

การกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำผิวดินโดยใช้เยื่อกรองแบบไมโคร

Removal of effluent natural organic matter in surface water using microfiltration membrane

อภิญา อ่อนสาร¹, สุพัฒน์พงษ์ มัตราจ^{2*}, วิภาดา เดชะปัญญา³, กรรณิกา รัตนพงศ์เลขา⁴, สมภาพ สนองราษฎร์⁵ และ เทียมมะณีญ์ รัตนวีระพันธ์⁶

Apinya Onsarn¹, Supatpong Mattaraj^{2*}, Wipada Dechapanya³, Karnika Ratanapongleka⁴, Sompop Sanongraj⁵ and Tiammanee Rattanaweerapan⁶

Received: 14 December 2022 : Revised: 14 February 2023; Accepted: 23 March 2023

บทคัดย่อ

วัตถุประสงค์ของงานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำผิวดินโดยใช้เยื่อกรองแบบไมโคร รุ่น HVLP2932A การทดสอบการกรองหาได้โดยใช้การกรองแบบไหลปิดตายตามแนวตั้ง ปัจจัยที่ใช้ในการศึกษาได้แก่ ความดันในระบบ ความแรงประจุ อีกทั้งได้ทำการศึกษาสารอินทรีย์ผสมระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำผิวดิน โดยใช้อัตราส่วนของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งต่อสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำผิวดินเท่ากับ 1:1, 1:3, และ 3:1 จากการศึกษาพบว่า การเพิ่มความดันในระบบส่งผลให้ฟลักซ์สารละลายเพิ่มขึ้นและเพิ่มค่าการกำจัดสารอินทรีย์ ส่วนการเพิ่มความแรงของประจุเป็นสาเหตุทำให้เพิ่มการลดลงของฟลักซ์และเพิ่มค่าการกำจัดสารอินทรีย์มากขึ้น การทดสอบอัตราส่วนของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งต่อสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำผิวดินที่ 3:1 ให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สูงสุดเท่ากับร้อยละ 32.1 นอกจากนี้ผลการทดลองชี้ชัดว่าสัดส่วนของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำผิวดิน ส่งผลต่อการลดลงของฟลักซ์สารละลายมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ โดยพบว่าการเพิ่มอัตราส่วนของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งส่งผลให้การลดลงของฟลักซ์มากขึ้น

คำสำคัญ: สารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง สารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำผิวดิน เยื่อกรองแบบไมโคร การลดลงของฟลักซ์

Abstract

The objective of this research was to study the removal efficiency of effluent organic matter (EfOM) and natural organic matter (NOM) in surface water by microfiltration membrane (model HVLP2932A). The filtration experiments were determined using a dead-end filtration membrane. Factors studied were the operating pressures, ionic strengths, and combined solutions between EfOM and NOM using the solution ratio (EfOM:NOM) of 1:1, 1:3, and 3:1. Experimental results showed that increased operating pressure resulted in increased solution flux and removal of organic matter. Increased ionic strength caused an increase in flux decline and exhibited an increase in organic matter removal. The experimental ratio of EfOM to NOM at 3:1 provided the highest organic removal efficiency of 32.1%. In addition, the

¹ ผู้ช่วยวิจัย, ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี อ.วารินชำราบ จ.อุบลราชธานี 34190

^{2,3} รองศาสตราจารย์, ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี อ.วารินชำราบ จ.อุบลราชธานี 34190

^{4,5} ผู้ช่วยศาสตราจารย์, ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี อ.วารินชำราบ จ.อุบลราชธานี 34190

⁶ อาจารย์, ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี อ.วารินชำราบ จ.อุบลราชธานี 34190

¹ Research assistant, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Ubonratchathani University, Warinchamrap, Ubonratchathani 34190

^{2,3} Associate Professor, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Ubonratchathani University, Warinchamrap, Ubonratchathani 34190

^{4,5} Assistant Professor, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Ubonratchathani University, Warinchamrap, Ubonratchathani 34190

⁶ Lecturer, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Ubonratchathani University, Warinchamrap, Ubonratchathani 34190

* Corresponding author: e-mail: supatpong.m@ubu.ac.th

experimental results indicated that combined EfOM and NOM solutions caused significant differences in flux decline. It was found that an increased EfOM ratio enhanced greater flux decline.

Keywords: Effluent organic matter, natural organic matter in surface water, microfiltration, flux decline

บทนำ

น้ำเป็นทรัพยากรที่มีอยู่ตามธรรมชาติที่มีความสำคัญต่อสิ่งมีชีวิต โดยเฉพาะมนุษย์ ซึ่งมนุษย์ใช้น้ำเพื่ออุปโภคและบริโภคในชีวิตประจำวัน ในอดีตการเกิดภาวะมลพิษในแหล่งน้ำหรือการเกิดการเน่าเสียของแหล่งน้ำมีน้อยมากเมื่อเทียบกับปัจจุบัน แต่ในสถานการณ์ปัจจุบัน มีการเจริญเติบโตทางด้านชุมชน สังคมเมือง และเศรษฐกิจ ตลอดจนการประกอบกิจกรรมต่างๆ ทั้งทางด้านเกษตรกรรม การประมง อุตสาหกรรม การคมนาคมขนส่ง และพาณิชยกรรม เป็นต้น ทำให้ธรรมชาติไม่สามารถฟื้นฟูตัวเองได้หรือฟื้นฟูได้ยาก ปัญหาน้ำเสียจึงเพิ่มมากขึ้น ทำให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศและผลกระทบต่อการใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำ จนทำให้เกิดปัญหาน้ำขาดแคลน ประกอบกับปัจจุบันความต้องการใช้น้ำเพิ่มมากขึ้นอย่างต่อเนื่อง ซึ่งแนวทางหนึ่งที่จะช่วยแก้ไขปัญหาดังกล่าว คือการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดกลับมาใช้ใหม่ โดยเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่สามารถประหยัดทรัพยากรน้ำที่มีอยู่อย่างจำกัดได้ รวมถึงสามารถแก้ไขปัญหาการขาดแคลนน้ำ อีกทั้งยังช่วยลดปริมาณน้ำทิ้งที่ต้องระบายลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะทั่วไป และยังเป็นการลดปัญหามลพิษในแหล่งน้ำอีกด้วย (National Research Council, 2012)

