

บทที่ 3

ผล และวิจารณ์ผลการวิจัย

การดำเนินการวิจัยครั้งนี้ เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอน และสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ซูริมิ) และศึกษาสมรรถนะของระบบถังแอนีออกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัวขณะเดินระบบกรองแบบต่อเนื่อง โดยศึกษาผลของสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสัลดั้จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังแอนีออกซิก พร้อมทั้งเสนอแนวทางการนำน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงงาน ซึ่งผลการศึกษานำเสนอได้เป็นหัวข้อต่าง ๆ ดังนี้

3.1 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

3.2 ผลการทดสอบสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) และค่าฟลักซ์วิกฤติ (Critical flux) ก่อนเดินระบบถังแอนีออกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัว

3.3 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบถังแอนีออกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัว

3.4 สมรรถนะการทำงานของระบบถังแอนีออกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัว

3.5 ลักษณะเฉพาะของมวลสลัดจ์ และกลุ่มจุลินทรีย์ภายในระบบ ฯ

3.6 แนวทางการนำน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงงาน

3.1 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

การศึกษาวินิจฉัยใช้น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ซูริมิ) โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียรวมแบบจ้วง (Grab sampling) จำนวนทั้งหมด 8 ครั้ง โดยตัวอย่างน้ำเสียรวมเป็นน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิต ซึ่งผ่านกระบวนการบำบัดทางกายภาพ - เคมี คือ ผ่านถังตกไขมัน และกระบวนการสร้างรวมตะกอนมาแล้วก่อนเข้าระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงาน ซึ่งเป็นระบบบ่อหมักไร้อากาศร่วมกับระบบเอเอส โดยทำการวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสียผ่านพารามิเตอร์ ได้แก่ ทีเอช ซีไอดี บีไอดี ทีเคเอ็น แอมโมเนีย ของแข็งแขวนลอย และความเค็ม และสรุปลักษณะน้ำเสียรวมดังตารางที่ 19

ตารางที่ 19 ลักษณะน้ำเสี้ยวรวมของโรงงานอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ซูริมิ)

พารามิเตอร์	ค่าเฉลี่ย
พีเอช	5-6
ซีไอดีทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,750
ซีไอดีละลายได้ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,180
บีไอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,500
ทีเคเอ็น (มิลลิกรัมต่อลิตร)	484
แอมโมเนีย (มิลลิกรัมต่อลิตร)	140
ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)	150
ความเค็ม (พีพีที)	1-2

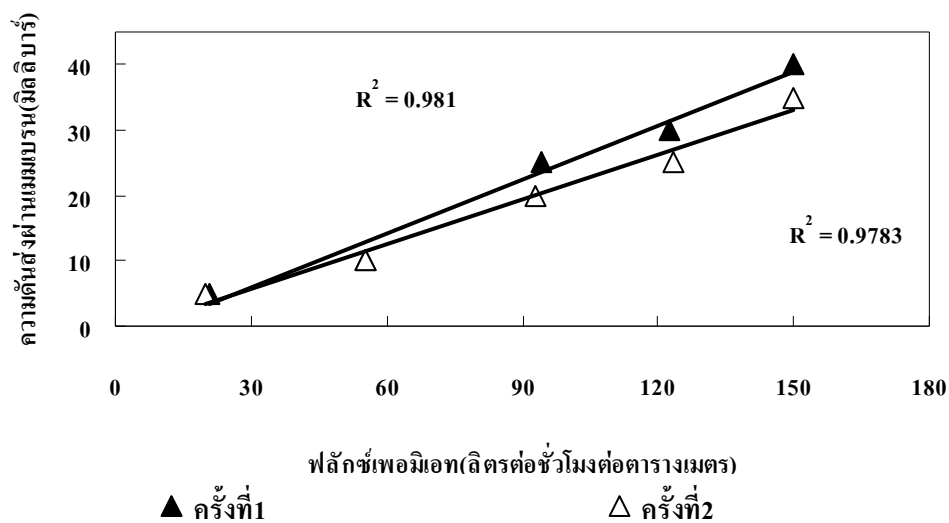
จากตารางที่ 19 พบว่า น้ำเสี้ยวรวมของโรงงานอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ซูริมิ) มีค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์ในรูปคาร์บอน โดยมีค่าบีไอดี และซีไอดีทั้งหมดสูงเฉลี่ยเท่ากับ 1,500 และ 2,750 มิลลิกรัมต่อลิตร และซีไอดีละลายเท่ากับ 1,180 มิลลิกรัมต่อลิตร แสดงว่าน้ำเสี้ยวมีส่วนที่เป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายง่ายเป็นส่วนใหญ่ ส่วนความเข้มข้นของสารประกอบไนโตรเจนในรูป ทีเคเอ็นมีค่าเฉลี่ย 484 มิลลิกรัมต่อลิตร และแอมโมเนียเฉลี่ย 140 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งค่าสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสี้ยวรวมของโรงงานมีค่าค่อนข้างสูง เนื่องจากวัตถุดิบของการผลิตคือ ปลา ทำให้สิ่งสกปรกหรือเศษเหลือจากการผลิต เช่น เศษเนื้อปลา กระดูก และเลือด ซึ่งอยู่ในรูปของโปรตีนหรือสารประกอบไนโตรเจนคงเหลือทิ้งออกไปกับน้ำเสี้ยว ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูปของซีไอดี และบีไอดีจากการเก็บตัวอย่างน้ำเสี้ยวแต่ละครั้งมีค่าในช่วงกว้าง และแปรปรวน เนื่องจากลักษณะ และปริมาณผลผลิตของโรงงานในแต่ละเดือนไม่เท่ากัน ประกอบกับเหตุผลทางการค้า และฤดูกาลของการทำประมง ส่งผลให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในแต่ละครั้งของการเก็บตัวอย่างน้ำเสี้ยวรวมของโรงงานมีค่าไม่สม่ำเสมอ ซึ่งน่าจะมีผลต่อสภาวะการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบจำลองระดับห้องปฏิบัติการ หากไม่ควบคุมหรือกำหนดความเข้มข้นน้ำเสียก่อนบำบัดเข้าระบบ นอกจากนั้น ยังพบว่า น้ำเสี้ยวรวมจากโรงงานมีค่าพีเอชระหว่าง 5 – 6 ซึ่งค่อนข้างจะเป็นกรด ดังนั้น การเดินระบบต้องมีการปรับค่าพีเอชน้ำเสียเข้าก่อนระบบด้วย โซเดียมไฮดรอกไซด์ให้มีค่าระหว่าง 7 – 8 เพื่อเหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ

3.2 ผลการทดสอบสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) และค่าฟลักซ์วิกฤติ (Critical flux) ก่อนเดินระบบบำบัดน้ำเสีย

ในเบื้องต้นผู้วิจัยได้ทำการทดสอบสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) ด้วยน้ำกลั่น เพื่อให้ได้มาซึ่งความสัมพันธ์ระหว่างค่าฟลักซ์ และค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane pressure) เพื่อใช้ในการคำนวณหาค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนก่อนใช้งาน (Hydraulic resistance of the membrane ; R_m) และทดสอบหาค่าฟลักซ์วิกฤติ (Critical flux) เพื่อกำหนดค่าฟลักซ์ขณะกรองที่ต่ำกว่าค่าฟลักซ์วิกฤติที่ร้อยละ 75 เพื่อใช้ในการเดินระบบถึงปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนแบบต่อเนื่อง

3.2.1 สภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane)

ภาพประกอบที่ 8 แสดงผลการกรองน้ำกลั่นผ่านเมมเบรน 2 ครั้ง และบันทึกค่าฟลักซ์ และค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน เพื่อนำไปใช้คำนวณค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน (Hydraulic resistance of the membrane; R_m) ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.75×10^{-13} ต่อเมตร

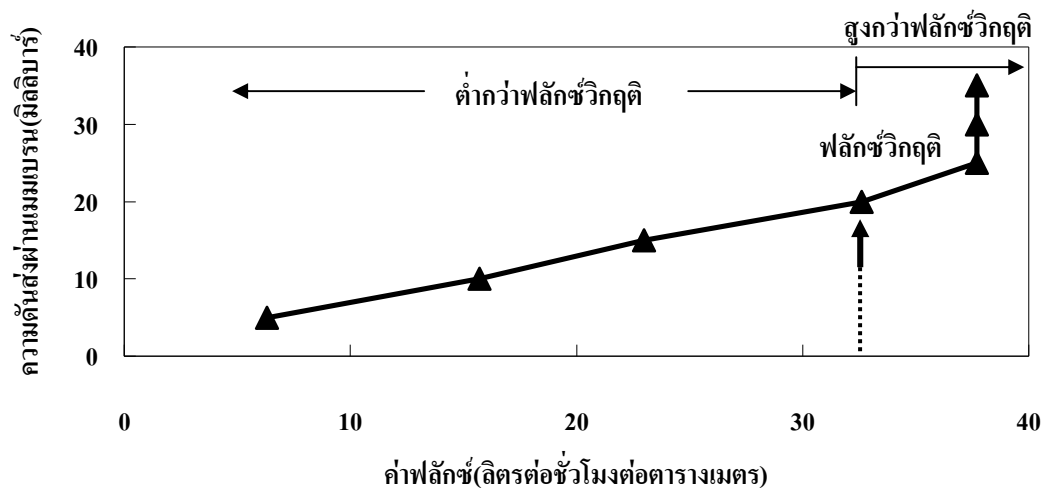


ภาพประกอบที่ 8 ผลทดสอบค่าสภาพให้ซึมผ่านได้ของชุดเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane)

3.2.2 ค่าฟลักซ์วิกฤติ (Critical flux)

จากการหาค่าฟลักซ์วิกฤติเพื่อกำหนดค่าฟลักซ์คงที่สำหรับเดินระบบกรองของถังปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรน ที่มีปริมาณมวลสลัดจ์เริ่มต้นในระบบประมาณ 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าได้ค่าฟลักซ์วิกฤติเท่ากับ 32.50 ลิตรต่อชั่วโมงต่อตารางเมตร ที่ความดันวิกฤติ 25 มิลลิบาร์ ดังนั้น ค่าฟลักซ์คงที่ที่ใช้ในการดำเนินการเดินระบบกรองภายในถังปฏิบัติการชีวภาพ

เมมเบรนที่ต่ำกว่าค่าฟลักซ์วิกฤติที่ร้อยละ 75 คือ 10 ลิตรต่อชั่วโมงต่อตารางเมตร และผลการหาค่าฟลักซ์วิกฤติแสดงดังภาพประกอบที่ 9



ภาพประกอบที่ 9 ผลทดสอบหาค่าฟลักซ์วิกฤติ (Critical flux)

3.3 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบถังแอน็อกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัว

จากการศึกษาผลของสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังแอน็อกซิกที่ค่า 1/8 1/2 1 และ 3 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ ต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน และสารประกอบไนโตรเจน โดยแสดงผลการศึกษาสถานะแวดล้อมภายในระบบ ฯ ที่ทำการควบคุมให้เหมาะสม และแสดงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน และสารประกอบไนโตรเจนของระบบ ฯ ดังต่อไปนี้

3.3.1 สถานะแวดล้อมในระบบถังแอน็อกซิกร่วมกับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัว

ผลการติดตามสถานะแวดล้อมในระบบ ฯ ได้แก่ พีเอช อุณหภูมิ และค่าออกซิเจนละลาย ขณะเดินระบบ ฯ แบบต่อเนื่อง (Continuous flow) เพื่อควบคุมสถานะดังกล่าวให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมสำหรับสถานะแอน็อกซิกและแอโรบิกเพื่อการบำบัดน้ำเสีย เป็นดังนี้

3.3.1.1 พีเอช

ผลการติดตามค่าพีเอชในถังแอน็อกซิก และถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน พบว่าในช่วง 29 วันแรกของการเดินระบบ ฯ ค่าพีเอชของทั้งสองถังมีค่าระหว่าง 5 – 6 ซึ่งไม่เหมาะสมต่อการทำงานของการบำบัดแบบชีวภาพ สาเหตุเนื่องจากน้ำเสียป้อนเข้าระบบ ฯ มีค่าพีเอชต่ำ และ

ถึงแม้ทำการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังแอนีออกซิกเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ที่การเกิดปฏิกิริยาที่ต่างกันของทั้งสองถังจะปรับสมดุลให้เป็นกลาง คือ ถังแอนีออกซิกมีการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่สามารถเพิ่มสภาพค่าไนโตรเจน (ทำให้พีเอชสูง) และถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่ทำให้ค่าความเป็นกรดเพิ่มขึ้น (พีเอชต่ำ) เมื่อมีการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์แล้วทำให้เป็นกลาง แต่เมื่อน้ำเสียป้อนเข้าระบบ ๆ มีพีเอชต่ำเข้าสู่ถังแอนีออกซิกอย่างต่อเนื่องส่งผลให้ถังแอนีออกซิกมีพีเอชต่ำลง และส่งผลสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่มีพีเอชต่ำอยู่แล้วจึงทำให้เกิดพีเอชทั้งระบบ ๆ ต่ำ อย่างไรก็ตามเมื่อทำการปรับพีเอชให้สูงขึ้นด้วยการเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ในน้ำเสียป้อนเข้าระบบ ทำให้ค่าพีเอชเพิ่มสูงขึ้น และคงที่ที่ระดับเหมาะสมคือระหว่าง 7 – 8 ต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในการบำบัดแบบชีวภาพ (Hasar *et al.*, 2004)

