก๊าซที่ละลายอยู่ในน้ำรวมกับมวลของก๊าซที่อยู่เหนือน้ำ จากความสัมพันธ์นี้สามารถเขียนออกมาเป็นสมการได้ดังนี้

ก๊าซมีเทน

$$M_T = M_L + M_G$$

$$M_L = M_T - M_G \quad (4.1)$$

ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

$$C_T = C_L + C_G$$

$$C_L = C_T - C_G \quad (4.2)$$

และจากความสัมพันธ์ของก๊าซในบรรยากาศเมื่อคิดในรูปของความดันพาร์เซี่ยลจะได้ว่า

$$\text{ความดันพาร์เซี่ยลของมีเทน, } P_{CH_4} = M_G / (M_G + C_G) \quad (4.3)$$

$$\text{ความดันพาร์เซี่ยลของคาร์บอนไดออกไซด์, } P_{CO_2} = C_G / (M_G + C_G) \quad (4.4)$$

จากกฎของเฮนรี่ ที่กล่าวว่า "ความเข้มข้นของก๊าซที่ละลายน้ำจะเท่ากับค่าคงที่ของการละลายคูณด้วยความดันพาร์เซี่ยลของก๊าซนั้น" จะได้ว่า

$$\text{ความเข้มข้นของมีเทนละลายน้ำ, } M_L = K_{H,CH_4} \times P_{CH_4} \quad (4.5)$$

แทนค่าสมการ (4.1) และ (4.3) ลงในสมการที่ (4.5) แล้วจัดรูปใหม่

$$M_T - M_G = K_{H,CH_4} \times M_G / (M_G + C_G)$$

$$C_G = [(K_{H,CH_4} \times M_G) / (M_T - M_G)] - M_G \quad (4.6)$$

$$\text{ความเข้มข้นของคาร์บอนไดออกไซด์ละลายน้ำ, } C_L = K_{H,CO_2} \times P_{CO_2} \quad (4.7)$$

แทนค่าสมการ (4.2) และ (4.4) ลงในสมการ (4.7) แล้วจัดรูปใหม่

$$C_T - C_G = K_{H,CO_2} \times C_G / (M_G + C_G)$$

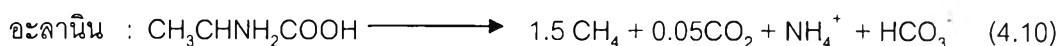
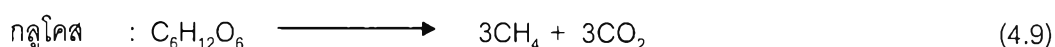
$$C_G = [(K_{H,CO_2} \times C_G) / (C_T - C_G)] - C_G \quad (4.8)$$

จากข้อกำหนดและสมการที่ 4.1 – 4.8 สามารถนำไปใช้หาคำนวณปริมาณก๊าซได้

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากอาคารสูง ซึ่งน้ำเสียดังกล่าวเป็นน้ำเสียที่มีธาตุไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ในโตรเจนสูง จึงกำหนดให้น้ำเสียดังกล่าวมีคุณสมบัติเป็นน้ำเสียประเภทโปรตีน โดยน้ำเสียประเภทนี้เมื่อเข้าสู่ระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะถูกไฮโดรไลซิสให้โมเลกุลมีขนาดเล็กลง กลายเป็นกรดอะมิโนและถูกแบคทีเรียสร้างกรดย่อยสลายให้กลายเป็นกรดไขมันระเหย อะมิโน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไฮโรเจน และสุดท้ายจะถูกย่อยโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนให้เป็นมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และแอมโมเนีย โดยแอมโมเนียจะทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นให้เป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต เป็นผลให้สภาพต่างในระบบสูงขึ้น

สำหรับน้ำเสียประเภทโปรตีนโดยทั่วไปจะไม่พบว่ามีเฉพาะโปรตีนทั้งหมด แต่จะมีส่วนผสมของคาร์โบไฮเดรตปนอยู่ด้วย ในปริมาณที่แตกต่างกันขึ้นกับลักษณะน้ำเสีย แต่ในการทดลองนี้สมมติว่า ในน้ำเสียมีคาร์โบไฮเดรตอยู่ 50 เปอร์เซ็นต์ โดยสูตรทางเคมีที่ใช้เป็นตัวแทนคือ อะลานิน (Alanine) ซึ่งมีสูตรทางเคมีว่า CH_3CHNH_2COOH มีสมการการย่อยสลายและสมการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ ดังนี้