จากวิกฤตมหาอุทกภัย จังหวัดอุบลราชธานี ปี 2565 ซึ่งเป็นปีที่เกิดน้ำท่วมครั้งใหญ่ที่สุดในรอบ 40 ปี อันเนื่องมาจากฝนตกชุกและน้ำไหลหลากจากหลายพื้นที่ไหลรวมตัวกันและไหลเข้าพื้นที่ในจังหวัดอุบลราชธานี จนเกิดการชะล้างสิ่งที่เป็นเปื้อนมลพิษต่างๆ จากผืนดินลงสู่แหล่งน้ำโดยรอบ และคาดว่าสาเหตุของมลพิษส่วนใหญ่เกิดจากน้ำที่มีการตกค้างในบริเวณชุมชนต่างๆ ท่อระบายน้ำเสีย น้ำชะจากกองขยะ บ่อขยะ รวมถึงพื้นที่ทำการเกษตร ซึ่งเป็นสาเหตุหลักที่ทำให้เกิดการปนเปื้อนและขยายวงกว้างขึ้น จากการไหลผ่านของน้ำผ่านพื้นที่ต่างๆ ดังที่กล่าวมา ทำให้ลักษณะคุณภาพของน้ำเกิดการเปลี่ยนแปลง ยกตัวอย่างเช่น ปริมาณออกซิเจนในน้ำลดลง ความขุ่น สีและตะกอนแขวนลอยเพิ่มขึ้น มีการปนเปื้อนของสารเคมี ตลอดจนพบสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง (effluent organic matter: EfOM) (Fatta-Kassinos *et al.*, 2011) ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่อยู่ในรูปสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ ประกอบไปด้วย 3 กลุ่มหลัก คือ 1. สารอินทรีย์ธรรมชาติ (natural organic matter: NOM) พบได้ตามแหล่งน้ำธรรมชาติโดยทั่วไป เป็นส่วนประกอบสำคัญของน้ำทิ้ง ที่ทำให้เกิดสีหรือสีน้ำตาลอ่อนในแหล่งน้ำ อีกทั้งในระบบผลิตน้ำประปา หาก

กำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติไม่หมด จะเกิดการทำปฏิกิริยากับคลอรีนในกระบวนการฆ่าเชื้อโรค เกิดเป็นสารกลุ่มไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes, THMs) โดยรูปแบบของไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 รูปแบบที่พบบ่อย คือ 1. คลอโรฟอร์ม (Chloroform) 2. โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane : BDCM) 3. ไดโบรโมคลอโรมีเทน (dibromochloromethane : DBCM) และ 4. โบรโมฟอร์ม (bromoform) ซึ่งเป็นสาเหตุที่ทำให้เกิดโรคมะเร็งได้ (Watson *et al.*, 1989) 2. สารประกอบอินทรีย์สังเคราะห์ (synthetic organic compounds) และ 3. สารชีวภัณฑ์ละลายน้ำ (soluble microbial products) ซึ่งเกิดจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพและสารอินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ หรือย่อยสลายได้ยาก (Shon *et al.*, 2007) สำหรับสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจะประกอบด้วยสารประกอบหลายชนิด ตั้งแต่สารที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำไปจนถึงสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง ยกตัวอย่างเช่น โปรตีน กรดอะมิโน กรดนิวคลีอิก โพลีแซ็กคาไรด์ กรดฮิวมิก กรดฟูลวิก กรดอินทรีย์รวมถึงส่วนประกอบของเซลล์ เป็นต้น (Barker *et al.*, 2000) จากรายงานการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งรวมถึงสารอินทรีย์ธรรมชาติ ก่อให้เกิดปัญหาต่อแหล่งน้ำและการผลิตน้ำสะอาดไว้สำหรับอุปโภคและบริโภคจากปัญหานี้จึงจำเป็นต้องบำบัดน้ำให้สะอาดก่อนนำไปใช้

การปรับปรุงคุณภาพน้ำโดยการกรองผ่านเยื่อกรอง (membrane) เป็นอีกหนึ่งวิธีที่นิยมใช้สำหรับปรับปรุงคุณภาพน้ำในปัจจุบัน โดยการกรองแบบไมโคร (microfiltration: MF) เป็นอีกหนึ่งวิธีสำหรับกำจัดความขุ่นออกจากน้ำ และพบว่าสามารถกำจัดตะกอนและสารคอลลอยด์ที่มีอนุภาคขนาดใหญ่ออกจากน้ำได้ โดยที่ระบบการกรองโดยใช้เยื่อกรองแบบไมโครเป็นที่นิยมสำหรับระบบผลิตน้ำประปา และยังมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งที่อยู่ในน้ำทิ้งและในแหล่งน้ำธรรมชาติได้ (Buscio *et al.*, 2015) ดังนั้นเพื่อเป็นการประยุกต์ใช้เยื่อกรองในการผลิตน้ำจากน้ำทิ้งให้มีคุณภาพสูง รวมถึงสามารถนำน้ำทิ้งกลับมาใช้ใหม่สำหรับวัตถุประสงค์ต่างๆ งานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นศึกษาการใช้เยื่อกรองแบบไมโครสำหรับกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติจากแหล่งน้ำผิวดินด้วยอัตราส่วนที่แตกต่างกัน เพื่อเป็นการสร้างองค์ความรู้เพื่อศึกษาการใช้เยื่อกรองแบบไมโคร เพื่อพัฒนากระบวนการไมโครสำหรับกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำผิวดินต่อไป

วิธีการทดลอง

การเตรียมสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติจากแหล่งน้ำผิวดิน

การเตรียมน้ำตัวอย่างของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง (EfOM) สามารถเตรียมได้โดยทำการเก็บน้ำตัวอย่างจากระบบบำบัดน้ำเสียภายในมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบสระเติมอากาศ (aerated lagoon) ต่อด้วยบ่อดกตะกอน โดยการเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งจะเก็บน้ำที่ไหลล้นออกจากบ่อดกตะกอนด้วยปริมาณน้ำ 500 ลิตร ส่งถึงเก็บน้ำตัวอย่าง จากนั้นนำน้ำดังกล่าวเข้าสู่การบำบัดเบื้องต้นด้วยกระบวนการแลกเปลี่ยนไอออน การกรองผ่านเยื่อกรองต่อเนื่องขนาด 5 และ 10 ไมโครเมตร และตามด้วยการแยกสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยการกรองแบบออสโมซิสผืนกลับ (reverse osmosis membrane) ซึ่งในส่วนนี้จะสามารถแยกน้ำออกเป็น 2 ส่วน คือ (1) เเพอเมอเท (permeate) หรือน้ำสะอาด และ (2) คอนเซนเตรท (concentrate) หรือน้ำที่มีความเข้มข้นสูงของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง อันเนื่องมาจากความสามารถในการกักกันของเยื่อกรองจากนั้นทำการหยุดระบบ เมื่อปริมาณน้ำคอนเซนเตรทในถังบรรจุลดลงเหลือปริมาณเท่ากับ 30 ลิตร

การเตรียมสารอินทรีย์ธรรมชาติ (NOM) จากแหล่งน้ำผิวดินบริเวณภายในมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี ซึ่งใช้เป็นแหล่งน้ำดิบในการผลิตน้ำประปาเพื่อการอุปโภคและบริโภคภายในมหาวิทยาลัยฯ โดยจากการเก็บน้ำตัวอย่างน้ำดิบดังกล่าวปริมาตร 1,500 ลิตร นำไปผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเบื้องต้นด้วยกระบวนการแลกเปลี่ยนไอออนที่ส่งผลต่อการเกิดตะกอนบนผิวเยื่อกรองโดยการกรองแบบออสโมซิสผืนกลับ ในขั้นตอนนี้สามารถแยกสารอินทรีย์ธรรมชาติที่อยู่ในส่วนของคอนเซนเตรท โดยจะแยกสารอินทรีย์ธรรมชาติเข้มข้นให้ได้ปริมาตรเท่ากับ 30 ลิตร ซึ่งภายใต้การศึกษาในครั้งนี้จะใช้น้ำในส่วนของคอนเซนเตรททั้งในกรณีของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติเข้มข้น โดยนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการข้างต้นใส่ในภาชนะที่ปิดสนิทและแช่ภายใต้อุณหภูมิ 4 °C เพื่อเก็บรักษาสภาพสารอินทรีย์เข้มข้นให้อยู่ในสภาพที่พร้อมใช้งานและปรับความเข้มข้นของสารอินทรีย์สำหรับการทดสอบกับเยื่อกรองแบบไมโครในขั้นต่อไป