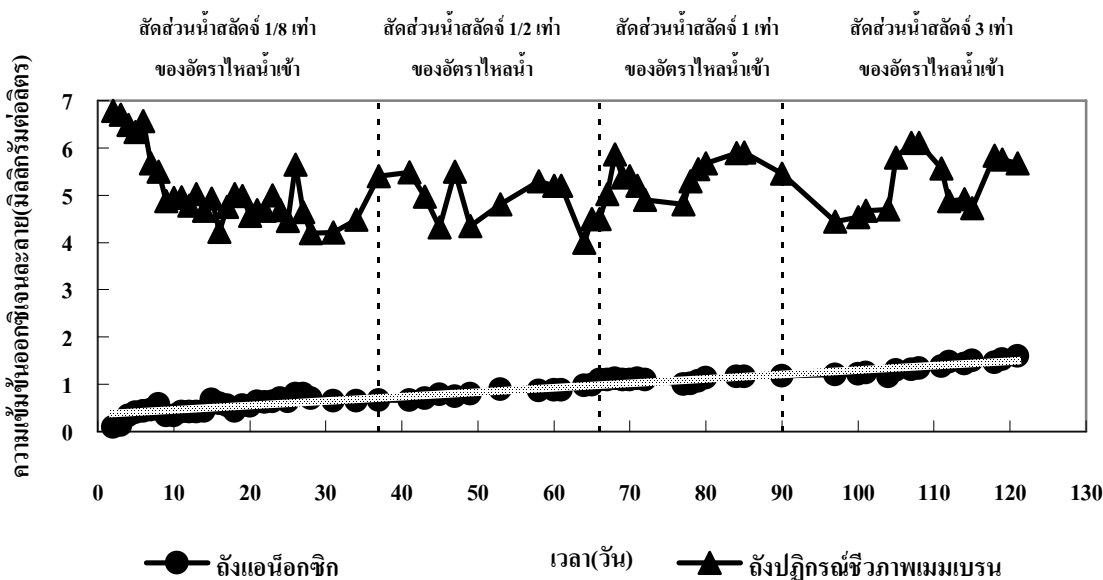
3.3.1.2 อุณหภูมิ

อุณหภูมิภายในถังแอนีออกซิก และถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมีค่าอยู่ในช่วง 26 - 30 องศาเซลเซียส ตามลำดับ ซึ่งเป็นอุณหภูมิปกติในประเทศไทย และเหมาะสมต่อการทำงาน และการเจริญของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์จะเจริญในช่วงอุณหภูมิ 25 - 35 องศาเซลเซียส ทั้งนี้อุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญของแบคทีเรียไนตริไฟอิงจะอยู่ในช่วง 28 – 36 องศาเซลเซียส (Sharma and Ahlert, 1977) และอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญของแบคทีเรียดีไนตริไฟอิงจะอยู่ในช่วงอุณหภูมิที่มากกว่า 20 องศาเซลเซียส และการเดินระบบที่อุณหภูมิดังกล่าวช่วยป้องกันการเกิดฟาวลิงได้ ขณะที่ในสภาวะอุณหภูมิต่ำจะทำให้ น้ำสลัดจ์มีความหนืดเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพการถ่ายเทมวลของอากาศในน้ำสลัดจ์ลดลง นอกจากนี้อุณหภูมิต่ำยังส่งผลให้ฟล็อกแตกตัว และแบคทีเรียปลดปล่อยสารประกอบออกมานอกเซลล์ (Extracellular Polymeric Substance) หรือ EPS ออกมาชักนำไปสู่การเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (Le Clech *et al.*, 2006)

3.3.1.3 ออกซิเจนละลาย

ผลการติดตามค่าออกซิเจนละลายภายในถังแอนีออกซิก และถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน แสดงดังภาพประกอบที่ 10 พบว่า ค่าออกซิเจนละลายภายในถังแอนีออกซิกในชุดการทดลองที่สัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังแอนีออกซิกสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่ 1/8 และ 1/2 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียป้อนเข้าระบบ ๆ มีค่าอยู่ในช่วง 0.1 – 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งเป็นค่าออกซิเจนละลายที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ แต่ในชุดการทดลองที่สัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังแอนีออกซิกสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่ 1 และ 3 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียป้อนเข้าระบบ พบว่าค่าออกซิเจนละลายมีค่ามากกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร (1.0 – 1.6 มิลลิกรัมต่อลิตร) ซึ่งน่าจะมีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และมีผลต่อการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในรูปไนเตรตให้มีความลดลงได้ เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

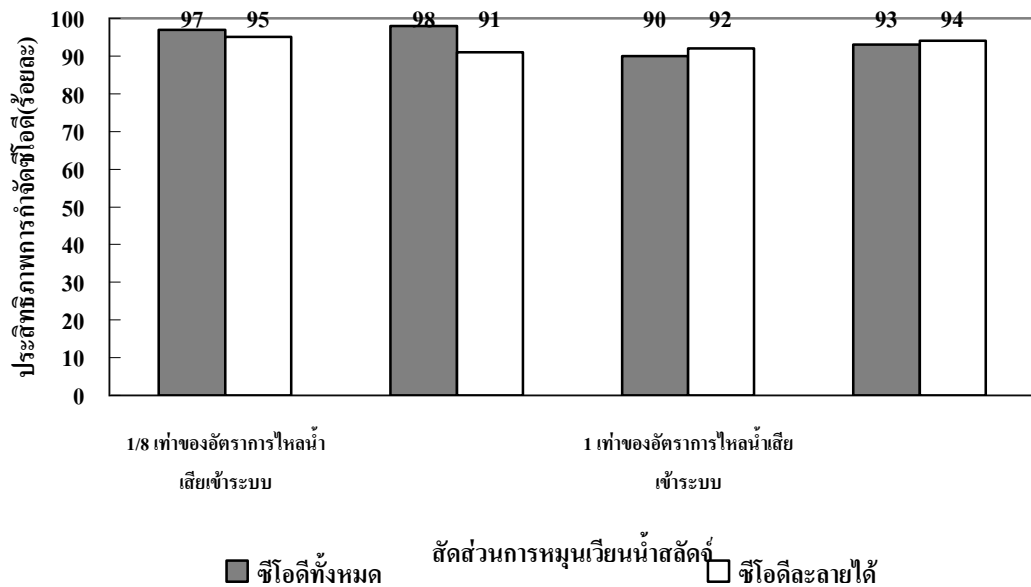
ควรควบคุมให้มีค่าออกซิเจนละลายน้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรนที่มีอัตราเดิมอากาศ 10 ลิตรต่อนาที พบว่ามีค่าออกซิเจนละลายสูงกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีค่าอยู่ระหว่าง 4 – 7 มิลลิกรัมต่อลิตรตลอดช่วงเวลาเดินระบบบำบัดฯ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Yeon et al., 2005 ที่เดิมอากาศด้วยอัตรา 10 ลิตรต่อนาที ทำให้ค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน 5 มิลลิกรัมต่อลิตร และขณะเดียวกันก็เพื่อต้องการให้เกิดการเคลื่อนไหวของเมมเบรน ทำให้ป้องกันการเกิดฟาวลิง ซึ่งเป็นปริมาณออกซิเจนละลายที่มากเพียงพอสำหรับแบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน และกลุ่มแบคทีเรียไนโตรฟายอิงที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์



ภาพประกอบที่ 10 ความเข้มข้นออกซิเจนละลายในแต่ละชุดสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์

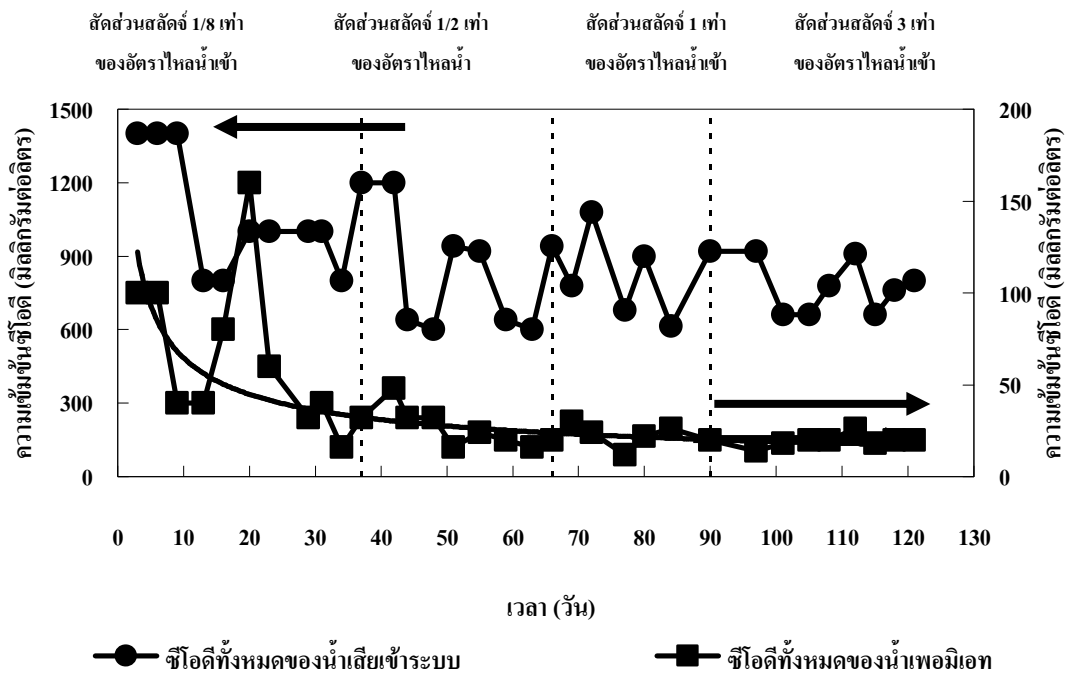
3.3.2 ผลของสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดี ซึ่งทำการวิเคราะห์ค่าซีโอดีทั้งหมด และค่าซีโอดีละลายน้ำของตัวอย่างน้ำเข้าระบบ ฯ และทิ้งหลังบำบัดออกจากระบบ ฯ หรือน้ำเพอมีเอทในสภาวะของระบบบำบัดทำงานคงที่ คือวันที่ 31 – 37 51 – 66 80 – 90 และ 112 – 121 ของการทดลองสำหรับชุดสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ 1/8 1/2 1 และ 3 เท่าของอัตราไหลน้ำเสียป้อนเข้าระบบ ฯ โดยแสดงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดี และปริมาณซีโอดีทั้งหมดเฉลี่ยของชุดสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ดังภาพประกอบที่ 11 และแสดงปริมาณซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียเข้าระบบ ฯ และปริมาณซีโอดีทั้งหมดคงเหลือในน้ำเพอมีเอท ดังภาพประกอบที่ 12 ตามลำดับ

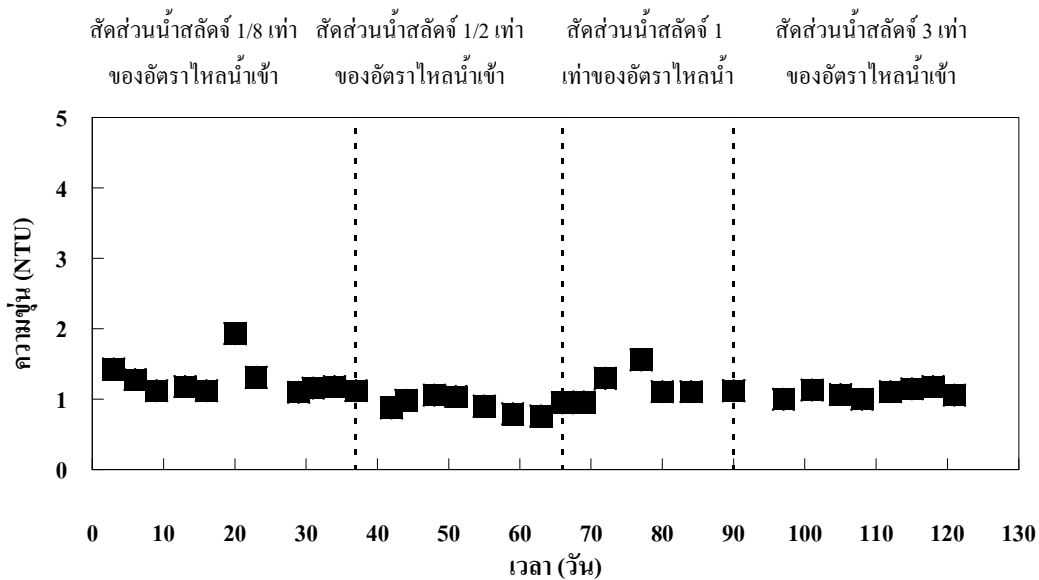


ภาพประกอบที่ 11 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีทั้งหมด และซีโอดีละลายน้ำ ในแต่ละชุดสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์

จากภาพประกอบที่ 11 และ 12 พบว่า ประสิทธิภาพของระบบ ฯ ในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีทั้งหมด และซีโอดีละลายน้ำมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 95 ± 3 และ 93 ± 2 ตามลำดับ ซึ่งความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมด และซีโอดีละลายน้ำของน้ำป้อนเข้าสู่ระบบ ฯ โดยเฉลี่ยเท่ากับ 851 ± 87 และ 264 ± 58 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และเมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัดแล้ว พบว่าความเข้มข้นของค่าซีโอดีทั้งหมด และซีโอดีละลายน้ำในน้ำเพอมีเอทลงเหลือเฉลี่ยเพียง 23 ± 4 และ 17 ± 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ทั้งนี้ในทุกชุดการทดลองซึ่งได้เปรียบเทียบผลของการเปลี่ยนแปลงค่าสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังแอเนอโรซิกที่ค่า 1/8 1/2 1 และ 3 ของอัตราการไหลน้ำเข้าต่อประสิทธิภาพการบำบัด พบว่า ทุกชุดการทดลองสามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีทั้งหมดได้สูง คือ เฉลี่ยร้อยละ 97 ± 1 98 ± 1 90 ± 1 และ 93 ± 1 ตามลำดับ เนื่องจากสารอินทรีย์คาร์บอนถูกกำจัดทั้งในถังแอเนอโรซิก และถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ประกอบกับประสิทธิภาพของเมมเบรนที่มีขนาดรูเปิด 0.22 ไมโครเมตร (การกรองระดับไมโครฟิวเตรชัน) ที่สามารถกักกันสารแขวนลอย และอนุภาคขนาดเล็ก คอลลอยด์ออกจากน้ำเพอมีเอท (รัตนา, 2541) โดยค่าความเข้มข้นซีโอดีของน้ำเพอมีเอททุกค่าสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ พบว่า มีคุณภาพทางกายภาพดีมาก คือ มีความเข้มข้นซีโอดีคงเหลือเฉลี่ย 29 ± 10 19 ± 3 23 ± 2 และ 21 ± 3 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และความขุ่นต่ำกว่า 2 เอ็นทียู ดังภาพประกอบที่ 13 และ 14



