

บทที่ 3

ผลและวิจารณ์ผลการวิจัย

3.1 ผลการศึกษาคุณสมบัติความเป็นด่างของเถ้าไม้ยางพารา (Ash)

จากการศึกษาคุณสมบัติความเป็นด่างของ Ash ที่นำมาจากหม้อน้ำไอน้ำ (Boiler) ของบริษัท เซฟสกิน (ทุ่งสูง) จำกัด เพื่อนำมาใช้เป็นวัสดุปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นในการทดลองเดินระบบ ABR พบว่า Ash มีพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 13.11 โดยมี CaO เป็นองค์ประกอบหลักอยู่ที่ร้อยละ 59.52 (พนาธิ ชีวภิกขการ และคณะ, 2548) ส่งผลให้มีคุณสมบัติเป็นด่างทำให้ Ash น่าจะมีความสามารถที่จะนำมาใช้เป็นวัสดุสำหรับปรับพีเอชน้ำเสียให้มีค่าเป็นด่างเพิ่มขึ้นได้

3.2 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

การศึกษาวิจัยในครั้งนี้ ใช้น้ำเสียจากบริษัททดลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด ซึ่งเป็นโรงงานผลิตน้ำยางชั้น ยางสกิน ยางแท่ง STR โดยน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากบ่อ EQ3+DAF1 (ภาพประกอบ 2-1) ซึ่งจะทำการเก็บตัวอย่างแบบจ้วง (Grab Sampling) ลักษณะของน้ำเสียแสดงดังตารางที่ 3-1

ตัวอย่างน้ำเสียที่เก็บจากบ่อ EQ3+DAF1 ของโรงงาน มีปริมาตรบ่อเท่ากับ 780 ลบ.ม ซึ่งมีปริมาณน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่บ่อประมาณ 750 ลบ.ม./วัน และมี HRT เท่ากับ 1 วัน ทั้งนี้ตลอดการทดลองทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจำนวน 12 ครั้ง (ม.ค. 48- ก.พ. 49) พบว่า น้ำเสียของโรงงานมีคุณสมบัติเป็นกรดสูงมีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 4.7 ± 0.8 และนอกจากนี้จะเห็นว่าน้ำเสียมีความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายสูงเฉลี่ย 982 ± 103 มก./ล. เนื่องมาจากบ่อที่ทำการเก็บตัวอย่างเกิดกระบวนการหมักแบบไร้อากาศขึ้น อีกทั้งมีการผสมน้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางแท่ง (ภาพประกอบที่ 2-1) ซึ่งมีการใช้กรดฟอร์มิก (HCOOH) ในการผลิตจึงทำให้กรดไขมันระเหยง่ายมีความเข้มข้นสูง ส่วนความเข้มข้นของทีเคเอ็นและแอมโมเนียไนโตรเจนสูงเฉลี่ยอยู่ที่ 528 ± 143 และ 366 ± 107 มก./ล. ตามลำดับ เนื่องจากในกระบวนการผลิตมีการใช้แอมโมเนียรักษาสภาพน้ำยางเพื่อไม่ให้น้ำยางจับตัวกันเป็นก้อน และจากการสังเกตพบว่า น้ำเสียยังคงมีเศษเนื้อยางที่หลงเหลือหลังจากการจับตัวอยู่บ้างบางส่วน โดยแขวนลอยและรวมตัวเป็นกลุ่มก้อนอยู่บนผิวหน้าน้ำเสียทำให้ของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียมีค่าเท่ากับ 544 ± 172 มก./ล. นอกจากนี้จะเห็นว่าซัลเฟตในน้ำเสียมีความเข้มข้นเฉลี่ยสูงถึง $1,809 \pm 424$ มก./ล. เนื่องจากมีการใช้กรดซัลฟิวริกในขั้นตอนการจับตัวหางน้ำยาง

และทำให้น้ำเสียมีคุณสมบัติเป็นกรดซึ่งถ้าหากโรงงานมีระบบการจัดการน้ำเสียไม่ดีพอจะทำให้เกิดปัญหาส่งกลิ่นเหม็นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์หรือก๊าซไข่เน่า ที่เกิดจากปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันโดยจุลินทรีย์กลุ่ม SRB ได้

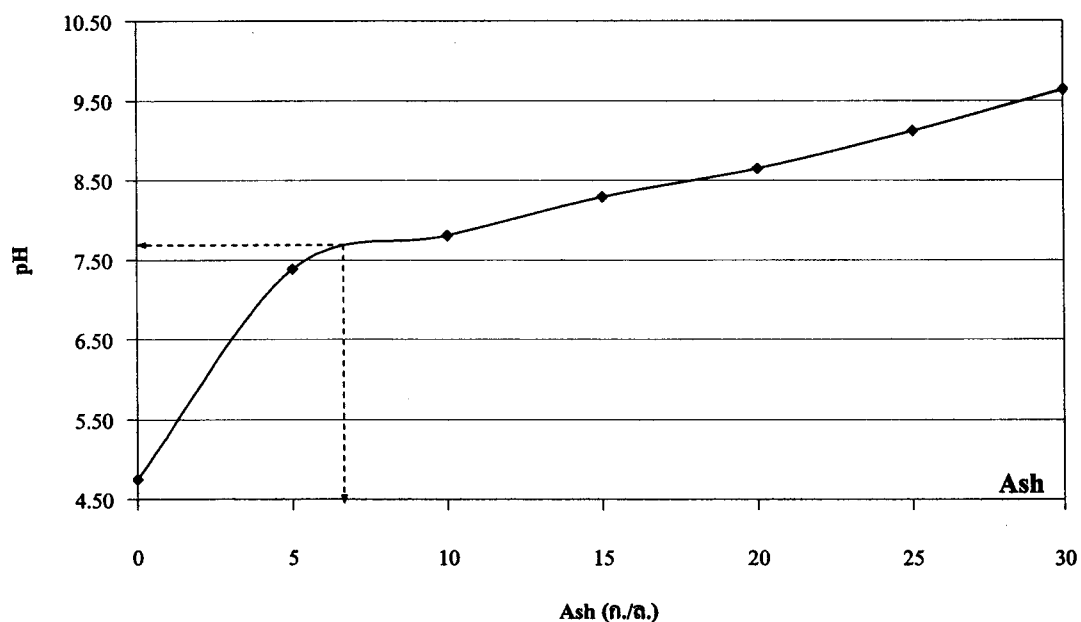
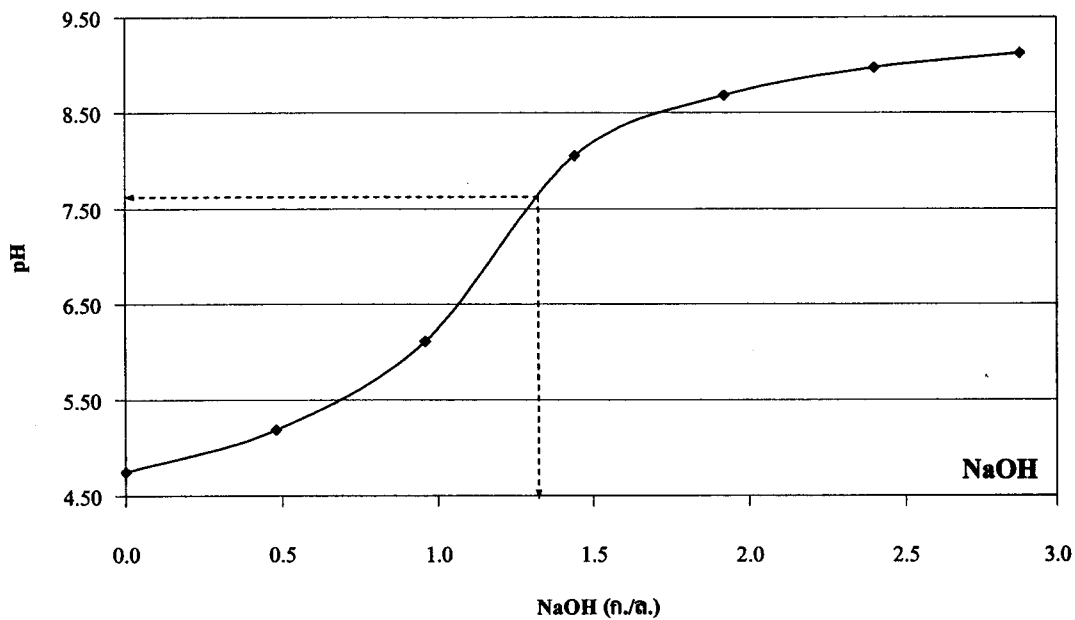
ตารางที่ 3-1 ลักษณะน้ำเสียทางเคมีที่ใช้ในการทดลอง

Parameters	Range	$\bar{X} \pm SD$
Temperature ($^{\circ}C$)	23.2-32.2	28.7 \pm 2.7
pH	3.3-6.1	4.7 \pm 0.8
Alkalinity (mg/L as CaCO ₃)	375-832	701 \pm 132
VFA (mg/L as CH ₃ COOH)	812-1,108	982 \pm 103
BOD ₅ (mg/L)	1,950-5,115	3,867 \pm 1,685
TCOD (mg/L)	3,129-7,042	5,537 \pm 1,005
FCOD (mg/L)	2,347-5,357	3,840 \pm 792
SS (mg/L)	250-875	544 \pm 172
TKN (mg/L)	303-698	528 \pm 143
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	263-549	366 \pm 107
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	1,075-2,435	1,809 \pm 424
S ²⁻ (ion) (mg/L)	41-14	28 \pm 8

3.3 ผลการศึกษาปริมาณการใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) และเถ้าไม้ยางพารา (Ash) ต่อการปรับพีเอชของน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น

จากการศึกษาปริมาณ NaOH และ Ash ที่ใช้ไปต่อการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชน้ำเสียให้มียังเป็นค่าเพิ่มขึ้นด้วยวิธีจาร์เทส พบว่า ในการปรับพีเอชน้ำเสียเริ่มต้น 4.75 ให้มีค่าเท่ากับ 7.6 \pm 0.1 จะใช้ NaOH ปริมาณ 1.13 กรัมต่อลิตร (ก./ล.) และ Ash ปริมาณ 7.55 ก./ล. (ภาพประกอบ 3-1) ซึ่งปริมาณ Ash ที่ใช้มากกว่าการใช้ NaOH ถึง 6.68 เท่า ทั้งนี้เนื่องจาก NaOH เป็นด่างแก่สามารถละลายน้ำได้ดีไม่เกิดตะกอนสะสมและเกิดสมมูลอิออนของไฮดรอกไซด์ (OH) ได้อย่างรวดเร็วจึงใช้ปริมาณน้อยกว่า ส่วน Ash นั้นแม้ว่าจะมี CaO เป็นองค์ประกอบหลัก (ตารางที่ 1-2) ที่มีคุณสมบัติเป็นด่างคุณสมบัติในการละลายต่ำจึงใช้ปริมาณ Ash มากกว่า NaOH และในการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้นให้มียังค่าพีเอช 7.6 \pm 0.1 ในการเดินระบบ ABR แต่ละครั้ง จะใช้ปริมาณ NaOH และ Ash จากการศึกษานี้เบื้องต้นเป็นค่ามาตรฐานในการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้นให้มียังค่า 7.6 \pm 0.1 คือใช้ NaOH 1.13 ก./ล. และ Ash 7.55 ก./ล. ทั้งนี้ อาจมีการปรับปริมาณการใช้ NaOH และ Ash ตามพีเอช

น้ำเสียเริ่มต้นตลอดระยะเวลาการทดลอง โดยคุณลักษณะน้ำเสียหลังจากปรับพีเอชด้วย NaOH และ Ash ให้มีค่าเท่ากับ 7.6 ± 0.1 ตลอดการทดลอง แสดงในตารางที่ 3-2



ภาพประกอบ 3-1 ปริมาณการใช้ NaOH และ Ash ที่ปริมาณต่างๆ ต่อพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น
ที่เปลี่ยนแปลงไป

ตารางที่ 3-2 ลักษณะน้ำเสียทางเคมีที่ใช้ในการทดลองเดินระบบ ABR หลังจากปรับพีเอชด้วย NaOH (ABR-NaOH) และ Ash (ABR-Ash) ให้มีค่าเท่ากับ 7.6 ± 0.1

Parameters	ABR-NaOH		ABR-Ash	
	Range	$\bar{X} \pm SD$	Range	$\bar{X} \pm SD$
Temperature ($^{\circ}C$)	22.0-27.5	24.75 \pm 2.7	23.2-28.0	25.6 \pm 2.4
pH	7.47-7.62	7.58 \pm 0.1	7.45-7.70	7.58 \pm 0.1
Alkalinity (mg/L as CaCO ₃)	1,327-2,138	1,859 \pm 167	1,515-2,455	2,022 \pm 224
VFA (mg/L as CH ₃ COOH)	694-1,109	970 \pm 101	591-1,117	968 \pm 105
BOD ₅ (mg/L)	2,536-4,750	3,474 \pm 725	2,600-4,667	3,497 \pm 690
TCOD (mg/L)	5,281-7,335	5,958 \pm 488	4,890-7,237	5,643 \pm 481
FCOD (mg/L)	4,205-5,966	5,059 \pm 365	4,205-6,064	4,883 \pm 345
SS (mg/L)	492-599	536 \pm 30	485-582	538 \pm 24
TKN (mg/L)	397-686	571 \pm 118	369-707	566 \pm 142
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	180-593	336 \pm 179	173-602	335 \pm 186
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	1,148-2,810	1,799 \pm 363	1,208-2,764	1,778 \pm 378
S ²⁻ (ion) (mg/L)	18-40	30 \pm 4	21-40	29 \pm 4

จากตารางที่ 3-2 จะเห็นว่าลักษณะน้ำเสียหลังจากปรับพีเอชให้มีค่า 7.6 ± 0.1 ด้วย NaOH และ Ash มีค่าเปลี่ยนแปลงไปจากน้ำเสียก่อนปรับพีเอช (ตารางที่ 3-1) น้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย NaOH มีความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมดสูงกว่าน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ash เนื่องจากการปรับพีเอชด้วย NaOH เป็นการเพิ่มสารอินทรีย์ที่สามารถถูกออกซิไดซ์ได้ด้วยกรดทำให้ค่าซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียนั้นเพิ่มขึ้น ส่วนน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ash จะมีความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอย ซีโอดีทั้งหมดน้อยกว่าน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย NaOH เนื่องจาก Ash มีการตกตะกอนและมี CaO ที่มีสามารถดูดซับมลสารได้ (พนาลี ชีวภิกษการ และคณะ, 2548) ซึ่งสอดคล้องกับความเข้มข้นของซีโอดีละลายน้ำ ซัลเฟตที่เคเอ็น แอมโมเนียไนโตรเจน ที่น้อยลงเมื่อเทียบกับน้ำเสียที่ไม่ผ่านการปรับพีเอช อย่างไรก็ตามจะเห็นว่าสภาพต่างของน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ash จะสูงกว่าน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย NaOH เนื่องจากการใช้ Ash ในการปรับพีเอชจะใช้ปริมาณมากกว่า NaOH ทำให้ CaO ทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ กลายเป็นสภาพต่างไบคาร์บอเนต (CaCO₃) อย่างไรก็ตามจะเห็นว่าสภาพต่างของน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย NaOH มีค่าเพิ่มขึ้นกว่าน้ำเสียก่อนปรับพีเอช ทั้งนี้เนื่องจากโซเดียม (Na⁺) ที่แตกตัวจากไฮดรอกไซด์ อีออนทำปฏิกิริยากับคาร์บอน ไดออกไซด์ในน้ำเสียกลายเป็นสภาพต่างโซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO₃) ที่สามารถเพิ่มความจุบัฟเฟอร์ให้กับระบบได้เช่นเดียวกับสภาพต่างไบคาร์บอเนต

3.4 ผลการทดลองของระบบบำบัด ABR

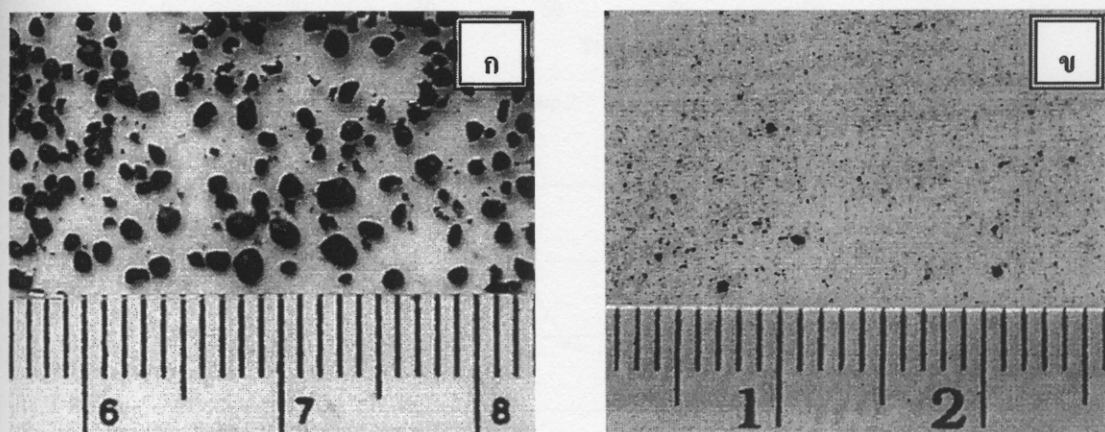
ในการทดลองนี้ได้แบ่งการศึกษาออกเป็น 2 ระยะ คือ ระยะที่ 1 เป็นการเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบ ABR ที่บำบัดมลสารในน้ำเสียโรงงานน้ำตาลขุ่นที่ผ่านการปรับพีเอชด้วย NaOH (ABR-NaOH) และระบบ ABR ที่บำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำตาลขุ่นที่ปรับพีเอชด้วย Ash (ABR-Ash) ให้มีค่าเท่ากับ 7.6 ± 0.1 เคนระบบภายใต้สภาวะ (HRT) เดียวกัน ส่วนระยะที่ 2 ศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดมลสารที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้ง (Effluent Recycle Ratio ; R) ต่างๆ ของทั้ง 2 ระบบ ภายใต้สภาวะการทดลองเดียวกัน

3.4.1 การเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ในระยะเริ่มต้นระบบ (Start-Up)

ในการเริ่มระบบบำบัดน้ำเสีย ABR จำลองในห้องปฏิบัติการเริ่มต้นโดยการนำหัวเชื้อตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาจากระบบบำบัดไร้อากาศยูเอสบีและระบบเอสอาร์อาร์ ของบริษัท จดองอุตสาหกรรมน้ำตาลขุ่น จำกัด เติมนลงไปในระบบ ABR ผสมในสัดส่วน 1:1 ให้มีความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นเท่ากับ 20,000 มก./ล. ทุกๆ หน่วยย่อย โดยเติมปริมาณตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 1,259 มล. ของตะกอนจากระบบ UASB และ 1,843 มล. ของตะกอนจากระบบ SRR โดยลักษณะและขนาดของตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการเริ่มต้นระบบ แสดงดังภาพประกอบที่ 3-2ก และ 3-2ข ตามลำดับ แล้วทำการเติมน้ำประปาเข้าระบบตามปริมาตร (Working Volume) 23 ลิตร จากนั้นปรับอุณหภูมิทั้ง 2 ระบบให้มีค่าเท่ากับ 35 ± 1 องศาเซลเซียส ทิ้งไว้ 1 คืน แล้วจึงทำการป้อน (Feed) น้ำเสียเข้าระบบ (Start-up) ที่ HRT สูงก่อน (HRT 10 วัน) ซึ่งเป็นระยะของการปรับตัวของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ABR ทั้ง 2 ชุด (ABR-NaOH และ ABR-Ash) เป็นเวลา 202 วัน พบว่าเกิดการชะล้าง (Wash Out) ตะกอนน้อยมาก เนื่องจากระบบ ABR มีคุณสมบัติกักเก็บตะกอนสูง (Barber and Strucky, 1999 ; Bell and Buckley, 2003 ; Wang *et al.*, 2004) และตะกอนที่มีน้ำหนักและมีคุณสมบัติในการตกตะกอนจึงยังคงอยู่ในระบบและมีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้

สำหรับซีโอดีทั้งหมดของน้ำเสียเข้าทั้ง 2 ระบบ (ABR-NaOH และ ABR-Ash) ในช่วงของการเริ่มต้นเดินระบบที่ HRT 10 วัน ระหว่างวันที่ 1-112 มีความแปรผันค่อนข้างมาก เนื่องจากช่วงเวลาที่ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเป็นช่วงฤดูฝน (เดือนมกราคม-มีนาคม 2549) และเมื่อผ่านช่วงฤดูฝน คือหลังจากวันที่ 112 จะเห็นว่าความเข้มข้นซีโอดีทั้งหมดของน้ำเสียทั้ง 2 ระบบมีความเข้มข้นค่อนข้างคงที่และระบบสามารถปรับสภาพได้ดี โดยน้ำทิ้งจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดเฉลี่ยอยู่ที่ร้อยละ 78.96 และ 76.63 ตามลำดับ โดยทั้ง 2 ระบบใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นเดินระบบ 140 วัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3-3 และจากการ

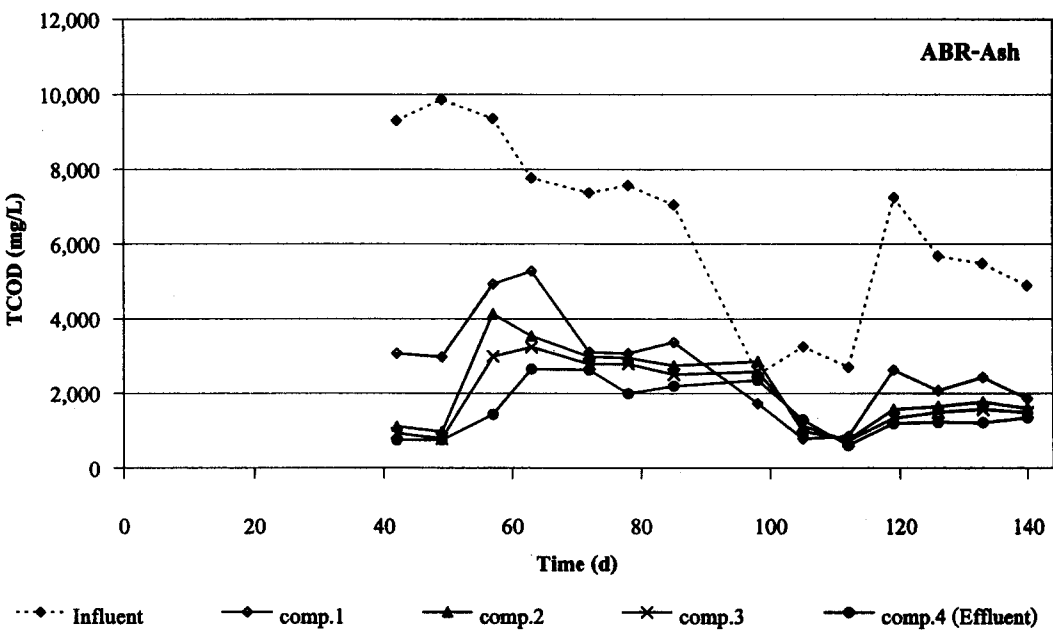
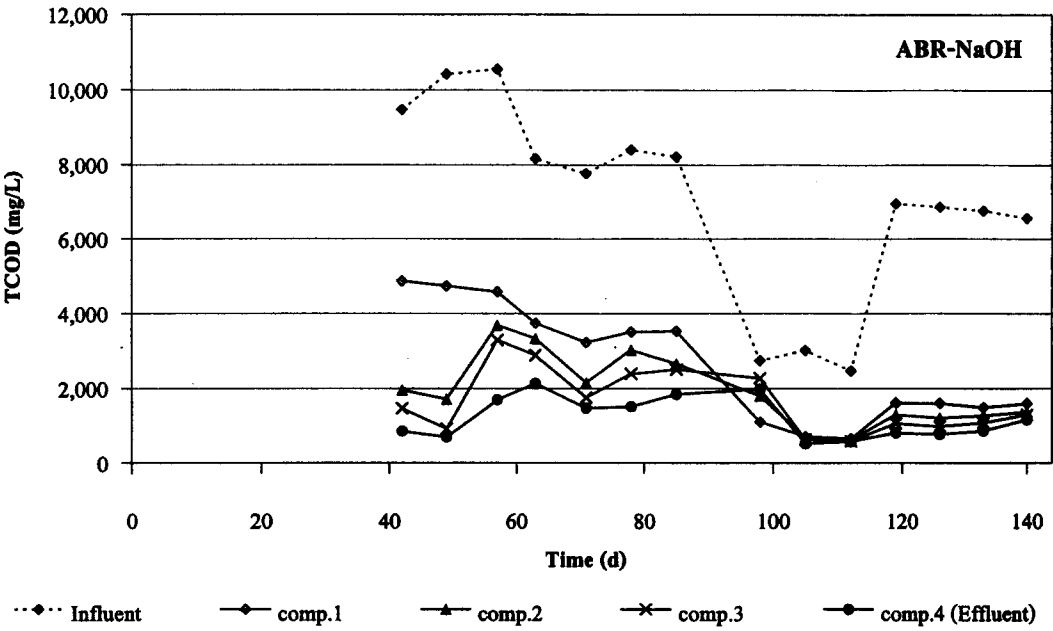
ทดลองพบว่าระบบทั้ง 2 มีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน โดยลักษณะน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบ มีค่าพีเอชเฉลี่ย 7.73 ± 0.10 ของระบบ ABR-NaOH และ 7.73 ± 0.06 ของระบบ ABR-Ash ซึ่งมีค่าสูงกว่าน้ำเสียเข้าระบบตลอดระยะเวลาทดลอง ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายในน้ำทิ้งลดลงเมื่อน้ำเสียผ่านหน่วยย่อยที่ 1-4 ตามลำดับ โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 133 ± 71 และ 135 ± 93 มก./ล. ของ CH_3COOH ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ สำหรับปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระยะแรกของการเริ่มต้นเดินระบบไม่สามารถวัดปริมาณที่เกิดขึ้นได้เนื่องจากอุปกรณ์วัดปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดการบปรง จึงได้แก้ไขปัญหาโดยการเชื่อมต่อบอลลูนกับชุดอุปกรณ์วัดก๊าซ และทำการวัดค่าปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นได้เป็นปรกติโดยผลการทดลองการเริ่มต้นเดินระบบจนเข้าสู่สภาวะคงตัว แสดงดังในตารางที่ 3-3



ภาพประกอบ 3-2 ลักษณะและขนาดของตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาจากระบบบำบัด UASB (ก) และ SRR (ข) ที่ใช้ในการเริ่มต้นระบบ (Start-Up)

ตารางที่ 3-3 ผลการทดลองในช่วงการเริ่มต้นระบบ (Start-up) จนถึงสภาวะคงตัวของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash

Parameters	ABR-NaOH		ABR-Ash	
	Range	$\bar{X} \pm SD$	Range	$\bar{X} \pm SD$
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	34.2-36.0	35.1 ± 0.9	34.0-35.8	34.9 ± 0.9
pH	7.51-7.92	7.73 ± 0.10	7.63-7.86	7.73 ± 0.06
TCOD (mg/L)	516-2,129	$1,200 \pm 556$	606-2,647	$1,543 \pm 694$
Alkalinity (mg/L as CaCO_3)	1,584-6,445	$4,147 \pm 1,481$	2,475-5,986	$4,290 \pm 1,144$
VFA (mg/L as CH_3COOH)	39-320	133 ± 71	37-304	135 ± 93
Biogas Production (L/d)	0.52-5.23	3.65 ± 1.49	1.05-5.17	3.62 ± 1.32



ภาพประกอบ 3-3 ซี โอ ดี ทั้งหมดคของน้ำเสียและน้ำทิ้งจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ในช่วงของการเริ่มต้นระบบ (Start-up)

3.4.2 ผลการทดลอง การบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยระบบ ABR ที่ปรับพีเอชน้ำเสีย ด้วย NaOH (ABR-NaOH) และ Ash (ABR-Ash)

3.4.2.1 การทดลองระยะที่ 1 เติมน้ำในระบบ ABR ภายใต้ระยะเวลาการกักเก็บ (Hydraulic Retention Time; HRT) ต่างๆ

จุดประสงค์หลักของการทดลองนี้เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ ABR ของน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นที่ปรับพีเอชน้ำเสียให้มีค่าเริ่มต้นเท่ากับ 7.6 ± 0.1 ด้วย NaOH และ Ash ที่ควบคุมสภาวะการทำงานเดียวกันทั้ง 2 ระบบ ภายใต้การทดลองที่ค่า HRT เท่ากัน โดยการทดลองใช้ระยะเวลาทั้งสิ้น 307 วัน โดยระหว่างวันที่ 1-144 เป็นช่วงของการเริ่มต้นเดินระบบ (Start up) และหลังจากวันที่ 144-307 เป็นช่วงของการเดินระบบ ได้ผลการทดลองดังนี้

ก) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีค่าอยู่ในช่วง 22.6-31.9 องศาเซลเซียส ส่วนอุณหภูมิน้ำภายในระบบและน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 34.5-36.0 องศาเซลเซียส ทั้ง 2 ระบบ

ข) สภาวะแวดล้อมภายในระบบ

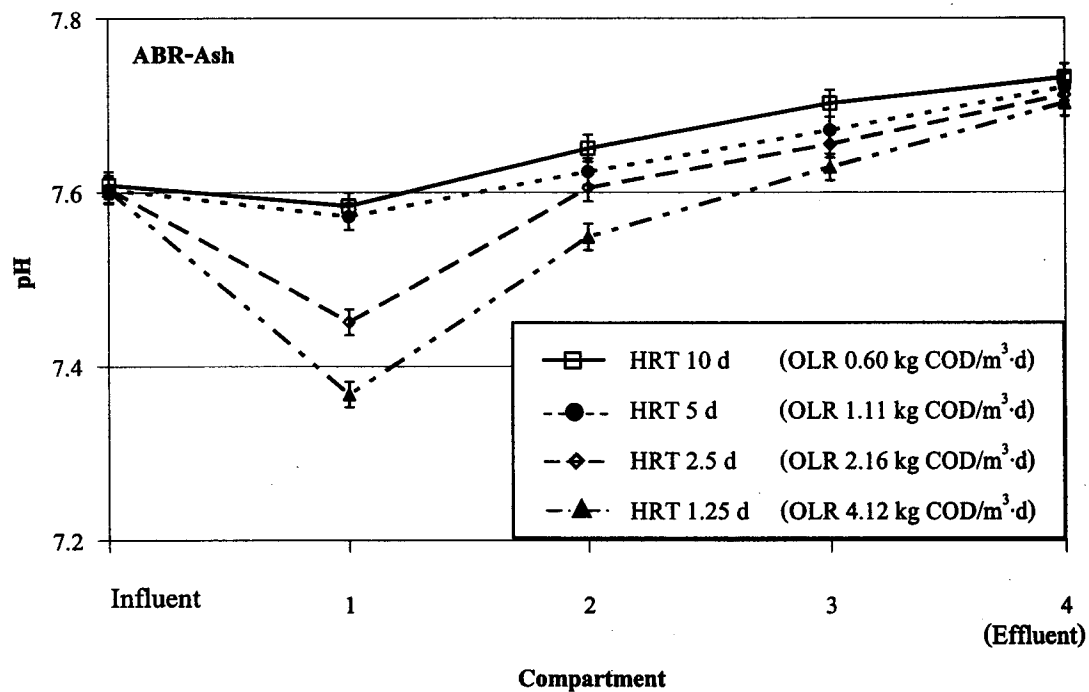
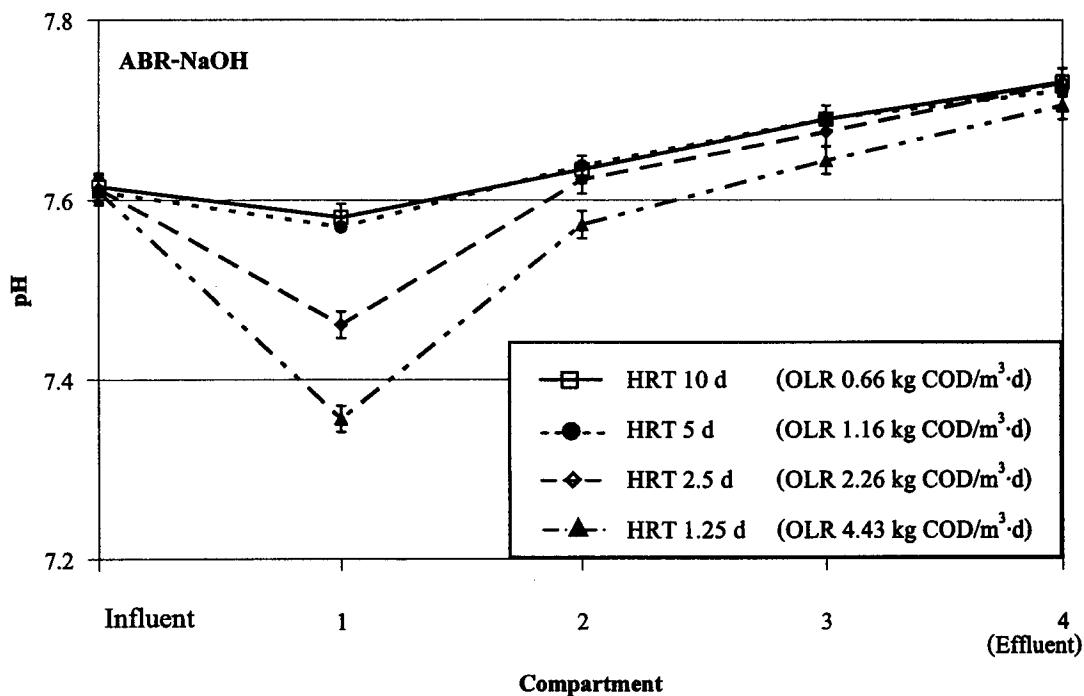
พีเอช สภาพค่าง และ กรดไขมันระเหยง่าย ถือได้ว่าเป็นปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาชีวเคมีในขั้นตอนการผลิตกรดและมีเทนดำเนินไปได้โดยมีประสิทธิภาพ ดังนี้

ความเป็นกรด-ด่าง (พีเอช) และสภาพค่าง (Alkalinity)

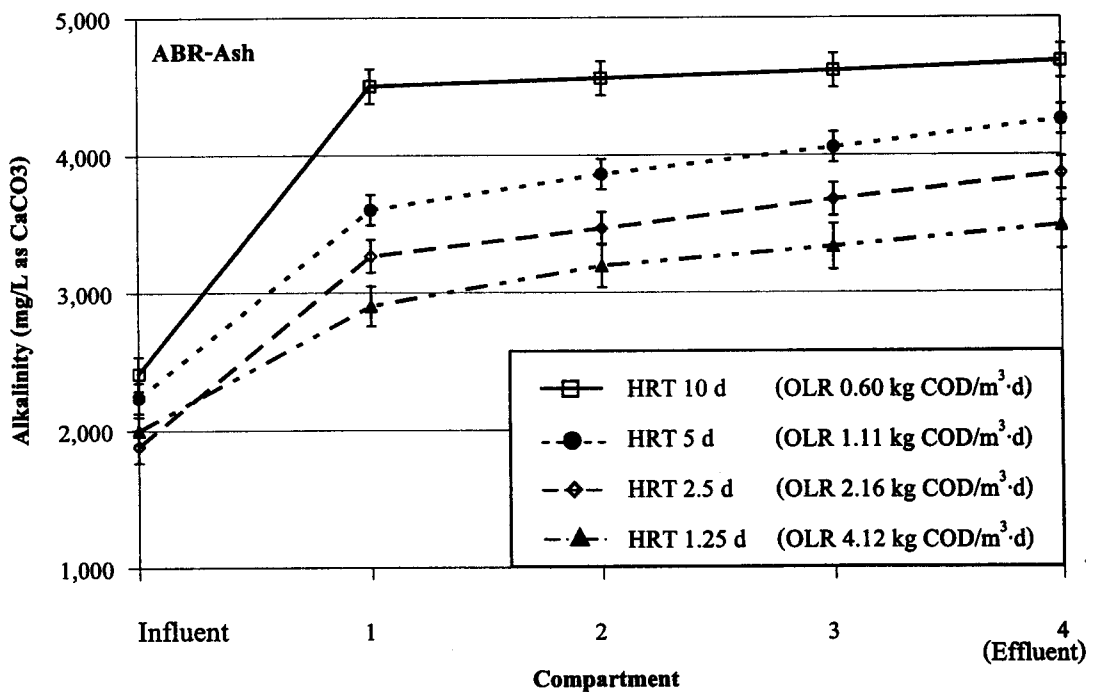
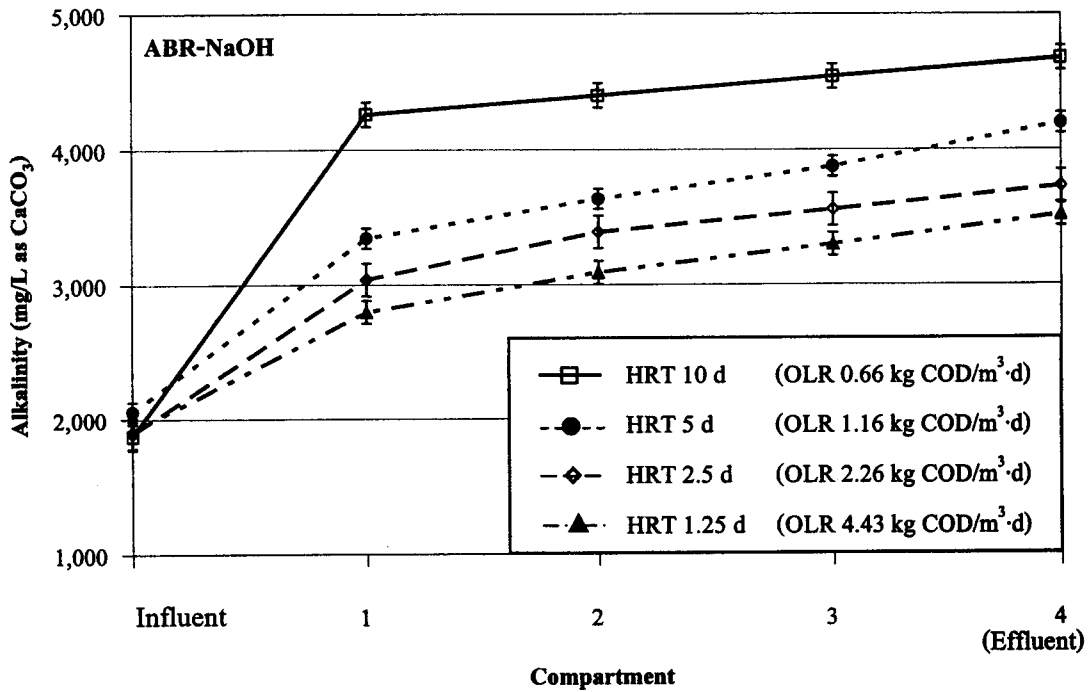
จากการทดลองค่าพีเอชของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีค่าตลอดการทดลองเฉลี่ยเท่ากับ 7.6 ± 0.1 โดยอยู่ในช่วง 7.53-7.68 เมื่อเดินระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ คือ 10 5 2.5 และ 1.25 วัน ตามลำดับ พบว่า พีเอชของน้ำในหน่วยย่อยที่ 1 ของทั้ง 2 ระบบมีแนวโน้มลดลงเมื่อ HRT ลดลง อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งที่ผ่านจากหน่วยย่อยจาก 1 ถึง 4 มีค่าพีเอชเพิ่มขึ้นเล็กน้อยที่ทุกๆ HRT โดยน้ำทิ้งสุดท้ายจากหน่วยย่อยที่ 4 มีค่าพีเอชเฉลี่ยที่ 7.72 ± 0.02 ของทั้งสองระบบซึ่งมีค่าสูงกว่าช่วง 6.5-7.6 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมสำหรับระบบไร้อากาศ (Rittmann and McCarty, 2001) เมื่อพิจารณาน้ำเสียผ่านที่หน่วยย่อยที่ 1 พบว่า พีเอชทั้ง 2 ระบบลดลงจาก 7.6 ± 0.1 เหลือ 7.33 ± 0.02 และ 7.39 ± 0.03 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบ 3-4 ทั้งนี้เป็น