การเตรียมเยื่อกรองแบบไมโคร

เยื่อกรองแบบไมโคร (Microfiltration Membrane) ของ Durapore รุ่น HVLP2932A มีคุณสมบัติดังนี้ คือเป็นเยื่อกรองแบบ Thin Film Membrane ผลิตจาก Hydrophilic Polyvinylidene Fluoride (PVDF) มีความชอบน้ำ ขนาดรูพรุนเท่ากับ 0.45 μm สามารถทนอุณหภูมิได้สูงสุดเท่ากับ 85 °C โดยนำแผ่นเยื่อกรองมาตัดให้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 7.6 เซนติเมตร เพื่อให้สามารถใส่เข้ากับชุดกรองแบบไมโคร เยื่อกรองที่ยังไม่ใช้ทันทีจะเก็บรักษาโดยการนำไปแช่ในสารละลายโซเดียมเมตาไบซัลไฟต์ ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) ที่ความเข้มข้น 1% ที่อุณหภูมิ 4°C เพื่อป้องกันการทำปฏิกิริยากับออกซิเจนและลดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่จะทำลายผิวหน้าของแผ่นเยื่อกรอง

การเดินระบบของชุดเยื่อกรองแบบไมโคร

การทำงานชุดทดสอบเยื่อกรองแบบไมโครโดย การทดสอบเป็นแบบการไหลปิดตายตามแนวตั้ง (dead-end operation) ถูกแสดงใน Figure 1 ซึ่งประกอบด้วย Stirred Cell ขนาด 400 mL ที่สามารถทนแรงดันได้สูงสุด 75 psig ซึ่งภายในบรรจุใบกวนติดตั้งอยู่บนแท่น โดยอาศัยการกวนแบบแม่เหล็กขับเคลื่อน (magnetic stirrer) แผ่นเยื่อกรองแบบไมโครมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 7.6 เซนติเมตร ถูกติดตั้งอยู่ใน Stirred Cell ถึงใส่น้ำตัวอย่างทำจากเหล็กสแตนเลส และมีเกจวัดความดันติดตั้งตั้งแต่ 5-100 psig ต่อกับถังไนโตรเจนที่สามารถสร้างแรงดันได้ไม่น้อยกว่า 100 psig เพื่อเพิ่มแรงดันให้กับชุดทดสอบการกรอง ขณะที่เดินระบบแรงดันจะดันน้ำตัวอย่างผ่านชุดการไหลปิดตายที่มีแผ่นเยื่อกรองไมโครอยู่ภายใน และเกิดการไหลของน้ำซึมผ่านแผ่นเยื่อกรองจากชุดทดสอบผ่านท่อสายยางไปยังภาชนะเก็บตัวอย่าง โดยใช้ปั๊มเกอร์ ซึ่งตั้งอยู่บนเครื่องชั่ง Mettler Toledo รุ่น PB3002-S ในการวัดค่าน้ำหนักของน้ำที่ไหลผ่านเยื่อกรอง โดยเครื่องชั่งมีความละเอียดสองตำแหน่ง

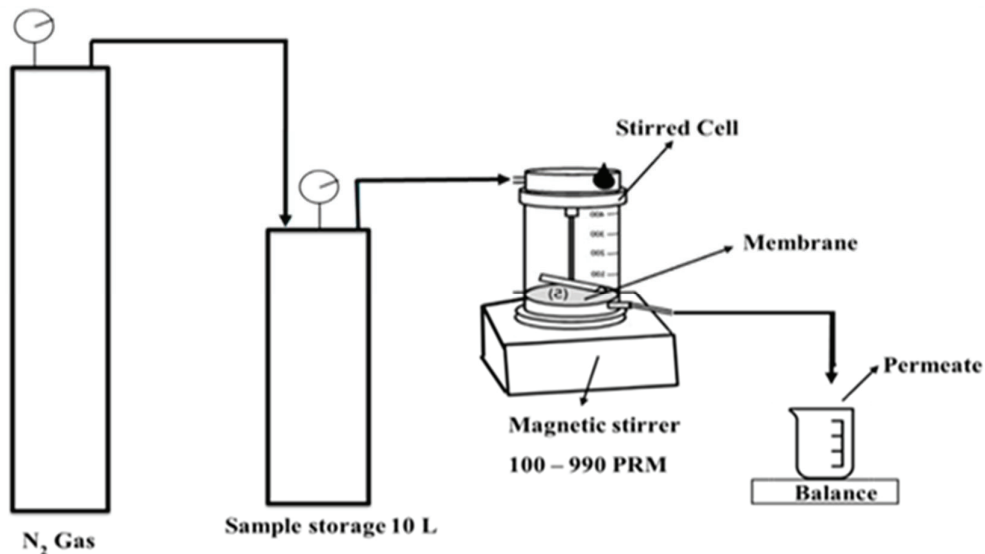


Figure 1 Schematic representation of a Dead-end filtration system

ขั้นตอนการทดลอง

เยื่อกรองแบบไมโครถูกล้างด้วยน้ำกลั่นและทำการติดตั้งแผ่นเยื่อกรองกับชุดทดสอบ จากนั้นล้างเยื่อกรองผ่านระบบชุดทดสอบเยื่อกรอง เพื่อเตรียมความพร้อมก่อนการทดลองจริงด้วยน้ำตัวอย่าง ในระหว่างนี้จะหาค่าอัตราการไหลของน้ำ DI เทียบหรือค่าฟลักซ์กับความดันในระบบที่ระดับต่างๆ กัน เพื่อหาค่าคงตัวการซึมผ่านของเยื่อกรองเริ่มต้น และนำข้อมูลข้างต้นไปใช้สำหรับการวิเคราะห์เชิงเปรียบเทียบค่าฟลักซ์ก่อนและหลังล้างเยื่อกรอง ภายหลังจากเสร็จสิ้นการทดสอบของน้ำตัวอย่างต่างๆ การทดสอบด้วยน้ำตัวอย่างเป็นการนำน้ำตัวอย่างที่เตรียมไว้แล้วตามความเข้มข้นสารอินทรีย์และความแรงประจุ ผิดเข้าสู่ระบบและเริ่มต้นการทดลอง โดยอาศัยการปรับความดันในระบบตามที่ต้องการ ควบคุมจากถังก๊าซ ความดันเป็นตัวขับเคลื่อนน้ำตัวอย่างจากถังเก็บน้ำตัวอย่างผ่านท่อ นำส่งไปยังชุดทดสอบ โดยภายในจะมีแผ่นเยื่อกรองแบบไมโครถูกติดตั้งไว้แล้ว และแรงดันจะดันสารตัวอย่างผ่านแผ่นเยื่อกรองและน้ำเกิดจากการซึมผ่านจากชุดทดสอบไปยังภาชนะเก็บตัวอย่างเพื่อชั่งน้ำหนักของปริมาตรน้ำ จากการเก็บน้ำตัวอย่างในส่วนดังกล่าว (เพอมีเอท) เพื่อนำข้อมูลไปวิเคราะห์ตลอดการทดลอง ซึ่งประกอบด้วย (1) การวิเคราะห์หาค่าฟลักซ์สารละลาย โดยจะเก็บตัวอย่างตั้งแต่เวลาที่ 0 ถึง 240 นาที โดยเก็บน้ำตัวอย่างทุก 5 นาที จนครบ 60 นาที จากนั้นเก็บทุก 10 นาที จนครบ 180 นาที หลังจาก 180 นาที เป็นต้นไปจะเก็บทุก 20 นาที จนถึง 240 นาที และ (2) การวิเคราะห์ค่าคงเหลือสารอินทรีย์ด้วยเครื่องวัดค่าการดูดกลืนแสง โดยใช้เครื่อง UV-VIS spectrophotometer (SHIMADZU UV1204, Japan) ที่ความยาวคลื่น 254 nm (Avramescu et al., 2003) เพื่อการคำนวณหาประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์โดยใช้เยื่อกรองแบบไมโคร