ภาพประกอบที่ 12 ความเข้มข้นซีโอดีทั้งหมดเฉลี่ยของตัวอย่างน้ำเสีย และน้ำเพอมีเอทในแต่ละชุด สัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์



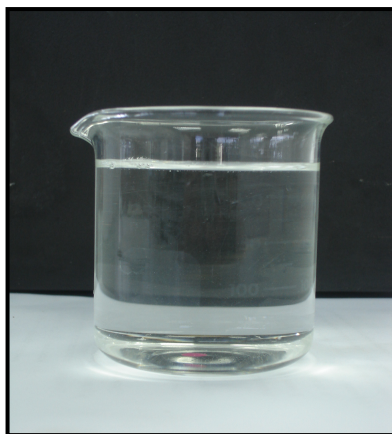
ภาพประกอบที่ 13 ค่าความขุ่นเฉลี่ยของตัวอย่างน้ำเพอมีเอทในแต่ละชุดสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์



ก)



ข)



ค)

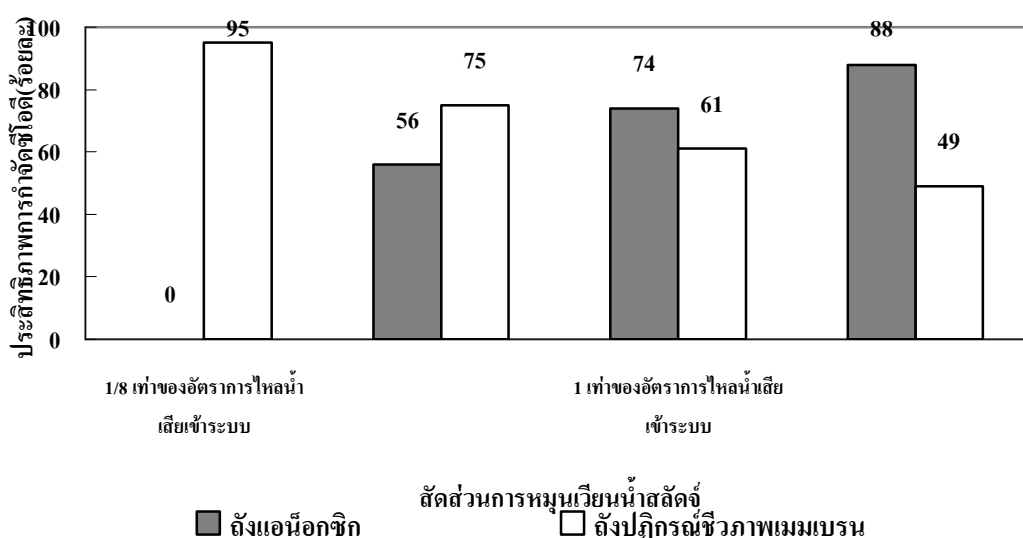


ง)

ภาพประกอบที่ 14 ภาพถ่ายน้ำเพอมีเอท (ก) ชุคสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 1/8 เท่าของอัตรา การไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ (ข) ชุคสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 1/2 เท่าของ อัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ (ค) ชุคสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 1 เท่า ของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ (ง) ชุคสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 3 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ

ทั้งนี้เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในแต่ละ ถังบำบัด แสดงผลดังภาพประกอบที่ 15 พบว่า ถังแอนีออกซิกสามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนใน รูปซีโอดีละลายน้ำได้เฉลี่ยเพียงร้อยละ 54 ± 34 ส่วนถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนสามารถกำจัดได้ ถึงเฉลี่ยร้อยละ 70 ± 17 เนื่องจากถังแอนีออกซิกเป็นถังรับน้ำเสียป้อนเข้าระบบ ฯ ที่มีความเข้มข้น สารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีทั้งหมดสูง ประกอบกับผลของการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชในถัง แอนีออกซิกที่มีค่าระหว่าง 5 – 6 ในช่วง 29 วันแรกของการทดลองก่อนทำการปรับพีเอช รวมทั้ง การย่อยสลายตัวของจุลินทรีย์เองที่มีอายุนานเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอน และจุลินทรีย์ในกลุ่มแอนีอก

ซิกแมทที่เรียที่ ต้องการเวลาในการปรับสภาพนานกว่ากลุ่มแอโรบิก โดยถึงแอ่น็อกซิกมีเวลากักพัก ชลศาสตร์เพียง 0.29 วัน จึงส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีใน ถึงแอ่น็อกซิกที่ต่ำกว่า ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีทั้งหมด และ ซีโอดีละลายน้ำที่สูงในถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนนั้นเนื่องด้วยเมมเบรนสามารถกักกันมวลสลัดจ์ และกลุ่มแอโรบิกแบคทีเรียไว้ในระบบ ๑ ได้ทั้งหมด นอกจากนั้นมวลสลัดจ์สะสมในถึงปฏิกรณ์ เนื่องจากการไม่ถ่ายตะกอนออกจากถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน และจุลินทรีย์ถูกเลี้ยงให้มีความคุ้นเคยกับน้ำเสียในช่วงก่อนเริ่มต้นระบบ ๑ ส่งผลให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ คาร์บอนสูงในถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน และสารอินทรีย์ละลายน้ำบางส่วนสามารถถูกกักกันไว้ ได้ด้วยเมมเบรน ทำให้น้ำเพอมีเอทมีค่าซีโอดีคงเหลือต่ำ



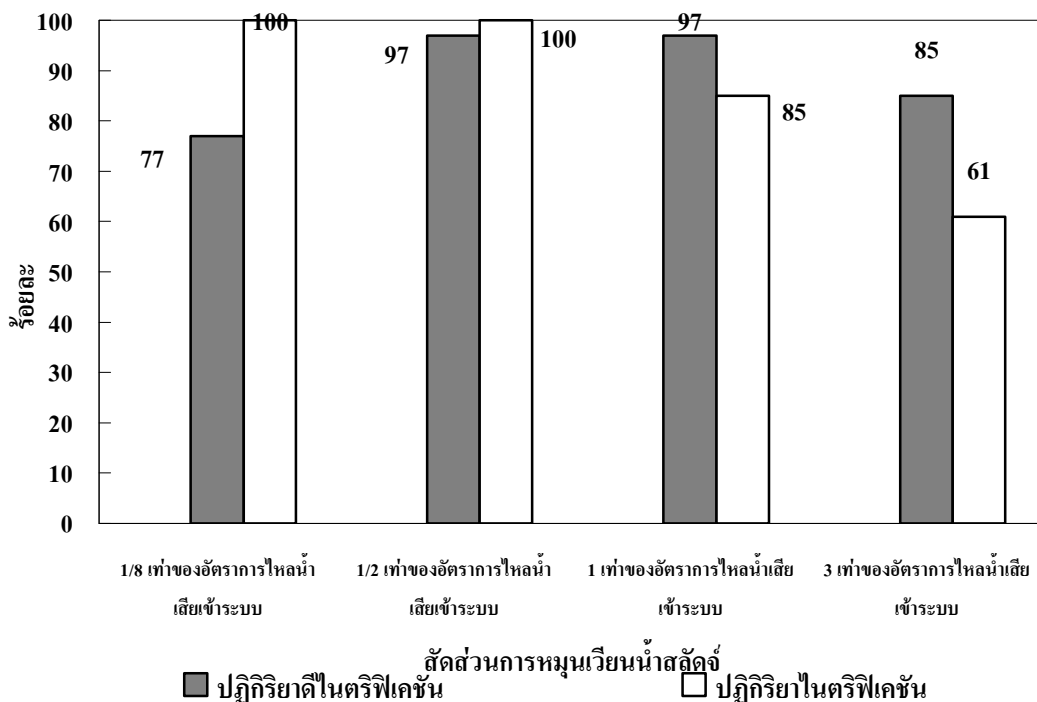
ภาพประกอบที่ 15 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีละลายน้ำ ในแต่ละ หน่วยบำบัดที่ชุดสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ต่าง ๆ

ทั้งนี้เมื่อพิจารณาผลของสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ต่อประสิทธิภาพการกำจัด สารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดี พบว่าการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่าสัดส่วนต่างกันไม่มีผลต่อ ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในทั้งระบบ ๑ คือให้ค่าประสิทธิภาพมากกว่าร้อยละ 90 ไม่แตกต่างกัน ถึงแม้ว่าการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่าต่าง ๆ จะมีผลต่อค่าเวลากักพักชลศาสตร์ เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงค่าอัตราการไหลเข้าของแต่ละถังบำบัดก็ตาม (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) โดยการเพิ่มสัดส่วนการหมุนเวียนสลัดจ์ทำให้ค่าเวลากักพักชลศาสตร์ และระยะเวลาการ บำบัดของแต่ละถังบำบัดลดลง แต่เมื่อพิจารณาค่าเวลากักพักชลศาสตร์รวมทั้งระบบ ๑ พบว่ายังคง มีค่าไม่เปลี่ยนแปลงเนื่องจากขณะเดินระบบ ๑ ได้ควบคุมปริมาณน้ำเพอมีเอทออกจากระบบเท่ากับ

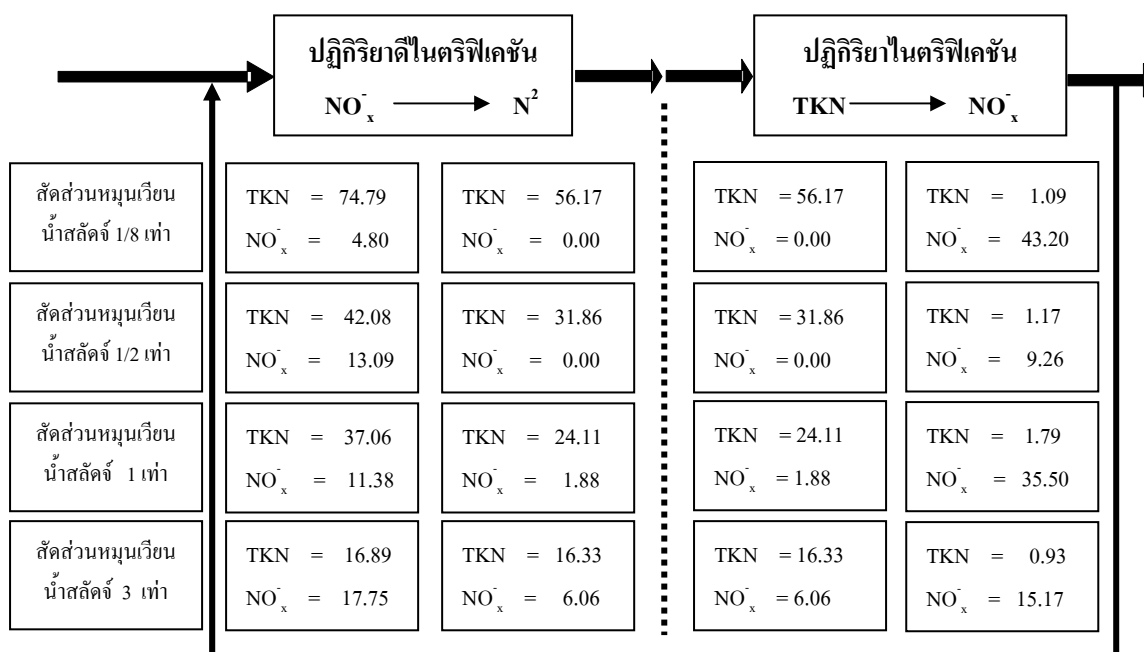
ปริมาณน้ำเสียทั้งหมดเข้าถังแอน็อกซิกฟลักซ์ทั้งระบบฯ แต่เมื่อพิจารณาค่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์รูปซีโอดีในแต่ละถังบำบัด พบว่าเมื่อเพิ่มสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังแอน็อกซิก ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีของถังแอน็อกซิกมีค่าเพิ่มขึ้น ซึ่งแตกต่างจากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่มีประสิทธิภาพการกำจัดลดลง เนื่องจากเป็นผลของสภาวะแวดล้อมของถังแอน็อกซิกที่เหมาะสม จุลินทรีย์กลุ่มแอน็อกซิกมีระยะเวลาของการปรับสภาพ และเจริญเพิ่มขึ้น กับค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ถังแอน็อกซิกที่เพิ่มขึ้นจากการที่น้ำเสียป้อนเข้าระบบ ฯ รวมกับน้ำสลัดจ์ที่หมุนเวียนเพิ่มมากขึ้นเข้าสู่ถังแอน็อกซิก ถังแอน็อกซิกจึงต้องบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีได้มากขึ้น ด้วยเหตุนี้ความเข้มข้นสารอินทรีย์คาร์บอนคงเหลือในรูปซีโอดีจากถังแอน็อกซิกเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจึงลดลง ส่งผลให้ภาระการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนลดลง ดังนั้นค่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจึงลดลงในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเมื่อสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์เพิ่มขึ้น

