



การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและเฟนตัน

วิทยานิพนธ์
ของ
สุกัญญา ชมชื่น

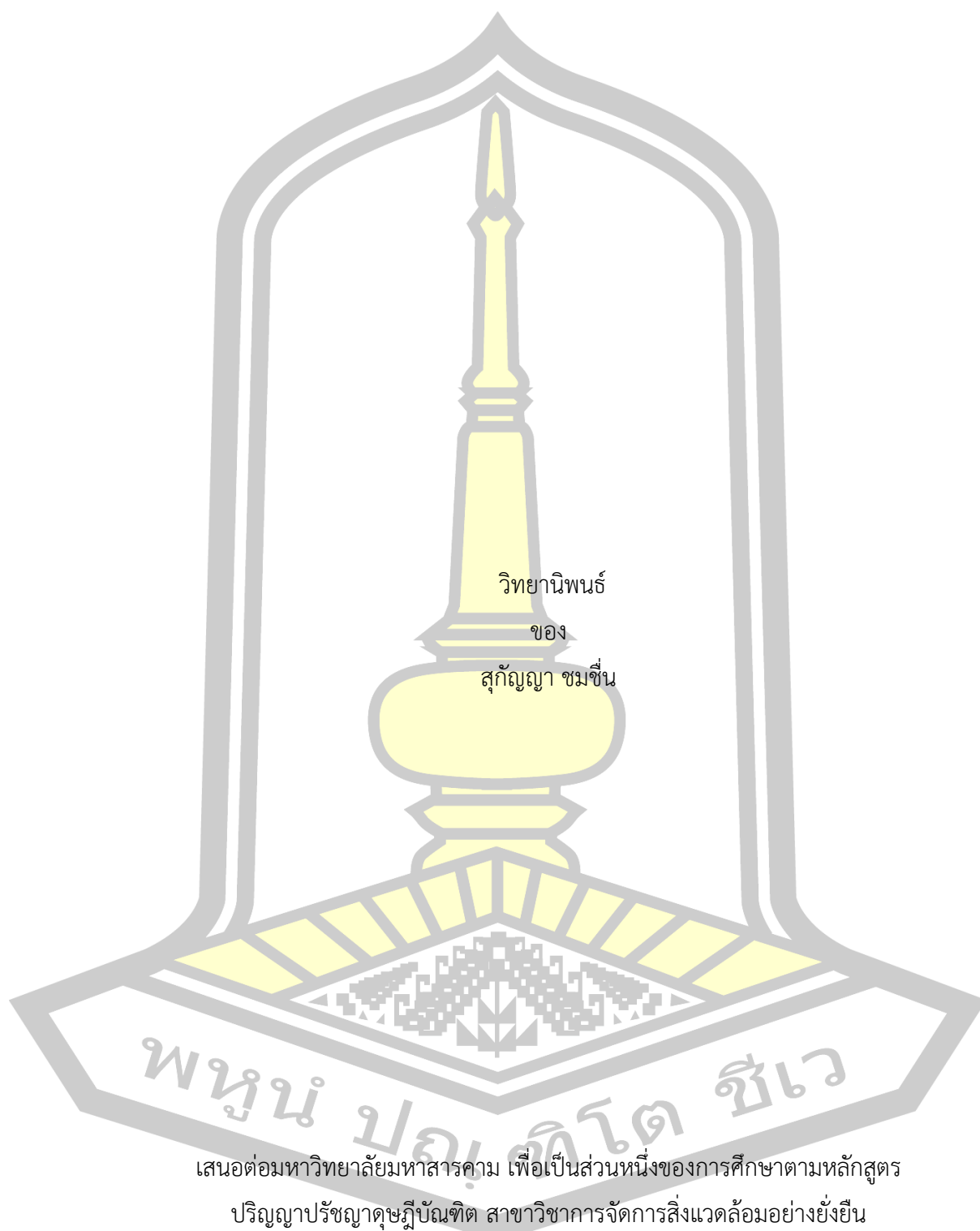
เสนอต่อมหาวิทยาลัยมหาสารคาม เพื่อเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร

ปริญญาปรัชญาดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อมอย่างยั่งยืน

มิถุนายน 2568

ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยมหาสารคาม

การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและเฟนตัน



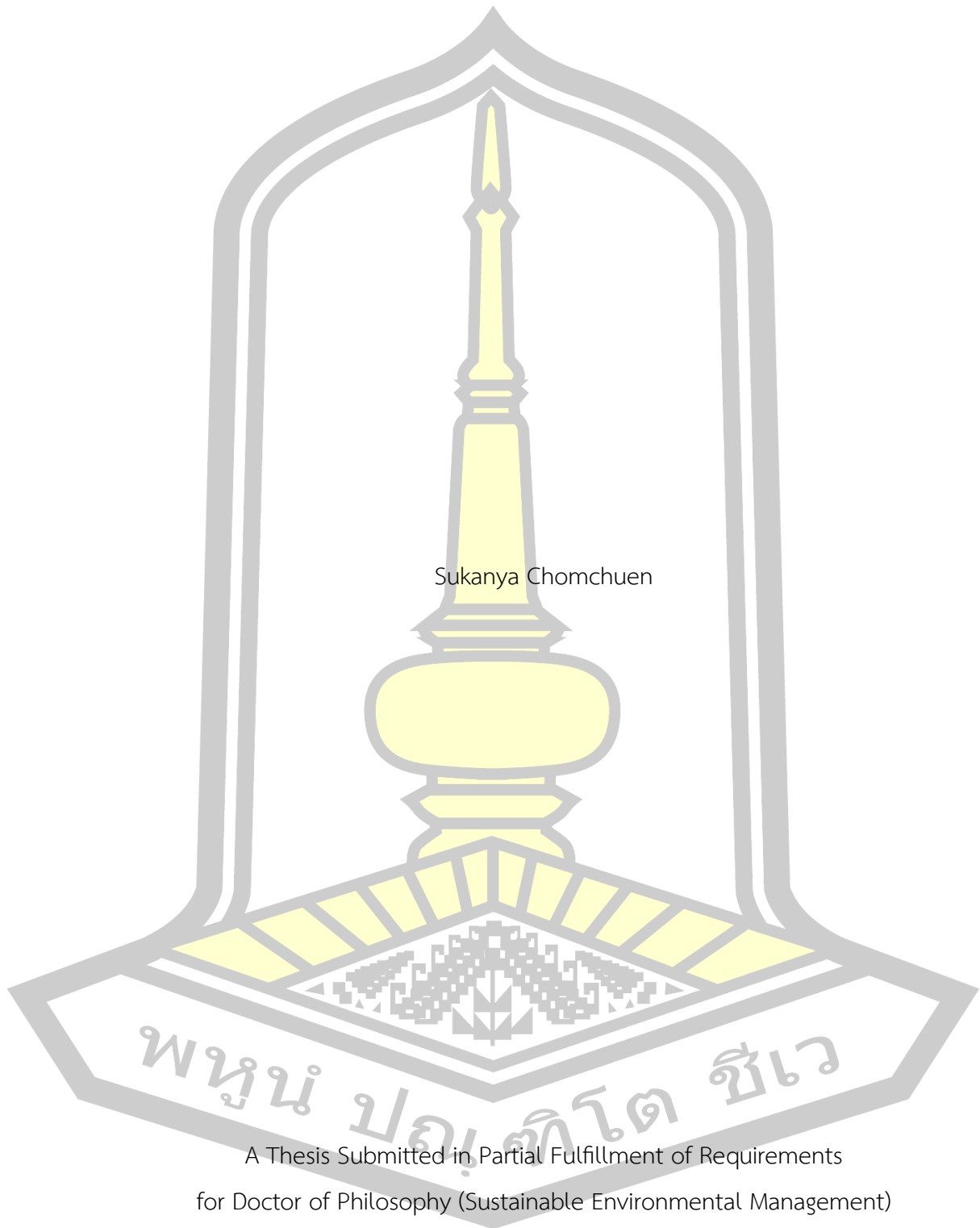
เสนอต่อมหาวิทยาลัยมหาสารคาม เพื่อเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร

ปริญญาปรัชญาดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อมอย่างยั่งยืน

มิถุนายน 2568

ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยมหาสารคาม

Treatment of Landfill Leachate by Using Coagulation and Fenton Processes



Sukanya Chomchuen

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of Requirements
for Doctor of Philosophy (Sustainable Environmental Management)

June 2025

Copyright of Mahasarakham University



คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ได้พิจารณาวิทยานิพนธ์ของนางสาวสุกัญญา ชมชื่น แล้วเห็นสมควรรับเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาปรัชญาดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อมอย่างยั่งยืน ของมหาวิทยาลัยมหาสารคาม

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

ประธานกรรมการ

(รศ. ดร. กิติโรจน์ หวันตาхла)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

(ผศ. ดร. สุนันทา เลาว์ณยศิริ)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม

(ดร. เรวดี อนุวัฒนา)

กรรมการ

(รศ. ดร. จิตติมา ประสาระเอ)

กรรมการ

(ดร. ชฤพนธ์ เจริญสุข)

กรรมการ

(ผศ. ดร. พลกฤษณ์ จิตรโต)