สมการการคำนวณ

อัตราการกรองผ่านเยื่อกรองหรือฟลักซ์สารละลาย (solution flux) แสดงผลของการกรองซึ่งขึ้นถึงการอุดตันของเยื่อกรองตามระยะเวลาของการกรอง โดยผลมาจากการสะสมของสารอินทรีย์บนผิวของเยื่อกรองทำให้อัตราการไหลของน้ำที่ผ่านการกรองลดลง โดยสมการฟลักซ์สารละลาย เป็นดังสมการที่ (1)

$$J_v = (L_p) \cdot (\Delta P) = \frac{Q_p}{A_m} \quad (1)$$

โดย J_v คือฟลักซ์สารละลาย ($L/(m^2 \cdot h)$, LMH), L_p คือ ค่าคงตัวการซึมผ่านเยื่อกรอง ($L/(m^2 \cdot h, kPa)$), ΔP คือ ความดันในระบบ (kPa), Q_p คืออัตราการไหลของน้ำที่ผ่านการกรอง (L/h), A_m คือพื้นที่ที่ใช้สำหรับการกรอง (m^2) ส่วนร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ (Rejection) แสดงถึงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์โดยใช้เยื่อกรองแบบไมโครสามารถคำนวณได้จากสมการ (2)

$$\% R = \left(1 - \frac{C_p}{C_r} \right) \times 100\% \quad (2)$$

โดยที่ R คือร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ, C_p คือความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในส่วนเพอมีเอท (mg/L) และ C_r คือความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในส่วนคอนเซนเตรท (mg/L)

ปัจจัยที่ศึกษา

ปัจจัยที่ศึกษาภายใต้การดำเนินการระบบแบบไหลในแนวตั้งโดยมีเยื่อกรองแบบไมโครติดตั้งภายในระบบได้แก่ (1)

ผลของความดันจาก 5, 10, 15 และ 20 psig (2) ผลของความแรงประจุเท่ากับ 0.005 M และ 0.01 M ปรับด้วยโซเดียมคลอไรด์ และ (3) ผลร่วมระหว่างสารอินทรีย์น้ำทิ้ง (EfOM) กับสารอินทรีย์ธรรมชาติ (NOM) โดยมีอัตราส่วนความเข้มข้น

EfOM:NOM เท่ากับ 1:1, 1:3 และ 3:1 ส่วนความเข้มข้นรวมของสารอินทรีย์ที่ (C) เท่ากับ 10 mg/L, pH 7 ค่าความแรงประจุ (I.S.) เท่ากับ 0.01 M และความดัน (P) เท่ากับ 20 psig โดยข้อมูลดังกล่าวสรุปไว้ใน Table 1

Table 1 Factors affect the removal of effluent organic matter and natural organic matter

Fixed factors	Values	Controlled factors
Pressure	5, 10, 15 และ 20 psig	C = 10 mg/L, I.S. = 0.01 M, pH 7
Charge strength	0.005 M, 0.01 M	C = 10 mg/L, pH 7, P = 20 psig
EfOM:NOM	1:1, 1:3 และ 3:1	I.S. = 0.01 M, pH 7, P = 20 psig

ผลการวิจัยและวิจารณ์ผลการศึกษา

ผลของความดันในระบบที่มีต่อการลดลงของฟลักซ์

ผลของการปรับความดันในการเดินระบบจาก 5, 10, 15 และ 20 psig ทำให้ทราบถึงประสิทธิภาพการกรองของเยื่อกรองแบบไมโคร โดยการเตรียมน้ำตัวอย่างให้มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติเท่ากับ 10 mg/L ค่าพีเอชเท่ากับ 7 ปรับความแรงประจุเป็น 0.01 M ด้วยโซเดียมคลอไรด์ ใช้เวลาสำหรับการทดสอบเป็นระยะเวลา 240 นาที จาก Figure (2) แสดงผลของความดันในระบบที่มีผลต่อการลดลงของฟลักซ์ เมื่อ (A) คือสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง และ (B) คือสารอินทรีย์ธรรมชาติ จากผลการศึกษาพบว่าทั้งในกรณีที่ใช้สารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติ มีแนวโน้มการลดลงของฟลักซ์ไปในทิศทางเดียวกัน คือในช่วงแรกของการทดลองฟลักซ์ลดลงอย่างรวดเร็ว (ที่เวลา 0-60 นาที) และเริ่มคงที่/ลดลงเล็กน้อย (ที่เวลา 60 - 240 นาที) นอกจากนี้ยังพบว่าฟลักซ์มีค่าลดลงเมื่อความดันในระบบเพิ่มขึ้น โดยใน Figure 2 (A) ที่เวลาที่ 240 นาที ฟลักซ์ลดลงคงเหลือเท่ากับ 20.54, 47.58, 56.76, 62.01 LMH ที่ความดัน 5, 10, 15 และ 20 psig ตามลำดับ ส่วน Figure 2 (B) เวลาที่ 240 นาที ฟลักซ์ลดลงคงเหลือเท่ากับ 70.21, 130.56, 184.37 และ 219.71 LMH ที่ความดันเท่ากับ 5, 10, 15 และ 20 psig ตามลำดับ ซึ่งจากผลการทดสอบทั้งในกรณีที่ใช้สารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและในกรณีที่ใช้สารอินทรีย์ธรรมชาติ ให้ผลการทดสอบมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกัน คือเมื่อมีการเพิ่มความดันในระบบส่งผลให้ฟลักซ์สารละลายเริ่มต้นมีค่าเพิ่มขึ้นทั้งในกรณีที่ใช้สารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติ นอกจากนี้ยังพบว่าฟลักซ์สารละลายมีค่าลดลงอย่างมากในช่วงแรกของการกรองจากการสะสมของสารอินทรีย์ สอดคล้องกับ (Yuan *et al.*, 1999) หลังจากนั้นค่าฟลักซ์สารละลายลดลงเล็กน้อยและเริ่มคงที่ในช่วงท้ายของการทดสอบ ซึ่งการเพิ่มความดันในระบบเป็นการเพิ่มการอัดตัวของสารอินทรีย์บนพื้นผิวเยื่อกรองขณะที่อัตราการไหลของน้ำผ่านการกรองมากขึ้นทำให้เกิดการสะสมสารอินทรีย์เข้มข้นบนพื้นผิวของเยื่อกรอง