3.3.2 ผลของสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจน

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในครั้งนี้ ทำการวิเคราะห์ค่าสารประกอบไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็น แอมโมเนีย ไนเตรต และไนไตรต์ ที่สัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังแอน็อกซิกที่ค่า 1/8 1/2 1 และ 3 เท่าของอัตราไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ ของน้ำตัวอย่างที่จุดเก็บออกจากแต่ละหน่วยบำบัด ผลของประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนจากปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน คำนวณจากระยะเวลาเดียวกับการคำนวณประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ภายหลังจากการเปลี่ยนค่าสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ของแต่ละชุดการทดลอง คือ ช่วงวันที่ 31 – 37 51 – 66 80 – 90 และ 112 – 121 ของการทดลองสำหรับชุดสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ 1/8 1/2 1 และ 3 เท่าของอัตราไหลน้ำเสียป้อนเข้าระบบ ฯ ดังภาพประกอบที่ 16 และสมมูลมวลสารประกอบไนโตรเจนในระบบ ฯ แสดงดังภาพประกอบที่ 17



ภาพประกอบที่ 16 ประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจน ในแต่ละชุดสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์

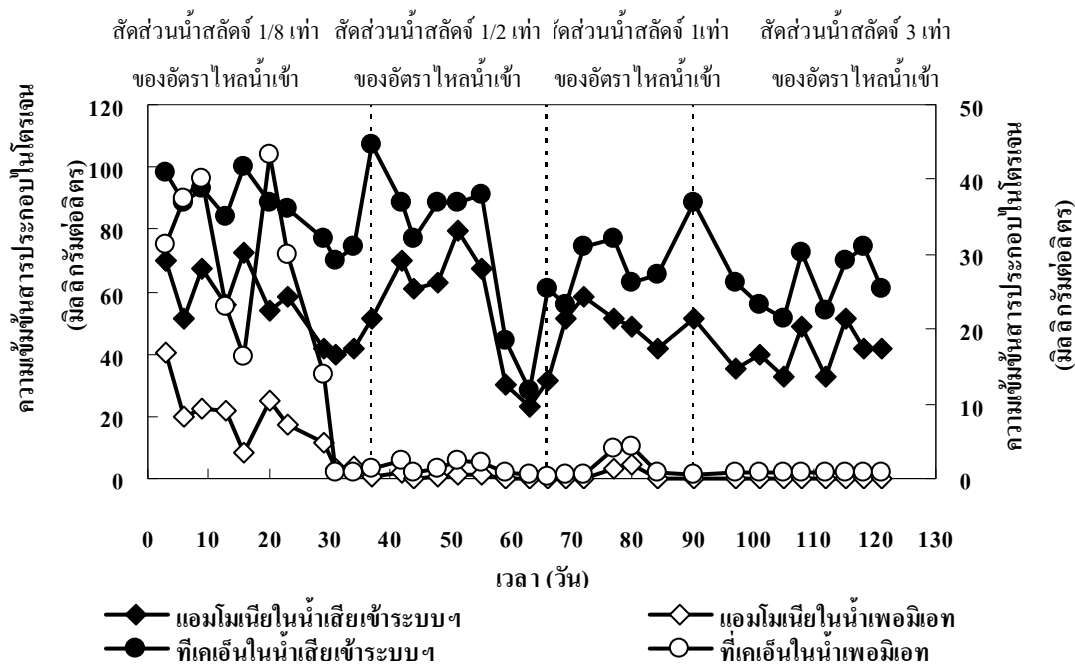


ภาพประกอบที่ 17 สมดุลมวลสารประกอบไนโตรเจนในระบบ ฯ ในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตร

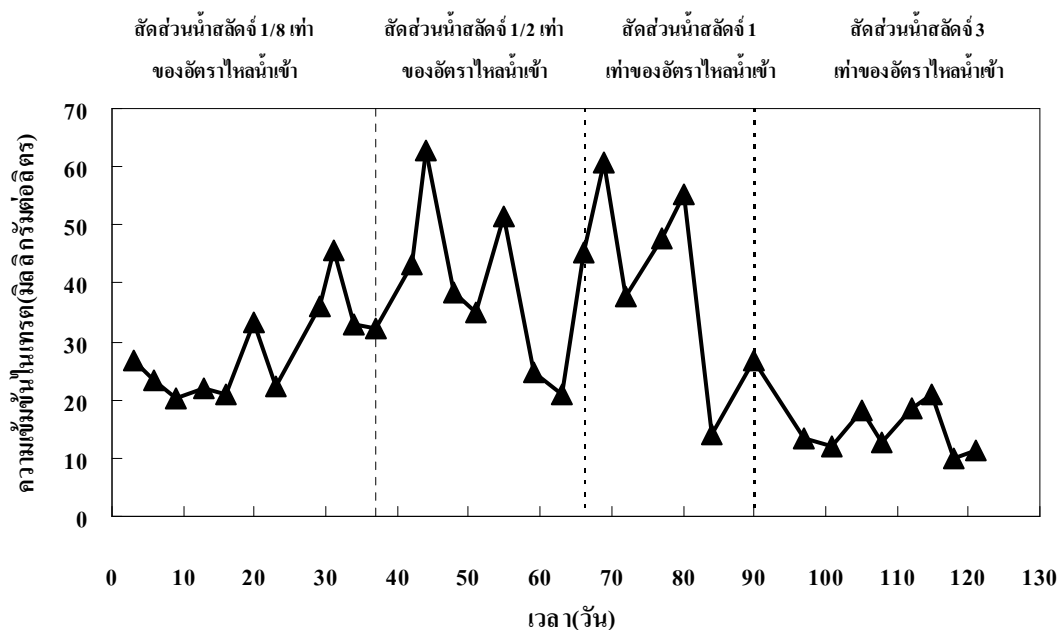
จากภาพประกอบที่ 16 และ 17 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนซึ่งแสดงจากผลการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันของการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในรูปที่เอเอ็น ซึ่งทุกสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเฉลี่ยร้อยละ 89 ± 8 และ 87 ± 16 ตามลำดับ โดยเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันระหว่างร้อยละ 61 – 100 และเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันระหว่างร้อยละ 77 – 97 ซึ่งเป็นค่าการกำจัดที่สูง ทั้งนี้เนื่องมาจากอายุสลัดจ์ที่ยาวนานจากการไม่ถ่ายสลัดจ์ออกจากระบบส่งผลให้แบคทีเรียในสลัดจ์ที่กำจัดสารประกอบไนโตรเจนซึ่งเจริญเติบโตช้า โดยสลัดจ์อายุอย่างน้อย 2 – 3 วัน จึงจะพบว่ามีแบคทีเรียกลุ่มที่กำจัดสารประกอบไนโตรเจนเติบโตอยู่ในสภาพอุณหภูมิปกติ ดังนั้นการไม่ถ่ายมวลสลัดจ์ออกจากระบบในงานวิจัยนี้จึงทำให้แบคทีเรียกลุ่มที่กำจัดสารประกอบไนโตรเจนสามารถเจริญเติบโต และเพิ่มจำนวนมากขึ้น ((Hasar *et al.* (2004), Durante *et al.* (2006) และ กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2545)) รวมทั้งการสร้างสภาวะที่เหมาะสมภายในระบบ ๆ ที่เอื้อต่อการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มไนตริฟายเออร์ และแบคทีเรียกลุ่มดีไนตริฟายเออร์เพื่อการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนด้วยวิธีทางชีวภาพ ในขณะที่เดียวกันการไม่ถ่ายสลัดจ์ออกก็อาจส่งผลให้เกิดกระบวนการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในลักษณะที่เรียกว่า Anammox process คือ การกำจัดสารประกอบไนโตรเจนทางชีวภาพด้วยการออกซิไดซ์แอมโมเนียเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยใช้ไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในสภาวะไม่มีอากาศ ซึ่งกลุ่มแบคทีเรียที่ทำให้เกิดการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในรูปแบบ Anammox process นี้ มีความสามารถในการเจริญเติบโตช้า (0.072 ต่อวันที่อุณหภูมิ 32 องศาเซลเซียส) และผลิตมวลชีวภาพเพียง 0.088 กรัมต่อกรัมแอมโมเนียไนโตรเจน (Jetten *et al.*, 1997) ทั้งนี้ระบบบำบัด ๆ ที่มีประสิทธิภาพสูงทำให้น้ำเพอมีเอทมีปริมาณไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็น แอมโมเนีย และไนเตรตคงเหลือต่ำโดยเฉลี่ยเท่ากับ 1.21 ± 0.97 1.14 ± 1.00 และ 29.92 ± 8.70 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยปริมาณสารประกอบไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็น และแอมโมเนียในน้ำเสียก่อนบำบัด และน้ำเพอมีเอท แสดงดังภาพประกอบที่ 18 และปริมาณไนเตรตในน้ำเพอมีเอท แสดงดังภาพประกอบที่ 19

จากการทดลอง พบว่าค่าสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังแอน็อกซิกมีผลเชิงลบต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน นั่นคือการเดินระบบที่ค่าสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังแอน็อกซิกสูง คือ ที่ 1 และ 3 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบฯ ส่งผลให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันลดลง เนื่องจากมีผลให้ค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตรในถังแอน็อกซิก ซึ่งไม่เหมาะสมต่อสภาวะการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มดีไนตริฟายเออร์แบคทีเรีย ดังนั้นการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจึงลดลงจากร้อยละ 100 เหลือเพียงร้อยละ 85 ± 6 และ 61 ± 14 ตามลำดับ โดยชุดสัดส่วนการหมุนเวียน

สลัดจ์จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังเอน็อกซิกที่ 1/2 เท่าของอัตราไหลน้ำเสียเข้าระบบฯ ให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนสูงที่สุด คือเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันร้อยละ 100±0 และเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันร้อยละ 97±6



ภาพประกอบที่ 18 ความเข้มข้นทีเคเอ็น และแอมโมเนียของตัวอย่างน้ำเสียป้อนเข้าระบบฯ และน้ำเพอมีอทในแต่ละชุดสลัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์



ภาพประกอบที่ 19 ความเข้มข้นไนเตรตของน้ำเพอมีอท

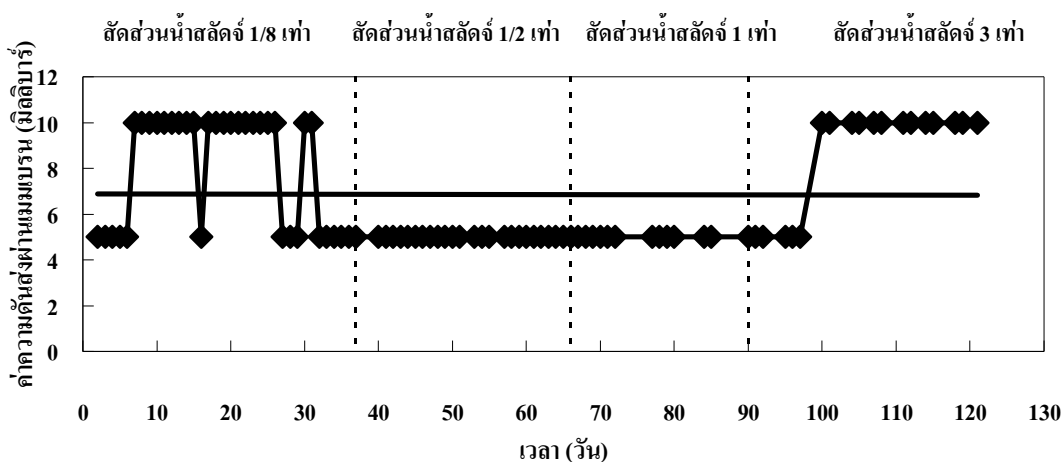
ดังนั้นจากการวิเคราะห์ผลของสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบถังแอนีอกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัวในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดี และการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนจากการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และไนตริฟิเคชัน จะได้ว่าสัดส่วนที่เหมาะสมของการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบแบบจำลอง คือ ที่ค่าสัดส่วนหมุนเวียนสลัดจ์จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังแอนีอกซิกที่ $1/2$ เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ เนื่องจากให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปซีโอดีทั้งหมดสูงที่สุด คือ ร้อยละ 98 ± 1 และสามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ร้อยละ 100 ± 0 และเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันร้อยละ 97 ± 6 นั่นคือเป็นสัดส่วนหมุนเวียนสลัดจ์ที่ทำให้เกิดการกำจัดสารอินทรีย์ และสารประกอบไนโตรเจนได้ดีพร้อม ๆ กัน

3.4 สมรรถนะการทำงานของระบบถังแอนีอกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัว

จากการทดลองเพื่อหาสมรรถนะของระบบ เมื่อทำการเปลี่ยนสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ต่างกันนั้นจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกักกัน และการเกิดฟาวลิงขณะกรอง โดยประเมินค่าอัตราเร็วการเกิดฟาวลิงจากค่าที่คำนวณจากกราฟความสัมพันธ์ระหว่างเวลา กับค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนขณะกรอง (dP/dt) รวมทั้งค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน (Hydraulic resistance of membrane; R) ที่สามารถวิเคราะห์ผ่านเทคนิคการฟื้นฟูสภาพชุดเมมเบรนด้วยวิธีการต่าง ๆ แสดงผลดังนี้

3.4.1 อัตราเร็วการเกิดฟาวลิง

ในระหว่างการทดลองเป็นเวลา 121 วัน โดยไม่มีการถ่ายมวลสลัดจ์ออกนอกระบบ ฯ และดำเนินการเดินระบบที่ค่าฟลักซ์คงที่ ผลการบันทึกค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane Pressure; TMP) ขณะเดินระบบกรองน้ำสลัดจ์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแสดงดังภาพประกอบที่ 19



ภาพประกอบที่ 19 ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนระหว่างการเดินระบบกรองในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรนอย่างต่อเนื่อง