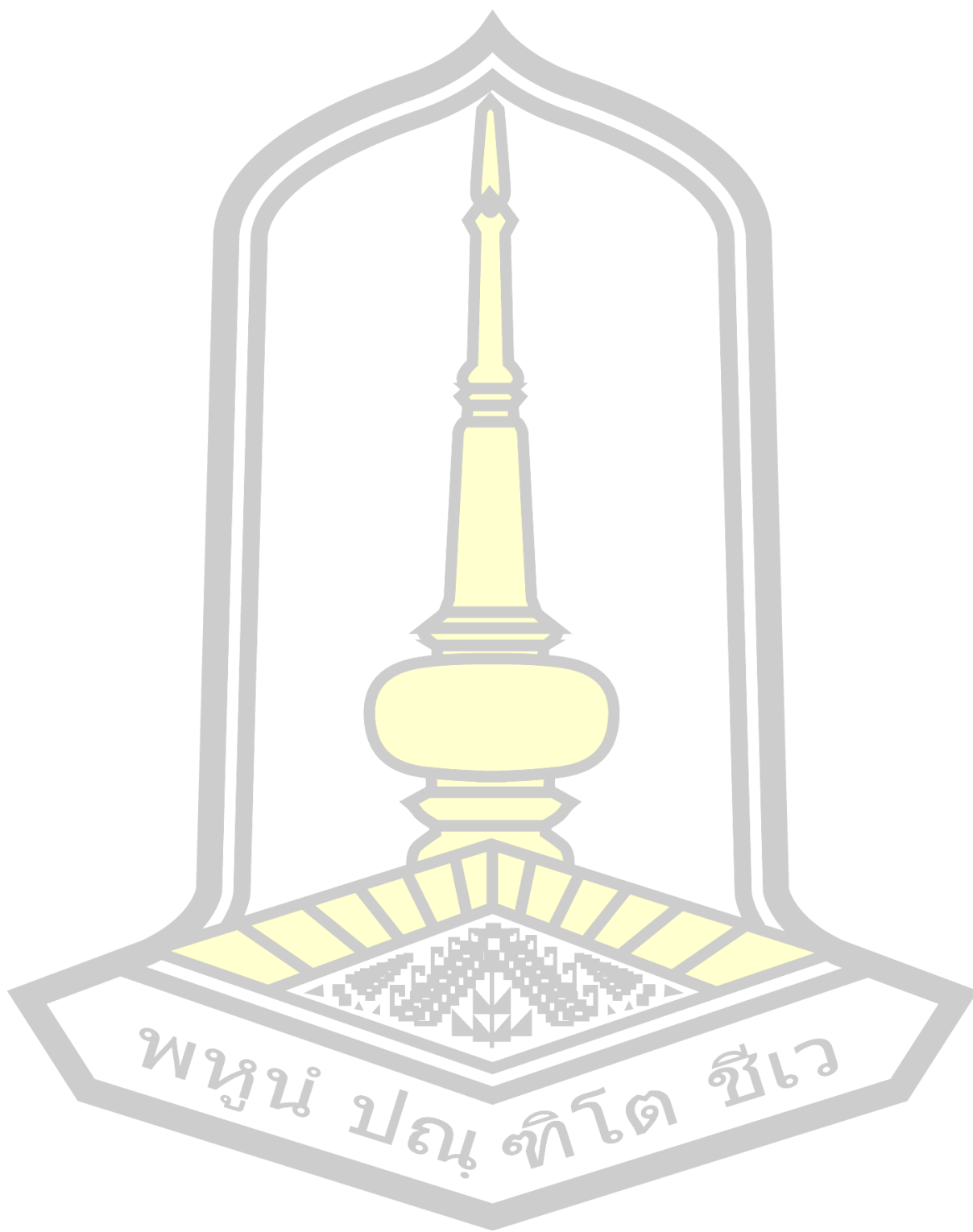
มหาวิทยาลัยอนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา ปรัชญาดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อมอย่างยั่งยืน ของมหาวิทยาลัยมหาสารคาม

(รศ. ดร. อติศักดิ์ สิงห์สีโว)

คณบดีคณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์

(ผศ. ดร. พลเดช เขาวรัตน์)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย



พหุ ประโยชน์ โท ชีวะ

ชื่อเรื่อง	การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและเฟนตัน		
ผู้วิจัย	สุกัญญา ชมชื่น		
อาจารย์ที่ปรึกษา	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ สุนันทา เลาว์ณยศิริ ดร. เรวดี อนุวัฒนา		
ปริญญา มหาวิทยาลัย	ปรัชญาดุษฎีบัณฑิต มหาวิทยาลัยมหาสารคาม	สาขาวิชา ปีที่พิมพ์	การจัดการสิ่งแวดล้อมอย่างยั่งยืน 2568

บทคัดย่อ

น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเป็นน้ำเสียที่มีองค์ประกอบซับซ้อนและมีค่าความสกปรกสูง ประกอบด้วยสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ และโลหะหนัก ซึ่งมีผลทำให้การบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพไม่มีประสิทธิภาพ งานวิจัยนี้จึงมุ่งศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการเฟนตัน โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบ โดยเปรียบเทียบการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ได้แก่ สารส้ม (Alum) เพอร์คลอไรด์ (FeCl_3) และสารเร่งตกตะกอนจากวัสดุธรรมชาติของสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) (TISTR) ที่ pH 4-9 และระยะเวลาตกตะกอน 30-150 นาที ศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมของกระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วนโดยโมล $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 1:1, 3:1, 5:1, 10:1, 15:1 และ 20:1 ที่ pH 2, 3 และ 4 และระยะเวลาการตกตะกอน 30-150 นาที ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน และการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้สภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันและเฟนตัน ศึกษาลักษณะทางกายภาพและเคมีของกากตะกอนที่ได้จากกระบวนการโคแอกกูเลชันและเฟนตัน และศึกษาความคุ้มค่าเชิงเศรษฐศาสตร์ โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการผลิตและต้นทุนการใช้สารเร่งตกตะกอนสารส้ม (Alum) เพอร์คลอไรด์ (FeCl_3) และสารเร่งตกตะกอนจากวัสดุธรรมชาติ ของสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) (TISTR)

ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมที่สุดในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่าการใช้สารเร่งตกตะกอนที่ความเข้มข้น 5 g/L และเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ pH แตกต่างกัน โดยสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุดที่ pH 6

และสารเร่งตกตะกอน TISTR มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุดที่ pH 7 โดยสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัดความขุ่น สี และ Chemical Oxygen Demand (COD) ตามลำดับ เหลือเท่ากับ 10.23 ± 0.02 NTU (ร้อยละ 92.66), 50.34 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 65.29) และ $12,800 \pm 529.15$ mg/L (ร้อยละ 84.82) ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการบำบัด Pb, Ni และ Mn ได้สูงสุดที่ pH 8 บำบัดได้ 0.18 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 91.70), 0.15 ± 0.00 mg/L (ร้อยละ 92.97) และ 0.53 mg/L (ร้อยละ 90.19) ตามลำดับ ในขณะที่สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถบำบัดความขุ่น สี และ COD ตามลำดับ เหลือเท่ากับ 2.41 ± 0.01 NTU (ร้อยละ 98.40), 61.08 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 61.81) และ $21,400 \pm 155346.41$ mg/L (ร้อยละ 71.02) ตามลำดับ และสามารถบำบัด Cr ได้สูงสุดที่ pH 9 เหลือเท่ากับ 0.20 ± 0.02 mg/L (ร้อยละ 91.71) สำหรับสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถบำบัดความขุ่น สี Total Dissolved Solids (TDS) และ COD ตามลำดับ เหลือเท่ากับ 12.40 ± 0.26 NTU (ร้อยละ 90.72), 34.81 ± 0.04 ADMI (ร้อยละ 74.99), $5,548.33 \pm 4.73$ mg/L (ร้อยละ 7.75) และ $40,066.67 \pm 115.47$ mg/L (ร้อยละ 62.67) ตามลำดับ และสามารถลด Cr ได้สูงสุดที่ pH 7 เหลือเท่ากับ 0.51 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 48.25) สำหรับการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่าการใช้สารเร่งตกตะกอนที่ความเข้มข้น 10 g/L ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เป็นสภาวะที่เหมาะสมที่สุดในการบำบัด โดยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR มีประสิทธิภาพสูงสุดที่ pH 7 ส่วนสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 มีประสิทธิภาพสูงสุดที่ pH 6 ในการศึกษาสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถลดความขุ่น สี และ COD ตามลำดับ เหลือเท่ากับ 26.29 ± 0.17 NTU (ร้อยละ 78.53), 483.53 ± 0.03 ADMI (ร้อยละ 52.56) และ $1,886.67 \pm 41.63$ mg/L (ร้อยละ 75.87) ตามลำดับ นอกจากนี้มีประสิทธิภาพบำบัด Mn ที่ pH 7 ได้เท่ากับ 0.0058 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 77.58) บำบัด Ni ได้เท่ากับ 0.0563 ± 0.0020 mg/L (ร้อยละ 79.92) บำบัด Pb ที่ pH 6 บำบัดได้เท่ากับ 0.0267 ± 0.0022 mg/L (ร้อยละ 88.13) ส่วนสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดความขุ่น สี และ COD ตามลำดับ เหลือเท่ากับ 101.17 ± 1.44 NTU (ร้อยละ 42.52), 377.24 ± 0.03 ADMI (ร้อยละ 62.98) และ $2,006.67 \pm 11.55$ mg/L (ร้อยละ 79.30) ตามลำดับ และสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถบำบัด Cr ได้เท่ากับ 0.0082 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 66.76) สำหรับสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สามารถลดความขุ่น สี และ COD ตามลำดับ เหลือเท่ากับ 56.67 ± 3.21 NTU (ร้อยละ 61.28), 372.85 ± 0.01 ADMI (ร้อยละ 77.72) และ $2,546.67 \pm 6.19$ mg/L (ร้อยละ 69.63) ตามลำดับ นอกจากนี้สารเร่งตกตะกอนยังสามารถบำบัด Cr ได้สูงสุดที่ pH 7 บำบัดได้เท่ากับ 0.102 ± 0.0001 mg/L (ร้อยละ 82.43)