- สมการย่อยสลายสารอินทรีย์



- สมการออกซิโดรีดักชันอินทรีย์



จากสมการทั้ง 4 ข้างต้น จะได้ว่า การย่อยสลายกลูโคส 1 โมล จะใช้ออกซิเจน 6 โมล หรือกล่าวได้ว่า ซีไอดีของกลูโคสเท่ากับ 6 โมล ต่อ 1 โมลของกลูโคส และในการย่อยสลายกลูโคสแบบไม่ใช้ออกซิเจน 1 โมล จะเป็นมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์อย่างละ 3 โมล ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่า ซีไอดี 6 โมล จะเกิดเป็นมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์อย่างละ 3 โมล

ในการย่อยสลายอะลานิน 1 โมล จะใช้ออกซิเจนทั้งหมด 5 โมล หรือ ซีไอดีของอะลานินเท่ากับ 5 โมล ต่อ 1 โมลของอะลานิน และในการย่อยสลายอะลานินแบบไม่ใช้ออกซิเจน 1 โมล จะเกิดเป็นมีเทน 1.5 โมล คาร์บอนไดออกไซด์ 0.5 โมล แอมโมเนีย และไบคาร์บอเนตอย่างละ 1 โมล ดังนั้นจะกล่าวได้ว่า ซีไอดี 5 โมล จะเกิดเป็นมีเทน 1.5 โมล คาร์บอนไดออกไซด์ 0.5 โมล ให้แอมโมเนีย และไบคาร์บอเนตอย่างละ 1 โมล จากการตั้งสมมติฐานว่า น้ำเสียประเภทโปรตีนประกอบด้วยกลูโคส และอะลานินอย่างละ 50 เปอร์เซ็นต์ ดังนั้น

$$\begin{aligned} \text{ซีไอดี 1 โมล จะเป็นซีไอดีจากกลูโคส 0.5 โมล และเกิด} & \quad \text{CH}_4 = 0.5 \times 0.5 = 0.25 \quad \text{โมล} \\ & \quad \text{CO}_2 = 0.5 \times 0.5 = 0.25 \quad \text{โมล} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{เป็นซีไอดีจากอะลานิน 0.5 โมล และเกิด} & \quad \text{CH}_4 = 0.5 \times (1.5/5) = 0.15 \quad \text{โมล} \\ & \quad \text{CO}_2 = 0.5 \times (0.5/5) = 0.05 \quad \text{โมล} \\ & \quad \text{HCO}_3^- = 0.5 \times (1/5) = 0.10 \quad \text{โมล} \end{aligned}$$

มีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมด เท่ากับ มีเทนที่เกิดจากการย่อยสลายกลูโคส และมีเทนที่เกิดจากการย่อยสลายอะลานิน = $0.25 + 0.15 = 0.40$ มิลลิโมล ในขณะที่คาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นทั้งหมด เท่ากับ คาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดจากการย่อยสลายกลูโคส และคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดจากการย่อยสลายอะลานิน = $0.25 + 0.05 = 0.30$ มิลลิโมล

ซีไอดีที่ถูกกำจัด C มก./ล. เท่ากับ C/32 มิลลิโมล/ล.

จะให้ มีเทน, $M_T = (C/32) \times 0.40$ มิลลิโมล/ล.

คาร์บอนไดออกไซด์, $C_T = (C/32) \times 0.30$ มิลลิโมล/ล.

การคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นสามารถทำได้โดยการ Trial & error ดังนี้

1. กำหนดค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด (C), มก./ล.
2. คำนวณค่า M_T และ C_T
3. สมมติ ค่ามีเทนก๊าซที่เกิดขึ้น (M_G), มิลลิโมล/ล. แทนลงในสมการที่ (4.6) จะได้ค่าคาร์บอนไดออกไซด์ก๊าซ (C_G), มิลลิโมล/ล.
4. แทนค่า C_G ลงในสมการ (4.8) จะได้ค่า M_G
5. Trial & error ต่อไปจนกว่าจะได้ค่า M_G ที่สมมติเท่ากับค่าที่ได้จากการคำนวณในสมการ (4.8)
6. คำนวณหาค่า P_{CH_4} และ P_{CO_2} จากสมการ (4.3) และ (4.4)
7. คำนวณหา M_L และ C_L หน่วย มิลลิโมล/ล. จากสมการ (4.1) และ (4.2)