ภาพประกอบที่ 19 แสดงให้เห็นว่าไม่เกิดปัญหาฟาวลิงในระดับที่ต้องทำความสะอาดเมมเบรน เนื่องจากผลการติดตามแนวโน้มการเกิดฟาวลิงจากการบันทึกค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane Pressure ; TMP) มีค่าเปลี่ยนแปลงอยู่ในช่วง 5 – 10 มิลลิบาร์ โดยน้อยกว่าค่าที่กำหนดไว้ที่ระดับ 500 มิลลิบาร์ ทั้งนี้ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนที่บันทึกได้อยู่ในระดับต่ำ และไม่เปลี่ยนแปลงอาจเป็นผลจากการเติมอากาศด้วยอัตราสูง 10 ลิตรต่อนาที จากมีรายงานผลการวิจัยพบว่า เมื่อเพิ่มอัตราเติมอากาศจาก 2 เป็น 4 ลิตรต่อนาที สามารถลดความดันจากการกรองได้ร้อยละ 18 (Wicaksana *et al.*, 2006) ดังนั้นจากการเติมอากาศด้วยอัตรา 10 ลิตรต่อนาที จึงอาจส่งผลให้ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนที่วัดได้มีค่าต่ำ และเปลี่ยนแปลงน้อยอยู่ระหว่าง 5 – 10 มิลลิบาร์ ทั้งนี้จากการพิจารณาค่าความดันภายในถังระหว่างกันถัง (บริเวณเมมเบรนด้านล่าง) และด้านบนถัง (บริเวณเมมเบรนด้านบน) พบว่าให้ค่าความดันแตกต่างกันเพียง 0.2 มิลลิบาร์ (กันถัง 0.3875 และบนถัง 0.1471 มิลลิบาร์) จึงอาจกล่าวได้ว่าความดันที่ต่างกันเล็กน้อยจะไม่มีผลกระทบต่อการทำงานของเมมเบรน และไม่มีผลต่อความดันส่งผ่านเมมเบรน เมื่อคำนวณค่าความสัมพัทธ์ระหว่างเวลากับค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนขณะกรอง (dp/dt) จากกราฟ พบว่า อัตราเร็วการเกิดฟาวลิง เท่ากับ 0 มิลลิบาร์ต่อวัน จึงสรุปได้ว่ายังไม่พบการเกิดปัญหาฟาวลิงอย่างรุนแรง และรวดเร็วจากการสะสมของมวลสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรน ซึ่งเป็นผลจากเทคนิคการป้องกันทางไฮโดรไดนามิกส์ด้วยการเติมอากาศให้เกิดแรงเฉือนที่ผิวหน้าเมมเบรน ทั้งนี้การไม่เกิดฟาวลิงอย่างรุนแรง และรวดเร็วจากการสะสมของมวลสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรนอาจเนื่องมาจากค่าความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ระหว่างการทดลองไม่เพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็ว เนื่องจากการกำหนดค่าให้มีค่าอัตราส่วน F/M

ของการเดินระบบ ฯ ที่ค่าต่ำในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน เท่ากับ 0.24 กิโลกรัมซีโอดีต่อกิโลกรัม ความเข้มข้นมวลสลัดจ์ รวมทั้งรูปแบบการวางเมมเบรนเส้นใยท่อกวางที่มีปลายปิดทั้งสองข้างให้ ตั้งฉากกับเครื่องให้อากาศ ส่งผลให้เมมเบรนสามารถเคลื่อนไหวได้ จึงทำให้หากมีการสะสมตัวของมวลสลัดจ์บนผิวหน้าเมมเบรนก็จะถูกแรงจากฟองอากาศ และการเคลื่อนไหวของชุดเมมเบรน สะบัดออกไปได้ ดังนั้นการเกาะหรือสะสมของมวลสลัดจ์จึงไม่เกิดเป็นแบบถาวร นั่นคือเป็น ฟาวลิงแบบผันกลับได้ (Reversible fouling) ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ Le-Clech *et al.*, 2003 ที่ไม่พบการเกิดฟาวลิงที่ค่าความเข้มข้นมวลสลัดจ์ระหว่าง 4,000 – 8,000 มิลลิกรัมต่อลิตร

3.4.2 ค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน (Hydraulic resistance of membrane ; R)

ค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนเป็นค่าหนึ่ง que แสดงถึงสมรรถนะของ กระบวนการกรองผ่านเมมเบรน เช่นเดียวกับการสังเกตหรือติดตามค่าฟลักซ์ และค่าความดัน ส่งผ่านเมมเบรนขณะเดินระบบกรอง โดยค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส สามารถคำนวณ (Li *et al.*, 2005a) ได้จาก

$$J = \Delta P / \mu R$$

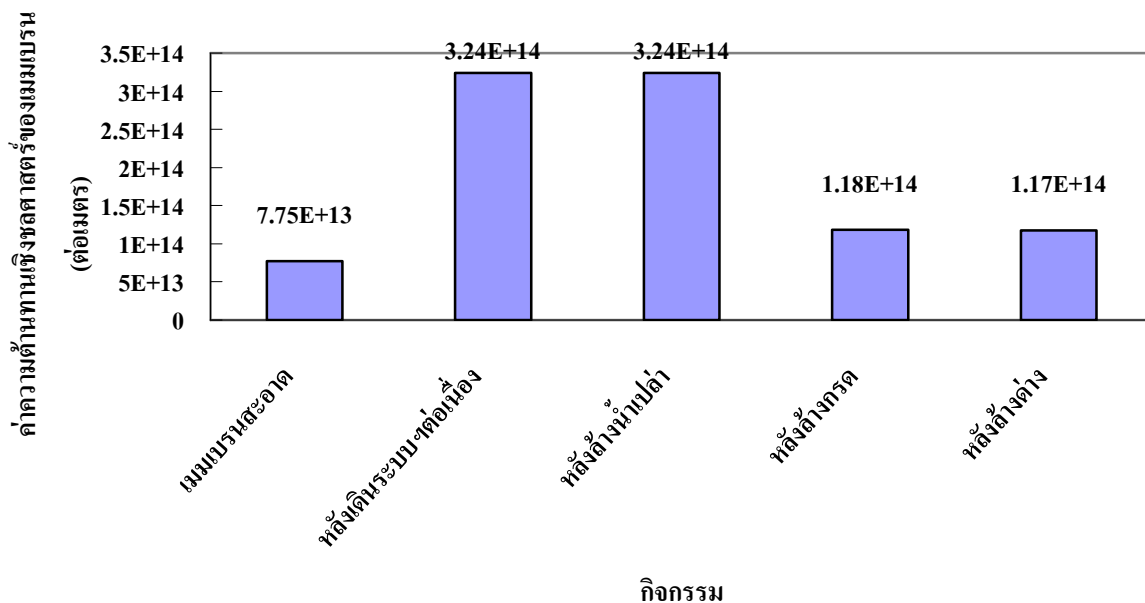
เมื่อ	J	=	ฟลักซ์เพอมีเอท (ลูกบาศก์เมตรต่อตารางเมตรต่อวินาที)
	ΔP	=	ผลต่างค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (ปาสคาล)
	μ	=	ความหนืดของสารละลายที่ผ่านเมมเบรน (ปาสคาลวินาที)
	R	=	ความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน (ต่อเมตร)

ทั้งนี้ค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์มีอยู่หลายค่า จากสมการ

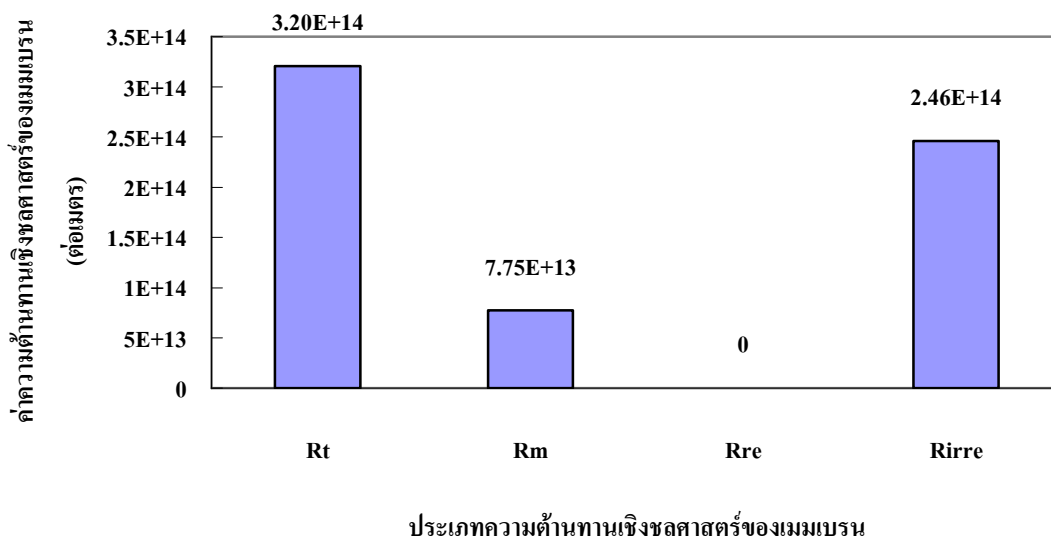
$$R_t = R_m + R_{re} + R_{irre}$$

เมื่อ	R_t	=	ความต้านทานเชิงกลศาสตร์รวมของเมมเบรน
	R_m	=	ความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนสะอาด
	R_{re}	=	ความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนเนื่องจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับได้ (Reversible fouling)
	R_{irre}	=	ความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนเนื่องจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (Irreversible fouling)

จากการทดลองสามารถแสดงค่าความต้านทานได้ดังภาพประกอบที่ 20 และ 21



ภาพประกอบที่ 20 ค่าต้านทานเชิงผลศาสตร์ของเมมเบรนภายใต้การทดสอบด้วยวิธีการต่าง ๆ



ภาพประกอบที่ 21 ประเภทความต้านทานเชิงผลศาสตร์ของเมมเบรน

จากภาพประกอบที่ 20 และ 21 พิจารณาได้ว่าค่าความต้านทานเชิงผลศาสตร์รวมของเมมเบรน เท่ากับ 3.20×10^{14} ต่อเมตร ค่าความต้านทานการไหลเชิงผลศาสตร์ของเมมเบรนสะอาด (R_m) เมื่อกรองน้ำกลั่น เท่ากับ 7.75×10^{13} ต่อเมตร และค่าความต้านทานเชิงผลศาสตร์ของเมมเบรนเนื่องจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (Irreversible fouling) (R_{irre}) ซึ่งไม่สามารถใช้เทคนิคไฮโดรไดนามิกส์ได้ จำเป็นต้องใช้สารเคมีในการฟื้นฟูสภาพเมมเบรน นั่นคือในการทดลองมี

การล้างเมมเบรนด้วยกรด และต่าง เท่ากับ 2.46×10^{14} ต่อเมตร ส่วนค่าความต้านทานเชิง
 ชลศาสตร์ของเมมเบรนเนื่องจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับได้ (Reversible fouling) (R_{rc}) ซึ่งเป็น
 ความต้านทานที่เกิดขึ้นจากการเกิดโพลาริเซชัน และจากการเกิดเจลบริเวณผิวเยื่อแผ่น สามารถ
 ฟื้นฟูสภาพเมมเบรนได้โดยการใช้เทคนิคไฮโดรไดนามิกส์ ทั้งนี้ในการทดลองได้ใช้วิธีการฉีดล้าง
 ด้วยน้ำกลั่น พบว่ามีค่าเท่ากับ 0 ต่อเมตร นั่นคือการการสะสมตัวของมวลสัจจ์บนผิวหน้าเมม
 เบรนมีน้อยหรือไม่เกิดเป็นแบบถาวร เนื่องจากค่าความเข้มข้นมวลสัจจ์ต่ำ ฟาวลิงแบบผันกลับ
 ได้ (Reversible fouling) จึงไม่เกิด ดังนั้น ค่าความต้านทานเชิงชลศาสตร์ของเมมเบรนประเภท
 ต่าง ๆ แสดงได้ดังสมการ

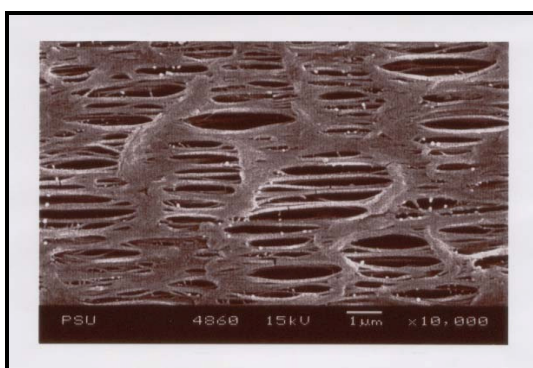
$$\begin{aligned} R_t &= R_m + R_{rc} + R_{irre} \\ 3.20 \times 10^{14} &= 7.75 \times 10^{13} \text{ ต่อเมตร} + 0 \text{ ต่อเมตร} + 2.46 \times 10^{14} \text{ ต่อเมตร} \end{aligned}$$