ผลการศึกษาอัตราส่วนที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาเฟนตันในน้ำชะขยะสังเคราะห์ คืออัตราส่วนโดยโมล $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 10:1 ความเข้มข้นของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ที่ pH 3 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที โดย $[Fe] = 31.69[COD]$ และอัตราส่วน $[H_2O_2] = 26.16[COD]$ เป็นสัดส่วนที่ก่อให้เกิดประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัดความขุ่น Total Suspended Solids (TSS) Chemical Oxygen Demand COD Biochemical Oxygen Demand (BOD) และสี ตามลำดับ เหลือเท่ากับ 8.64 ± 0.04 NTU (ร้อยละ 17.42), 16.38 mg/L (ร้อยละ 15.80), $22,000 \pm 400$ mg/L (ร้อยละ 74.52), $14,494.66 \pm 263.54$ mg/L (ร้อยละ 74.52) และ 289.87 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 55.78) ตามลำดับ สามารถบำบัด Mn เหลือเท่ากับ 1.19 ± 0.09 mg/L (ร้อยละ 66.26) บำบัด Pb สูงสุดเหลือเท่ากับ 0.97 ± 0.14 mg/L (ร้อยละ 44.74) บำบัด Ni เหลือเท่ากับ 1.01 ± 0.05 mg/L (ร้อยละ 34.61) และบำบัด Cr เหลือเท่ากับ 0.48 ± 0.03 mg/L ร้อยละ 33.47) สภาวะที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดของกระบวนการเฟนตันในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่าสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดสี และ COD ได้แก่ อัตราส่วนโดยโมล $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ที่ pH 3 และระยะเวลาการตกตะกอน 150 นาที พบว่าการบำบัด COD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์อัตราส่วนความเข้มข้นของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 8:1 mg/L โดย $[Fe] = 0.42[COD]$ และอัตราส่วน $[H_2O_2] = 2.97[COD]$ มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด COD เหลือเท่ากับ 183.33 ± 4.16 mg/L (ร้อยละ 84.01) และมีประสิทธิภาพในการบำบัดสี เหลือเท่ากับ 441.49 ± 0.44 ADMI mg/L (ร้อยละ 62.01)

ผลการศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยเฟนตัน (Alum-Fenton) สามารถลดค่า COD และ BOD เหลืออยู่ที่ $1,246.67 \pm 122.20$ และ 788.77 ± 52.75 mg/L ตามลำดับ และลดสีของน้ำชะขยะสังเคราะห์เหลือเท่ากับ 357.29 ± 0.03 ADMI แต่ไม่สามารถลดความขุ่น และ TSS ได้ การบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน ($FeCl_3$ -Fenton) สามารถลดความขุ่น และ TSS ได้สูง เหลือเท่ากับ 158 ± 1.00 NTU และ 294.23 ± 1.86 mg/L ตามลำดับ แต่ไม่สามารถลด COD และ BOD ได้ สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามกระบวนการเฟนตัน (TISTR-Fenton) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลด COD เหลือเท่ากับ 606.67 ± 46.19 mg/L และลด BOD เหลือเท่ากับ 419.28 ± 1.54 mg/L และสามารถลดสีของน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ดีที่สุด เหลือเท่ากับ 183.01 ± 0.03 ADMI และลดความขุ่น และ TSS เหลือเท่ากับ

340.33±0.17 NTU และ 632.44±0.32 mg/L ตามลำดับ

ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเพนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR (Fenton-TISTR) มีประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น และ TSS เท่ากับร้อยละ 97.97 และ 97.90 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพบำบัดสี COD และ BOD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เท่ากับร้อยละ 61.05, 17.36 และ 15.36 ตามลำดับ สำหรับกระบวนการเพนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl₃ (Fenton- FeCl₃) มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น และ TSS เท่ากับ ร้อยละ 97.44 และ 97.43 ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการบำบัดสี COD และ BOD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เท่ากับ ร้อยละ 70.57, 22.92 และ 21.39 ตามลำดับ ส่วนกระบวนการเพนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum (Fenton-Alum) มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น และ TSS เท่ากับร้อยละ 65.07 และ 64.79 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพบำบัดสี COD และ BOD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เท่ากับร้อยละ 77.72, 10.42 และ 8.84 ตามลำดับ สำหรับประสิทธิภาพในการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยเพนตัน (TISTR-Fenton) มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น และ TSS เท่ากัน เท่ากับร้อยละ 92.4 และมีประสิทธิภาพบำบัดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์เท่ากับร้อยละ 29.08 ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl₃ ตามด้วยเพนตัน (FeCl₃ - Fenton) มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่นและ TSS เท่ากัน เท่ากับร้อยละ 42.99 และมีประสิทธิภาพในการบำบัดสีร้อยละ 63.07 สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยเพนตัน (Alum -Fenton) ไม่สามารถลดความขุ่น และ TSS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ สำหรับกระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันในน้ำชะขยะสังเคราะห์ พบว่ากระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR (Fenton-TISTR) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลดความขุ่น และ TSS โดยลดความขุ่นเหลือเท่ากับ 545.03±0.00 NTU (ร้อยละ 97.97) ลด TSS เหลือเท่ากับ 1,002.83±0.50 mg/L (ร้อยละ 97.90) ส่วนในการบำบัดสีด้วยกระบวนการเพนตันตามด้วยโคแอกกูเลชัน Alum ตามด้วยเพนตัน (Fenton-Alum) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัดสี สามารถลดสีลงเหลือ 545.84±0.01 ADMI (ร้อยละ 77.72) สำหรับกระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl₃ (Fenton- FeCl₃) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลด COD และ BOD เหลือเท่ากับ 2200±80 mg/L (ร้อยละ 22.92) และ 1322.64±5.06 (ร้อยละ 221.39) ตามลำดับ ในขณะที่การใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเพนตันส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น และ TSS ลดลง โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสาร TISTR ตามด้วยเพนตัน (TISTR-Fenton) สามารถลดความขุ่น และ TSS ลงเหลือ 340.33±0.17 NTU (ร้อยละ 92.4) และ 632.44±46.19 mg/L (ร้อยละ 92.4) ตามลำดับ

ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสาร Alum ตามด้วยเฟนตัน (Alum-Fenton) มีประสิทธิภาพในการลดสีลง โดยบำบัดสีลงเหลือ 357.29 ± 0.03 (ร้อยละ 56.77) กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสาร FeCl_3 ตามด้วยเฟนตัน (FeCl_3 -Fenton) ส่งผลให้ COD และ BOD เพิ่มสูงขึ้น จากผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าลำดับขั้นตอนกระบวนการมีผลต่อประสิทธิภาพอย่างมีนัยสำคัญ โดยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย FeCl_3 และ TISTR (Fenton- FeCl_3 และ Fenton-TISTR) ให้ผลดีที่สุดในการลดความขุ่น สี TSS COD และ BOD เนื่องจากกลไกของกระบวนการเฟนตันช่วยออกซิไดซ์สารอินทรีย์ก่อนเข้าสู่กระบวนการโคแอกกูเลชันได้อย่างมีประสิทธิภาพ สำหรับประสิทธิภาพการบำบัด Cr, Mn, Ni และ Pb ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR (Fenton-TISTR) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลด Cr และ Pb เหลือเท่ากับ 0.0436 mg/L (ร้อยละ 92.37) และ 0.1604 mg/L (ร้อยละ 49.85) ตามลำดับ ส่วนกระบวนการเฟนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum (Fenton-Alum) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลด Mn เหลือเท่ากับ 0.3576 mg/L (ร้อยละ 84.65) และพบว่าสารเร่งตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด มีประสิทธิภาพบำบัด Ni ใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง ร้อยละ 89.45–89.91 สำหรับการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ตามด้วยเฟนตัน (FeCl_3 -Fenton) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลดความขุ่นเหลือเท่ากับ 3.10 NTU ในขณะที่กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยเฟนตัน (TISTR-Fenton) มีประสิทธิภาพสูงสุดลด TSS เหลือเท่ากับ 5.19 mg/L ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยเฟนตัน (Alum-Fenton) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลด COD และ BOD เหลือ 485.33 และ 319.57 mg/L ตามลำดับ ในขณะที่การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (Fenton- FeCl_3) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลดความขุ่น ร้อยละ 90.87 ลด COD ร้อยละ 78.95 และบำบัด Cr และ Mn ได้สูงสุดเท่ากับ ร้อยละ 84.44 และ 81.48 ตามลำดับ เมื่อเทียบกับการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ซึ่งมีประสิทธิภาพบำบัดน้อยกว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ทั้งนี้การใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน (Coagulation-Fenton) แม้จะมีข้อดีบางประการ เช่น การลด BOD และ COD ได้ดีเมื่อใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ซึ่งมีประสิทธิภาพบำบัด BOD และ COD ร้อยละ 91.89 และ 92.50 ตามลำดับ แต่กลับมีประสิทธิผลลดลง เมื่อใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Fenton-Coagulation) ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัด COD และ BOD ลดลงเหลือร้อยละ 31.96 และ 32.06 ตามลำดับ เนื่องจากข้อจำกัดด้าน pH ที่ส่งผลต่อการตกตะกอนของสารอินทรีย์ขนาดเล็ก สำหรับการลดสีในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน (Coagulation-Fenton) โดยใช้สารเร่งตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด มีประสิทธิภาพในการบำบัดสีสูงสุด โดยเฉพาะการใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (FeCl_3 -Fenton)

มีประสิทธิภาพสูงสุดเท่ากับ ร้อยละ 96.96 ในด้านการลดโลหะหนักในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ตามด้วยเฟนตัน (FeCl_3 -Fenton) ให้ประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด Cr และ Mn เท่ากับ ร้อยละ 82.69 และ 82.35 ตามลำดับ ในขณะที่กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยเฟนตัน (Alum-Fenton) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด Ni ร้อยละ 9.66 และกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยเฟนตัน (TISTR-Fenton) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด Pb ร้อยละ 39.3 จากผลทั้งหมดนี้แสดงให้เห็นว่า ลำดับกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะและชนิดของสารเร่งตกตะกอนเป็นปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะอย่างมีนัยสำคัญ และสามารถใช้เป็นแนวทางพัฒนาเทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียในอนาคตได้อย่างเหมาะสม

ผลการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของสารเร่งตกตะกอนและตะกอนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการเฟนตันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยเครื่อง Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) พบว่าสารเร่งตกตะกอน Alum มีหมู่ฟังก์ชันหลักคือ O-H, H-O-H, S=O และ Al-O ส่วนสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 มีหมู่ฟังก์ชันหลักคือ Fe-Cl สำหรับสารเร่งตกตะกอน TISTR พบว่าประกอบด้วยหมู่ O-H, S=O และพันธะโลหะ-ออกซิเจน (Al-O, Fe-O) โดยผลวิเคราะห์ด้วย Scanning Electron Microscope/ Energy Dispersive X-ray Spectroscopy พบสารประกอบ Aluminum oxide (Al_2O_3), Silicon dioxide (SiO_2) และ Calcium oxide (CaO) เป็นองค์ประกอบหลัก ร้อยละ 53.00, 26.87 และ 11.61 ตามลำดับ ซึ่งเป็นลักษณะของวัสดุคล้ายซีโอไลต์ที่มีคุณสมบัติดูดซับโลหะหนักได้ดี สำหรับองค์ประกอบของสารเร่งตกตะกอน TISTR หลังการนำไปบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่าสารประกอบ Aluminum oxide (Al_2O_3) และ Silicon dioxide (SiO_2) ลดลงเหลือร้อยละ 38.48 และ 19.61 ส่วน Calcium oxide (CaO) เพิ่มขึ้นเป็น ร้อยละ 20.23 ผลการศึกษาปริมาณโลหะหนักในตะกอนจากการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR พบว่ามี Mn สะสมสูงสุดในตะกอน ที่ pH 8 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เท่ากับ 0.4594 ± 0.008 mg Mn/g ตะกอน พบการสะสม Cr สูงสุดที่ pH 5 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เท่ากับ 0.0256 ± 0.012 mg Cr/g ตะกอน พบการสะสม Ni สูงสุดที่ pH 8 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เท่ากับ 0.0235 mg Ni/g ตะกอน ขณะที่พบการสะสม Pb สูงสุดที่ pH 7 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เท่ากับ 0.1271 mg Pb/g ตะกอน สำหรับผลการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตะกอนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการเฟนตันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยเครื่อง Scanning Electron Microscope/ Energy Dispersive X-ray Spectroscopy (SEM/EDX) พบว่ามีลักษณะเป็นก้อนขนาดเล็กเกาะติดกันเป็นก้อนกลมรี คล้ายผลึกแมงกานีสออกไซด์ (MnO) โดยมีองค์ประกอบหลักที่ตรวจพบ ได้แก่ Calcium oxide ร้อยละ 55.24

และ Manganese oxide ร้อยละ 21.28 และจากการวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักในตะกอนทุกอัตราส่วนเฟนตันด้วยเทคนิค Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS) ไม่พบการสะสมของ Cr, Mn และ Ni ในตะกอน พบเฉพาะ Pb เท่ากับ 0.1588 ± 0.03 mg Pb/g ตะกอนเฟนตัน ที่อัตราส่วนโดยโมลของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 15:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และพบในตะกอนเฟนตันที่อัตราส่วนโดยโมลของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 10:1 พบการสะสมของ Pb เท่ากับ 0.1469 ± 0.1222 mg Pb/g ตะกอนเฟนตัน

ผลการศึกษาความคุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์จากการประเมินต้นทุนของการใช้สารเคมีและไฟฟ้าในกระบวนการโคแอกกูเลชันและเฟนตัน พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน Alum มีต้นทุนการบำบัด 0.34 บาท/ลิตร กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน FeCl_3 มีต้นทุนการบำบัด 13.14 บาท/ลิตร กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน TISTR มีต้นทุนการบำบัด 0.56 บาท/ลิตร และกระบวนการเฟนตัน มีต้นทุนการบำบัดเท่ากับ 4.92 บาท/ลิตร ทั้งนี้สารเร่งตกตะกอน TISTR มีศักยภาพสูงทั้งในด้านประสิทธิภาพการบำบัดและความคุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์ จึงเป็นทางเลือกที่เหมาะสมในการนำไปใช้บำบัดน้ำชะขยะในอนาคต

คำสำคัญ : โคแอกกูเลชัน เฟนตัน ประสิทธิภาพการบำบัด น้ำชะขยะ น้ำชะขยะสังเคราะห์



TITLE	Treatment of Landfill Leachate by Using Coagulation and Fenton Processes		
AUTHOR	Sukanya Chomchuen		
ADVISORS	Assistant Professor Sunantha Laowansiri , Ph.D. Rewadee Anuwattana , Ph.D.		
DEGREE	Doctor of Philosophy	MAJOR	Sustainable Environmental Management
UNIVERSITY	Maharakham University	YEAR	2025

ABSTRACT

Landfill leachate is a dark-colored wastewater with a complex composition and high levels of pollution. It contains organic matter, inorganic substances, and heavy metals, which significantly reduce the effectiveness of biological treatment processes. This research aims to investigate the treatment of both synthetic leachate and actual landfill leachate using Coagulation and Fenton processes. The objectives are to evaluate the treatment efficiency of these two types of leachates by comparing different coagulants: alum ($Al_2(SO_4)_3$), ferric chloride ($FeCl_3$), and a natural coagulant developed by the Thailand Institute of Scientific and Technological Research (TISTR), under pH conditions ranging from 4 to 9 and sedimentation times from 30 to 150 minutes. The study also explores the optimal conditions and influencing factors of the Fenton process, using molar ratios of $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ at 1:1, 3:1, 5:1, 10:1, 15:1, and 20:1, at pH levels of 2, 3, and 4, and sedimentation times between 30 and 150 minutes. Furthermore, the research assesses the treatment performance of both synthetic and actual landfill leachate using two treatment sequences: Coagulation followed by Fenton, and Fenton followed by Coagulation, under the respective optimal conditions. In addition, the physical and chemical characteristics of the sludge generated from both processes are examined, along with an economic evaluation comparing the production and

chemical costs associated with the use of alum, ferric chloride, and the TISTR natural coagulant.

The study on the optimal conditions for treating synthetic leachate using the Coagulation process found that the best performance was achieved with a coagulant dosage of 5 g/L and a sedimentation time of 150 minutes, under varying pH levels. Alum and FeCl_3 showed the highest treatment efficiency at pH 6, while the TISTR coagulant was most effective at pH 7. Under these conditions, alum reduced turbidity, color, and chemical oxygen demand (COD) to 10.23 ± 0.02 NTU (92.66%), 50.34 ± 0.02 ADMI (65.29%), and $12,800 \pm 529.15$ mg/L (84.82%), respectively. Additionally, alum demonstrated the highest removal efficiencies for Pb, Ni, and Mn at pH 8, reducing concentrations to 0.18 ± 0.01 mg/L (91.70%), 0.15 ± 0.00 mg/L (92.97%), and 0.53 mg/L (90.19%), respectively. In contrast, FeCl_3 reduced turbidity, color, and COD to 2.41 ± 0.01 NTU (98.40%), 61.08 ± 0.02 ADMI (61.81%), and $21,400 \pm 15,346.41$ mg/L (71.02%), respectively, and achieved the highest Cr removal at pH 9, lowering its concentration to 0.20 ± 0.02 mg/L (91.71%). The TISTR coagulant reduced turbidity, color, total dissolved solids (TDS), and COD to 12.40 ± 0.26 NTU (90.72%), 34.81 ± 0.04 ADMI (74.99%), $5,548.33 \pm 4.73$ mg/L (7.75%), and $40,066.67 \pm 115.47$ mg/L (62.67%), respectively. It also demonstrated the highest Cr removal at pH 7, reducing its concentration to 0.51 ± 0.01 mg/L (48.25%). For the treatment of actual landfill leachate, the optimal conditions were found to be a coagulant dosage of 10 g/L and a sedimentation time of 150 minutes. Alum and TISTR showed the highest efficiency at pH 7, while FeCl_3 was most effective at pH 6. Under these conditions, alum reduced turbidity, color, and COD to 26.29 ± 0.17 NTU (78.53%), 483.53 ± 0.03 ADMI (52.56%), and $1,886.67 \pm 41.63$ mg/L (75.87%), respectively. It also achieved Mn removal of 0.0058 ± 0.0002 mg/L (77.58%) and Ni removal of 0.0563 ± 0.0020 mg/L (79.92%) at pH 7, and Pb removal of 0.0267 ± 0.0022 mg/L (88.13%) at pH 6. The TISTR coagulant reduced turbidity, color, and COD to 101.17 ± 1.44 NTU (42.52%), 377.24 ± 0.03 ADMI (62.98%), and $2,006.67 \pm 11.55$ mg/L (79.30%), respectively. It also achieved Cr removal of 0.0082 ± 0.0002 mg/L (66.76%). FeCl_3 at 10 g/L and pH 6, with a sedimentation time of 150 minutes, reduced

turbidity, color, and COD to 56.67 ± 3.21 NTU (61.28%), 372.85 ± 0.01 ADMI (77.72%), and $2,546.67 \pm 6.19$ mg/L (69.63%), respectively. Moreover, FeCl_3 demonstrated the highest Cr removal at pH 7, reducing its concentration to 0.102 ± 0.0001 mg/L (82.43%).

The optimal molar ratio for the Fenton reaction in synthetic leachate treatment was found to be $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2] = 10:1$, with concentrations of 8 mg/L Fe^{2+} and 10 mg/L H_2O_2 at pH 3 and a sedimentation time of 150 minutes. At this condition, the calculated ratios were $[\text{Fe}] = 31.69[\text{COD}]$ and $[\text{H}_2\text{O}_2] = 26.16[\text{COD}]$, which yielded the highest removal efficiencies for turbidity, total suspended solids (TSS), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), and color, reducing these parameters to 8.64 ± 0.04 NTU (17.42%), 16.38 mg/L (15.80%), $22,000 \pm 400$ mg/L (74.52%), $14,494.66 \pm 263.54$ mg/L (74.52%), and 289.87 ± 0.02 ADMI (55.78%), respectively. Heavy metal removal under these conditions was also effective, with Mn reduced to 1.19 ± 0.09 mg/L (66.26%), Pb to 0.97 ± 0.14 mg/L (44.74%), Ni to 1.01 ± 0.05 mg/L (34.61%), and Cr to 0.48 ± 0.03 mg/L (33.47%). For actual landfill leachate, the optimal condition for color and COD removal by the Fenton process was also observed at the molar ratio $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2] = 10:1$, with concentrations of 8 mg/L Fe^{2+} and 10 mg/L H_2O_2 at pH 3 and a sedimentation time of 150 minutes. However, COD removal was most efficient when using a concentration ratio of $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2] = 8:1$ mg/L, corresponding to $[\text{Fe}] = 0.42[\text{COD}]$ and $[\text{H}_2\text{O}_2] = 2.97[\text{COD}]$, reducing COD to 183.33 ± 4.16 mg/L (84.01%) and color to 441.49 ± 0.44 ADMI (62.01%).

