

## บทที่ 4

### ผลการวิจัยและวิเคราะห์ผลการวิจัย

จากแผนค่านางงานวิจัยและระเบียบวิธีวิจัย สรฐปะสภาวะของซุคการทคตลงต่าๆของน้ำป้อนที่เป็นน้ำเสีคและน้ำทังจากระบบบ่าบค่น้ำเสีคของโรงงานแปรรฐปลัคค่น้ำแห่งหนึ่ง ในจังหวคสงขลค น้ำป้อนที่เป็นน้ำใช้ น้ำผิวดินจากอ่างเก็บน้ำ ม.สงขลคนครินทร์ แสดงผลการศีกษาเป็น 4 ส่วน คังนี้

- ผลการศีกษาลัคษณะน้ำเสีคและประกฤคภาพระบบบ่าบค่น้ำเสีคของโรงงานฯ (ข้อ 4-1)
- ผลการศีกษาความสามารถ และประกฤคภาพในการกรองค้วอย่งน้ำป้อนจากระบบบ่าบค่น้ำเสีคของโรงงานฯ (ข้อ 4-2)
- ผลการศีกษาความสามารถ และประกฤคภาพในการกรองค้วอย่งน้ำป้อนที่เป็นน้ำใช้และน้ำผิวดิน (ประกและไม่ประกสภาพค้วสารสร่างคอะคอน) (ข้อ 4-3)
- ผลการศีกษาความสามารถ และประกฤคภาพในการกรองค้วอย่งน้ำป้อนที่เป็นน้ำทังหลังบ่าบค(ประกและไม่ประกสภาพน้ำค้วอย่งฯ) (ข้อ 4-3)

#### 4-1 ลัคษณะน้ำเสีคและประกฤคภาพระบบบ่าบค่น้ำเสีคของโรงงานฯ

รฐแบบระบบบ่าบค่น้ำเสีคของโรงงานแปรรฐปลัคค่น้ำ พบว่า ประกฤคค้วยชั้นคอนการบ่าบคทงกายภาพ-เคมี ค้วการใช้สารสร่างคอะคอนเพื่อให้เกิดการรวมกันของอนุภาคแขวนลอยที่เป็นเศษเนื้อของค้วน้ำ (ค้วความขุ่นระหว่า 460±100 NTU) ให้แยกค้วออกจากน้ำเสีคก่อนเข้าสู่ชั้นคอนการบ่าบค่น้ำเสีคค้ววิธีทงชีวภาพค้วระบบเอเอส (ทังนี้ประกฤคภาพของระบบเอเอสค้วท้วไปม้กจะออกแบบให้มีประกฤคภาพในการบ่าบคเพื่อลคค่า BOD<sub>5</sub> ให้ได้ม้กกว่าร้อยละ 95)

ลัคษณะของน้ำค้วอย่งเริ่มคั้น (ก่อนเข้าสู่การทคตสอบความสามารถในการกรอง) ซึ่งเป็นน้ำเสีคและน้ำทังในระหว่าชั้นคอนต่าๆ ของระบบบ่าบค่น้ำเสีคของโรงงาน โดยเก็บค้วอย่งและวิเคราะห์ค้วค้วแปรค้วคุณภาพน้ำทงกายภาพและเคมี แบบเป็นคั้ง (Batch collection and analysis) ได้แก่อ pH ค้วความขุ่น ค้วความสกปรกในรฐ BOD<sub>5</sub> และ COD TKN TP Protein และ ขนาดคอนอนุภาคเฉลีคของฟลคคคในคั้งประกฤคยาชีวภาพ (Mean particle size distribution) โดยแสดงข้อมูลผลวิเคราะห์ค้วน้ำป้อนในทุกจุดเก็บค้วอย่ง คังตารางทังที่ 3-4 ถึง ตารางทังที่ 3-6 ซึ่งพบว่า ลัคษณะน้ำเสีค (เก็บค้วอย่ง 3 คั้ง) เข่าระบบมีค้วความสกปรกในรฐ BOD<sub>5</sub> ระหว่า 1,200±100, 2,760 และ 1,815 mg/L, COD ระหว่า 2,950±80, 4,704, และ 3,702 mg/L และ pH ระหว่า 6.5±0.4 โดยมีค้วค้วค้วส่วนของสารอินทรียที่ข้อยสลยได้ทงชีววิทยา

ในรูปของ BOD<sub>5</sub> ต่อ ปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดที่ย่อยสลายด้วยวิธีทางเคมี คือ COD มีค่าระหว่าง 1:1.7 ถึง 1:2.5 แสดงว่าองค์ประกอบที่เป็นสารอินทรีย์ในน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดมีสัดส่วนของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากหรือไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีววิทยาอยู่ในสัดส่วนที่สูงกว่าประมาณ 1.7-2.5 เท่า

ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานดังกล่าวใช้ขั้นตอนการบำบัดทางกายภาพ-เคมีด้วยการใช้สารสังเคราะห์ตะกอนเพื่อให้เกิดการรวมกันของอนุภาคแขวนลอยที่เป็นเศษเนื้อของสัตว์น้ำ (ค่าความขุ่นในน้ำเสียก่อนบำบัดฯ ระหว่าง 460±100 NTU) ให้แยกตัวออกจากน้ำเสียทำให้ค่า BOD<sub>5</sub> และ COD ลดลงประมาณร้อยละ 30-47 และ 40-47 น้ำเสียภายหลังบำบัดขั้นต้นนี้จะเข้าสู่บ่อหมักซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปค่า BOD<sub>5</sub> และ COD ประมาณร้อยละ 80-87 และ 70-82 ตามลำดับ ซึ่งสองขั้นตอนการบำบัดดังกล่าวทำให้น้ำเสียที่เข้าสู่บ่อเติมอากาศของระบบเอเอส มีค่า BOD<sub>5</sub> และ COD ระหว่าง 170±50 mg/L และ 400±150 mg/L และมีค่า pH ที่เป็นกลางมากขึ้น คือ 7.2±0.1

จากผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพของระบบเอเอส พบว่า มีประสิทธิภาพในการบำบัดค่า BOD<sub>5</sub> ระหว่างร้อยละ 60-80 เนื่องจากปริมาณแบคทีเรียแขวนลอยในรูปฟล็อกในถังเติมอากาศมีค่าต่ำกว่าค่าแนะนำ โดยวิเคราะห์ได้ ระหว่าง 500-1,500 mg/L (ค่าแนะนำ 2,000 -4,000 mg/L) และมีความผันผวนในแต่ละช่วงเวลาของวันระหว่างเดินระบบอันเกิดจากปัจจัยเชิงลบของการควบคุมการเดินระบบบำบัดฯ เช่น ปริมาณออกซิเจนละลายในถังเติมอากาศซึ่งพบว่ามีค่าต่ำกว่า 2.0 mg/L จึงส่งผลโดยตรงต่อการเพิ่มจำนวนมวลหรือเซลล์ของแบคทีเรีย ทั้งนี้ขนาดฟล็อกแบคทีเรียในถังปฏิกริยามีขนาดเฉลี่ย 47 µm (ช่วงขนาดที่กระจายตัวระหว่าง 2.4-1,300 µm ที่พบอนุภาคขนาดเล็กระดับคอลลอยด์ในน้ำผสมมวลฟล็อกหรือแบคทีเรียในสัดส่วนประมาณร้อยละ 5 ของปริมาตรตัวอย่างที่ทดสอบ) ส่งผลให้ถังตกตะกอนที่ทำหน้าที่แยกสลัดจ์มีประสิทธิภาพไม่ดีเท่าที่ควร เนื่องจากน้ำทิ้งหลังบำบัดมีค่าปริมาณสารแขวนลอย (SS) ค่อนข้างสูง คือ 90-250 mg/L และส่งผลให้ค่าความสกปรกในรูป BOD<sub>5</sub> ของน้ำทิ้งสุดท้ายก่อนปล่อยสู่แหล่งน้ำสาธารณะมีค่าอยู่ในช่วง 30-150 mg/L ซึ่งสูงกว่ามาตรฐานกำหนด (มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม-2539 : กำหนด BOD<sub>5</sub> ไม่เกิน 20 mg/L, SS ไม่เกิน 50 mg/L) ทั้งนี้ปริมาณของสารแขวนลอยที่สูงในน้ำทิ้งสุดท้ายเกิดจากการเจริญของสาหร่ายในบ่อสุดท้ายส่งผลโดยตรงต่อการเพิ่มขึ้นของค่า BOD<sub>5</sub> ในขณะที่ปริมาณธาตุอาหารในรูปอินทรีย์ในโครเจนและแอม โมเนีย (TKN) และปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าสูงกว่ามาตรฐานกำหนด คือ ระหว่าง 28-124 mg/L (กำหนดไม่เกิน 100 mg/L)

ประเด็นปัญหาข้างต้นเป็นปัญหาที่พบมากในระบบเอเอส ที่มีความซับซ้อนและต้องการผู้ควบคุมดูแลระบบฯที่มีทักษะและความสามารถในการแก้ไขปัญหาต่างๆ เช่น การฟุ้งและตะกอนสลัดจ์ไม่จมตัวในถังตกตะกอน การควบคุมปัจจัยในถังเติมอากาศให้เหมาะสมต่อการเพิ่มจำนวนมวลของแบคทีเรีย ลักษณะและขนาดของฟล็อกที่ตกตะกอนได้ดีในถังตกตะกอนซึ่งมีความอ่อนไหวต่อสภาวะที่เปลี่ยนแปลงไปของน้ำเสียเข้าระบบที่มีลักษณะและปริมาณไม่คงที่ในแต่ละช่วงของการผลิตในภาคอุตสาหกรรม รวมถึงการ

ควบคุมประสิทธิภาพของถังตกตะกอนให้ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพเพื่อรับการเปลี่ยนแปลงของลักษณะและอัตราการไหลเข้าของน้ำผสมตะกอนหรือสลัดจ์

ดังนั้นการประยุกต์ใช้เยื่อกรองระดับ ไมโครฟิลเตรชันและ/หรืออัลตราฟิลเตรชันทำหน้าที่เป็นกระบวนการแยกมวลสลัดจ์หรือฟล็อกในถังปฏิกริยาชีวภาพที่มีการเติมอากาศ เป็นการทำน้ำสลัดจ์ให้ใสโดยใช้แทนที่ถังตกตะกอน ซึ่งเป็นเทคโนโลยีทางเลือกหนึ่งที่มีข้อเด่นหลายประการ คือ กักกันมวลสลัดจ์ในถังเติมอากาศได้ทั้งหมด และ เป็นการเพิ่มความเข้มข้นของมวลสลัดจ์สะสมในถังปฏิกริยาให้มีค่าสูงได้ถึง 3,000-15,000 mg/L (Parameshwaran et al., 2001; Bouhabila et al., 2001; Defrance et al., 2000; Lee et al., 2003; Liu et al., 2003) ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดในการลดค่าสารอินทรีย์ในรูป BOD<sub>5</sub> สูงขึ้นและน้ำทิ้งที่ผ่านชุดเยื่อกรองจะมีปริมาณสารแขวนลอยต่ำมาก (ความขุ่นต่ำกว่า 1 NTU) และน้ำทิ้งมีคุณภาพระดับดีที่สามารถนำไปหมุนเวียนใช้ใหม่ในกิจกรรมอื่นๆ ได้ต่อไป

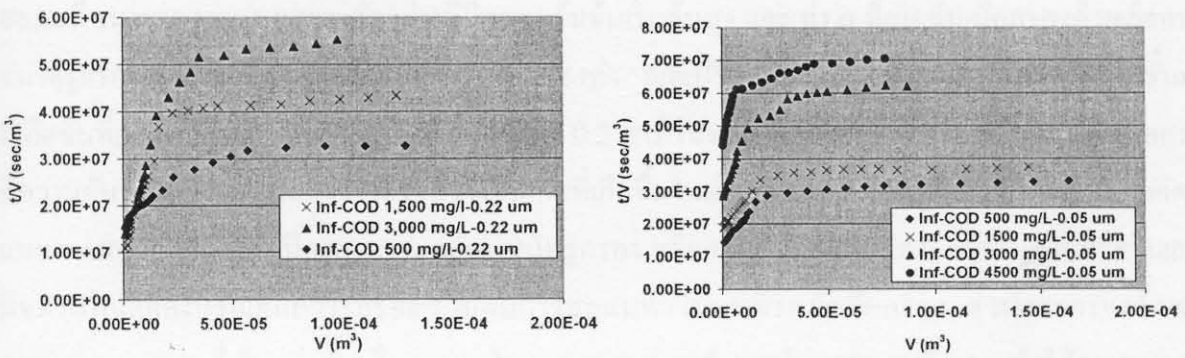
รายงานวิจัยกล่าวว่า สารแขวนลอยแบคทีเรียจากถังปฏิกริยาแบบเติมอากาศในระบบเอเอสมีขนาดของฟล็อกอยู่ในช่วงระหว่าง 20  $\mu\text{m}$  ถึงมากกว่า 500  $\mu\text{m}$  และ มีองค์ประกอบที่เป็นสารแขวนลอยที่เป็นชีวมวล มีสารต่างๆในรูปคอลลอยด์ และในรูปละลายน้ำซึ่งเป็นสารที่ขับออกมาจากปฏิกริยาชีวเคมีภายในเซลล์ของกลุ่มแบคทีเรีย จุลชีพชนิดต่างๆในระบบบำบัดฯ สารประกอบดังกล่าวเป็นกลุ่มโพลีเมอร์ริคสายยาว โปรตีน และน้ำตาลโมเลกุลคู่ ที่มีขนาดการกระจายของน้ำหนักโมเลกุลตั้งแต่ 1,000 ถึง 10,000 คาลตัน และมีบทบาทสำคัญที่ทำให้เกิดฟาวลิงที่เรียกว่าไบโอฟาวลิง (Bio-fouling) ทั้งแบบผันกลับได้ (Reversible fouling) และ แบบผันกลับไม่ได้ (Irreversible fouling) (Ognier et al., 2002) ซึ่งส่งผลต่อการลดลงของค่าฟลักซ์เมื่อเดินระบบที่ค่าความดันคงที่ และ/หรือ การเพิ่มขึ้นของค่าความดันผ่านเยื่อกรอง (TMP) เมื่อเดินระบบที่ค่าฟลักซ์คงที่ ซึ่งเป็นสัญญาณแสดงสมรรถนะของระบบที่ลดต่ำลงขณะเดินระบบระดับอุตสาหกรรม ทั้งนี้การคาดการณ์ระดับของฟาวลิงที่เกิดขึ้นเป็นสิ่งที่ไม่สามารถทำได้ง่ายนักในทางปฏิบัติ

ดังนั้นการศึกษาเพื่อประเมินและบอกระดับความสามารถการกรองตัวอย่างน้ำเสีย น้ำทิ้ง และ น้ำใช้ที่มีลักษณะต่างๆ กันในรูปแบบการกรองแบบปิดตาย เป็นการศึกษาเพื่อให้ได้มาซึ่งค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานจำเพาะ ( $\alpha \cdot W$ ) หรือ ค่าความต้านทานจำเพาะ ( $\alpha$ ) ที่เกิดขึ้นขณะกรองตัวอย่างน้ำเสีย-น้ำทิ้งจากขั้นตอนต่างๆในระบบบำบัดน้ำเสีย โรงงานอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ ตัวอย่างน้ำป้อนที่เป็นน้ำใช้ (สารละลายอนุภาคเบนโทไนด์) น้ำป้อนที่เป็นน้ำผิวดิน เพื่อเป็นข้อมูลอ้างอิง และนำไปใช้สำหรับการออกแบบเพื่อกำหนดสภาวะการเดินระบบที่เหมาะสมในระดับอุตสาหกรรมเพื่อควบคุม และป้องกันการเกิดฟาวลิง และ/หรือ ลด ยืดระยะเวลาของการเกิดฟาวลิงในถังปฏิกริยาที่เยื่อกรองจมตัว หรือ การใช้เทคโนโลยีเยื่อกรองสำหรับน้ำทิ้งหลังบำบัดเพื่อนำกลับมาใช้ใหม่ต่อไป

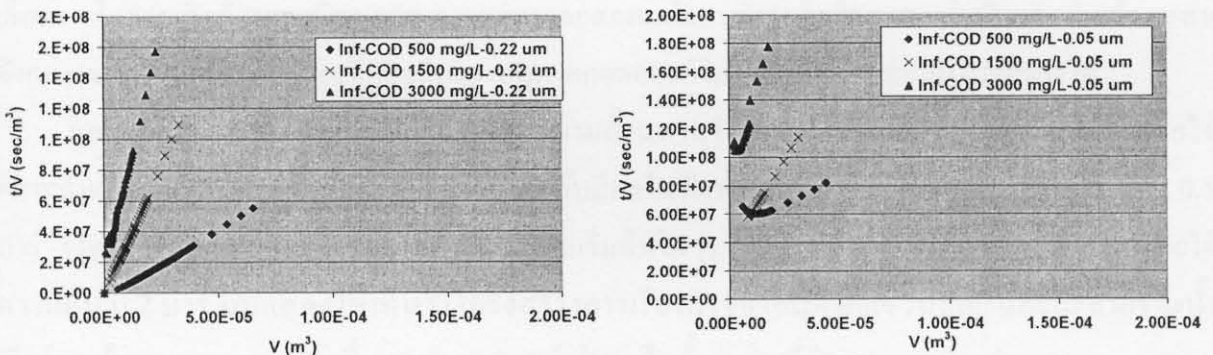
## 4-2 ศึกษาความสามารถและประสิทธิภาพในการกรองตัวอย่างน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสีย

### 4-2-1 น้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัด (Influent wastewater)

ความสามารถในการกรองตัวอย่างน้ำป้อนที่เป็นน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดฯ ที่ค่าความสกปรกในรูป COD ระหว่าง 500–4,500 mg/L โดยใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$ , 0.1  $\mu\text{m}$  (ผลิตโดยนักวิจัยของสถานวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีเมมเบรนฯ) และ 0.05  $\mu\text{m}$  ภายใต้ค่าความดัน 0.2 บาร์ และ 0.5 บาร์ แสดงดังภาพประกอบที่ 4-1 และ 4-2



(A), P = 0.5 bar



(B), P=0.2 bar

ภาพประกอบที่ 4-1: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพัทธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดฯ

ระหว่างการกรองตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดฯ ในทุกชุดสถานะที่ทดสอบ พบว่า ความต้านทานเชิงกลศาสตร์ถูกทำให้เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วตั้งแต่ช่วงเริ่มต้นของการกรอง เนื่องจากเกิดฟาวลิงที่เยื่อกรองอย่างรวดเร็ว แสดงดังกราฟความสัมพัทธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ในช่วงที่เป็นเส้นตรงและมีความชัน (สอดคล้องกับสมการความสัมพัทธ์ที่พิจารณาใช้ในการคำนวณค่า  $\alpha \cdot W$ ) เป็นลักษณะฟาวลิง (Fouling) แบบไม่สามารถผันกลับได้ (Irreversible Fouling) ในขณะที่ช่วงที่ไม่เป็นเส้นตรงนั้นเป็นลักษณะฟาวลิงแบบผันกลับได้ (Reversible Fouling) ซึ่งพบเฉพาะเมื่อกรองภายใต้ความดัน 0.5 บาร์ ของทั้งสองชนิดเยื่อกรอง ผลการคำนวณค่า  $\alpha \cdot W$  ในแต่ละชุดการทดลองข้างต้นรวบรวมและเปรียบเทียบไว้ในตารางที่ 4-1

แสดงความแตกต่างกันของการเกิดฟาวลิ่งระดับต่างๆ ในน้ำเสียที่ค่าความเข้มข้นในรูป COD ขององค์ประกอบที่เป็นสารอินทรีย์แขวนลอย และ สารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำชนิดไม่คงตัว (สารอินทรีย์สด)

ค่า  $\alpha \cdot W$  มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นน้ำเสียในรูป COD ในทุกตัวอย่างที่กรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  เมื่อทดสอบที่ค่าความดัน 0.2 บาร์ และ 0.5 บาร์ เมื่อพิจารณาผลของการใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  ในแต่ละค่าความดันและที่ความเข้มข้นน้ำเสียในรูป COD ใดๆ พบว่า ค่า  $\alpha \cdot W$  จากเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  มีค่าสูงกว่าค่าที่ทดสอบที่เยื่อกรอง 0.05  $\mu\text{m}$

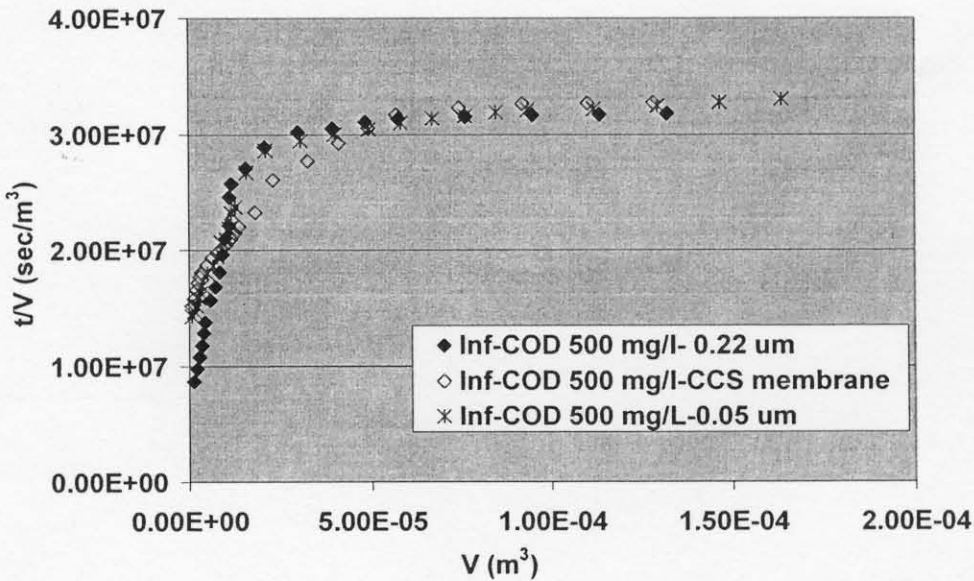
ค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้ก ( $\alpha$ ) ที่เกิดขึ้นขณะกรองในทุกความเข้มข้น (ดังตารางที่ 4-1) พบว่า ชั้นเค้กที่เกิดขึ้นขณะกรองตัวอย่างความเข้มข้นค่ามีความต้านทานจำเพาะไม่แตกต่างกับชั้นเค้กสะสมที่หนามากกว่าขณะกรองตัวอย่างที่มีความเข้มข้นเริ่มต้นสูง และ ค่า  $\alpha$  ที่เกิดขึ้นเมื่อกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  มีค่าสูงกว่าประมาณ 1.5-2 เท่า เมื่อเปรียบเทียบกับค่าความต้านทานจำเพาะชั้นเค้กที่เกิดขึ้นที่เยื่อกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  เมื่อกรองที่ความดัน 0.2 บาร์ ในทุกสภาวะ และ สูงกว่าเพียงเล็กน้อยเมื่อกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ แสดงว่าโครงสร้างชั้นเค้กที่เกิดขึ้นในเยื่อกรองที่มีขนาดรูกรองที่ใหญ่กว่าจะเกิดทั้งแบบการสะสมภายในจนปิดรูกรอง (อุดตันภายในรูกรอง หรือ ขนาดรูกรองเล็กลง) จากอนุภาคหรือโมเลกุลที่มีขนาดใกล้เคียงหรือเล็กกว่ารูกรอง ร่วมกับการสะสมทั่วไปบนผิวหน้าเยื่อกรอง ส่วนการกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรองที่เล็กกว่านั้นเป็นการลดโอกาสของการอุดตันภายในรูกรอง หรือ การทำให้ขนาดรูกรองเล็กลง โดยจะเกิดลักษณะที่อนุภาค สารละลายจะสะสมตัวบนผิวหน้าเยื่อกรองเท่านั้นและชั้นเค้กสะสมดังกล่าวจะเสมือนเป็นชั้นกรองที่สองที่กรองอนุภาคคอลลอยด์ไม่ให้ผ่านเข้าไปสะสมในรูกรองได้

ผลของค่าความดันที่ใช้ขณะกรองต่อค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้กที่เกิดขึ้นไม่สูงขึ้นเมื่อใช้ความดันเพิ่มขึ้นจาก 0.2 บาร์ เป็น 0.5 บาร์ แต่กลับมีผลในทิศทางตรงกันข้าม คือ การกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ (โดยใช้เยื่อกรองทั้งสองชนิด ที่ความเข้มข้นเริ่มต้นใดๆ) ค่า  $\alpha$  ที่เกิดขึ้นมีค่าต่ำกว่าเมื่อกรองภายใต้ความดัน 0.2 บาร์ นั้นแสดงให้เห็นว่าโครงสร้างการเรียงตัวของอนุภาคแขวนลอย และละลายของน้ำเสียก่อนเข้าระบบฯ ขณะกรองที่ความดัน 0.2 บาร์ น่าจะเป็นชั้นสะสมที่มีความพรุนต่ำกว่า

ตารางที่ 4-1: ค่า  $\alpha W$  (Filterability) และ  $\alpha$  ขณะกรองน้ำเสียก่อนเข้าระบบฯ

ความเข้มข้นน้ำเสีย COD (mg/L)	$\alpha W (10^{12}, m^{-2}) / \alpha (10^{12}, m.kg^{-1})$			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$
500	51/102	28/56	10/20	14/28 (99)
1,500	170/113	110/73	43/28.7 (280/186.6)	14/9.3 (99/66)
3,000	340/113	220/73	71/23.6 (280/93.3)	57/19 (280/93.3)
4,500	-	-	-	43/9.6 (140/31.1)