โดยเมื่อพิจารณาแต่ละค่าความต้านทานเชิงชลศาสตร์ของเมมเบรนประเภทต่าง ๆ
 พบว่า เมมเบรนเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (Irreversible fouling) ซึ่งการเกิดฟาวลิงอาจเป็นแบบ
 โมเลกุลของสารปิดทับรูเปิดหรือเข้าไปสะสมในรูเปิดของเมมเบรนก็ได้ จึงส่งผลให้เกิดฟาวลิงใน
 ขณะที่ความดันส่งผ่านเมมเบรนที่ตรวจวัดอยู่ไม่เปลี่ยนแปลง ซึ่งเป็นดังเช่นรายงานวิจัยของ
 Ognier *et al.*, 2004 ที่พบว่า การกรองในระดับต่ำกว่าค่าฟลักซ์วิกฤติจะทำให้เกิดฟาวลิงแบบผัน
 กลับไม่ได้ในช่วงแรกของการเดินระบบ ๆ โดยทำให้ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนเพิ่มขึ้นอย่างช้า ๆ
 และเมื่อเวลาผ่านไปจะเกิดฟาวลิงอย่างรวดเร็ว นั่นคือการควบคุมค่าฟลักซ์ขณะกรองให้คงที่ที่ต่ำ
 กว่าค่าฟลักซ์วิกฤติ นอกจากส่งผลต่อเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้แล้วยังส่งผลถึงค่าฟลักซ์วิกฤติที่
 เปลี่ยนแปลงไปของเมมเบรนด้วย คือทำให้ค่าฟลักซ์วิกฤติของเมมเบรนลดลง และหากดำเนินการ
 กรองต่อไปค่าฟลักซ์ขณะกรองซึ่งเป็นค่าต่ำกว่าค่าวิกฤติจะมีค่าสูงขึ้นจากเดิมเนื่องจากพื้นที่กรอง
 ลดลงและ/หรือ รูกรองบางส่วนถูกปิด และนำไปสู่การเกิดฟาวลิงแบบขั้นเค็กได้

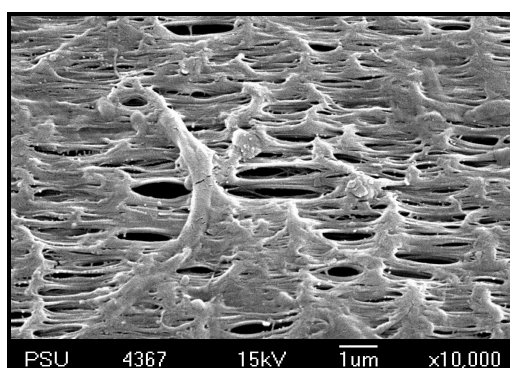
เมื่อพิจารณาค่าการฟื้นฟูสภาพหรือค่าการผันกลับของเมมเบรนเมื่อใช้การฟื้นฟูสภาพ
 ด้วยวิธีการทางเทคนิคต่าง ๆ พบว่าเมื่อทำการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนโดยการใช้เทคนิคไฮโดร
 ไดนามิกส์ และการใช้สารเคมีล้างเมมเบรน สามารถฟื้นฟูสภาพเมมเบรนได้ร้อยละ 84 นั่นคือยังมี
 การเกิดฟาวลิงของเมมเบรนคงเหลืออยู่ทำให้ค่าการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนมีค่าไม่ถึงร้อยละ 100
 รายงานการวิจัย เช่นการทดลองของ Li *et al.*, 2005b ซึ่งทำการควบคุมฟาวลิงในระบบ
 ดังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนของน้ำเสียสังเคราะห์ และสามารถฟื้นฟูสภาพเมมเบรนได้ถึงร้อยละ 100
 ด้วยการใช้เทคนิคไฮโดรไดนามิกส์ และสารเคมี คือสารละลายโซเดียมไฮโปคลอไรด์ และ
 สารละลายกรดไฮโดรคลอริกความเข้มข้นร้อยละ 5 นั่นคือหากต้องการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนต่อไป

ให้ถึงร้อยละ 100 ควรเพิ่มความเข้มข้นสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ และสารละลายกรดไนตริก จากร้อยละ 1 ของการทำทำความสะอาดเมมเบรนในงานวิจัยนี้ เป็นร้อยละ 5 โดยอาจต้องลดระยะเวลาที่ใช้ในการล้างก็น่าจะสามารถเพิ่มค่าร้อยละของการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนได้

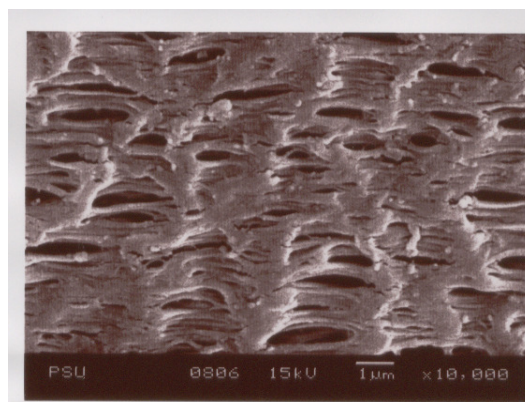
การเกิดฟาวลิ่งลักษณะต่าง ๆ บนผิวเมมเบรน และผลของวิธีการที่ใช้ในการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนสามารถพิจารณาได้ด้วยภาพถ่ายเมมเบรนก่อน และหลังการล้างเมมเบรนด้วยวิธีต่าง ๆ ดังภาพประกอบที่ 22 พบว่าเมมเบรนสะอาดมีรูเปิดขนาดต่าง ๆ ที่ไม่มีอนุภาคของสารใด ๆ เกาะติดหรือสะสมอยู่บนผิวหน้า แต่ภายหลังที่นำมาใช้ในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน และภายหลังทำความสะอาดโดยการฉีดล้างเมมเบรนด้วยน้ำกลั่น พบว่ายังมีสลัดจ์ หรือฟลื้อกเกาะบนผิวหน้าปิดทับรูเปิดของเมมเบรน และรูเปิดของเมมเบรนมีขนาดเล็กลง



ก)



ข)



ค)

ภาพประกอบที่ 22 ภาพถ่ายผิวหน้าเมมเบรน (ก) เมมเบรนสะอาด (ข) เมมเบรนหลังการฉีดล้างด้วยน้ำเปล่า (เทคนิคไฮโดรไดนามิกส์) (ค) เมมเบรนหลังล้างด้วยสารเคมี

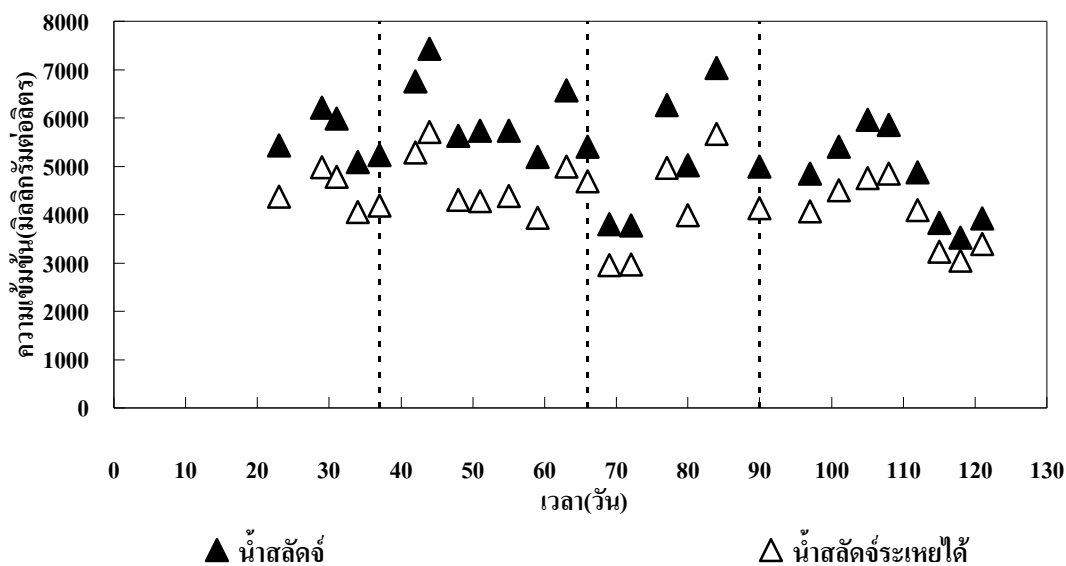
3.5 ลักษณะเฉพาะของมวลสลัดจ์ และกลุ่มจุลินทรีย์ภายในระบบ ฯ

ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอรอบิก มวลสลัดจ์มีหน้าที่สำคัญในการบ่งบอกถึงประสิทธิภาพการกำจัดทั้งสารอินทรีย์คาร์บอน และสารประกอบไนโตรเจน ปริมาณความเข้มข้นมวลสลัดจ์ ขนาด และการกระจายตัวของอนุภาคมวลสลัดจ์ และโครงสร้างกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีอยู่ภายในระบบ ฯ ที่ศึกษาแสดงผลดังต่อไปนี้

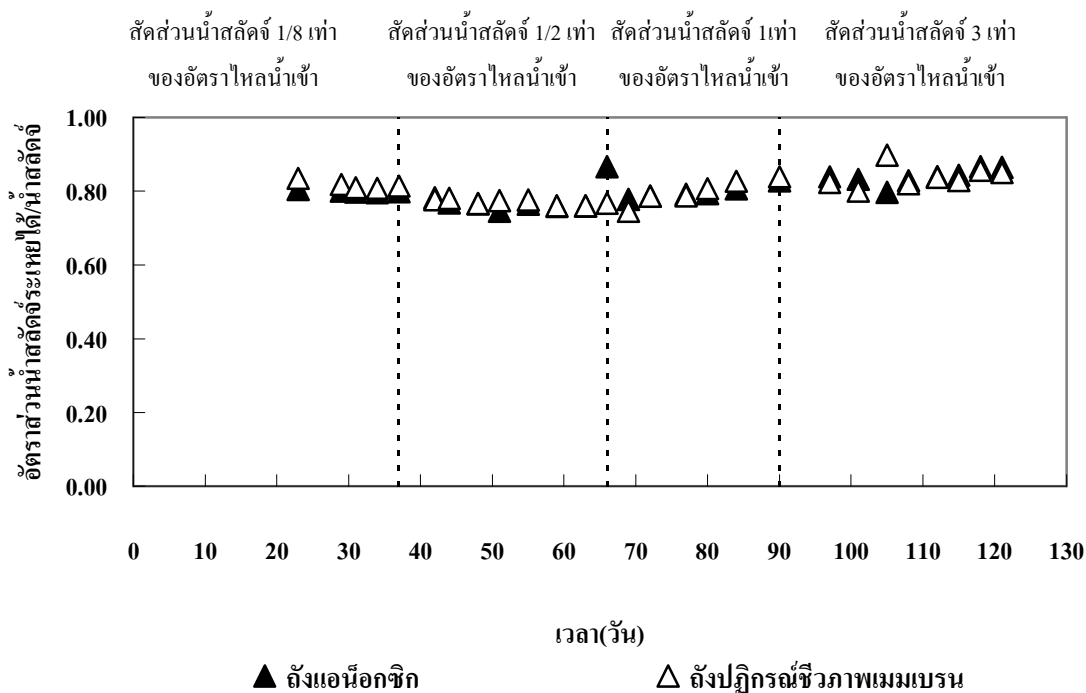
3.5.1 ปริมาณความเข้มข้นมวลสลัดจ์

จากการเดินระบบเริ่มต้นที่ความเข้มข้นมวลสลัดจ์ประมาณ 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และระหว่างการเดินระบบ ฯ ไม่มีการถ่ายทิ้งของมวลสลัดจ์ออกจากระบบ ฯ ดังนั้นระหว่างดำเนินการทดลอง ความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ (MLSS) มีค่าในช่วง 3,500 – 7,500 และ 3,000 – 6,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังแอเนอโรบิก และถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ตามลำดับ และความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) มีค่าในช่วง 3,000 – 6,000 และ 3,000 – 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังแอเนอโรบิก และถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ตามลำดับ ดังภาพประกอบที่ 23 และ 24

สัดส่วนน้ำสลัดจ์ 1/8 เท่า สัดส่วนน้ำสลัดจ์ 1/2 เท่า สัดส่วนน้ำสลัดจ์ 1 เท่า สัดส่วนน้ำสลัดจ์ 3 เท่า



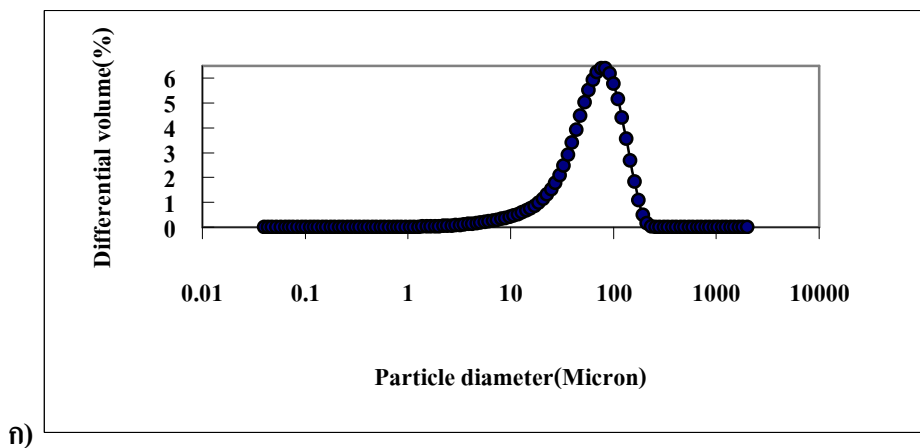
ภาพประกอบที่ 23 ความเข้มข้นน้ำสลัดจ์ (MLSS) และน้ำสลัดจ์ระเหยได้ (MLVSS) ในถังแอเนอโรบิกที่ค่าสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ต่าง ๆ