The treatment of synthetic leachate using the coagulation process with alum, followed by the Fenton process (Alum-Fenton), resulted in the reduction of COD and BOD to $1,246.67 \pm 122.20$ mg/L and 788.77 ± 52.75 mg/L, respectively. The process also reduced the color to 357.29 ± 0.03 ADMI. However, it was ineffective in reducing turbidity and total suspended solids (TSS). In the case of coagulation using ferric chloride followed by the Fenton process (FeCl_3 -Fenton), significant reductions in turbidity and TSS were observed, decreasing to 158 ± 1.00 NTU and 294.23 ± 1.86

mg/L, respectively. However, this combination did not effectively reduce COD and BOD concentrations. The coagulation process using the TISTR coagulant followed by Fenton treatment (TISTR–Fenton) showed the highest efficiency in reducing COD and BOD, lowering them to 606.67 ± 46.19 mg/L and 419.28 ± 1.54 mg/L, respectively. It also achieved the most significant reduction in color to 183.01 ± 0.03 ADMI, and decreased turbidity and TSS to 340.33 ± 0.17 NTU and 632.44 ± 0.32 mg/L, respectively.

Comparison of Treatment Efficiency between Fenton–Coagulation and Coagulation–Fenton Processes Using Various Coagulants for Synthetic and Actual Landfill Leachate The treatment of synthetic leachate using the Fenton process followed by coagulation with TISTR coagulant (Fenton–TISTR) demonstrated the highest removal efficiencies for turbidity and total suspended solids (TSS), at 97.97% and 97.90%, respectively. This process also achieved color, COD, and BOD removal efficiencies of 61.05%, 17.36%, and 15.36%, respectively. The Fenton– FeCl_3 process showed similar efficiency in removing turbidity and TSS (97.44% and 97.43%, respectively), and provided better removal of color, COD, and BOD at 70.57%, 22.92%, and 21.39%, respectively. In contrast, the Fenton–Alum process achieved lower turbidity and TSS removals (65.07% and 64.79%, respectively), but exhibited the highest color removal at 77.72%, while COD and BOD removal were 10.42% and 8.84%, respectively. In the Coagulation–Fenton configuration, the TISTR–Fenton process provided identical removal efficiencies of 92.4% for both turbidity and TSS, while achieving a color removal of 29.08%. The FeCl_3 –Fenton process achieved 42.99% removal for both turbidity and TSS and 63.07% for color. The Alum–Fenton process did not effectively reduce turbidity or total suspended solids (TSS), but achieved 56.77% color removal. Among all configurations, the Fenton–TISTR process achieved the highest reductions in turbidity and TSS, lowering turbidity to 545.03 ± 0.00 NTU (97.97%) and TSS to $1,002.83 \pm 0.50$ mg/L (97.90%). In terms of color removal, the Fenton–Alum process performed best, reducing color to 545.84 ± 0.01 ADMI (77.72%). The Fenton– FeCl_3 process achieved the highest COD and BOD reductions, lowering COD to $2,200 \pm 80$ mg/L (22.92%) and BOD to $1,322.64 \pm 5.06$ mg/L (21.39%). In contrast, the Coagulation–Fenton processes generally exhibited lower

turbidity and TSS removal. For example, TISTR–Fenton reduced turbidity and TSS to 340.33 ± 0.17 NTU and 632.44 ± 46.19 mg/L (92.4%, respectively), while Alum–Fenton remained effective for color reduction (357.29 ± 0.03 ADMI; 56.77%). However, FeCl_3 –Fenton resulted in increased COD and BOD, indicating process inefficiency in this configuration. These findings highlight that the order of treatment has a significant influence on overall performance. The Fenton– FeCl_3 and Fenton–TISTR sequences provided superior results in removing turbidity, color, TSS, COD, and BOD, likely due to the oxidative capacity of Fenton's reagent that effectively breaks down organics before coagulation. In heavy metal removal, the Fenton–TISTR process achieved the highest removal efficiencies for Cr (0.0436 mg/L, 92.37%) and Pb (0.1604 mg/L, 49.85%). The Fenton–Alum process was most effective for Mn (0.3576 mg/L, 84.65%). All three coagulants exhibited comparable Ni removal (89.45–89.91%). In treating actual landfill leachate, the FeCl_3 –Fenton process achieved the best turbidity reduction (3.10 NTU), while TISTR–Fenton showed the most significant TSS reduction (5.19 mg/L). The Alum–Fenton process provided the most effective COD and BOD removal, reducing them to 485.33 mg/L and 319.57 mg/L, respectively. The Fenton– FeCl_3 process demonstrated the highest removal of turbidity (90.87%), COD (78.95%), Cr (84.44%), and Mn (81.48%) compared to TISTR and Alum. Although the Coagulation–Fenton configuration presented some advantages—such as excellent COD and BOD reduction using TISTR (91.89% and 92.50%, respectively)—its overall performance declined when compared to the Fenton–Coagulation configuration, particularly for COD and BOD (only 31.96% and 32.06%). This reduction was likely due to the limitations of organic matter flocculation under low pH conditions following the Fenton reaction. In terms of color removal, Coagulation–Fenton using all three coagulants achieved excellent performance, with FeCl_3 –Fenton showing the highest color removal at 96.96%. For heavy metal reduction in actual landfill leachate, the FeCl_3 –Fenton process yielded the best results for Cr and Mn (82.69% and 82.35%, respectively), while Alum–Fenton and TISTR–Fenton performed best for Ni (79.66%) and Pb (39.30%), respectively. These findings confirm that both the treatment sequence and type of coagulant are critical factors that significantly affect leachate treatment efficiency and can guide future development of effective

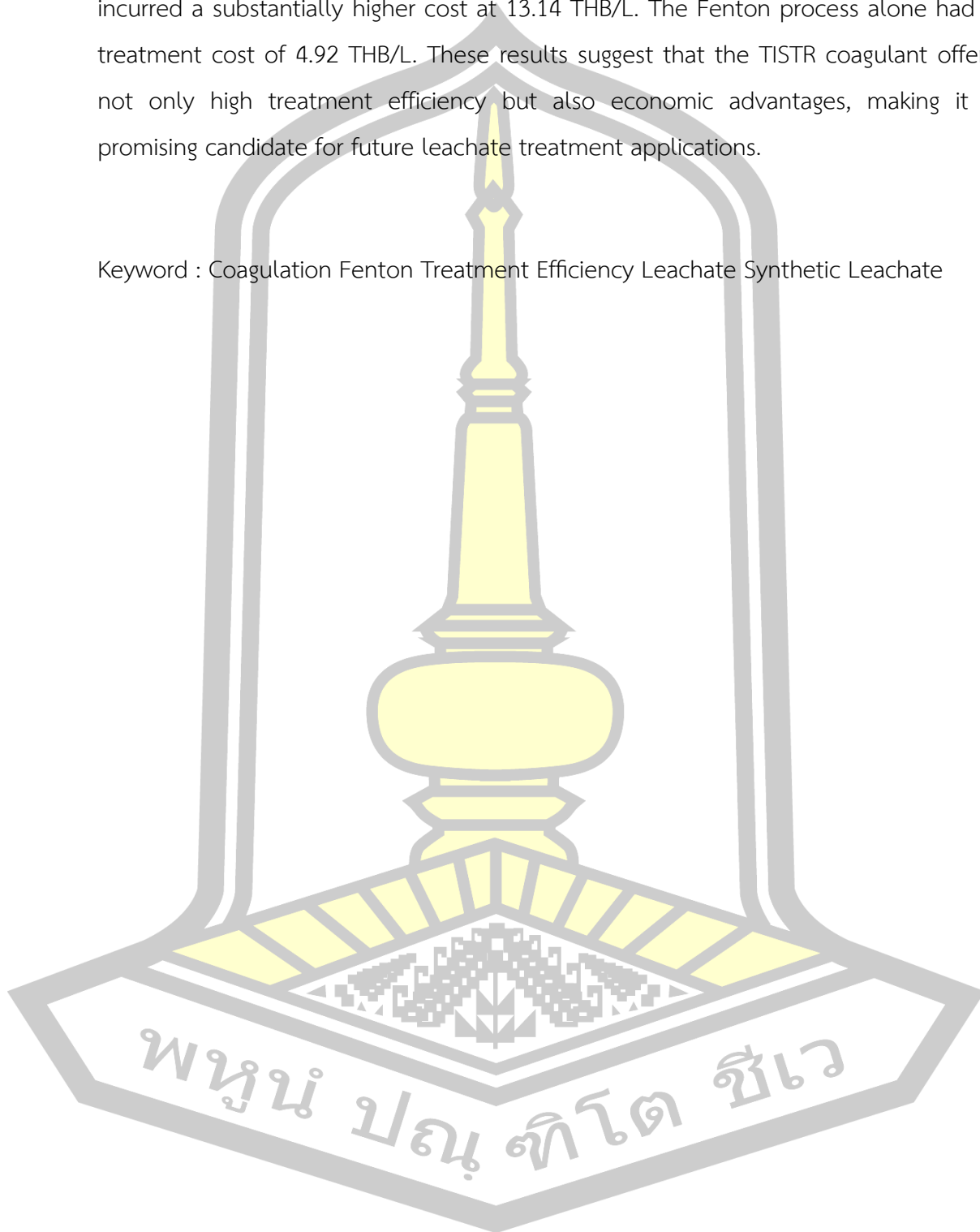
leachate treatment technologies.