เพราะหน่วยย่อยที่ 1 มีอัตราการเกิดเป็นหมักไร้อากาศในขั้นตอนการผลิตกรด เนื่องจากเป็นหน่วยย่อยแรกที่รับน้ำเสียความเข้มข้นมลสารสูงสุด โดยเฉพาะซัลเฟตเมื่อเทียบกับหน่วยย่อยอื่นที่ตามมา จึงมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันสูงเช่นกัน ซึ่งพีเอชที่ลดลงจึงเกิดจากไฮโดรเจนไอออน (H^+) ที่เกิดจากการเปลี่ยนรูปของซัลไฟด์เมื่อพีเอชลดต่ำลง (ภาพประกอบ 1-5) ไปอยู่ในรูปไอออนไบซัลไฟด์ (HS^-) และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ($H_2S \longleftrightarrow HS^- + H^+$) อย่างไรก็ตามจะเห็นว่าเมื่อ HRT ลดลง (OLR เพิ่มขึ้น) พีเอชมีค่าลดลงแต่ไม่มากนัก เนื่องจากน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าความจุบัฟเฟอร์และปริมาณค่าที่เหมาะสมจากการปรับพีเอชให้น้ำเสียมีค่าเท่ากับ 7.6 ± 0.1 โดยสภาพค่าของน้ำเสียหลังจากปรับพีเอชก่อนเข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 1,327-2,138 มก./ล. ของ $CaCO_3$ ของระบบ ABR-NaOH และ 1,515-2,217 มก./ล. ของ $CaCO_3$ ของระบบ ABR-Ash ก่อนข้างสูง แต่จะเห็นว่าสภาพค่าของน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ash จะมีสภาพค่ามากกว่าเพราะในองค์ประกอบหลักเป็น CaO ที่สามารถเพิ่มสภาพค่าไบคาร์บอเนตให้แก่ น้ำเสียได้ และเมื่อเดินระบบ พบว่า มลสารในน้ำเกิดการย่อยสลายโปรตีนที่อยู่ในชีวมหาน้ำยาร้างแปรเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย (NH_3/NH_4^+ form) ทำปฏิกิริยาได้เป็นไบคาร์บอเนต (Dalis *et al.*, 1996) และซัลเฟตถูกกำจัดทำให้เกิดสภาพค่าในรูปของซัลไฟด์ ที่สามารถทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์ทำให้สภาพค่าของน้ำเสียในระบบเพิ่มขึ้นได้เมื่อผ่านหน่วยย่อยที่ 1-4 (Vossoughi *et al.*, 2003) จึงสามารถดำเนินการลดของพีเอชได้ดี

อย่างไรก็ตามเมื่อ HRT ลดลง (10 5 2.5 และ 1.25 วัน) ทั้ง 2 ระบบมีสภาพค่าของน้ำทิ้งสุดท้ายลดลงจะตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบ 3-5 เนื่องจากที่ HRT ต่ำๆ (OLR สูง) ทำให้เกิดการหมักไร้อากาศขั้นตอนการสร้างกรดเพิ่มขึ้น ขณะที่เกิดขั้นตอนการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายไปเป็นก๊าซชีวภาพช้ากว่า จึงทำให้ความต้านทานความเป็นกรดหรือสภาพค่ามีค่าลดลงเพียงเล็กน้อยเท่านั้น เนื่องจากน้ำเสียเข้าระบบมีสภาพค่ามากเกินพอที่จะต้านทานการเปลี่ยนแปลงพีเอชในระบบได้ดี เพราะกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศในขั้นตอนการผลิตกรดจุลินทรีย์จะผลิตกรดไขมันระเหยง่ายออกมาระบบต้องมีสภาพค่าสูงพอที่จะสะเทินกรดไขมันระเหยง่ายเพื่อไม่ให้พีเอชลดลงไปมากและต้องมีสภาพค่าที่มากเกินสำหรับเกิดการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายเป็นก๊าซชีวภาพได้ทัน ดังนั้นอาจไม่จำเป็นต้องปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนเข้าระบบให้สูงถึง 7.6 ± 0.1 ก็ได้



ภาพประกอบ 3-4 ที่แสดงเฉลี่ยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-5 สภาพต่างเฉลี่ยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

นอกจากนี้ Sawyer *et al.* (2003) รายงานว่า สภาพค่างที่เพิ่มขึ้นเกิดขึ้นเกิดจากการละลายน้ำของคาร์บอนไดออกไซด์เกิดกรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) ได้เป็นไบคาร์บอเนต (HCO_3^-) สามารถทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบส่งผลให้สภาพค่างเพิ่มขึ้นได้เช่นกัน อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาสภาพค่างของน้ำ ทั้งทั้ง 2 ระบบ มีค่าสูงกว่าน้ำเสียเข้าระบบ ดังนั้นระบบสามารถเพิ่มและรักษาเสถียรภาพสภาพค่างในระบบได้ดีและอยู่ในช่วงที่เหมาะสมสำหรับระบบไร้อากาศเช่นกัน

กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acids : VFA)

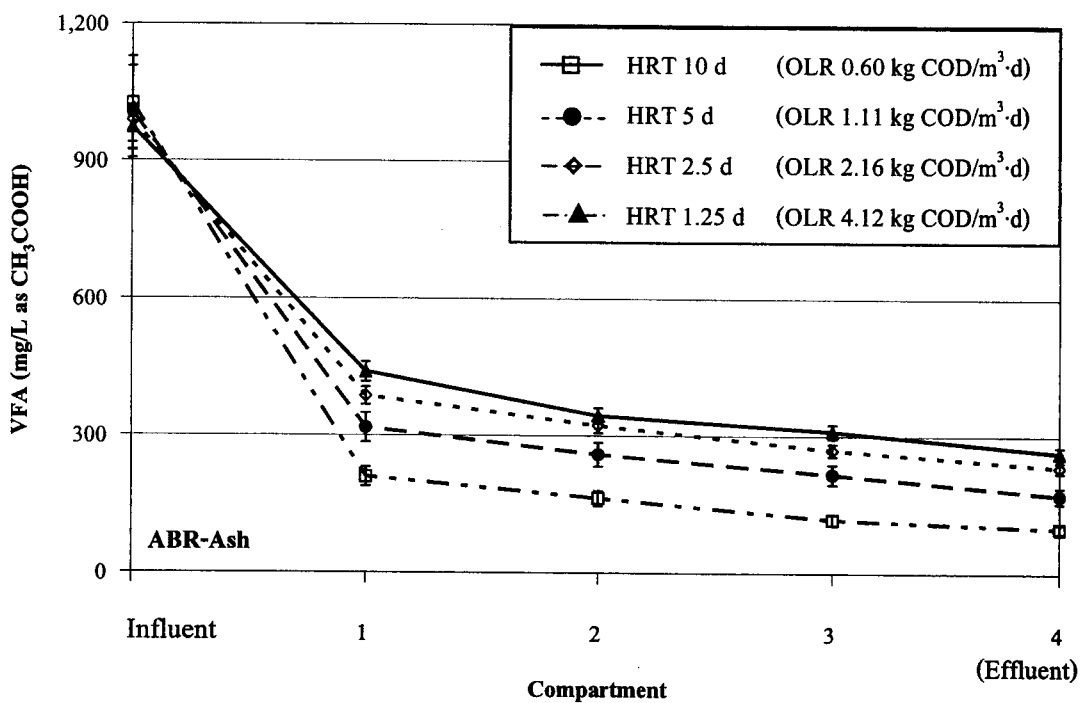
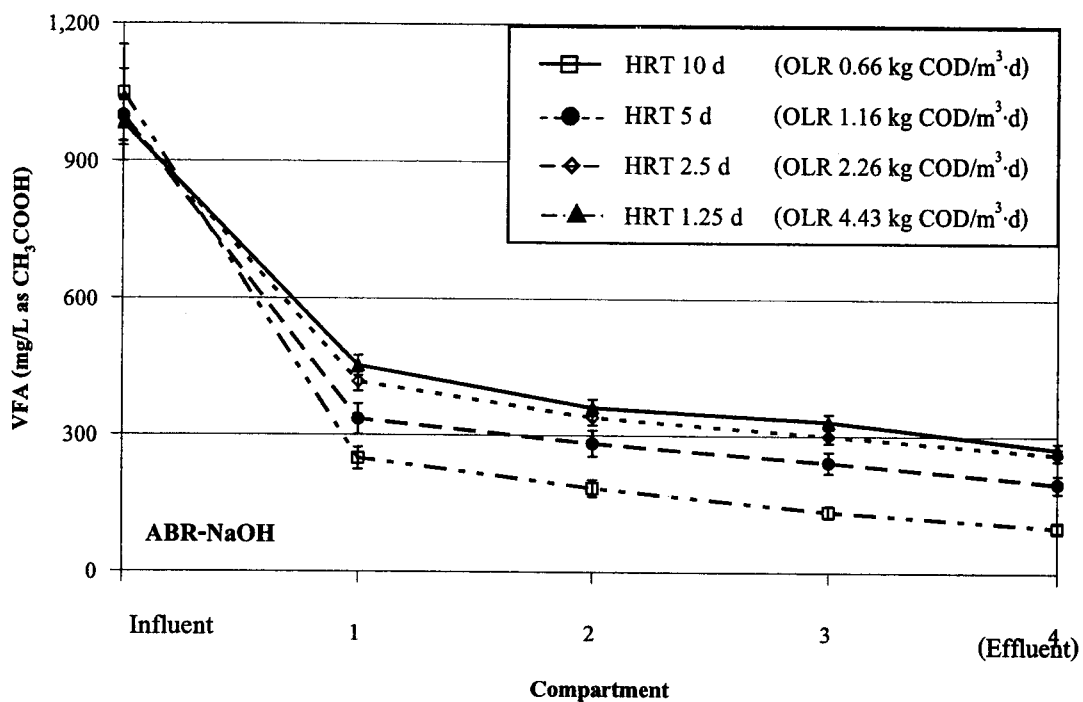
ปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายสามารถบ่งชี้ถึงการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบและสภาวะการทำงานที่สมดุลระหว่างของจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดกรดและ MPB โดยค่าที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 50-500 มก./ล. ของ CH_3COOH และค่าสูงสุดที่ยอมรับได้มีได้ในระบบเท่ากับ 2,000 มก./ล. ของ CH_3COOH (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) ซึ่งถ้าหากระบบมีกรดไขมันระเหยง่ายสะสมอยู่มากกว่าช่วงที่ยอมรับได้ แสดงว่าจุลินทรีย์ผลิตกรดไขมันระเหยง่ายเร็วเกินไปจะเป็นอันตรายต่อการทำงานของ MPB ทำให้ระบบเสียสมดุลและอาจเกิดความล้มเหลวในการหมักได้ (มันสิน ตัลทูลเวศม์, 2546ก) จากผลการทดลองน้ำเสียเข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีความเข้มข้นกรดไขมันระเหยง่ายสูงเฉลี่ยเท่ากับ $1,005 \pm 31$ และ 998 ± 28 มก./ล. ของ CH_3COOH ตามลำดับ ซึ่งน่าจะเป็นผลมาบ่อที่ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเกิดการหมักแบบไร้อากาศขึ้น และมีน้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางแท่งซึ่งมีการใช้กรดฟอร์มิกในการผลิต ผสมรวมกับน้ำเสียจากกระบวนการผลิตน้ำยางขึ้น จึงทำให้น้ำเสียมีกรดไขมันระเหยง่ายสูง อย่างไรก็ตามเมื่อเดินระบบ พบว่า ทั้ง 2 ระบบมีแนวโน้มของกรดไขมันระเหยง่ายลดลงโดยน้ำทิ้งที่ทุก HRT มีค่ากรดไขมันระเหยง่ายน้อยกว่าเมื่อเทียบกับน้ำเสียเข้าตลอดการทดลองโดยในช่วงแรกของการทดลอง โดยที่ HRT 10 วัน น้ำทิ้งจากทั้ง 2 ระบบมีความเข้มข้นกรดไขมันระเหยง่ายต่ำที่สุดเมื่อเทียบกับ HRT อื่นๆ โดยมีค่าอยู่ในช่วง 89-102 และ 98-100 มก./ล. ของ CH_3COOH ตามลำดับ ของการทดลองระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ และเมื่อ HRT ลดลงเป็น 5 2.5 และ 1.25 วัน ตามลำดับ พบว่า ที่ HRT น้อยที่สุด คือที่ 1.25 วัน กรดไขมันระเหยง่ายของน้ำทิ้งมีค่าสุดท้ายมีค่าสูงสุดอยู่ในช่วง 253-300 มก./ล. ของ CH_3COOH ของระบบ ABR-NaOH และ 241-265 มก./ล. ของ CH_3COOH ของระบบ ABR-Ash ดังแสดงในภาพประกอบ 3-6 เนื่องจากเมื่อลด HRT ให้ต่ำลง (เพิ่ม OLR ให้สูงขึ้น) ทำให้เกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายในขั้นตอนการผลิตกรดสูงขึ้น ส่งผลให้ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายเพิ่มขึ้นเมื่อ HRT ต่ำลง ซึ่งสอดคล้องกับพีเอชในระบบทั้ง 2 ที่ค่อยๆ ลดลง (ภาพประกอบที่ 3-4 และ 3-5) เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของน้ำเสียภายในของทั้ง 2 ระบบ พบว่า ที่ HRT 10-1.25 วัน ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายจะเพิ่มขึ้นเมื่อ HRT ต่ำลง โดยเฉพาะน้ำทิ้งจากหน่วยย่อยที่ 1 จะมีความเข้มข้นกรดไขมันระเหยง่ายสูงสุดในทุกๆ HRT เนื่องจากหน่วยย่อยที่ 1 ทำหน้าที่

บำบัดน้ำเสียเป็นหน่วยย่อยแรก โดยรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูงสุดเมื่อเทียบกับหน่วยย่อยอื่นที่ตามมาในทุกๆ HRT เนื่องจากหน่วยย่อยที่ 1 ทำหน้าที่บำบัดน้ำเสียเป็นหน่วยแรก รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูงสุดจึงเกิดย่อยสลายในขั้นตอนการผลิตกรดสูง แต่เมื่อน้ำที่ผ่านหน่วยย่อยอื่นตามมาจะเห็นว่าความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายมีค่าลดลง เพราะจุลินทรีย์ที่อยู่หน่วยย่อยหลัง (หน่วยย่อย 2-4) จะเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายที่เกิดขึ้นไปเป็นก๊าซชีวภาพทำให้กรดไขมันระเหยง่ายลดลงตามลำดับ

อย่างไรก็ตามความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเสียภายในระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ประสิทธิภาพในการย่อยสลายกรดไขมันระเหยง่ายใกล้เคียงกันและยังคงสามารถรักษาระดับกรดไขมันระเหยง่ายให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานในสภาวะไร้อากาศได้ดีตลอดการทดลอง

อัตราส่วนของกรดระเหยง่ายต่อสภาพค่าง (VFA : Alk)

อัตราส่วนกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่าง มีความสำคัญต่อการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศซึ่งจะเป็นค่าที่บ่งบอกถึงความจุบัฟเฟอร์ของระบบ ซึ่งผลการทดลองระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash พบว่า ที่ทุก HRT (10 5 2.5 และ 1.25 วัน) น้ำเสียภายในระบบทั้ง 2 มีกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างลดลงจากหน่วยย่อยที่ 1 ถึง 4 ตามลำดับ โดยเฉพาะอย่างยิ่งน้ำที่จากหน่วยย่อยที่ 1 ของทุกๆ HRT มีอัตราส่วนกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างสูงกว่าหน่วยย่อยอื่นที่ตามมาโดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 0.1 ± 0.04 ของทั้ง 2 ระบบ ซึ่งจะสังเกตได้จากความต่างของอัตราส่วนเข้มข้นกรดระเหยง่ายระหว่างหน่วยย่อยที่ 1 มีอัตราส่วนมากกว่าหน่วยย่อยอื่นๆ ที่ตามมาดังแสดงในภาพประกอบ 3-7 ซึ่งสอดคล้องกับพีเอชในระบบลดลง (ภาพประกอบ 3-3) เนื่องจากมีอัตราการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายไปเป็นก๊าซชีวภาพได้ช้า ทำให้เกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยง่ายภายในระบบ แม้จะมีการลด HRT ลง น้ำเสียภายในระบบทั้ง 2 ยังคงมีอัตราส่วนกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างน้อยมากเฉลี่ยอยู่ที่ 0.05 ± 0.02 ของระบบ ABR-NaOH และ 0.04 ± 0.02 ของระบบ ABR-Ash ซึ่งมีค่าต่ำกว่า 0.4 (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543 และ กรมควบคุมมลพิษ, 2546) ซึ่งบ่งชี้ว่าระบบมีเสถียรภาพการทำงานดี เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบสามารถปรับตัวทำงานกับน้ำเสียได้ดี และสามารถที่จะรักษาระดับกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างได้อย่างสม่ำเสมอเพราะมีกำลังบัฟเฟอร์สูง



ภาพประกอบ 3-6 กรดไขมันระเหยง่ายเฉลี่ยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ค) การกำจัดซีโอดี (Chemical Oxygen Demand : COD)

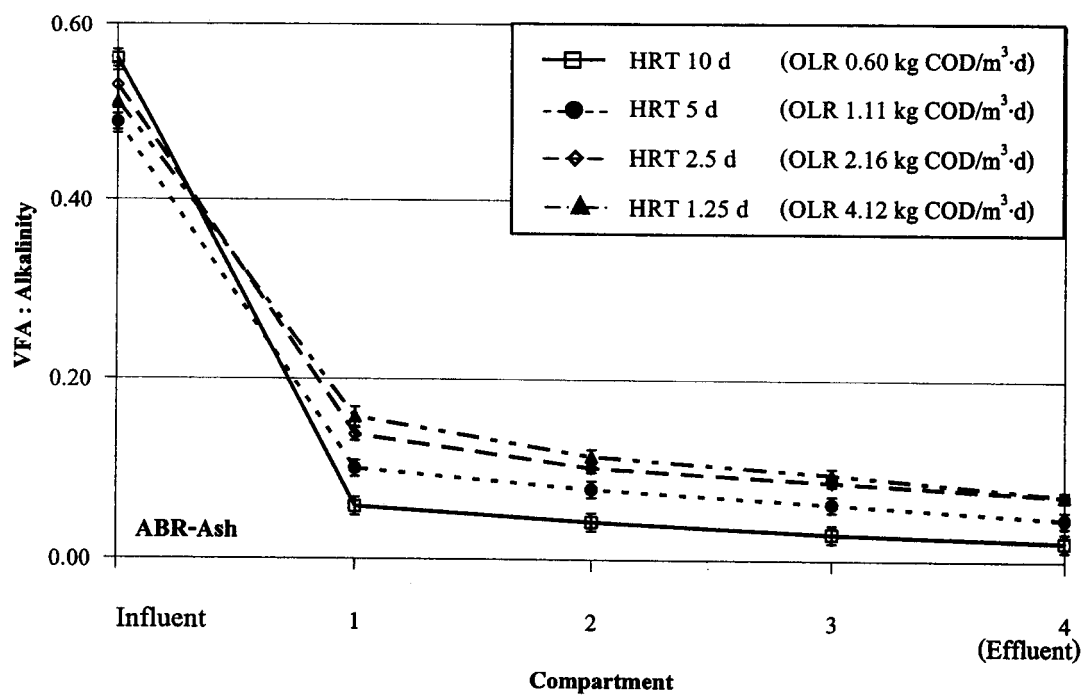
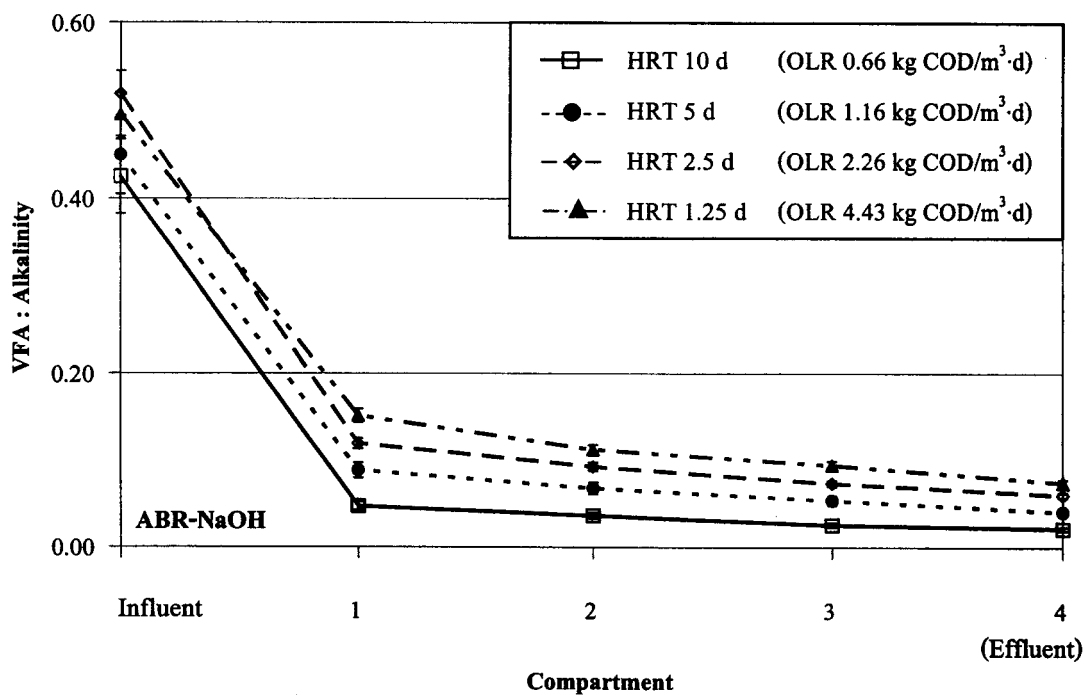
การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ได้มีการวิเคราะห์ซีโอดีทั้งหมด (Total Chemical Oxygen Demand ; TCOD) และซีโอดีละลายน้ำ (Filtrate Chemical Oxygen Demand ; FCOD) ของน้ำเสียหลังจากปรับพีเอชก่อนเข้าระบบดังแสดงในตารางที่ 3-4

จากการปรับพีเอชน้ำเสียด้วย NaOH และ Ash ให้มีค่าเท่ากับ 7.6 ± 0.1 ส่งผลให้ความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำ เปลี่ยนแปลงไปจากค่าของน้ำเสียก่อนปรับ ส่งผลให้ค่า OLR ของการทดลองทั้ง 2 ระบบมีค่าแตกต่างกัน ดังแสดงในตารางที่ 3-2 และเมื่อเดินระบบทั้ง 2 จนเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่า ที่ HRT สูงสุด (10 วัน) ทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำสูงสุด โดยระบบ ABR-NaOH มีความเข้มข้นเฉลี่ยเท่ากับ $1,187 \pm 23$ และ 867 ± 41 มก./ล. คิดเป็นร้อยละของการบำบัดเท่ากับ 82.17 และ 84.87 ตามลำดับ ส่วนระบบ ABR-Ash มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำในน้ำทิ้งเท่ากับ $1,245 \pm 30$ และ 772 ± 85 มก./ล. คิดเป็นร้อยละของการบำบัดเท่ากับ 80.77 และ 84.85 ตามลำดับ

ตารางที่ 3-4 ซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของน้ำเสียที่เข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ความเข้มข้นของ TCOD ในน้ำเสีย (mg/L)						
HRT	ABR-NaOH			ABR-Ash		
(d)	Range	$\bar{X} \pm SD$	OLR*	Range	$\bar{X} \pm SD$	OLR*
10	5,770-7,335	$6,596 \pm 506$	0.66	4,890-7,237	$5,998 \pm 753$	0.60
5	5,672-5,868	$5,819 \pm 126$	1.16	5,476-5,672	$5,562 \pm 98$	1.11
2.5	5,574-5,790	$5,660 \pm 80$	2.26	5,281-5,476	$5,408 \pm 74$	2.16
1.25	5,475-5,672	$5,540 \pm 98$	4.43	5,086-5,281	$5,154 \pm 99$	4.12
ความเข้มข้นของ FCOD ในน้ำเสีย (mg/L)						
HRT	ABR-NaOH			ABR-Ash		
(d)	Range	$\bar{X} \pm SD$	OLR*	Range	$\bar{X} \pm SD$	OLR*
10	5,281-5,868	$5,607 \pm 219$	0.56	4,205-6,064	$5,075 \pm 614$	0.51
5	4,890-5,086	$5,021 \pm 94$	1.00	4,597-5,144	$4,831 \pm 242$	0.97
2.5	4,792-5,086	$4,932 \pm 134$	1.97	4,597-4,890	$4,815 \pm 135$	1.93
1.25	4,694-5,027	$4,769 \pm 145$	3.81	4,694-4,949	$4,761 \pm 110$	3.81

หมายเหตุ: * มีหน่วยเป็น $\text{kg COD}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$



ภาพประกอบ 3-7 อัตราส่วนกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพด่างเฉลี่ยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

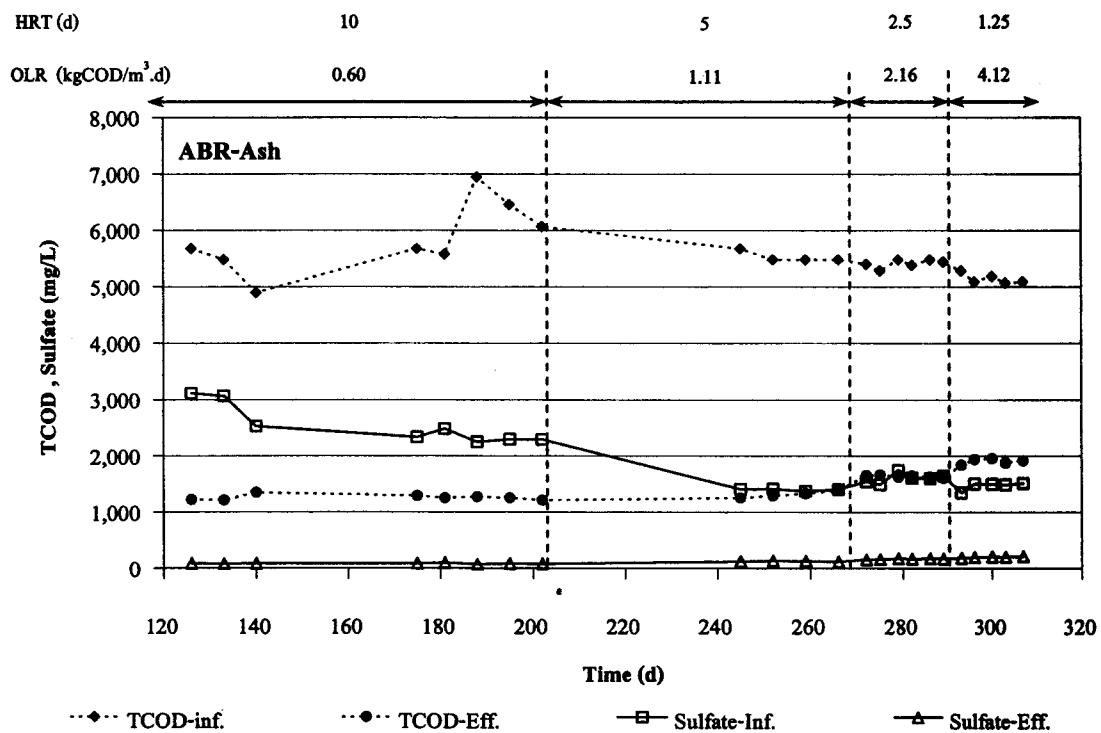
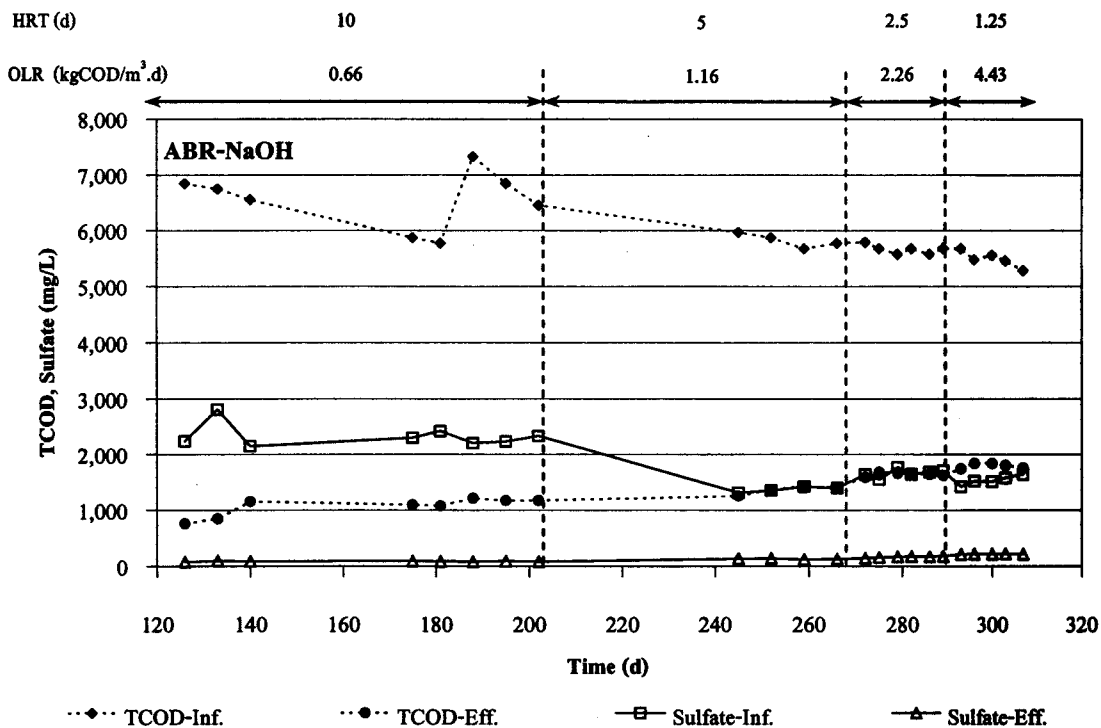
ผลจากการทดลองเดินระบบที่ HRT ต่างๆ (5 2.5 และ 1.25 วัน) พบว่า ทั้ง 2 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดแนวโน้มลดลงไปในทิศทางเดียวกัน โดยที่ HRT น้อยที่สุด (1.25 วัน) ทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำต่ำสุด โดยระบบ ABR-NaOH น้ำทิ้งมีความเข้มข้นซีโอดีทั้งหมดซีโอดีละลายน้ำเพิ่มขึ้นเฉลี่ยอยู่ที่ $1,801 \pm 39$ และ $1,545 \pm 52$ มก./ล. คิดร้อยละการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำเหลือเพียงร้อยละ 66.44 และ 67.82 ส่วนระบบ ABR-Ash มีความเข้มข้นซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำในน้ำทิ้งเฉลี่ยอยู่ที่ $1,917 \pm 39$ และ $1,434 \pm 41$ มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดได้เพียงร้อยละ 62.50 และ 62.62 ตามลำดับ ทั้งนี้เนื่องจากการลด HRT ลงจะทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอนการผลิตกรดสูง แต่มีอัตราการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายเป็นก๊าซชีวภาพได้ช้ากว่า ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงตามลำดับ และเมื่อพิจารณาในส่วนของอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟต ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ratio) ของน้ำเสีย (ดังแสดงในตารางที่ 3-5) ซึ่งมีค่าอยู่ในช่วงที่เหมาะสมแก่การกำจัดซัลเฟตและเกิดมีเทนควบคู่กัน คือในช่วง 0.67 ถึง 10 (Lens *et al.*, 1998 , O'Flaherty *et al.*, 1998 และ Percheron *et al.*, 1997) กล่าวคือซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียบางส่วนถูกออกซิไดซ์จากปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันและบางส่วนจะถูกกำจัดโดยกลุ่มจุลินทรีย์สร้างกรด และ MPB เปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพซึ่งได้มีเทนเป็นองค์ประกอบหลัก ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองที่ทุกๆ HRT พบว่า น้ำเสียเข้าระบบทั้ง 2 มีความเข้มข้นซีโอดีทั้งหมดมากพอที่ถูกออกซิไดซ์และเกิดซัลเฟตรีดักชันควบคู่กัน สังเกตได้จากประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมด กำจัดซัลเฟต และเกิดก๊าซมีเทน (ภาพประกอบที่ 3-8 และ 3-24) ที่สามารถกำจัดและเกิดขึ้นได้ในเวลาเดียวกันของทั้ง 2 ระบบ

ตารางที่ 3-5 อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตของน้ำเสียเข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ความเข้มข้นของ $\text{COD}:\text{SO}_4^{2-}$ ในน้ำเสีย		
HRT (d)	ABR-NaOH	ABR-Ash
10	3.05 ± 0.28	2.85 ± 0.22
5	4.15 ± 0.18	3.92 ± 0.06
2.5	3.36 ± 0.07	3.36 ± 0.06
1.25	3.45 ± 0.23	3.41 ± 0.05