หมายเหตุ: (..) ค่าในวงเล็บ คือ แสดงค่าสูงสุดในช่วงเริ่มต้น(ความเข้มข้นสูงสุด) ซึ่งเกิดขึ้นแล้วต่อด้วยลักษณะกราฟเส้นตรงแนวนอน (ไม่มีความชัน)



ภาพประกอบที่ 4-2: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดฯ ที่ความดัน (P) 0.5 บาร์ เปรียบเทียบกับเยื่อกรองที่ผลิตโดยนักวิจัยฯ (CCS membrane)

เมื่อทดสอบการกรองตัวอย่างน้ำเสียที่มีค่า COD 500 mg/L ด้วยเยื่อกรองที่ผลิตโดยนักวิจัยของสถานวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีเมมเบรน (CC-membrane) พบว่า ค่า  $\alpha.W$  ต่ำกว่าค่าที่คำนวณได้จากการใช้เยื่อกรองชนิดที่ขายในท้องตลาด, VMWP 04700 (Millipore) 0.22  $\mu m$  และ 0.05  $\mu m$  ประมาณ 5 เท่า เนื่องจากเยื่อกรองดังกล่าวมีความพรุนสูงกว่า อย่างไรก็ตามก็ต้องพิจารณาร่วมกับความสามารถในการกักกันซึ่งแสดงผลในส่วนของคุณภาพน้ำหลังกรองในรูปของค่า COD ที่ลดลงว่าแตกต่างกันหรือไม่อย่างไร สำหรับคุณภาพน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดฯ ที่ผ่านการกรองแล้ว แสดงดังตารางที่ 4-2

คุณภาพน้ำหลังกรองในทุกชุดการทดลอง พบว่า ตัวแปรคุณภาพน้ำทางกายภาพในเทอมของค่าความขุ่นต่ำกว่า 5 NTU ยกเว้นในบางชุดการทดลอง (ความดัน 0.5 บาร์ ที่ความเข้มข้น COD 500 mg/L และ ที่ความเข้มข้น COD สูง) ค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์ในรูป COD ทั้งที่ละลายและแขวนลอยในน้ำป้อน ภายหลังกรองลดลงกว่า 80-95 % และค่อนข้างแตกต่างกันไปในชุดการทดลองที่ทดสอบที่ค่า COD 3,000 mg/L ณ. ความดัน 0.2 บาร์ ของทั้งสองชนิดเยื่อกรอง เนื่องจากลักษณะการกระจายของขนาดรูกรองที่ไม่เหมือนกันแผ่นเยื่อกรอง อย่างไรก็ตามก็ตีข้อมูลผลวิเคราะห์ความสามารถในการกักกันสารอินทรีย์ในโครเจน เช่น โปรตีน ด้วยการใช้เยื่อกรองทั้งสองชนิดค่อนข้างแปรปรวน ทั้งนี้มีขีดความสามารถในการกักกัน สามารถนำกลับโปรตีน (Protein recovery) ได้กว่า 50-90 % เมื่อทำการกรองที่ความดัน 0.5 บาร์

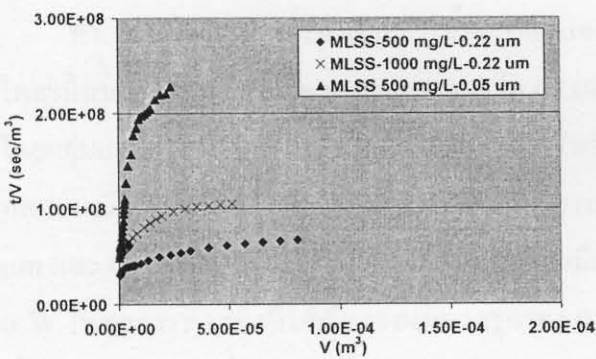
ตารางที่ 4-2: เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกรองตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดฯ

การทดลอง	น้ำเสียก่อนกรอง			น้ำเสียหลังกรอง			
	Turbidity (NTU)	TKN (mg/L)	Protein (mg/L)	COD (mg/L)	Turbidity (NTU)	TKN (mg/L)	Protein (mg/L)
<b>1. COD = 500 mg/L</b> - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	78	5.6	69	79	4.15	3.4	25.11
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์				60.0	4.79	5.6	28.60
- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์				17.25	7.36	3.36	N.D
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์				N.D	1.85	6.72	N.D
- <b>CCS membrane</b>				8.76	3.94	2.80	N.D
<b>2. COD = 1,500 mg/L</b> - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	240	20	200	397	3.03	15.0	29.99
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์				516	4.46	13.0	44.64
- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์				35.04	8.33	4.48	N.D
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์				N.D	2.03	5.6	N.D
<b>3. COD = 3,000 mg/L</b> - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	370	41	213	1,309	8.95	31	77.42
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์				1,190	5.73	34	66.96
- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์				35.04	4.14	19.6	6.48
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์				9.60	1.11	5.6	17.82
<b>4. COD = 4,500 mg/L</b> - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	550	50	300	-	-	-	-
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์				-	-	-	-
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์				38.40	1.35	6.72	3.24

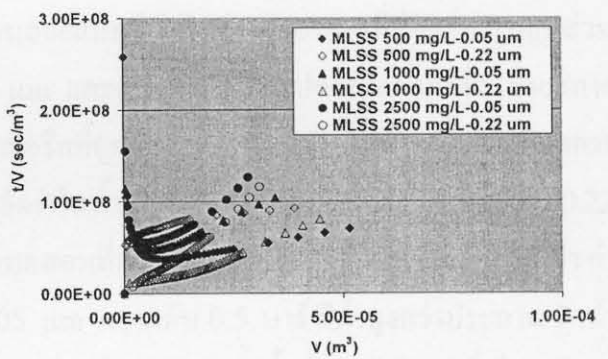


## 4-2-2 น้ำตะกอนแขวนลอยในถังปฏิกรณ์แบบเติมอากาศ (Mix liquor Suspended Solids-MLSS)

ทั่วไปแล้ว ถ้าดับการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอส การแยกตะกอนแขวนลอยแบบที่เรียกออกจากน้ำผสมในถังเติมอากาศต้องอาศัยถังตกตะกอนชั้นที่สองเพื่อทำใส และมักจะพบปัญหามวลสลัดจ์ลอย ไม่จมตัวในถังตกตะกอน ทำให้มีมวลสลัดจ์แขวนลอยปะปนมากับน้ำทิ้งหลังบำบัด ทำให้คุณภาพน้ำทิ้งไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานกำหนด ดังนั้นการประยุกต์ใช้เยื่อกรองในระดับไมโครฟิลเตรชันหรืออัลตราฟิลเตรชันทำหน้าที่แทนถังตกตะกอนชั้นที่สองเพื่อแยกมวลสลัดจ์ออกจากน้ำใสเป็นแนวคิดที่ได้รับการยอมรับในวงกว้าง และความสามารถในการกรองมวลสลัดจ์พิจารณาในรูปของค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานและค่าความต้านทานจำเพาะซึ่งเล็กที่เกิเกิดขึ้นขณะเดินระบบกรองแบบไหลขวาง ซึ่งต้องอาศัยระยะเวลาการติดตามระดับของฟาวลิงที่เกิเกิดขึ้น การศึกษาเพื่อหาค่าพารามิเตอร์บ่งชี้ระดับและปริมาณของฟาวลิงที่เกิเกิดขึ้น โดยทดสอบกรองตัวอย่างน้ำตะกอนแขวนลอยจากถังปฏิกรณ์แบบเติมอากาศด้วยรูปแบบการกรองแบบปิดตายเพื่อให้ได้ค่า  $\alpha \cdot W$  และ  $\alpha$  อ้างอิงเพื่อใช้ในการเลือกสภาวะการทำงานและระดับเยื่อกรองสำหรับการใช้งานต่อไป ภาพประกอบที่ 4-3 แสดงความสัมพันธ์ของการเปลี่ยนแปลงระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  เพื่อประเมินความสามารถในการกรองตัวอย่างน้ำตะกอนแขวนลอยจากถังเติมอากาศ และ สรุปค่า ทั้งหมดดังตารางที่ 4-3



(A), P= 0.5 บาร์



(B), P= 0.2 บาร์

ภาพประกอบที่ 4-3: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ของน้ำตะกอนแขวนลอยในถังเติมอากาศ

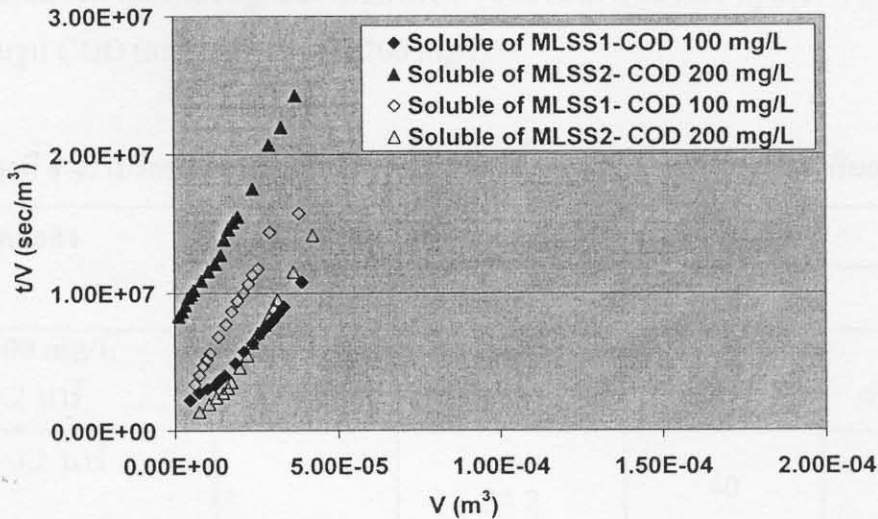
ตารางที่ 4-3: ค่า  $\alpha W$  (Filterability) และ  $\alpha$  ขณะกรองน้ำตะกอนแขวนลอยในถังเติมอากาศ

ความเข้มข้น MLSS (mg/L)	$\alpha W$ ( $10^{12}$ , $m^{-2}$ ) / $\alpha$ ( $10^{12}$ , $m.kg^{-1}$ )			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$
500	60/120	48/96	57/114 40/180**	120/240 (2,800/5,600)
1,000	110/110	110/110	140/140 (280/280)	-
2,500	170/68	170/68	-	-
<b>ส่วนองค์ประกอบที่ละลายน้ำของ MLSS 500 mg/L</b>				
<b>COD (mg/L)</b>				
100	-	-	71/170	-
200	-	-	57/285	-

หมายเหตุ: (..) ค่าในวงเล็บ คือ แสดงค่าสูงสุดในช่วงเริ่มต้น(ความเข้มข้นสูงสุด) ซึ่งเกิดขึ้นแล้วด้วยลักษณะกราฟเส้นตรงแนวนอน (ไม่มีความชัน)  
 \* ค่าที่ได้จาก CCS membrane

ค่า  $\alpha.W$  ของการกรองตัวอย่างน้ำตะกอนแขวนลอยแบคทีเรียในถังเติมอากาศที่มีองค์ประกอบส่วนใหญ่เป็นมวลสารอินทรีย์แขวนลอยขนาดเฉลี่ย 47.08  $\mu m$  และสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำคั่งตัว (ย่อยสลายโดยกลุ่มแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย และสารโพลีเมอร์ที่ถูกขับออกจากเซลล์) มีค่าสูงขึ้นในทุกชุดการทดสอบเมื่อเพิ่มความเข้มข้นมวลตะกอนแบคทีเรีย (สลัดจ์) ในน้ำป้อนเข้า เมื่อใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu m$  และ 0.05  $\mu m$  ที่สองค่าความดัน ในขณะที่เมื่อทดสอบที่ความเข้มข้น MLSS 500 mg/L พบว่า ค่า  $\alpha.W$  ในชุดการทดลองที่ใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu m$  ความดัน 0.5 บาร์ มีค่าสูงกว่าประมาณ 2 เท่า เมื่อเทียบกับการใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu m$  ที่สภาวะศึกษาเดียวกัน ทั้งนี้ขนาดรูกรองที่เล็กสามารถกักกันโมเลกุลอินทรีย์ โพลีเมอร์ละลายน้ำ รวมถึงอนุภาคระดับคอลลอยด์ได้ดีกว่าเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu m$  ค่าความต้านทานจำเพาะเกิดจากการสะสมภายในรูกรอง การดูดซับภายในรูกรองและการปิดทับที่ผิวหน้าเยื่อกรองจากอนุภาคแบคทีเรียจำนวนหนึ่งในตัวอย่าง ในระดับที่สูงกว่าเมื่อใช้ความดันป้อนขณะกรองที่ 0.5 บาร์เปรียบเทียบกับการใช้ความดันที่ 0.2 บาร์ ขณะที่ค่า  $\alpha.W$  ขณะกรองตัวอย่างเดียวกันนี้ที่ความดัน 0.2 บาร์ พบว่า การใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu m$  ค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานที่เกิดขึ้นต่ำกว่าเล็กน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับกรองโดยใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu m$  และ ค่า  $\alpha.W$  ที่ค่าความดันนี้ไม่มีความแตกต่างกันในสองชนิดเยื่อกรองที่ทดสอบ ที่ความเข้มข้นเดียวกัน

องค์ประกอบสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำมีบทบาทต่อค่า  $\alpha \cdot W$  (ดังภาพประกอบที่ 4-4) ซึ่งพบว่า มีค่าไม่แตกต่างกันไปจากตัวอย่างน้ำป้อนที่ไม่ได้แยกเอามวลตะกอนแบคทีเรียออก เนื่องจากเกิดการดูดซับและเกิดแรงกระทำระหว่างโมเลกุลสารอินทรีย์ขนาดเล็กและขนาดใหญ่ที่มีลักษณะเป็นเส้นใยโพลิเมอร์ริค เช่น โปรตีนและสารประกอบอื่นกลุ่มโพลีแซคคาไรด์ กรดอินทรีย์ กับวัสดุเยื่อกรอง ทำให้เกิดฟาวลิงในเยื่อกรอง (Ognier et al., 2002)



ภาพประกอบที่ 4-4: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ของส่วนที่ละลายน้ำของตัวอย่างน้ำตะกอนแขวนลอยในถังเติมอากาศ ( $P=0.5$  บาร์,  $0.22 \mu\text{m}$ )

สำหรับเยื่อกรองที่ผลิตโดยนักวิจัยฯ มีขนาดรูกรองที่เล็กกว่าเท่าตัว แต่ไม่ส่งผลทำให้ค่าสัมประสิทธิ์ความต้านที่เกิดขึ้นสูงกว่าเมื่อใช้เยื่อกรองที่มีขนาดรูกรอง  $0.22 \mu\text{m}$  ที่ค่าความดัน  $0.5$  บาร์ เมื่อเปรียบเทียบกับค่า  $\alpha \cdot W$  ของตัวอย่างน้ำตะกอนแขวนลอยแบคทีเรียกับ ตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดฯ พบว่า มีค่าอยู่ในช่วงที่ใกล้เคียงกัน

ค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้กสะสม ( $\alpha$ ) ที่เกิดขึ้นขณะกรองตัวอย่างที่ความเข้มข้น MLSS 1,000 และ 2,500 mg/L พบว่า ไม่มีความแตกต่างกันเมื่อกรองที่ความดัน  $0.2$  บาร์ ด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง  $0.22 \mu\text{m}$  และ  $0.05 \mu\text{m}$  และ ค่า  $\alpha$  ที่เกิดขึ้นในแต่ละชนิดเยื่อกรองที่ค่าความดันนี้เป็นอิสระกับค่าความเข้มข้นของน้ำตะกอนเริ่มต้น ขณะที่การกรอง MLSS 500 และ 1,000 mg/L ที่ความดัน  $0.5$  บาร์ นั้น ค่าดังกล่าวที่เกิดขึ้นเมื่อใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง  $0.05 \mu\text{m}$  มีค่าสูงกว่าประมาณ 2 เท่าตัวเปรียบเทียบกับชุดการทดสอบที่ใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง  $0.22 \mu\text{m}$  และมีค่าเพิ่มขึ้นประมาณ 2 เท่าตามความเข้มข้นที่สูงขึ้น 2 เท่า

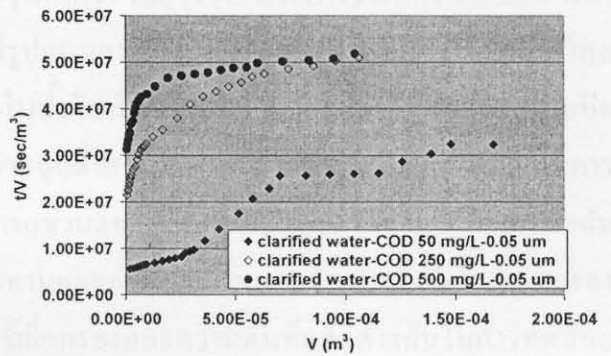
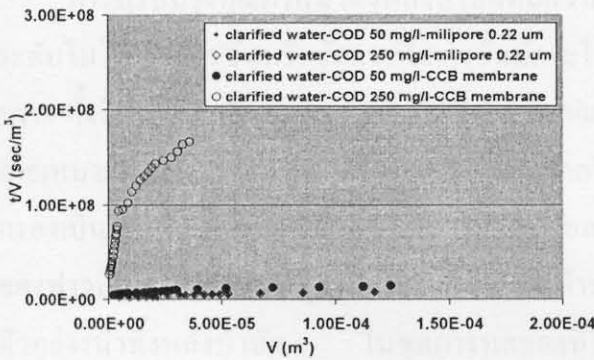
คุณภาพน้ำหลังกรองตะกอนแขวนลอยแบคทีเรีย แสดงดังตารางที่ 4-4 เยื่อกรองระดับรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  สามารถแยกมวลตะกอนแบคทีเรีย โดยพบว่า น้ำตัวอย่างภายหลังการกรองมีค่าความขุ่นต่ำกว่า 5 NTU และลดค่าความสกปรกในรูป COD (ละลายน้ำ) มีค่าคงเหลือในระดับต่ำ และในชุดการทดสอบที่ความเข้มข้นมวลตะกอนจุลินทรีย์ 1,000 mg/L พบค่า COD ในน้ำหลังกรอง สูงกว่า 200 mg/L ซึ่งไม่ขึ้นกับค่า COD เริ่มต้น และเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  สามารถกักกันสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำได้สูงกว่าเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  ประมาณ 30% ขณะที่การใช้ CC-membrane กรองตัวอย่างน้ำตะกอนแขวนลอยในดังปฏิกิริยา พบค่าความขุ่นของน้ำภายหลังกรองสูงกว่า 10 NTU และค่าความสกปรกในรูป COD (ละลายน้ำ) สูงกว่า 200 mg/L

ตารางที่ 4-4: เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกรองน้ำตะกอนแขวนลอยจากถังเดิมอากาศ

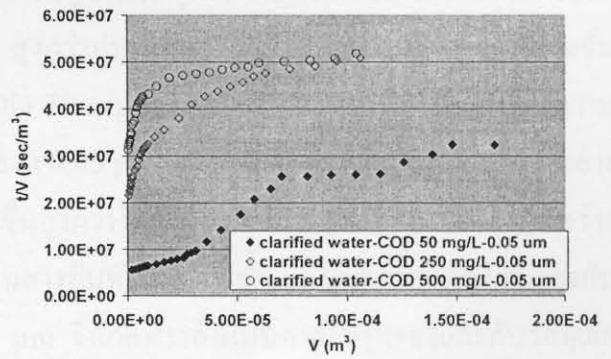
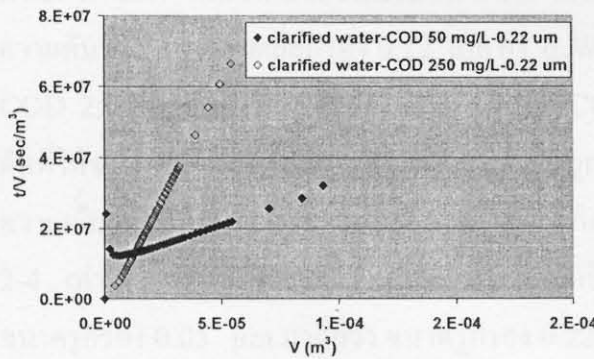
การทดลอง	ก่อนกรอง	หลังกรอง			
	Turbidity (NTU)	Protein (mg/L)	COD (mg/L)	Turbidity (NTU)	
1. MLSS = 500 mg/L - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	108	35.6	58	1.04	
		- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	34.2	40	0.56
		- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	261.3	88	1.07
		- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	3.8	N.D	1.56
		- CCS membrane	276.9	324	10.2
2. MLSS = 1,000 mg/L - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	188	46.7	77	1.1	
		- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	43.9	58	1.1
		- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	263.5	201	2.18
		- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	-	-	-
3. MLSS = 2,500 mg/L - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	400	67.7	99	2.52	
		- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	70.4	60	6.03
		- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	-	-	-
		- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	-	-	-

### 4-2-3 น้ำที่จากถังตกตะกอน (Clarified wastewater)

แนวคิดการนำน้ำที่จากถังตกตะกอนกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ในกิจกรรมต่างๆ เช่น ใช้เป็นน้ำต้นทุนในการล้างทำความสะอาดอุปกรณ์ ใช้เป็นน้ำขับเคลื่อนในระบบสุญญากาศหรือใช้เป็นน้ำต้นทุนเพื่อผลิตเป็นน้ำใช้แทนการปล่อยทิ้งสู่แหล่งน้ำสาธารณะ เป็นแนวทางที่สนับสนุนการใช้ทรัพยากรน้ำอย่างคุ้มค่า เนื่องจากการปนเปื้อนของมลสารพิษในรูปต่างๆ ทั้งสารอินทรีย์และอนินทรีย์ในแหล่งน้ำดิบที่ใช้ผลิตน้ำประปาเป็นประเด็นหนึ่งที่ทำให้ค่าใช้จ่ายในบำบัดเพื่อให้ได้น้ำใช้ที่มีคุณภาพตามมาตรฐานน้ำประปาสูงขึ้น การใช้เทคโนโลยีเยื่อกรองระดับไมโครฟิลเตรชันหรืออัลตราฟิลเตรชันเป็นการปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้ง และเป็นเทคโนโลยีทางเลือกหนึ่งที่สามารถแยกของแข็งแขวนลอย ลดค่าความขุ่นของน้ำทิ้งให้ต่ำ โดยอาจใช้ร่วมกับกระบวนการเคมีขั้นสูง เช่น โอโซน การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์หรือใช้เป็นกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งเบื้องต้นก่อนเข้าสู่กระบวนการแยกในระดับนาโนฟิลเตรชัน และรีเวอร์ออสโมซิสต่อไป ภาพประกอบที่ 4-5 ความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  และสรุปค่า  $\alpha \cdot W$  ดังตารางที่ 4-5



(A), P = 0.5 bar



(B), P = 0.2 bar

ภาพประกอบที่ 4-5: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  น้ำที่จากถังตกตะกอน

ตารางที่ 4-5: ค่า  $\alpha W$  (Filterability) และ  $\alpha$  ของกรองน้ำทิ้งจากถังตกตะกอน

ความเข้มข้น COD (mg/L)	$\alpha W$ ( $10^{12}$ , m <sup>-2</sup> ) / $\alpha$ ( $10^{12}$ , m.kg <sup>-1</sup> )			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
	0.22 $\mu$ m	0.05 $\mu$ m	0.22 $\mu$ m	0.05 $\mu$ m
50	11/220	11/220	10/200 10/200**	28/560 (28/560)
250	60/240	110/440	9/36 570/2,280**	43/172
500	-	-	-	28/56 (28/560)

หมายเหตุ: (..) ค่าในวงเล็บ คือ แสดงค่าสูงสุดในช่วงเริ่มต้น(ความเข้มข้นสูงสุด) ซึ่งเกิดขึ้นแล้วต่อ  
ด้วยลักษณะกราฟเส้นตรงแนวนอน (ไม่มีความชัน)

\* ค่าที่ได้จาก CCS membrane

การปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดที่มีความขุ่นต่ำกว่า 100 NTU ด้วยการใช้เทคโนโลยีเยื่อกรองระดับไมโครฟิลเตรชันหรืออัลตราฟิลเตรชันมักจะใช้รูปแบบการกรองแบบปิดตายหรือการกรองแบบไหลขวาง ทั้งนี้ขึ้นกับค่าความขุ่น และของแข็งแขวนลอยในน้ำดิบเริ่มต้น อย่างไรก็ตามรูปแบบการกรองแบบปิดตายเหมาะสำหรับการเดินระบบกรองกับน้ำที่มีค่าความขุ่นต่ำกว่า 20 NTU และสามารถปรับรูปแบบการกรองเป็นแบบไหลขวางกรณีน้ำดิบมีความขุ่นหรือสารแขวนลอยสูงในบางช่วงเวลา การประเมินระดับของฟาวลิงด้วยการคำนวณค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานและค่าความต้านทานจำเพาะที่เกิดขึ้นขณะกรองตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัด ในชุดการทดลองที่ใช้เยื่อกรองและความดันที่แตกต่างกันในการทดสอบพบว่า ค่า  $\alpha.W$  เพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้น COD ในน้ำป้อนสูงขึ้นในทุกสภาวะที่ทดสอบ ยกเว้น เมื่อกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ ด้วยเยื่อกรอง 0.22  $\mu$ m ค่า  $\alpha.W$  สูงกว่าประมาณ 5-10 เท่า ในตัวอย่างที่ความเข้มข้น COD 250 mg/L เปรียบเทียบกับตัวอย่างที่มีค่า COD 50 mg/L ทั้งนี้ค่า  $\alpha.W$  เป็นไม่ขึ้นกับค่าความดันที่ให้ขณะกรอง ขณะที่การใช้เยื่อกรองที่มีขนาดรูกรอง 0.05  $\mu$ m ที่ทั้งสองค่าความดันทดสอบในตัวอย่างความเข้มข้น COD 250 mg/L นั้น ค่า  $\alpha.W$  ที่เกิดขึ้นสูงกว่าในเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu$ m ระหว่าง 2-4 เท่า เนื่องจากตัวอย่างน้ำทิ้งมีองค์ประกอบที่เป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำและโมเลกุลขนาดเล็กใกล้เคียงกับขนาดรูกรอง 0.05  $\mu$ m มากกว่า ขนาดรูกรอง 0.22  $\mu$ m จึงเกิดฟาวลิงแบบภายในรูกรองและกับวัสดุเยื่อกรอง