The physical characteristics of the coagulants and the sludge generated from the Fenton process in landfill leachate were analyzed using Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR). The analysis revealed that the primary functional groups in the Alum coagulant included O–H, H–O–H, S=O, and Al–O. For FeCl₃, the leading functional group identified was Fe–Cl. The TISTR coagulant was found to contain O–H, S=O, and metal–oxygen bonds (Al–O, Fe–O). Scanning Electron Microscope/Energy Dispersive X-ray Spectroscopy (SEM/EDX) analysis of TISTR revealed that its major components were aluminum oxide (Al₂O₃), silicon dioxide (SiO₂), and calcium oxide (CaO), with proportions of 53.00%, 26.87%, and 11.61%, respectively. These constituents are typical of zeolite-like materials, which have a high capacity for adsorbing heavy metals. After treating actual landfill leachate, the composition of the TISTR coagulant changed: the Al₂O₃ and SiO₂ contents decreased to 38.48% and 19.61%, respectively, while the CaO content increased to 20.23%. Heavy metal accumulation in the sludge resulting from coagulation using TISTR was also examined. The highest accumulation of Mn (0.4594 ± 0.008 mg Mn/g sludge) occurred at pH 8 after 150 minutes of settling. Cr accumulation peaked at pH 5 (0.0256 ± 0.012 mg Cr/g sludge), Ni at pH 8 (0.0235 mg Ni/g sludge), and Pb at pH 7 (0.1271 mg Pb/g sludge), all after 150 minutes of settling. SEM/EDX analysis of sludge produced from the Fenton process in actual landfill leachate showed small, aggregated, oval-shaped particles resembling manganese oxide (MnO) crystals. The main constituents detected were calcium oxide (55.24%) and manganese oxide (21.28%). Heavy metal accumulation in Fenton sludge was analyzed using Atomic Absorption Spectrophotometry (AAS). No accumulation of Cr, Mn, or Ni was detected across all Fenton molar ratios. However, Pb was found in the Fenton sludge at 0.1588 ± 0.03 mg Pb/g at a [Fe²⁺]:[H₂O₂] molar ratio of 15:1 and 0.1469 ± 0.1222 mg Pb/g at a 10:1 ratio, both after 150 minutes of settling.

The cost-effectiveness of each treatment method was assessed based on chemical and electricity consumption. Coagulation using Alum had the lowest

treatment cost at 0.34 THB/L, followed by TISTR at 0.56 THB/L. In contrast, FeCl_3 incurred a substantially higher cost at 13.14 THB/L. The Fenton process alone had a treatment cost of 4.92 THB/L. These results suggest that the TISTR coagulant offers not only high treatment efficiency but also economic advantages, making it a promising candidate for future leachate treatment applications.

Keyword : Coagulation Fenton Treatment Efficiency Leachate Synthetic Leachate



กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยเรื่อง การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน และเฟนตัน ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุนันทา เล่าวิณัยศิริ ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ และ ดร.เรวัติ อนุวัฒนา ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่ได้กรุณาแนะนำช่วยเหลืออย่างยิ่ง ทั้งในด้าน วิชาการและด้านการดำเนินงานวิจัย ตลอดจนคำแนะนำในการเขียนการตรวจแก้วิทยานิพนธ์

ขอขอบพระคุณรองศาสตราจารย์ ดร.กิติโรจน์ หวันตาหลา ประธานกรรมการ, รองศาสตราจารย์ ดร.จิตติมา ประสาระเอ, ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พลกฤษณ์ จิตรโต และ ดร.ชอุพนธ์ เจริญสุข กรรมการ ที่ให้ความช่วยเหลือและให้คำแนะนำในงานวิจัยในครั้งนี้

ขอขอบคุณบุคลากรห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม ที่ให้ความช่วยเหลือในการใช้ทรัพยากร ห้องปฏิบัติการเพื่องานวิจัยในครั้งนี้

ท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณบิดามารดาที่ให้การเลี้ยงดูอบรมและส่งเสริมการศึกษาเป็นอย่างดี ตลอดจนมา ขอบคุณครอบครัวและน้องสาวที่ให้ความช่วยเหลือและให้กำลังใจข้าพเจ้าเสมอมาจนสำเร็จ การศึกษา

สุกัญญา ชมชื่น

พูนุ่ ปณุ่ ทิโต ชีเว

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	ฉ
กิตติกรรมประกาศ.....	ต
สารบัญ.....	ถ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูปภาพ.....	ป
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ที่มาและความสำคัญ.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการศึกษา.....	3
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	5
1.5 นิยามศัพท์เฉพาะ.....	5
บทที่ 2 ปริทัศน์เอกสารข้อมูล.....	7
2.1 น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ (Landfill Leachate).....	7
2.3 การวิเคราะห์ต้นทุนการผลิต.....	45
2.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	47
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	52
3.1 เครื่องมือที่ใช้ในการวิจัย.....	52
3.2 ตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษา.....	53
3.3 สารเคมี.....	53
3.4 วิธีการศึกษา.....	54

3.5 การวิเคราะห์ตัวอย่าง.....	65
3.6 การวิเคราะห์ข้อมูล.....	66
บทที่ 4 ผลการทดลองและอภิปรายผล.....	67
4.1 ผลการศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมือง มหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม และน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	68
4.2 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบ โดย เปรียบเทียบการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า กับการใช้สารเร่งตกตะกอน จากวัตถุดิบธรรมชาติ โดยศึกษาชนิดและปริมาณสาร Coagulant, pH และเวลาที่เหมาะสม	73
4.3 ศึกษาสถานะและปัจจัยที่เหมาะสมของกระบวนการเฟนตัน โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟต ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) โดยศึกษาปัจจัย ได้แก่ อัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ และค่าความเป็นกรดต่าง (pH).....	129
4.5 ศึกษาลักษณะทางกายภาพและเคมีของกากตะกอนที่ได้จากกระบวนการโคแอกกูเลชัน และ เฟนตัน	172
4.6 การศึกษาความคุ้มค่าเชิงเศรษฐศาสตร์ โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการผลิตและการ ใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ เปรียบเทียบกับสารตะกอนทางการค้า.....	187
บทที่ 5 สรุปผล และข้อเสนอแนะ.....	197
5.1 สรุปผลการทดลอง.....	197
5.2 ข้อเสนอแนะ	207
ภาคผนวก.....	208
ภาคผนวก ก การคำนวณอัตราส่วนโดยโมลเฟนตัน.....	209
ภาคผนวก ข การคำนวณต้นทุนทางเศรษฐศาสตร์.....	211
ภาคผนวก ค ผลทดสอบค่าการแปรปรวน.....	220
บรรณานุกรม.....	227
ประวัติผู้เขียน.....	245

สารบัญตาราง

	หน้า
ตาราง 1 ลักษณะของน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบขยะมูลฝอยจากชุมชน.....	11
ตาราง 2 ลักษณะของน้ำชะขยะหลุมฝังกลบตามช่วงอายุ.....	12
ตาราง 3 ความสามารถในการออกซิเดชันของสารเคมีชนิดต่างๆ (Cañizares et al., 2007) ...	38
ตาราง 4 ตัวอย่างสารเคมีชนิด Homogeneous ที่ใช้ในการออกซิไดซ์และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น.....	38
ตาราง 5 ตัวอย่างสารเคมีชนิด Heterogeneous ที่ใช้ในการออกซิไดซ์และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น.....	39
ตาราง 6 สรุปวิธีการเก็บรักษาสภาพน้ำ ชนิดภาชนะบรรจุ ช่วงระยะเวลาการเก็บที่ยอมให้เก็บ เทคนิคและเครื่องมือที่ใช้วิเคราะห์ต่างๆ.....	56
ตาราง 7 สูตรการเตรียมน้ำชะขยะสังเคราะห์ (Meetiyağoda et al., 2017).....	58
ตาราง 8 พารามิเตอร์และเทคนิคที่ทำการวิเคราะห์.....	59
ตาราง 9 คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	69
ตาราง 10 คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมือง มหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม.....	72
ตาราง 11 อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ สำหรับการทดสอบอัตราส่วนของสารเคมีในปฏิกิริยาเฟนตันที่ เหมาะสมที่สุดในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	130
ตาราง 12 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ pH 2-4.....	137
ตาราง 13 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ pH 2-4.....	137
ตาราง 14 อัตราส่วนของ Fe^{2+} และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) สำหรับการทดสอบอัตราส่วนของ สารเคมีในปฏิกิริยาเฟนตันที่เหมาะสมที่สุดในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	140
ตาราง 15 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ pH 2-4.....	147

ตาราง 16 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ pH 2-4	147
ตาราง 17 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน.....	150
ตาราง 18 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ...	152
ตาราง 19 ค่าการบำบัดโลหะหนักด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	157
ตาราง 20 การบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการ โคแอกกูเลชัน.....	159
ตาราง 21 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน	162
ตาราง 22 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน	164
ตาราง 23 การบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน	170
ตาราง 24 ค่าการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน	171
ตาราง 25 องค์ประกอบหลักของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่วิเคราะห์ได้ด้วยเทคนิค SEM/EDX ..	178
ตาราง 26 การเปลี่ยนแปลงของสัดส่วนสารเร่งตกตะกอน TISTR ก่อนบำบัดและหลังบำบัดน้ำชะขยะโดยวิเคราะห์ด้วยเทคนิค SEM/EDX.....	180
ตาราง 27 องค์ประกอบของตะกอนจากปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดน้ำชะขยะ.....	186
ตาราง 28 ต้นทุนวัตถุดิบในการผลิตสารเร่งตกตะกอน วว. (สารเร่งตะกอน TISTR).....	189
ตาราง 29 ต้นทุนการผลิตสารส้ม Alum.....	190
ตาราง 30 ต้นทุนการผลิต $FeCl_3$	192
ตาราง 31 ต้นทุนการผลิต $FeCl_4 \cdot 7H_2O$	193
ตาราง 32 ต้นทุนการผลิต H_2O_2	195
ตาราง 33 ตารางแสดงราคาสารเคมี.....	196