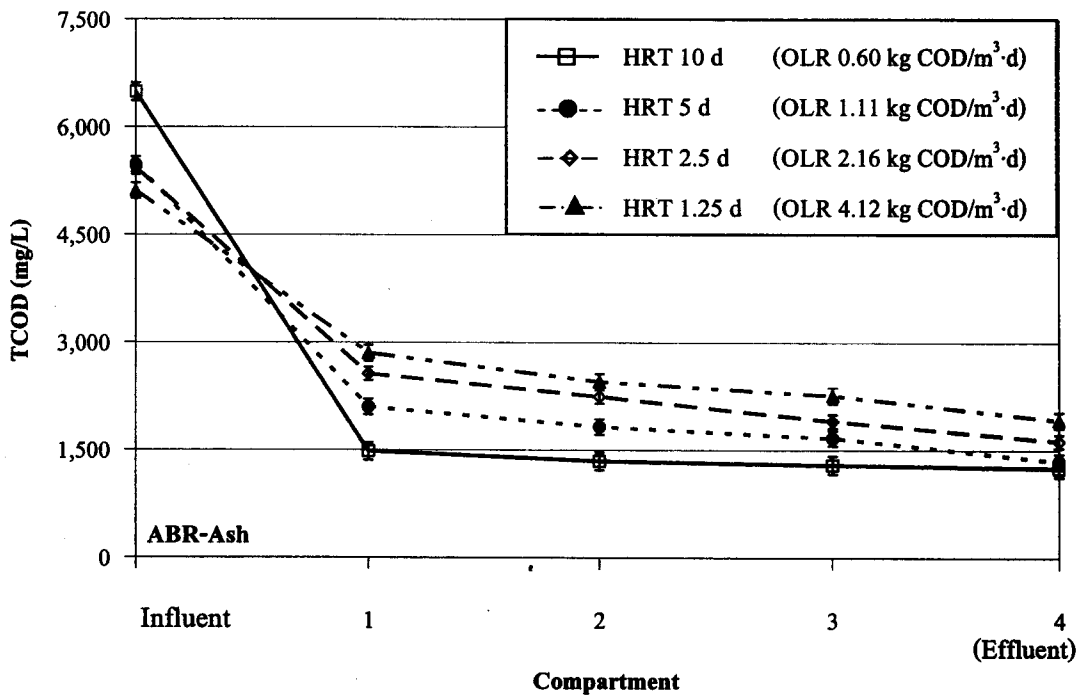
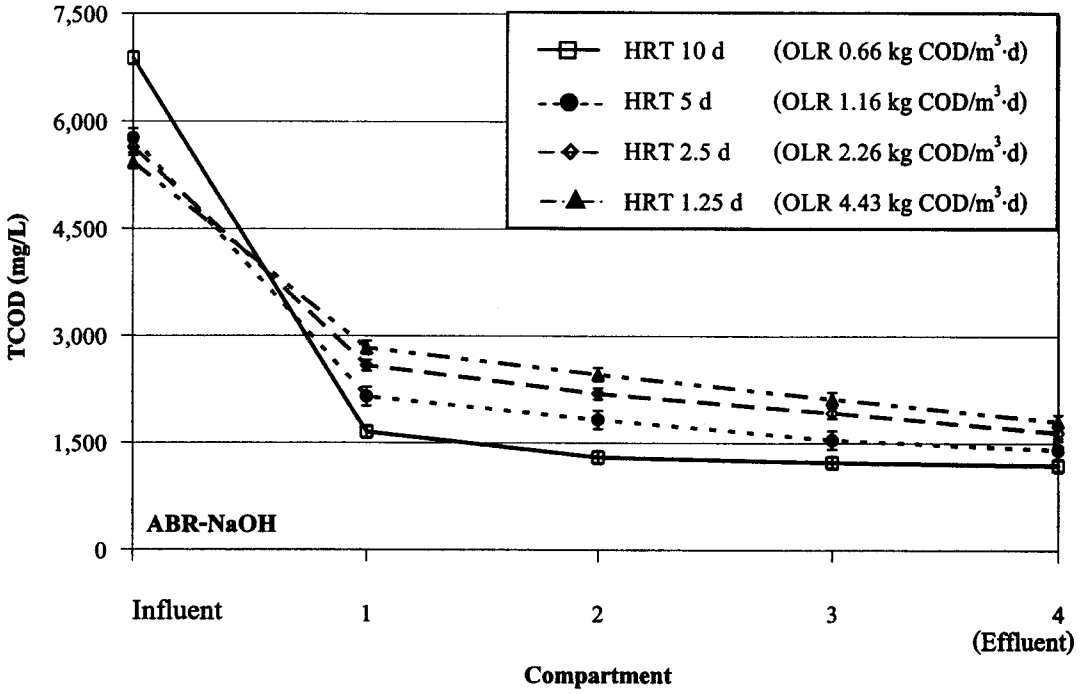
เมื่อพิจารณาถึงประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำภายในระบบพบว่าที่ HRT สูงสุด (10 วัน) มีประสิทธิภาพการกำจัดทั้งซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำในหน่วยย่อยที่ 1-4 ใกล้เคียงกันเนื่องจากที่ HRT สูง (OLR ต่ำ) น้ำเสียเข้าสู่ระบบจะไหลแบบราบเรียบ (Plug Flow) จึงทำให้ ABR ทำหน้าที่บำบัดในหน่วยที่ 1 เพียงหน่วยย่อยเดียว สังเกตได้จากความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมดในหน่วยย่อยถัดมา (หน่วยย่อย 2-4) มีค่าใกล้เคียงกัน หรือสังเกตได้จากความชัน (Slope) ของเส้นกราฟความเข้มข้นและประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำ (ภาพประกอบที่ 3-9 3-10 3-11 และ 3-12) ซึ่งมีค่าความชันน้อยเมื่อเทียบกับความชันของเส้นกราฟที่ HRT ต่ำกว่าของทั้ง 2 ระบบ เนื่องจากจากการลด HRT (OLR เพิ่มขึ้น) จาก 5 2.5 และ 1.25 วันทำให้น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีความเร็วของการไหลเพิ่มมากขึ้นการไหลของน้ำเสียใกล้เคียงกับการไหลเป็นแบบกวนผสมอย่างสมบูรณ์ (Completely Mixed) ทำให้เกิดการแบ่งแยกชั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในชั้นตอนการผลิตกรดและมีเทนในระบบได้อย่างชัดเจน (Nachaiyasit and Stuckey, 1997a; Baloch and Akunna, 2003; Kennedy and Barriault, 2005) โดยหน่วยแรกของระบบจะทำหน้าที่เป็นหน่วยการผลิตกรด และหน่วยย่อยถัดมาจะทำหน้าที่เป็นหน่วยผลิตมีเทน ซึ่งสังเกตได้จากความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายในหน่วยย่อยแรกๆ เพิ่มขึ้นเมื่อลด HRT ลง และหน่วยย่อยถัดมาความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายลดลงตามลำดับเนื่องจากถูกเปลี่ยนไปเป็นมีเทน (ภาพประกอบ 3-6)

ในส่วนของ การบำบัดน้ำเสียในแต่ละหน่วยย่อยภายในระบบทั้ง 2 คือ ABR-NaOH และ ABR-Ash พบว่า การบำบัดน้ำเสียส่วนใหญ่จะเกิดขึ้นในหน่วยย่อยที่ 1 เพราะเป็นหน่วยย่อยแรกที่ทำหน้าที่กำจัดของแข็งต่างๆ โดยการดักและตกตะกอนสารอินทรีย์ด้วยแผ่นกั้นและทำหน้าที่บำบัดสารอินทรีย์ที่มีความเข้มข้นสูงสุดเมื่อเทียบกับหน่วยย่อยอื่น ทำให้เกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายสูงโดยจุลินทรีย์ที่สร้างกรดมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ให้เป็นกรดไขมันระเหยง่ายเพิ่มมากขึ้น (ภาพประกอบ 3-6) ทำให้เกิดไฮโดรเจนอออนภายในระบบเป็นผลให้พีเอชลดลงทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดสูงสุดในหน่วยย่อยแรก และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำจะเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยเมื่อผ่านหน่วยย่อยที่ 2-4 ตามลำดับ อย่างไรก็ตามเมื่อ HRT ลดลง (10 5 2.5 และ 1.25 วัน) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำในแต่ละหน่วยย่อยมีประสิทธิภาพลดลงเช่นกัน ดังแสดงในภาพประกอบ 3-13 และ 3-14 ตามลำดับ โดยจะเห็นว่าช่วงของข้อมูลระหว่างวันที่ 144-175 และ 203-174 ขาดหายไปเนื่องจาก ระบบ ABR ทั้ง 2 ระบบเกิดการรั่วซึมของก๊าซชีวภาพ ดังนั้นผู้วิจัยจึงได้ทำการแก้ไขซ่อมแซมระบบ และหลังจากนั้นได้ทำการเดินระบบเก็บข้อมูลตามปรกติ

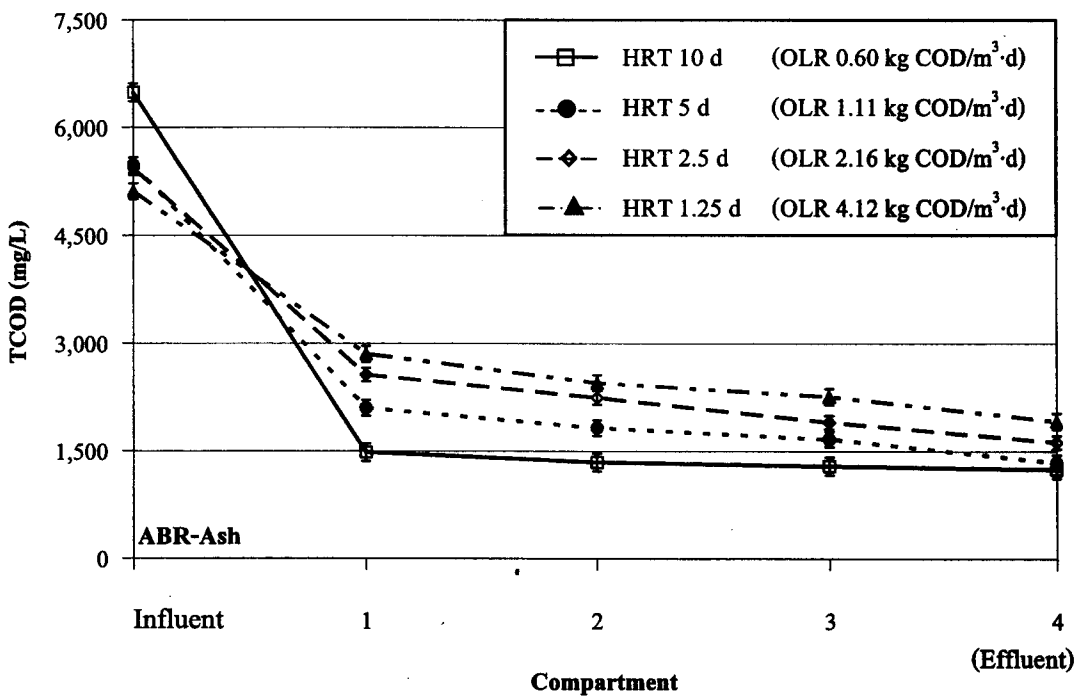
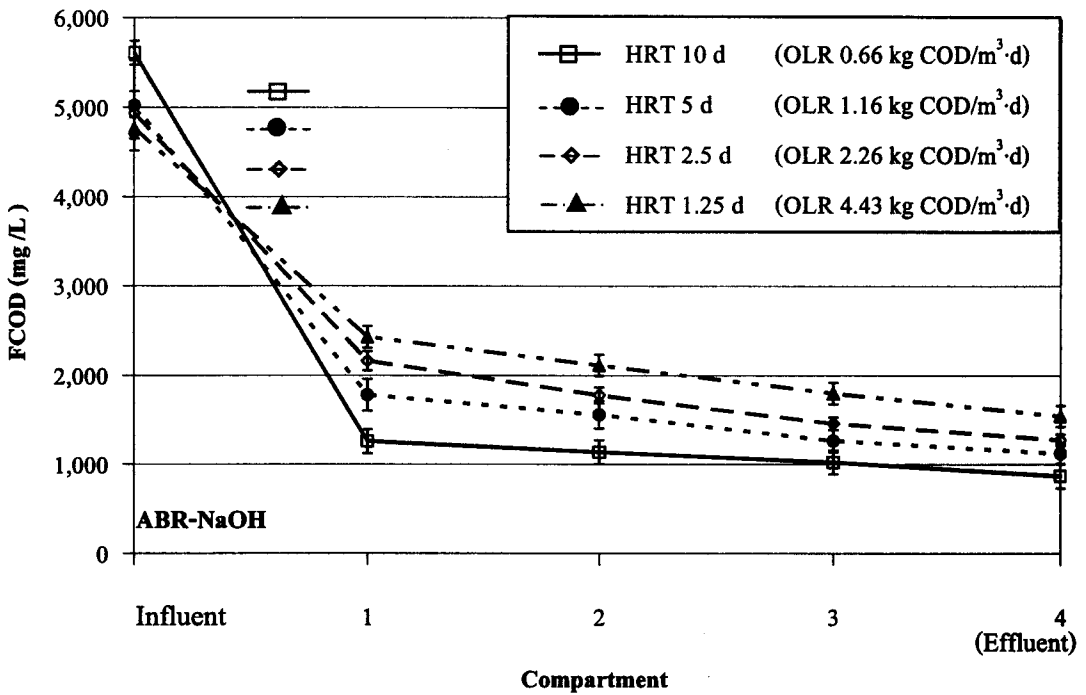


ภาพประกอบ 3-8 จี โอดีทั้งหมดและซัลเฟตของน้ำเสียและน้ำทิ้งจากระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash

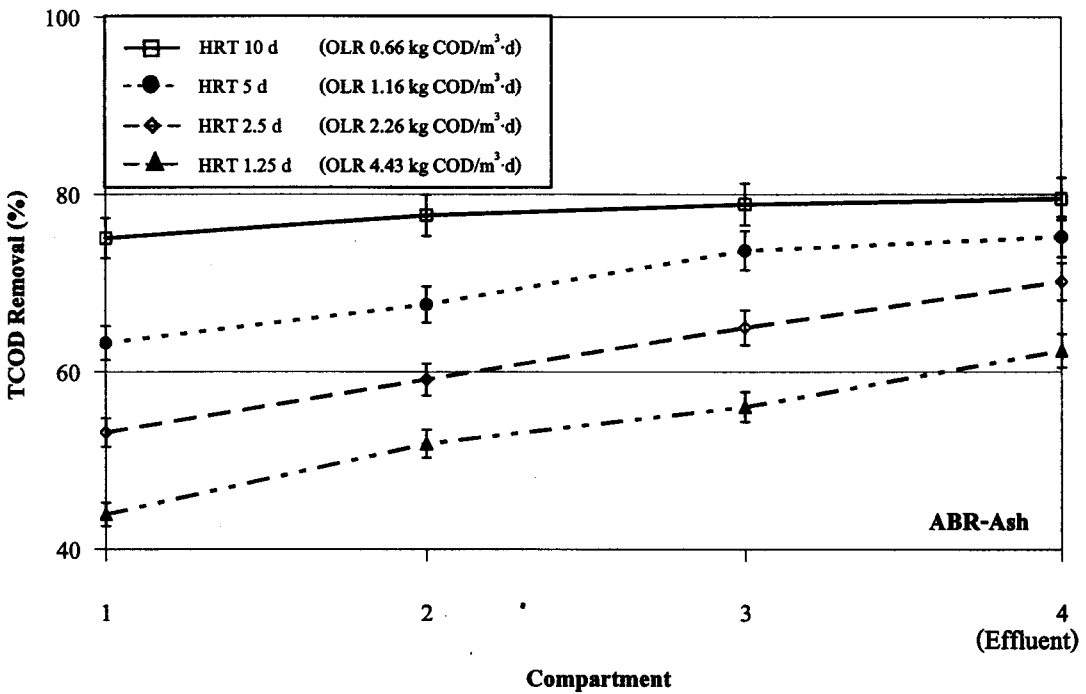
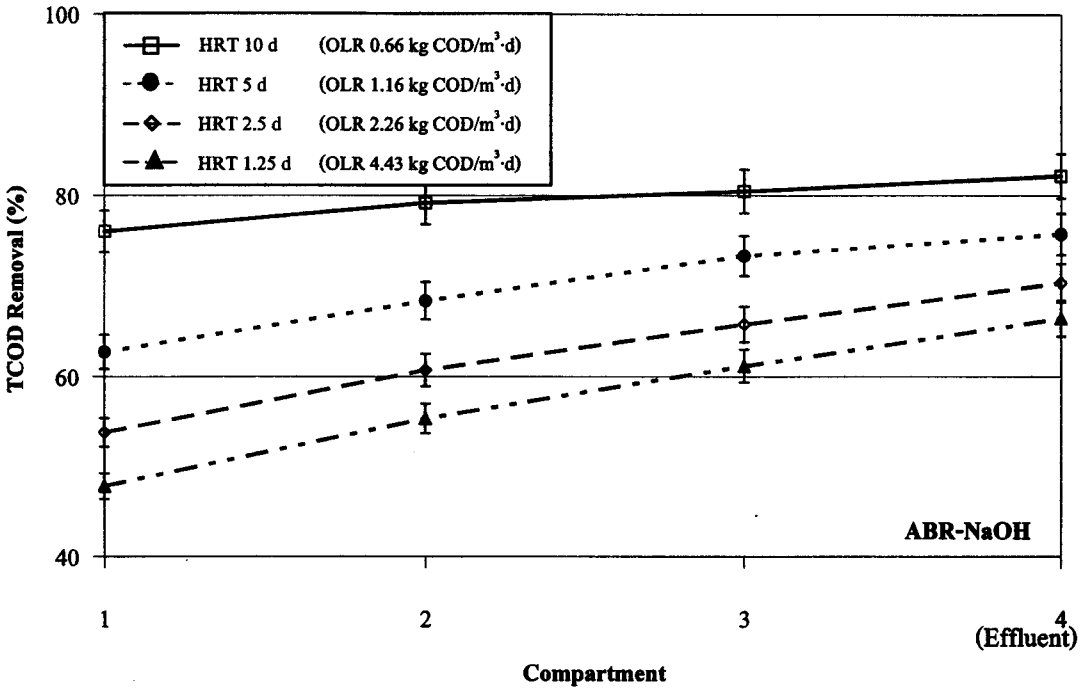
สำหรับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำตลอดระยะเวลาทดลอง พบว่า ระบบ ABR-Ash มีประสิทธิภาพใกล้เคียงกับระบบ ABR-NaOH โดยไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) อย่างไรก็ตามยังพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีละลายน้ำของทั้ง 2 ระบบ มีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ Baloch and Akunna (2003) ที่ทำการศึกษการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบ ABR ในขั้นตอนการผลิตกรดและผลิตมีเทน พบว่า หน่วยย่อยที่ 1 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีละลายน้ำมากกว่าร้อยละ 84 ที่ OLR เท่ากับ 1-5 กก.ซีโอดี/ลบ./วัน และยังมีค่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดใกล้เคียงกับการศึกษาของ Grover *et al.* (1999) ที่พบว่า การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตกระดาษด้วยระบบ ABR แบ่งออกเป็น 3 หน่วยย่อย โดยบำบัดที่ OLR เท่ากับ 5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน HRT 2 วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 67.6 ซึ่งแตกต่างจากการทดลองของ Akunna and Clark (2000) ที่ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงกลั่นวีสกีด้วยระบบ ABR แบ่งออกเป็น 10 หน่วยย่อย ทำการบำบัดที่ OLR เท่ากับ 4.75 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน HRT 2 วัน ปรับพีเอชให้อยู่ในช่วง 7.2-7.5 พบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดสูงถึงร้อยละ 80 และเมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash จะเห็นว่า มีค่าน้อยกว่ามาก ทั้งนี้อาจเป็นเพราะหน่วยย่อยของระบบมีจำนวนน้อยกว่าประกอบกับน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีความเข้มข้นของมลสารเช่น ทีเคเอ็น แอม โมเนีย ซัลเฟต ในปริมาณมากซึ่งยากแก่การบำบัด อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากการทดลองทั้ง 2 ระบบยังคงมีค่าสูงเมื่อเปรียบเทียบกับค่ามาตรฐาน คือซีโอดีทั้งหมดไม่ควรเกิน 120 มก./ล. ตามกฎกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม พ.ศ. 2539



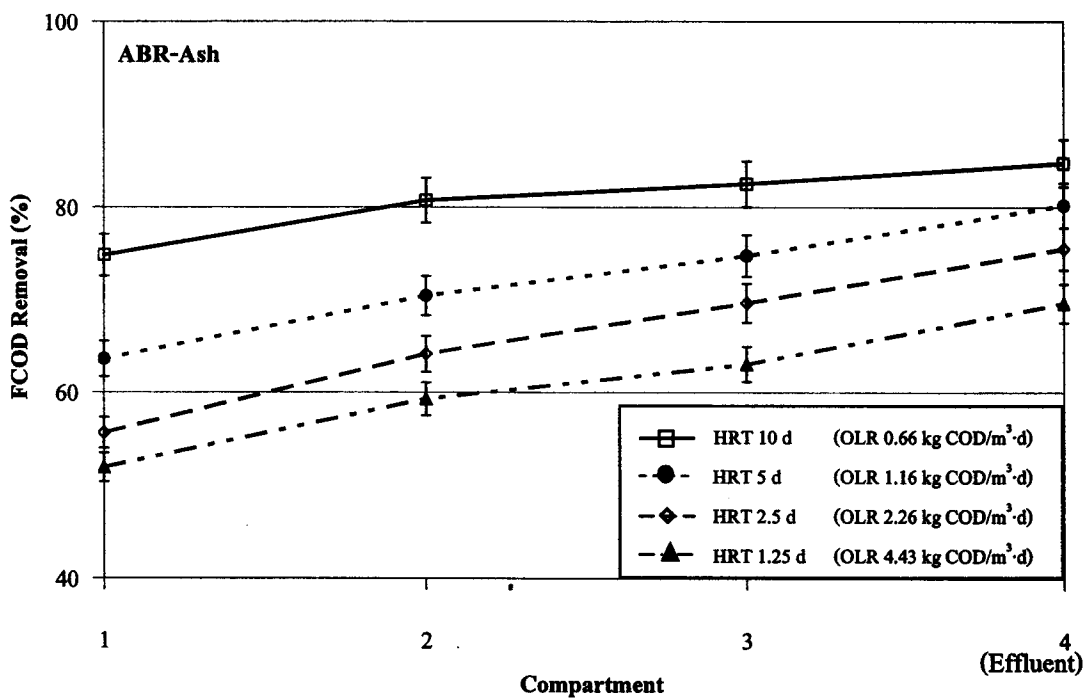
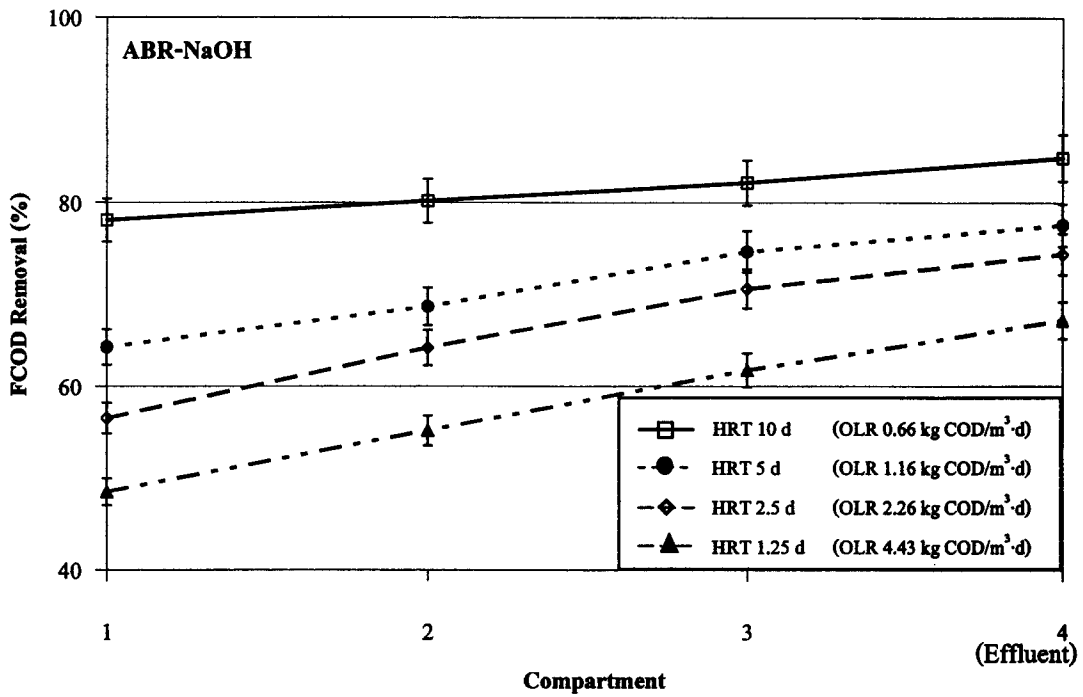
ภาพประกอบ 3-9 ซีโอดีทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



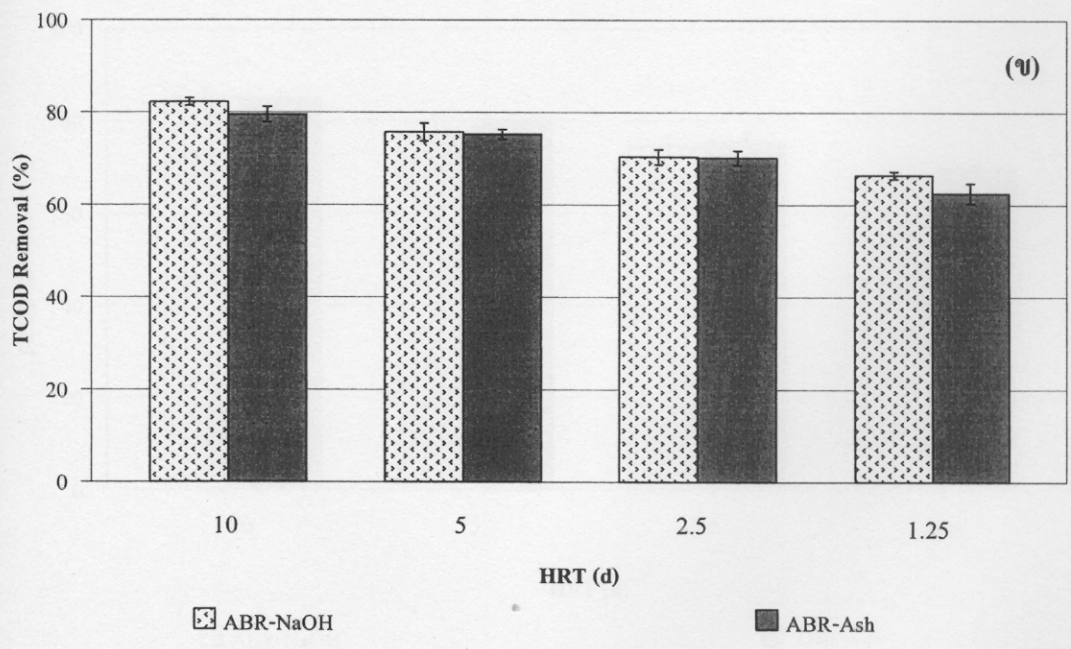
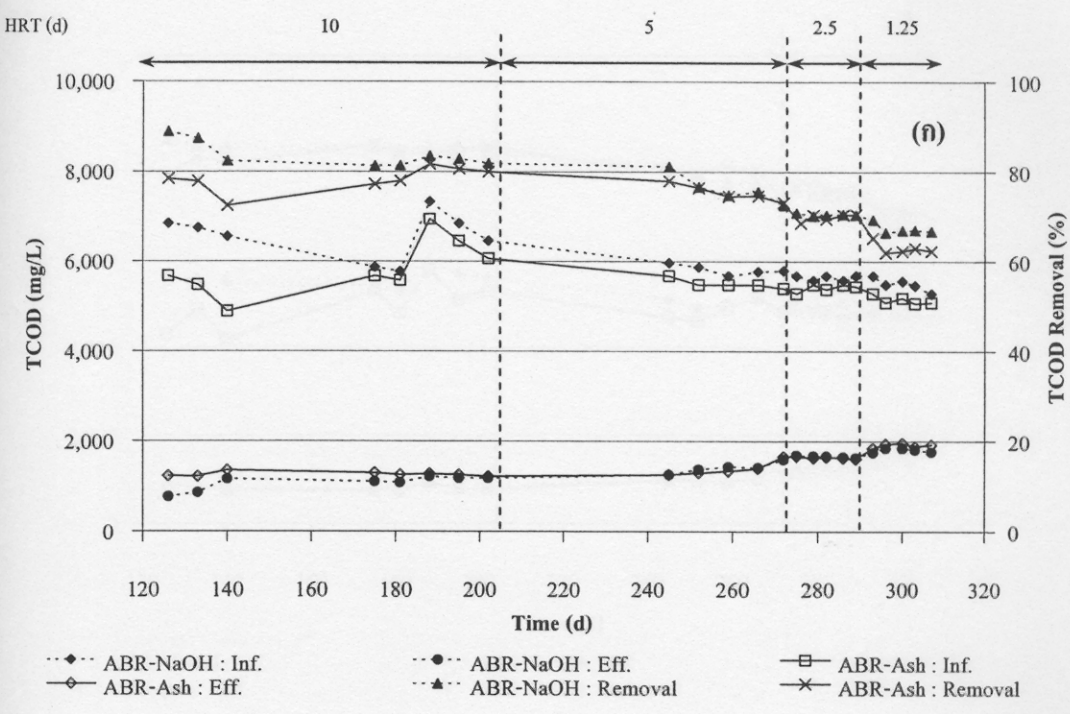
ภาพประกอบ 3-10 ซีโอดีละลายน้ำเฉลี่ยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



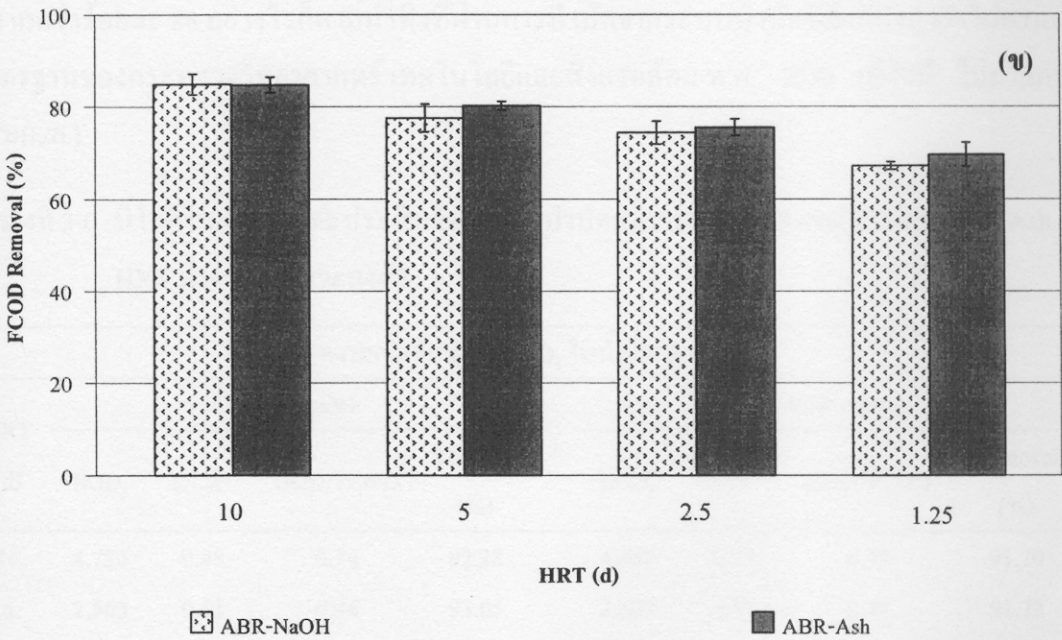
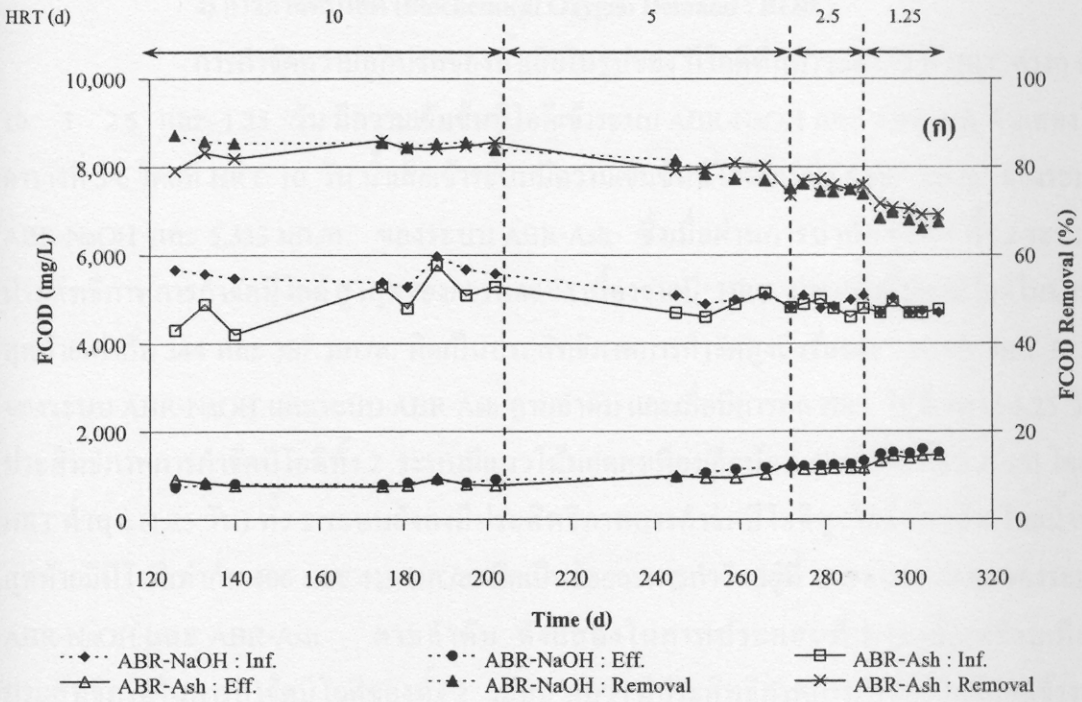
ภาพประกอบ 3-11 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-12 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีละลายน้ำเจือของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-13 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash (ก) ที่ระยะเวลาการทดลองต่างๆ (ข) ภายใต้สภาวะคงตัวที่ HRT ต่างๆ



ภาพประกอบ 3-14 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีละลายน้ำ (FCOD) ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash (ก) ที่ระยะเวลาการทดลองต่างๆ (ข) ภายใต้สภาวะคงตัวที่ HRT ต่างๆ

ง) การกำจัดบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand : BOD₅)

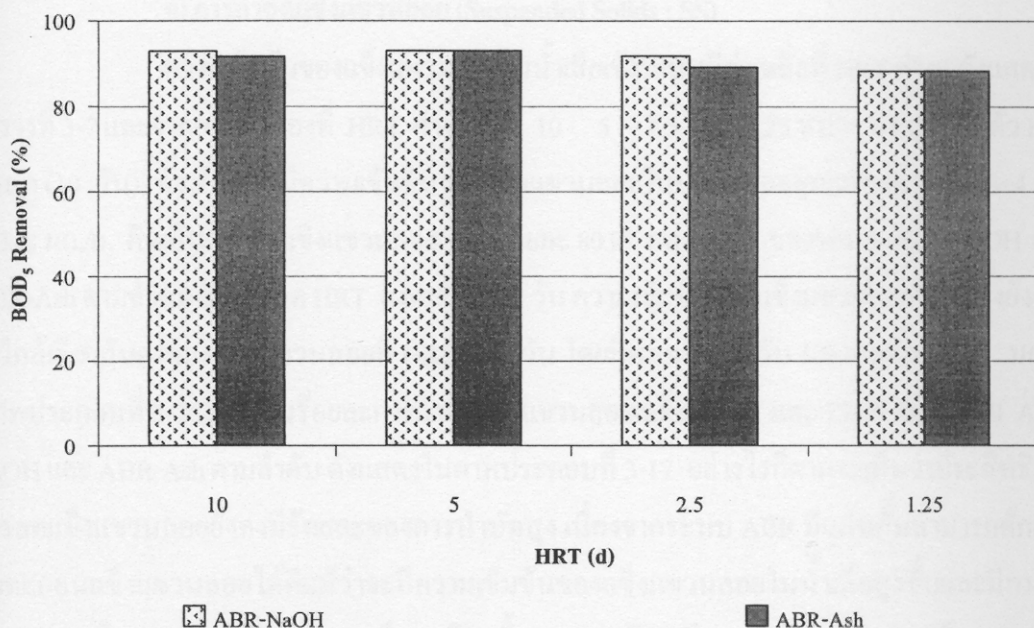
การกำจัดความสกปรกของน้ำเสียในรูปของ บีโอดีที่สภาวะคงตัว ที่ HRT ต่างๆ คือ 10 5 2.5 และ 1.25 วัน มีความเข้มข้นบีโอดีเข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ดังแสดงในตารางที่ 3-6 โดยที่ HRT 10 วัน น้ำเสียเข้าระบบมีความเข้มข้นบีโอดีเท่ากับ 5,167 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ 5,333 มก./ล. ของระบบ ABR-Ash ซึ่งเมื่อผ่านการบำบัด พบว่า ทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี สูงสุดของการทดลอง เนื่องจากมี HRT นาน ทั้งนี้มีค่าบีโอดีในน้ำทิ้งสุดท้ายเท่ากับ 344 และ 387 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดสูงถึงร้อยละ 92.98 และ 91.70 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ตามลำดับ และเมื่อมีการลด HRT ให้ต่ำลง (5-1.25 วัน) ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีทั้ง 2 ระบบมีแนวโน้มลดลงเพียงเล็กน้อย (ภาพประกอบ 3-15) โดยที่ HRT ต่ำสุด (1.25 วัน) ทั้ง 2 ระบบยังคงมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีสูงใกล้เคียงกัน โดยน้ำทิ้งสุดท้ายมีบีโอดีเท่ากับ 406 และ 419 มก./ล. คิดเป็นร้อยละการกำจัดอยู่ที่ 88.34 และ 88.46 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3-13 เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีของทั้ง 2 ระบบ พบว่า มีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีค่อนข้างสูง แม้ว่าจะลด HRT เหลือ 1.25 วัน ระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ยังคงมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีมากกว่าร้อยละ 88 อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดนี้ยังมีค่าสูงยังไม่ผ่านค่ามาตรฐานของกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม พ.ศ. 2539 (บีโอดี ไม่มากกว่า 20 มก./ล.)