ค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้กที่เกิดขึ้น ( $\alpha$ ) มีความสัมพันธ์ในทิศทางที่เพิ่มมากขึ้นเมื่อความเข้มข้น COD ของตัวอย่างน้ำสูงขึ้น เมื่อทำการกรองที่ความดัน 0.2 บาร์ ด้วยเยื่อกรองทั้งสองชนิด ในขณะที่ได้ผลในทิศทางตรงกันข้ามเมื่อกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ ด้วยเยื่อกรองทั้งสองชนิดดังกล่าว ค่า  $\alpha$  ที่เกิดขึ้นขณะกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu$ m สูงกว่าประมาณ 1-5 เท่า เปรียบเทียบกับเมื่อใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu$ m ที่สภาวะการทดสอบเดียวกัน ทั้งนี้ค่า  $\alpha$  ขณะกรองตัวอย่างน้ำทิ้งจากถังตกตะกอน

มีค่าก่อนข้างสูงกว่าประมาณ 2-4 เท่า เมื่อเทียบกับค่าดังกล่าวที่คำนวณได้ในกรองตัวอย่างน้ำเสียก่อนบำบัดและน้ำตะกอนแบคทีเรียที่ความดัน 0.2 บาร์ ซึ่งบ่งชี้โครงสร้างของชั้นสะสมขณะกรองที่ความดันต่ำที่ให้ค่าความต้านทานการกรองสูง เนื่องจากสารต่างๆขนาดเล็กเคลือบผิวหน้าและเกิด โครงสร้างความพรุนต่ำก่อนถูกปิดทับด้วยอนุภาคสารแขวนลอยเกิดเป็นชั้นเค้ก ในขณะที่ค่าดังกล่าวนั้นใกล้เคียงกันทั้งสามตัวอย่างน้ำป้อนเมื่อกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ สำหรับการกรองตัวอย่างที่มีค่า COD 250 mg/L ด้วยเยื่อกรอง CCS นั้น ค่า  $\alpha$ .W และค่า  $\alpha$  ที่เกิดขึ้นสูงกว่า 50-100 เท่า เปรียบเทียบกับค่าที่ได้เมื่อกรองด้วยเยื่อกรองการค่าที่ความดัน 0.5 บาร์ ซึ่งแสดงว่าลักษณะ โครงสร้างชั้นสะสมบนเยื่อกรอง CCS มีการเรียงตัวของชั้นอนุภาคต่างๆ ทั้งแขวนลอยและละลายน้ำอัดตัวแน่นมากกว่าและเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของ COD ที่สูงขึ้น

คุณภาพน้ำภายหลังกรองตัวอย่างน้ำทิ้งจากถังตกตะกอน แสดงดังตารางที่ 4-6 น้ำกรองแล้วมีคุณภาพทางกายภาพในเทอมค่าความขุ่นต่ำกว่า 5 NTU ในทุกชุดการทดสอบ และมีประสิทธิภาพในการกักกันสารอินทรีย์ละลายน้ำและไม่ละลายน้ำในเทอมของค่า COD ลดลงกว่า 60% และวิเคราะห์ไม่พบค่า COD ในตัวอย่างน้ำที่กรองผ่านเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ที่ความดัน 0.5 บาร์ จากข้อมูลวิเคราะห์น้ำหลังกรองแสดงให้เห็นว่าการเพิ่มเติมกระบวนการปรับสภาพน้ำ เช่น การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ การเติมโอโซน ร่วมกับกรองด้วยเยื่อกรองเป็นแนวทางหนึ่งเพื่อให้คุณภาพน้ำทางเคมีดีขึ้นในระดับที่เป็นน้ำประปา อีกทั้งเป็นการลดการเกิดระดับของฟาวลิงขณะกรองด้วยเยื่อกรองหรืออาจมีการพิจารณาปรับปรุงกระบวนการบำบัดทางชีวภาพก่อนหน้าเพื่อให้สามารถกำจัดหรือลดปริมาณสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำและแขวนลอยในน้ำทิ้งหลังบำบัดให้มากขึ้น ทั้งนี้เพื่อลดค่าใช้จ่ายในส่วนขั้นตอนการปรับสภาพน้ำทิ้งก่อนเข้าเยื่อกรอง เป็นต้น

ตารางที่ 4-6: เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกรองน้ำทิ้งจากถังตกตะกอน

การทดลอง	ก่อนกรอง	หลังกรอง		
	Turbidity (NTU)	Protein (mg/L)	COD (mg/L)	Turbidity (NTU)
<b>1. COD = 50 mg/L</b> - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	18.0	28.6	10	0.61
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์		33.5	20	0.50
- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์		5.4	8.9	3.31
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์		4.32	N.D	1.87
- <b>CCS membrane</b>				
<b>2. COD = 250 mg/L</b> - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	70	39.1	86	0.96
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์		52.3	96	0.92
- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์		N.D	35.7	4.25
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์		0.54	N.D	1.16
<b>3. COD = 500 mg/L</b> - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	100	-	-	-
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์		-	-	-
- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์		-	-	-
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์		N.D	N.D	1.10



#### 4-2-4 น้ำทิ้งหลังบำบัดก่อนปล่อยสู่แหล่งน้ำสาธารณะ (Effluent discharged)

น้ำทิ้งหลังบำบัดจะถูกลงมาตรฐานให้ปล่อยสู่แหล่งน้ำสาธารณะได้หากคุณภาพน้ำผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรม และกลายเป็นน้ำต้นทุนเดิมเข้าสู่แหล่งน้ำธรรมชาติที่ปนเปื้อนมลสารต่างๆ เนื่องจากรับของเสียจากกิจกรรมภาคเกษตร อุตสาหกรรม และชุมชน ส่งผลกระทบต่อเรื่องค่าใช้จ่ายที่เพิ่มขึ้นอย่างเพื่อเพิ่มบางกระบวนการปรับสภาพน้ำและปรับปรุงคุณภาพน้ำให้ได้ตามมาตรฐานคุณภาพน้ำประปาต่อไป

ดังนั้นหากน้ำทิ้งหลังบำบัด มีคุณภาพดีระดับหนึ่ง คือ มีค่าความสกปรกในรูปบีโอดี ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง มีความขุ่นในระดับต่ำ ไม่มีสารพิษที่เป็นอันตรายปนเปื้อนแล้ว การนำน้ำทิ้งดังกล่าวมาหมุนเวียนใช้ใหม่ในกิจกรรมต่างๆ ต่อไปโดยเพิ่มกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำด้วยการใช้เทคโนโลยีเอีกรองระดับไมโครหรืออัลตราฟิเตรชั่นแยกอนุภาคแขวนลอย และลดปริมาณสารอินทรีย์ที่เหลืออยู่โดยกรองโดยตรงหรือใช้ร่วมกับกระบวนการปรับสภาพน้ำอื่นๆ เช่น การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ การใช้โอโซน เป็นต้น

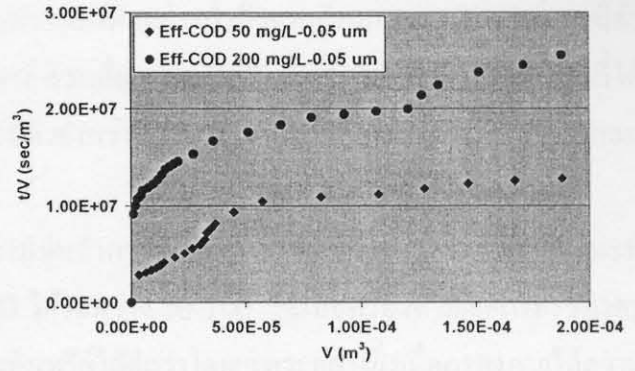
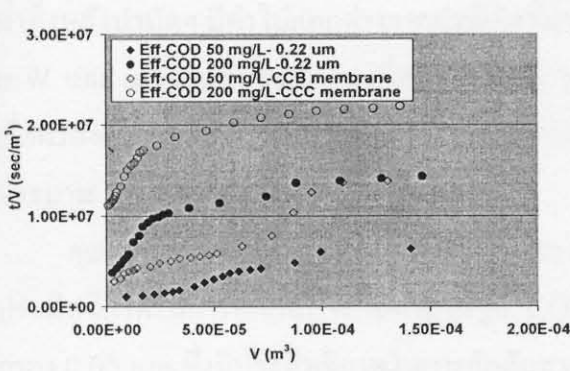
การทดสอบความสามารถในการกรองน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ รายงานในรูปของค่า  $\alpha.W$  และ ค่า  $\alpha$  สรุปดังตารางที่ 4-7 โดยประเมินการเปลี่ยนแปลงขณะกรองดังความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  ดังภาพประกอบที่ 4-6

ตารางที่ 4-7: ค่า  $\alpha W$  (Filterability) และ  $\alpha$  ขณะกรองน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ

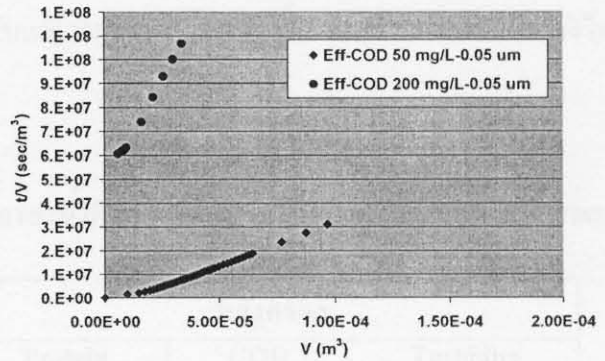
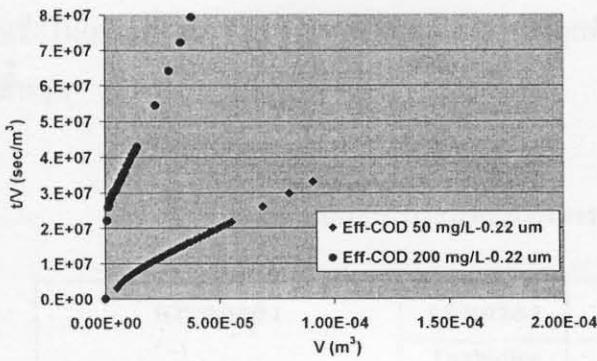
ความเข้มข้น COD (mg/L)	$\alpha W (10^{12}, m^{-2}) / \alpha (10^{12}, m.kg^{-1})$			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$
50	17/340	17/340	7.1/142 1.3/126**	7.1/142 (14/280)
200	110/550	110/550	9.9/49.5 (57/285) 57/285**	1.2/6 (28/140)

หมายเหตุ: (..) ค่าในวงเล็บ คือ แสดงค่าสูงสุดในช่วงเริ่มต้น(ความเข้มข้นสูงสุด) ซึ่งเกิดขึ้นแล้วต่อด้วยลักษณะกราฟเส้นตรงแนวนอน (ไม่มีค่าขึ้น)

\* ค่าที่ได้จาก CCS membrane



(A), P = 0.5 bar



(B), P = 0.2 bar

ภาพประกอบที่ 4-6: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\alpha V$  กับ  $V$  ของน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ก่อนปล่อยสู่แหล่งน้ำสาธารณะ

ค่า COD ของน้ำทิ้งที่เพิ่มขึ้นจาก 50 mg/L เป็น 200 mg/L (ความเข้มข้นเพิ่มขึ้น 4 เท่า) ส่งผลให้ ค่า  $\alpha \cdot W$  ที่คำนวณได้สูงขึ้นจากเดิม 5-10 เท่าเมื่อทดสอบที่ความดัน 0.2 บาร์ ด้วยเยื่อกรองการค้ำทั้งสองชนิด ในขณะที่ที่ความดัน 0.5 บาร์ พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีความแตกต่างกันของค่า  $\alpha \cdot W$  ที่เกิดขึ้นขณะกรองตัวอย่างน้ำจากถังตกตะกอนเล็กน้อย โดยพบว่า ค่า  $\alpha \cdot W$  ที่ได้จากเยื่อกรองสองชนิดมีค่าใกล้เคียงกันที่ความเข้มข้น COD ใดๆ ณ.สองค่าความดันทดสอบ เมื่อเปรียบเทียบค่า  $\alpha \cdot W$  กับตัวอย่างน้ำที่มีองค์ประกอบอนุภาคแขวนลอยและละลายน้ำ (น้ำเสียก่อนเข้าระบบฯ และ น้ำตะกอนแบคทีเรียในถังเดิมอากาศ) พบว่า ไม่มีความแตกต่างเมื่อทดสอบการกรองที่ความดัน 0.2 บาร์ ของเยื่อกรองทั้งสองชนิด และค่า  $\alpha \cdot W$  ของ ตัวอย่างน้ำทิ้งก่อนปล่อยสู่แหล่งน้ำสาธารณะมีค่าสูงกว่าตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าระบบฯ และน้ำตะกอนแบคทีเรียในถังเดิมอากาศประมาณ 2 เท่า

สำหรับค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้กที่เกิดขึ้น ( $\alpha$ ) นั้นมีค่าเพิ่มสูงขึ้นตามความเข้มข้นสารอินทรีย์ในรูป COD ที่มากขึ้นและค่าดังกล่าวไม่เพิ่มขึ้นตามสัดส่วนของค่า COD เมื่อทดสอบกับเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  ความดัน 0.2 บาร์ และ 0.5 บาร์ ขณะที่ค่า  $\alpha$  ขณะกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ที่ความดัน 0.5 บาร์ กลับมีทิศทางตรงกันข้าม แต่โดยภาพรวมแล้วค่า  $\alpha$  เมื่อกรองตัวอย่าง

น้ำทิ้งหลังบำบัดฯ มีค่าไม่แตกต่างจากค่าที่เกิดขึ้นขณะกรองตัวอย่างน้ำทิ้งจากถังตกตะกอน นอกจากนี้ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ที่เกิดขึ้นขณะกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ ด้วยเยื่อกรอง CCS พบว่า ไม่แตกต่างไปจากค่าที่ได้เมื่อกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และมีค่าต่ำกว่าเมื่อกรองด้วยตัวอย่างน้ำทิ้งจากถังตกตะกอน ประมาณ 8-10 เท่า

คุณภาพน้ำภายหลังการกรอง พบว่า มีค่าความขุ่นต่ำกว่า 5 NTU ในทุกชุดการทดสอบ และมีประสิทธิภาพในการกักกันสารอินทรีย์ในรูป COD ได้ระหว่าง 50-100 % เมื่อกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกักกันสารอินทรีย์ได้ดีกว่าโดยเฉพาะอย่างยิ่งเมื่อกรองภายใต้ความดัน 0.5 บาร์ เนื่องจากขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  เมื่อกรองภายใต้ความดัน 0.5 บาร์ ส่งผลให้อนุภาคและ/หรือโมเลกุลที่ถูกกักกันหรือดูดติดภายในรูกรองถูกดันและหลุดไปพร้อมกับน้ำกรองขณะที่การกรองยังไม่สิ้นสุด

ตารางที่ 4-8: เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกรองน้ำทิ้งหลังบำบัดก่อนปล่อยสู่แหล่งน้ำสาธารณะ

การทดลอง	ก่อนกรอง	หลังกรอง		
	Turbidity (NTU)	Protein (mg/L)	COD (mg/L)	Turbidity (NTU)
1. COD = 50 mg/L - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	16	57.9	N.D	0.34
		- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	65.6	N.D
- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	14	N.D	35.7	3.74
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	14	N.D	N.D	1.93
- CCS membrane		-	44.6	6.64
2. COD = 200 mg/L - 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	62.0	83	129	1.63
		- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.2 บาร์	68.4	115.0
- 0.22 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	50	7.6	44.6	4.32
- 0.05 $\mu\text{m}$ , P 0.5 บาร์	30	N.D	N.D	1.34

#### 4-2-5 สรุปผลการศึกษา

ผลการประเมินความสามารถในการกรองด้วยน้ำเสียจากชั้นคอนต่างๆ ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอสของโรงงานแปรรูปสัตว์น้ำแห่งหนึ่ง ในจังหวัดสงขลา ที่มีความแตกต่างกันของสัดส่วนองค์ประกอบอินทรีย์แขวนลอย และองค์ประกอบอินทรีย์ละลายน้ำ โดยแสดงผลการวิเคราะห์ในรูปแบบกราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\nu/V$  กับ  $V$  และคำนวณค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานและค่าความต้านทานจำเพาะที่เกิดขึ้นขณะกรอง  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ของชุดการทดลองที่สภาวะต่างๆ ที่ศึกษา ได้แก่ ความดันระดับของเยื่อกรองที่ใช้ที่มีขนาดรูกรอง  $0.22 \mu\text{m}$  และ  $0.05 \mu\text{m}$  ตามลำดับ สรุปภาพรวมทั้งหมดของค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ซึ่งเป็นตัวเลขเชิงปริมาณระดับฟาวลิงที่เกิดขึ้นขณะกรอง ดังตารางที่ 4-9

ความสามารถในการกรองน้ำเสียจากจุดเก็บตัวอย่างต่างๆ ของการบำบัดฯ พบว่า ระหว่างการกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง  $0.22 \mu\text{m}$  และ  $0.05 \mu\text{m}$  ในทุกค่าความดันจากกราฟแสดงให้เห็นว่า ค่าความต้านทานจำเพาะเชิงกลศาสตร์ จากความสัมพันธ์ระหว่าง  $\nu/V$  กับ  $V$  เพิ่มขึ้น ณ เวลาเริ่มต้นของการกรอง เนื่องจากการเกิดฟาวลิงอย่างรวดเร็วของอนุภาคสะสมที่ผิวหน้า และร่วมกับการเกิดปฏิกิริยาระหว่างสารละลาย คอลลอยด์ กับวัสดุเยื่อกรอง ทั้งนี้ลักษณะของกราฟความสัมพันธ์ดังกล่าวเมื่อกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ มีแนวโน้มความชันลดลงเมื่อเวลาการกรองผ่านไป 5-10 นาที ในทุกชุดการทดสอบของสองชนิดเยื่อกรองการคำนวณแสดงถึงความคงตัวของโครงสร้างชั้นสะสมบนผิวหน้าเยื่อกรองที่ไม่เพิ่มขึ้นตามเวลาการกรองหลังจาก 10 นาที ผ่านไป ซึ่งสอดคล้องกับค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ที่มีแนวโน้มต่ำกว่าค่าที่คำนวณได้ขณะกรองภายใต้ความดัน 0.2 บาร์

ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  โดยรวมแล้ว พบว่า มีค่าเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของตัวอย่างน้ำป้อนชนิดต่างๆ ซึ่งมีองค์ประกอบของสารแขวนลอยอินทรีย์ขนาดต่างๆ ในช่วงที่กว้าง (ระดับคอลลอยด์และแขวนลอยขนาดใหญ่ที่ตกตะกอนได้) ร่วมกับสารละลายอินทรีย์ เช่น โปรตีน น้ำตาล โมเลกุลคู่ กรดอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งมีบทบาทช่วยทำให้เกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (Irreversible Fouling) เมื่อทดสอบด้วยเยื่อกรองทั้งสองชนิดที่ค่าความดันใดๆ เมื่อพิจารณาค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ของตัวอย่างน้ำตะกอนแบคทีเรียที่แยกเอามวลแบคทีเรียแขวนลอยออกไปแล้ว พบว่า มีค่าสูงกว่าเล็กน้อยเปรียบเทียบกับค่าที่คำนวณได้ในตัวอย่างเดียวกันที่มีองค์ประกอบที่แขวนลอยผสมอยู่ด้วย แสดงให้เห็นว่า ชั้นของสารต่างๆ ที่เป็นอินทรีย์สารละลายน้ำในน้ำตะกอนนั้นเป็นชั้นสะสมที่เคลือบผิวที่ไม่หนาแต่มีความพรุนต่ำและเป็นกลุ่ม โมเลกุลที่ทำให้เกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้

ตารางที่ 4-9: สรุปค่า  $\alpha W$  ในการกรองตัวอย่างน้ำเสีย-น้ำทิ้งแบบปิดตาย

สภาวะที่ศึกษา	$\alpha W (10^{12}, m^{-2}) / \alpha (10^{12}, m.kg^{-1})$			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$
<b>1. น้ำเสียก่อนเข้าระบบฯ</b>				
COD (mg/L) = 500	51/102	28/56	10/20	14/28 (99/198)
1,500	170/113	110/73	43/28.7 (280/186.6)	14/9.3 (99/66)
3,000	340/113	220/73	71/23.6 (280/93.3)	57/19 (280/93.3)
4,500	-	-	-	43/9.6 (140/31.1)
<b>2. น้ำตะกอนในถังเติมอากาศ</b>				
MLSS (mg/L) = 500	60/120	48/96	57/114 40/80**	120/240 (2,800/5,600)
1,000	110/110	110/110	140/140 (280/280)	-
2,500	170/68	170/68	-	-
Soluble COD (mg/L)=100 (MLSS-500 mg/L) 200	- -	- -	71/710 57/285	- -
<b>3. น้ำทิ้งจากถังตกตะกอน</b>				
COD (mg/L) = 50	11/220	11/220	10/200 10/200**	28/560 (28/560)
250	60/240	110/440	9/36 570/2,280**	43/172
500	-	-	-	28/56 (280/560)
<b>4. น้ำทิ้งหลังบำบัดฯ</b>				
COD (mg/L) = 50	17/340	17/340	7.1/142 1.3/26**	7.1/142 (14/280)
200	110/550	110/550	9.9/49.5 (57/285) 57/285**	1.2/6 (28/140)

หมายเหตุ: (...)