ตาราง 34	ต้นทุนการบำบัดด้วยกระบวนการต่างๆ.....	196
ตาราง 35	ความแปรปรวนของผลทดสอบความเข้มข้นของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	221
ตาราง 36	ความแปรปรวนของผลทดสอบค่าความเป็นกรดต่างของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	221
ตาราง 37	ความแปรปรวนของผลทดสอบระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	222
ตาราง 38	ความแปรปรวนของผลทดสอบความเข้มข้นของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	222
ตาราง 39	ความแปรปรวนของผลทดสอบค่าความเป็นกรดต่างของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	223
ตาราง 40	ความแปรปรวนของผลทดสอบระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	223
ตาราง 41	ความแปรปรวนของอัตราส่วนเฟนตันต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	224
ตาราง 42	ความแปรปรวนของผลทดสอบค่าความเป็นกรดต่างของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	224
ตาราง 43	ความแปรปรวนของผลทดสอบระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	225
ตาราง 44	ความแปรปรวนของอัตราส่วนเฟนตันต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	225
ตาราง 45	ความแปรปรวนของผลทดสอบค่าความเป็นกรดต่างของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	226
ตาราง 46	ความแปรปรวนของผลทดสอบระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	226

สารบัญรูปภาพ

	หน้า
ภาพประกอบ 1 ผลการเติมโอโซนที่มีประจุตรงกันข้ามให้กับคอลลอยด์ (ก ก่อนเติมโอโซน) (ข) หลังจากการเติมโอโซน	16
ภาพประกอบ 2 การเปรียบเทียบปริมาณโคแอกกูแลนต์ที่ใช้ในการทำลายเสถียรภาพ ของคอลลอยด์ ด้วยกลไกแบบต่างๆ	16
ภาพประกอบ 3 กลไกการทำลายประจุของอนุภาค	17
ภาพประกอบ 4 ไดอะแกรมที่ใช้ในการออกแบบและควบคุมโคแอกกูเลชั่นด้วยสารส้ม	18
ภาพประกอบ 5 กลไกการทำลายเสถียรภาพคอลลอยด์โดยการเชื่อมต่อของพอลิเมอร์	20
ภาพประกอบ 6 เกณฑ์ที่เหมาะสมสำหรับการวางสัมผักระหว่างอนุภาคต่างๆ ทั้ง 5 ประเภท	21
ภาพประกอบ 7 โครงสร้างทางเคมีของ lapofloc PACl และ Alum	24
ภาพประกอบ 8 โครงสร้างไคตินและไคโตซาน	32
ภาพประกอบ 9 กระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน (Advanced oxidation process, AOPS)	40
ภาพประกอบ 10 บ่อรวมน้ำชะขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม	55
ภาพประกอบ 11 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ และน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบ	62
ภาพประกอบ 12 ขั้นตอนการศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมของเฟนตัน	63
ภาพประกอบ 13 สีของน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษา	68
ภาพประกอบ 14 แสดงตำแหน่งหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม ..	70
ภาพประกอบ 15 สีของน้ำชะขยะในบ่อรวมน้ำชะขยะ	71
ภาพประกอบ 16 ผลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น (Turbidity) ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride ($FeCl_3$) และ TISTR ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์	74
ภาพประกอบ 17 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride ($FeCl_3$) และ TISTR ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์	76

ภาพประกอบ 30 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการ TDS ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	90
ภาพประกอบ 31 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ของสารเร่งตกตะกอน Alum และ Ferric chloride (FeCl ₃) ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 6 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์	91
ภาพประกอบ 32 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	92
ภาพประกอบ 33 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน Alum และ Ferric chloride (FeCl ₃) ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 6 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์	93
ภาพประกอบ 34 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	94
ภาพประกอบ 35 ปริมาณ Cr ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน ความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	95
ภาพประกอบ 36 ประสิทธิภาพการบำบัด Cr ของสารเร่งตกตะกอน ความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	96
ภาพประกอบ 37 ปริมาณ Pb ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาทีในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	97
ภาพประกอบ 38 ประสิทธิภาพการบำบัด Pb ของสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	97
ภาพประกอบ 39 ปริมาณ Ni ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาทีในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	98
ภาพประกอบ 40 ประสิทธิภาพการบำบัด Ni ของสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	99
ภาพประกอบ 41 ปริมาณ Mn ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	100

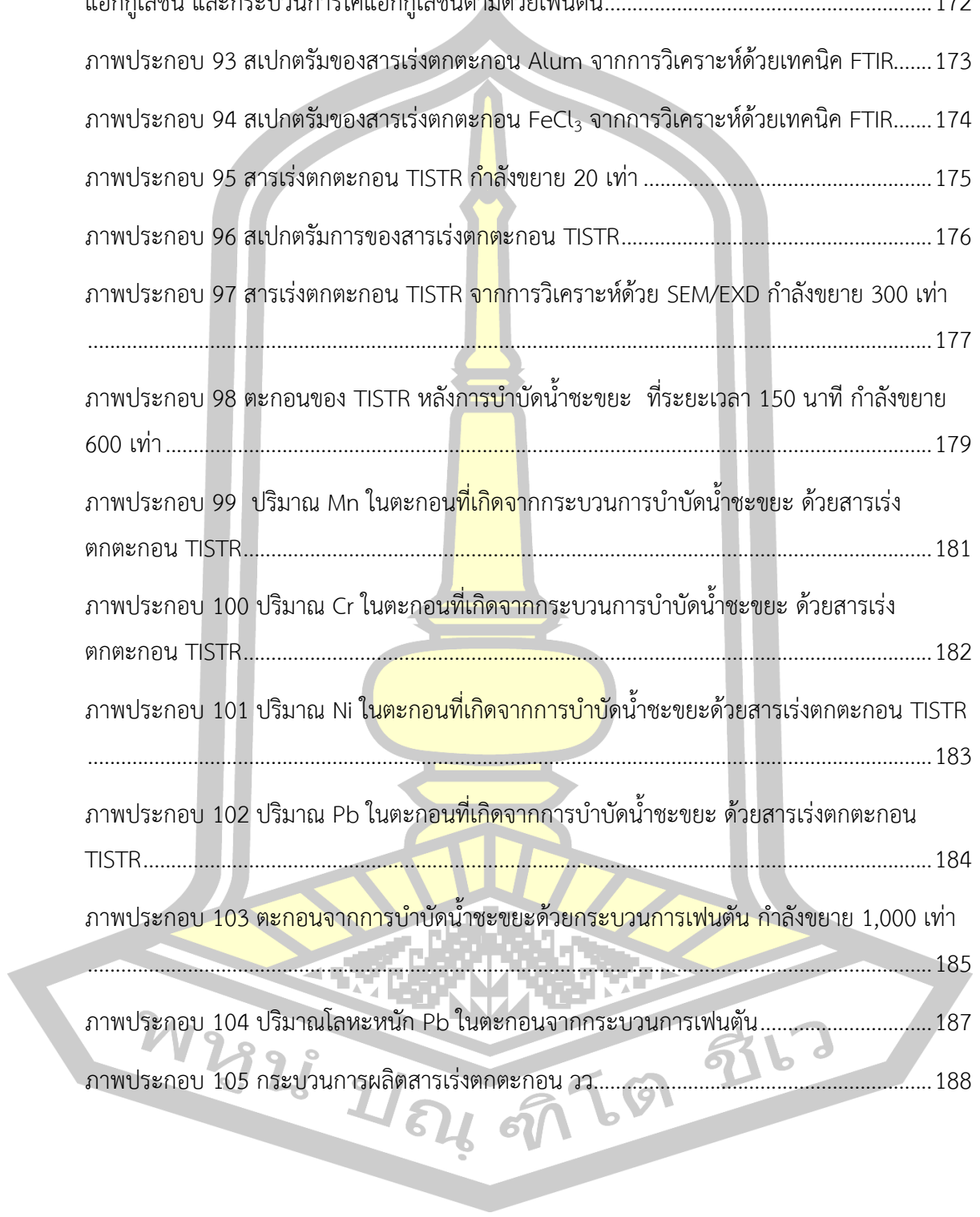
ภาพประกอบ 42 ประสิทธิภาพการบำบัด Mn ของสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	100
ภาพประกอบ 43 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นของสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl ₃) และ TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	102
ภาพประกอบ 44 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	103
ภาพประกอบ 45 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl ₃) และ TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	105
ภาพประกอบ 46 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl ₃) และ TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	106
ภาพประกอบ 47 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	108
ภาพประกอบ 48 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Ferric chloride (FeCl ₃) ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	109
ภาพประกอบ 49 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	110
ภาพประกอบ 50 ผลของปริมาณความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	111
ภาพประกอบ 51 ผลของปริมาณความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอน Ferric chloride (FeCl ₃) ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	112
ภาพประกอบ 52 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	113
ภาพประกอบ 53 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Ferric chloride (FeCl ₃) ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	114
ภาพประกอบ 54 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	115