ตารางที่ 3-6 บีโอดีในน้ำเสียและประสิทธิภาพการบำบัดจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

HRT	ความเข้มข้นของ BOD ₅ ในน้ำเสีย (mg/L)							
	ABR-NaOH				ABR-Ash			
(d)	BOD ₅	OLR*	BOD:TCOD	Removal (%)	BOD ₅	OLR*	BOD:TCOD	Removal (%)
10	4,750	0.48	0.74	92.28	4,667	0.47	0.75	91.70
5	2,563	0.51	0.44	93.05	2,600	0.52	0.47	91.72
2.5	3,565	1.43	0.64	91.83	3,065	1.23	0.56	88.45
1.25	3,475	2.78	0.63	88.31	3,625	2.90	0.71	88.40

หมายเหตุ : เป็นค่าวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำก่อนเปลี่ยน HRT

*มีหน่วยเป็น (kgBOD/m³.d)



ภาพประกอบ 3-15 ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

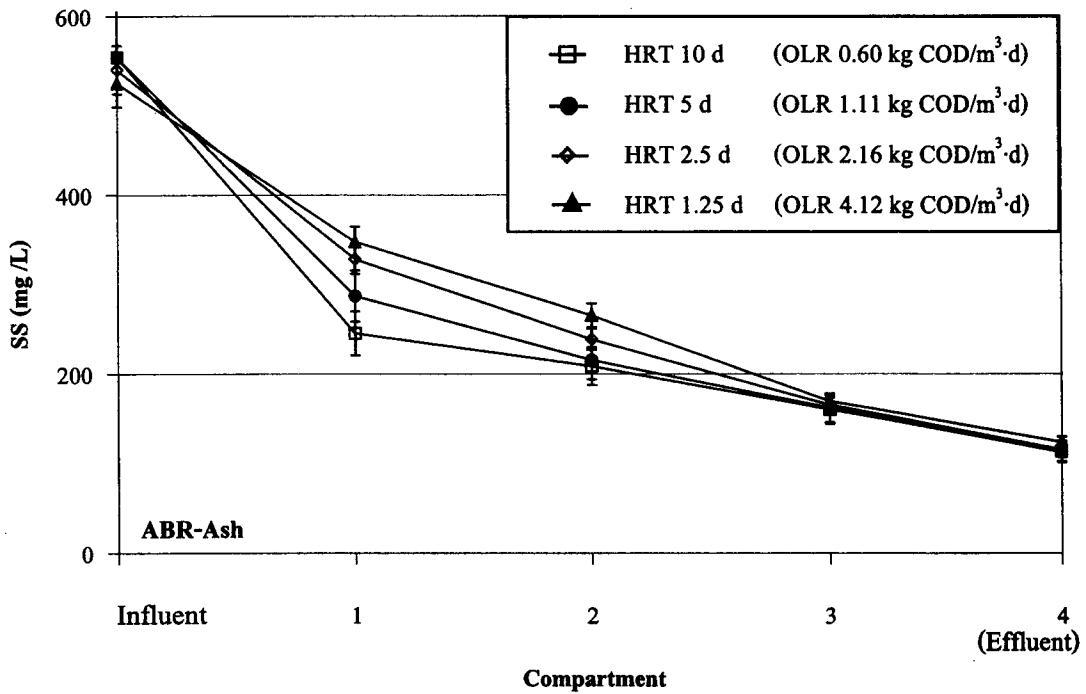
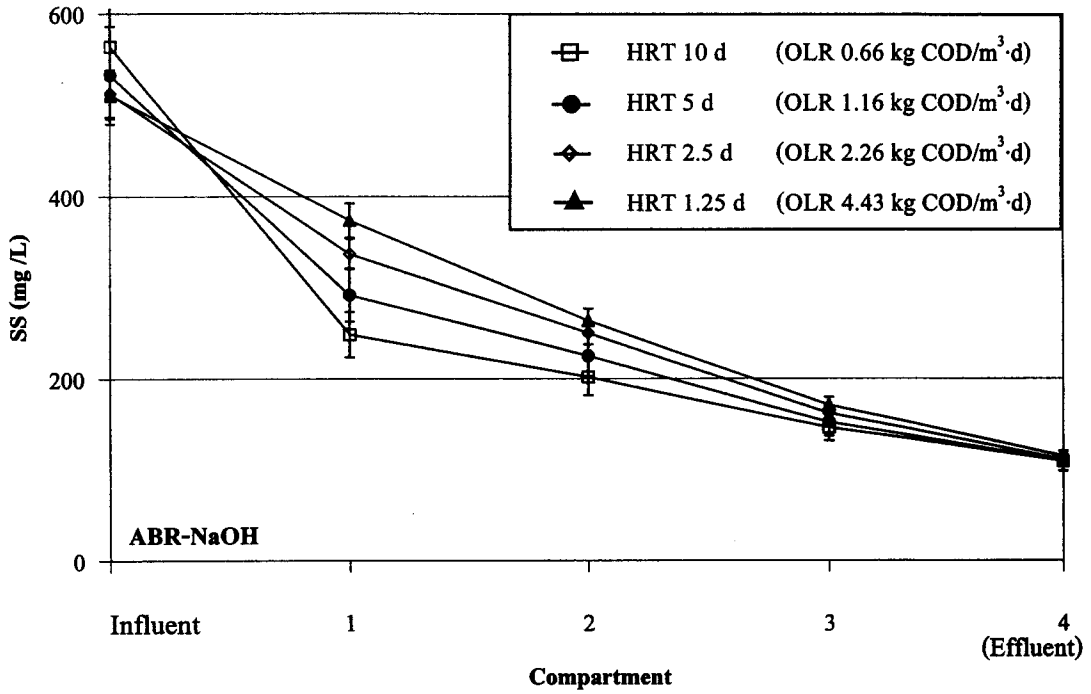
เมื่อคิดอัตราส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมด ซึ่งแสดงถึงความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพ โดยถ้าอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียเข้าระบบมีค่าสูงกว่าน้ำทิ้งแสดงว่าเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้น้อยลงและจากการทดลองพบว่า น้ำทิ้งจากระบบทั้ง 2 มีอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดน้อยกว่าน้ำเสียตลอดการทดลอง โดยมีค่าอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดเข้าระบบเฉลี่ยเท่ากับ 0.62 ± 0.14 และ 0.71 ± 0.18 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ตามลำดับ ส่วนอัตราส่วนของบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดในน้ำทิ้ง มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.21 ± 0.07 ของระบบ ABR-NaOH และ 0.22 ± 0.10 ของระบบ ABR-Ash แสดงให้เห็นว่าในน้ำเสียจะมีสารประกอบที่ง่ายต่อการย่อยสลายทางชีวภาพ และจุลินทรีย์ใช้สารประกอบที่ย่อยสลายง่ายเหล่านี้ในการเจริญเติบโตได้ดีเป็นผลให้บีโอดีในน้ำทิ้งมีค่าต่ำและประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีจึงเกิดขึ้นสูงกว่าการบำบัดซีโอดีทั้งหมด

จ) การกำจัดแข็งแขวนลอย (Suspended Solids : SS)

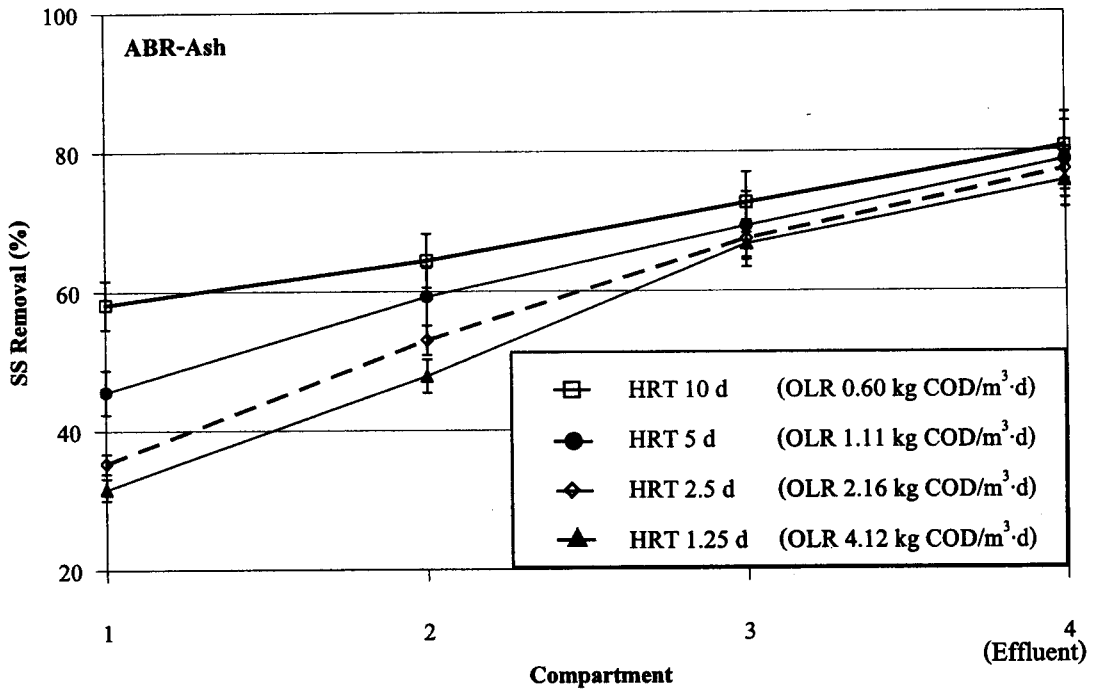
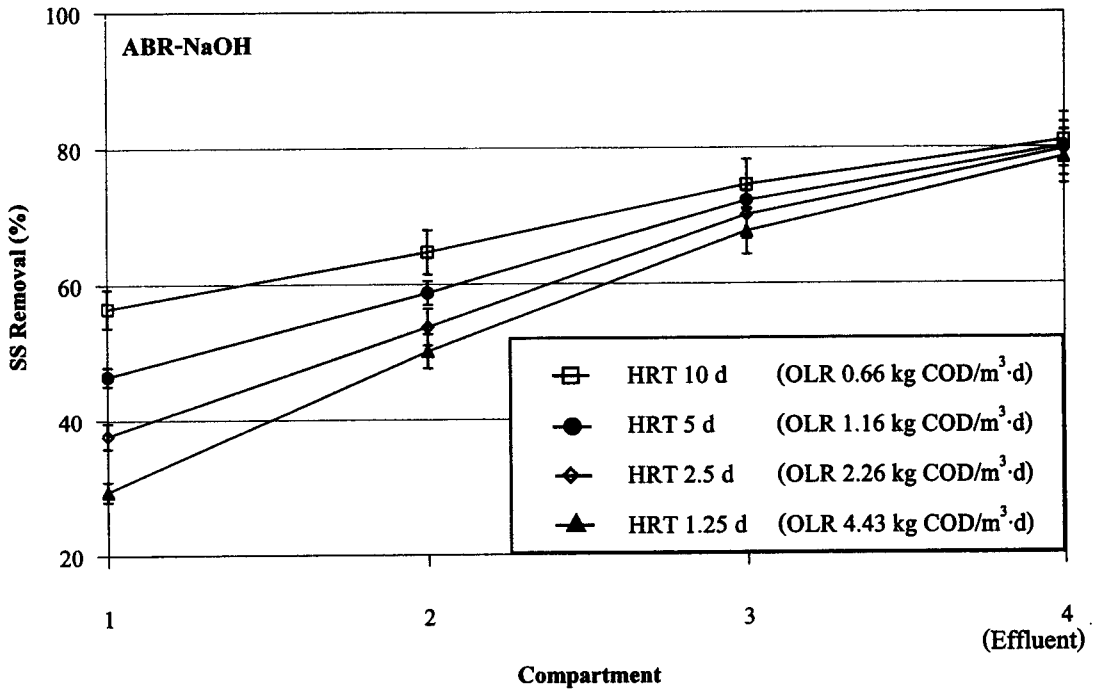
ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเข้าระบบมีค่าเฉลี่ยที่ HRT ต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 3-7 และจากการทดลองที่ HRT ต่างๆ คือ 10 5 2.5 และ 1.25 พบว่า ที่สภาวะคงตัว HRT สูงสุด (10 วัน) ทั้ง 2 ระบบมีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำที่น้อยสุดเฉลี่ยเท่ากับ 108 ± 4 และ 113 ± 3 มก./ล. คิดเป็นการลดแข็งแขวนลอยเฉลี่ยร้อยละ 80.97 และ 80.61 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ แต่เมื่อลด HRT ลงเหลือ 1.25 วัน ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำที่ยังคงมีค่าใกล้เคียงกับค่าของแข็งแขวนลอยที่ HRT 10 วัน โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 109 ± 6 และ 125 ± 7 มก./ล. (ภาพประกอบที่ 3-16) คิดเป็นร้อยละการกำจัดแข็งแขวนลอยเฉลี่ย 78.50 และ 75.65 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3-17 อย่างไรก็ตามจะเห็นว่าประสิทธิภาพการลดแข็งแขวนลอยยังคงมีร้อยละของการบำบัดสูง เนื่องจากระบบ ABR มีแผ่นกั้นสามารถดักและตกตะกอนแข็งแขวนลอยได้ดีแม้ว่าจะมีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียสูงขึ้นและมีการลด HRT ลงเหลือ 1.25 วัน (เพิ่ม OLR) ก็ตาม โดยทั้ง 2 ระบบ ยังคงมีประสิทธิภาพการลดแข็งแขวนลอยของระบบและไม่มี ความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)

ตารางที่ 3-7 ของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียและประสิทธิภาพการบำบัดจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ความเข้มข้นของ SS ในน้ำเสีย (mg/L)						
HRT (d)	ABR-NaOH			ABR-ASH		
	Range	$\bar{X} \pm SD$	Removal (%)	Range	$\bar{X} \pm SD$	Removal (%)
10	524-599	564 ± 23	80.97	536-571	554 ± 15	80.61
5	525-550	533 ± 12	80.12	525-550	554 ± 19	78.67
2.5	500-520	513 ± 9	79.64	500-520	540 ± 7	77.29
1.25	492-520	511 ± 11	78.50	492-520	525 ± 9	75.65

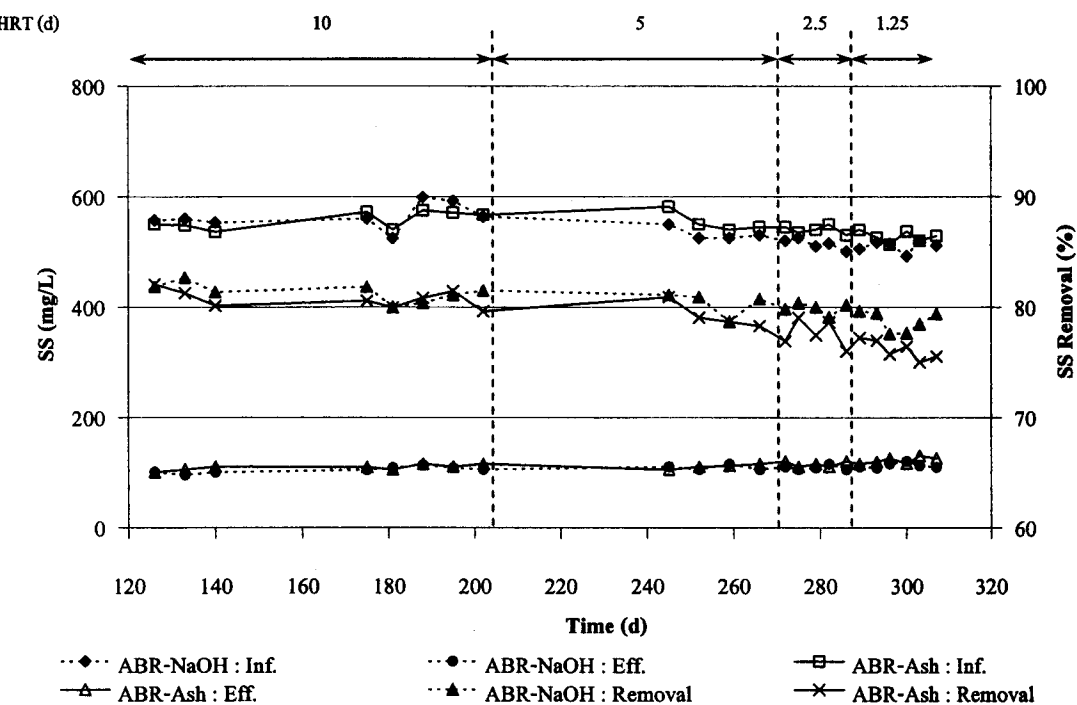


ภาพประกอบ 3-16 ของแข็งแขวนลอยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-17 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

เมื่อพิจารณาการกำจัดแข็งแขวนลอยภายในทั้ง 2 ระบบ พบว่า ของแข็งแขวนลอยจะถูกกำจัดในหน่วยย่อยที่ 1 มากที่สุด และจะมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเมื่อผ่านหน่วยย่อยที่ 2-4 ตามลำดับ โดยที่ HRT สูงสุด (10 วัน) ของแข็งแขวนลอยจะถูกดักในหน่วยย่อยที่ 1 มากที่สุด เนื่องจากมีอัตราไหลเข้าของน้ำเสียต่ำสุดทำให้แข็งแขวนลอยถูกดักในหน่วยย่อยที่ 1 สูงสุดเช่นกัน แต่เมื่อลด HRT ให้ต่ำลง (5-1.25 วัน) อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบสูงขึ้นทำให้หน่วยย่อยที่ 1 สามารถดักและตกตะกอนของแข็งแขวนลอยได้น้อยลง อย่างไรก็ตามแข็งแขวนลอยที่หลุดพ้นจากการดักตะกอนจากหน่วยย่อยที่ 1 จะถูกดักในหน่วยย่อยถัดมา (Hutnan *et al.*, 1999b) ทำให้ของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งมีค่าค่อนข้างคงที่ตลอดการทดลอง ดังแสดงในภาพประกอบ 3-18 และนอกจากนี้พบว่า ตลอดการทดลองความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากระบบทั้ง 2 ยังมีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐานของกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม พ.ศ. 2539 (แข็งแขวนลอยไม่มากกว่า 50 มก./ล.)



ภาพประกอบ 3-18 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ

ฉ) การกำจัดซัลเฟต (Sulfate removed) และการเกิดซัลไฟด์ (Sulfide)

การกำจัดซัลเฟตทางชีวภาพใรร้ออากาศจะอาศัยกลไกการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม SRB ซึ่งทำหน้าที่รีดิวซ์ซัลเฟตกลายเป็นซัลไฟด์ ซึ่งการทดลองนี้ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ ABR ทั้ง 2 ในการบำบัดซัลเฟตและการเกิดซัลไฟด์

1) การกำจัดซัลเฟต

โดยเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียเริ่มต้นหลังปรับพีเอชด้วย NaOH และ Ash ตลอดจนการทดลอง ดังแสดงในตารางที่ 3-8 พบว่า ทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตสูง เนื่องจากมีตะกอนจุลินทรีย์ SRB อยู่ในระบบ ABR ซึ่งทำหน้าที่รีดิวซ์ซัลเฟตกลายเป็นซัลไฟด์ โดยที่ HRT 10 วัน ซัลเฟตในน้ำทิ้งออกจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีค่าเท่ากับ 86 ± 7 และ 77 ± 4 มก./ล. ตามลำดับ (ภาพประกอบที่ 3-19) คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตสูงสุดเฉลี่ยร้อยละ 96.16 และ 96.45 ตามลำดับ แต่เมื่อ HRT ลดลงจาก 5 2.5 และ 1.25 วัน ตามลำดับ ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำทิ้งมีค่าเพิ่มขึ้นเฉลี่ยเท่ากับ 221 ± 3 และ 204 ± 3 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดลดลงเหลือร้อยละ 86.00 ของระบบ ABR-NaOH และ 86.39 ของระบบ ABR-Ash ดังแสดงในภาพประกอบ 3-20 สอดคล้องกับการรายงานของ Mizuno *et al.* (1998) ที่ทำการศึกษาพฤติกรรม SRB ต่อการกำจัดซัลเฟตที่ HRT สูง (OLR ต่ำ) การกำจัดซัลเฟตในระบบ Anaerobic Chemostat จะมีประสิทธิภาพสูงเช่นกัน เมื่อสังเกตในส่วนของคุณภาพการกำจัดซัลเฟตในแต่ละหน่วยย่อยของระบบ ABR พบว่า เกิดการกำจัดซัลเฟตในหน่วยย่อยที่ 1 มากที่สุดซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัดสูงกว่าร้อยละ 75 ในทุกๆ HRT เนื่องจากหน่วยย่อยที่ 1 ทำหน้าที่บำบัดน้ำเสียหน่วยแรกซึ่งจะพบกับความเข้มข้นของซัลเฟตสูงที่สุดเมื่อเทียบกับหน่วยย่อยที่ตามมา SRB มีการปรับตัวและอาจเกิดการคัดเลือกสายพันธุ์ของ SBR เพิ่มจำนวนของประชากรของ SBR ภายในหน่วยย่อยที่ 1 เมื่อเดินระบบผ่านไป 307 วัน ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตสูงที่ HRT ต่ำลงก็ตาม

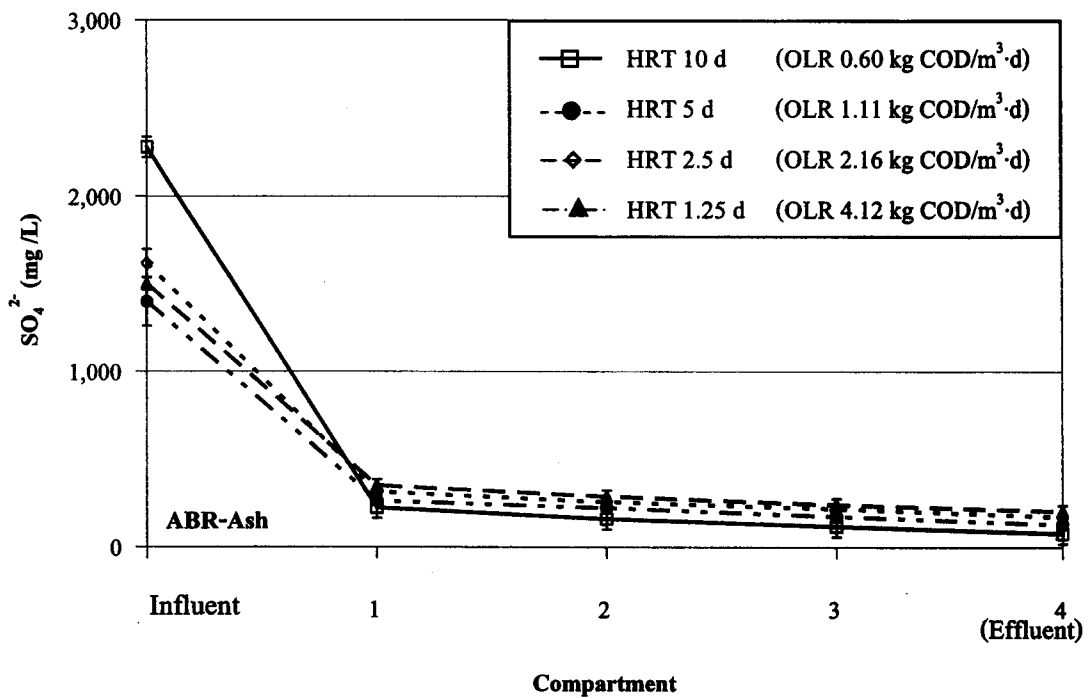
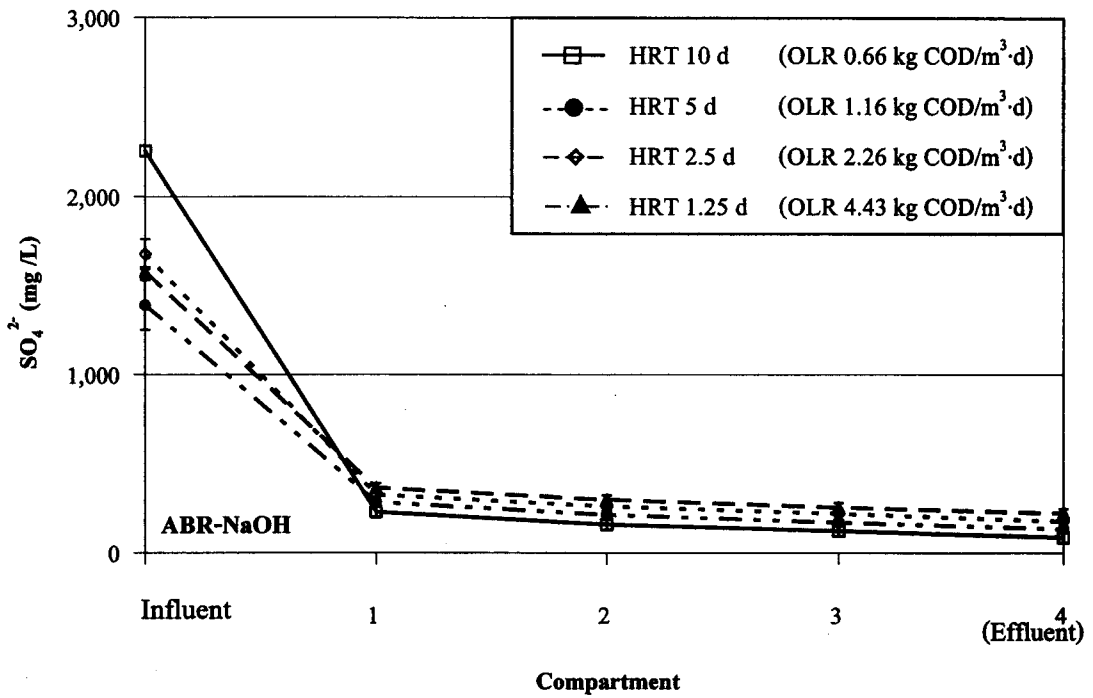
เมื่อพิจารณาถึงประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟต พบว่า ตลอดจนการทดลองทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดใกล้เคียงกัน โดยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) และผลการทดลองในครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับผลศึกษาของ Kuo and Shu (2004) ที่ทำการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนซัลเฟต ด้วยระบบตัวกรองใรร้ออากาศแบบไหลขึ้น โดยใช้จุลินทรีย์ SRB ในการบำบัด พบว่าสามารถกำจัดซัลเฟตได้เฉลี่ยร้อยละ 87.20 ที่ OLR เท่ากับ 4 กก.ซีโอดี/ลบ.ม/วัน HRT 1 วัน นอกจากนี้ Wang and Banks (2007) ได้ทำการศึกษากำจัดซัลเฟตในน้ำชะขยะด้วยระบบตัวกรองใรร้ออากาศ 4.58 กก.ซีโอดี/ลบ.ม/วัน พบว่า สามารถกำจัดซัลเฟตได้เฉลี่ยร้อยละ 84.90 เช่นกัน

ตารางที่ 3-8 ซัลเฟตในน้ำเสียและประสิทธิภาพการบำบัดจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

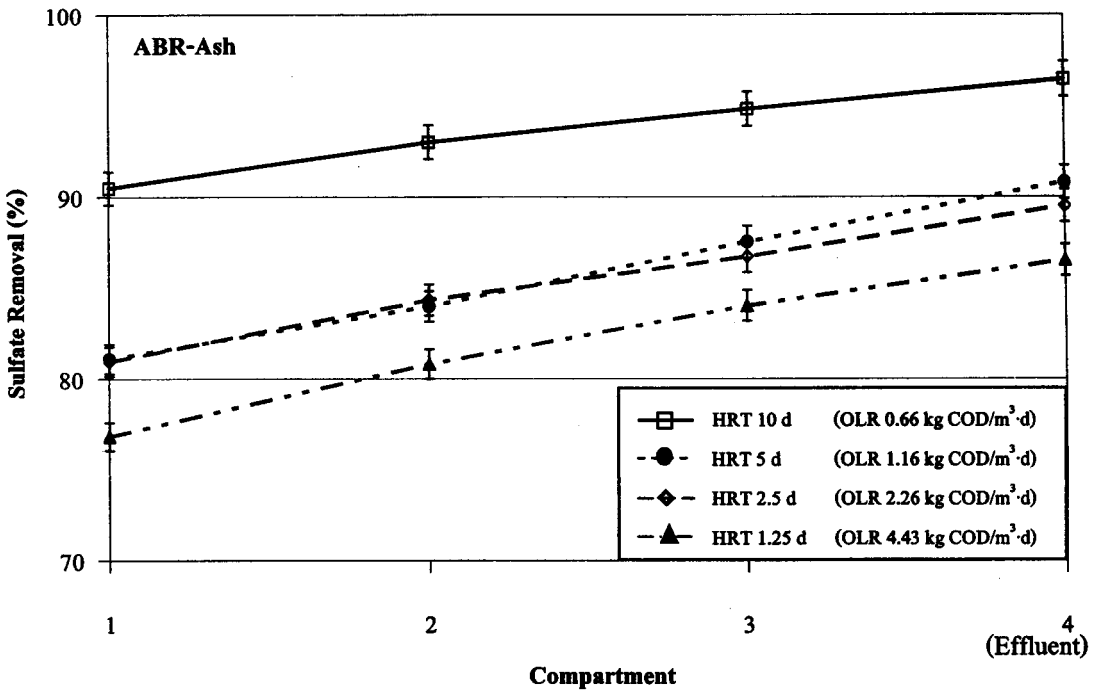
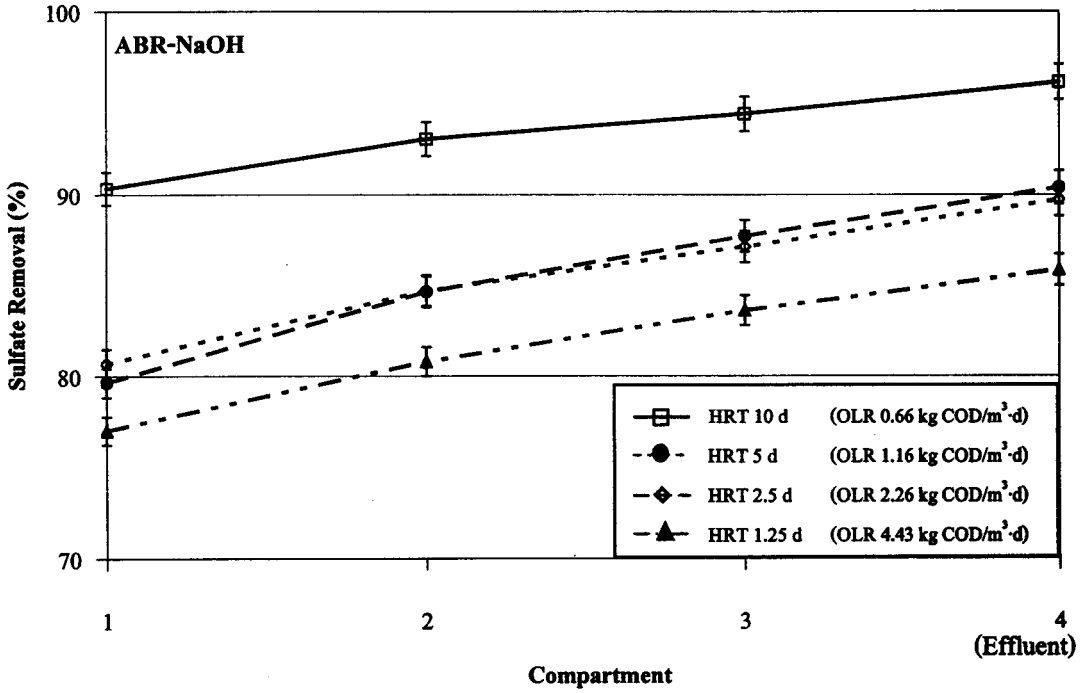
ความเข้มข้นของ SO_4^{2-} ในน้ำเสีย (mg/L)						
HRT (d)	ABR-NaOH			ABR-Ash		
	Range	$\bar{X} \pm \text{SD}$	Removal (%)	Range	$\bar{X} \pm \text{SD}$	Removal (%)
10	2,202-2,332	2,256±68	96.19	2,250-2,296	2,279±26	96.60
5	1,352-1,421	1,391±35	60.40	1,374-1,414	1,379±21	90.79
2.5	1,645-1,705	1,677±30	98.53	1,589-1,641	1,616±22	89.34
1.25	1,511-1,644	1,576±67	86.00	1,488-1,513	1,499±13	86.39

2) การเกิดซัลไฟด์

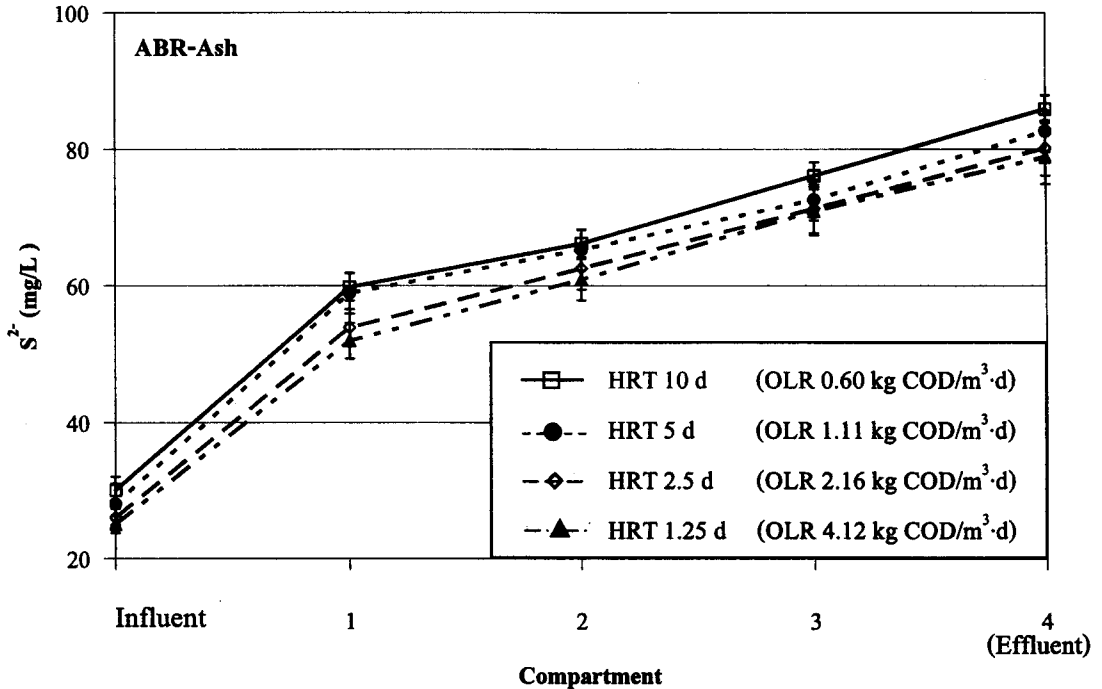
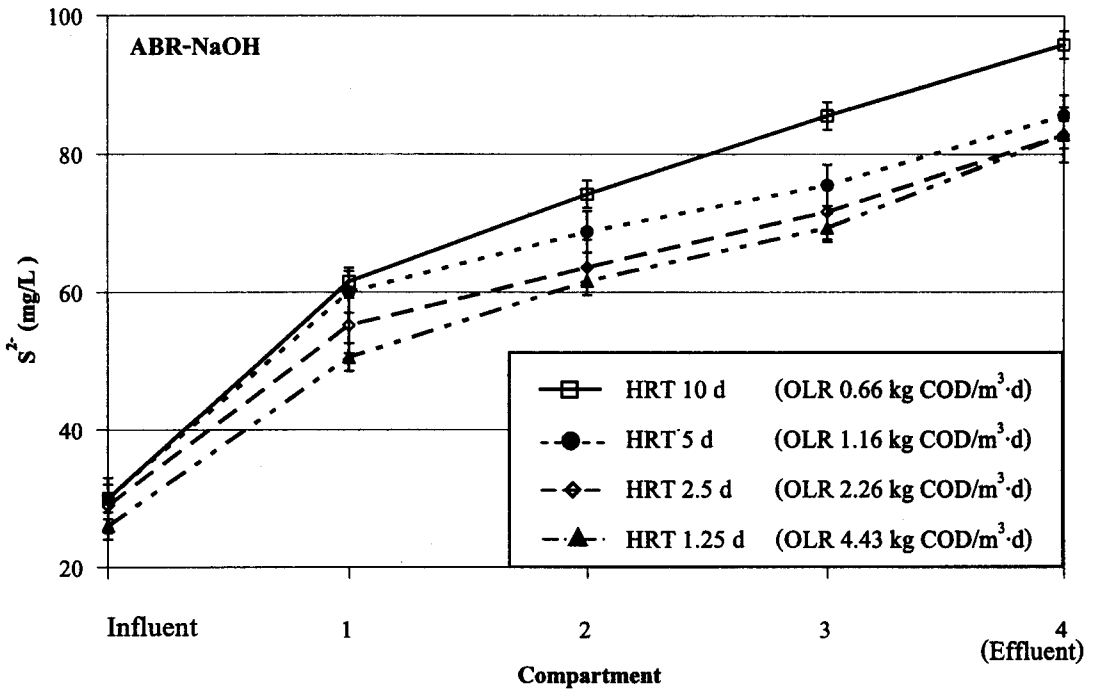
กระบวนการกำจัดซัลเฟตจะอาศัยกระบวนการบำบัดไร้อากาศโดยอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม SRB รีคิวซ์ซัลเฟตกลายเป็นซัลไฟด์โดยตลอดการทดลองน้ำเสียเข้าระบบมีเข้มข้นซัลไฟด์เฉลี่ย 29 ± 5 มก./ล. และจากการทดลองที่สภาวะคงตัวพบว่า ความเข้มข้นของซัลไฟด์เพิ่มขึ้นเมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัด โดยที่ HRT สูงสุด (10 วัน) มีความเข้มข้นของซัลไฟด์ในน้ำทิ้งจากระบบสูงสุดเท่ากับ 68 ± 3 และ 72 ± 1 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ และเมื่อ HRT ลดลง (5 2.5 และ 1.25 วัน) ความเข้มข้นของซัลไฟด์ในน้ำทิ้งลดลงตามลำดับ โดยที่ HRT ต่ำสุด (1.25 วัน) มีเข้มข้นของซัลไฟด์ในน้ำทิ้งจากระบบน้อยสุดเฉลี่ย 83 ± 1 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ 86 ± 2 มก./ล. ของระบบ ABR-Ash ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3-21 เนื่องจากเมื่อลด HRT (เพิ่ม OLR) ปริมาณสารอินทรีย์และซัลเฟตของน้ำเสียเข้าระบบเพิ่มมากขึ้น ส่งผลให้เกิดอัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันสูงขึ้น ทำให้การแตกตัวของซัลเฟตกลายเป็นซัลไฟด์เพิ่มขึ้นแต่พีเอชในระบบลดลงทำให้ซัลไฟด์บางซัลไฟด์บางส่วนอาจอยู่ในรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลาย (dissolved H_2S) และอไอออนไบซัลไฟด์ (HS^-) ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับค่าพีเอชในระบบ และเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของซัลไฟด์ในแต่ละหน่วยย่อยในทุกๆ HRT พบว่า ความเข้มข้นซัลไฟด์จะเพิ่มขึ้นเมื่อผ่านหน่วยย่อย 1-4 ตามลำดับ สอดคล้องกับประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตที่เพิ่มขึ้นเมื่อผ่านหน่วยย่อยที่ 1-4 เช่นกัน (ภาพประกอบ 3-20 และ 3-22) อย่างไรก็ตามจากการทดลองนี้เข้มข้นของซัลไฟด์ยังไม่ส่งผลกระทบต่อระบบบำบัด ABR เพราะในสภาวะไร้อากาศซัลไฟด์เริ่มเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทนที่ความเข้มข้นมากกว่า 200 มก./ล. (Metcalf and Eddy, 2004; Rittmann and McCarty, 2001)