ค่าในวงเล็บ คือ แสดงค่าสูงสุดในช่วงเริ่มต้น(ความเข้มข้นสูงสุด) ซึ่งเกิดขึ้นแล้วคือด้วยลักษณะกราฟเส้นตรง  
แนวนอน (ไม่มีความชัน) และ \*\* คือ ค่าที่ได้จาก CCS membrane

ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  เพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นน้ำป้อนเข้าในบางสภาวะที่ทดสอบในตัวอย่างน้ำทิ้งจากถังคกตะกอนและน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ในทุกชุดการทดสอบที่ความดัน 0.2 บาร์ ขณะที่ค่าทั้งสองเป็นอิสระกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป COD ที่เพิ่มขึ้นเมื่อกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ บทบาทของสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำมีอิทธิพลต่อระดับฟาวลิงที่เกิดขึ้น นอกจากนี้ค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานและค่าความต้านทานจำเพาะที่เกิดขึ้นในเยื่อกรองที่ใช้ทดสอบมีค่าใกล้เคียงกันในแต่ละสภาวะที่ศึกษา โดยค่าที่เกิดขึ้นในเยื่อกรองที่มีขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  แตกต่างกันน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับค่าที่พบในเยื่อกรองที่มีขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ที่แต่ละค่าความดันทดสอบที่ค่า COD เริ่มต้นใกล้เคียงกัน

ประสิทธิภาพของเยื่อกรองในการกักกันสารแขวนลอยอินทรีย์และสารละลายอินทรีย์ในน้ำเสียและน้ำทิ้งอยู่ในเกณฑ์ดีถึงดีมากในทุกตัวอย่างทดสอบ โดยสามารถกักกันสารแขวนลอยอินทรีย์ในเทอมค่าความขุ่นในน้ำหลังกรองโดยรวม ต่ำกว่า 5 NTU ในขณะที่ค่า COD ในน้ำภายหลังกรองแล้วมีค่าลดลงกว่า 50-90% ซึ่งแตกต่างกันไปตามองค์ประกอบของชนิดน้ำเสียป้อนเข้าระบบ และความเข้มข้นเริ่มต้นที่กรอง โดยเยื่อกรองที่มีขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  มีขีดความสามารถในการกักกันสารแขวนลอยและสารละลายน้ำได้สูงกว่า 40-90% เมื่อเทียบกับการใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$

จากข้อมูลข้างต้นแสดงให้เห็นว่าการศึกษานี้ยืนยันสาเหตุสำคัญของการเกิดฟาวลิงจากโมเลกุลสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปละลายน้ำอยู่ร่วมกับสารแขวนลอยที่ดึงแยกออกด้วยเยื่อกรองชนิดรูพรุนทั้งระดับไมโครฟิลเตรชันและอัลตราฟิลเตรชัน โดยเฉพาะรวมถึง อนุภาคในที่มีขนาดเล็กกว่า 1  $\mu\text{m}$  (คอลลอยด์) สารละลายอินทรีย์ตามธรรมชาติ ได้แก่ กรดอินทรีย์ต่างๆ และผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาเมแทบอลิซึมของเซลล์แบคทีเรียในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

ดังนั้นสภาวะการเดินระบบที่เหมาะสมที่ทำให้เกิดประสิทธิภาพที่สูงของกระบวนการแยกด้วยเยื่อกรองสำหรับงานด้านน้ำเสีย (ใช้เยื่อกรองทำหน้าที่แทนถังคกตะกอน) ใช้เพื่อปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งเพื่อนำกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ และรวมถึงการควบคุมกระบวนการแยกให้มีสมรรถนะการเดินระบบอย่างต่อเนื่อง ลดโอกาสการเกิดฟาวลิง และเพิ่ม ประสิทธิภาพน้ำหลังกรองให้มีคุณภาพดีขึ้นในระดับที่ใช้เป็นน้ำใช้ในกิจกรรมต่างๆ นั้น จึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องควบคุมปฏิกิริยาชีวภาพในการบำบัดในถังปฏิกรณ์ และการปรับสภาพน้ำทิ้งร่วมกับกระบวนการอื่นๆ เช่น การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ การเติมสารสร้างตะกอนที่ช่วยให้เกิดขนาดของอนุภาคในรูปฟล็อกที่ใหญ่ขึ้นซึ่งหากสะสมตัวบนผิวเยื่อกรองจะเป็นชั้นเคลือบที่มีความพรุนสูง ไม่อัดตัวกันแน่น (Bouhabila et al., 2001) ร่วมกับการเข้าใจธรรมชาติและลักษณะของน้ำป้อนที่มีความหลากหลายขององค์ประกอบ ขนาดการกระจายตัวของอนุภาคและ โมเลกุลสารอินทรีย์ต่างๆ (ต้องใช่วิธีการ และเทคนิคที่เหมาะสมสำหรับการจำแนกชนิดขององค์ประกอบของน้ำป้อนในการวิเคราะห์ลักษณะน้ำป้อน) ก่อนเข้าสู่กระบวนการแยกด้วยเยื่อกรองชนิดรูพรุนระดับไมโครฟิลเตรชันและอัลตราฟิลเตรชัน

ตารางที่ 4-10: สรุปค่า Flux ในการกรองตัวอย่างน้ำเสีย-น้ำทิ้งแบบปิดตาย

สภาวะที่ศึกษา	J (L/h/m <sup>2</sup> ), ที่สภาวะคงที่ของการกรอง			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
	0.22 µm	0.05 µm	0.22 µm	0.05 µm
<b>1. น้ำเสียก่อนเข้าระบบฯ</b>				
COD (mg/L) = 500	27.2	25.8	95	85
1,500	14.6	16.8	62.5	75
3,000	10.4	11	47.5	51
4,500	-	-	-	41.5
<b>2. น้ำตะกอนในถังเติมอากาศ</b>				
MLSS (mg/L) = 500	28.2	28.4	39.5	10
1,000	19.2	18.6	41	-
2,500	11.4	11.6	27	-
Soluble COD (mg/L)=100	-	-	93	-
(MLSS-500 mg/L) 200	-	-	98.5	-
<b>3. น้ำทิ้งจากถังตกตะกอน</b>				
COD (mg/L) = 50	45.2	50.4	315	97.5
			120.5**	
250	23.8	20.2	315	53
			15.5**	
500	-	-	-	48.5
<b>4. น้ำทิ้งหลังบำบัดฯ</b>				
COD (mg/L) = 50	47	46.8	418.5	215
			207**	
200	20.4	19	189.5	84.5
			124.5**	

หมายเหตุ: \_\*\* คือ ค่าที่ได้จาก CCS membrane

ตารางที่ 4-10 สรุปค่าฟลักซ์ของตัวอย่างน้ำเสีย-น้ำทิ้งขณะกรองแบบปิดตายที่สภาวะศึกษา พบว่า ที่สภาวะการกรองคงที่ (นาที่ที่ 5 เป็นต้นไป) ค่าฟลักซ์ลดลงเมื่อกรองตัวอย่างน้ำป้อนความเข้มข้นสูงขึ้นในรูปสารแขวนลอยอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำในทุกสภาวะการทดสอบ ขณะที่ค่าฟลักซ์ขณะกรองตัวอย่างเพิ่มขึ้นเมื่อความดันขณะกรองสูงขึ้นทั้งสองชนิดเอีกรองที่ใช้ ทั้งนี้ไม่มีความแตกต่างของค่าฟลักซ์

ขณะกรองตัวอย่างน้ำตะกอนแขวนลอยจากถังเดิมอากาศที่เข้มข้น 500 mg/L เมื่อใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  ที่ความดัน 0.2 บาร์ ผลของขนาดรูกรองที่ใช้ต่อค่าฟลักซ์ในแต่ละตัวอย่างน้ำป้อน พบว่า ค่าฟลักซ์ที่ได้มีแนวโน้มลดลงเมื่อขนาดรูกรองเล็กลงและมีความแตกต่างกันมากของค่าฟลักซ์ที่ลดลงขณะกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ที่ความดัน 0.5 บาร์เปรียบเทียบกับค่าฟลักซ์ขณะกรองด้วยเยื่อกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  ทั้งนี้ค่าฟลักซ์ที่ได้ขณะกรองภายใต้ความดัน 0.2 บาร์ ด้วยเยื่อกรองทั้งสองชนิดดังกล่าวข้างต้นมีค่าใกล้เคียงกัน

### 4-3 การจำแนกลักษณะสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์-สารปรับสภาพน้ำ ประสิทธิภาพการปรับสภาพน้ำและความสามารถในการกรองตัวอย่างน้ำป้อนที่เป็นน้ำใช้

ตัวอย่างน้ำป้อนที่เป็นน้ำใช้ ได้เลือกโมเดลสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ที่เป็นอนุภาคดินตัวแทนสารแขวนลอยในน้ำผิวดิน และศึกษาทดลองกับตัวอย่างน้ำผิวดินจริงจากอ่างเก็บน้ำ ม.สงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่เพื่อเปรียบเทียบผลของสารปรับสภาพน้ำ ในเรื่องความเข้มข้นที่เหมาะสมของ 2 ชนิดสาร คือ สารละลายเฟอริกคลอไรด์ และสารละลายสารส้ม ขณะที่ตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดสุดท้ายก่อนปล่อยทิ้งลงแหล่งน้ำสาธารณะทำการทดสอบประสิทธิภาพการปรับสภาพน้ำทั้งๆ ด้วยการเติมผงถ่านกัมมันต์ในปริมาณต่างๆ เพื่อหาปริมาณที่เหมาะสม

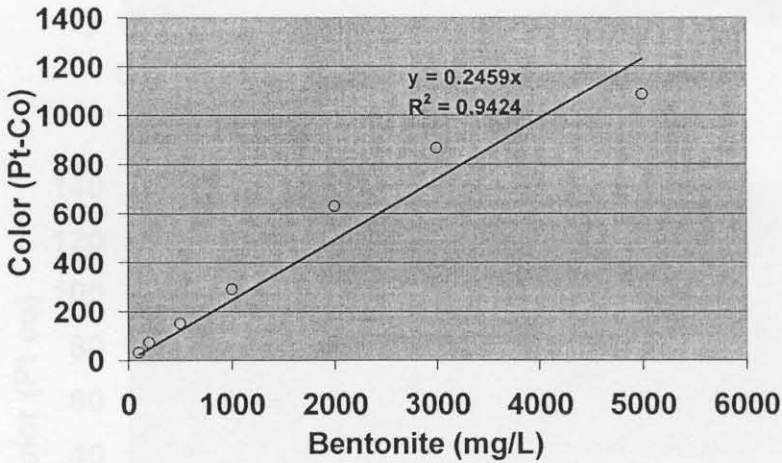
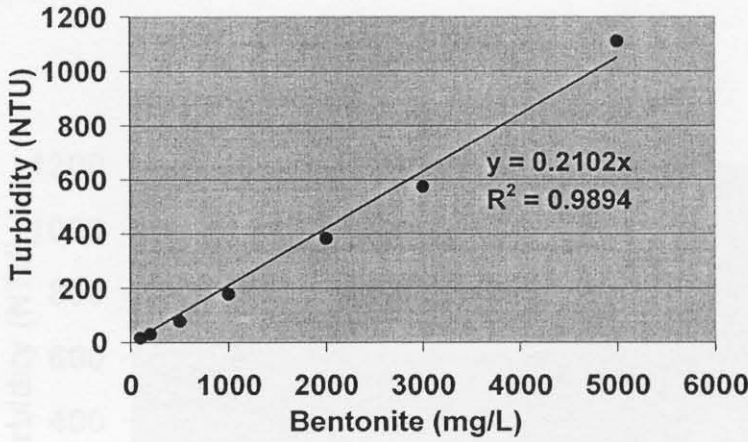
ตัวอย่างน้ำใช้ 2 ชนิดดังกล่าวข้างต้น และน้ำทิ้งหลังบำบัดสุดท้ายก่อนปล่อยทิ้งลงแหล่งน้ำสาธารณะที่ผ่านและไม่ผ่านการปรับสภาพด้วยสารปรับสภาพน้ำถูกนำมาทดสอบความสามารถในการกรองเพื่อหาค่าสัมประสิทธิ์ และความดันจำเพาะของชั้นเค้กต่อไป

ตัวอย่างสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์และสารปรับสภาพน้ำที่ใช้ในการศึกษาถูกจำแนกลักษณะผ่านค่าตัวแปรวิเคราะห์ต่างๆ เช่น ความขุ่น ปริมาณสีปรากฏ เพื่อทำการพหุมาตรฐานความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของสารละลาย รวมถึงวัดขนาดการกระจายตัวของอนุภาคเบนโทไนต์เพื่อเชื่อมโยงกับขนาดอนุภาคที่ได้ภายหลังการใช้สารปรับสภาพน้ำที่มีต่อสมรรถนะการกรอง



### 4-3-1 การจำแนกลักษณะสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์, สารปรับสภาพน้ำ และประสิทธิภาพของการปรับสภาพน้ำใช้-น้ำทิ้งหลังบำบัดฯ

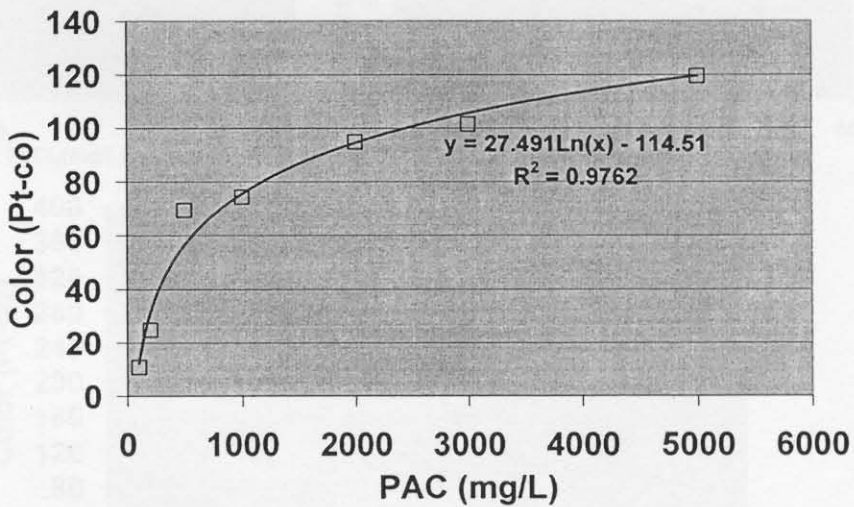
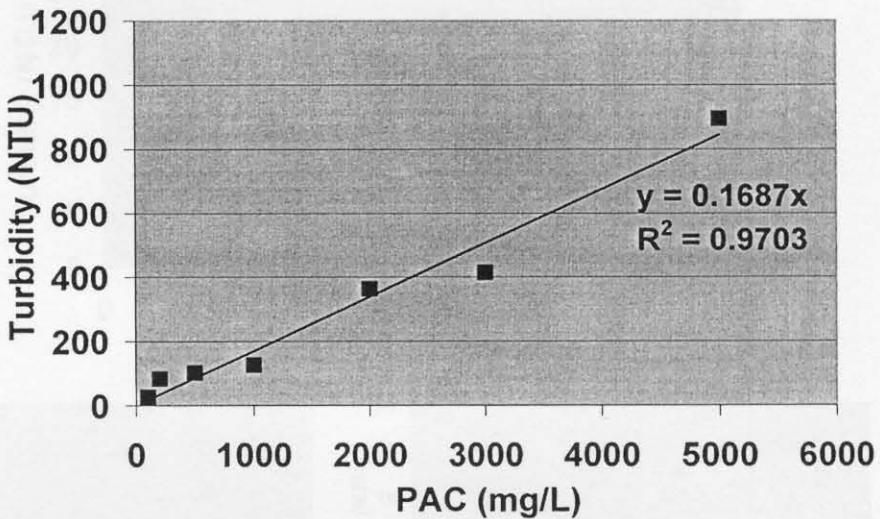
ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์กับค่าความขุ่น และสีปรากฏแสดงดังกราฟ และสมการความสัมพันธ์ ดังภาพประกอบที่ 4-7



ภาพประกอบที่ 4-7: กราฟมาตรฐานความสัมพันธ์ของสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์

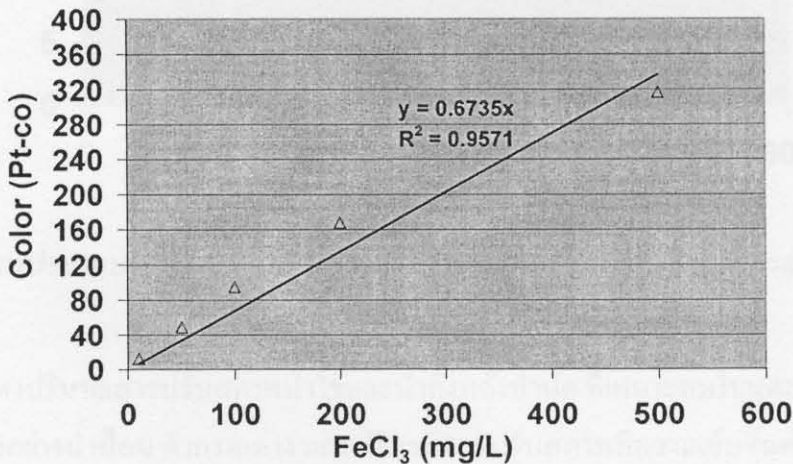
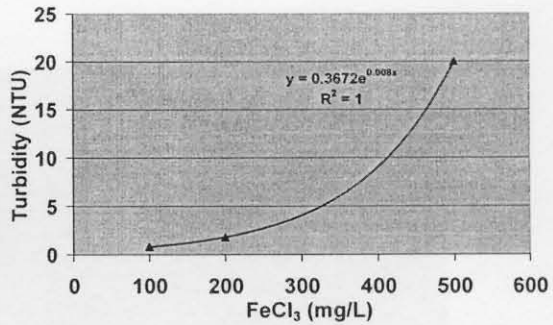
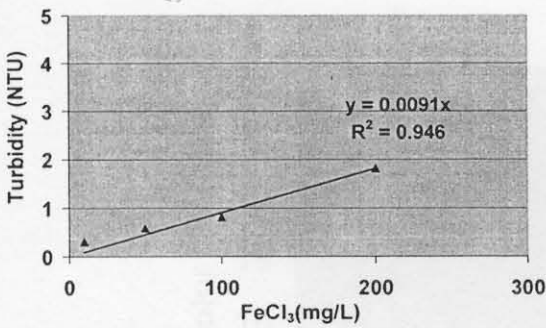
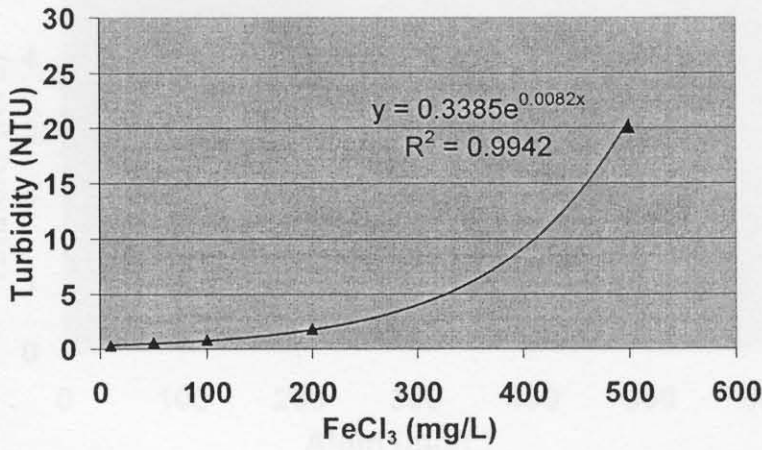
จากกราฟมาตรฐาน พบว่า ค่าความขุ่น และสีปรากฏ ของสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์มีลักษณะเป็นเชิงเส้นตรง โดยพบว่า ค่าความเข้มข้นของสารละลายเบนโทไนด์ระหว่าง 100 -1,000 mg/L เป็นช่วงที่สอดคล้องที่ให้ค่าความขุ่น และค่าสีปรากฏในช่วงที่ใกล้เคียงกับน้ำผิวดินธรรมชาติทั่วไป สำหรับขนาดการกระจายตัวของอนุภาคเบนโทไนด์มีขนาดเฉลี่ย ( $d_{50\%}$ ) เมื่อทดสอบตัวอย่างความเข้มข้น 5 g/L และ 0.2 g/L เท่ากับ 16  $\mu\text{m}$  และ 28  $\mu\text{m}$  ตามลำดับ ทั้งนี้แสดงให้เห็นถึงความแตกต่างของขนาดอนุภาคที่ปรากฏในสารละลายเบนโทไนด์ที่เข้มข้นและเจือจางว่ามีความแตกต่างกันของสัดส่วนอนุภาคเฉลี่ยที่วัดได้

สารละลายผงถ่านกัมมันต์ที่ใช้เป็นสารดูดซับเพื่อปรับสภาพน้ำทิ้งถูกนำมาจำแนกลักษณะได้กราฟและสมการความสัมพันธ์ระหว่างค่าความขุ่น สีสปรากฏกับค่าความเข้มข้น ดังภาพประกอบที่ 4-8 ซึ่งพบว่ามีความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงของค่าความขุ่นกับความเข้มข้นของสารละลายผงถ่านกัมมันต์ ในขณะที่ค่าสีปรากฏเป็นความสัมพันธ์แบบลอการิทึม ขนาดผงถ่านกัมมันต์มีขนาดเฉลี่ย ( $d_{50\%}$ ) เท่ากับ 47  $\mu\text{m}$  และ 44  $\mu\text{m}$  ตามลำดับ เมื่อตัวอย่างความเข้มข้น 5 g/L และ 0.2 g/L ซึ่งแสดงให้เห็นว่าขนาดเฉลี่ยของอนุภาคผงถ่านกัมมันต์คงที่ในทุกค่าความเข้มข้น



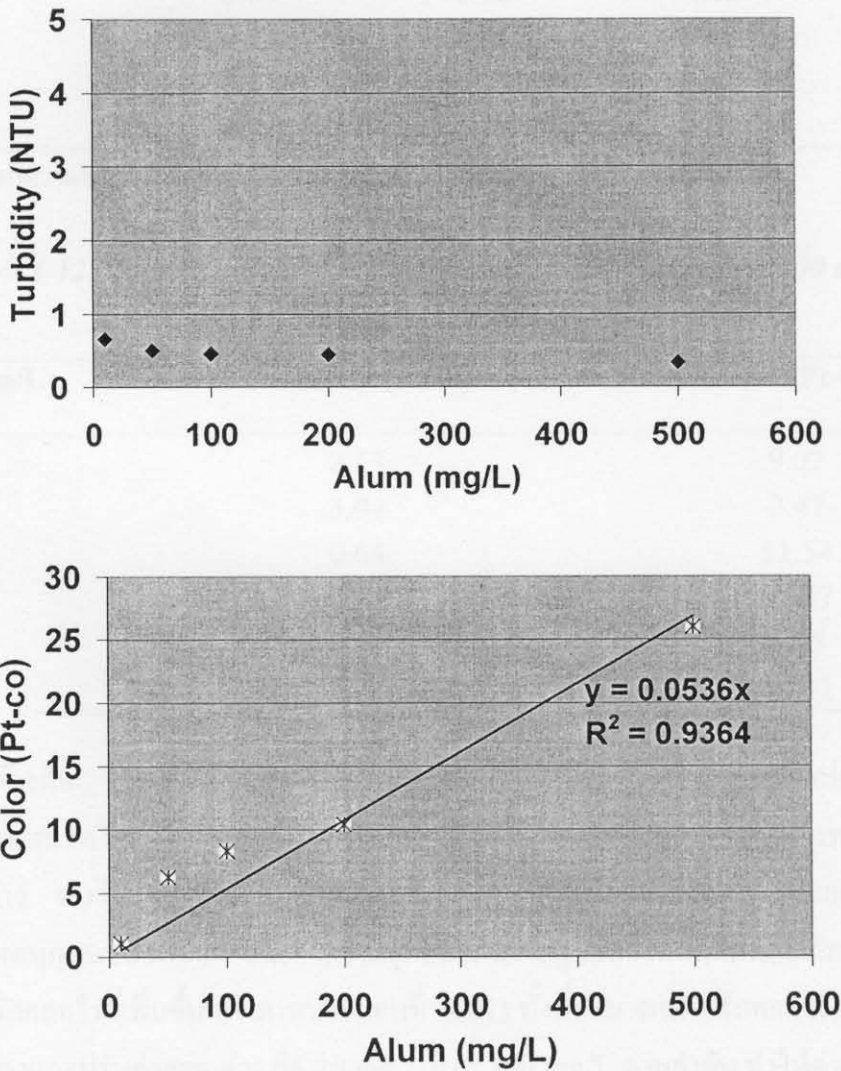
ภาพประกอบที่ 4-8: กราฟมาตรฐานความสัมพันธ์ของสารละลายผงถ่านกัมมันต์

สารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ และสารส้มถูกเลือกใช้เป็นสารสร้างตะกอนเพื่อปรับสภาพน้ำใช้ ลักษณะของสารสร้างตะกอนทั้งสองชนิดในน้ำปราศจากอิออนที่ปรับค่ากรด-ด่าง อยู่ระหว่าง  $7.0 \pm 0.5$  ในชุดทดสอบ Jar Test ภายได้สภาวะเดียวกับการทดสอบกับตัวอย่างน้ำป้อน พบว่า ได้ตะกอนของสารสร้างตะกอน คือ เฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ และอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์มีขนาดอนุภาคฟล็อกเฉลี่ย  $74.90-81.02$  และ  $19.66-26.01 \mu\text{m}$  ตามลำดับ และกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าความขุ่น สีปรากฏ กับ ค่าความเข้มข้นของสารสร้างตะกอน แสดงดังภาพประกอบที่ 4-9 และ 4-10



ภาพประกอบที่ 4-9: กราฟมาตรฐานความสัมพันธ์ของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์

ความสัมพันธ์ระหว่างค่าความขุ่นกับความเข้มข้นของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์เป็นแบบเพิ่มทวีคูณ โดยมีลักษณะเป็นแบบเชิงเส้นตรงที่ระดับความเข้มข้นของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ต่ำกว่า 200 mg/L ในขณะที่ค่าสีปรากฏของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์กับค่าความเข้มข้นเป็นแบบเชิงเส้นตรง ค่าความขุ่นของสารละลายสารส้มที่ความเข้มข้นต่างๆมีค่าคงที่ และมีค่าความขุ่นไม่สูงกว่า 1 NTU ขณะที่ค่าสีปรากฏของสารละลายสารส้มในน้ำมีค่าสูงขึ้นเมื่อความเข้มข้นเพิ่มขึ้นในลักษณะเชิงเส้นตรง



ภาพประกอบที่ 4-10: กราฟมาตรฐานความสัมพันธ์ของสารละลายสารส้ม

การทดสอบหาปริมาณสารปรับสภาพน้ำใช้และน้ำทิ้งหลังบำบัด ที่เหมาะสมในแต่ละตัวแปรศึกษา คือ ความเข้มข้นของตัวอย่างน้ำป้อน ค่ากรด-ด่าง และปริมาณสารปรับสภาพที่ความเข้มข้นต่างๆ ในสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ในน้ำปราศจากอิออนและน้ำประปา (บางชุดการทดลองเพื่อเปรียบเทียบ) แสดงดังตารางที่ 4-11 ถึง ตารางที่ 4-14 และ ภาพประกอบที่ 4-11 ถึง ภาพประกอบที่ 4-12

ตารางที่ 4-11: คุณภาพน้ำใสหลังปรับสภาพสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์ 5,000 mg/L  
 ด้วยเฟอร์ริกคลอไรด์

FeCl <sub>3</sub> (mg/L)	Turbidity (NTU)		Color (Pt-Co)	
	ไม่ปรับ pH	ปรับ pH	ไม่ปรับ pH	ปรับ pH
0	11.90	57.20	28.85	81.61
20	<b>1.01</b>	24.00	23.91	40.39
50	0.09	18.10	4.12	39.57
100	0.57	<b>2.29</b>	9.89	4.95
200	0.15	1.13 (0.91)*	4.95	3.30 (11.54)*
400	0.26	1.51 (0.42)*	ND	3.30