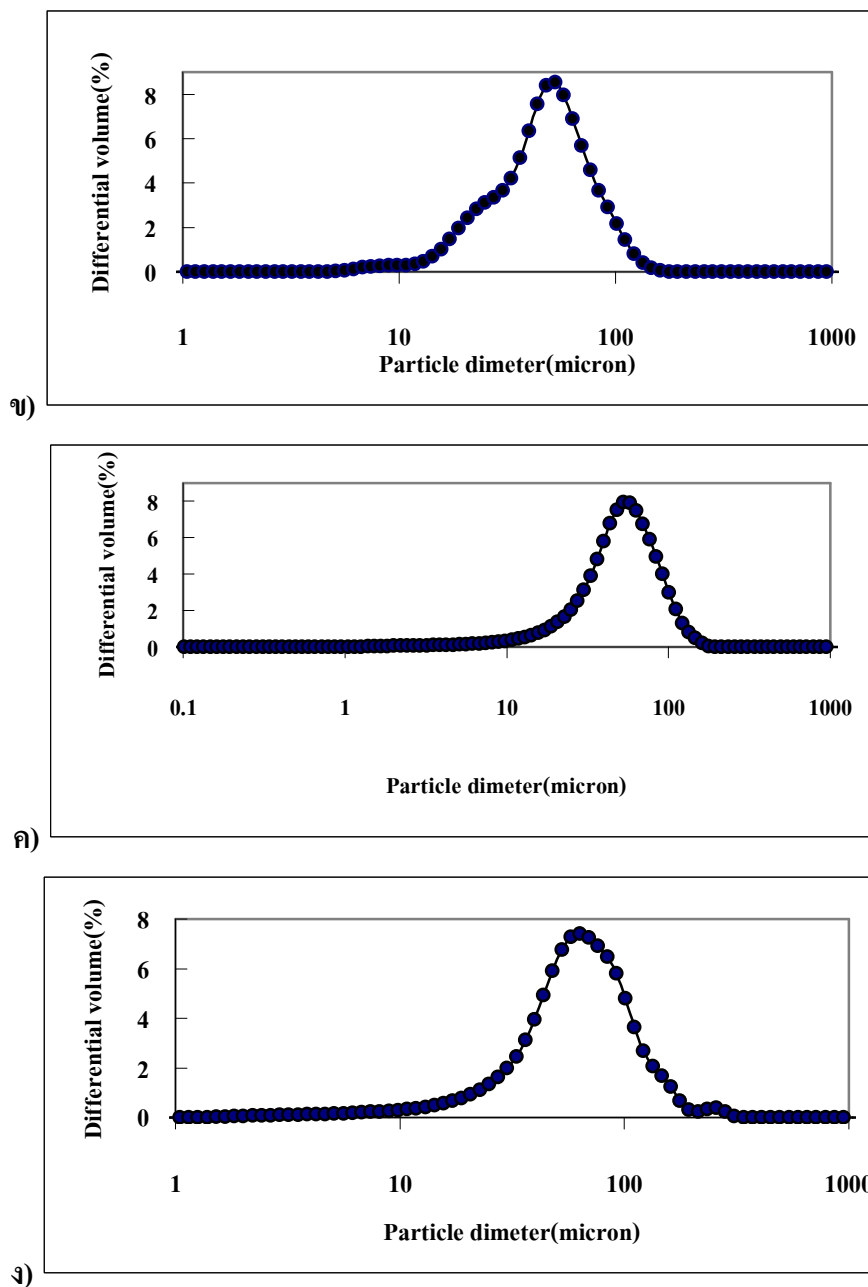
ภาพประกอบที่ 25 อัตราส่วนความเข้มข้นน้ำสลัดจ้ระเหยได้น้ำสลัดจ้ที่สัดส่วนการหมุนเวียน สลัดจ้ต่าง ๆ

3.5.2 ขนาด และการกระจายตัวของฟล็อกในน้ำสลัดจ้ และลักษณะเฉพาะของจุลินทรีย์ในระบบ ๑

จากผลการวัดขนาด และการกระจายตัวของมวลสลัดจ้ที่แขวนลอยในน้ำสลัดจ้ของถังแอนีอกซิก และถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่เดินระบบด้วยการหมุนเวียนน้ำสลัดจ้ที่ค่า 1/8 1/2 1 และ 3 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ ๑ แสดงรูปแบบการกระจายตัวของขนาดอนุภาคในน้ำสลัดจ้ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนดังภาพประกอบที่ 26 และสรุปค่าเฉลี่ย และช่วงการกระจายตัวของขนาดอนุภาคดังตารางที่ 20



ก)



ภาพประกอบที่ 26 (ต่อ) รูปแบบการกระจายตัวของขนาดฟล็อกในน้ำสลัดจ์ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ
 เมมเบรน (ก) จุดตัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 1/8 เท่าของอัตราการไหลน้ำ
 เสียเข้าระบบ ฯ (ข) จุดตัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 1/2 เท่าของอัตราการ
 ไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ (ค) จุดตัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 1 เท่าของอัตรา
 การไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ (ง) จุดตัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 3 เท่าของ
 อัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ

ตารางที่ 20 ค่าเฉลี่ย และช่วงการกระจายตัวของขนาดฟล็อกที่กระจายตัวแขวนลอยในแอ่น็อกซิก และถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่เดินระบบด้วยค่าการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ต่าง ๆ

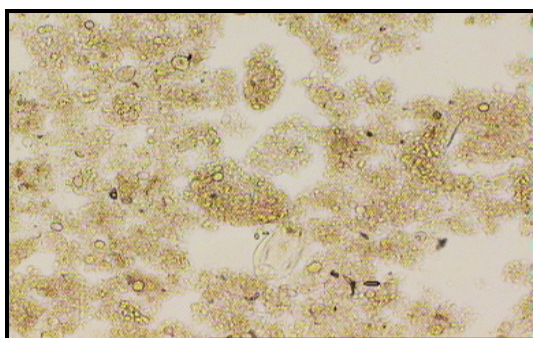
สัดส่วนหมุนเวียนสลัดจ์	ค่าเฉลี่ยขนาดฟล็อก (ไมโครเมตร)		ช่วงของขนาดฟล็อก (ไมโครเมตร)	
	ถึงแอ่น็อกซิก	ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรน	ถึงแอ่น็อกซิก	ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรน
1/8 เท่าอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบฯ	75.46	75.19	0.040-339.9	0.040-282.1
1/2 เท่าอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบฯ	53.45	52.90	4.655-194.2	4.655-194.2
1 เท่าอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบฯ	58.74	57.98	0.868-213.2	0.868-213.2
3 เท่าอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบฯ	69.08	72.20	1.149-234.0	1.047-373.1

จากภาพประกอบที่ 26 และตารางที่ 20 พบว่าขนาดฟล็อกเฉลี่ยมีค่าเทียบเท่ากับขนาดฟล็อกที่พบในระบบเอเอสทั่วไป และฟล็อกที่พบในระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบ 2 เฟส คือแอ่น็อกซิก – ออกซิกเฟส ที่มีค่าเฉลี่ยของฟล็อกประมาณ 56 ไมโครเมตร (Ma *et al.*, 2006b) สำหรับผลการศึกษานี้ พบว่า โดยค่าเฉลี่ย และช่วงของการกระจายตัวของขนาดฟล็อกมีค่าใกล้เคียงกันในทุกชุดสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ ทั้งนี้เนื่องจากการเติมอากาศปริมาณมากเช่นเดียวกับในระบบเอเอสสามารถทำให้ฟล็อกมีขนาดใหญ่ขึ้นได้ (Wilen and Balmer, 1998) อีกทั้งการประกอบด้วย 2 ถึงปฏิกรณ์ โดยในสภาวะแอ่น็อกซิกสลัดจ์อาจสามารถรวมจับตัวกันเป็นฟล็อกที่มีขนาดใหญ่ขึ้นได้ ประกอบกับอายุสลัดจ์ที่ยาวนานส่งผลให้เกิดฟล็อกที่มีขนาดใหญ่ และเมื่อหมุนเวียนเข้าสู่ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจึงมีขนาดเล็กลงจากแรงเฉือนของฟองอากาศ ส่งผลให้เกิดการกระจายขนาดฟล็อกที่ไม่แตกต่างกันในทั้ง 2 ถึงปฏิกรณ์ ดังนั้นจึงมีผลช่วยลดความเสี่ยงของการเกิดฟาวลิงจากการเกิดชั้นเค้กได้ ขณะที่พบช่วงกระจายตัวของขนาดฟล็อกในทุกชุดสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ทั้ง 2 ถึงปฏิกรณ์มีค่าร้อยละขนาดฟล็อกที่เล็กกว่า 2 ไมโครเมตรเพียงร้อยละ 0.11 – 0.22 เท่านั้น ซึ่งแตกต่างจากงานวิจัยของ Wisniewski *et al.* (2000) รายงานว่าการเพิ่มความเร็วของการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเข้าสู่ชุดเมมเบรนเป็นการเพิ่มแรงเฉือนที่ผิวหน้าขณะกรอง และส่งผลให้ฟล็อกแตกตัว มีขนาดเล็กประมาณ 1 – 2 ไมโครเมตรได้

เมื่อพิจารณาช่วงการกระจายตัวของขนาดอนุภาคมวลสลัดจ์ในชุดการทดลองแรก คือ การหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 1/8 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบฯ พบว่ามีขนาดอนุภาคที่เล็กกว่ารูเปิดของเมมเบรน (0.22 ไมโครเมตร) คืออยู่ในช่วง 0.040 - 0.214 ไมโครเมตร คิดเป็นเพียงร้อยละ 0.044 ของปริมาณมวลสลัดจ์ในน้ำสลัดจ์ทั้งหมด สาเหตุเนื่องมาจากเป็นช่วงเริ่มต้น

เดินระบบ ฯ จึงมีบางส่วนเป็นแบคทีเรียขนาดเล็กไม่จับกลุ่มเป็นฟล็อกได้ดีในน้ำสลัดจ์ ซึ่งไม่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนถึงแม้ฟล็อกที่มีขนาดเล็กกว่ารูเปิดส่วนดังกล่าวนี้หลุดออกไปกับน้ำเพอมีเอท ทั้งนี้ในช่วงเริ่มต้นการหมุนเวียนสลัดจ์ที่ค่า 1/8 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบถังแอน็อกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัวพบว่าน้ำเพอมีเอทมีคุณภาพดี คือค่าซีโอดีทั้งหมดในน้ำเพอมีเอทเพียงเฉลี่ย 29 ± 10 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่าความขุ่นเฉลี่ย 1.12 ± 0.02 เอ็นทียูเท่านั้น

ถังแอน็อกซิก



ก) * 10 เท่า



ข) * 20 เท่า



ค) * 20 เท่า

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน



* 10 เท่า



* 20 เท่า



* 20 เท่า

ภาพประกอบที่ 27 กลุ่มจุลินทรีย์ที่พบในชุดการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ต่าง ๆ ก) ชุดสัดส่วนหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ที่ค่า 1/2 ข) 1 และ ค) 3 เท่าของอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบ ฯ

3.5.3 กลุ่มจุลินทรีย์ภายในระบบถังแอน็อกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมน้ำ

ผลการศึกษาเก็บตัวอย่างสลัดจ์แต่ละชุดการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังแอน็อกซิกและถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน เพื่อตรวจสอบลักษณะ และกลุ่มจุลินทรีย์ด้วยวิธีการส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์แบบถ่ายภาพได้ แสดงดังภาพประกอบที่ 27 พบว่านอกจากพบกลุ่มแบคทีเรียเป็นจุลินทรีย์ที่จับตัวเป็นฟล็อกมีปริมาณมากที่สุดแล้ว ยังพบจุลินทรีย์กลุ่ม โปรโตซัวเป็นปริมาณรองลงมา เช่น Sarcodia Flagellates และ Ciliates และพบแบคทีเรียเส้นใยบ้างเล็กน้อย และเมื่อระยะการเดินระบบ ฯ ต่อมาลักษณะกลุ่มจุลินทรีย์มีการเปลี่ยนแปลงไปบ้าง คือ ปริมาณโปรโตซัวพบเห็นมากขึ้น ทั้งนี้การพบโปรโตซัวเหล่านี้จะพบได้ทั่วไปในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Stephenson *et al.*, 2000) ซึ่งบ่งบอกความถึงเสถียรภาพของระบบ ฯ เช่น Stalked ciliates (ภาพ ก. ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน) บ่งบอกว่าเป็นสลัดจ์คุณภาพดี เช่นเดียวกับการพบ Suctorina และ Free - swimming ciliates (ภาพ ข. ในถังแอน็อกซิก และปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน) บ่งบอกประสิทธิภาพของระบบ การเกิดฟล็อกที่ดี และคุณภาพน้ำทิ้งออกจากระบบมีความขุ่น และค่าบีโอดีต่ำ ส่วนโรติเฟอร์ (ภาพ ค. ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน) บ่งบอกว่าเป็นสลัดจ์แก่ มีคุณภาพดี และระบบ ฯ อยู่ในสภาวะที่มีค่า F/M ration ต่ำ ซึ่งการพบกลุ่ม โปรโตซัวเหล่านี้สาเหตุอาจมาจากการเดินระบบ ฯ โดยไม่มีการถ่ายตะกอนออก ด้วยระยะเวลาที่ยาวนาน และก่อนการดำเนินการทดลองในระบบบำบัดแบบจำลองได้สร้างความคุ้นเคยระหว่างสลัดจ์กับน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเล (ซูริมิ) ด้วยระยะเวลาที่ยาวนาน จึงส่งผลให้สลัดจ์แก่ มีอายุงาน และมีคุณภาพดี ส่งผลให้มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดทั้งสารอินทรีย์คาร์บอน และสารประกอบไนโตรเจน ในส่วนการพบแบคทีเรียเส้นใยปริมาณต่ำนั้นเนื่องจากสัดส่วนการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์ในระบบ ฯ เพิ่มขึ้น ปริมาณออกซิเจนละลายในถังแอน็อกซิกเพิ่มขึ้น และในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนปริมาณออกซิเจนไม่เปลี่ยนแปลง และอยู่ในระดับค่อนข้างสูง จึงพบปริมาณแบคทีเรียเส้นใยน้อย ทั้งนี้มีรายงานวิจัยกล่าวว่า จะไม่พบแบคทีเรียเส้นใยที่ค่าออกซิเจนละลาย 5 มิลลิกรัมต่อลิตร (Wilén และ Balmer, 1998) นอกจากนั้นการหมุนเวียนน้ำสลัดจ์จากถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเข้าสู่ถังแอน็อกซิกยังส่งผลให้แบคทีเรียเส้นใยเกิดความเครียด (Stress) ในรูปของกระบวนการเมตาบอลิก (Metabolic) ที่สลับกันไปมาระหว่างแอโรบิกกับแอน็อกซิก แบคทีเรียเส้นใยจึงถูกกดไว้ไม่ให้เจริญเติบโตได้ดี และสู้แบคทีเรียสร้างฟล็อกไม่ได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ทั้งนี้แบคทีเรียเส้นใยจะส่งผลต่อการเกิดฟาวลิงจากการปลดปล่อยสารประกอบที่แบคทีเรียปล่อยออกมาออกเซลล์ (Extracellular Polymeric Substance ; EPS) ที่ก่อให้เกิดชั้นเคลือบที่ไม่มีรูบนผิวหน้าเมมเบรน (Meng *et al.*, 2005b) ซึ่งการพบแบคทีเรียเส้นใยในระบบ ฯ ของการศึกษานี้ ไม่ส่งผลหรืออาจส่งผลบ้าง