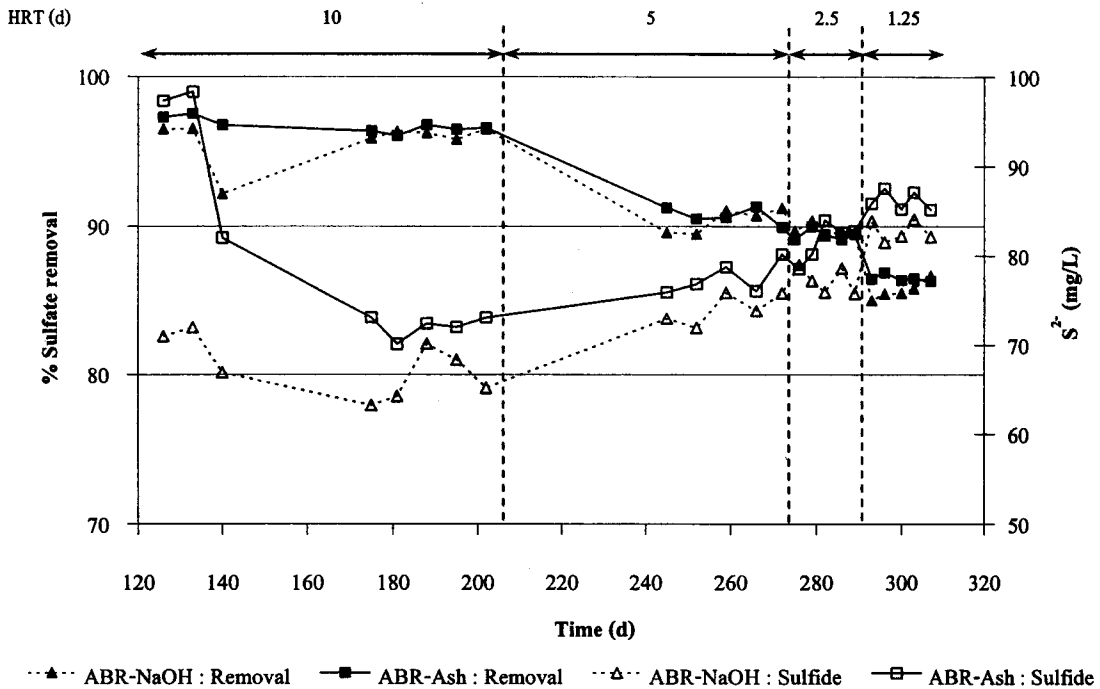
ภาพประกอบ 3-19 ซัลเฟตเฉลี่ยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-20 ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยของน้ำภายในระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-21 ซัลไฟด์เฉลี่ยของน้ำภายในหน่วยย่อยที่ 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-22 การกำจัดซัลเฟตและการเกิดซัลไฟด์ในน้ำทิ้งจากระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ของระยะเวลาการทดลองที่ HRT ต่างๆ

ข) การเปลี่ยนแปลงสารประกอบไนโตรเจน

การทดลองนี้ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนหรือทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen; TKN) และแอมโมเนียไนโตรเจน (Ammonia Nitrogen)

1) การกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนหรือทีเคเอ็น

จุลินทรีย์จะใช้สารอินทรีย์ไนโตรเจนเป็นอาหาร (Macronutrient) สำหรับสร้างเซลล์จุลินทรีย์สารอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกย่อยสลายกลายเป็นแอมโมเนียไนโตรเจนได้ง่ายโดยอาศัยเอนไซม์ของจุลินทรีย์ นอกจากนี้ทั่วไปอัตราส่วนซีโอดีทั้งหมดต่อทีเคเอ็นในระบบบำบัดไร้อากาศควรมีอย่างน้อยเท่ากับ 100:1.1 (McCarty, 1964a) และจากผลการทดลองปริมาณทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้าระบบมีค่าสูงมากเมื่อเทียบกับปริมาณไนโตรเจนที่ระบบต้องการคิดเป็นอัตราส่วน ซีโอดีทั้งหมดต่อทีเคเอ็นได้ทั้ง 2 ระบบเฉลี่ยประมาณ 100:9.4 ดังนั้นในการทดลองนี้จึงไม่มีการเติมสารเพิ่มไนโตรเจนให้กับระบบ สำหรับความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองและความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำทิ้งที่สภาวะคงตัวที่ HRT ต่างๆ เท่ากับ 10 5 2.5 และ 1.25 วัน แสดงดังตารางที่ 3-9

ตารางที่ 3-9 ทีเคเอ็นในน้ำเสียและทิ้งจากการบำบัดด้วยระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ความเข้มข้นของ TKN ของน้ำเสียภายในระบบ (mg/L)					
ระบบ ABR-NaOH					
HRT	Influent	Comp.2		Comp.4 (Effluent)	
(d)	TKN (mg/L)	TKN (mg/L)	Removal (%)	TKN (mg/L)	Removal (%)
10	672	625	6.94	525	21.88
5	644	609	5.43	532	17.39
2.5	469	443	5.47	378	19.40
1.25	379	369	7.06	327	17.65
ระบบ ABR-Ash					
HRT	Influent	Comp.2		Comp.4 (Effluent)	
(d)	TKN (mg/L)	TKN (mg/L)	Removal (%)	TKN (mg/L)	Removal (%)
10	707	644	8.91	520	26.40
5	653	609	6.79	518	20.71
2.5	448	420	6.25	359	19.79
1.25	369	336	8.68	299	18.99

หมายเหตุ : เป็นค่าวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำก่อนเปลี่ยน HRT

จากการทดลองที่สภาวะคงตัว พบว่า ที่ HRT 10 และ 5 วัน ทั้ง 2 ระบบมีความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสียสูงกว่าที่ HRT 2.5 และ 1.25 วัน โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 658 และ 680 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ และเมื่อเข้าสู่การทดลองที่ HRT 2.5 และ 1.25 วัน ความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้าระบบมีค่าลดลงเล็กน้อย โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 433 และ 409 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ สอดคล้องกับความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียเข้าที่ระบบซึ่งมีค่าลดลง (ตารางที่ 3-2) และเมื่อทำการทดลองจนเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่า เมื่อ HRT ลดลง (เพิ่ม OLR) จาก 10 ถึง 1.25 วัน ทั้ง 2 ระบบมีความเข้มข้นของทีเคเอ็นเพิ่มขึ้นเนื่องจากเกิดการย่อยสลายโปรตีนในทางน้ำอย่างทำให้ปริมาณทีเคเอ็นในน้ำทิ้งเพิ่มมากขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดลดลง

เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของทีเคเอ็นทั้ง 2 ระบบ พบว่า มีค่าใกล้เคียงกัน โดยปริมาณทีเคเอ็นในน้ำทิ้งมีค่าความเข้มข้นลดลงจากน้ำเสียเข้าระบบไม่มากนัก เพราะไนโตรเจนไม่สามารถถูกบำบัดด้วยวิธีการกำจัดทางชีวภาพแบบไร้อากาศได้เพียงอย่างเดียว แต่ต้องอาศัยวิธีการบำบัดทางชีวภาพแบบเติมอากาศร่วมด้วย ทั้งนี้ทั้งนั้นทีเคเอ็นบางส่วนที่หายไปจะถูกจุลินทรีย์ใช้เป็นแหล่งอาหารและพลังงานเพื่อการสร้างเซลล์ใหม่

2) การกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน

ที่สภาวะคงตัวความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจน ในน้ำเสียและน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบที่การทดลอง HRT ต่างๆ แสดงดังตารางที่ 3-10 โดยที่ HRT 10 วัน ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีค่าเท่ากับ 443 และ 474 มก./ล. ตามลำดับ ซึ่งมีค่าสูงสุดของการทดลอง สอดคล้องกับปริมาณทีเคเอ็นที่มีค่าสูงสุดเช่นกัน (ตารางที่ 3-9) โดยมีค่าเท่ากับ 593 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ 602 มก./ล. ของระบบ ABR-Ash และเมื่อเดินระบบจนเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่าเมื่อ HRT ลดลง (เพิ่ม OLR) 10-1.25 วัน ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของทั้ง 2 ระบบลดลงตามลำดับ แม้ว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าระบบน้อยลงก็ตาม และเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ (ตารางที่ 3-9) พบว่า มีความเข้มข้นใกล้เคียงกัน ซึ่งแสดงถึงมีการย่อยสลายอินทรีย์ไนโตรเจนเกิดขึ้นแล้วปล่อยแอมโมเนียไนโตรเจนออกมากับน้ำทิ้งทำให้ค่าสภาพต่างสูงขึ้นตามไปด้วย (ภาพประกอบ 3-4)

เมื่อเปรียบเทียบอัตราส่วนแอมโมเนียไนโตรเจนต่อทีเคเอ็นในน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบพบว่า มีการย่อยสลายอินทรีย์ไนโตรเจนได้น้อยลง ซึ่งสังเกตได้จากอัตราส่วนแอมโมเนียไนโตรเจนต่อทีเคเอ็นลดลงเมื่อ HRT ต่ำลงจาก 10 5 2.5 เหลือ 1.25 วัน โดยระบบ ABR-NaOH มีอัตราส่วนแอมโมเนียไนโตรเจนต่อทีเคเอ็นเท่ากับ 0.84 0.78 0.47 และ 0.45 ตามลำดับ ส่วนระบบ ABR-Ash มีค่าเท่ากับ 0.91 0.82 0.45 และ 0.48 ตามลำดับ อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งตลอดการทดลองมีค่าอยู่ในช่วง 147-443 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ 144-474 มก./ล. ของระบบ ABR-Ash ซึ่งไม่ส่งผลกระทบต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์ในระบบ เพราะในสภาวะไร้อากาศแอมโมเนียไนโตรเจนที่ความเข้มข้น 700 มก./ล. จะเริ่มเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทน และถ้าหากมีความเข้มข้นเกินกว่า 1,500 มก./ล. จะเป็นพิษต่อระบบบำบัดแบบไร้อากาศ (Metcalf and Eddy, 2004)

ตารางที่ 3-10 แอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียและทิ้งจากการบำบัดด้วยระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ความเข้มข้นของ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ของน้ำเสียภายในระบบ (mg/L)					
ระบบ ABR-NaOH					
HRT	Influent	Comp.2		Comp.4 (Effluent)	
(d)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	Removal (%)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	Removal (%)
10	593	509	14.17	443	25.20
5	534	469	12.23	418	21.83
2.5	219	198	9.57	180	18.09
1.25	180	170	5.19	147	18.18
ระบบ ABR-Ash					
HRT	Influent	Comp.2		Comp.4 (Effluent)	
(d)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	Removal (%)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	Removal (%)
10	602	537	10.85	474	21.32
5	529	429	8.66	426	19.43
2.5	205	194	6.49	163	21.46
1.25	173	168	3.17	144	14.89

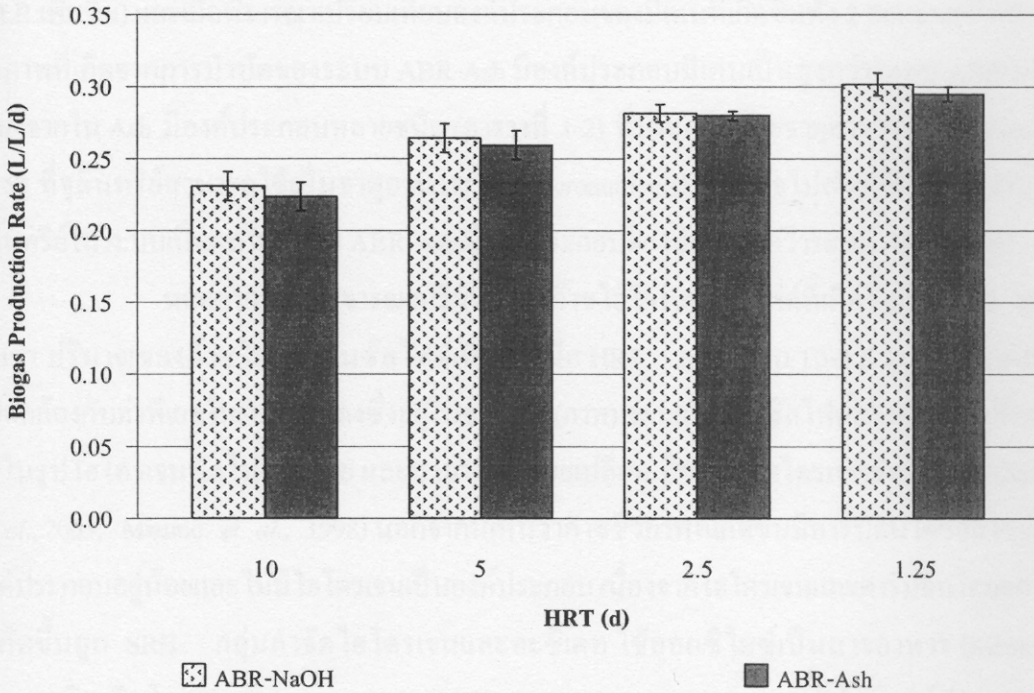
หมายเหตุ : เป็นค่าวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำก่อนเปลี่ยน HRT

๗) อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas Production)

ในการวัดปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากระบบบำบัดน้ำเสีย ABR ได้ใช้หลักการแทนที่น้ำ ซึ่งปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบสามารถบ่งบอกถึงประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ของระบบที่อาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ร่วมกัน 2 กลุ่ม คือ กลุ่มผลิตกรด และ MPB จากการทดลองทั้ง 2 ระบบมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพดังแสดงในตารางที่ 3-10 ซึ่งปริมาณก๊าซชีวภาพที่ผลิตได้ที่สภาวะคงตัวในแต่ละ HRT มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อ HRT ลดลง โดยที่ HRT สูงสุด (10 วัน) ทั้ง 2 ระบบมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่ำที่สุด โดยมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อปริมาตรถังเฉลี่ยเท่ากับ 0.23 ± 0.01 และ 0.22 ± 0.01 ลิ./ลิ./วัน ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ และเมื่อ HRT ลดลงเรื่อยๆ (5-1.25 วัน) (OLR เพิ่มขึ้น) พบว่า มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นเนื่องจากเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์แล้วเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพ กล่าวคือสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดจะถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพ ทำให้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อปริมาตรถังสูงขึ้น โดยที่ HRT 1.25 วัน

มีอัตราผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุดเฉลี่ยเท่ากับ 0.30 ± 0.01 ล./ล./วัน ของระบบ ABR-NaOH และ 0.29 ± 0.01 ล./ล./วัน ของระบบ ABR-Ash ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3-23

เมื่อพิจารณาอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพจากระบบทั้ง 2 พบว่า ระบบ ABR-NaOH มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพมากกว่า ระบบ ABR-Ash ตลอดการทดลอง แต่ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



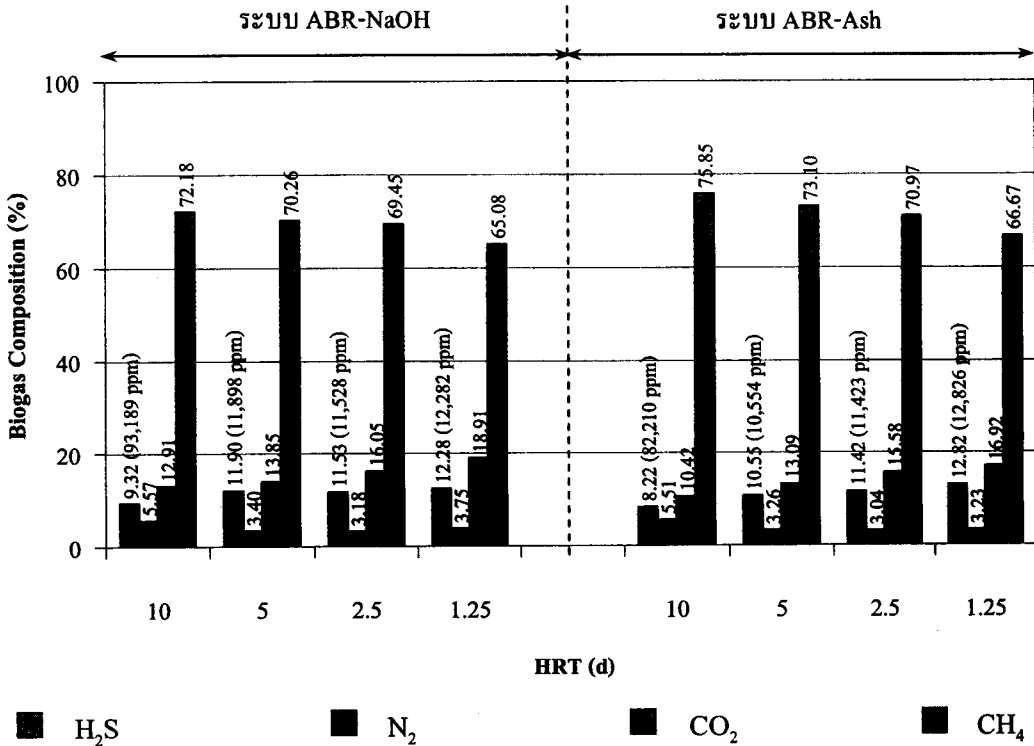
ภาพประกอบ 3-23 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อปริมาตรถังปฏิกรณ์เฉลี่ยของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ณ) องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ (Biogas Composition)

จากการทดลอง พบว่า องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด ABR-NaOH และ ABR-Ash จะประกอบด้วยก๊าซไนโตรเจน คาร์บอนไดออกไซด์ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ และมีเทน โดยทั้ง 2 ระบบที่ทุกๆ HRT จะมีองค์ประกอบของมีเทนสูงสุด ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3-24 โดยที่ HRT 10 วัน มีองค์ประกอบของมีเทนสูงสุดเท่ากับร้อยละ 72.18 และ 75.85 และเมื่อ HRT ต่ำลงองค์ประกอบของมีเทนลดลงตามลำดับ โดยที่ HRT ต่ำสุด (1.25 วัน) องค์ประกอบมีเทนเป็นลดลงเหลือร้อยละ 65.08 และ 66.97 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ โดยที่ HRT สูง

(10 และ 5 วัน) มีอัตราการเปลี่ยนกรดเป็นก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นอย่างสมดุล สังเกตได้จากระบบมีการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยง่ายต่ำ (ภาพประกอบ 3-6) และมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมดสูง (ภาพประกอบที่ 3-13) และเมื่อ HRT ลดลง (2.5 และ 1.25 วัน) หรือ OLR เพิ่มขึ้นระบบเริ่มมีการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยง่าย ทำให้อ่งค์ประกอบมีเทนมีแนวโน้มลดลง (ภาพประกอบ 3-24) สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Manariotis and Griropoulos (2002) และ Boloch and Akunna (2003) ที่ทำการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ ABR พบว่าร้อยละของก๊าซมีเทนลดลงเมื่อ HRT ลดลง (OLR เพิ่มขึ้น) และเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบองค์ประกอบของมีเทนที่เกิดขึ้นทั้ง 2 ระบบจะเห็นว่าก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการบำบัดของระบบ ABR-Ash มีองค์ประกอบมีเทนเป็นสูงกว่าระบบ ABR-NaOH เนื่องจากใน Ash มีองค์ประกอบหลายชนิด (ตารางที่ 1-2) ที่ประกอบด้วยธาตุอาหาร (Trace Element) ต่างๆ ที่จุลินทรีย์สามารถใช้เป็นธาตุอาหารรอง (Micronutrients) จึงอาจไปส่งเสริมการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบเป็นผลให้ระบบ ABR-Ash มีองค์ประกอบของมีเทนสูงกว่าระบบ ABR-NaOH

นอกจากนี้เมื่อพิจารณาปริมาณของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นของทั้ง 2 ระบบ พบว่า ปริมาณของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เพิ่มขึ้นเมื่อ HRT ลดลงจาก 10-2.5 วัน ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับค่าพีเอชในระบบลดลงซึ่งอยู่ในช่วง 6-8 (ภาพประกอบ 3-3) ซัลไฟด์บางส่วนจะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลาย และสามารถระเหยเปลี่ยนเป็นก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ (Sawyer *et al.*, 2003; Mizuno *et al.*, 1998) นอกจากนี้เห็นว่าก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีคาร์บอนไดออกไซด์เป็นองค์ประกอบอยู่น้อยและไม่มีไฮโดรเจนเป็นองค์ประกอบ เนื่องจากไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นถูก SRB กลุ่มกำจัดไฮโดรเจนและอะซิเตท ใช้ออกซิไดซ์เป็นสารอาหาร (Substrates) ในการเจริญเติบโต (O' Flaherty *et al.*, 1997; Jay and Creamer, 2007) ทำให้มีองค์ประกอบของคาร์บอนไดออกไซด์น้อยและไม่พบไฮโดรเจนในองค์ประกอบก๊าซชีวภาพของทั้ง 2 ระบบ อย่างไรก็ตามทั้ง 2 ระบบมีองค์ประกอบมีเทนกว่าร้อยละ 65 ทั้งนี้มีเทนที่เกิดขึ้นเกิดจากวิธีการเปลี่ยนกรดอะซิติกเป็นมีเทนเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ Baloch and Akunna (2003) ที่ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบบำบัด ABR โดยการเพิ่ม OLR 1-20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน พบว่า เมื่อทำการเพิ่ม OLR องค์ประกอบมีเทนลดลงตามลำดับ โดยที่ OLR ต่ำสุด มีองค์ประกอบมีเทนสูงอยู่ที่ร้อยละ 70 และที่ OLR สูงสุด 20 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน มีองค์ประกอบมีเทนอยู่ร้อยละ 58 นอกจากนี้จากการทดลองยังมีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ Baloch *et al.* (2006) ที่ทำการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงกลั่นสุราด้วยระบบ ABR ที่ OLR 2.16-5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน พบว่า มีองค์ประกอบมีเทนที่เกิดขึ้นอยู่ที่ร้อยละ 62-65



ภาพประกอบ 3-24 องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ญ) เปรียบเทียบผลการผลิตก๊าซมีเทนของระบบ ABR กับทฤษฎี

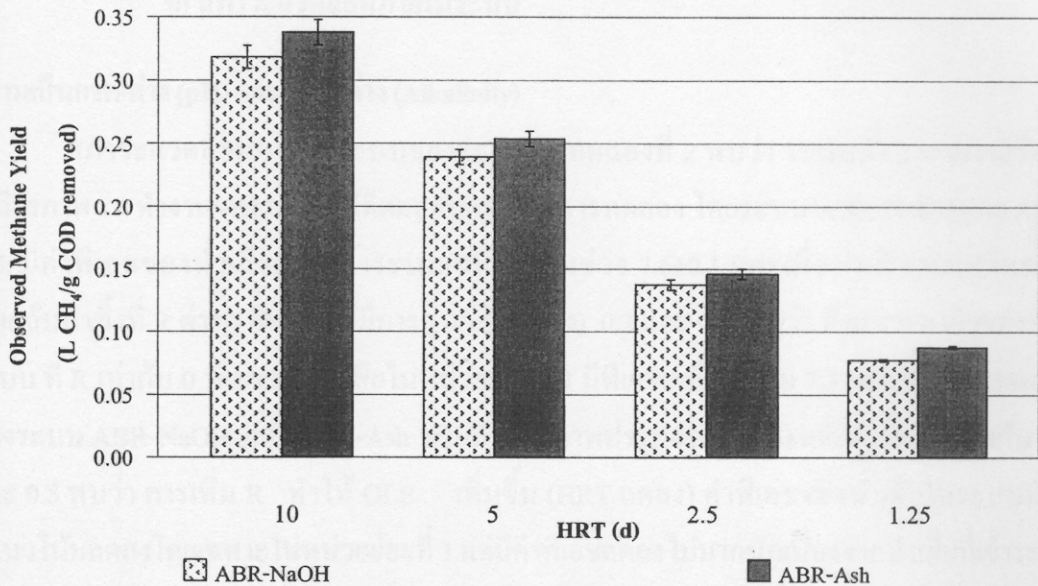
หากเปรียบเทียบอัตราการผลิตก๊าซมีเทนต่อการกำจัดซีโอดีทั้งหมด ของระบบบำบัด ABR-NaOH และ ABR-Ash กับค่าแนะนำในทางทฤษฎีเท่ากับ 0.35 ลิตรมีเทน/ก.ซีโอดี_{ถูกกำจัด} (Metcalf and Eddy, 1964) ตลอดจนการทดลอง แสดงดังตารางที่ 3-11 ซึ่งสามารถคำนวณอัตราการผลิตมีเทนของระบบได้จากสูตรทางทฤษฎี ดังนี้

$$\text{Observed Methane Yield (L}_{\text{methane}}/\text{g COD}_{\text{removed}}) = \frac{\text{Total Biogas Production (L/d)} \times \% \text{ Methane}}{[\text{TCOD}_{\text{in}} (\text{g/L}) - \text{TCOD}_{\text{out}} (\text{g/L})] \times \text{Q (L/d)}} \quad (20)$$

ตารางที่ 3-11 การเปรียบเทียบผลการวิเคราะห์ก๊าซมีเทนใน ห้องปฏิบัติการที่เกิดขึ้นจากการบำบัด
น้ำเสียของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

HRT (d)	อัตราการไหล (Q) (L/d)	TCOD น้ำเสียเฉลี่ย (mg/L)	TCOD น้ำทิ้งเฉลี่ย (mg/L)	ปริมาตรก๊าซ เฉลี่ยที่เกิดขึ้น (L/d)	Methane (%)	อัตราการเกิดมีเทนต่อ TCOD ที่ถูกกำจัด ($L_{\text{methane}}/g \text{TCOD}_{\text{removed}}$)
ABR-NaOH						
10	2.3	6,879	1,187	5.25	72.18	0.29
5	4.6	5,770	1,402	6.08	70.26	0.22
2.5	9.2	5,641	1,643	6.55	69.45	0.31
1.25	18.4	5,431	1,801	6.94	65.08	0.07
ABR-Ash						
10	2.3	6,487	1,245	4.99	75.85	0.30
5	4.6	5,477	1,337	5.95	73.10	0.22
2.5	9.2	5,431	1,623	6.47	70.97	0.13
1.25	18.4	5,112	1,917	6.83	66.67	0.08

ผลการเปรียบเทียบอัตราการผลิตก๊าซมีเทนของทั้ง 2 ระบบ กับปริมาณก๊าซมีเทน
ที่ได้จากการคำนวณทางทฤษฎี พบว่า ผลที่ได้จากการทดลองมีค่าน้อยกว่าค่าในทางทฤษฎี กล่าวคือ
ระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีปริมาณก๊าซมีเทนอยู่ในช่วง 0.18 ± 0.11 และ 0.19 ± 0.11
ล.มีเทน/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 25 อาจเป็นเพราะลักษณะน้ำเสียเข้าระบบมีเศษ
ยางและของแข็งแขวนลอยรวมอยู่ด้วยซึ่งทำให้มีผลต่างระหว่างซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำเฉลี่ย
ร้อยละ 50-60 ของทั้ง 2 ระบบ ซึ่งผลต่างดังกล่าวคือ ของแข็งแขวนลอยซึ่งจะถูกดักในหน่วยย่อยที่ 1
สอดคล้องกับปริมาณของแข็งแขวนลอยในระบบเพิ่มขึ้นเมื่อ HRT ลดลง (ภาพประกอบ 3-16) กล่าวคือ
ของแข็งแขวนลอยบางส่วนถูกย่อยสลายอย่างช้าๆ และอีกส่วนหนึ่งจะตกตะกอนและลอยอยู่บนผิวหน้า
น้ำเสียในระบบ ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่หายไปไม่ได้ถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพทั้งหมดแม้ว่า
ประสิทธิภาพการบำบัดหรือปริมาณการกำจัดซีโอดีจะเกิดขึ้นสูงก็ตามเป็นผลให้อัตราการผลิตก๊าซ
ชีวภาพและก๊าซมีเทนมีค่าน้อยกว่าทางทฤษฎี นอกจากนี้จะเห็นได้ว่าตลอดการทดลองของระบบ ABR-
NaOH มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงกว่าระบบ ABR-Ash (ภาพประกอบ 3-33) ซึ่งสอดคล้องกับค่า
ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ (TCOD) ของระบบ ABR-NaOH ซึ่งสูงกว่าระบบ ABR-Ash
เล็กน้อย



ภาพประกอบ 3-25 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดเฉลี่ยของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่ HRT ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

3.4.2.2 การทดลองระยะที่ 2 สูบกลับน้ำทิ้ง (Effluent Recycle)

จุดประสงค์หลักของการทดลองนี้เพื่อต้องการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash หลังจากมีการสูบกลับน้ำทิ้ง (Effluent Recycle Ratio ; R) ที่อัตราส่วนต่างๆ คือ 0 (ไม่มีการสูบกลับน้ำทิ้ง) 0.3 และ 0.5 ภายใต้การควบคุมสภาวะการทำงานเดียวกันทั้ง 2 ระบบ ที่ HRT 1.25 วัน ซึ่งใช้ระยะเวลาการทดลองทั้งสิ้น 51 วัน ระหว่างวันที่ 293-344 ได้ผลการทดลอง ดังนี้

ก) อุณหภูมิ (Temperature)

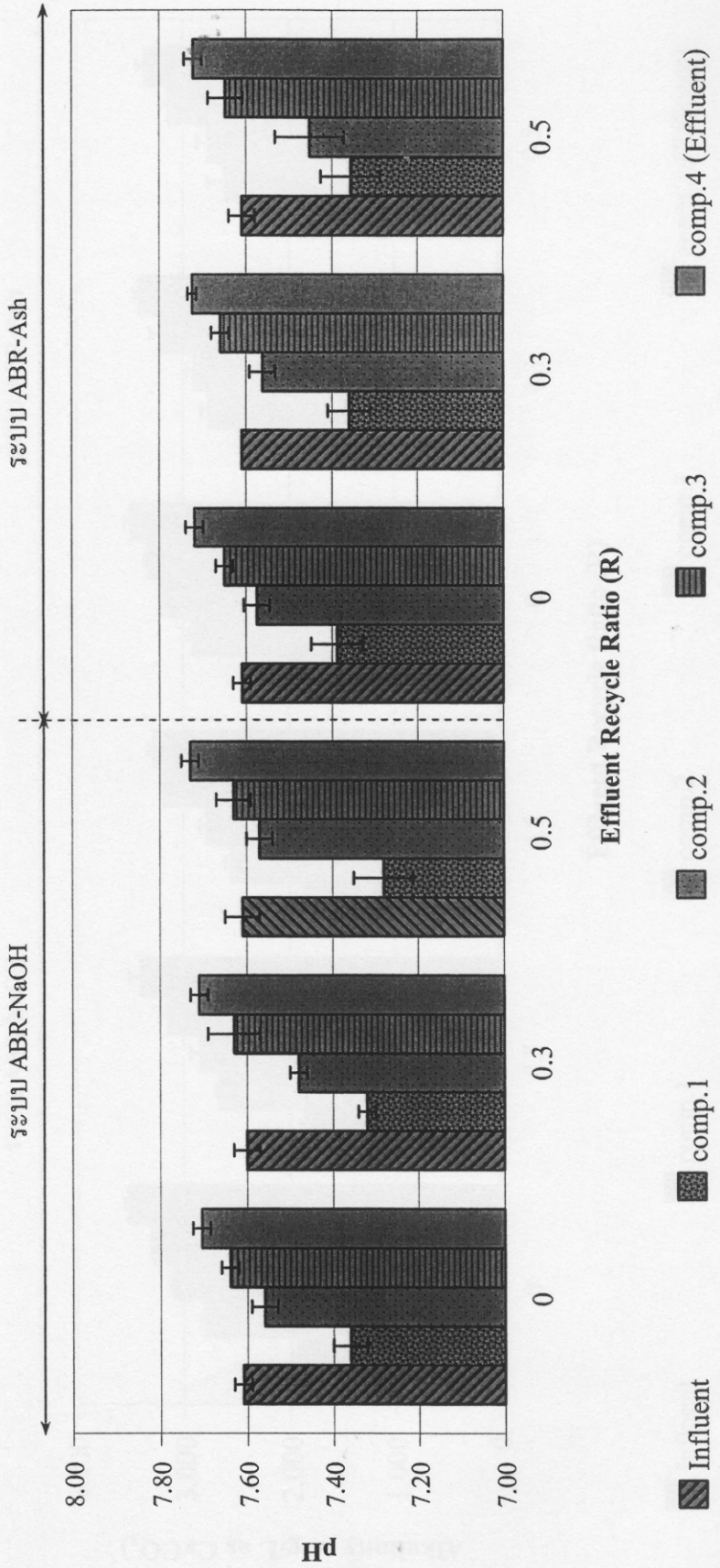
อุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีค่าอยู่ในช่วง 23.5-33.2 องศาเซลเซียส ส่วนอุณหภูมิภายในระบบและน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 34.3-35.8 องศาเซลเซียส ทั้ง 2 ระบบ

ข) สภาวะแวดล้อมภายในระบบ

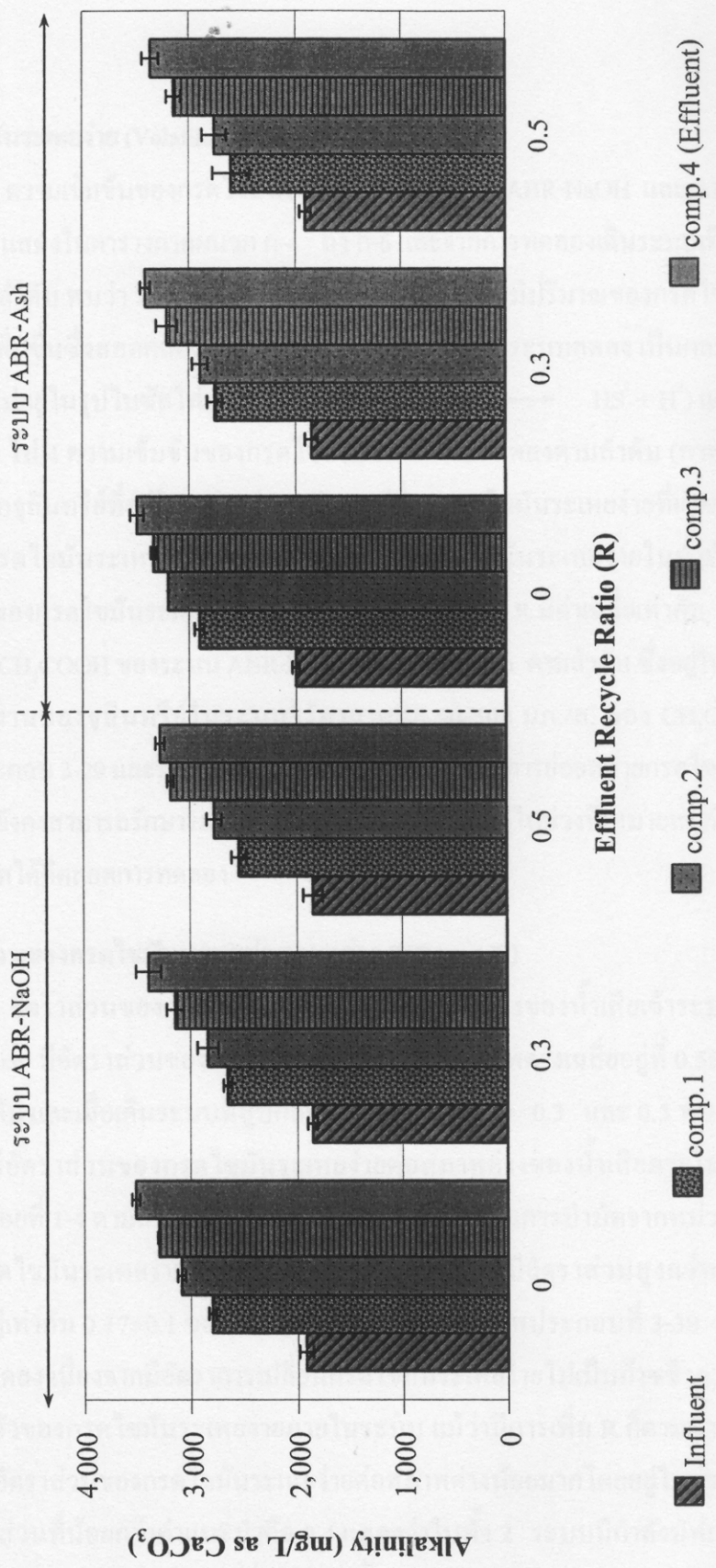
ความเป็นกรด-ด่าง (pH) และสภาพด่าง (Alkalinity)

สภาวะแวดล้อมภายในระบบของระยะการทดลองที่ 2 พบว่า ระบบทั้ง 2 สามารถรักษาเสถียรภาพการทำงานของระบบได้ดีตลอดระยะเวลาการทดลอง โดยระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีค่าพีเอชของน้ำเสียก่อนเข้าระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 7.6 ± 0.1 และเมื่อทำเดินระบบโดยการสูบกลับน้ำทิ้งที่ R ต่างๆ คือ 0 (ไม่มีการสูบกลับน้ำทิ้ง) 0.3 และ 0.5 พบว่า ที่สภาวะคงตัวของทั้ง 2 ระบบ ที่ R เท่ากับ 0 พีเอชของน้ำเสียในหน่วยย่อยที่ 1 มีพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.33 ± 0.04 และ 7.34 ± 0.06 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ (ภาพประกอบที่ 3-26) แต่เมื่อเพิ่ม R เท่ากับ 0.3 และ 0.5 พบว่า การเพิ่ม R ทำให้ OLR เพิ่มขึ้น (HRT ลดลง) ค่าพีเอชของน้ำเสียในระบบทั้ง 2 มีแนวโน้มลดลงโดยเฉพาะในหน่วยย่อยที่ 1 แต่มีค่าพีเอชลดลงไม่มากนักเนื่องจากน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าความจุฟเฟอร์และปริมาณด่างที่เหมาะสมจากการปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนเข้าระบบให้มีค่าเท่ากับ 7.6 ± 0.1 และเมื่อเปรียบเทียบพีเอชระหว่างน้ำเสียและน้ำทิ้งของทั้ง 2 ระบบที่ทุก R พบว่า น้ำทิ้งมีค่าพีเอชสูงกว่าน้ำเสียที่เข้าระบบเสมอเฉลี่ยอยู่ที่ 7.71 ± 0.02 เช่นเดียวกับการทดลองในระยะที่ 1 เนื่องจากน้ำเสียผ่านการปรับพีเอชให้มีค่า 7.6 ± 0.1 ทำให้มีสภาพด่างสูงประกอบกับมีการสูบกลับน้ำทิ้งซึ่งเป็นการชักนำด่างกลับเข้าสู่ระบบจึงทำให้ระบบทั้ง 2 มีสภาพด่างมากเกินพอจึงสามารถต้านทานการเปลี่ยนแปลงพีเอชได้ดีแม้ว่าเพิ่ม R ก็ตาม

นอกจากนี้จากเปรียบเทียบสภาพด่างของน้ำเสียในระบบที่ทุก R พบว่า ทั้ง 2 ระบบมีสภาพด่างเพิ่มขึ้นเมื่อน้ำเสียผ่านหน่วยย่อยที่ 1 ไป 4 โดยเฉลี่ยสภาพด่างในน้ำทิ้งอยู่ที่ $3,278 \pm 42$ มก./ล. ของ CaCO_3 ของระบบ ABR-NaOH และ $3,358 \pm 79$ มก./ล. ของ CaCO_3 ABR-Ash ซึ่งอยู่ในช่วงที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดไร้อากาศคือ อยู่ในช่วงระหว่าง 1,000-5,000 มก./ล. ของ CaCO_3 (MetCalf and Eddy, 2004) ซึ่งมีค่ามากเกินพอที่จะดำเนินการเปลี่ยนแปลงของพีเอชในระบบได้ ดังนั้นอาจไม่จำเป็นต้องสูบกลับน้ำทิ้งกลับเข้าสู่ระบบ หากแต่ระบบทั้ง 2 มีสภาพด่างต่ำเกินไปไม่เหมาะสมกับการบำบัดแบบไร้อากาศ อาจจำเป็นต้องสูบกลับน้ำทิ้งเพื่อรักษาเสถียรภาพการทำงานของระบบให้สามารถทำงานต่อไปได้