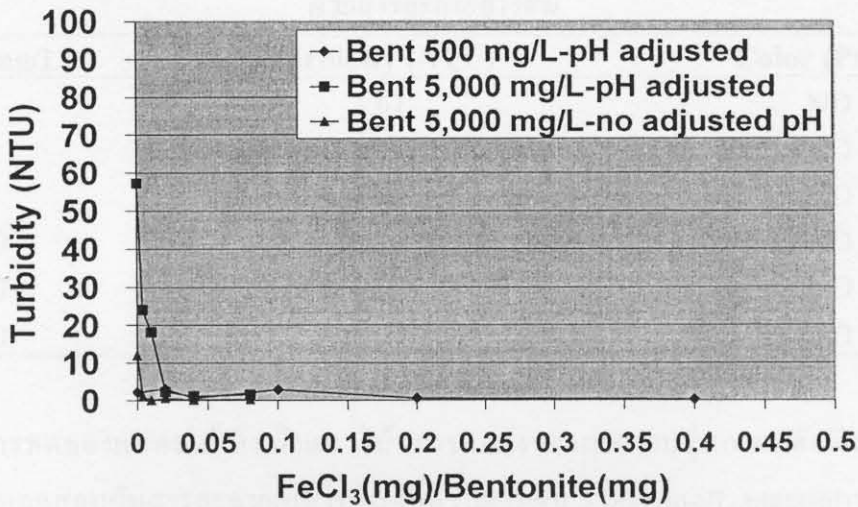
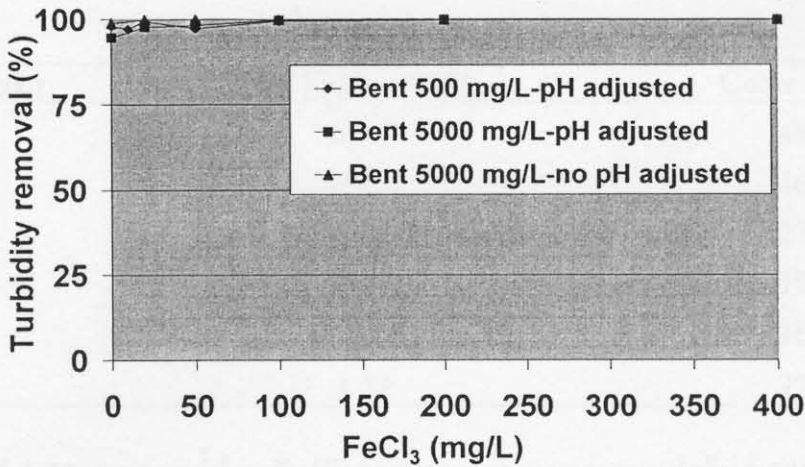
(...)\* คือ ค่าความขุ่น-ค่าสีปรากฏในน้ำใสที่สารละลายเตรียมด้วยการใช้น้ำประปาละลาย

ตารางที่ 4-12: คุณภาพน้ำใสหลังปรับสภาพสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์ 500 mg/L  
 ด้วยเฟอร์ริกคลอไรด์ (ปรับ pH)

FeCl <sub>3</sub> (mg/L)	Turbidity (NTU)	Color (Pt-Co)
0	2.13	9.07
10	<b>3.04</b>	2.47
20	0.64	11.54
50	2.83	12.37
100	0.57	4.95
200	0.26	10.72

จากตารางข้างต้น ค่าความขุ่นและปริมาณสีปรากฏในน้ำใสหลังเติมสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ในสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์ในน้ำปราศจากอิออนความเข้มข้น 5,000 mg/L ในชุดการทดลองที่ปรับและไม่ปรับค่ากรด-ด่าง พบว่า สภาวะที่ไม่เติมสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ ค่าความขุ่นลดลงเนื่องจากการตกตะกอนได้ของอนุภาคเบนโทไนด์ และค่าความขุ่นและสีปรากฏมีแนวโน้มลดลงเมื่อเติมความเข้มข้นของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์เพิ่มขึ้น (ดังภาพประกอบที่ 4-11) ทั้งนี้ปริมาณเฟอร์ริกคลอไรด์ที่เหมาะสมกรณีไม่ปรับค่ากรด-ด่างและปรับค่ากรด-ด่าง คือ 20 mg/L และ 100 mg/L ตามลำดับ ทำให้ค่าความขุ่นลดลงต่ำกว่า 5 NTU สำหรับคุณภาพน้ำใสหลังเติมเฟอร์ริกคลอไรด์ในสารละลายความเข้มข้น 500 mg/L (ปรับค่ากรด-ด่าง) พบว่า ปริมาณของเฟอร์ริกคลอไรด์ 10 mg/L สามารถประกันคุณภาพน้ำที่ปรับปรุงแล้วให้มีค่าความขุ่นต่ำกว่า 5 NTU อิทธิพลของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ทำให้เกิดการสร้างตะกอน โดยรวมอนุภาคเบนโทไนด์และตกจมในขั้นตอนการตกตะกอน โดยมีประสิทธิภาพในการลดค่าความขุ่นอยู่ระหว่าง 98-99.9 % ภายได้ค่าอัตราส่วนระหว่างมวลเนื้อเฟอร์ริกคลอไรด์ต่อมวลเบนโทไนด์ที่เหมาะสมระหว่าง 0.05-0.1





ภาพประกอบที่ 4-11: การลดลงของค่าความขุ่นภายหลังกระบวนการสร้าง-รวมตะกอน:

อิทธิพลความเข้มข้นสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์

สถานะที่ไม่เต็มสารละลายสารส้ม พบว่าค่าความขุ่นลดลงเนื่องจากการตกตะกอนได้ของอนุภาคเบนโทไนต์ ข้อมูลทั้งหมดดัง ตารางที่ 4-13 และ ตารางที่ 4-14 แสดงปริมาณ-ความเข้มข้นของสารละลายสารส้มที่ทดสอบใช้เป็นสารสร้างตะกอนในสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 5,000 mg/L และ 500 mg/L ภายใต้สภาวะที่ปรับค่ากรด-ด่าง

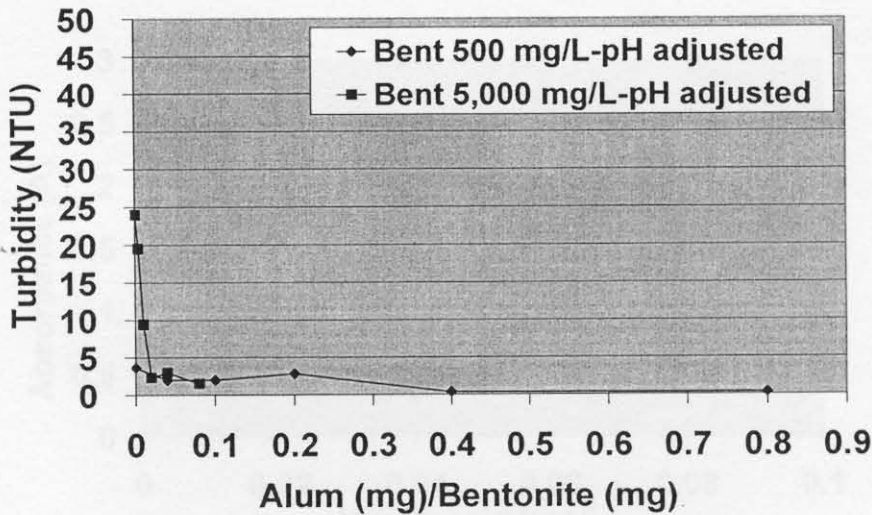
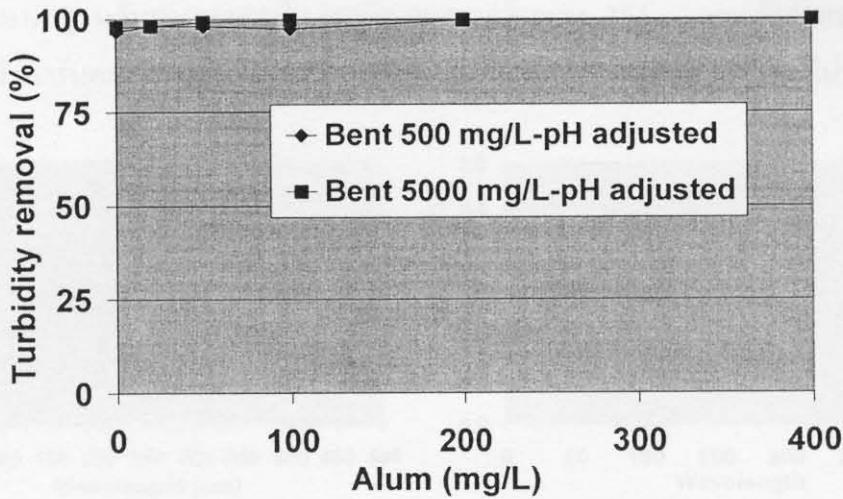
**ตารางที่ 4-13: คุณภาพน้ำใสหลังปรับสภาพสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ 5,000 mg/L ด้วยสารละลายสารส้ม**

Alum (mg/L)	Turbidity (NTU)	Color (Pt-Co)
0	24.00	48.39
20	19.50	46.03
50	9.43	27.17
100	2.33	19.52
200	2.96	16.98
400	1.52	22.07

**ตารางที่ 4-14: คุณภาพน้ำใสหลังปรับสภาพสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ 500 mg/L ด้วยสารละลายสารส้ม**

Alum (mg/L)	Turbidity (NTU)	Color (Pt-Co)
0	3.61	ND
20	1.98	ND
50	1.98	ND
100	2.81	ND
200	0.34	ND
400	0.298	ND

จากผลการทดลองแสดงให้เห็นถึงแนวโน้มการลดลงของค่าความขุ่นภายหลังเติมสารส้มที่ความเข้มข้นสูงขึ้นไปเมื่อทดสอบกับสารละลายเบนโทไนต์ที่ความเข้มข้น 5,000 mg/L ขณะผลการลดค่าความขุ่นในสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์เจือจาง 500 mg/L พบว่าไม่สอดคล้องกับเติมสารส้มที่เติมให้มีความเข้มข้นสูงขึ้นไป (ดังภาพประกอบที่ 4-12) ทั้งนี้ปริมาณของสารส้ม 20 mg/L สามารถลดค่าความขุ่นให้ต่ำกว่า 5 NTU ขณะที่ค่าความเข้มข้นที่เหมาะสมของสารส้มสำหรับสารละลายเบนโทไนต์ความเข้มข้น 5,000 mg/L เท่ากับ 100 mg/L โดยประสิทธิภาพของการลดค่าความขุ่นอยู่ระหว่าง 98-99.8 % ภายใต้ค่าอัตราส่วนระหว่างมวลเนื้อเฟอร์ริกคลอไรด์ต่อมวลเบนโทไนต์ที่เหมาะสมระหว่าง 0.05-0.1



ภาพประกอบที่ 4-12: การลดลงของค่าความขุ่นภายหลังกระบวนการสร้าง-รวมตะกอน:

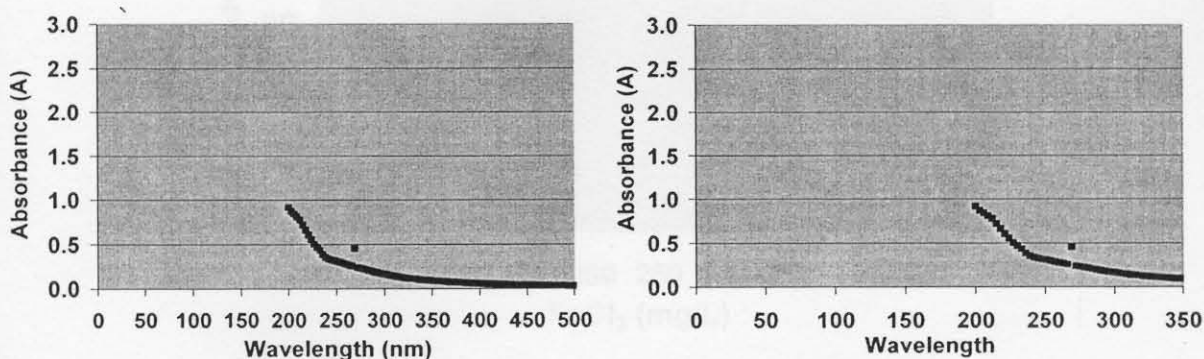
**อิทธิพลความเข้มข้นสารละลายสารส้ม**

ตัวอย่างน้ำป้อนที่เป็นน้ำใช้จริงได้เลือกศึกษาตัวอย่างน้ำผิวดินจริงจากอ่างเก็บน้ำ ม.สงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ที่เก็บตัวอย่างแบบทีละครั้งเพื่อศึกษาเปรียบเทียบผลและความเข้มข้นที่เหมาะสมของสารสร้างตะกอนทั้ง 2 ชนิด คือ สารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ และสารละลายอลูมิเนียมซัลเฟตหรือสารส้ม

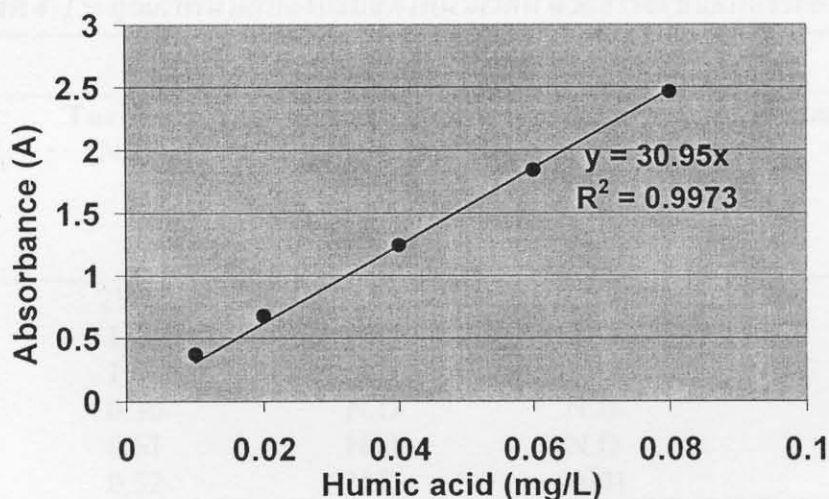
จากข้อมูลผลวิเคราะห์คุณภาพน้ำผิวดิน (ตารางที่ 3-7) พบว่า น้ำผิวดิน ในช่วงต้นฤดูฝนของภูมิภาค มีค่า pH  $6.8 \pm 0.5$  มีระดับความขุ่นค่อนข้างต่ำ คือ 37.10 NTU และมีปริมาณสีปรากฏ 49.46 Pt-co จากการทำ UV Scanning ที่ช่วงความยาวคลื่นต่างๆ ได้ดังภาพประกอบที่ 4-13 โดยเป็นสารอินทรีย์ธรรมชาติซึ่งวัดในรูปของค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง 254 nm มีค่าเท่ากับ 0.29 Abs เทียบเท่ากับมีสารละลายกรดฮิวมิก เท่ากับ 0.0096 mg/L ด้วยการคำนวณจากกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความ



เข้มข้นกรดฮิวมิกมาตรฐานกับค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง 254 nm ดังภาพประกอบที่ 4-14 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดคือน้ำฟิวดิน (TOC) อยู่ในระดับต่ำจนตรวจวิเคราะห์ไม่พบ

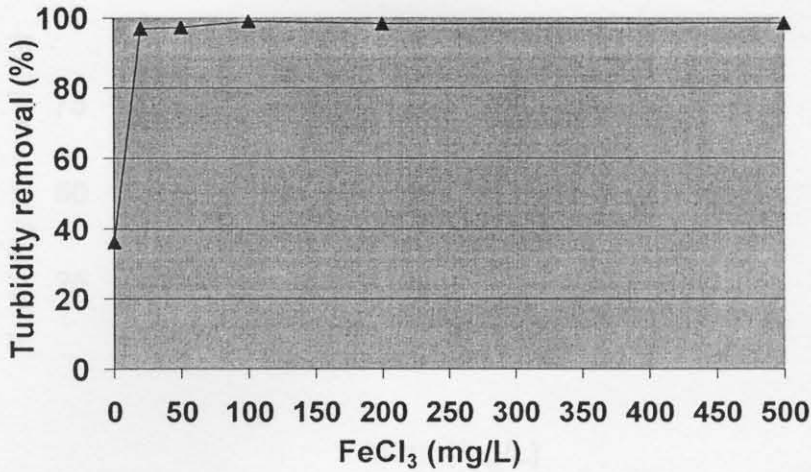


ภาพประกอบที่ 4-13: UV scanning น้ำฟิวดิน



ภาพประกอบที่ 4-14: กราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นสารละลายกรดฮิวมิกมาตรฐานกับค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 254 nm

ผลของปริมาณสารสร้างตะกอน 2 ชนิด คือ สารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ สารละลายสารส้ม ต่อคุณภาพน้ำฟิวดินหลังกระบวนการสร้างและรวมตะกอน ที่ pH ระหว่าง  $7.0 \pm 0.5$  ในชุดทดสอบ Jar Test แสดงดังตารางที่ 4-15 ถึง ตารางที่ 4-16 และดังภาพประกอบที่ 4-15 ถึง ภาพประกอบที่ 4-16

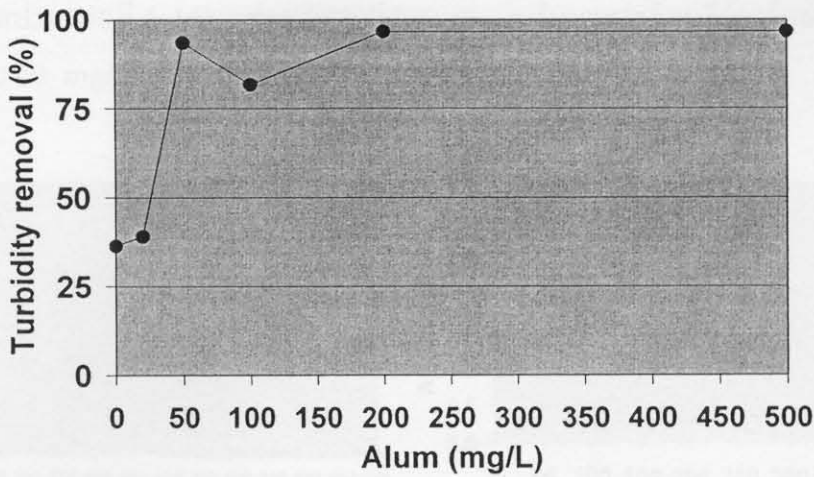


ภาพประกอบที่ 4-15: ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์

ตารางที่ 4-15: คุณภาพน้ำใสหลังปรับสภาพน้ำผิวดิน ด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์

FeCl <sub>3</sub> (mg/L)	ตัวแปรวิเคราะห์			
	Turbidity (NTU)	Color (Pt-Co)	UV-254 (A)	Humic acid content (mg/L)
0	23.70	33.78	0.120	0.004
20	1.14	N.D	N.D	N.D
50	1.02	N.D	N.D	N.D
100	0.36	N.D	N.D	N.D
200	0.61	N.D	N.D	N.D
500	0.52	N.D	0.001	N.D

ค่าความขุ่น มีแนวโน้มลดลงเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์สูงขึ้น ทั้งนี้ปริมาณที่เหมาะสมของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ในการลดค่าความขุ่นในน้ำผิวดินให้มีค่าต่ำกว่า 5 NTU คือ 20 mg/L ซึ่งเป็นค่าที่ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นได้ถึง 97 % ในขณะที่เดียวกันสามารถลดปริมาณสีปรากฏ ค่า Absorbance ที่ 254 nm และปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปของกรดฮิวมิก ให้อยู่ในระดับต่ำจนไม่สามารถตรวจวิเคราะห์พบ อย่างไรก็ตามการใช้ความเข้มข้นสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์สูงขึ้นไม่ส่งผลให้ค่าสีปรากฏ ค่า Absorbance ที่ 254 nm และปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปของกรดฮิวมิกลดลงมากขึ้น



ภาพประกอบที่ 4-16: ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นด้วยสารละลายสารส้ม

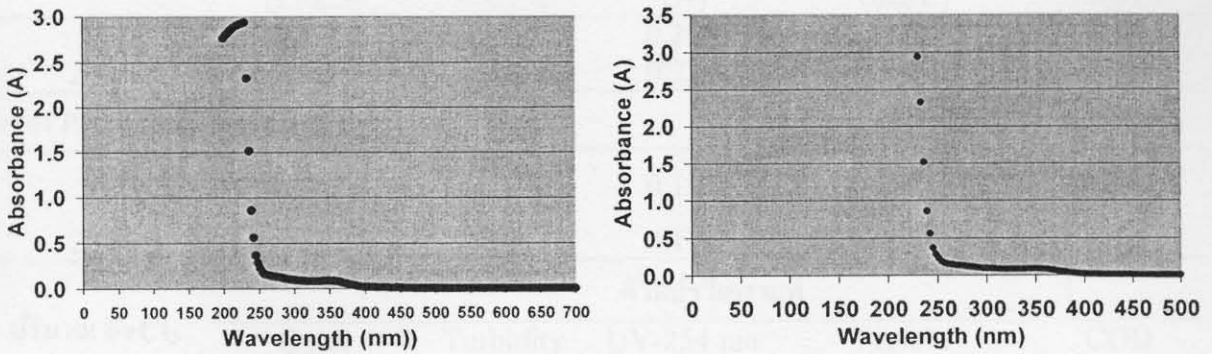
ตารางที่ 4-16: คุณภาพน้ำใสหลังปรับสภาพน้ำผิวดิน ด้วยสารละลายสารส้ม

Alum (mg/L)	ตัวแปรวิเคราะห์			
	Turbidity (NTU)	Color (Pt-Co)	UV-254 (A)	Humic acid content (mg/L)
0	23.60	38.48	0.360	0.012
20	22.60	43.69	0.126	0.004
50	<b>2.41</b>	12.37	0.005	0.0002
100	6.79	N.D	0.123	0.004
200	1.23	11.54	0.176	0.006
500	1.23	2.47	0.194	0.006

ภาพประกอบที่ 4-16 และตารางที่ 4-16 แสดงคุณภาพน้ำภายหลังเติมปริมาณ-ความเข้มข้นของสารละลายสารส้มเป็นสารสร้างตะกอนในตัวอย่างน้ำผิวดิน ภายใต้สภาวะที่ปรับค่ากรด-ด่าง จากผลการทดลอง พบว่า แนวโน้มการลดลงของค่าความขุ่นภายหลังเติมสารละลายสารส้มที่ความเข้มข้นสูงขึ้นไป 50 mg/L ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมสำหรับทำให้ความขุ่นต่ำกว่า 5 NTU โดยให้ประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่น 93-94% ปริมาณสีปรากฏ ค่า Absorbance ที่ 254 nm และปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปของกรดฮิวมิกอยู่ในระดับต่ำ

ผลวิเคราะห์คุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ (ตารางที่ 3-7) พบว่า ค่า pH  $8.0 \pm 0.5$  มีค่าความขุ่น 27.0 NTU และมีปริมาณสีปรากฏ 170.4 Pt-co จากการทำ UV Scanning ที่ช่วงความยาวคลื่นต่างๆ ได้ดังภาพประกอบที่ 4-17 โดยเป็นสารอินทรีย์ธรรมชาติซึ่งวัดในรูปของค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง 254 nm มีค่าเท่ากับ 0.219 Abs เทียบเท่ากับมีสารละลายกรดฮิวมิก เท่ากับ 0.007 mg/L ด้วยการคำนวณจากกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นกรดฮิวมิกมาตรฐานกับค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง

254 nm (ดังภาพประกอบที่ 4-14) ค่า COD 186 mg/L มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดในน้ำผิวดิน (TOC) เท่ากับ 40 mg/L



ภาพประกอบที่ 4-17: UV scanning น้ำทิ้งหลังบำบัดฯโรงงานแปรรูปสัตว์น้ำ อ.สงขลา

ผลของผงถ่านกัมมันต์ที่เติมในปริมาณต่ำ ผลของปริมาณสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ที่ความเข้มข้นต่างๆ และผลของการใช้สารปรับสภาพทั้งสองชนิดร่วมกันที่มีต่อคุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ที่ pH ระหว่าง  $7.0 \pm 0.5$  ในชุดทดสอบ Jar Test แสดงดังตารางที่ 4-17 โดยพบว่า ปริมาณผงถ่านกัมมันต์เท่ากับหรือต่ำกว่า 200 mg/L ไม่ส่งผลให้ค่า Absorbance ที่ 254 nm ลดลง ทั้งนี้ปริมาณผงถ่านกัมมันต์ที่เหมาะสม คือ 500 mg/L สามารถลดค่า Absorbance ที่ 254 nm (ปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปของกรดฮิวมิก ได้สูงกว่าร้อยละ 50) ค่า BOD<sub>5</sub> คงเหลือค้ำในน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ในระดับต่ำจนตรวจวิเคราะห์ไม่พบ อย่างไรก็ตามยังพบว่าปริมาณสารอินทรีย์ชนิดที่ย่อยสลายได้ยากและคงเหลือค้ำอยู่ในน้ำทิ้งภายหลังปรับสภาพด้วยผงถ่านกัมมันต์ 1,000 mg/L ซึ่งเป็นปริมาณสูงสุดที่ทดสอบและเป็นปริมาณที่มักนิยมใช้เพื่อปรับสภาพน้ำเพื่อลดสารอินทรีย์ธรรมชาติปนเปื้อนในน้ำดิบที่นำมาผลิตน้ำประปา ดังนั้นหากต้องการน้ำที่มีคุณภาพสูงแล้ว การเพิ่มขึ้นตอนการบำบัดขั้นสูงภายหลังกระบวนการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์จึงเป็นสิ่งที่หลีกเลี่ยงไม่ได้ อย่างไรก็ตามสำหรับการปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งเพื่อเป็นน้ำใช้นั้น การเพิ่มกระบวนการกรองระดับอัลตราฟิลเตรชันเพื่อทำใส และเพื่อเป็นการกำจัดเชื้อโรคที่ทำให้เกิดโรคออกจากน้ำทิ้งฯ ก็เป็นแนวปฏิบัติที่ได้รับการยอมรับว่าทำให้ได้น้ำทิ้งกลับมาเป็นน้ำใช้ที่มีคุณภาพทั้งทางกายภาพและชีววิทยา เป็นต้น