เมื่อระยะเวลาในการทดสอบเพิ่มขึ้น สอดคล้องกับ (Wiesner *et al.*, 1999) พบว่าการสะสมของสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นส่งผลทำให้ฟลักซ์สารละลายลดลง นอกจากนี้การลดลงของฟลักซ์จากสารอินทรีย์บางส่วนพบเกิดจากการดูดซับสารบนพื้นผิวเยื่อกรอง นอกจากนี้ผลการศึกษายังสามารถอธิบายได้โดยใช้สมการที่แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าฟลักซ์สารละลายกับความดันในระบบ ดังสมการในสมการที่ (1) ดังนี้ $J_v = L_p (\Delta P)$ จากสมการจะแสดงความสัมพันธ์ชี้ว่าการเพิ่มขึ้นของฟลักซ์สารละลายเป็นสัดส่วนโดยตรงกับค่าความดันในระบบที่เพิ่มขึ้น ขณะที่ความดันออกสโตนิตมีค่าน้อยสำหรับเยื่อกรองแบบไมโคร ส่วนความแตกต่างระหว่างสารอินทรีย์ทั้งสองชนิดปรากฏชัดเจนว่าสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้การลดลงของฟลักซ์มากกว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติ และมีแนวโน้มในทิศทางเดียวกันทุกความดันในระบบที่ได้ทดสอบ โดยการเปรียบเทียบเส้นกราฟที่แสดงได้ใน Figure 2 (A) และ (B)

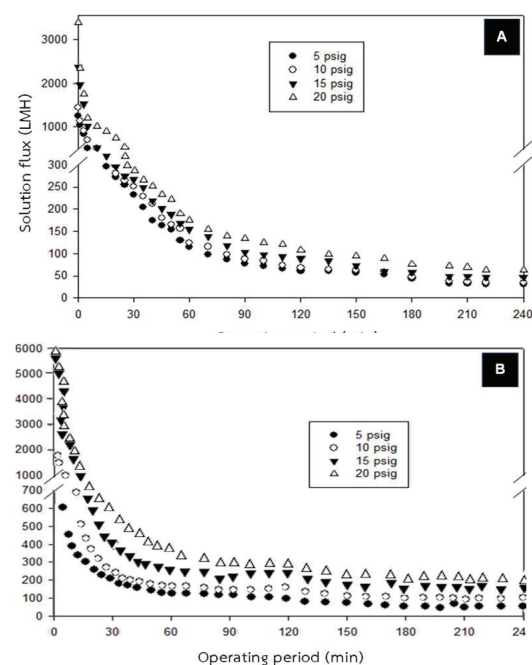


Figure 2 Effect of flux reduction at different pressure of (A) Effluent organic matter (EfOM), (B) Natural organic matter (NOM)

ผลของความดันที่มีต่อร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์

Figure 3 (A) และ (B) แสดงผลของความดันในระบบที่มีผลต่อร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติ จากรูปแสดงให้เห็นว่า ค่าการกำจัดทั้งสองสารอินทรีย์มีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกัน คือเมื่อความดันเพิ่มขึ้นทำให้ค่าร้อยละการกำจัดเพิ่มขึ้นตามช่วงเวลาของการทดลอง และที่ระดับความดันในระบบสูงสุด เท่ากับ 20 psig ให้ค่าร้อยละการกำจัดสูงสุดเช่นกัน จากผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าค่าร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติเพิ่มขึ้นเมื่อความดันในระบบเพิ่มขึ้น โดยพบว่า Figure 3 (A) ที่เวลา 240 นาที ให้ค่าการกำจัดร้อยละ 11.12, 11.93, 19.23 และ 21.37 ที่ความดันในระบบเท่ากับ 5, 10, 15 และ 20 psig ตามลำดับ ส่วน Figure 3 (B) ที่เวลา 240 นาที ให้ค่าการกำจัดร้อยละ 15.11, 14.97, 18.93 และ 19.77 ความดันในระบบเท่ากับ 5, 10, 15 และ 20 psig ตามลำดับ โดยที่ค่าร้อยละการกำจัดเพิ่มสูงขึ้นตามการทดลองอาจเนื่องจากการสะสมของสารอินทรีย์บริเวณผิวหน้าเยื่อกรองแบบไมโคร จากผลของความดันที่มีต่อร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์ โดยที่ค่าร้อยละการกำจัดเพิ่มสูงขึ้นตามการทดลองอาจเนื่องจากการสะสมของสารอินทรีย์บริเวณผิวหน้าเยื่อกรองแบบไมโคร ส่งผลให้ปริมาณมลสารถูกสะสมบริเวณผิวหน้าหรืออุดตันภายในรูพรุนของเยื่อกรองจึงทำให้ค่าการกำจัดเพิ่มขึ้น (Hong *et al.*, 1997) และในสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งมีองค์ประกอบของสารชีวภัณฑ์ละลายน้ำ (Soluble Microbial Products, SMP) ที่มีขนาดโมเลกุลขนาดใหญ่ (Jin *et al.*, 2016) ซึ่งพบว่า SMP เป็นสาเหตุหลักที่ทำให้เกิดการอุดตันบนเยื่อกรอง เนื่องจากเป็นสารที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่กว่ารูพรุนเยื่อกรองมาก เช่น กลุ่มน้ำตาล โปรตีน กรดนิวคลีอิก จึงอาจส่งผลให้ค่าการกำจัดมีค่าสูงขึ้นเมื่อเพิ่มความดันในระบบ และนอกจากนี้ที่ความดันในระบบสูงๆ ทำให้เกิดการสะสมของสารอินทรีย์ทำให้เกิดเป็นชั้นแคบจากการอัดแน่นเข้า (compaction) และปิดบริเวณผิวหน้าของเยื่อกรอง จึงทำให้สามารถกักอนุภาคสารอินทรีย์เอาไว้ได้มากกว่าความดันในระบบที่ต่ำ และเนื่องจากการกรองด้วยเยื่อกรองแบบไมโครเป็นการกรองโดยอาศัยหลักการคัดขนาด เมื่อขนาดรูพรุนของเยื่อกรองโดนปิดกั้นทางน้ำไหล จึงส่งผลโดยตรงต่อการกำจัดสารละลายได้มากขึ้น

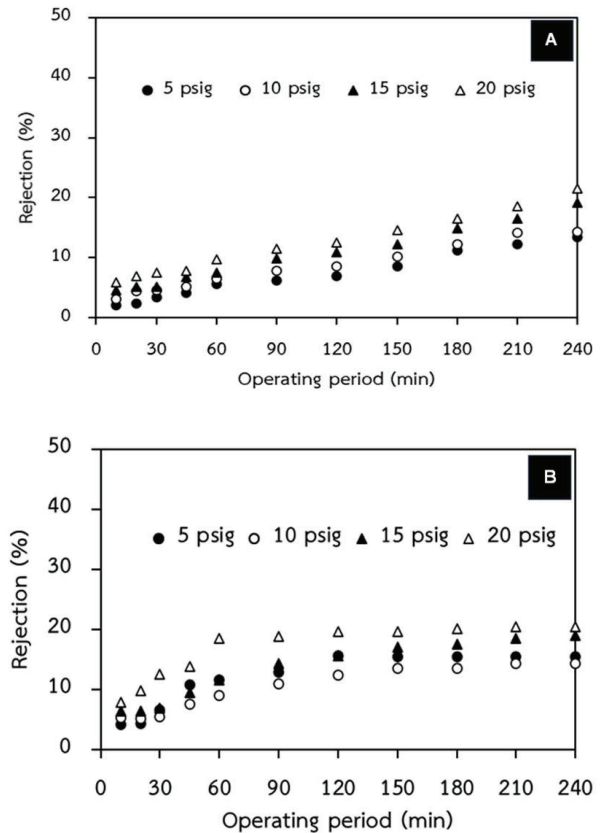


Figure 3 Percent rejection at different pressure of (A) Effluent organic matter (EfOM), (B) Natural organic matter (NOM)