เล็กน้อยต่อการเกิดฟาวลิง แต่เนื่องจากการทดลองมีการใช้เทคนิคทางไฮโดรไดนามิกส์จึงช่วยป้องกันการสะสมตะกอนที่ผิวหน้าของเมมเบรนทำให้ลดปัญหาการเกิดฟาวลิง

3.6 แนวทางการนำน้ำเพอมีอเทมาหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงงาน

ผลรายงานวิจัยจากการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาทดลองใช้ในการบำบัดน้ำเสีย พบว่าน้ำทิ้งหลังผ่านการบำบัดมีคุณภาพดีมาก สามารถนำน้ำทิ้งนั้นกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ได้ เช่น จากรายงานวิจัยของ Tao *et al.* (2005) และ Xing *et al.* (2001) พบว่าเมื่อนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาร่วมใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและแอมโมเนียได้มากกว่าร้อยละ 90 น้ำเพอมีอเทนี้จึงสามารถนำมาหมุนเวียนใช้ใหม่ได้ทั้งทางตรง และทางอ้อมสำหรับกิจกรรมต่าง ๆ ภายในระบบบำบัดน้ำเสียนั้น หรือนำไปใช้ภายในโรงงานอุตสาหกรรมก็ได้ เช่นเดียวกับรายงานวิจัยของ Qin *et al.* (2006) ที่นำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาร่วมใช้ในการบำบัดน้ำเสียของประเทศสิงคโปร์ โดยเป็นน้ำเสียชุมชนผสมกับน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมในอัตราส่วนน้ำเสียชุมชนร้อยละ 60 ต่อน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมร้อยละ 40 พบว่า น้ำเพอมีอเทมีคุณภาพดีมากเมื่อเปรียบเทียบการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน และแอมโมเนียในโตรเจน กับคุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดของระบบเอเอส ซึ่งน้ำเพอมีอเทที่ได้จากผลการศึกษานี้สามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ภายในโรงงานได้ นอกจากนี้พบว่าในหลาย ๆ ประเทศได้มีการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ใหม่ ซึ่งส่วนใหญ่มาจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน เช่น หลายประเทศในทวีปยุโรป และอเมริกา ส่วนน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมนั้นยังพบไม่แพร่หลายมากนัก เช่นในรายงานวิจัยของ Blocher *et al.* (2002) ที่ใช้ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนร่วมกับการกรองด้วยเมมเบรนระดับนาโนฟิลเตรชัน และการฆ่าเชื้อด้วยแสงยูวีในระดับโรงงานนำร่อง (Pilot plant) เพื่อการบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตน้ำผลไม้ปริมาณสูงถึง 1.5 ลูกบาศก์เมตรต่อชั่วโมง ซึ่งคุณภาพน้ำที่ได้สามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ในหลายกิจกรรมภายในโรงงาน และผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำดื่มของประเทศเยอรมัน โดยผลวิจัยรายงานวิเคราะห์ต้นทุนบำบัดน้ำเสีย พบว่าเสียค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียเพียง 2.59 ยูโรต่อลูกบาศก์เมตร คาดว่าทำให้ประหยัดเงินจากการซื้อน้ำได้ถึง 90,000 ยูโรต่อปี และสามารถคืนทุนได้หลังการดำเนินการแล้ว 3 ปี ทั้งนี้ น้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารมักจะสารอินทรีย์ สารแขวนลอย และธาตุอาหารเป็นส่วนใหญ่ โดยปกติจะไม่มีสารมีพิษปะปนมาด้วย ดังนั้นน้ำทิ้งหลังบำบัดจากโรงงานประเภทนี้จึงมีความน่าสนใจเพื่อเป็นทางเลือกในการนำกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ในกิจกรรมต่าง ๆ ของโรงงาน

จากผลศึกษาวิจัยนี้ พบว่าคุณภาพน้ำเพอมีเอทที่ผ่านการบำบัดจากระบบ ถังแอเน็อกซิกร่วมกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเมมเบรนจมตัว นอกจากจะผ่านเกณฑ์ มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งของกรมโรงงานอุตสาหกรรมแล้ว (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2535) วิธีการบำบัดที่มุ่งเน้นในส่วนกระบวนการที่เพิ่มการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนร่วมกับการกำจัด สารอินทรีย์คาร์บอนนี้ส่งผลให้น้ำทิ้งมีค่าไนเตรตผ่านเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนดไว้ในน้ำดื่มของ องค์การอนามัยโลก (WHO 1984) การประปานครหลวง กรมอนามัย กระทรวงสาธารณสุข (2524) กระทรวงอุตสาหกรรม (2521) และสำนักงานมาตรฐานอุตสาหกรรม (2521) ที่กำหนดไว้เกิน 45 มิลลิกรัมไนเตรตต่อลิตร เพื่อป้องกันการเกิดโรคตัวเขียว (หรือ Blue baby) ในเด็กอ่อนมากที่สุด บริโภคน้ำมีไนเตรตสูงเกินไป ทั้งนี้ปริมาณไนเตรตจากการทดลองมีค่าเฉลี่ย 30 ± 9 มิลลิกรัมต่อ ลิตร นอกจากนั้นคุณภาพน้ำยังผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งด้านกายภาพ เคมี และจุล ชีววิทยา ตามมาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการหมุนเวียนใช้ใหม่ขององค์กรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่ง สหรัฐอเมริกา (USEPA) โดยคุณภาพน้ำทิ้งมีค่าต่ำกว่าเกณฑ์ที่กำหนด คือ ค่าพีเอช ค่าบีโอดี ค่า ของแข็งแขวนลอย ค่าความขุ่น และปริมาณเชื้อก่อโรคทางเดินอาหาร (E. coli) ในทุกเกณฑ์ระดับ ที่แบ่งแยกเป็น 4 ระดับ คือ ระดับเอ บี ซี และ ดี แสดงคุณลักษณะคุณภาพน้ำทิ้งเพื่อการระบุใช้ใน กิจกรรมต่าง ๆ ของ USEPA ดังตารางที่ 21 ดังนั้นน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วนี้จึงสามารถนำไปใช้ ในกิจกรรมต่าง ๆ ได้ ทั้งทางการเกษตร เช่น การใช้เพาะปลูกพืชมีหัวใต้ดิน ใช้ในครัวเรือน เช่น นำมาใช้รดสนามหญ้า ผักผลไม้และเป็นน้ำดับเพลิง และการนำกลับมาใช้ในโรงงานอุตสาหกรรม เช่น การล้างพื้นและการรดน้ำต้นไม้ เป็นต้น

คุณภาพน้ำจากการวิจัยในครั้งนี้สามารถนำมาใช้ใหม่ได้เพื่อการอุปโภคเท่านั้น หากต้องการนำกลับมาใช้ใหม่เพื่อการบริโภคจำเป็นต้องบำบัดน้ำเพอมีเอทจากงานวิจัยนี้ให้มี คุณภาพดีผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำบริโภค (WHO, 1984) ซึ่งต้องศึกษาเพิ่มเติมในบาง พารามิเตอร์ เช่น ค่าสี และค่าการปนเปื้อนสารโลหะหนัก เป็นต้น รวมถึงพารามิเตอร์ทางจุล ชีววิทยา เช่น เชื้อก่อโรคระบบทางเดินอาหาร คือ อีโคไลน์ และโคลิฟอร์มแบคทีเรีย เนื่องจากน้ำ เพอมีเอทที่ได้จากงานวิจัยนี้เป็นน้ำเสียจากระบวนการผลิตอาหารทะเล ไม่เป็นน้ำจากแหล่งน้ำ ตามธรรมชาติ จึงอาจมีการปนเปื้อนเชื้อโรค หรือจุลินทรีย์บางชนิดจากวัตถุดิบ จึงอาจเป็นอัตราต่อ ผู้สัมผัสได้หากต้องการนำไปใช้เพื่อการบริโภค และต้องสัมผัสกับคน

ตารางที่ 21 คุณลักษณะคุณภาพน้ำที่เพื่อการระบุใช้ในกิจกรรมต่าง ๆ ของ USEPA เปรียบเทียบกับคุณภาพน้ำหลังบำบัดจากการวิจัยครั้งนี้

ระดับ	คุณภาพน้ำ (USEPA)	การใช้ประโยชน์	คุณภาพน้ำเพอมีเอท (จากงานวิจัยนี้)
เอ	พีเอช 6 – 9 บีโอดี < 10 มก.ต่อล. ของแข็งแขวนลอย < 5 มก.ต่อล. อีโคไล < 10 เอ็มพีเอ็นต่อ 100 มล. ความขุ่น 2 เอ็นทียู	ใช้ในการรดน้ำต้นไม้พืชที่ปลูก เช่น แครอท ใช้ในระบบเปิดของโรงงานที่คนงานอาจมีการสัมผัสน้ำ แต่ไม่สามารถนำไปใช้ป็นน้ำดื่มได้ หรือการใช้ที่ไร้การควบคุมดูแล	พีเอช 7.12 – 7.78 บีโอดี 0.2 มก.ต่อล. ของแข็งแขวนลอย < 5 มก.ต่อล. อีโคไล < 2 เอ็มพีเอ็นต่อ 100 มล. ความขุ่น 0.76 – 1.18 เอ็นทียู
บี	พีเอช 6 – 9 บีโอดี < 20 มก.ต่อล. ของแข็งแขวนลอย < 30 มก.ต่อล. อีโคไล < 100 เอ็มพีเอ็นต่อ 100 มล.	ใช้ในการรดน้ำต้นไม้พืชที่ปลูกเพื่อการปลูกศุสต์ว์ และน้ำล้างพื้น	
ซี	พีเอช 6 – 9 บีโอดี < 20 มก.ต่อล. ของแข็งแขวนลอย < 30 มก.ต่อล. อีโคไล < 1,000 เอ็มพีเอ็นต่อ 100 มล.	ใช้ในการรดน้ำต้นไม้พืชที่ปลูกเพื่อการอุปโภคของคนเท่านั้น แต่ต้องผ่านกระบวนการบำบัดก่อนใช้และใช้ในโรงงานได้ แต่ห้ามคนงานสัมผัสน้ำ ไม่สามารถนำไปใช้ป็นน้ำดื่มได้	
ดี	พีเอช 6 – 9 บีโอดี < 20 มก.ต่อล. ของแข็งแขวนลอย < 30 มก.ต่อล. อีโคไล < 10,000 เอ็มพีเอ็นต่อ 100 มล.	ใช้ในการรดน้ำต้นไม้พืชที่ปลูกไว้ เช่น ดอกไม้ แต่ไม่ใช้สำหรับบริโภค	

การนำน้ำเพอมีเอทจากงานวิจัยนี้ไปปรับปรุงให้มีคุณภาพในระดับที่สูงขึ้นเพื่อใช้บริโภค นั้นสามารถเพิ่มเติมด้วยการเลือกใช้กระบวนการออสโมซิสผันกลับ (Reverse Osmosis) ที่ใช้ความดันเป็นแรงขับของเหลวผ่านเมมเบรนชนิด Semi – permeable membrane ที่มีคุณสมบัติยอมให้เฉพาะโมเลกุลน้ำผ่านเท่านั้น ดังนั้นจึงสามารถผลิตน้ำเพอมีเอทนี้ให้บริสุทธิ์โดยสามารถแยกสารปนเปื้อนต่าง ๆ เช่น แคลเซียม น้ำตาล โปรตีน ของแข็งแขวนลอย สีขุ่น และไอออนเกลือ เป็นต้น ออกจากโมเลกุลน้ำ โดยเฉพาะไอออนเกลือซึ่งเป็นโมเลกุลที่มีประจุจะถูกแยกออกได้ง่าย (ขันทอง สุนทรภา, 2548) ดังนั้นกระบวนการออสโมซิสผันกลับจึงเหมาะสมกับน้ำเพอมีเอทจากงานวิจัยนี้ที่มาจากน้ำเสียอุตสาหกรรมแปรรูปอาหารทะเล ซึ่งมีเกลือปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสีย

ด้วย ในขณะที่เดียวกันน้ำเพอมีเอทนี้ที่ผ่านการกรองในระดับไมโครฟิลเตรชันมาแล้วถือว่าผ่านการบำบัดเบื้องต้นแล้วนั้นจะสามารถลดการเกิดฟาวลิ่งจากของแข็งแขวนลอย และการเกิดไบโอฟาวลิ่งจากแบคทีเรียได้ดี ทำให้พร้อมเข้าสู่การปรับปรุงคุณภาพน้ำด้วยเมมเบรนระดับอาร์โอ ซึ่งช่วยให้อายุการใช้งานยาวนานขึ้น ลดค่าใช้จ่ายในการทำความสะดวกเมมเบรน จากการผลิตน้ำเพอมีเอทเพื่อการอุปโภคบริโภค