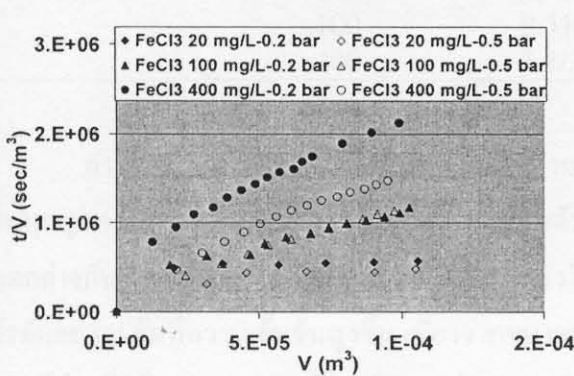
ตารางที่ 4-17: ผลของสารปรับสภาพต่อคุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ

ปริมาณ PAC (mg/L)	ตัวแปรวิเคราะห์				
	Color (Pt-Co)	Turbidity (NTU)	UV-254 nm (A)	Protein (mg/L)	COD (mg/L)
50	88.21	17.4	0.294	N.D	289
200	135.20	37.4	0.229	N.D	298
กรอง PAC ออกด้วยกระดาษกรอง 0.45 µm					
50	5.77	1.81	0.153	N.D	308
200	56.06	14.1	0.171	N.D	298
ปริมาณ FeCl <sub>3</sub> (mg/L)	ตัวแปรวิเคราะห์				
	Color (Pt-Co)	Turbidity (NTU)	UV-254 nm (A)	Protein (mg/L)	COD (mg/L)
0	94.80	15.50	0.337	N.D	176.80
20	86.56	15.20	0.346	N.D	102.00
50	79.14	12.30	0.295	N.D	204.00
100	58.53	9.84	0.249	N.D	108.84
200	31.33	5.70	0.230	N.D	81.60
500	4.95	0.79	0.161	N.D	115.60
ปริมาณ FeCl <sub>3</sub> + PAC (xx+yy, mg/L)	ตัวแปรวิเคราะห์				
	Color (Pt-Co)	Turbidity (NTU)	UV-254 nm (A)	Protein (mg/L)	COD (mg/L)
20+200	8.24	2.14	0.131	N.D	87
20+500	3.30	1.56	0.095	N.D	107
20+1,000	3.30	1.82	0.092	N.D	107
20+2,000	3.30	1.62	0.090	N.D	97

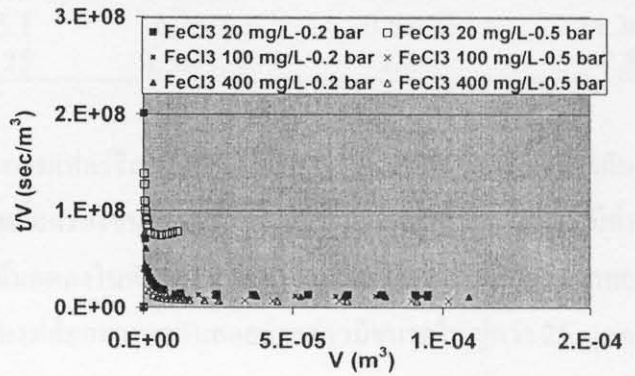


### 4-3-2 ความสามารถในการกรองสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์

ทดสอบความสามารถในการกรองสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์ความเข้มข้น 0.5 และ 5.0 g/L ในสภาวะที่ปรับและไม่ปรับสภาพสารละลายด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์และสารละลายสารส้มความเข้มข้นระหว่าง 20-500 mg/L และกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  เพื่อคำนวณหาค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทาน,  $\alpha \cdot W$ , และค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้ก,  $\alpha$ , โดยแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  ของตัวอย่างสารสร้างตะกอนอ้างอิงเตรียมที่ความเข้มข้น 20 และ 100 mg/L แสดงดังภาพประกอบที่ 4-18 ถึง 4-19 และสรุปค่าดังตารางที่ 4-18

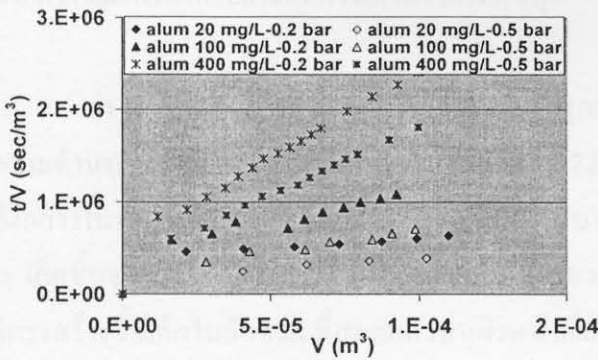


0.22 ไมครอน

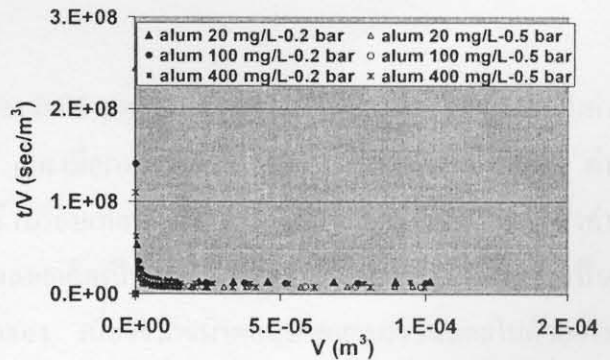


0.05 ไมครอน

ภาพประกอบที่ 4-18: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  ของตัวอย่างสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ (ไม่เติมอนุภาคเบนโทไนด์)



0.22 ไมครอน



0.05 ไมครอน

ภาพประกอบที่ 4-19: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  ของตัวอย่างสารละลายสารส้ม (ไม่เติมอนุภาคเบนโทไนด์)

ตารางที่ 4-18: ค่า  $\alpha W$  (Filterability) และ  $\alpha$  ขณะกรองสารแขวนลอยของสารสร้างตะกอน  
 อ่างอิง

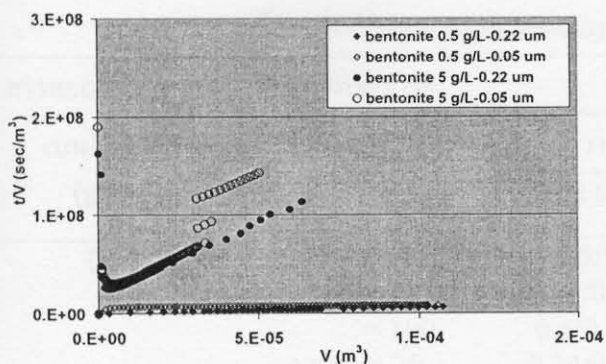
ชนิดสาร แขวนลอยของ สารปรับสภาพ	ความเข้มข้น (mg/L)	$\alpha W (10^{12}, m^{-2}) / \alpha (10^{12}, m.kg^{-1})$			
		ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
		0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$
FeCl <sub>3</sub>	20	0.23/11.5	2.3/11.5	0.56/28	85/4,250
	100	0.55/5.5	2.8/28	1.4/14	14/140
	400	1.1/2.75	1.1/2.75	1.4/3.5	2.8/7
Alum	20	0.23/11.5	5.1/255	0.56/28	5.6/280
	100	0.51/5.1	1.7/17	0.85/85	11.3/113
	400	1.1/2.75	0.55/1.4	2.8/7	2.8/7

ค่า  $\alpha.W$  ขณะกรองน้ำแขวนลอยสารสร้างตะกอนเฟอร์ริกคลอไรด์และสารส้ม พบว่า มีค่าใกล้เคียงกัน ในทุกชุดทดสอบ ทั้งนี้พบเพียงตัวอย่างที่ทดสอบด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu m$  ความดัน 0.5 บาร์ มีค่าแตกต่างกันในทิศทางที่ไม่คงที่ ทั้งนี้ ค่า  $\alpha.W$  มีแนวโน้มลดลงในตัวอย่างสารแขวนลอยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์และสารส้มที่ความเข้มข้นสูงขึ้น เนื่องจากขนาดของฟล็อกสารแขวนลอยดังกล่าวมีขนาดใหญ่กว่า 25  $\mu m$  และมีช่วงที่กว้างการกระจายตัวของขนาดต่างๆของฟล็อก

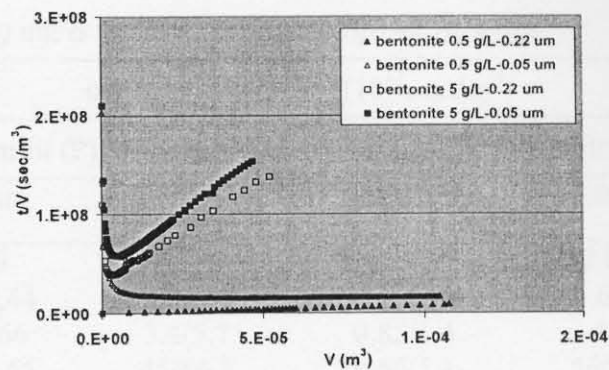
เมื่อพิจารณาค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้ก ( $\alpha$ ) ที่เกิดขึ้นขณะกรอง (ดังตารางที่ 4-18) พบว่า ชั้นเค้กที่เกิดขึ้นขณะกรองตัวอย่างความเข้มข้นต่ำ มีค่าความต้านทานจำเพาะสูงกว่าชั้นเค้กสะสมที่มีความหนา มากกว่าขณะกรองตัวอย่างที่มีความเข้มข้นเริ่มต้นสูง

ค่า  $\alpha$  ที่เกิดขึ้นเมื่อกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu m$  มีค่าสูงกว่า 1.5 เท่าเมื่อเปรียบเทียบกับค่าความต้านทานจำเพาะชั้นเค้กที่เกิดขึ้นที่เยื่อกรอง 0.22  $\mu m$  เมื่อกรองที่ความดัน 0.2 บาร์ และ 0.5 บาร์ ค่าดังกล่าวในทุกสถานะสูงขึ้นเมื่อกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ เปรียบเทียบกับผลการกรองที่ความดัน 0.2 บาร์ ซึ่งค่า  $\alpha$  เกิดขึ้นจากโครงสร้างการเรียงตัวของอนุภาคแขวนลอยเกิดเป็นชั้นสะสมที่มีความพรุนสูงกว่า และเป็นโครงสร้างชั้นเค้กในลักษณะที่สะสมตัวบนผิวหน้าเยื่อกรอง เนื่องจากขนาดอนุภาคสารแขวนลอยในตัวอย่างน้ำป้อนมีขนาดใหญ่กว่าขนาดรูกรอง ลักษณะโครงสร้างชั้นสะสมและพื้นที่รูกรอง 0.05  $\mu m$  น่าจะถูกปิดทับสนิทและอัดตัวแน่นมากกว่าที่สถานะการทดลองเดียวกัน และมีค่าสูงมากขึ้นเมื่อกรองที่ความดันสูงขึ้นที่ 0.5 บาร์

ภาพประกอบที่ 4-20 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  ขณะกรองสารแขวนลอยอนุภาคเบนโทไนต์ความเข้มข้น 0.5 g/L ที่ไม่ปรับและปรับสภาพด้วยสารสร้างตะกอน ตารางที่ 4-19 สรุปค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทาน,  $\alpha.W$ , และค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้ก,  $\alpha$ , ที่สภาวะการทดสอบต่างๆ



P = 0.5 บาร์



P = 0.2 บาร์

ภาพประกอบที่ 4-20: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  ของตัวอย่างสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์

ค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  ที่คำนวณได้จากการกรองสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ พบว่า มีค่าเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของตัวอย่างป้อนในทุกชุดการทดสอบที่ไม่มีการปรับสภาพด้วยสารสร้างตะกอน ทั้งนี้ ขณะกรองสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์เข้มข้น 5.0 g/L มีค่า  $\alpha.W$  สูงกว่า 10-20 เท่า และ ค่า  $\alpha$  สูงกว่า 1.5-10 เท่า เปรียบเทียบกับค่าที่คำนวณได้ขณะกรองตัวอย่างที่ความเข้มข้น 0.5 g/L ผลของค่าความดันที่ใช้ขณะกรองตัวอย่างนั้น พบว่า การกรองที่ค่าความดัน 0.5 บาร์ ส่งผลให้ค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  สูงกว่าในตัวอย่างที่ทดสอบกรองที่ค่าความดัน 0.2 บาร์ ประมาณ 1.5-2 เท่า นอกจากนี้พบว่า การใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ที่ทั้งสองค่าความดันทดสอบกับตัวอย่างสารละลายเข้มข้น 0.5 g/L นั้น ค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  ที่คำนวณได้มีค่าเท่ากับต่ำกว่า 4 เท่าตัวเทียบกับผลการทดสอบกับเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  เนื่องจากขนาดอนุภาคเบนโทไนต์มีขนาดกระจายตัวเฉลี่ยระหว่าง 15.95-27.74  $\mu\text{m}$  มีโอกาสสูงของการเกิด ฟาวลิงแบบอุดและปิดช่องรูกรองและตามด้วยชั้นสะสมปิดทับบนเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  ขณะที่การใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  นั้น ลักษณะการเกิดฟาวลิงจะเป็นแบบชั้นสะสมปิดบนผิวกรอง สำหรับผลของขนาดรูกรองสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ความเข้มข้น 5.0 g/L นั้นพบว่า ไม่มีความแตกต่างกันของค่าทั้งสองที่คำนวณได้ในชุดทดสอบที่ใช้ความดันต่ำที่ 0.2 บาร์ ทั้งนี้พบความแตกต่างของค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  ที่สูงกว่าประมาณ 2 เท่า สำหรับตัวอย่างที่กรองด้วยการใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ความดัน 0.2 บาร์เมื่อเปรียบเทียบกับตัวอย่างที่ทดสอบกรองที่เยื่อ



กรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  ซึ่งเป็นอิทธิพลและบทบาทของค่าความดันที่ใช้กรอง ซึ่งทำให้ชั้นสะสมเกิดขึ้นเกิดอย่างรวดเร็ว เกิดก่อนการอุดตัน รูกรอง และชั้นสะสมถูกอัดตัวแน่นที่ค่าความดันสูงกว่าที่การกรองที่ค่าความดันต่ำ

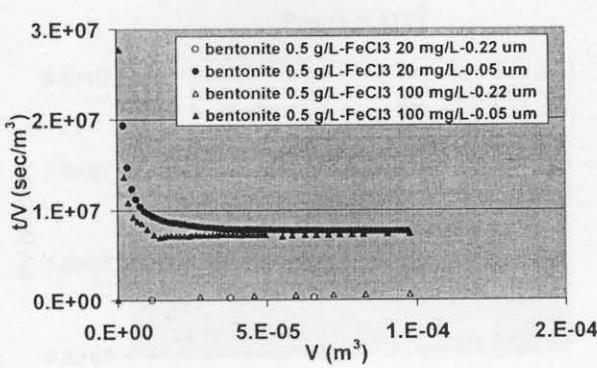
ตารางที่ 4-19: ค่า  $\alpha W$  (Filterability) และ  $\alpha$  ขณะกรองสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์

สารละลายอนุภาค เบนโทไนด์ (g/L)	การปรับสภาพ ตัวอย่าง (mg/L)	$\alpha W (10^{12}, \text{m}^{-2}) / \alpha (10^{12}, \text{m} \cdot \text{kg}^{-1})$			
		ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
		0.22 $\mu\text{m}$	0.05 $\mu\text{m}$	0.22 $\mu\text{m}$	0.05 $\mu\text{m}$
0.5	FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	4.5/9	1.1/2.2	8.5/17	2.8/5.6
	FeCl <sub>3</sub> = 20	0.23/0.44	2.8/5.4	0.85/1.6	5.6/10.8
	= 100	0.4/0.66	3.4/5.7	0.85/1.4	4.2/7
	Alum = 20	0.34/0.65	45/86.5	0.56/1.1	56/107.7
	= 100	0.23/0.38	1.1/1.8	0.42/0.7	28/46.6
5.0	FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	110/22	110/22	140/28	280/56
	FeCl <sub>3</sub> = 200	5.1/0.98	11/2.1	11.3/2.2	8.5/1.6
	= 500	2.8/0.51	40/7.3	0.056/0.01	5.6/1.0
	Alum = 200	5.1/0.98	23/4.4	11.3/2.2	99/1.9
	= 500	0.45/0.08	23/4.4	0.99/0.18	8.5/1.6

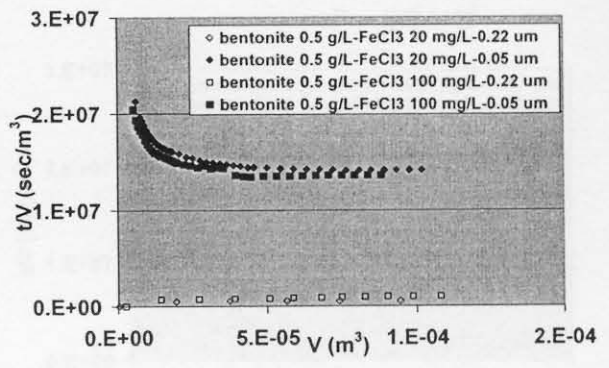
หมายเหตุ: (..) ค่าในวงเล็บ คือ แสดงค่าสูงสุดในช่วงเริ่มต้น(ความเข้มข้นสูงสุด) ซึ่งเกิดขึ้นแล้วต่อด้วยลักษณะกราฟเส้นตรงแนวนอน (ไม่มีความชัน)

การปรับสภาพตัวอย่างสารละลายเบนโทไนด์ความเข้มข้น 0.5 g/L ด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์และสารส้มที่ความเข้มข้น 20 และ 100 mg/L (ดังภาพประกอบที่ 4-21 ถึง 4-22 และตารางที่ 4-19) ส่งผลให้ค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  คำนวณจากทั้งสองค่าความดัน พบว่า ลดลงมากกว่าหรือเท่ากับ 10 เท่าตัว และผลของการปรับสภาพตัวอย่างด้วยสารสร้างตะกอนทั้งสองชนิดทำให้ค่าทั้งสองลดลงไม่ต่ำกว่า 20 เท่าสำหรับตัวอย่างความเข้มข้น 5.0 g/L เมื่อกรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  ทั้งนี้ พบว่าสารละลายสารส้มที่ใช้ปรับสภาพตัวอย่างน้ำป้อนความเข้มข้น 0.5 g/L กรองด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ที่ความดัน 0.2 บาร์ และ 0.5 บาร์ ไม่ส่งผลเชิงบวกต่อค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  ให้ลดลงแต่กลับมีผลในทิศทางตรงกันข้าม ขณะที่การปรับสภาพด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ให้ผลไม่แตกต่างกับการไม่ปรับสภาพในชุดการทดลองนี้ เนื่องจากเฟอร์ริกคลอไรด์ทำให้น้ำอนุภาคเบนโทไนด์ขนาดเล็กที่มีสัดส่วนค่อนข้างสูงในตัวอย่างความเข้มข้นต่ำ นั้นมีขนาดเฉลี่ยใหญ่ขึ้นกว่า 20  $\mu\text{m}$  และมีสัดส่วนของขนาดฟล็อกใหญ่กว่า 100  $\mu\text{m}$  ซึ่งมีผลต่อค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  เมื่อกรองผ่านเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  ขณะที่ไม่ส่งผลต่อค่าทั้งสองเมื่อกรองด้วยเยื่อกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ผลการคำนวณค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  ในตัวอย่างน้ำป้อนความเข้มข้น 5.0 g/L ที่ทั้งสองค่าความดันของเยื่อกรองขนาดรูกรอง

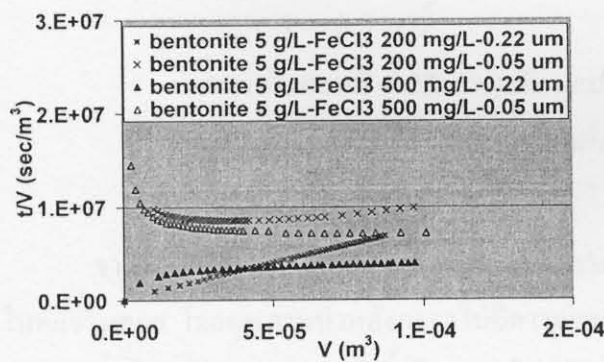
0.05  $\mu\text{m}$  พบว่ามีแนวโน้มลดลงมากกว่า 4-10 เท่าตัว โดยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ให้ผลไม่แตกต่างกับการใช้สารละลายสารส้มปรับสภาพ ทั้งนี้เห็นได้ว่าการใช้สารสร้างตะกอนทั้งสองชนิดในการปรับสภาพตัวอย่างสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์เข้มข้น ซึ่งมีองค์ประกอบเป็นสารแขวนลอยอนินทรีย์ส่งผลให้ค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานของชั้นเค้กและค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้กขณะกรองตัวอย่างผ่านเยื่อกรองมีค่าลดลงมากกว่า 20-30 เท่า เนื่องจากอนุภาคแขวนลอยถูกทำให้อยู่ในรูปฟล็อกที่มีขนาดเฉลี่ยใหญ่กว่า 20  $\mu\text{m}$  รวมถึงมีสัดส่วนของขนาดฟล็อกใหญ่กว่า 100  $\mu\text{m}$  อยู่ด้วย



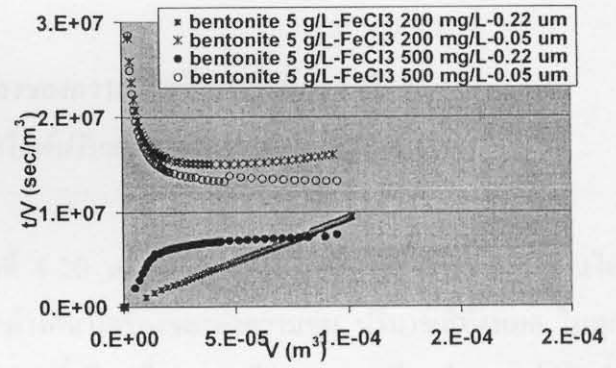
P = 0.5 บาร์



P = 0.2 บาร์

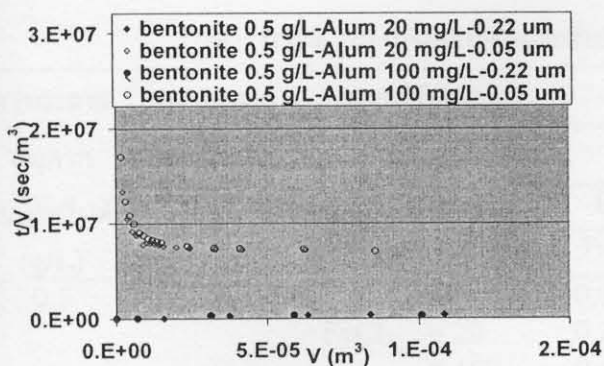


P = 0.5 บาร์

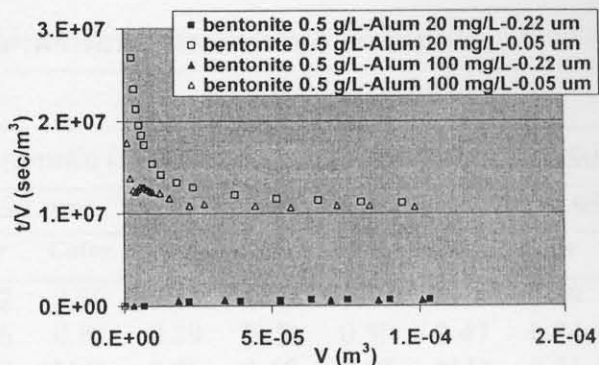


P = 0.2 บาร์

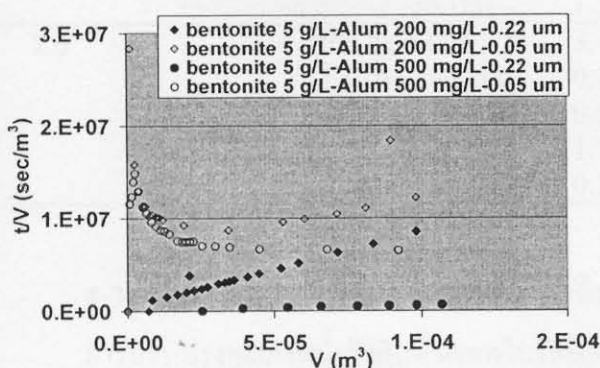
ภาพประกอบที่ 4-21: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $tVP$  กับ  $V$  ของตัวอย่างสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ปรับสภาพด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์



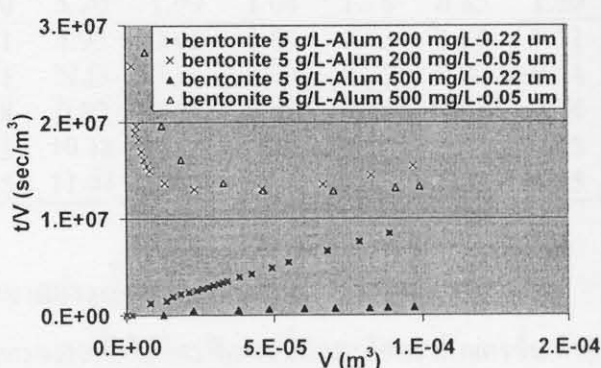
P = 0.5 บาร์



P = 0.2 บาร์



P = 0.5 บาร์



P = 0.2 บาร์

ภาพประกอบที่ 4-22: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ของตัวอย่างสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ปรับสภาพด้วยสารละลายสารส้ม