ผลของความแรงประจุที่มีต่อการลดลงของฟลักซ์

Figure 4 แสดงผลของความแรงประจุต่อการลดลงของค่า ฟลักซ์สารละลาย เมื่อ (A) สารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง และ (B) สารอินทรีย์ธรรมชาติ ค่าความแรงประจุที่ปรับด้วยโซเดียมคลอไรด์เท่ากับ 0.005 M และ 0.01 M โดยควบคุมความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติเท่ากับ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ปรับค่า พีเอชเป็น 7 และความดัน 20 psig จากการทดลองพบว่าการปรับเพิ่มค่าความแรงประจุส่งผลให้ค่าฟลักซ์สารละลายเริ่มต้นลดลง และส่งผลทำให้เห็นการลดลงของ ฟลักซ์แตกต่างกันในช่วงต้นของการกรอง ขณะที่ช่วงปลายของการกรองค่าฟลักซ์สารละลายให้ค่าไม่แตกต่างกัน โดยที่ Figure 4 (A) เวลาที่ 240 นาที ฟลักซ์ลดลงเหลือ 93.85 และ 94.85 LMH ที่ความแรงประจุเท่ากับ 0.005 M และ 0.01 M ตามลำดับ ในขณะที่ Figure 4 (B) เวลาที่ 240 นาที ฟลักซ์ลดลงเหลือ 94.37 และ 95.99 LMH ที่ความแรงประจุเท่ากับ 0.005 M และ 0.01 M ตามลำดับ ทั้งนี้อาจเนื่องจากผลของขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์ทั้งสองเป็นตัวควบคุมการลดลงของ ฟลักซ์โดยใช้กลไกจากการคัดขนาดของสารอินทรีย์ โดยทั่วไปการกรองแบบไมโครไม่สามารถกำจัดเกลืออินทรีย์จากเกลือโซเดียม

คลอไรด์ได้จึงทำให้การปรับความแรงประจุให้ผลต่อแรงดันออสโมติกบนผิวของเยื่อกรองน้อย อย่างไรก็ตามการเพิ่มความแรงประจุให้ผลของประจุบวกโซเดียมที่สามารถเกิดอันตรกิริยากับสารอินทรีย์ที่มีประจุลบได้ ทำให้เกิดการสะสมสารอินทรีย์ที่อัดตัวแน่นขึ้นบนผิวของเยื่อกรองที่ส่งผลต่อการลดลงของฟลักซ์สารละลาย (Kilduff *et al.*, 2004) ทั้งนี้อาจเนื่องจากผลของขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์ทั้งสองเป็นตัวควบคุมการลดลงของฟลักซ์โดยใช้กลไกจากการคัดขนาดของสารอินทรีย์เป็นหลัก

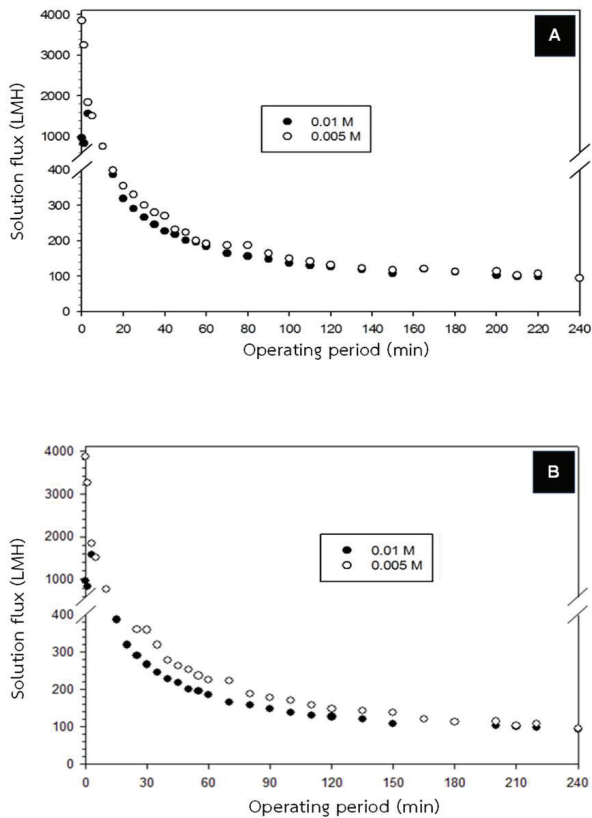


Figure 4 Effect of flux reduction at different ionic strength of (A) Effluent organic matter (EfOM), (B) Natural organic matter (NOM)

ผลของความแรงประจุที่มีต่อร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์

Figure 5 (A) และ (B) แสดงผลของความแรงประจุที่มีผลต่อร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติ จากผลการศึกษาพบว่าทั้งในกรณีของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติ การเพิ่มความแรงประจุ

ส่งผลต่อการเพิ่มร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์ โดยที่การเพิ่มความแรงประจุจาก 0.005 M และ 0.01 M สำหรับสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้ค่าการกำจัดที่เวลา 240 นาที เท่ากับร้อยละ 17.22 และ 21.56 ตามลำดับ สำหรับสารอินทรีย์ในธรรมชาติ ให้ค่าการกำจัดเท่ากับร้อยละ 15.46 และ 20.47 ตามลำดับ พบว่าการทดลองระบุชัดว่าค่าการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้ค่าการกำจัดสูงกว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติ และมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกันคือค่าความแรงประจุที่เพิ่มขึ้นให้ผลต่อการกำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น จากผลการทดลองระบุชัดว่าค่าการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้ค่าการกำจัดสูงกว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติ และมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกันคือค่าความแรงประจุที่เพิ่มขึ้นให้ผลต่อการกำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น อาจเนื่องจากกลไกการดูดซับ (adsorption) ของเยื่อกรองแบบไมโคร จึงการสะสมของสารอินทรีย์บนผิวของเยื่อกรอง ทำให้เกิดสะสมชั้นแค่อัดตัวแน่นที่ผิวของเยื่อกรอง อย่างไรก็ตามจากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า การเพิ่มความแรงประจุสำหรับเยื่อกรองแบบนาโนที่มีขนาดเยื่อกรองเล็กกว่าให้ผลไม่แตกต่างกันมากต่อค่าการกำจัดของสารอินทรีย์ โดยช่วงค่าความแรงประจุเท่ากับ 0.01 ถึง 0.005 M ให้ค่าการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยใช้เยื่อกรองแบบนาโนอยู่ในช่วงร้อยละ 94.1 - 97.9 ขณะที่การศึกษาที่ผ่านมาระบุว่าค่าการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่โดยเยื่อกรองอาศัยกลไกในการคัดขนาด (size exclusion) มากกว่ากลไกการผลักกันของประจุ (charge repulsion) (Park *et al.*, 2005) จากงานวิจัยของ Habuda-Stanic *et al.* (2017) ศึกษาการกำจัด NOM โดยใช้เยื่อกรองแบบไมโคร ที่มีขนาดรูพรุน 2 μm และ 0.45 μm พบว่ามีเปอร์เซ็นต์การกำจัด NOM เพิ่มขึ้นเล็กน้อย โดยพบว่ามีเปอร์เซ็นต์การกำจัดไม่เกินร้อยละ 20 และให้เหตุผลว่ากระบวนการของไมโครฟิลเตรชันเพียงอย่างเดียวให้ประสิทธิภาพการกำจัดค่อนข้างต่ำ และส่วนใหญ่ มักจะใช้วิธีการอื่นร่วมด้วยในการกำจัด NOM ได้แก่การใช้สารเคมีร่วมกับการกรองแบบไมโคร และจากงานวิจัยของ Schafer *et al.* (1998) ได้ทำการปรับปรุงการกำจัด NOM โดยเยื่อกรองแบบไมโคร ด้วยการปรับสภาพทางเคมีโดยใช้ FeCl_3 ผลที่ได้จากการเติมเฟอร์ริกคลอไรด์ ซึ่งเป็นสารที่ทำให้เกิดการจับตัวเป็นก้อน ก่อนที่จะผ่านการกรองแบบไมโครฟิลเตรชัน ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าสามารถกำจัด NOM ได้ 95% ที่ FeCl_3 เท่ากับ 25 mg/L^{-1}