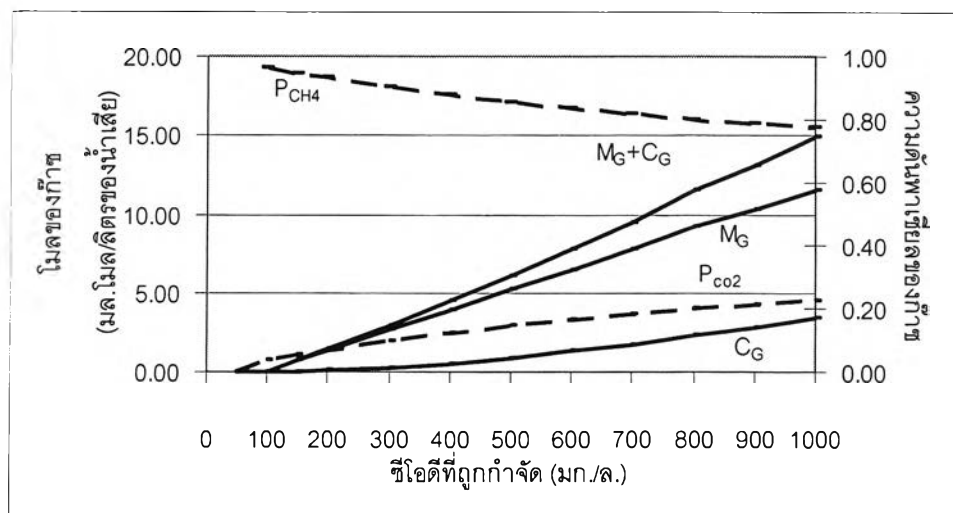
จากการคำนวณโดยการ Trial & error ซึ่งกำหนดซีโอดีที่ถูกกำจัดของน้ำเสียตั้งแต่ 50 ถึง 1000 มก./ล. จะไดผลดังตาราง ที่ 4.13 และนำความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมาสร้างเป็นกราฟได้ดังรูป 4.55

ตารางที่ 4.13 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นเทียบกับค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด

ซีโอดีที่ถูกกำจัด		จำนวนโมลของก๊าซ (มิลลิโมล/ล.)		จำนวนโมลของก๊าซเหนือผิวน้ำ (มิลลิโมล/ล.)		จำนวนโมลของก๊าซที่ละลายน้ำ (มิลลิโมล/ล.)		ความดันพาร์เชียลของก๊าซ		ปริมาณก๊าซเหนือผิวน้ำ	
มก./ล.	มิลลิโมล/ล.	M_T	C_T	M_G	C_G	M_L	C_L	P_{CH_4}	P_{CO_2}	มิลลิโมล/ล.	ลิตร
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)
50.00	1.56	0.63	0.47	0.00	0.00	0.63	0.47	0.00	0.00	0.00	0.00
100.00	3.13	1.25	0.94	0.05	0.00	1.25	0.94	0.96	0.04	0.05	0.00
150.00	4.69	1.88	1.41	0.71	0.04	1.84	1.37	0.95	0.05	0.75	0.02
200.00	6.25	2.50	1.88	1.34	0.10	2.40	1.78	0.93	0.07	1.44	0.03
300.00	9.38	3.75	2.81	2.64	0.28	3.47	2.53	0.90	0.10	2.92	0.07
400.00	12.50	5.00	3.75	3.90	0.54	4.46	3.21	0.88	0.12	4.44	0.10
500.00	15.63	6.25	4.69	5.21	0.88	5.37	3.81	0.86	0.14	6.09	0.14
600.00	18.75	7.50	5.63	6.48	1.27	6.23	4.35	0.84	0.16	7.75	0.17
700.00	21.88	8.75	6.56	7.72	1.72	7.03	4.84	0.82	0.18	9.44	0.21
800.00	25.00	10.00	7.50	9.26	2.28	7.72	5.22	0.80	0.20	11.54	0.26
900.00	28.13	11.25	8.44	10.32	2.79	8.46	5.64	0.79	0.21	13.11	0.29
1000.00	31.25	12.50	9.38	11.57	3.38	9.12	5.99	0.77	0.23	14.95	0.33

หมายเหตุ

- (1) กำหนด
- (2) เท่ากับ (1) / 32
- (3) เท่ากับ (2) x 0.40 (มิลลิโมล/ล.)
- (4) เท่ากับ (2) x 0.30 (มิลลิโมล/ล.)
- (5) และ (6) ได้จากการ trial & error จากสมการ (4.6) และ (4.8) (มิลลิโมล/ล.)
- (7) และ (8) ได้จากสมการ (4.1) และ (4.2) (มิลลิโมล/ล.)
- (9) และ (10) ได้จากสมการ (4.3) และ (4.4) (มิลลิโมล/ล.)
- (11) เท่ากับ (5) + (6) (มิลลิโมล/ล.)
- (12) เท่ากับ (11) x 22.4 / 1000 (ลิตร)



รูปที่ 4.55 ความสัมพันธ์ระหว่างซีโอดีที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น

จากผลการคำนวณในตารางที่ 4.13 และรูปที่ 4.55 จะเห็นได้ว่า ระบบอีจีเอสบีที่ทำการทดลองในงานวิจัยนี้ สามารถกำจัดค่าซีโอดีได้ประมาณ 100 – 120 มก./ล. เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ทดลองเป็นน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีต่ำ ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นสามารถละลายน้ำได้ทั้งหมด ซึ่งเป็นสาเหตุให้ไม่สามารถตรวจสอบปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น โดยอุปกรณ์วัดก๊าซที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ได้