จากข้อมูลคุณภาพน้ำหลังกรอง แสดงดังตารางที่ 4-20 พบว่า เยื่อกรองสามารถกักกั้นอนุภาคเบนโทไนต์แขวนลอย โดยคุณภาพน้ำหลังกรองไม่มีความแตกต่างกันในเรื่องของค่าความขุ่น ปริมาณสีทั้งหมด ในทุกตัวอย่างน้ำป้อนที่มีการปรับสภาพน้ำป้อนและไม่ปรับสภาพน้ำป้อนด้วยสารสร้างตะกอน คือ ค่าความขุ่นในน้ำหลังกรองมีค่าต่ำกว่า 5 NTU

ตารางที่ 4-20: เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกรองสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์

สารละลาย อนุภาค เบนโทไนด์ (g/L)	สารละลาย ก่อนกรอง Turbidity (NTU)	การปรับสภาพ ตัวอย่าง (mg/L)	คุณภาพน้ำหลังกรอง							
			ความดัน (P) 0.2 บาร์				ความดัน (P) 0.5 บาร์			
			0.22 $\mu\text{m}$		0.05 $\mu\text{m}$		0.22 $\mu\text{m}$		0.05 $\mu\text{m}$	
Tur	Color	Tur	Color	Tur	Color	Tur	Color			
0.5		FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	0.72	3.30	0.58	2.47	0.70	2.47	0.49	1.65
		FeCl <sub>3</sub> = 20	0.26	0.82	0.29	N.D	0.50	2.47	0.24	0.82
		= 100	0.48	N.D	0.55	1.65	0.52	N.D	0.31	0.82
		Alum = 20	1.03	9.34	1.35	2.55	1.87	2.55	2.50	7.64
		= 100	1.50	5.20	1.99	1.04	1.78	0.85	1.60	N.D
5.0		FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	3.41	4.95	0.65	1.65	0.83	1.65	0.51	1.65
		FeCl <sub>3</sub> = 200	0.21	N.D	0.34	N.D	0.25	0.82	0.44	0.82
		= 500	0.58	0.82	0.14	1.65	0.60	2.47	0.34	1.65
		Alum = 200	1.75	10.18	1.33	N.D	2.56	N.D	0.65	11.89
		= 500	0.55	11.03	1.50	14.43	1.05	N.D	1.15	4.25

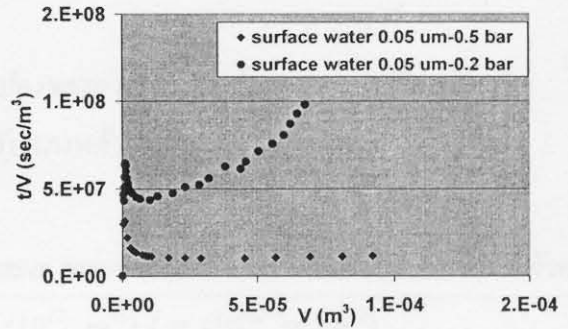
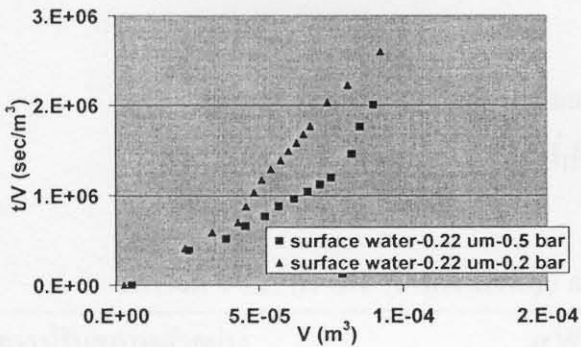
### 4-3-3 ความสามารถในการกรองน้ำผิวดินจากอ่างน้ำ มอ.วิทยาเขตหาดใหญ่

การปรับปรุงคุณภาพน้ำผิวดินด้วยเทคโนโลยีเยื่อกรองระดับไมโครฟิลเตรชันและอัลตราฟิลเตรชัน ด้วยการกรองผ่านโดยตรงโดยไม่มีการปรับสภาพน้ำดิบ และ/หรือมีการปรับสภาพน้ำดิบด้วยสารสร้างตะกอนชนิดต่างๆ ในรูปแบบการกรองแบบปิดตายและแบบไหลขวาง เป็นแนวทางเลือกในการผลิตน้ำใช้-น้ำดื่มที่มีคุณภาพสูงสำหรับชุมชน และอุตสาหกรรม ทั้งนี้ในแนวทางที่ใช้สารสร้างตะกอนร่วมกับการกรองด้วยเยื่อกรองนั้น ทำให้ลดโอกาสการเกิดฟาวลิงจากสารแขวนลอยและสารอินทรีย์ละลายน้ำ เนื่องจากฟล็อกที่เกิดขึ้นจากสารสร้างตะกอนมีขนาดใหญ่ และสามารถป้องกันสะสมตัวที่ผิวหน้าเยื่อกรองระหว่างการกรองด้วยการใช้เทคนิคทางไฮโดรไดนามิกส์

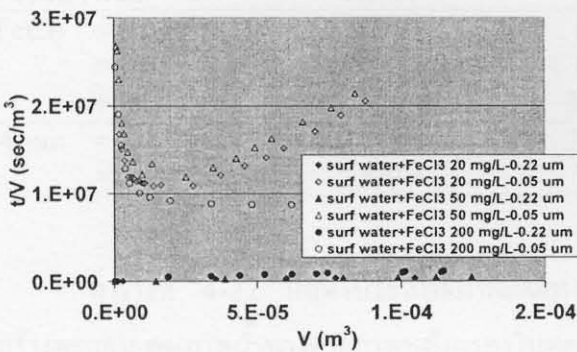
ดังนั้น การศึกษาความสามารถในการกรองตัวอย่างน้ำผิวดินและประเมินระดับฟาวลิงด้วยการคำนวณค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานและค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้กที่เกิดขึ้นในสภาวะที่ไม่ปรับสภาพและปรับสภาพตัวอย่างด้วยสารสร้างตะกอน แสดงถึงความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  ดังภาพประกอบที่ 4-23 ถึง 4-25 และสรุปค่าที่คำนวณ ดังตารางที่ 4-21

ค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  ขณะกรองตัวอย่างน้ำผิวดินที่ไม่ปรับสภาพด้วยสารสร้างตะกอน มีค่าใกล้เคียงกันในทุกชุดสภาวะการทดลองที่ค่าความดัน 0.5 บาร์ และ 0.2 บาร์ ด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22 และ 0.05  $\mu\text{m}$  และมีค่าต่ำกว่าประมาณ 5-10 เท่า เปรียบเทียบกับการกรองตัวอย่างน้ำทิ้งจากถังตกตะกอน และน้ำทิ้งหลังบำบัด เนื่องจากคุณภาพน้ำผิวดินวิเคราะห์ไม่พบสารอินทรีย์ละลายน้ำ โดยมีเพียงสารแขวนลอยซึ่งมักเป็นสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบ

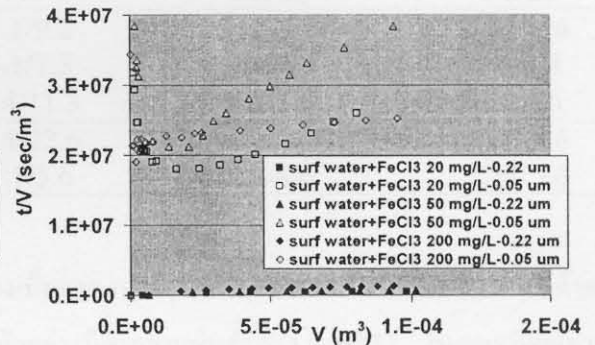
การปรับสภาพตัวอย่างน้ำผิวดินโดยใช้สารสร้างตะกอน โดยเฉพาะการเติมสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ ความเข้มข้นระหว่าง 20-50 mg/L สามารถลดค่า  $\alpha.W$  และค่า  $\alpha$  ได้ประมาณ 3-10 เท่าตัว เนื่องจากขนาดอนุภาคฟล็อกใหญ่กว่า 50  $\mu\text{m}$  ขณะที่การใช้สารละลายสารส้มเพื่อปรับสภาพนั้นให้ผลในการลดค่าดังกล่าวบ้างและในบางการทดสอบไม่ทำให้ค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานและค่าความต้านทานจำเพาะกลับมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อเติมสารละลายสารส้มความเข้มข้นสูงกว่า 50 mg/L



ภาพประกอบที่ 4-23: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ของตัวอย่างน้ำผิวดินที่ไม่ปรับสภาพด้วยสารสร้างตะกอน

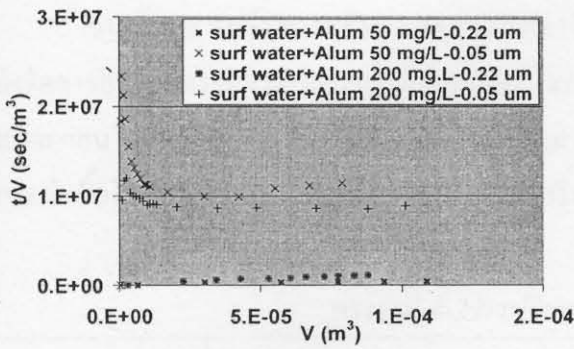


P= 0.5 บาร์

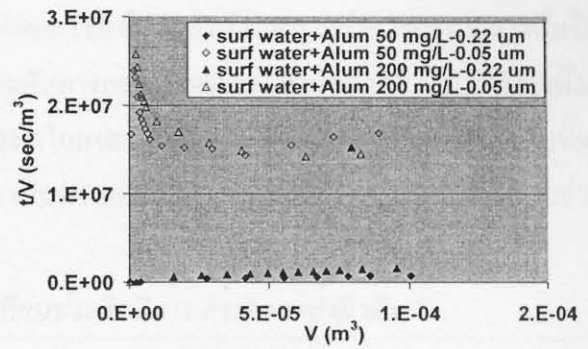


P= 0.2 บาร์

ภาพประกอบที่ 4-24: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ของตัวอย่างน้ำผิวดินที่ปรับสภาพด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์



P= 0.5 บาร์



P= 0.2 บาร์

ภาพประกอบที่ 4-25: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\nu V$  กับ  $V$  ของตัวอย่างน้ำผิวดินที่ปรับสภาพด้วยสารละลายสารส้ม

ตารางที่ 4-21: ค่า  $\alpha W$  (Filterability) และ  $\alpha$  ขณะกรองน้ำผิวดินปรับและไม่ปรับสภาพตัวอย่าง

การปรับสภาพตัวอย่าง (mg/L)	$\alpha W$ ( $10^{12}$ , $m^2$ ) / $\alpha$ ( $10^{12}$ , $m.kg^{-1}$ )			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5บาร์	
	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$
(SS = 100 mg/L)				
FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	1.7/17	3.4/34	2.8/28	2.8/28
FeCl <sub>3</sub> = 20	0.28/2.3	1.1/9.2	0.56/4.6	1.4/11.6
= 50	0.34/2.3	1.1/7.3	0.56/3.7	1.4/9.3
= 200	0.55/1.8	3.4/11.3	1.1/3.6	1.4/4.6
Alum = 50	0.4/2.6	3.4/22.6	0.56/3.7	8.5/56.6
= 200	2.8/9.3	1.1/3.6	1.4/4.6	7.1/23.6

ตารางที่ 4-22 แสดงประสิทธิภาพเยื่อกรองเมื่อกรองน้ำผิวดินที่ปรับสภาพและไม่ปรับสภาพด้วยสารสร้างตะกอน คุณภาพน้ำทางกายภาพหลังกรองในทุกตัวอย่างมีค่าความขุ่นต่ำกว่า 5 NTU ในขณะที่คุณภาพน้ำทางเคมีในเรื่องปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำ และความเข้มข้นของกรดฮิวมิกในตัวอย่างน้ำผิวดินพบว่า การกรองตัวอย่างน้ำผิวดินโดยตรงด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22 และ 0.05  $\mu m$  ที่สองค่าความดันทดสอบไม่สามารถกักกันหรือลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติซึ่งอยู่ในรูปละลายน้ำได้ ทั้งนี้การปรับสภาพน้ำผิวดินด้วยสารสร้างตะกอนร่วมกับการกรองด้วยเยื่อกรองช่วยทำให้คุณภาพน้ำผิวดินดีขึ้น เนื่องจากสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำ และความเข้มข้นของกรดฮิวมิกได้ไม่ต่ำกว่าร้อยละ 50



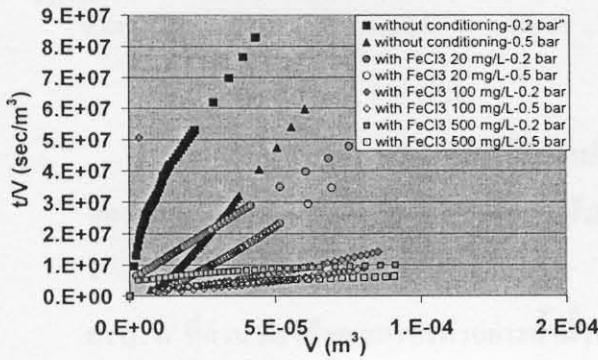
จากข้อมูล พบว่า สารสร้างตะกอนของเฟอร์ริกคลอไรด์ มีประสิทธิภาพสูงกว่าสารละลายสารส้มในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำทั้งในกรณีที่ใช้ร่วมกับการกรองด้วยเอื้อกรองและกรณีที่ใช้วิธีทำใสด้วยการตกตะกอนในชุดทดสอบ Jar Test ดังนั้นจึงเป็นการลดโอกาสของการเกิดสารก่อมะเร็งชนิดต่างๆ ในขั้นตอนการฆ่าเชื้อโรคหากใช้คลอรีนและสารประกอบคลอรีน เป็นสารเคมีในการทำลายเชื้อโรคในน้ำใสก่อนสูบน้ำจ่าย

ตารางที่ 4-22: เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกรองน้ำผิวดิน

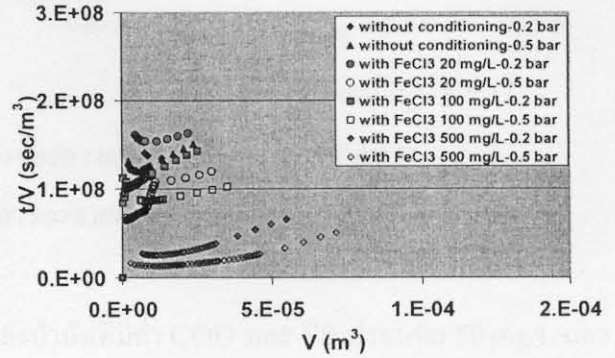
คุณภาพน้ำก่อน ปรับสภาพและ กรอง	การปรับสภาพ ตัวอย่าง (mg/L)	คุณภาพน้ำหลังกรอง							
		ความดัน (P) 0.2 บาร์				ความดัน (P) 0.5 บาร์			
		0.22 µm		0.05 µm		0.22 µm		0.05 µm	
		Tur	Color UV-254* Humic acid+	Tur	Color UV-254* Humic acid+	Tur	Color UV-254* Humic acid+	Tur	Color UV-254* Humic acid+
Turbidity: 37.10 NTU	FeCl <sub>3</sub> = 0	0.77	N.D	0.54	N.D	0.66	8.24	0.76	9.01
	Alum		0.305* 0.01+		0.266* 0.09+		0.224* 0.007+		0.223* 0.007+
Color: 49.50 Pt-Co	FeCl <sub>3</sub> = 20	0.62	13.19 0.219* 0.007+	0.67	37.09 0.393* 0.013+	0.38	5.77 0.219* 0.007	0.45	19.78 0.282* 0.009+
	UV-254: 0.29 A		0.289* 0.009+		N.D* N.D+		0.289* 0.009+		0.106* 0.003+
	= 50	0.73	22.26 0.115* 0.004+	1.03	11.54 N.D* N.D+	1.40	25.56 0.01* 0.0003+	0.60	7.42 0.177* 0.006+
	= 200	0.76	11.54 0.115* 0.004+	1.15	N.D N.D* N.D+	0.58	3.29 0.01* 0.0003+	0.59	13.19 0.177* 0.006+
	Alum = 50	0.54	9.89 0.13* 0.004+	0.85	21.43 0.078* 0.003+	0.62	9.07 0.123* 0.004+	0.63	22.26 0.243* 0.008+
	= 200	0.62	18.96 0.194* 0.006+	0.54	17.31 0.279* 0.009+	0.63	19.78 0.294* 0.01+	0.85	5.77 0.279* 0.002+

### 4-3-4 ความสามารถในการกรองน้ำทิ้งหลังบำบัด

การทดสอบความสามารถในการกรองน้ำทิ้งหลังบำบัดที่ไม่ผ่านการปรับสภาพและปรับสภาพด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์และสารละลายผงถ่านกัมมันต์ โดยแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ดังภาพประกอบที่ 4-26 ถึง 4-28 และคำนวณสรุปค่า  $\alpha \cdot W$  และ ค่า  $\alpha$  ดังตารางที่ 4-23

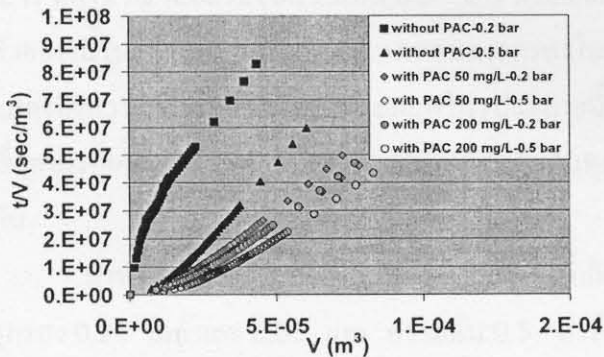


0.22 ไมครอน

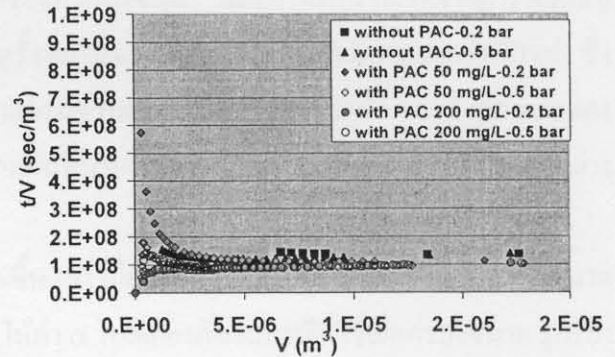


0.05 ไมครอน

ภาพประกอบที่ 4-26: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ของตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดที่ปรับสภาพด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์



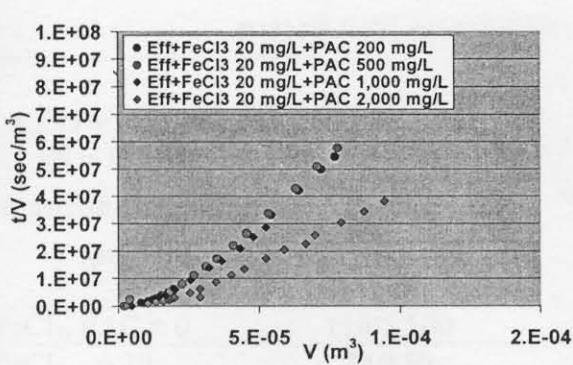
0.22 ไมครอน



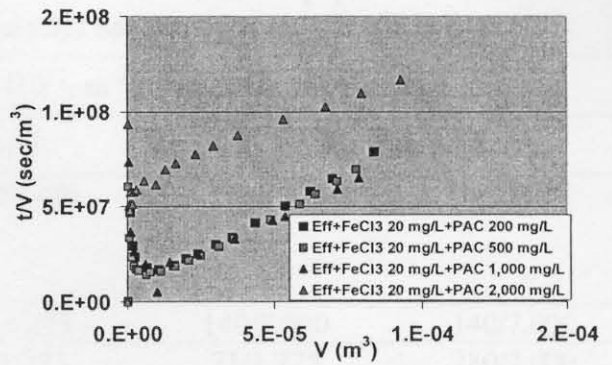
0.05 ไมครอน

ภาพประกอบที่ 4-27: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $tV$  กับ  $V$  ของตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดที่ปรับสภาพด้วยถ่านกัมมันต์





0.22 ไมครอน, 0.5 บาร์



0.05 ไมครอน, 0.5 บาร์

ภาพประกอบที่ 4-28: การเปลี่ยนแปลงของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\Delta V$  กับ  $V$  ของตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดที่ปรับสภาพด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ร่วมกับถ่านกัมมันต์

ค่า  $\alpha.W$  ที่คำนวณได้ขณะกรองตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดที่มีค่า COD และ SS ประมาณ 50 mg/L และ 20 mg/L ตามลำดับ เมื่อทดสอบที่ความดัน 0.2 บาร์ ด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  พบว่า ค่า  $\alpha.W$  ขณะกรองที่ความดัน 0.2 บาร์ มีค่าต่ำกว่าค่าที่คำนวณได้จากการกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ และพบว่าการใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  ที่ความดัน 0.2 บาร์ นั้น พบว่า ค่า  $\alpha.W$  ที่เกิดขึ้นมีค่าสูงกว่าการกรองโดยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ที่ความดันเดียวกันถึง 20 เท่า ในขณะที่ไม่พบว่ามีค่าแตกต่างกันของค่า  $\alpha.W$  ที่คำนวณ เมื่อกรองที่ความดัน 0.5 บาร์ ด้วยเยื่อกรองทั้งสองชนิด และค่าที่คำนวณได้จากการทดสอบตัวอย่างนี้ในครั้งนี้เทียบกับผลการทดสอบการกรองในครั้งที่ผ่านมา (หัวข้อที่ 4-2-4) มีค่ามากกว่า 10 เท่า ซึ่งแสดงถึงความซับซ้อนขององค์ประกอบในรูปละลายน้ำและแขวนลอยในน้ำทิ้งหลังบำบัด รวมถึงลักษณะของเยื่อกรองที่ผลิตเพื่อการค้าที่มีลักษณะไม่เหมือนกันในทุกแผ่นที่นำมาทดลอง จึงส่งผลให้ระดับค่า  $\alpha.W$  แตกต่าง

สำหรับค่าความต้านทานจำเพาะของชั้นเค้กที่เกิดขึ้น ( $\alpha$ ) เมื่อทดสอบที่สภาวะของการใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  ความดัน 0.5 บาร์ ให้ค่า  $\alpha$  ใกล้เคียงกันในกรณีที่ใช้เยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  ที่ความดัน 0.2 บาร์ ขณะที่ค่า  $\alpha$  ขณะกรองตัวอย่างที่ความดัน 0.5 บาร์ ด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  นั้นพบว่ามีค่ามากกว่า 10 เท่าเมื่อเปรียบเทียบกับตัวอย่างที่กรองด้วยเยื่อกรองขนาดเดียวกันที่ความดัน 0.2 บาร์

ตารางที่ 4-23: ค่า  $\alpha W$  (Filterability) และ  $\alpha$  ขณะกรองน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ

COD = 200 mg/L SS = 82 mg/L การปรับสภาพตัวอย่าง (mg/L)	$\alpha W (10^{12}, m^{-2}) / \alpha (10^{12}, m.kg^{-1})$			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$
FeCl <sub>3</sub> , PAC = 0	110/5,500	5.5/275	140/7,000	140/7,000
FeCl <sub>3</sub> = 20	34/850	11/275	71/1,775	280/7,000
= 100	3.4/28.3	1.1/9.2	14/116.6	85/708.3
= 500	3.4/6.6	45/86.5	8.5/16.4	42/80.8
PAC = 50	40/571.4	1.7/24.3	85/1,214	5.6/80
= 200	40/181.8	110/500	85/386.4	42/190.9
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 200	-	-	113/470.8	99/412.5
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 500	-	-	113/191.5	85/144.1
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 1,000	-	-	85/81.7	56/53.8
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 2,000	-	-	56/27.5	99/48.5

การปรับสภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ สารละลายผงถ่านกัมมันต์ และการใช้สารปรับสภาพทั้งสองร่วมกัน ส่งผลทางบวกที่ทำให้ ค่า  $\alpha.W$  และ ค่า  $\alpha$  มีแนวโน้มลดลง ทั้งนี้ พบว่า การเติมสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ที่ความเข้มข้น 20 mg/L สามารถทำให้ค่า  $\alpha.W$  และ ค่า  $\alpha$  ลดลงได้มากกว่า 2-3 เท่า เนื่องจากสารแขวนลอยระดับคอลลอยด์ และสารอินทรีย์ละลายน้ำถูกรวมไว้ในรูปของฟล็อกที่มีขนาดใหญ่กว่า 25  $\mu m$  โดยมีผลให้ค่าทั้งสองลดลงมากกว่า 3-10 เท่า เมื่อกรองด้วยเอีกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu m$  ทั้งสองค่าความดันทดสอบ และค่า  $\alpha.W$  และ ค่า  $\alpha$  ที่ชุดการทดสอบต่างๆลดลงเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ในการปรับสภาพตัวอย่าง การกรองตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ที่ปรับสภาพแล้วที่ความดัน 0.5 บาร์ ด้วยเอีกรองทั้งสองขนาดรูกรอง พบว่า ค่า  $\alpha.W$  และ ค่า  $\alpha$  ที่คำนวณได้สูงกว่าประมาณ 2-10 เท่า เมื่อเปรียบเทียบกับค่าที่ได้ขณะกรองที่ความดัน 0.2 บาร์