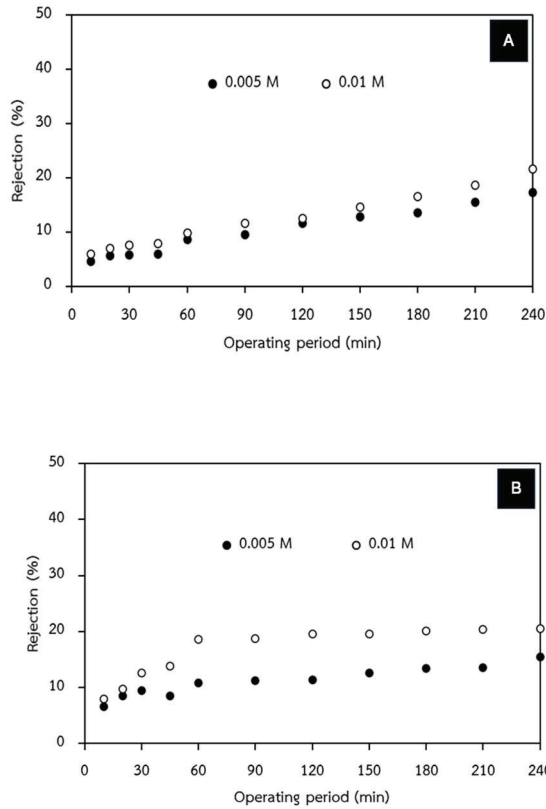


Figure 5 Percent rejection at different ionic strength of (A) Effluent organic matter (EfOM), (B) Natural organic matter (NOM)

ผลร่วมของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติที่มีต่อการลดลงของฟลักซ์

ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งกับสารอินทรีย์ในน้ำธรรมชาติ โดยใช้อัตราส่วนระหว่าง EfOM:NOM ที่อัตราส่วนเท่ากับ 1:1, 1:3 และ 3:1 ตามลำดับ โดยความเข้มข้นรวมของสารอินทรีย์เท่ากับ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 ปรับความแรงประจุเป็น 0.01 M ด้วยโซเดียมคลอไรด์ ความดันคงที่ตลอดการทดลองที่ 20 psig จาก Figure 6 แสดงผลร่วมของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งกับสารอินทรีย์ธรรมชาติที่มีผลต่อการลดลงของฟลักซ์ จากการศึกษาพบว่าอัตราส่วนผสมของ EfOM:NOM สามารถเรียงลำดับการลดลงของฟลักซ์จากมากที่สุดไปน้อยสุดได้ดังนี้ คือที่อัตราส่วน 3:1, 1:3 และ 1:1 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าค่าฟลักซ์สารละลายที่มีอัตราส่วนของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งมากกว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติ มีการลดลงมากกว่าฟลักซ์สารละลายที่มีอัตราส่วนของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งน้อยกว่าหรือเท่ากับสารอินทรีย์ธรรมชาติ ซึ่งเป็นผลจากการความเข้มข้นที่ผิวของเยื่อกรองโดยสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง และสารอินทรีย์ธรรมชาติ โดยส่วนใหญ่เป็นผลเนื่องมาจากการสะสมหรือการดูดซับติดของสารอินทรีย์ที่ผิวและในรูพรุนของเยื่อกรอง จากผลการวิเคราะห์ข้อมูลข้างต้นแสดงให้เห็นว่าสารอินทรีย์

ในน้ำทิ้งมีผลต่อค่าการลดลงของฟลักซ์มากกว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติ ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองใน Figure 2 (A) และ (B) ที่ทดสอบแยกแยะระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติ โดยค่าการลดลงของฟลักซ์จากสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้ค่าที่สูงกว่า

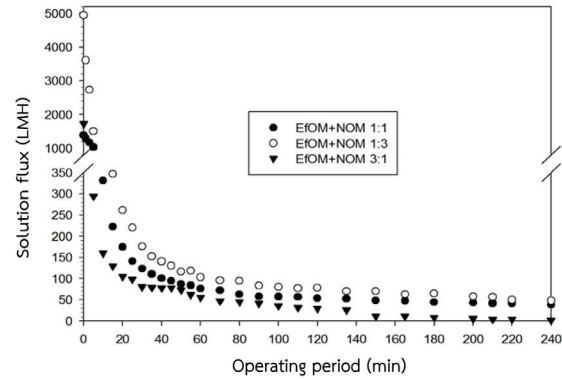


Figure 6 Effect of flux reduction by 2 mixing during Effluent organic matter (EfOM) and Natural organic matter (NOM) in the ratio of EfOM:NOM were 1:1, 1:3 and 3:1

ผลร่วมของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติที่มีต่อร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์

Figure 7 แสดงผลร่วมของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติที่มีต่อร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติ โดยใช้อัตราส่วนระหว่าง EfOM:NOM ที่ อัตราส่วนเท่ากับ 1:1, 1:3 และ 3:1 ตามลำดับ ความเข้มข้นรวมของสารอินทรีย์เท่ากับ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร จาก Figure 7 พบว่าที่อัตราส่วนของ EfOM:NOM เท่ากับ 3:1 มีค่าร้อยละการกำจัดในช่วง 12.23 - 32.10 ซึ่งให้ค่ากำจัดได้มากที่สุด รองลงมาคือที่อัตราส่วน 1:3 มีค่าร้อยละการกำจัดในช่วง 7.56 - 26.89 และที่อัตราส่วน 1:1 มีค่าร้อยละการกำจัดในช่วง 6.67 - 18.79 จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า การใช้อัตราส่วนของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่สูง (EfOM:NOM เท่ากับ 1:3) ส่งผลให้ร้อยละการกำจัดสูงขึ้นกว่าอัตราส่วนที่เท่ากัน (EfOM:NOM เท่ากับ 1:1) และที่อัตราส่วนของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งสูงกว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติให้ร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์สูงที่สุด เนื่องจากในน้ำทิ้งอาจมีสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่จากสารชีวภัณฑ์ละลายน้ำ ซึ่งอาจเป็นสาเหตุสำคัญที่ส่งผลให้เยื่อกรองเกิดการอุดตันทำให้เกิดเป็นชั้นเค้กสะสมที่ผิวของเยื่อกรองทำให้ไม่สามารถผ่านเยื่อกรองได้ ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดมากขึ้นตลอดระยะเวลาการดำเนินระบบ