ภาพประกอบ 3-26 พีเอช ในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



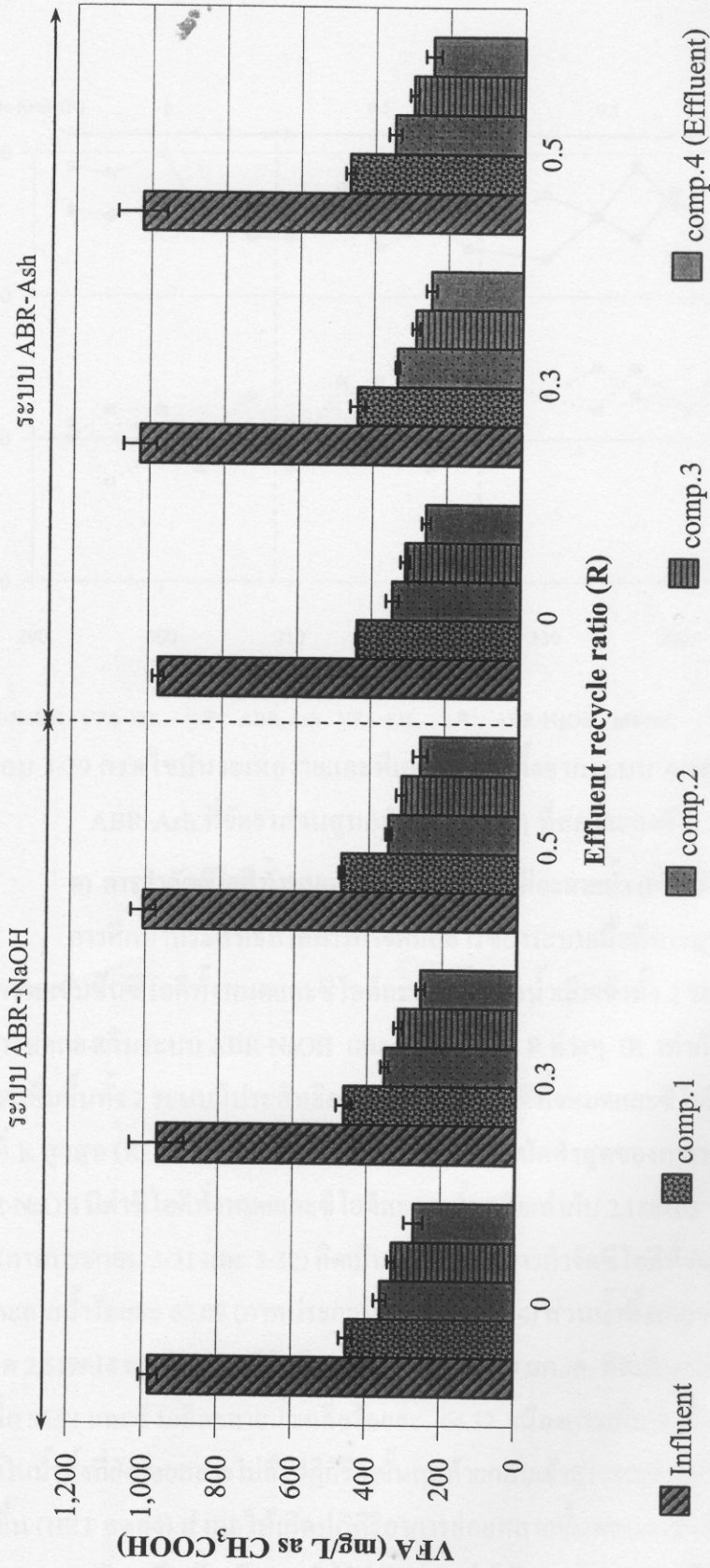
ภาพประกอบ 3-27 สภาพต่างในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบล้นน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acids : VFA)

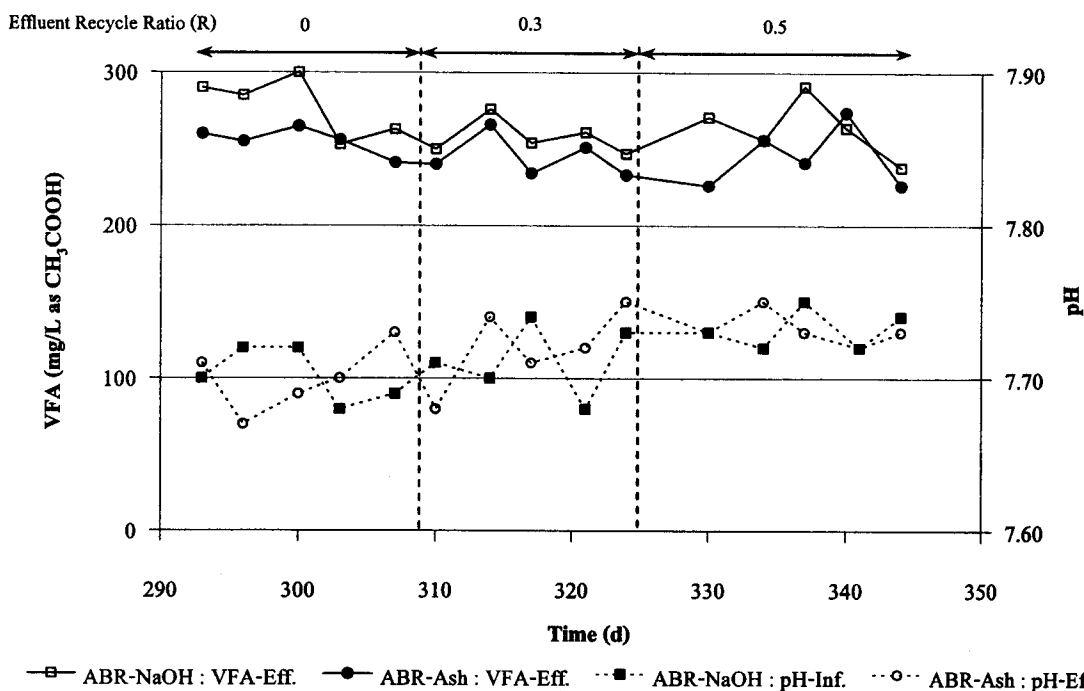
ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายที่เข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ทั้ง 2 ระบบที่ R ต่างๆ แสดงในตารางภาคผนวก ก-4 ถึง ก-6 และจากการทดลองเดินระบบที่ R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5 ตามลำดับ พบว่า น้ำเสียในหน่วยย่อยที่ 1 ทั้ง 2 ระบบ มีปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายเพิ่มขึ้นเมื่อ R เพิ่มขึ้นซึ่งสอดคล้องกับพีเอชในหน่วยย่อยที่ 1 ในระบบทดลอง เป็นผลมาจากซัลไฟด์ในน้ำเปลี่ยนไปอยู่ในรูปไบซัลไฟด์และไฮโดรเจนไอออน ($\text{H}_2\text{S} \longleftrightarrow \text{HS}^- + \text{H}^+$) แต่เมื่อน้ำเสียผ่านหน่วยย่อยที่ 2 ไป 4 ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายจะลดลงตามลำดับ (ภาพประกอบ 3-28) ทั้งนี้เนื่องจากจุลินทรีย์ที่อยู่ในหน่วยย่อยหลังจะเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายที่เกิดขึ้นไปเป็นก๊าซชีวภาพส่งผลกรดไขมันระเหยง่ายลดลงตามลำดับ โดยกรดไขมันระเหยง่ายในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบ มีความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายเฉลี่ยใกล้เคียงกันในทุกๆ R มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 263 ± 17 และ 247 ± 16 มก./ล. CH_3COOH ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ ซึ่งอยู่ในช่วงค่าที่เหมาะสมแก่การทำงานของจุลินทรีย์ในระบบไร้อากาศคือ 50-500 มก./ล. ของ CH_3COOH ดังแสดงในภาพประกอบ 3-29 และบ่งชี้ได้ว่าระบบมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายกรดไขมันระเหยง่ายใกล้เคียงกันและยังคงสามารถรักษาระดับกรดไขมันระเหยง่ายให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานในสภาวะไร้อากาศได้ดีตลอดการทดลอง

อัตราส่วนของกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่าง (VFA : Alk)

อัตราส่วนของกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างของน้ำเสียเข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างเฉลี่ยอยู่ที่ 0.55 ± 0.03 และ 0.53 ± 0.03 ตามลำดับ และเมื่อเดินระบบที่สูบลกลับน้ำทิ้ง R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5 พบว่า เมื่อ R เพิ่มขึ้นทั้ง 2 ระบบมีอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างของน้ำเสียภายในทดลองเมื่อน้ำเสียผ่านหน่วยย่อยที่ 1-4 ตามลำดับ โดยเฉพาะอย่างยิ่งน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากหน่วยย่อยที่ 1 มีอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างเมื่อ R เพิ่มขึ้นซึ่งมีอัตราส่วนสูงกว่าหน่วยย่อยอื่นที่ตามมาเฉลี่ยอยู่เท่ากับ 0.17 ± 0.1 ของทั้ง 2 ระบบ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3-30 สอดคล้องกับพีเอชในระบบทดลอง เนื่องจากมีอัตราการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายไปเป็นก๊าซชีวภาพได้ช้า ทำให้เกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยง่ายภายในระบบ แม้จะมีการเพิ่ม R ก็ตามน้ำเสียภายในระบบทั้ง 2 ยังคงมีอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างน้อยมากโดยอยู่ในช่วงระหว่าง 0.8-0.18 โดยมีอัตราส่วนที่น้อยกว่าค่าแนะนำคือ 0.4 แสดงว่าในทั้ง 2 ระบบมีกำลังบัฟเฟอร์สูง (กรมควบคุมมลพิษ, 2546) ตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบสามารถปรับตัวและย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ดี สามารถรักษาระดับกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพค่างได้อย่างสม่ำเสมอ



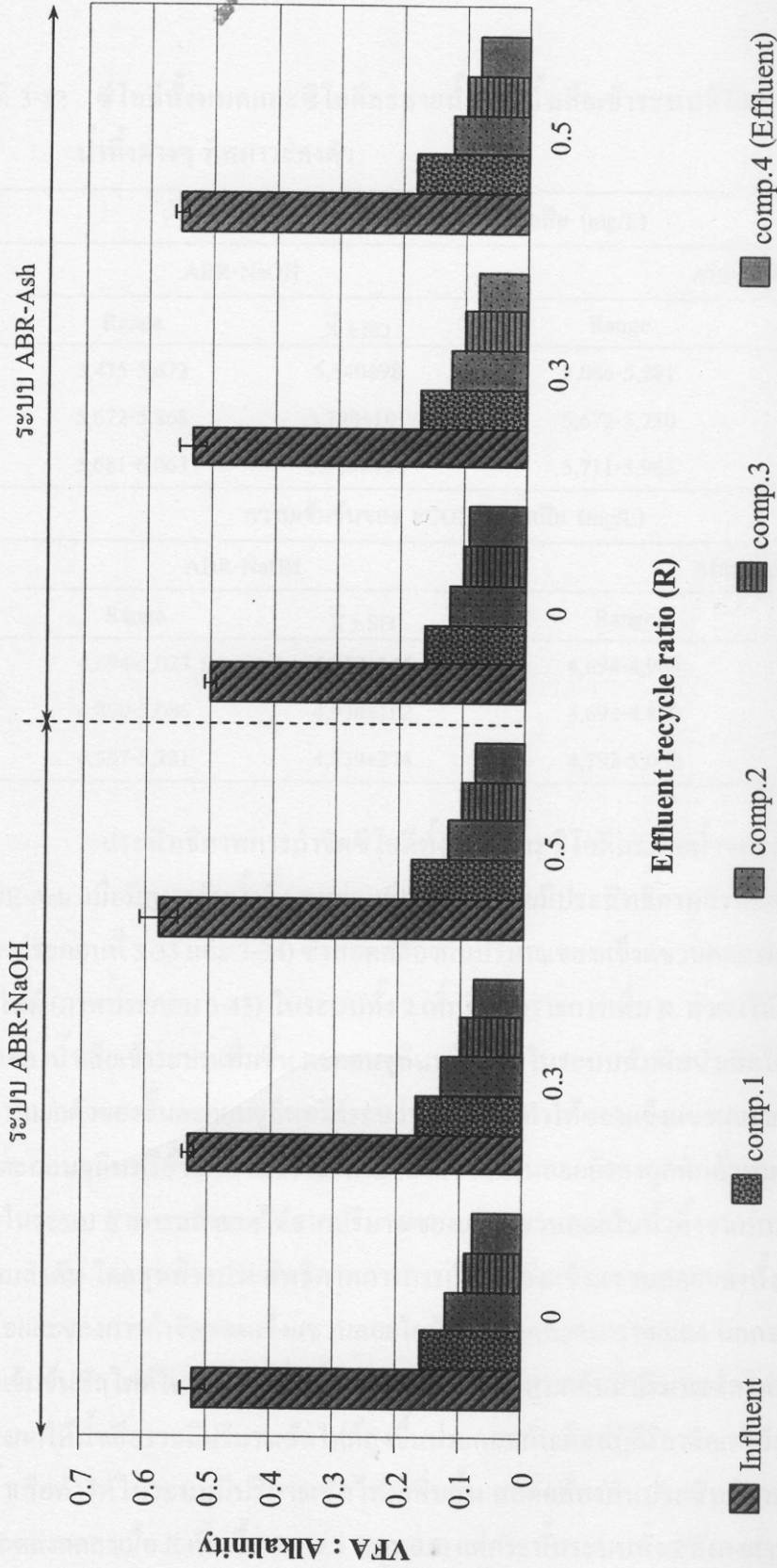
ภาพประกอบ 3-28 กรดไขมันระเหยง่ายในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-29 กรดไขมันระเหยง่ายและพีเอชของน้ำทิ้งจากระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่อัตราส่วนสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ค) การกำจัดชีโอดีทั้งหมด (TCOC) และชีโอดีละลายน้ำ (FCOD)

การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดมลสารของระบบเมื่อมีการสูบกลับน้ำทิ้งกลับที่ R ต่างๆ โดยความเข้มข้นชีโอดีทั้งหมดและชีโอดีละลายน้ำของน้ำเสียเข้าทั้ง 2 ระบบ แสดงในตารางที่ 3-12 จากการทดลองเดินระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ R ต่างๆ (R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5) พบว่า เมื่อ R เพิ่มขึ้นทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีทั้งหมดและชีโอดีละลายน้ำมีแนวโน้มลดลง โดยที่ R สูงสุด (R เท่ากับ 0.5) มีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำสุดของการทดลอง โดยน้ำทิ้งจากระบบ ABR-NaOH มีค่าชีโอดีทั้งหมดและชีโอดีละลายน้ำเฉลี่ยเท่ากับ $2,188 \pm 63$ และ $1,773 \pm 60$ มก./ล. ตามลำดับ (ภาพประกอบ 3-31 และ 3-32) คิดเป็นร้อยละของการกำจัดชีโอดีทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 63.32 และชีโอดีละลายน้ำร้อยละ 62.08 (ภาพประกอบ 3-33 และ 3-34) ส่วนน้ำทิ้งจากระบบ ABR-Ash มีค่าชีโอดีทั้งหมด $2,519 \pm 14$ มก./ล. และชีโอดีละลายน้ำ $2,236 \pm 30$ มก./ล. คิดเป็นร้อยละการบำบัดชีโอดีทั้งหมดเฉลี่ย 56.91 และชีโอดีละลายน้ำเฉลี่ยร้อยละ 64.32 เนื่องการเพิ่ม R เป็นการเพิ่มอัตราการนำสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ยังย่อยสลายไม่ถึงปฏิกิริยาขั้นสุดทำยกลับเข้าสู่ระบบอีกครั้งทำให้ OLR รวมของระบบเพิ่มขึ้น (HRT ลดลง) ส่งผลให้เกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายขั้นตอนการผลิตกรดสูง กรดไขมันระเหยง่ายสามารถเปลี่ยนเป็นก๊าซชีวภาพได้ไม่ทันส่งผลให้เกิดการสะสมกรดไขมันระเหยง่ายภายในระบบมากขึ้น ประสิทธิภาพการบำบัดจึงลดลงตามลำดับ



ภาพประกอบ 3-30 อัตราส่วนกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพต่างในน้ำทิ้งที่เหลือของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบล้นน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ตารางที่ 3-12 ซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของน้ำเสียเข้าระบบที่อัตราส่วนการสูบลับน้ำที่ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ความเข้มข้นของ TCOD ในน้ำเสีย (mg/L)				
R	ABR-NaOH		ABR-Ash	
	Range	$\bar{X} \pm SD$	Range	$\bar{X} \pm SD$
0	5,475-5,672	5,540±98	5,086-5,281	5,154±99
0.3	5,672-5,868	5,798±101	5,672-5,750	5,708±35
0.5	5,681-6,063	5,909±160	5,711-5,965	5,817±101

ความเข้มข้นของ FCOD ในน้ำเสีย (mg/L)				
R	ABR-NaOH		ABR-Ash	
	Range	$\bar{X} \pm SD$	Range	$\bar{X} \pm SD$
0	4,694-5,027	4,769±145	4,694-4,949	4,761±110
0.3	4,890-5,086	4,978±102	4,694-4,890	4,753±87
0.5	4,597-5,281	4,839±274	4,792-5,058	4,916±97

ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของระบบ ABR-NaOH และ ABE-Ash เมื่อมีสูบลับน้ำที่ พบว่า แต่ละหน่วยย่อยมีประสิทธิภาพการกำจัดลดลงเมื่อเพิ่ม R ขึ้น (ภาพประกอบที่ 3-33 และ 3-34) ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณของแข็งแขวนลอย (ภาพประกอบ 3-38) และซัลไฟด์ (ภาพประกอบ 3-43) ในระบบทั้ง 2 เพิ่มขึ้น เพราะการเพิ่ม R ส่งผลให้ HRT ลดลง อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบเพิ่มขึ้น ตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบสัมผัสน้ำเสียได้น้อยลง อีกทั้งทำให้เกิดการแยกตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ระหว่างแผ่นกัน ทำให้ของแข็งแขวนลอยบางส่วนหลุดลอดผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์ไปได้ อย่างไรก็ตามของแข็งแขวนลอยยังคงถูกดักด้วยแผ่นกันอยู่ในหน่วยย่อยภายในระบบ สามารถสังเกตได้จากปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากหน่วยย่อยที่ 1-4 มีค่าลดลงตามลำดับ โดยสุดท้ายประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของทั้ง 2 ระบบที่ทุกๆ R ยังคงมีร้อยละของการกำจัดของแข็งแขวนลอยใกล้เคียงกันตลอดการทดลอง นอกจากนี้การเพิ่ม R ทำให้ความเข้มข้นซัลไฟด์ในระบบมีเพิ่มขึ้น เนื่องจากน้ำทิ้งที่สูบลับมีปริมาณซัลไฟด์สูงกว่าน้ำเสียเข้าระบบ ส่งผลให้น้ำเสียรวมมีปริมาณซัลไฟด์สูงขึ้นประกอบกับเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันระหว่างการบำบัดน้ำเสียทำให้ในระบบมีปริมาณซัลไฟด์เพิ่มขึ้น สอดคล้องกับประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมดลดลงลดลงเมื่อ R เพิ่มขึ้น (0 0.3 และ 0.5) แต่กระนั้นระบบทั้ง 2 ยังคงสามารถกำจัดซัลเฟตและเกิดมีเทนควบคู่กันตลอดระยะเวลาการทดลอง โดยซีโอดีทั้งหมดถูกออกซิไดซ์จากปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันและถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพได้ตลอดระยะเวลาการทดลอง และเกิดขึ้นได้ในเวลา

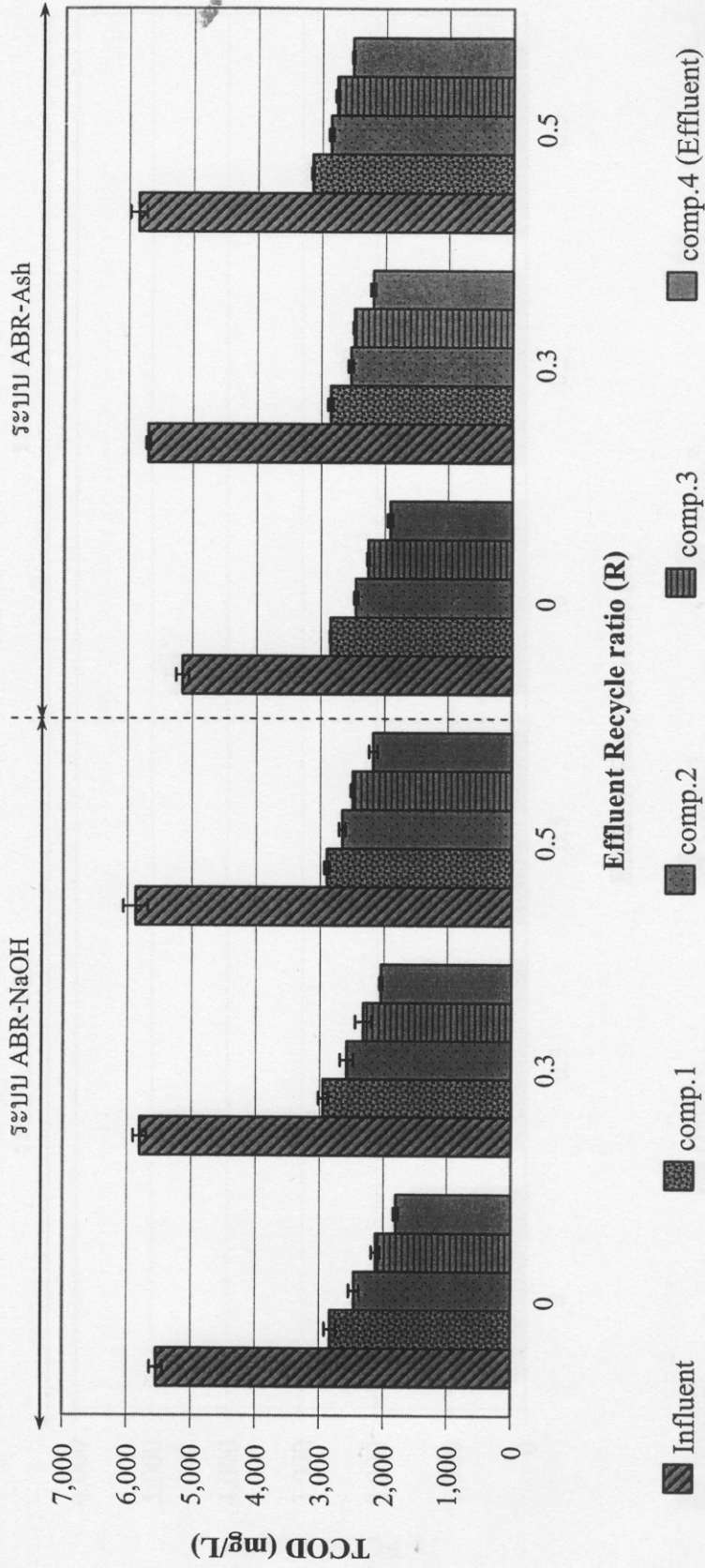
เดียวกัน เนื่องจากน้ำเสียเข้าระบบมีอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟต (COD/SO₄²⁻ ratio) (ตารางที่ 3-13) อยู่ในช่วงที่เหมาะสมคือในช่วง 0.67 ถึง 10 (Lens *et al.*, 1998 , O'Flaherty *et al.*, 1998 และ Percheron *et al.*, 1997)

ตารางที่ 3-13 อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตของน้ำเสียเข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สถานะคงตัว

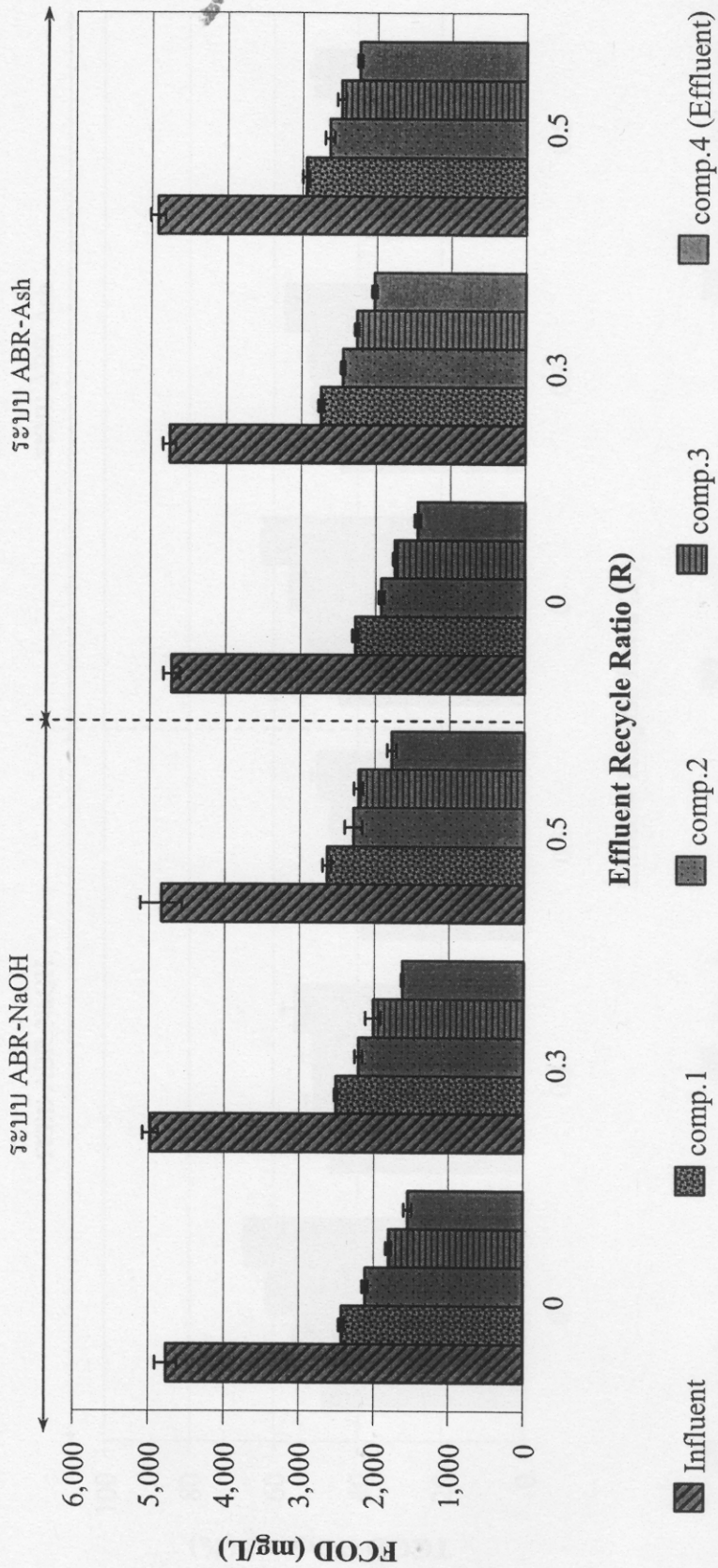
ความเข้มข้นของ COD:SO ₄ ²⁻ ในน้ำเสีย		
R	ABR-NaOH	ABR-Ash
0	3.45±0.23	3.41±0.05
0.3	3.40±0.06	3.39±0.08
0.5	3.39±0.10	3.20±0.11

โดยภาพรวมประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำตลอดระยะเวลาทดลองที่มีการหมุนเวียนน้ำทิ้งกลับที่ R ต่างๆ ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ใกล้เคียงกัน (ภาพประกอบที่ 3-35 และ 3-36) โดยไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) และจากการศึกษาของ สุ��ัญญา ทองเครือ และ ชวติศ รัตนธรรมสกุล (2459) ที่ทำการศึกษาผลของสัดส่วนอัตราการไหลเข้าต่ออัตราการไหลกลับ ด้วยระบบบำบัด EGSB ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่า เมื่อเพิ่มอัตราส่วน R เท่ากับ 3 7 11 และ 15 ตามลำดับประสิทธิภาพการบำบัด ซีโอดีทั้งหมดเพิ่มขึ้นเมื่อ R เพิ่มขึ้น โดยที่ R สูงสุดสามารถบำบัดซีโอดีทั้งหมดได้สูงถึงร้อยละ 74.60 และยังได้รายงานไว้ว่าการไหลเวียนน้ำทิ้งกลับทำให้น้ำเสียสามารถสัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ได้อย่างทั่วถึงและเพียงพอ ยังส่งผลให้มีการนำสารอินทรีย์ที่ยังย่อยสลายไม่ถึงปฏิกิริยาขั้นสุดทำกลับเข้าสู่ระบบและเกิดการย่อยสลายอีกครั้ง ซึ่งขัดแย้งกับผลการทดลองข้างต้น ทั้งนี้อาจเป็นเพราะ ระบบ ABR อาศัยการไหลของน้ำเสียผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์ในหน่วยย่อยต่างๆ ซึ่งต่างจากกับระบบ EGSB ที่มีระบบการทำงานเหมือนกับ UASB โดยน้ำเสียผ่านทางด้านล่างของกันถังทำให้น้ำเสียสามารถสัมผัสกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ดีกว่าระบบ ABR

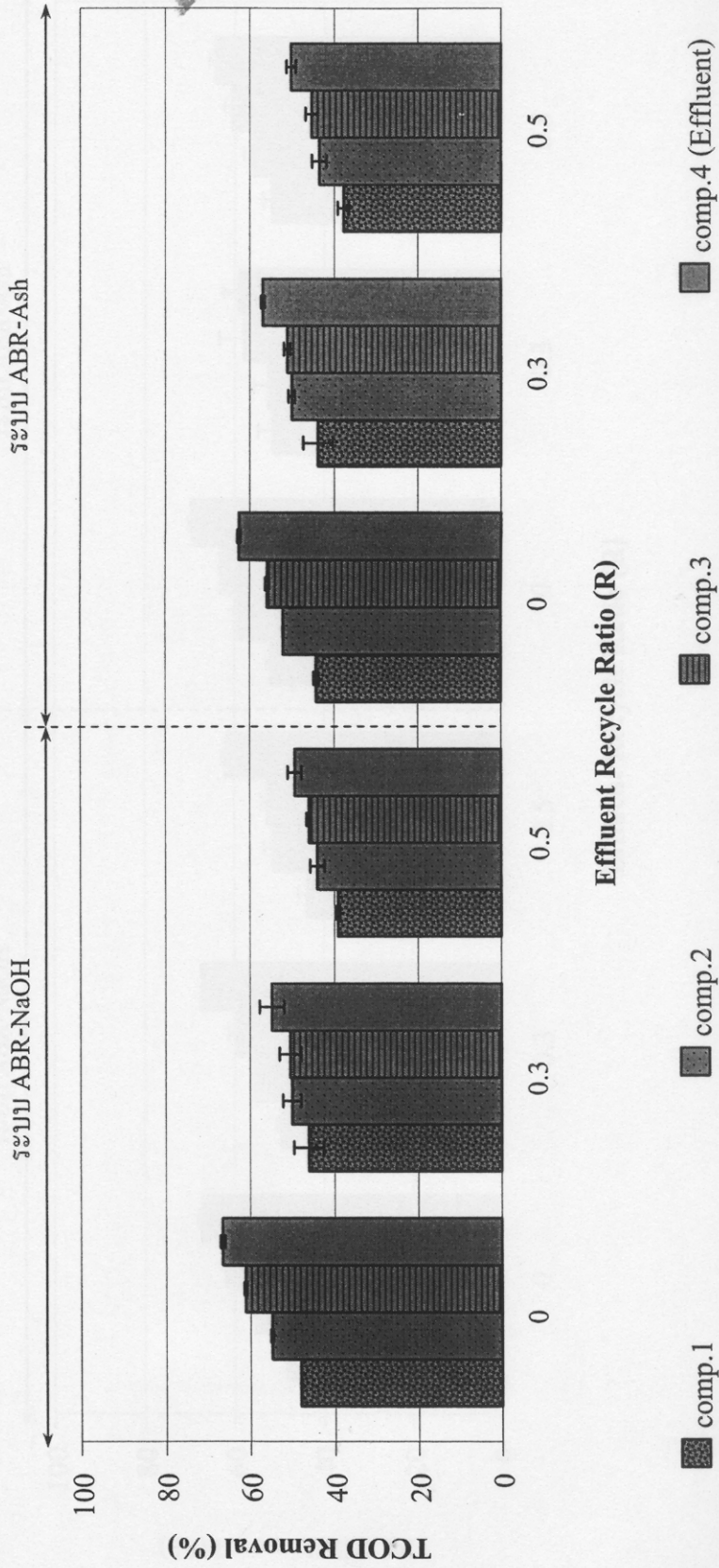
นอกจากนี้จากการสังเกตผู้วิจัย พบว่า การเพิ่ม R เป็นการเพิ่มอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ ทำให้ให้เกิดการกระตุ้นให้เกิดรอยแยกของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ระหว่างแผ่นกัน ทำให้น้ำเสียบางส่วนไหลมุดผ่านรอยแยก อาจมีส่วนทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงเมื่อ R เพิ่มขึ้นได้เช่นกัน นอกจากนี้อาจเป็นไปได้ได้ว่า R ที่ใช้ในการทดลองมี R ต่ำเกินไปและความเข้มข้นของน้ำเสียเข้าระบบมีค่าสูงกว่าช่วงการทดลองในระยะที่ 1 ทำให้มีอัตราการเจือจางน้ำเสียน้อยความเข้มข้นของน้ำเสียจึงยังคงมีค่าสูงอยู่



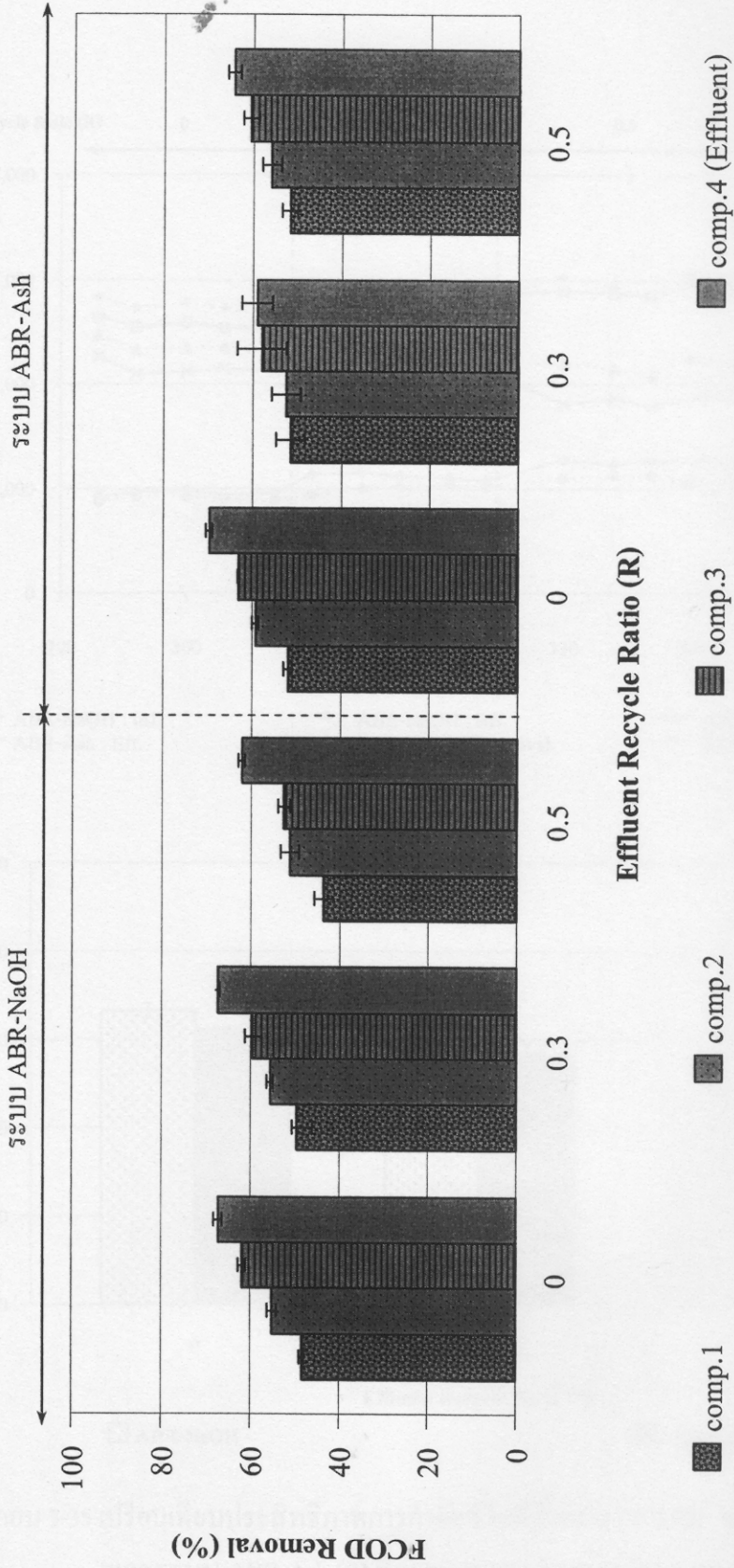
ภาพประกอบ 3-31 ซี โอดีทั้งหมดในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบล้นน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