ทั้งนี้การใช้สารปรับสภาพทั้งสองชนิดร่วมกันที่ความเข้มข้นของสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ 20 mg/L ร่วมกับผงถ่านกัมมันต์ความเข้มข้นระหว่าง 200-500 mg/L พบว่า สามารถลดค่า  $\alpha.W$  และ ค่า  $\alpha$  ได้ในระดับหนึ่งเปรียบเทียบกับตัวอย่างที่ไม่ปรับสภาพ และมีค่าสูงกว่าค่าที่พบในตัวอย่างที่ปรับสภาพด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์และสารละลายผงถ่านกัมมันต์เพียงอย่างเดียวเล็กน้อย อย่างไรก็ตาม การเติมสารละลายผงถ่านกัมมันต์เพิ่มมากขึ้นถึง 1,000-2,000 mg/L ไม่ส่งผลให้ค่า  $\alpha.W$  และ ค่า  $\alpha$  เพิ่มขึ้นแต่กลับมีผลในทิศทางตรงกันข้าม

ตารางที่ 4-24: เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกรองน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ที่ปรับและไม่ปรับสภาพ

คุณภาพน้ำก่อนปรับสภาพและกรอง	การปรับสภาพตัวอย่าง (mg/L)	คุณภาพน้ำหลังกรอง							
		ความดัน (P) 0.2 บาร์				ความดัน (P) 0.5 บาร์			
		0.22 $\mu\text{m}$		0.05 $\mu\text{m}$		0.22 $\mu\text{m}$		0.05 $\mu\text{m}$	
		COD	UV-254 Color*	COD	UV-254 Color*	COD	UV-254 Color*	COD	UV-254 Color*
COD: 200±10 mg/L	FeCl <sub>3</sub> , PAC = 0	118	0.245 10.72*	120	0.212 N.D*	88	0.197 N.D*	78	0.19 N.D
TKN: 64 mg/L	FeCl <sub>3</sub> = 20	58	0.311 14.01*	96	0.299 14.01*	144	0.301 13.19*	115	0.29 15.6
Protein: N.D	= 100	77	0.296 12.37*	77	0.295 12.37*	77	0.297 13.19*	106	0.31 14.8
Turbidity: 27 NTU	= 500	154	0.283 13.19*	106	0.278 13.19*	86	0.275 12.34*	115	0.26 11.5
Color: 170 Pt-Co	PAC = 50	77	0.242 10.72*	96	0.242 11.54*	115	0.213 14.84*	96	0.24 12.3
UV-254: 0.33 A	= 200	86	0.202 14.84*	134	0.203 11.54*	144	0.214 14.01*	96	0.20 14.0
	FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 200	-	-	-	-	65	0.134 11.54*	111	0.11 9.07
	FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 500	-	-	-	-	83	0.114 10.72*	111	0.10 7.42
	FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 1,000	-	-	-	-	74	0.112 10.72*	46	0.10 9.07
	FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 2,000	-	-	-	-	46	0.100 7.42*	28	0.10 8.24

คุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ที่ปรับและไม่ปรับสภาพร่วมกับการกรองด้วยเขื่อนกรองทั้งสองขนาดรูกรอง แสดง ดังตารางที่ 4-24 พบว่า น้ำทิ้งหลังกรองมีค่าความขุ่นต่ำกว่า 1 NTU ในทุกชุดการทดสอบ ประสิทธิภาพในการกักกันสารอินทรีย์ในรูป COD ได้ระหว่าง 50-60 % เมื่อกรองตัวอย่างโดยไม่ปรับสภาพ ตัวอย่าง ขณะที่ปริมาณสีทั้งหมดลดลงมากกว่า 90 % และคุณภาพน้ำทางเคมีในเรื่องปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำ และความเข้มข้นของกรดฮิวมิกในตัวอย่างน้ำฝิวดิน พบว่า เมื่อกรองตัวอย่างน้ำฝิวดิน โดยตรง ปรับสภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์หรือสารละลายผงถ่านกัมมันต์เพียงอย่างเดียวแล้วผ่านการกรองด้วยเขื่อนกรองขนาดรูกรอง 0.22 และ 0.05  $\mu\text{m}$  ที่สองค่าความดัน สามารถกักกันหรือลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำได้บ้าง ทั้งนี้การใช้สารปรับสภาพทั้งสองร่วมกัน และร่วมกับการกรอง

ทำให้คุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดดีขึ้น โดยพบว่า สามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำ และ ความเข้มข้นของกรดฮิวมิก ได้ไม่ต่ำกว่า 60-70 % และปริมาณสีทั้งหมดลดลงกว่า 90 %

#### 4-3-5 สรุปผลการศึกษา

การประเมินความสามารถในการกรองตัวอย่างน้ำใช้ (สารละลายเบนโทไนด์) น้ำผิวดินจากอ่างเก็บน้ำ และน้ำทิ้งหลังบำบัดก่อนปล่อยทิ้งสู่แหล่งน้ำสาธารณะ ที่มีความแตกต่างกันของสัดส่วนองค์ประกอบอินทรีย์แขวนลอย สารอินทรีย์แขวนลอยและสารอินทรีย์ละลายน้ำตามธรรมชาติที่ไม่ปรับสภาพและปรับสภาพตัวอย่างด้วยสารสร้างตะกอน สารละลายผงถ่านกัมมันต์ ที่มีผลต่อความสามารถในการกรอง โดยแสดงผลการวิเคราะห์ในรูปกราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงของความสัมพัทธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  (ภายใต้ทฤษฎีแบบจำลองการกรองบนชั้นเค้ก-Cake filtration Model) และ คำนวณค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานและค่าความต้านทานจำเพาะที่เกิดขึ้นขณะกรอง  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ของชุดการทดลองที่สภาวะศึกษา ได้แก่ ความดัน ระดับของเอีกรอง ที่มีขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  ตามลำดับ สรุปภาพรวมทั้งหมดของค่า  $\alpha.W$  ซึ่งเป็นตัวเลขเชิงปริมาณระดับฟาวลิงที่เกิดขึ้น และ  $\alpha$  ดังตารางที่ 4-25

ผลการทดสอบความสามารถในการกรองน้ำใช้โดยใช้สารละลายอนุภาคเบนโทไนด์และน้ำผิวดินจากอ่างเก็บน้ำ เปรียบเทียบกับ ผลการกรองตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดพบว่า ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ขณะกรองตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดมีค่าสูงกว่าค่าที่คำนวณได้จากการกรองตัวอย่างน้ำใช้ทั้งสองประเภทถึง 5-20 เท่า และระหว่างการกรองด้วยเอีกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  ในทุกค่าความดันจากกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง  $t/V$  กับ  $V$  เป็นเส้นตรง แสดงถึงความต้านทานที่เพิ่มขึ้น ณ เวลาเริ่มต้นของการกรอง เนื่องจากเกิดฟาวลิงของอนุภาคสะสมที่ผิวหน้า ทั้งนี้พบว่า เมื่อกรองที่ค่าความดันสูงขึ้นส่งผลในทิศทางที่ทำให้ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  เพิ่มขึ้น เปรียบเทียบกับค่าที่คำนวณได้จากการกรองที่ความดันต่ำที่ 0.2 บาร์ และผลของขนาดรูกรองของเอีกรองการค่าที่ใช้ศึกษา นั้น ไม่สามารถสรุปได้อย่างแน่ชัดว่าขนาดรูกรองใดให้ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ที่ต่ำกว่า ทั้งนี้มีปัจจัยความแตกต่างกันของน้ำป้อนที่ใช้ทดสอบ โดยพบว่า การกรองสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์และน้ำผิวดินจากอ่างเก็บน้ำ ด้วยเอีกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  และ 0.05  $\mu\text{m}$  ให้ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ที่ใกล้เคียงกันในชุดการทดสอบที่สองค่าความดันเดียวกัน ขณะที่ ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  มีแนวโน้มต่ำกว่าเมื่อกรองตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดด้วยเอีกรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  เปรียบเทียบกับการกรองด้วยเอีกรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  เมื่อทดสอบที่ความดันเดียวกัน และค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  เพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของอนุภาคเบนโทไนด์ขณะกรองที่ทุกชุดการทดสอบ

ลักษณะของกราฟความสัมพันธ์ดังกล่าวมีแนวโน้มของความชันลดลง เมื่อกรองตัวอย่างน้ำใช้และน้ำทิ้งหลังบำบัดที่ปรับสภาพด้วยสารสร้างตะกอนและ/หรือ สารละลายผงถ่านกัมมันต์ และพบว่าเมื่อระยะเวลาการกรองเพิ่มขึ้นค่าความชันของกราฟความสัมพันธ์  $t/V$  กับ  $V$  คงที่จนถึงสิ้นสุดการกรองซึ่งแสดงถึงความคงที่ของสมบัติโครงสร้างชั้นสะสมบนผิวหน้าเยื่อกรองที่ไม่เพิ่มขึ้นตามเวลา และสอดคล้องกับค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ที่มีแนวโน้มต่ำกว่าค่าที่คำนวณได้ขณะกรองตัวอย่างที่ไม่ปรับสภาพ 5-20 เท่า ทั้งนี้องค์ประกอบที่เป็นสารแขวนลอยอินทรีย์ สารแขวนลอยอินทรีย์ และสารละลายอินทรีย์ธรรมชาติในตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัด ถูกทำลายเสถียรภาพและถูกทำให้รวมตัวเป็นฟล็อกขนาดใหญ่กว่า  $50 \mu m$  ทำให้ชั้นสะสมเป็นโครงสร้างที่มีความพรุนสูง ขณะที่องค์ประกอบอินทรีย์ละลายน้ำส่วนใหญ่จะถูกดูดซับไว้ในผงถ่านกัมมันต์ ทำให้ลดโอกาสที่โมเลกุลละลายน้ำซึ่งทำให้เกิดฟาว์ลิงแบบไม่ผันกลับ ทั้งนี้อนุภาคผงถ่านกัมมันต์สะสมที่ผิวหน้าเยื่อกรองขณะกรองตัวอย่างน้ำที่ปรับสภาพแล้ว พบว่า ให้ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ต่ำกว่าค่าที่คำนวณได้ขณะกรองตัวอย่างที่ไม่ปรับสภาพ 2-20 เท่า แสดงให้เห็นได้ว่า ชั้นสะสมของสารแขวนลอยในตัวอย่างน้ำที่ปรับสภาพแล้วเป็นชั้นสะสมที่หนาแต่มีความพรุนต่ำเนื่องจากการจัดเรียงโครงสร้างขณะกรองทับเรียงกัน แต่ไม่อัดตัวแน่นซึ่งเป็นลักษณะของฟาว์ลิงแบบผันกลับได้ และเป็นเสมือนชั้นกรองที่สองที่ทำให้อัตราการไหลซึมผ่านขณะกรองคงที่ ความเข้มข้นและชนิดของสารสร้างตะกอนที่ใช้ทั้งสองชนิดส่งผลให้ ค่า  $\alpha.W$  และ  $\alpha$  ขณะกรองตัวอย่างใดๆ มีความแตกต่างกันเล็กน้อย

ประสิทธิภาพเยื่อกรองในการกักกันสารแขวนลอยอินทรีย์ อินทรีย์และสารละลายอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำใช้และน้ำทิ้งหลังบำบัดที่ไม่ปรับสภาพและปรับสภาพด้วยสารสร้างตะกอน และ/หรือ สารละลายผงถ่านกัมมันต์ พบว่า มีคุณภาพน้ำทางกายภาพอยู่ในเกณฑ์ดีมาก คือ มีค่าความขุ่นต่ำกว่า 5 NTU ปริมาณสีทั้งหมดลดลงมากกว่า 90 % ในขณะที่คุณภาพทางเคมีในเรื่องของปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำ และความเข้มข้นของกรดฮิวมิกในตัวอย่างน้ำผิวดิน พบว่า การกรองตัวอย่างน้ำผิวดิน โดยตรงด้วยเยื่อกรองขนาดรูกรอง 0.22 และ  $0.05 \mu m$  ทั้งสองค่าความดันคงที่ไม่สามารถกักกันหรือลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติซึ่งอยู่ในรูปละลายน้ำได้ ทั้งนี้การปรับสภาพน้ำผิวดินด้วยสารสร้างตะกอนร่วมกับการกรองด้วยเยื่อกรองช่วยทำให้คุณภาพน้ำผิวดินดีขึ้น เนื่องจากสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำ และความเข้มข้นของกรดฮิวมิก ได้ไม่ต่ำกว่าร้อยละ 50 ประสิทธิภาพในการกักกันสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งหลังบำบัดในรูป COD ได้ระหว่าง 50-60 %

ทั้งนี้จากข้อมูล พบว่า สารสร้างตะกอนของเฟอร์ริกคลอไรด์ มีประสิทธิภาพสูงกว่าสารละลายสารส้มในการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายในน้ำผิวดินจากอ่างเก็บน้ำฯ ช่วยลดโอกาสการเกิดสารก่อมะเร็งในรูปแบบต่างๆ ในขั้นตอนการฆ่าเชื้อโรคหากใช้คลอรีนและสารประกอบคลอรีน เป็นสารเคมีในการทำลายเชื้อโรคก่อนสูบจ่าย โดยพบว่า การกรองตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดโดยตรงและการปรับสภาพน้ำผิวดินด้วยสารละลาย

เฟอร์ริกคลอไรด์หรือสารละลายผงถ่านกัมมันต์เพียงอย่างเดียว แล้วผ่านการกรองด้วยเข็กรองขนาดรูกรอง 0.22 และ 0.05  $\mu\text{m}$  ที่สองค่าความดันสามารถกักกันหรือลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปละลายน้ำได้บ้าง สำหรับการปรับสภาพทั้งสองร่วมกันร่วมกับการกรองตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ส่งผลให้คุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดฯดีขึ้น โดยพบว่า สามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำ และความเข้มข้นของกรดชีวมิคได้ไม่ต่ำกว่า 60-70 % และปริมาณสีทั้งหมดลดลงกว่า 90 %

จากข้อมูลดังกล่าวข้างต้นแสดงให้เห็นว่าสาเหตุการเกิดฟาว์ลิงจากโมเลกุลสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปละลายน้ำตามธรรมชาติโดยเฉพาะในตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ที่ต้องนำมาปรับสภาพเพื่อนำกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ หรือใช้เป็นน้ำต้นทุนในการผลิตน้ำประปา และการทำน้ำให้ใสด้วยการแยกสารปรับสภาพออกจากน้ำด้วยกระบวนการแยกด้วยเข็กรองชนิดรูพรุนทั้งระดับไมโครฟิลเตรชันและอัลตราฟิลเตรชัน โดยเฉพาะรวมถึงอนุภาคในน้ำที่มีขนาดเล็กกว่า 1  $\mu\text{m}$  (คอลลอยด์) และสารละลายอินทรีย์ตามธรรมชาติ ทำให้คุณภาพน้ำที่ผลิตได้มีคุณภาพระดับดีมาก ดังนั้นสถานะการเดินระบบที่เหมาะสมที่ทำให้เกิดประสิทธิภาพที่สูงของกระบวนการแยกด้วยเข็กรองสำหรับงานด้านการผลิตน้ำใช้คุณภาพสูงจากน้ำผิวดินหรือน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ ที่มีการควบคุมกระบวนการแยกให้มีสมรรถนะการเดินระบบอย่างต่อเนื่อง ลดโอกาสการเกิดฟาว์ลิง และเพิ่มคุณภาพน้ำภายหลังกรองให้มีคุณภาพดีขึ้นในระดับที่ใช้เป็นน้ำใช้ในกิจกรรมต่างๆ นั้น ต้องใช้ชนิดและปริมาณสารปรับสภาพให้เหมาะสมกับตัวอย่างน้ำที่ต้องการบำบัด ทั้งนี้การใช้ความดันขณะกรองระดับที่ต่ำ และการเลือกใช้เข็กรองขนาดรูกรองระหว่าง 0.22- 0.05  $\mu\text{m}$  เป็นทางเลือกที่เหมาะสมเพื่อให้ได้คุณภาพน้ำหลังกรองระดับดี ค่าสัมประสิทธิ์ความต้านทานและค่าความต้านทานจำเพาะอยู่ในระดับที่สามารถป้องกัน ควบคุม และลดลงได้ด้วยการใช้พลังงานไม่สูงจากเทคนิคทางไฮโดรไดนามิกส์ เช่น การใช้การล้างย้อนเป็นช่วงเวลา การใช้ความปั่นป่วนจากการฟองอากาศ ขณะเดินระบบกรองในสเกลอุตสาหกรรม เป็นต้น

ตารางที่ 4-26 สรุปค่าฟลักซ์ของตัวอย่างน้ำเสีย-น้ำทิ้งขณะกรองแบบปิดตายที่สถานะศึกษา พบว่า ที่สถานะการกรองคงที่ ค่าฟลักซ์ลดลงเมื่อกรองตัวอย่างน้ำป้อนความเข้มข้นในรูปสารแขวนลอยอนุภาคเบนโทไนด์สูงขึ้นในทุกสถานะการทดสอบ และค่าฟลักซ์ขณะกรองตัวอย่างเพิ่มขึ้นเมื่อความดันขณะกรองสูงขึ้นทั้งสองชนิดเข็กรอง กรณีกรองตัวอย่างสารละลายอนุภาคเบนโทไนด์ที่ความเข้มข้น 0.5 g/L โดยผลของขนาดรูกรองที่ใช้ต่อค่าฟลักซ์ในแต่ละตัวอย่างน้ำป้อน พบว่า ค่าฟลักซ์ที่ได้มีแนวโน้มลดลงเมื่อขนาดรูกรองเล็กลงเมื่อพิจารณาในแต่ละค่าความดันทดสอบ ทั้งนี้ค่าฟลักซ์ของการกรองตัวอย่างที่ความเข้มข้นสูงถึง 5.0 g/L พบว่า มีค่าใกล้เคียงกันในทุกสถานะที่ทดสอบทั้งสองค่าความดันและสองชนิดเข็กรอง สำหรับตัวอย่างน้ำผิวดินและน้ำทิ้งหลังบำบัดฯที่ไม่ผ่านการปรับสภาพนั้น ค่าฟลักซ์ที่ได้สูงกว่าเมื่อกรองตัวอย่างด้วยเข็กรองขนาดรูกรอง 0.22  $\mu\text{m}$  เทียบกับการกรองด้วยเข็กรองขนาดรูกรอง 0.05  $\mu\text{m}$  ที่แต่ละค่าความดันทดสอบ

ผลของการปรับสภาพด้วยสารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ สารละลายสารส้ม และสารละลายผงถ่านกัมมันต์ ส่งผลให้ค่าฟลักซ์ในทุกตัวอย่างน้ำใช้และน้ำทิ้งเพิ่มสูงขึ้น และการเพิ่มขึ้นของค่าฟลักซ์จากการปรับสภาพตัวอย่างก่อนทำการกรองมีระดับที่แตกต่างกันตามชนิดน้ำป้อน และความเข้มข้นของสารปรับสภาพที่ใช้ โดยตัวอย่างน้ำป้อนที่เป็นสารละลายอนุภาคเบนโทไนต์ที่ความเข้มข้นต่ำ และตัวอย่างน้ำผิวดินปริมาณของสารสร้างตะกอนทั้งสองชนิดที่ใช้ในระดับความเข้มข้นต่ำส่งผลให้ค่าฟลักซ์เพิ่มขึ้น ไม่แตกต่างกับค่าที่ได้รับเมื่อใช้ที่ความเข้มข้นสารสร้างตะกอนที่สูงกว่า ขณะที่ตัวอย่างน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ พบว่า ค่าฟลักซ์เพิ่มสูงขึ้นเมื่อใช้สารปรับสภาพที่ความเข้มข้นสูงขึ้น

ตารางที่ 4-25: สรุปค่า  $\alpha W$  ในการกรองตัวอย่างน้ำใช้ น้ำผิวดิน และน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ แบบปิดตาย

สถานะที่ศึกษา	$\alpha W (10^{12}, m^{-2}) / \alpha (10^{12}, m.kg^{-1})$			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$	0.22 $\mu m$	0.05 $\mu m$
<b>1. สารละลายอนุภาคเบนโทไนต์</b>				
0.5 g/L, FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	4.5/9	1.1/2.2	8.5/17	2.8/5.6
FeCl <sub>3</sub> = 20 mg/L	0.23/0.44	2.8/5.4	0.85/1.6	5.6/10.8
FeCl <sub>3</sub> = 100 mg/L	0.4/0.66	3.4/5.7	0.85/1.4	4.2/7
Alum = 20 mg/L	0.34/0.65	45/86.5	0.56/1.1	56/107.7
Alum = 100 mg/L	0.23/0.38	1.1/1.8	0.42/0.7	28/46.6
5.0 g/L, FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	110/22	110/22	140/28	280/56
FeCl <sub>3</sub> = 200 mg/L	5.1/0.98	11/2.1	11.3/2.2	8.5/1.6
FeCl <sub>3</sub> = 500 mg/L	2.8/0.51	40/7.3	0.056/0.01	5.6/1.0
Alum = 200 mg/L	5.1/0.98	23/4.4	11.3/2.2	99/1.9
Alum = 500 mg/L	0.45/0.08	23/4.4	0.99/0.18	8.5/1.6
<b>2. น้ำผิวดินจากอ่างเก็บน้ำฯ</b>				
0.1 g/L, FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	1.7/17	3.4/34	2.8/28	2.8/28
FeCl <sub>3</sub> = 20 mg/L	0.28/2.3	1.1/9.2	0.56/4.6	1.4/11.6
FeCl <sub>3</sub> = 50 mg/L	0.34/2.3	1.1/7.3	0.56/3.7	1.4/9.3
FeCl <sub>3</sub> = 200 mg/L	0.55/1.8	3.4/11.3	1.1/3.6	1.4/4.6
Alum = 50 mg/L	0.4/2.6	3.4/22.6	0.56/3.7	8.5/56.6
Alum = 200 mg/L	2.8/9.3	1.1/3.6	1.4/4.6	7.1/23.6
<b>3. น้ำทิ้งหลังบำบัดฯ: COD 200 mg/L</b>				
FeCl <sub>3</sub> , PAC = 0	110/5,500	5.5/275	140/7,000	140/7,000
FeCl <sub>3</sub> = 20 mg/L	34/850	11/275	71/1,775	280/7,000
FeCl <sub>3</sub> = 100 mg/L	3.4/28.3	1.1/9.2	14/116.6	85/708.3
FeCl <sub>3</sub> = 500 mg/L	3.4/6.6	45/86.5	8.5/16.4	42/80.8
PAC = 50 mg/L	40/571.4	1.7/24.3	85/1,214	5.6/80
PAC = 200 mg/L	40/181.8	110/500	85/386.4	42/190.9
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 200 mg/L	-	-	113/470.8	99/412.5
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 500 mg/L	-	-	113/191.5	85/144.1
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 1,000 mg/L	-	-	85/81.7	56/53.8
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 2,000 mg/L	-	-	56/27.5	99/48.5



ตารางที่ 4-26: สรุปค่า Flux ในการกรองตัวอย่างน้ำใช้ น้ำผิวดิน และน้ำทิ้งหลังบำบัดฯ แบบปิดตาย

สภาวะที่ศึกษา	J (L/h/m <sup>2</sup> ), ที่สภาวะคงที่ของการกรอง			
	ความดัน (P) 0.2 บาร์		ความดัน (P) 0.5 บาร์	
	0.22 µm	0.05 µm	0.22 µm	0.05 µm
<b>1. สารละลายอนุภาคเบนโทไนต์</b>				
0.5 g/L, FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	36.4-72.0	19.8-29.6	83.4	38
FeCl <sub>3</sub> = 20 mg/L	6,145	207	8,100	386
FeCl <sub>3</sub> = 100 mg/L	2,828	206	4,490	386
Alum = 20 mg/L	4,093	272	7,389	432
Alum = 100 mg/L	4,515	308	7,800	472
5.0 g/L, FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	15	12	13	13
FeCl <sub>3</sub> = 200 mg/L	58	159	210	227
FeCl <sub>3</sub> = 500 mg/L	260	234	653	425
Alum = 200 mg/L	168	143	185	193
Alum = 500 mg/L	2,706	288	2,614	463
<b>2. น้ำผิวดินจากอ่างเก็บน้ำฯ</b>				
0.1 g/L, FeCl <sub>3</sub> , Alum = 0	684	31	336	266
FeCl <sub>3</sub> = 20 mg/L	5,859	95	6,038	98
FeCl <sub>3</sub> = 50 mg/L	4,323	66	5,717	139
FeCl <sub>3</sub> = 200 mg/L	1,890	116	2,586	382
Alum = 50 mg/L	2,816	191	5,460	276
Alum = 200 mg/L	1,033	234	1,727	404
<b>3. น้ำทิ้งหลังบำบัดฯ: COD 200 mg/L</b>				
FeCl <sub>3</sub> , PAC = 0	22	18	24	16
FeCl <sub>3</sub> = 20 mg/L	36	17	41	20
FeCl <sub>3</sub> = 100 mg/L	94	22	110	29
FeCl <sub>3</sub> = 500 mg/L	258	54	290	100
PAC = 50 mg/L	28	21	30	21
PAC = 200 mg/L	29	20	30	21
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 200 mg/L	-	-	62	23
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 500 mg/L	-	-	62	26
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 1,000 mg/L	-	-	43	28
FeCl <sub>3</sub> 20+PAC 2,000 mg/L	-	-	33	20