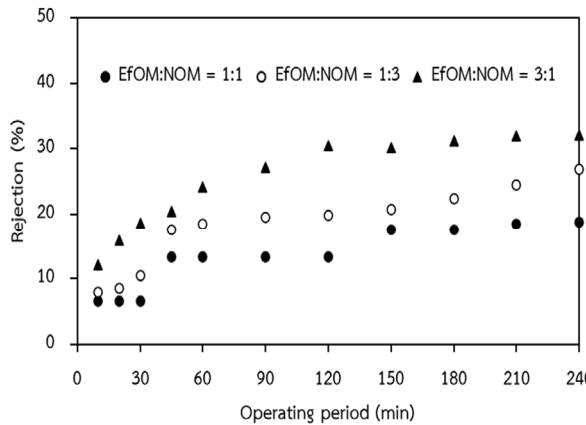


Figure 7 Percent rejection by 2 mixing during Effluent organic matter (EfOM) and Natural organic matter (NOM) in the ratio of EfOM:NOM were 1:1, 1:3 and 3:1

สรุปผลการวิจัย

จากการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยเยื่อกรองแบบไมโคร โดยใช้ค่าการลดลงของฟลักซ์และร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์ ซึ่งสรุปผลการศึกษาได้ดังนี้

1. การเพิ่มความดันในระบบส่งผลให้ฟลักซ์สารละลายเริ่มต้นมีค่าเพิ่มขึ้น และส่งผลให้ฟลักซ์สารละลายสูงกว่าเมื่อเทียบกับความดันที่ต่ำกว่าตลอดระยะเวลาของการทดลอง การเพิ่มความดันยังทำให้เพิ่มร้อยละการกำจัดสารอินทรีย์จากการอัดตัวที่แน่นขึ้นของชั้นเค้กจากสารอินทรีย์เข้มข้นบนพื้นผิวของเยื่อกรอง สารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้การลดลงของฟลักซ์มากกว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติ และมีแนวโน้มในทิศทางเดียวกันทุกความดันในระบบที่ได้ทดสอบ

2. การเพิ่มความแรงประจุส่งผลให้ฟลักซ์สารละลายลดลงและค่าการกำจัดสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นจากการจับตัวของประจุบวกโซเดียมกับประจุลบของสารอินทรีย์ทำให้เกิดการสะสมของสารอินทรีย์เข้มข้นบนผิวของเยื่อกรอง และในช่วงท้ายของการกรองค่าฟลักซ์สารละลายให้ผลการลดลงของฟลักซ์ที่ใกล้เคียงกัน และกราฟแสดงเกิดในทิศทางเดียวกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งกับสารอินทรีย์ธรรมชาติอาจเนื่องมาจากผลของขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์ทั้งสองเป็นตัวควบคุมการลดลงของฟลักซ์จากผลของกลไกการคัดขนาดของสารอินทรีย์ด้วยเยื่อกรองแบบไมโคร

3. ผลร่วมระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติความเข้มข้นรวม 10 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า การเพิ่มอัตราส่วนระหว่าง EfOM:NOM ส่งผลให้ต่อการลดลงของฟลักซ์มากขึ้น และประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากอัตราส่วนที่เปลี่ยนแปลง โดยค่าการกำจัดสารอินทรีย์เรียงลำดับจากมากไปน้อย แสดงได้ดังนี้ ที่อัตราส่วนของความเข้มข้น EfOM:NOM = 3:1

> EfOM:NOM = 1:3 > EfOM:NOM = 1:1 จากการศึกษายังพบว่าสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้ผลต่อค่าการลดลงของฟลักซ์มากกว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติ และให้ค่าการกำจัดที่สูงกว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติ

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับการสนับสนุนจากหลักสูตรวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

เอกสารอ้างอิง

- Avramescu, M. E., Gironès, M., Borneman, Z., and Wessling, M. (2003). Preparation of mixed matrix adsorber membranes for protein recovery. *Journal of Membrane Science*, 218(1-2), 219-233.
- Barker, D. J., Salvi, S. M., Langenhoff, A. A., & Stuckey, D. C. (2000). Soluble microbial products in ABR treating low-strength wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 126(3), 239-249.
- Buscio, V., Marín, M. J., Crespi, M., & Gutiérrez-Bouzán, C. (2015). Reuse of textile wastewater after homogenization-decantation treatment coupled to PVDF ultrafiltration membranes. *Chemical Engineering Journal*, 265, 122-128.
- Fatta-Kassinos, D., Kalavrouziotis, I. K., Koukoulakis, P. H., and Vasquez, M. I. (2011). The risks associated with wastewater reuse and xenobiotics in the agroecological environment. *Science of the Total Environment*, 409(19), 3555-3563.
- Habuda-Stanic, M., Ratkajec, D., & Nujic, M. Effect of membrane filtration via various membrane types on thmfp reduction. *15th International Conference on Environmental Science and Technology*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Effect-of-Membrane-Filtration-Via-Various-Membrane-Habuda-Stani%20Ratkajec/485c4c74eaac1b132ef545f9db1e65ba7926c88f>
- Hong, S., & Elimelech, M. (1997). Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 132(2), 159-181.
- Jin, P., Jin, X., Bjerkelund, V. A., Osterhus, S. W., Wang, X. C., & Yang, L. (2016). A study on the reactivity characteristics of dissolved effluent organic matter (EfOM) from municipal wastewater treatment plant during ozonation. *Water Research*, 88, 643-652.

- Kilduff, J. E., Mattaraj, S., & Belfort, G. (2004). Flux decline during nanofiltration of naturally-occurring dissolved organic matter: effects of osmotic pressure, membrane permeability, and cake formation. *Journal of Membrane Science*, 239(1), 39-53.
- National Research Council. (2012). *Water reuse: potential for expanding the nation's water supply through reuse of municipal wastewater*. National Academies Press.
- Park, N., Kwon, B., Kim, I. S., & Cho, J. (2005). Biofouling potential of various NF membranes with respect to bacteria and their soluble microbial products (SMP): characterizations, flux decline, and transport parameters. *Journal of Membrane Science*, 258 (1-2), 43-54.
- Schäfer, A.I., Fane, A.G., Waite, T.D. (1998). Chemical addition prior to membrane processes for natural organic matter (NOM) removal. In V, H.H. Hahn, E. Hoffman, H. Ødegaard (Eds.), *Chemical Water and Wastewater Treatment 8th International Gothenburg Symposium* (pp. 125-137). Springer.
- Shon, H. K., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., & Cho, J. (2007). *Characteristics of effluent organic matter in wastewater*. Eolss Publish.
- Watson, B. M., & Hornburg, C. D. (1989). Low-energy membrane nanofiltration for removal of color, organics and hardness from drinking water supplies. *Desalination*, 72(1-2), 11-22.
- Wiesner, M. R., & Chellam, S. (1999). Peer reviewed: the promise of membrane technology. *Environmental Science and Technology*, 33(17), 360A-366A.
- Yuan, W., & Zydney, A. L. (1999). Humic acid fouling during microfiltration. *Journal of Membrane Science*, 157(1), 1-12.