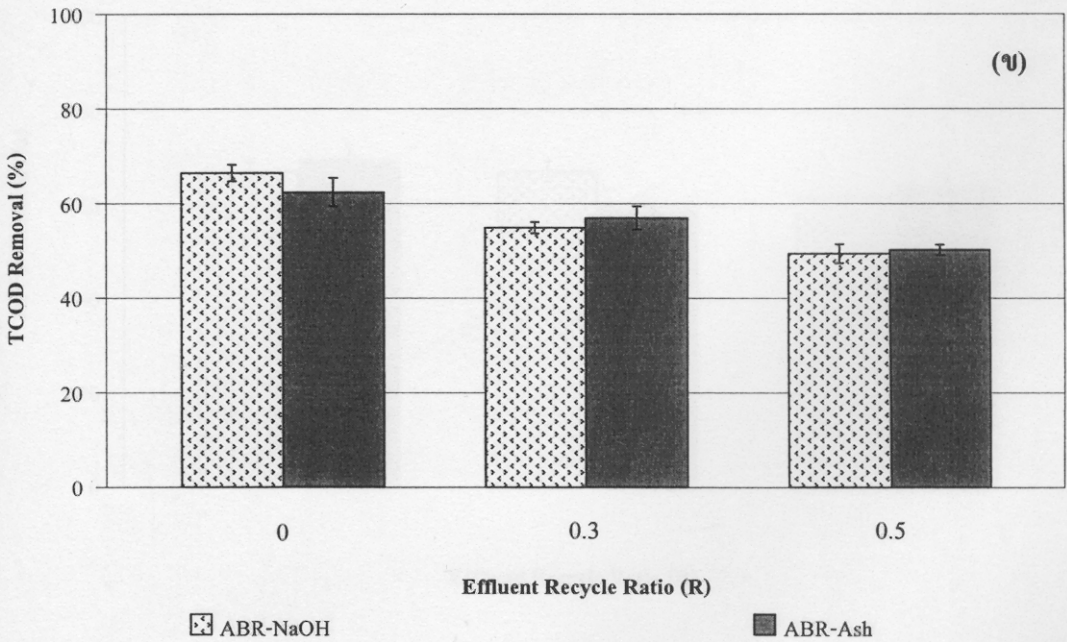
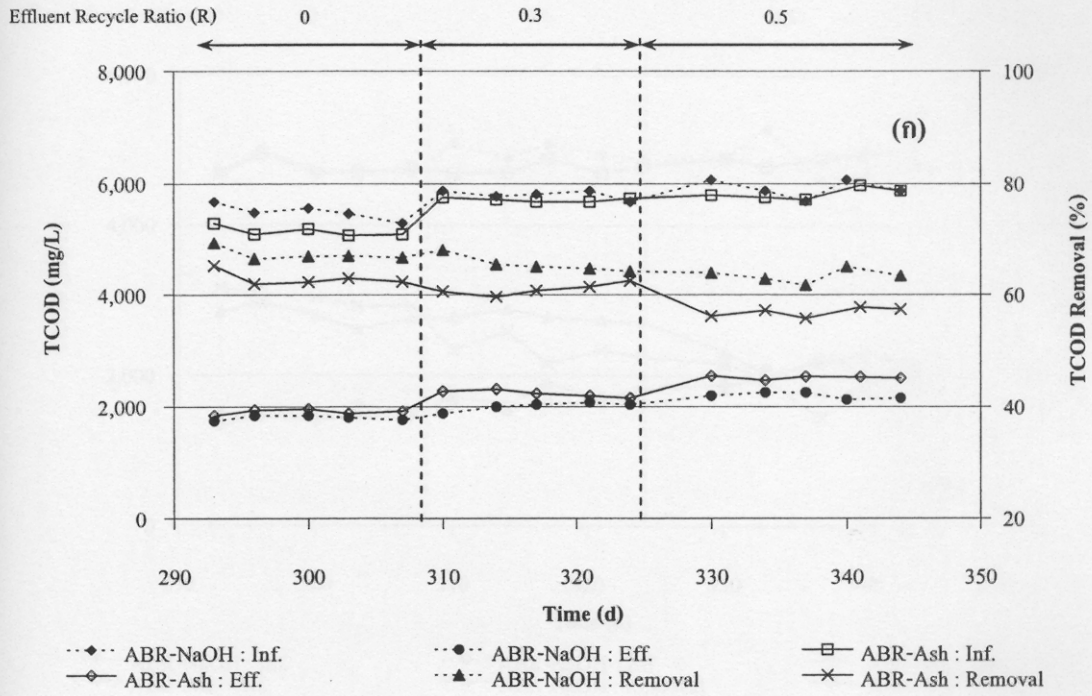
ภาพประกอบ 3-32 ซีโอดีละลายน้ำในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำที่ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



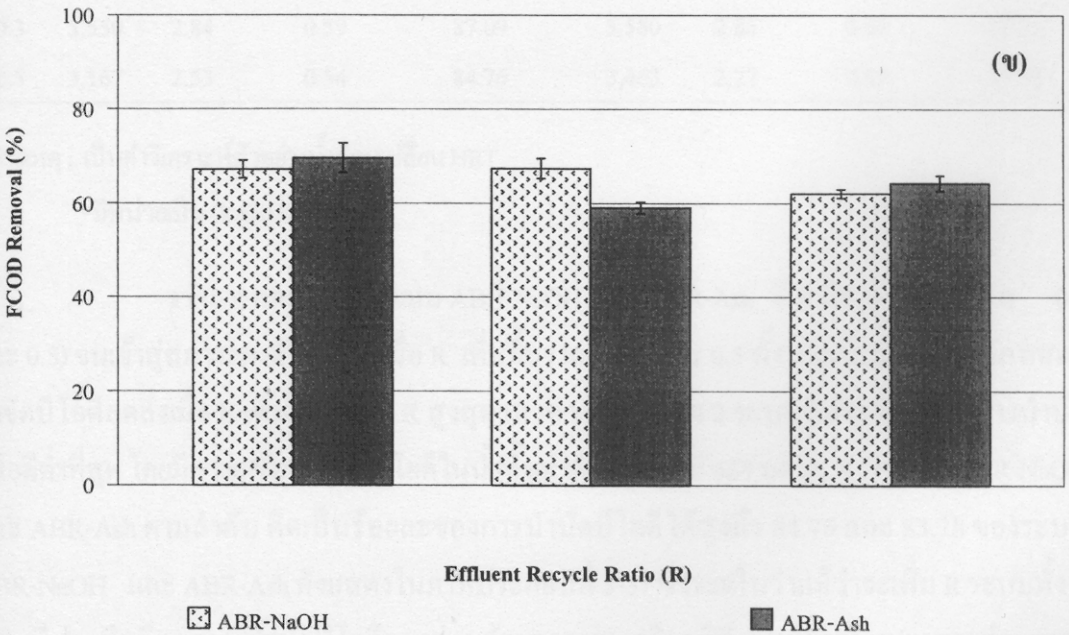
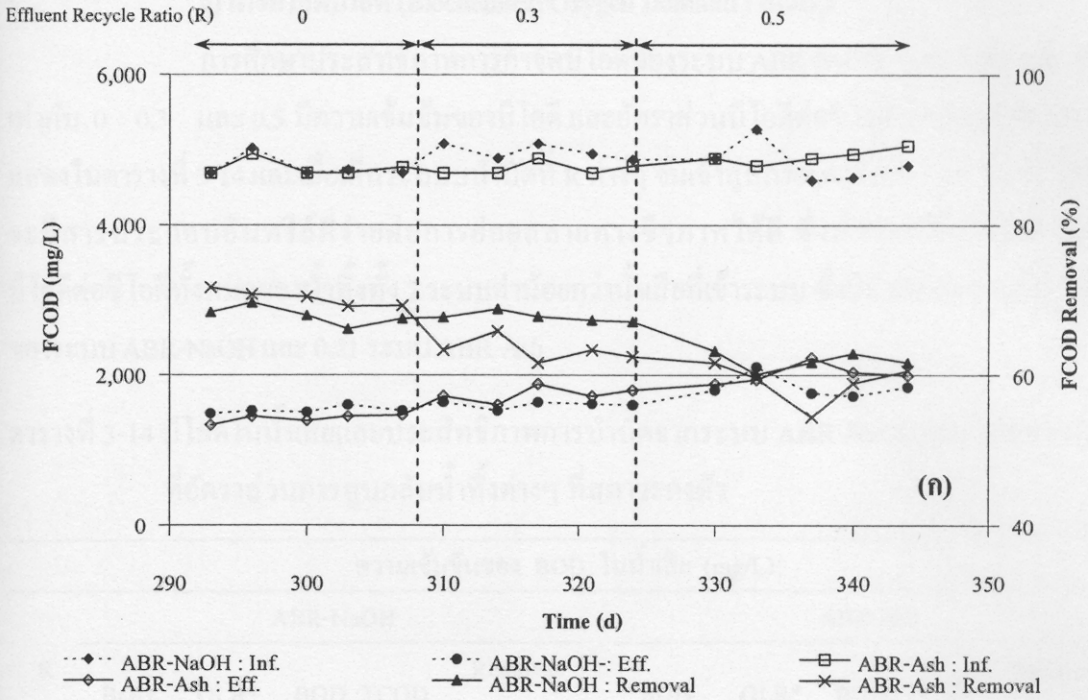
ภาพประกอบ 3-33 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-34 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีละลายน้ำในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบล้นน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-35 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash (ก) ที่ระยะเวลาการทดลองต่างๆ (ข) ภายใต้สภาวะคงตัวที่ อัตราส่วนสูบล้นน้ำทิ้งต่างๆ



ภาพประกอบ 3-36 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีละลายน้ำ (FCOD) ของระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash (ก) ที่ระยะเวลาการทดลองต่างๆ (ข) ภายใต้สภาวะคงตัวที่ อัตราส่วนสูบล้นน้ำที่ต่างๆ

ง) การกำจัดบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand : BOD₅)

การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5 มีความเข้มข้นของบีโอดี และอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดเข้าระบบ ดังแสดงในตารางที่ 3-14 และเมื่อเดินระบบบำบัดที่ R ต่างๆ จนเข้าสู่สภาวะคงตัว (0-0.5) พบว่า น้ำเสียจะมีสารประกอบอินทรีย์ที่ง่ายต่อการย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี ซึ่งสังเกตได้จากอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดของน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบค่าน้อยกว่าน้ำเสียที่เข้าระบบ ซึ่งมีค่าเฉลี่ยลดลงเหลือ 0.22 ของระบบ ABR-NaOH และ 0.21 ระบบ ABR-Ash

ตารางที่ 3-14 บีโอดีในน้ำเสียและประสิทธิภาพการบำบัดจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

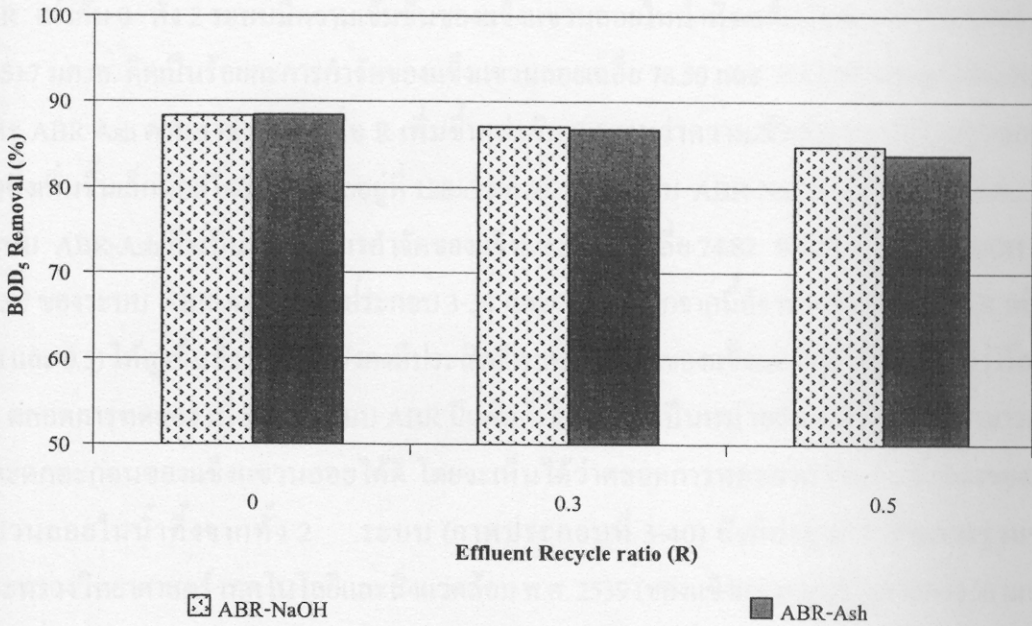
R	ความเข้มข้นของ BOD ₅ ในน้ำเสีย (mg/L)							
	ABR-NaOH				ABR-Ash			
	BOD ₅	OLR*	BOD ₅ :TCOD	Removal (%)	BOD ₅	OLR*	BOD ₅ :TCOD	Removal (%)
0	3,475	2.78	0.66	88.31	3,625	2.90	0.76	88.40
0.3	3,550	2.84	0.59	87.09	3,560	2.85	0.62	86.76
0.5	3,167	2.53	0.54	84.76	3,463	2.77	0.59	83.78

หมายเหตุ : เป็นค่าวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำก่อนเปลี่ยน HRT

*มีหน่วยเป็น (kgBOD/m³·d)

จากการทดลองเดินระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ R ต่างๆ (R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5) จนเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่า เมื่อ R เพิ่มขึ้นจาก 0 0.3 และ 0.5 ทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีลดลงเมื่อ R เพิ่มขึ้นโดยที่ R สูงสุด (R เท่ากับ 0.5) ทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีต่ำที่สุด โดยมีความเข้มข้นของบีโอดีในน้ำทิ้งเท่ากับ 638 และ 663 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ คิดเป็นร้อยละของการบำบัดบีโอดีได้สูงถึง 84.76 และ 83.78 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3-37 ซึ่งจะเห็นว่าแม้ว่าจะเพิ่ม R ระบบทั้ง 2 ยังคงมีประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีของค่อนข้างสูง เพราะจุลินทรีย์ชนิดไร้อากาศสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้อย่างรวดเร็วทำให้ความสกปรกของน้ำเสียในรูปของบีโอดีลดลง (สุชัยญาทองเครือ และ ชวลิต รัตนธรรมสกุล, 2549) อย่างไรก็ตามน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบนี้ยังคงมีค่า

สูงกว่าค่ามาตรฐานของกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม พ.ศ. 2539 (บีโอดีไม่มากกว่า 20 มก./ล.)



ภาพประกอบ 3-37 ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบลบน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

เมื่อคิดอัตราส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากทั้ง 2 ระบบที่ R ต่างๆ พบว่าน้ำทิ้งจากระบบทั้ง 2 มีอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดน้อยกว่าน้ำเสียตลอดการทดลอง โดยมีค่าอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดของน้ำเสียที่เข้าระบบเฉลี่ยเท่ากับ 0.6 ± 0.06 และ 0.64 ± 0.06 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ ส่วนอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีทั้งหมดในน้ำทิ้งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.22 ± 0.01 และ 0.22 ± 0.01 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าในน้ำเสียมีสารประกอบที่ง่ายต่อการย่อยสลายทางชีวภาพ และจุลินทรีย์ใช้สารประกอบที่ย่อยสลายง่ายเหล่านั้นในการเจริญเติบโต เป็นผลให้บีโอดีในน้ำทิ้งมีค่าต่ำและมีประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีเกิดขึ้นสูงกว่าการบำบัดซีโอดีทั้งหมด

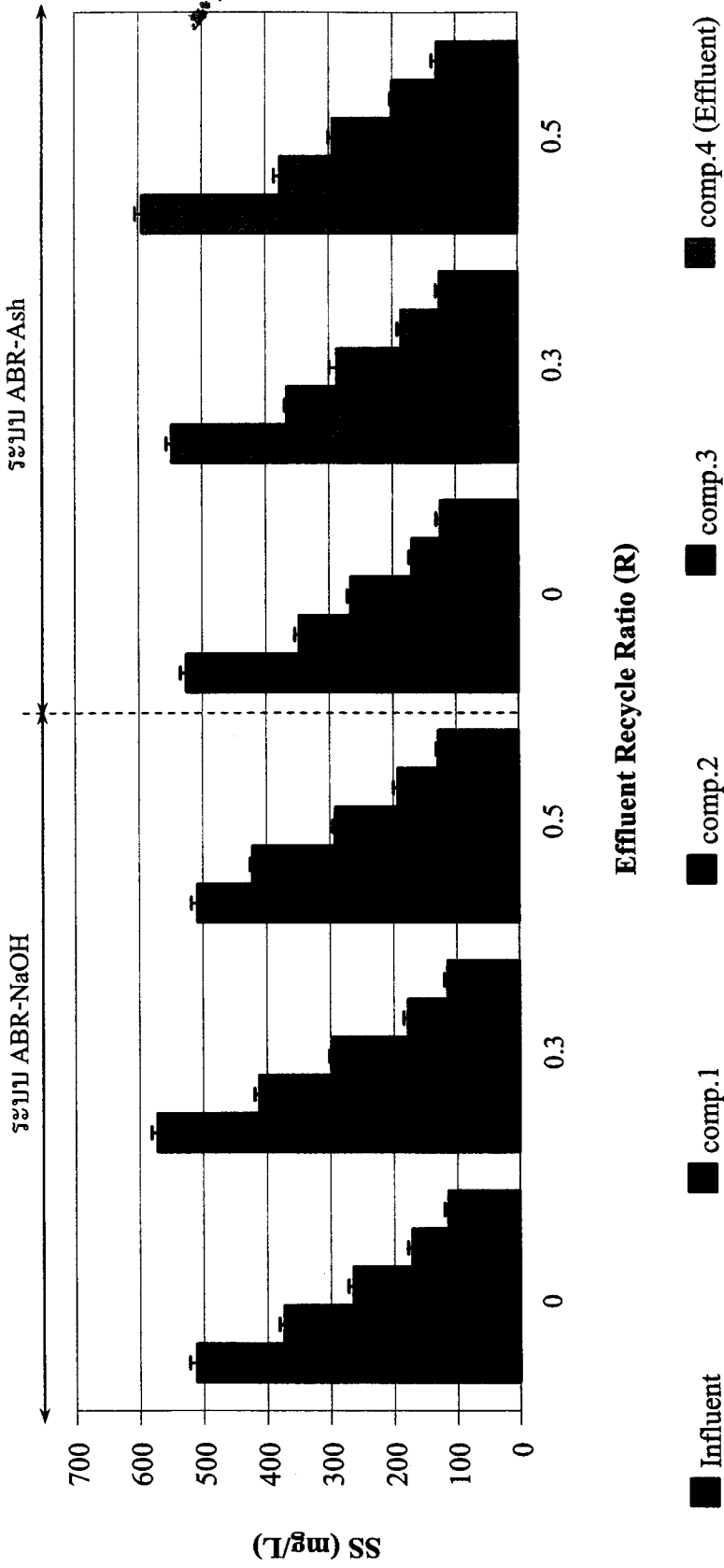
จ) การกำจัดของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids: SS)

ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเข้าระบบของการทดลองที่ R ต่างๆ มีค่าเฉลี่ยดังแสดงในตาราง 3-15 และจากการทดลองที่ R ต่างๆ คือ 0 0.3 และ 0.5 พบว่าที่สภาวะที่ R เท่ากับ 0 ทั้ง 2 ระบบมีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งเฉลี่ยน้อยสุดเท่ากับ 109 ± 6 และ 125 ± 7 มก./ล. คิดเป็นร้อยละการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ย 78.50 และ 75.65 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ และเมื่อ R เพิ่มขึ้นเท่ากับ 0.5 พบว่าความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งเพิ่มขึ้นเล็กน้อยโดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 128 ± 3 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ 129 ± 8 มก./ล. ของระบบ ABR-Ash คิดเป็นร้อยละการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ย 74.82 ของระบบ ABR-NaOH และ 74.07 ของระบบ ABR-Ash (ภาพประกอบ 3-38 และ 3-39) นอกจากนี้ยังพบว่าแม้ว่าเพิ่ม R (R เท่ากับ 0.3 และ 0.5) ให้สูงขึ้นทั้ง 2 ระบบยังคงมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยมากกว่าร้อยละ 70 ตลอดการทดลอง เนื่องจากระบบ ABR มีแผ่นกั้นแบ่งออกเป็นหน่วยย่อยหลายหน่วย สามารถดักและตกตะกอนของแข็งแขวนลอยได้ดี โดยจะเห็นได้ว่าตลอดการทดลองความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากทั้ง 2 ระบบ (ภาพประกอบที่ 3-40) ยังมีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐานของกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม พ.ศ. 2539 (ของแข็งแขวนลอยไม่มากกว่า 50 มก./ล.) และเมื่อทำการวิเคราะห์ค่าทางสถิติ พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)

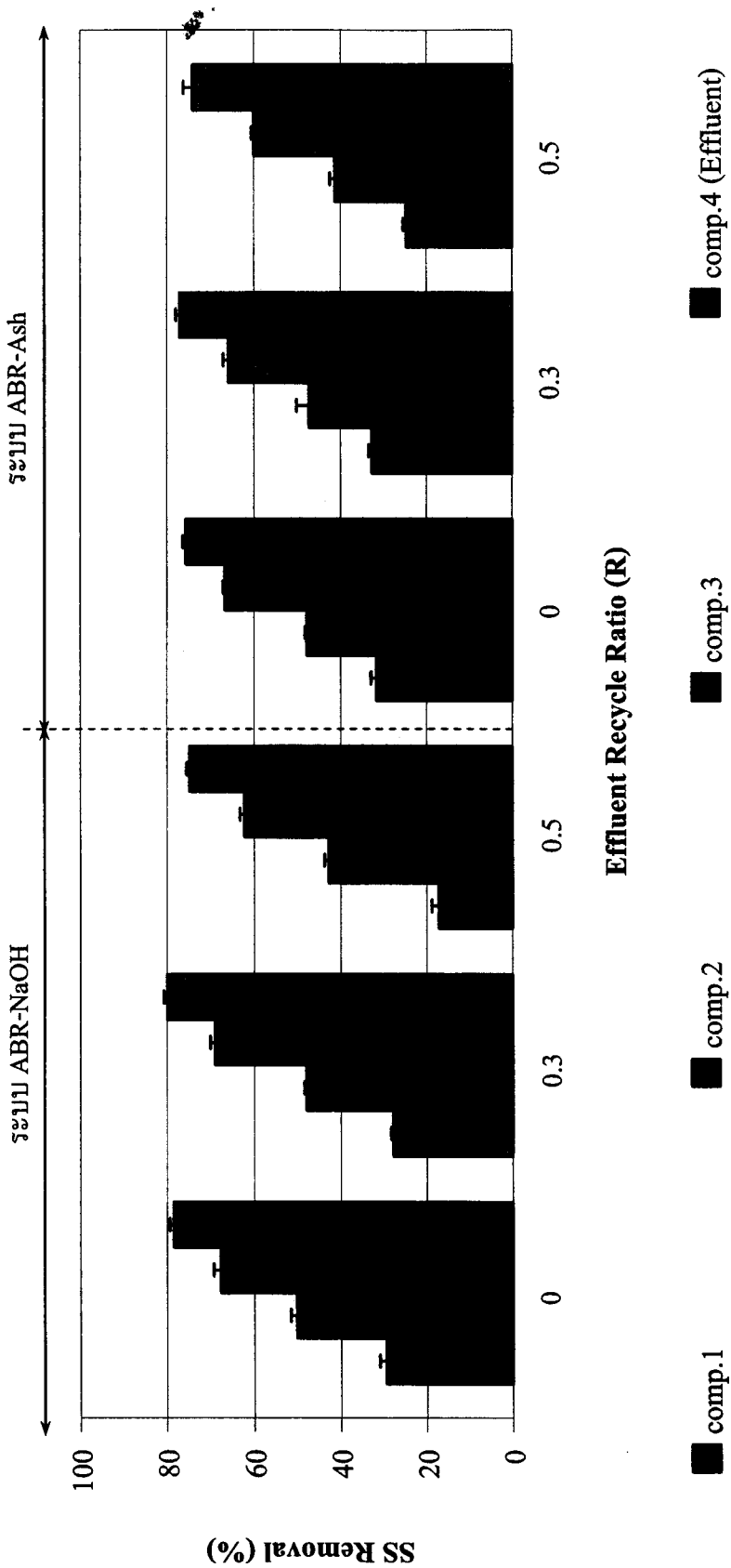
ตารางที่ 3-15 ของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียและประสิทธิภาพการบำบัดจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash อัตราส่วนการสูบลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ความเข้มข้นของ SS ในน้ำเสีย (mg/L)

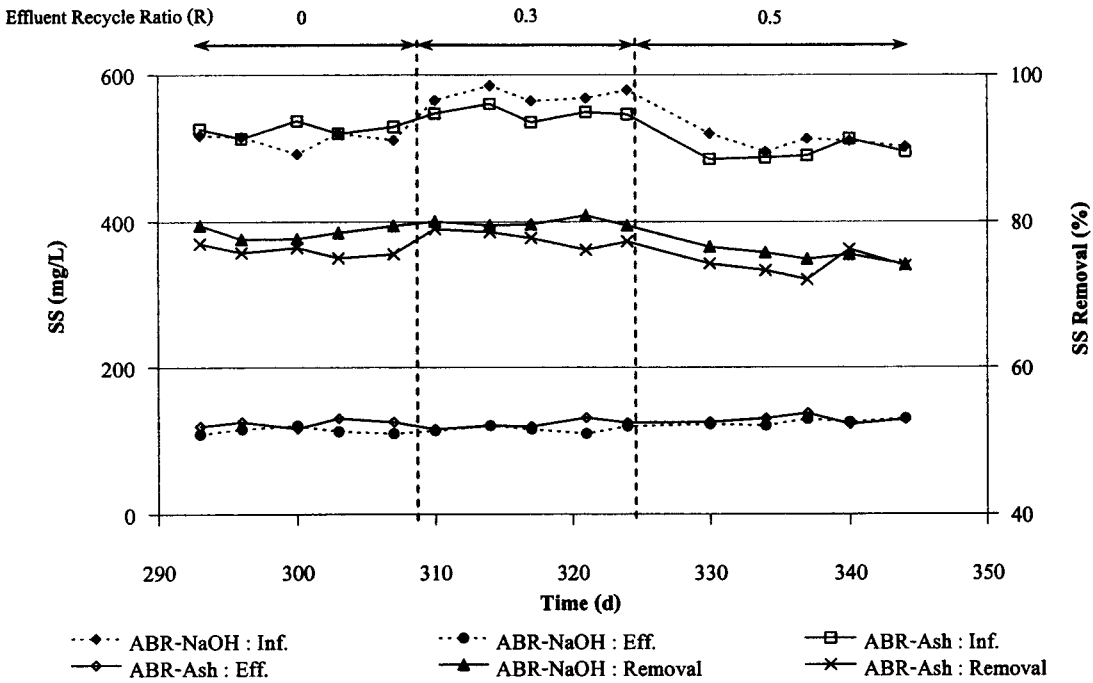
R	ABR-NaOH			ABR-Ash		
	Range	$\bar{X} \pm SD$	Removal (%)	Range	$\bar{X} \pm SD$	Removal (%)
0	492-520	511 \pm 11	78.50	492-520	525 \pm 9	75.65
0.3	564-585	572 \pm 9	79.96	535-560	547 \pm 9	77.06
0.5	495-520	508 \pm 10	74.82	485-513	594 \pm 11	74.70



ภาพประกอบ 3-38 ของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-39 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-40 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ที่อัตราส่วนสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ

ฉ) การกำจัดซัลเฟต (Sulfate Removed) และการเกิดซัลไฟด์ (Sulfide)

1) การกำจัดซัลเฟต

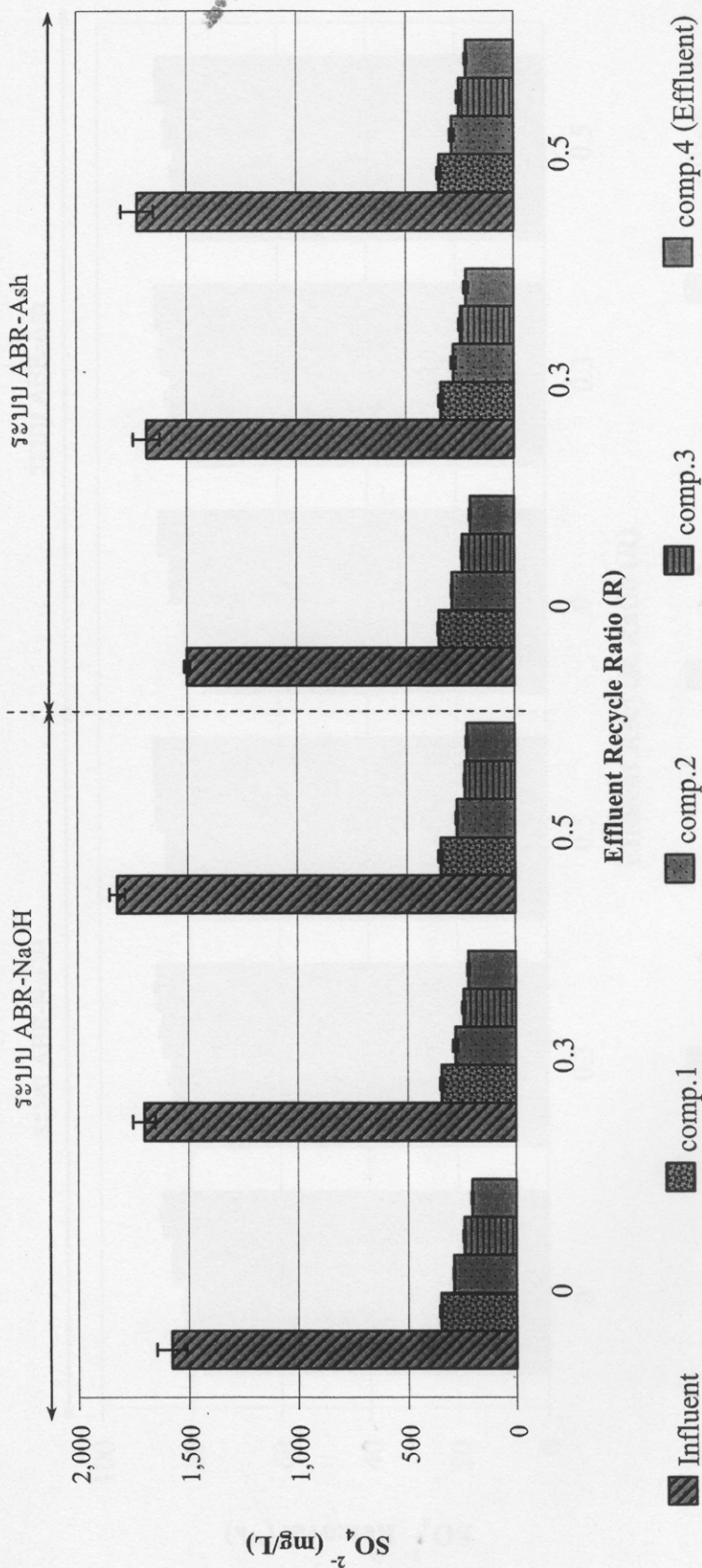
การทดลองในการสูบกลับน้ำทิ้งที่ R ต่างๆ คือ 0 0.3 และ 0.5 มีเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียที่เข้าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ดังแสดงในตารางที่ 3-16 โดยจากการทดลองพบว่าที่ R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5 ทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยที่ตลอดการทดลอง โดยที่ R สูงสุดเท่ากับ 0.5 มีความเข้มข้นซัลเฟตในน้ำทิ้งเฉลี่ยเท่ากับ 221 ± 4 และ 218 ± 8 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ คิดเป็นร้อยละการกำจัดได้สูงถึง 87.63 ของระบบ ABR-NaOH และ 86.80 ของระบบ ABR-Ash ดังแสดงในภาพประกอบ 3-41 และ 3-42 เนื่องจาก SRB ที่อยู่ในระบบเกิดการปรับตัวและเกิดการคัดเลือกสายพันธุ์เพิ่มจำนวนของประชากรของ SRB ภายในระบบ เพราะมีการเดินระบบมาแล้วถึงจำนวน 344 วัน ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพบำบัดซัลเฟตสูงแม้ว่าที่ R สูงขึ้นก็ตาม และเมื่อทำการวิเคราะห์โดยใช้สถิติพบว่าทั้ง 2 ระบบไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)

ตารางที่ 3-16 ซัลเฟตในน้ำเสียและประสิทธิภาพการบำบัดจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

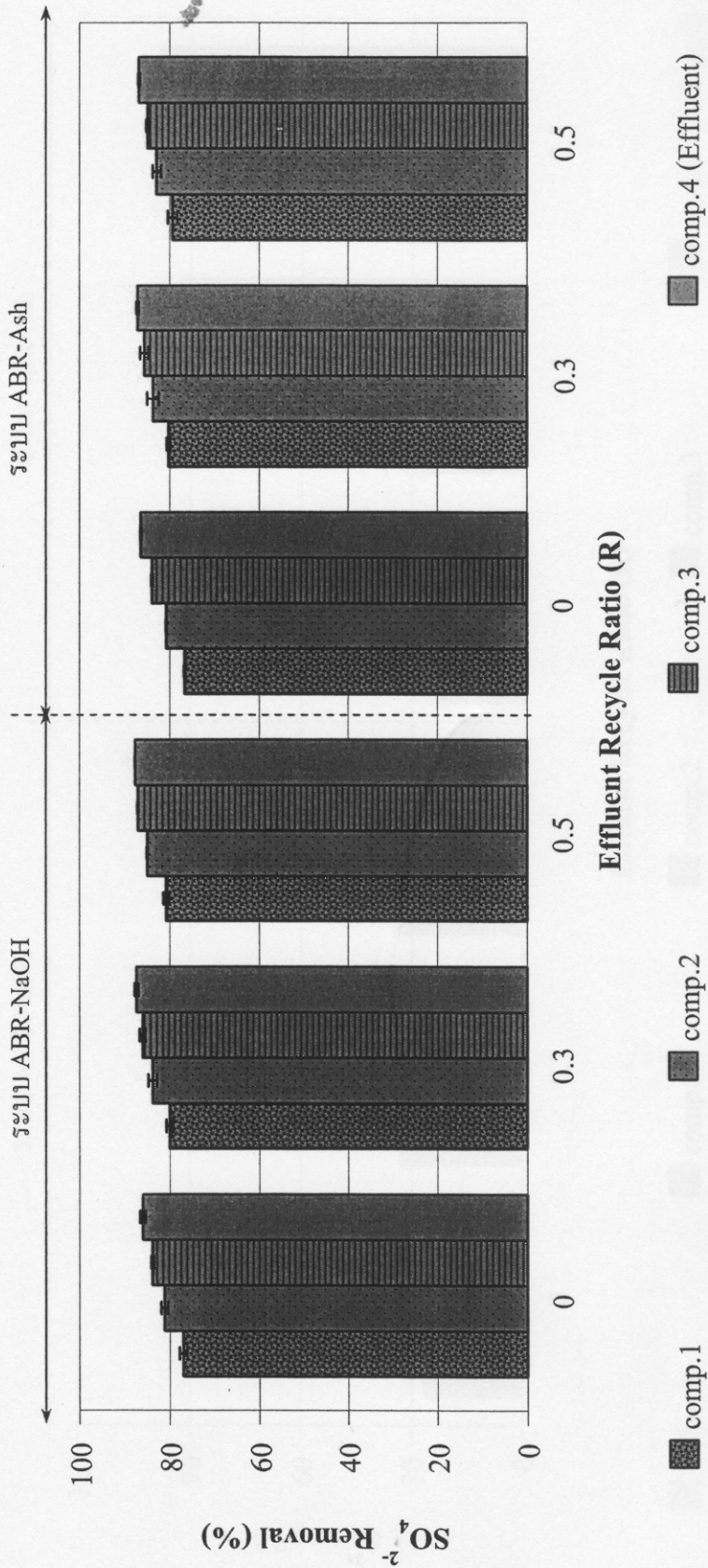
R	ความเข้มข้นของ SO_4^{2-} ในน้ำเสีย (mg/L)					
	ABR-NaOH			ABR-Ash		
	Range	$\bar{X} \pm \text{SD}$	Removal (%)	Range	$\bar{X} \pm \text{SD}$	Removal (%)
0	1,511-1,644	1,576 \pm 67	86.00	1,488-1,513	1,499 \pm 13	86.39
0.3	1,623-1,763	1,699 \pm 52	87.34	1,602-1,765	1,681 \pm 61	87.11
0.5	1,758-1,899	1,820 \pm 35	86.63	1,621-1,803	1,723 \pm 74	86.80

2) การเกิดซัลไฟด์

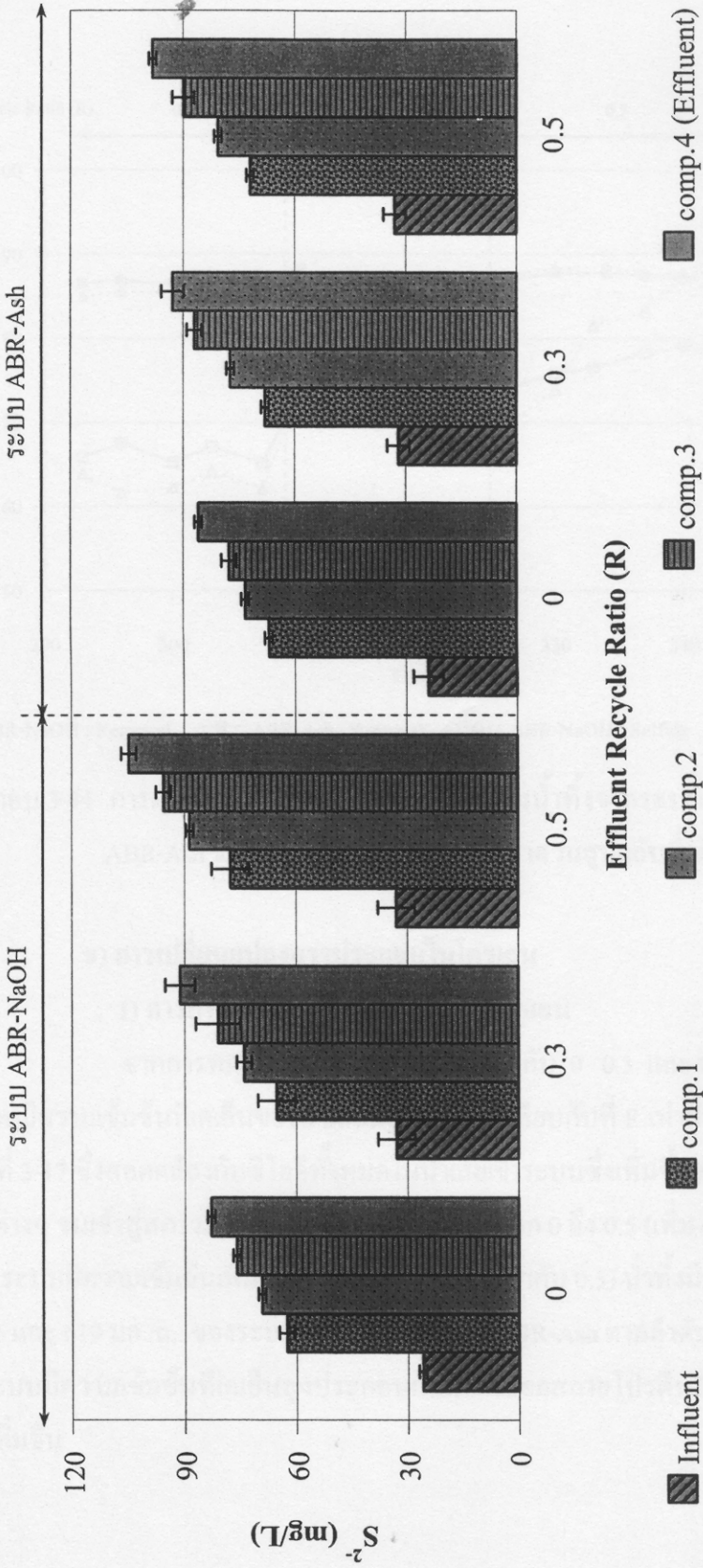
จากการทดลองเดินระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5 ตามลำดับ พบว่า ทั้ง 2 ระบบ มีความเข้มข้นของซัลไฟด์เพิ่มขึ้นเมื่อ R เพิ่มขึ้น โดยในน้ำทิ้งที่ R เท่ากับ 0 มีความเข้มข้นของซัลไฟด์เฉลี่ยเท่ากับ 73 \pm 1 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ 72 \pm 3 มก./ล. ของระบบ ABR-Ash แต่เมื่อเพิ่ม R เป็น 0.3 และ 0.5 เข้มข้นของซัลไฟด์ของทั้ง 2 ระบบมีค่าเพิ่มขึ้น โดยที่ R มากที่สุด เท่ากับ 0.5 มีความเข้มข้นของซัลไฟด์ในน้ำทิ้งสูงสุดเท่ากับ 104 \pm 2 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ 94 \pm 2 มก./ล. ของระบบ ABR-Ash ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3-43 ทั้งนี้เนื่องจากการเพิ่ม R เป็นเพิ่ม OLR โดยมีปริมาณการสูบกลับน้ำทิ้งและซัลเฟตที่เข้าระบบเพิ่มมากขึ้นเกิดอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอนการสร้างกรดและเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันปริมาณซัลไฟด์มีปริมาณเพิ่มขึ้น ประกอบกับน้ำทิ้งที่สูบกลับมีความเข้มข้นของซัลไฟด์มากกว่าน้ำเสียเข้าระบบ ทำให้น้ำเสียรวมมีความเข้มข้นของซัลไฟด์เพิ่มขึ้นแม้ว่าทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตสูงเฉลี่ยมากกว่าร้อยละ 85 ก็ตาม (ภาพประกอบที่ 44) อย่างไรก็ตามความเข้มข้นของซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นยังไม่ส่งผลกระทบต่อระบบบำบัด เพราะในสภาวะไร้อากาศซัลไฟด์ที่มีความเข้มข้นมากกว่า 200 มก./ล. จะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัด ส่งผลให้ระบบล้มเหลวได้ (Sawyer *et al.*, 2003)



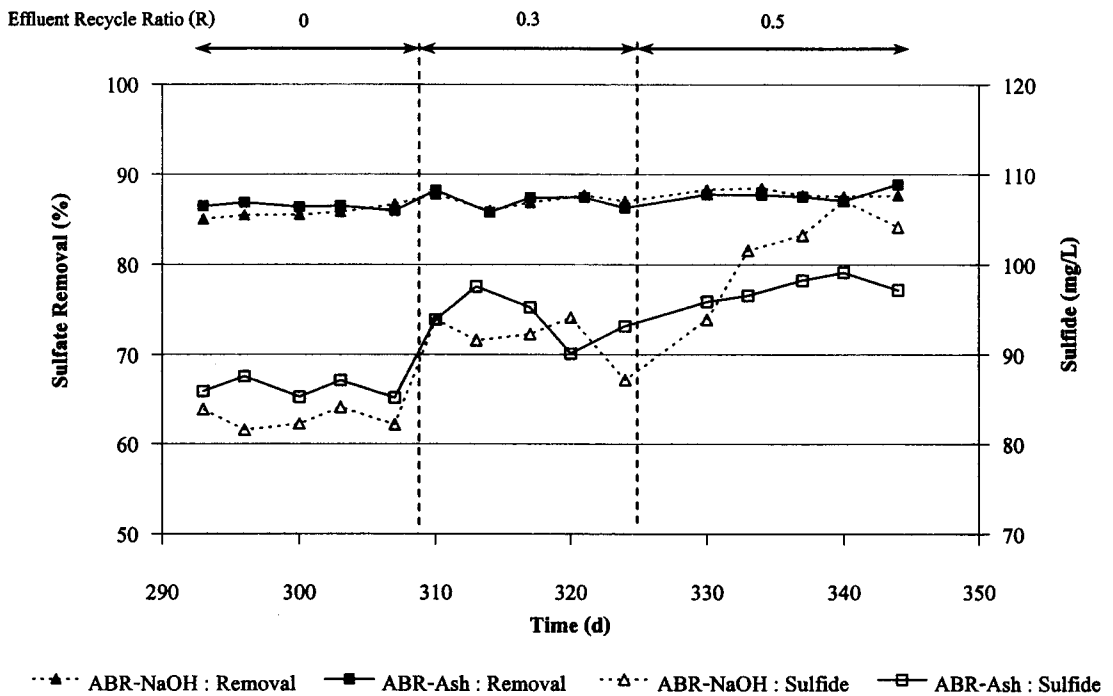
ภาพประกอบ 3-41 ซัลเฟตในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบล้นน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-42 ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตในน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ในหน่วยย่อยของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-43 ชุดไฟฟ้าน้ำทิ้งเฉลี่ยของหน่วยย่อย 1-4 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว



ภาพประกอบ 3-44 การกำจัดซัลเฟตและการเกิดซัลไฟด์ในน้ำทิ้งจากระบบ ABR-NaOH และระบบ ABR-Ash ของระยะเวลาการทดลองที่อัตราส่วนสูบลกลับน้ำทิ้งต่างๆ

ข) การเปลี่ยนแปลงสารประกอบไนโตรเจน

1) การกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนหรือทีเคเอ็น

จากการทดลองที่สภาวะคงตัวที่ R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5 พบว่า ที่ R เท่ากับ 0 ทั้ง 2 ระบบมีความเข้มข้นทีเคเอ็นของน้ำเสียน้อยที่สุดเมื่อเทียบกับที่ R เท่ากับ 0.3 และ 0.5 ดังแสดงในตารางที่ 3-17 ซึ่งสอดคล้องกับซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียเข้าระบบซึ่งเพิ่มขึ้น (ตารางที่ 3-12) และเมื่อเดินที่ R ต่างๆ จนเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่า เมื่อ R เพิ่มขึ้นจาก 0 ถึง 0.5 (เพิ่ม OLR) ทีเคเอ็นในน้ำทิ้งจากทั้ง 2 ระบบมีความเข้มข้นเพิ่มขึ้น โดยที่ R สูงสุด (R เท่ากับ 0.5) น้ำทิ้งมีความเข้มข้นทีเคเอ็นในสูงถึง 616 และ 619 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ ทั้งนี้อาจเป็นเพราะน้ำเสียเข้าระบบมีความเข้มข้นทีเคเอ็นสูงประกอบกับมีการย่อยสลายโปรตีนในชีวมวลน้ำขุ่นทำให้ทีเคเอ็นมีค่าเพิ่มขึ้น

ตารางที่ 3-17 ที่เคเอ็นในน้ำเสียและทิ้งจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ความเข้มข้นของ TKN ของน้ำเสียภายในระบบ (mg/L)					
ระบบ ABR-NaOH					
HRT	Influent	Comp.2		Comp.4 (Effluent)	
(d)	TKN (mg/L)	TKN (mg/L)	Removal (%)	TKN (mg/L)	Removal (%)
0	379	369	7.06	327	17.65
0.3	560	532	5.00	504	10.00
0.5	686	644	6.12	616	10.20
ระบบ ABR-Ash					
HRT	Influent	Comp.2		Comp.4 (Effluent)	
(d)	TKN (mg/L)	TKN (mg/L)	Removal (%)	TKN (mg/L)	Removal (%)
0	369	336	8.68	299	18.99
0.3	518	483	6.67	476	8.11
0.5	700	647	7.52	619	11.60

หมายเหตุ : เป็นค่าวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำก่อนเปลี่ยน HRT

เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเสียและน้ำทิ้งจากระบบทั้ง 2 พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน โดยทีเคเอ็นมีความเข้มข้นในน้ำทิ้งลดลงจากน้ำเสียเข้าระบบไม่มากนัก เพราะไนโตรเจน ไม่ได้ถูกบำบัดด้วยวิธีการกำจัดทางชีวภาพแบบไร้อากาศได้เพียงอย่างเดียวแต่ต้องอาศัยวิธีการบำบัดทางชีวภาพแบบเติมอากาศร่วมด้วย โดยทีเคเอ็นบางส่วนที่หายไปจะถูกจุลินทรีย์ใช้เป็นสารอาหารและพลังงานในการสร้างเซลล์ใหม่

2) การกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน

ที่สภาวะคงตัวในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash เมื่อการสูบกลับน้ำทิ้งที่อัตราส่วนต่างๆ (R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5) มีความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนของน้ำเสียและน้ำทิ้ง ดังแสดงในตารางที่ 3-18 โดยที่ R เท่ากับ 0 ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบทั้ง 2 มีค่าเท่ากับ 147 และ 144 มก./ล. ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ ซึ่งเป็นค่าต่ำสุดของการทดลอง สอดคล้องกับปริมาณทีเคเอ็นน้ำเสียเข้าระบบมีค่าน้อยสุดเช่นกัน (ตารางที่ 3-14) และเมื่อเดินระบบจนสู่สภาวะคงตัว พบว่า เมื่อ R เพิ่มขึ้น (0.3 และ 0.5) ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของทั้ง 2 ระบบลดลงอาจเป็นเพราะความ

เข้มข้นของแอมโมเนียที่เข้าระบบเพิ่มขึ้น และเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบพบว่า มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นเมื่อ R เพิ่มขึ้น ทั้งนี้อาจเป็นเพราะการสูบลกลับน้ำทิ้งทำให้เกิดการสะสมของแอมโมเนียในโตรเจนในระบบ แต่ยังไม่ส่งผลกระทบต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์ในระบบเพราะแอมโมเนียในโตรเจนจะเริ่มเป็นพิษต่อ MPB ที่ความเข้มข้น 700 มก./ล. (Koster and Lettinga, 1988)

เมื่อเปรียบเทียบอัตราส่วนแอมโมเนียในโตรเจนต่อที่เคเอ็นของทั้ง 2 ระบบที่ R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5 พบว่า อัตราส่วน แอมโมเนียในโตรเจนต่อ ที่เคเอ็น ของน้ำทิ้งของระบบ ABR-NaOH มีค่าเท่ากับ 0.45 0.43 และ 0.36 ตามลำดับ ส่วนระบบ ABR-Ash มีค่าเท่ากับ 0.48 0.42 และ 0.38 ตามลำดับ จะเห็นว่าอัตราส่วนของ แอมโมเนียในโตรเจนต่อที่เคเอ็น ในน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบมีใกล้เคียงกัน และพบว่าอัตราส่วนแอมโมเนียในโตรเจนต่อที่เคเอ็นจะมีค่าลดลงเมื่อ R เพิ่มขึ้นในทั้ง 2 ระบบ ซึ่งสามารถบ่งชี้ได้ว่าระบบยังสามารถย่อยสลายอินทรีย์ในโตรเจนได้ แต่มีอัตราการย่อยสลายอินทรีย์ในโตรเจนในน้อยลง

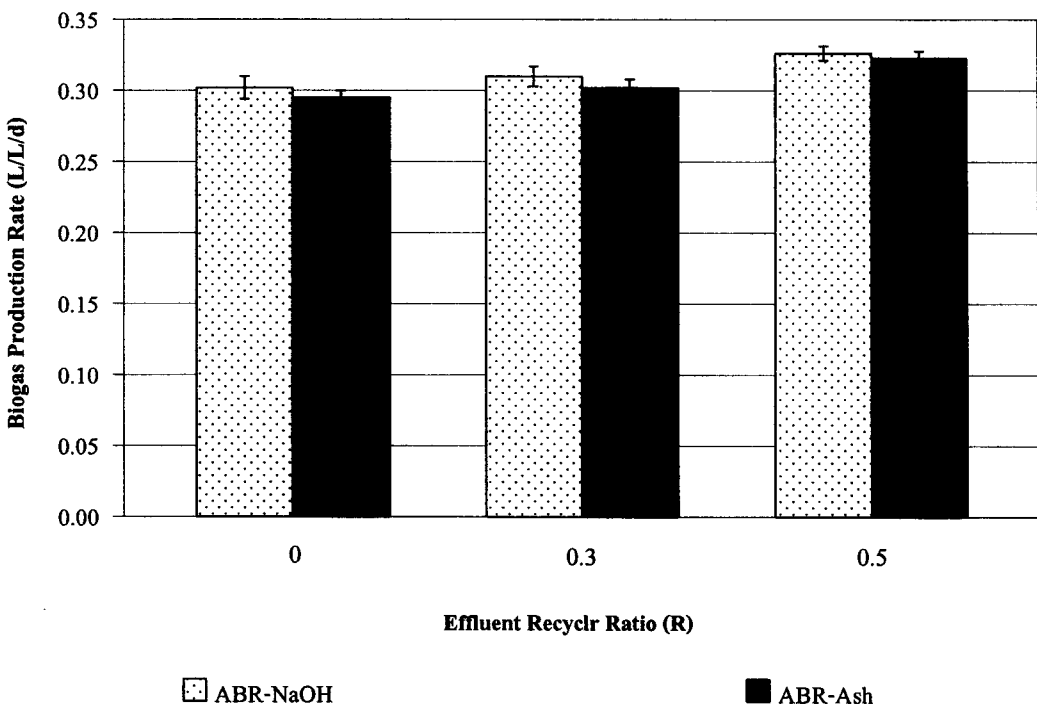
ตารางที่ 3-18 แอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสียและทิ้งจากการบำบัดด้วยระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบลกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ความเข้มข้นของ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ของน้ำเสียภายในระบบ (mg/L)					
ระบบ ABR-NaOH					
HRT	Influent	Comp.2		Comp.4 (Effluent)	
(d)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	Removal (%)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	Removal (%)
0	180	170	18.18	147	16.89
0.3	245	224	8.57	217	11.43
0.5	245	238	2.86	224	8.57
ระบบ ABR-Ash					
HRT	Influent	Comp.2		Comp.4 (Effluent)	
(d)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	Removal (%)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	Removal (%)
0	205	194	6.49	163	20.45
0.3	224	217	3.23	203	9.38
0.5	266	252	6.25	238	10.53

หมายเหตุ : เป็นค่าวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำก่อนเปลี่ยน HRT

ข) อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas Production)

ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากระบบบำบัดน้ำเสีย ABR-NaOH และ ABR-Ash เมื่อมีการสูบกลับน้ำทิ้งที่ R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5 ตามลำดับ ทั้ง 2 ระบบมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพตลอดระยะเวลาทดลองดังแสดงในตารางที่ 3-18 ซึ่งปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบเป็นตัวบ่งชี้ถึงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ โดยการทดลองที่ R ต่างๆ พบว่า ที่สภาวะคงตัวทั้ง 2 ระบบมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพจะสูงขึ้นเมื่อ R เพิ่มขึ้น โดยที่ R เท่ากับ 0.5 มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุดอยู่ในช่วง 7.50 ± 0.12 และ 7.42 ± 0.11 ล./วัน คิดเป็นปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อปริมาตรถึงเท่ากับ 0.33 และ 0.32 ล./ล./วัน ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ตามลำดับ (ภาพประกอบ 3-45) เนื่องจากการเพิ่ม R ทำให้ OLR เพิ่มขึ้นเกิดอัตราการการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้น สารอินทรีย์ที่เข้าระบบถูกกำจัดและถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพ ทำให้อัตราการผลิตก๊าซต่อปริมาตรถึงสูงขึ้น และจากการทดลองนี้พบว่า อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพจากระบบ ABR-NaOH มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพมากกว่าระบบ ABR-Ash ตลอดการทดลอง โดยไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



ภาพประกอบ 3-45 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อปริมาตรถึงปฏิกรณ์เฉลี่ยของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

ญ) องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ (Biogas Composition)

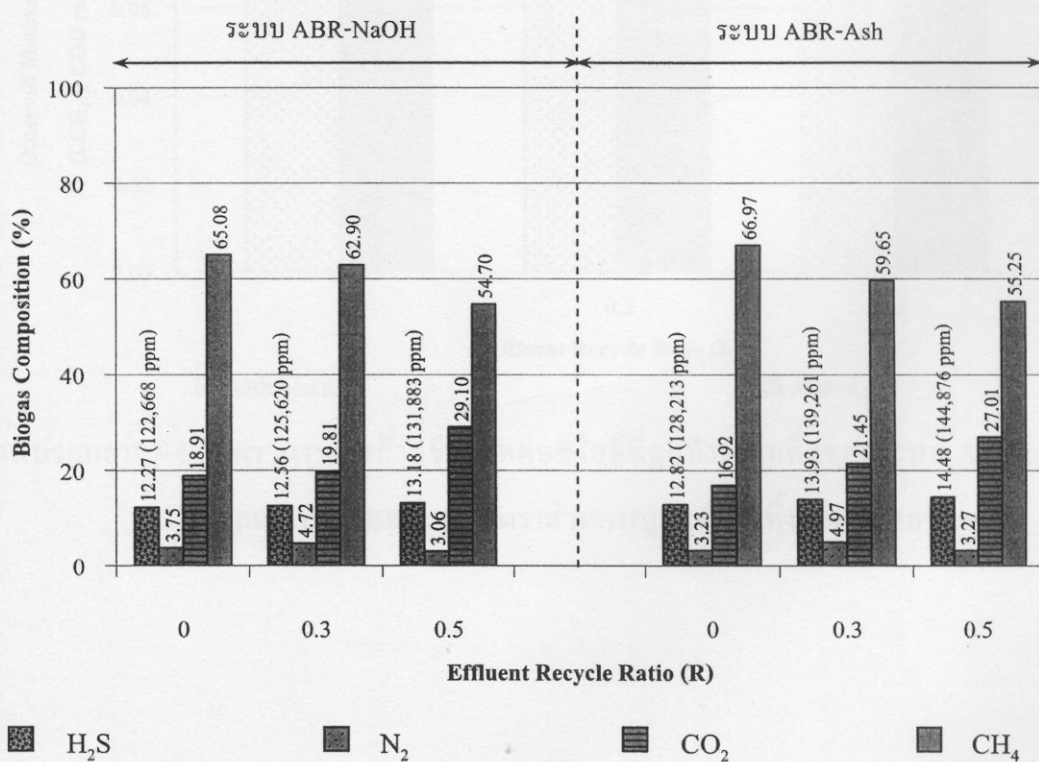
จากการบำบัดน้ำเสียของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ R ต่างๆ คือ 0 0.3 และ 0.5 พบว่า ที่สภาวะคงตัวขององค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นที่ R เท่ากับ 0 มีองค์ประกอบมีเทนเป็นอยู่ร้อยละ 65.08 ของระบบ ABR-NaOH และร้อยละ 66.97 ของระบบ ABR-Ash แต่เมื่อเพิ่มให้ R สูงขึ้น (0.3 และ 0.5) พบว่า ร้อยละขององค์ประกอบมีเทนจะลดลงตามลำดับ โดยที่ R สูงสุด (0.5) มีองค์ประกอบมีเทนลดลงเหลือร้อยละ 54.70 ของระบบ ABR-NaOH และ 55.25 ของระบบ ABR-Ash ดังแสดงในภาพประกอบที่ 46 เนื่องจากการเพิ่ม R ทำให้น้ำเสียรวมที่เข้าระบบเพิ่มมากขึ้น (OLR เพิ่มขึ้น) ระบบมีการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยง่าย ทำให้องค์ประกอบของมีเทนมีแนวโน้มลดลง นอกจากนี้เมื่อพิจารณาร้อยละขององค์ประกอบก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นจากระบบทั้ง 2 พบว่า ปริมาณของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เพิ่มขึ้นเมื่อ R เพิ่มขึ้นตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับค่าพีเอชในระบบ ลดลงและความเข้มข้นของซัลไฟด์เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องเมื่อ R เพิ่มขึ้น (ภาพประกอบ 3-29 และ 3-43) เนื่องจากการเพิ่ม R เป็นการเพิ่ม OLR ทำให้มลสารที่เข้าระบบ โดยเฉพาะซัลเฟตและซัลไฟด์เข้าระบบ มีปริมาณเพิ่มมากขึ้น แต่พีเอชในระบบลดลงเนื่องจากมีอัตราการย่อยสลายในขั้นตอนสร้างกรดสูง ทำให้ซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายสามารถระเหยกลายเป็นก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับพีเอชในระบบ โดยถ้าหากพีเอชต่ำกว่า 9.0 สัดส่วนของไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายจะเพิ่มขึ้นเมื่อพีเอชต่ำลง (ภาพประกอบที่ 1-5) (Sawyer *et al.*, 2003)

ฎ) เปรียบเทียบผลการผลิตก๊าซมีเทนของระบบ ABR กับทฤษฎี

การเปรียบเทียบอัตราการผลิตก๊าซมีเทนกับปริมาณก๊าซมีเทนที่ได้จากการคำนวณทางทฤษฎีของทั้ง 2 ระบบเมื่อมีการหมุนเวียนน้ำทิ้งกลับ พบว่า มีค่าน้อยกว่าค่าในทางทฤษฎี (0.35 ลิ.มีเทน/ก.ชี โอดี_{ถูกกำจัด}) กล่าวคือเมื่อทำการทดลองหมุนเวียนน้ำทิ้งกลับที่ R เท่ากับ 0 0.3 และ 0.5 ของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash จะมีปริมาณก๊าซมีเทนต่อชีโอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัดอยู่ในช่วง 0.07 ± 0.00 และ 0.08 ± 0.01 ลิ.มีเทน/ก.ชี โอดี_{ถูกกำจัด} ดังแสดงในตารางที่ 3-19 และภาพประกอบที่ 3-47

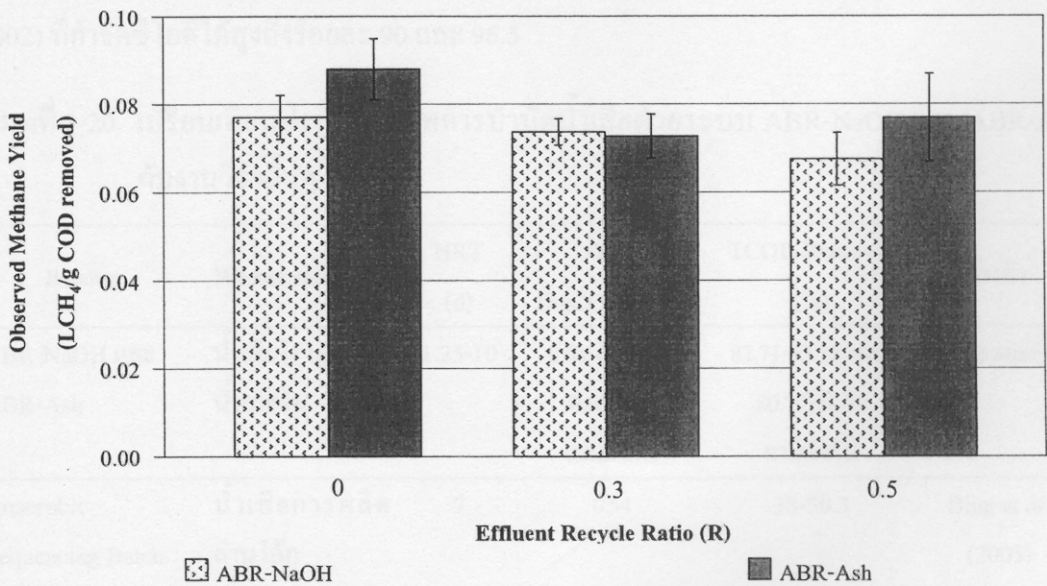
ตารางที่ 3-19 การเปรียบเทียบผลการวิเคราะห์ก๊าซมีเทนในห้องปฏิบัติการที่เกิดขึ้นจากการบำบัดน้ำเสียของระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ R ต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

R	อัตราการไหล (Q) (L/d)	TCOD น้ำเสียเฉลี่ย (mg/L)	TCOD น้ำทิ้งเฉลี่ย (mg/L)	ปริมาตรก๊าซเฉลี่ยที่เกิดขึ้น (L/d)	Methane (%)	อัตราการเกิดมีเทนต่อ TCOD ที่ถูกกำจัด (L CH ₄ /g TCODremoved)
ABR-NaOH						
0	18.4	5,431	1,801	6.94	65.08	0.07
0.3	23.9	5,783	2,047	7.18	62.90	0.07
0.5	27.6	5,871	2,175	7.50	54.70	0.07
ABR-Ash						
0	18.4	5,112	1,917	6.83	66.97	0.08
0.3	23.9	5,692	2,191	6.98	59.65	0.06
0.5	27.6	5,848	2,519	7.42	55.25	0.07



ภาพประกอบ 3-46 องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ภายใต้สภาวะคงตัว

จากการทดลองพบว่า ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นมีค่าน้อยกว่าค่าในทางทฤษฎี อาจเนื่องมาจากลักษณะของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีตะกอนและของแข็งแขวนลอย ซึ่งรวมถึงเศษยางปะปนอยู่ในน้ำเสีย ทำให้ของแข็งแขวนลอยบางส่วนจะถูกดักอยู่ในหน่วยย่อยต่างๆ ในระบบ สอดคล้องกับปริมาณของแข็งแขวนลอยในระบบเพิ่มขึ้นเมื่อ R เพิ่มขึ้น (ภาพประกอบ 3-38) กล่าวคือของแข็งแขวนลอยบางส่วนถูกย่อยสลายอย่างช้าๆ และอีกส่วนหนึ่งที่ถูกดักอยู่ในภายในระบบอาจจะตกตะกอนและลอยอยู่บนผิวน้ำในน้ำเสียในระบบ ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่หายไป ไม่ได้ถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพทั้งหมด แม้ว่าประสิทธิภาพการบำบัดหรือปริมาณการกำจัดชีโอดี จะเกิดขึ้นสูงก็ตาม นอกจากนี้จะเห็นว่าตลอดการทดลองที่ R ต่างๆ ระบบ ABR-NAOH มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงกว่าระบบ ABR-Ash ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบ ABR-NAOH สูงกว่าระบบ ABR-Ash เล็กน้อย



ภาพประกอบ 3-47 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อชีโอดีที่ถูกบำบัดเฉลี่ยของระบบ ABR-NAOH และระบบ ABR-Ash ที่อัตราส่วนการสูบกลับน้ำทิ้งต่างๆ ที่สภาวะคงตัว

3.5 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ABR กับงานวิจัยอื่นๆ และการนำระบบ ABR ไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น

การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบไร้อากาศแบบต่างๆ เช่น UASB Anaerobic Filter (AF) ASBR EGSB Continuous Stirred Reactors (CSTR) เป็นต้น ทั้งในประเทศและต่างประเทศ ได้มีการศึกษาวิจัยกันกันอย่างต่อเนื่องและแพร่หลาย แต่จะใช้ในการบำบัดน้ำเสียกับอุตสาหกรรมอื่นๆ โดยส่วนใหญ่ พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีทั้งหมดได้มากกว่าร้อยละ 80 (ตารางที่ 3-20) และเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดกับการผลศึกษาในครั้งนี้ พบว่าระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดสูงกว่าการทดลองของ Bing *et al.* (2005) ที่กำจัดซีโอดีทั้งหมดได้เพียงร้อยละ 50.3 แต่ยังคงมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกันกับการศึกษาของ Mohan *et al.* (2005) ที่สามารถกำจัดซีโอดีทั้งหมดได้ร้อยละ 78 แต่มีประสิทธิผลการบำบัดต่ำกว่ากับการทดลองของ Yamaguchi *et al.* (1999) และ Pereira *et al.* (2002) ที่กำจัดซีโอดีได้สูงถึงร้อยละ 90 และ 96.5

ตารางที่ 3-20 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash กับงานวิจัยอื่นๆ

Reactor	Wastewater Type	HRT (d)	OLR (kgCOD/m ³ ·d)	TCOD Removal (%)	อ้างอิง
ABR-NaOH และ ABR-Ash	น้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น	1.25-10	0.66-4.73 และ 0.60-4.65 ตามลำดับ	82.71-63.32 และ 80.77-56.91 ตามลำดับ	This study
Anaerobic Sequencing Batch Reactor (ASBR)	น้ำเสียการผลิต ถ่านโค้ก	7	0.54	38-50.3	Bing <i>et al.</i> (2005)
Anaerobic Sequencing Batch Biofilm Reactor (AnSBBR)	น้ำเสียป่นเปื้อน ชั้ตเฟดสูง	2.5	1.8-4.0	35-78	Mohan <i>et al.</i> (2005)
Anaerobic Packed Bed Reactor	น้ำเสียโรงงาน ฟอกย้อม	3-5	0.25-1.00	19-35	Talaerposhti <i>et al.</i> (2001)

ตารางที่ 3-9 (ต่อ)

Reactor	Wastewater Type	HRT (d)	OLR (kgCOD/m ³ ·d)	TCOD Removal (%)	อ้างอิง
Anaerobic Filter (AF) and Expanded Granular Sludge Bed (EGSB)	น้ำเสียปเป็อน กรดโอเลอิก	1	0.008 และ 0.012 ตามลำดับ	70 และ 80 ตามลำดับ	Pereira <i>et al.</i> (2002)
Upflow anaerobic Sludge Blanket (UASB)	น้ำเสียฟาร์มสุกร	1	7.56	80-85	Huang <i>et al.</i> (2005)
Up-Flow and Fixed-Bed Bioreactors	น้ำเสียโรงงาน สกัดน้ำมันมะกอก	1.5	0.028-0.013	75-78	Dalis <i>et al.</i> (1996)
Completely Stirred Tank Reactor (CSTR)	น้ำเสียสังเคราะห์ ที่มี p-nitrophenol (p-NP)	1-10.38	0.3-3.16	94-99	Kuscu and Sponza (2006)
Upflow anaerobic Sludge Blanket (UASB)	น้ำเสียสังเคราะห์ ที่มีความเข้มข้น ซัลเฟตสูง	2.5	1.94	90	Yamaguchi <i>et al.</i> (1999)
Anaerobic Filter (AF)	น้ำระขะ	3-30	0.76-7.63	75-90	Wang and Bank (2007)
Anaerobic Digester (AD)	สลัดจ์จากโรงงาน สิ่งทอ	0.5	3.4	89	Asia <i>et al.</i> (2006)

นอกจากนี้หากพิจารณาถึงประสิทธิภาพการทำงานของระบบ ABR (ABR-NaOH และ ABR-Ash) ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น พบว่า น่าจะนำไปใช้ในการกำจัดมลสาร โดยเฉพาะซัลเฟตในน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางข้นได้ดี เนื่องจากลักษณะ โครงสร้างของระบบ ABR มีจุดเด่นคือ มีลักษณะเป็นสี่เหลี่ยมลูกบาศก์ มีแผ่นกั้นขวางทิศทางการไหลของน้ำเสีย ทำให้สามารถแบ่งการทำงานในระบบ ABR ออกเป็นหน่วยย่อยๆ ซึ่งแต่ละหน่วยย่อยจะทำหน้าที่กำจัดมลสารในขั้นตอนบำบัดไว้อากาศแตกต่างกันไป

จากการเปรียบเทียบการทำงานของระบบ ABR จำลองกับระบบบำบัดน้ำเสียของบริษัท ผลของอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด ที่ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแยกส่วนออกเป็น 2 ส่วนหลักๆ คือ ระบบ SRR สำหรับกำจัดซัลเฟตและ UASB สำหรับผลิตก๊าซชีวภาพเพื่อใช้เป็นพลังงาน พบว่า ระบบ ABR มีประสิทธิภาพในการกำจัดมลสารในน้ำเสียได้ดี โดยเฉพาะซัลเฟต ในหน่วยย่อยแรกเป็นส่วนใหญ่ ภาพประกอบที่ 3-19 และ 3-40 ซึ่งเปรียบได้เป็นระบบ SRR ส่วนหน่วยย่อยถัดมาเปรียบได้กับเป็นระบบ UASB ซึ่งจะทำหน้าที่สร้างกรดและมีเทนเกิดขึ้นพร้อมๆ กัน ดังนั้นจะเห็นว่าระบบ ABR สามารถกำจัดมลสารต่างๆ ในน้ำเสียได้ภายในระบบเดียวซึ่งง่ายแก่การควบคุมดูแลระบบ โดยถ้าหากทางโรงงานน้ำยางชั้นหรือโรงงานอุตสาหกรรมประเภทอื่นๆ เช่น โรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม โรงงานแปรรูป/แช่เยือกแข็งอาหารทะเล โรงงานแปรรูปแป้งมันสำปะหลัง โรงงานเบียร์ เป็นต้น เลือกใช้ระบบ ABR ในการบำบัดน้ำเสียของโรงงาน จะสามารถช่วยลดการใช้พื้นที่ พลังงาน และค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียลงได้ อีกทั้งยังได้ก๊าซมีเทนสามารถใช้เป็นพลังงานทดแทนได้

3.6 การเปรียบเทียบค่าสารเคมีปรับพีเอชระหว่าง NaOH และ Ash ในการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น

ปัจจุบันผู้ประกอบการหลายรายมีการเลือกใช้สารเคมีหลายตัวในการปรับพีเอชน้ำเสียให้มีค่าเพิ่มขึ้น อาทิเช่น NaOH, Na_2CO_3 , NH_4HCO_3 , NaHCO_3 , NH_3 และ CaO เป็นต้น แต่ทั้งนี้ผู้ประกอบการบางรายได้เลือกใช้ NaOH ในการปรับพีเอชน้ำเสีย เนื่องจากมีคุณสมบัติเป็นด่างแก่สามารถเกิดอัตราการปฏิกิริยาเร็ว สามารถละลายน้ำเสียได้ดี อีกทั้งไม่เกิดของเสียที่เป็นตะกอนยากแก่การกำจัด อย่างไรก็ตามการใช้ NaOH ในการปรับพีเอชน้ำเสียมีค่าใช้จ่ายในการจัดซื้อ NaOH เกิดขึ้น ดังนั้นหากผู้ประกอบการเลือกใช้ Ash ที่จัดเป็นของเสียไร้ค่าที่เกิดจากอุตสาหกรรม เช่น อุตสาหกรรมแปรรูปยางพารา แปรรูปอาหารทะเล หรืออุตสาหกรรมอื่นๆ ที่ใช้ไม้ยางพาราเป็นเชื้อเพลิง มาใช้เป็นวัสดุแทน NaOH ในการปรับพีเอชน้ำเสียซึ่งสามารถช่วยลดค่าใช้จ่ายของผู้ประกอบการลงได้

จากการประเมินปริมาณและค่าสารเคมีระหว่างการใช้ NaOH กับ Ash ในการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นที่พีเอชเริ่มต้น 4.75 ให้มีค่าเป็น 7.6 ± 0.1 ต่อปริมาตร 1 ลบ.ม. โดยใช้ปริมาณ NaOH และ Ash ที่ได้จากการทดลองจากข้อ 3.3 มาใช้ในการคำนวณราคาค่าสารเคมี โดยการคำนวณแสดงในภาคผนวก ค พบว่า จะใช้ NaOH ปริมาณ 1.13 กก. สามารถคิดเป็นค่าสารเคมีได้มีราคาสูงถึง 25 บ. โดยเทียบกับราคา NaOH Commercial Grade (กระสอบละ 550 บาท) ส่วน

Ash จะใช้ปริมาณมากกว่าอยู่ที่ 7.55 กก. แต่มีค่า (ราคา) การใช้ Ash น้อยมากเพียง 1.70 บ. เท่านั้น ซึ่งเป็นค่าที่เกิดจากการเก็บขน Ash โดยน้อยกว่าค่าการใช้สารเคมี NaOH ปรับพีเอชถึง 14.62 เท่า ดังนั้นหากผู้ประกอบการโรงงานเลือกใช้ Ash แทนสารเคมี NaOH ในการปรับพีเอชน้ำเสียจะสามารถช่วยลดค่าใช้จ่ายลงได้เป็นอย่างมาก แต่ทั้งนี้โรงงานต้องมีถังหรือบ่อสำหรับปรับพีเอชและตกตะกอน Ash ก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย ส่วนตะกอน Ash ที่เกิดขึ้นอาจนำไปใช้ปรับ/ถมพื้นที่ภายในโรงงานได้ อย่างไรก็ตามจากจะเห็นว่า ในการปรับพีเอชน้ำเสียให้มีค่า 7.6 ± 0.1 ด้วย Ash จะใช้ในปริมาณมาก ซึ่งทางผู้ประกอบการโรงงานอาจปรับลดค่าพีเอชไม่จำเป็นต้องสูงถึง 7.6 ± 0.1 ก็ได้ เพราะผลจากการทดลองเดินระบบ ABR-NaOH และ ABR-Ash ที่ปรับน้ำเสียให้มีค่าเท่ากับ 7.6 ± 0.1 ทำให้สภาพต่างในน้ำเสียน้ำมีค่าสูงเกินพอและสามารถดำเนินการเปลี่ยนแปลงพีเอชในระบบได้ดี สังเกตได้พีเอชจากน้ำทิ้งทั้ง 2 ระบบตลอดระยะเวลาการทดลองมีค่าสูงกว่าน้ำเสียเข้าเสมอ และจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งทางชีวภาพแบบเดิมและไม่เดิมอากาศสามารถเจริญเติบโตและทำงานได้ในช่วงพีเอชเป็นกลางในช่วงเป็นกลาง 6.5-8.5 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545)