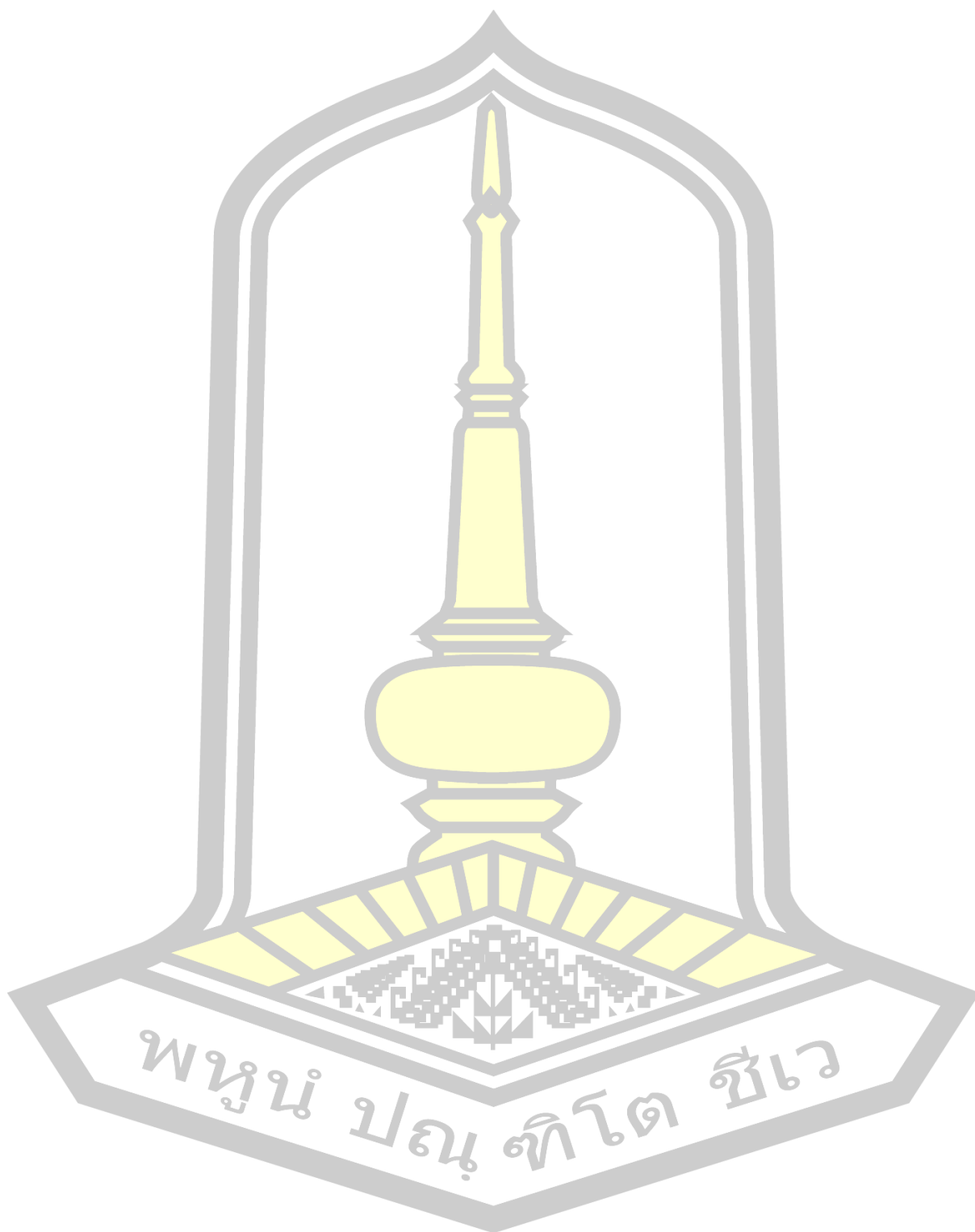
ภาพประกอบ 55 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ	116
ภาพประกอบ 56 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	117
ภาพประกอบ 57 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	118
ภาพประกอบ 58 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	119
ภาพประกอบ 59 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	120
ภาพประกอบ 60 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	121
ภาพประกอบ 61 ปริมาณ Cr ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอน ที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ	122
ภาพประกอบ 62 ประสิทธิภาพการบำบัด Cr ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอน ที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ	123
ภาพประกอบ 63 ปริมาณ Mn ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอน ที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	124
ภาพประกอบ 64 ประสิทธิภาพการบำบัด Mn ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอน ที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	125
ภาพประกอบ 65 ปริมาณ Ni ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	126

ภาพประกอบ 66 ประสิทธิภาพการบำบัด Ni ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl ₃) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ	127
ภาพประกอบ 67 ปริมาณ Pb ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl ₃) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ	128
ภาพประกอบ 68 ประสิทธิภาพการบำบัด Pb ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl ₃) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอน ที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ	129
ภาพประกอบ 69 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3	131
ภาพประกอบ 70 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของสีที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3.....	131
ภาพประกอบ 71 ผลของความเข้มข้นของเหล็กที่ต่างกัน ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสี ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3.....	132
ภาพประกอบ 72 ผลของความเข้มข้น H ₂ O ₂ ที่แตกต่างกัน ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสี ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3.....	133
ภาพประกอบ 73 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH แตกต่างกัน	134
ภาพประกอบ 74 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH แตกต่างกัน	134
ภาพประกอบ 75 ปริมาณ COD ที่อัตราส่วนเฟนตัน [Fe ²⁺]:[H ₂ O ₂] 10:1 ที่ pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	135
ภาพประกอบ 76 ปริมาณโลหะหนักที่เหลือจากการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตัน ที่ pH 3 อัตราส่วนเฟนตัน [Fe ²⁺]:[H ₂ O ₂] 10:1 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์	138
ภาพประกอบ 77 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักที่เหลือจากการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตัน ที่ pH 3 อัตราส่วนเฟนตัน [Fe ²⁺]:[H ₂ O ₂] 10:1 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์	138

ภาพประกอบ 78 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่ที่ pH 3 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	141
ภาพประกอบ 79 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่ที่ pH 3 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	141
ภาพประกอบ 80 ผลของความเข้มข้นของเหล็กที่แตกต่างกัน ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสีที่ pH 3 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ	141
ภาพประกอบ 81 ผลของความเข้มข้น H_2O_2 ที่แตกต่างกัน ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสีในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ที่ pH 3	143
ภาพประกอบ 82 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ pH ต่างๆ	144
ภาพประกอบ 83 ปริมาณ COD ที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 ที่ pH และระยะเวลาตกตะกอน ที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ.....	145
ภาพประกอบ 84 ประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 ที่ pH และระยะเวลาตกตะกอนที่ต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ	145
ภาพประกอบ 85 สีนํ้าชะขยะสังเคราะห์ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน ...	149
ภาพประกอบ 86 สีนํ้าชะขยะสังเคราะห์ผ่านกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน	151
ภาพประกอบ 87 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตัน ตามด้วยโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน.....	156
ภาพประกอบ 88 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักด้วยกระบวนการบำบัดแบบรวม ในน้ำชะขยะสังเคราะห์.....	159
ภาพประกอบ 89 สีนํ้าชะขยะจากหลุมฝังกลบผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน.....	161
ภาพประกอบ 90 สีนํ้าชะขยะจากหลุมฝังกลบผ่านกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน.....	164
ภาพประกอบ 91 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน และกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ที่ pH 7 ด้วยสารเร่งตกตะกอน 10 g/L.....	168

ภาพประกอบ 92 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการ โค แอกกูเลชัน และกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน.....	172
ภาพประกอบ 93 สเปกตรัมของสารเร่งตกตะกอน Alum จากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FTIR.....	173
ภาพประกอบ 94 สเปกตรัมของสารเร่งตกตะกอน FeCl ₃ จากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FTIR.....	174
ภาพประกอบ 95 สารเร่งตกตะกอน TISTR กำลังขยาย 20 เท่า	175
ภาพประกอบ 96 สเปกตรัมการของสารเร่งตกตะกอน TISTR.....	176
ภาพประกอบ 97 สารเร่งตกตะกอน TISTR จากการวิเคราะห์ด้วย SEM/EXD กำลังขยาย 300 เท่า	177
ภาพประกอบ 98 ตะกอนของ TISTR หลังการบำบัดน้ำชะขยะ ที่ระยะเวลา 150 นาที กำลังขยาย 600 เท่า	179
ภาพประกอบ 99 ปริมาณ Mn ในตะกอนที่เกิดจากกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ ด้วยสารเร่ง ตกตะกอน TISTR.....	181
ภาพประกอบ 100 ปริมาณ Cr ในตะกอนที่เกิดจากกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ ด้วยสารเร่ง ตกตะกอน TISTR.....	182
ภาพประกอบ 101 ปริมาณ Ni ในตะกอนที่เกิดจากการบำบัดน้ำชะขยะด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR	183
ภาพประกอบ 102 ปริมาณ Pb ในตะกอนที่เกิดจากการบำบัดน้ำชะขยะ ด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR.....	184
ภาพประกอบ 103 ตะกอนจากการบำบัดน้ำชะขยะด้วยกระบวนการเฟนตัน กำลังขยาย 1,000 เท่า	185
ภาพประกอบ 104 ปริมาณโลหะหนัก Pb ในตะกอนจากกระบวนการเฟนตัน.....	187
ภาพประกอบ 105 กระบวนการผลิตสารเร่งตกตะกอน วว.....	188





พหุมนุ ปณ ทิโต ชีเว

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญ

การขยายตัวของชุมชนรวมทั้งการปรับเปลี่ยนวิถีชีวิตจากสังคมการเกษตรสู่สังคมเมือง การเพิ่มขึ้นของประชากร และการส่งเสริมการท่องเที่ยว ทำให้เกิดการบริโภคเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง ส่งผลให้มีปริมาณขยะเพิ่มมากขึ้น จากรายงานสรุปสถานการณ์มลพิษของประเทศไทย ปี พ.ศ. 2566 พบว่า ปี พ.ศ. 2566 มีขยะชุมชน 26.95 ล้านตัน ขยะมูลฝอยชุมชนที่มีการคัดแยก และนำกลับไปใช้ประโยชน์ จำนวน 9.31 ล้านตัน (ร้อยละ 34 ของปริมาณขยะมูลฝอยที่เกิดขึ้น) ทำให้มีขยะมูลฝอยชุมชนได้รับการกำจัดอย่างถูกต้อง 10.17 ล้านตัน (ร้อยละ 38 ของปริมาณขยะมูลฝอยที่เกิดขึ้น) และมีขยะมูลฝอยที่กำจัดไม่ถูกต้อง จำนวน 7.47 ล้านตัน (ร้อยละ 28 ของปริมาณขยะมูลฝอยที่เกิดขึ้น) (กรมควบคุมมลพิษ, 2566b)

ข้อมูลของกรมควบคุมมลพิษ ปี พ.ศ.2566 มีสถานีกำจัดขยะมูลฝอย ทั้งหมด 2,079 แห่ง และสถานีขนถ่ายขยะมูลฝอยขององค์กรปกครองส่วนท้องถิ่น จำนวน 36 แห่ง โดยมีสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยที่ดำเนินการอย่างถูกต้อง จำนวน 114 แห่ง ประกอบด้วย การฝังกลบอย่างถูกหลักวิชาการ (Sanitary Landfill/Engineer Landfill) หรือการฝังกลบแบบกึ่งใช้อากาศ (Semi-Aerobic Landfill) การกำจัดโดยการเผาเพื่อผลิตพลังงาน (Waste to Energy: WTE) การกำจัดโดยการเผาที่มีระบบบำบัดมลพิษอากาศ (Incinerator with air polluted control facilities) ระบบหมักทำปุ๋ย หรือหมักเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพ (Composting หรือ Biogas) ระบบผลิตเชื้อเพลิงขยะ (Refuse Derived Fuel: RDF) จากการคัดแยกหรือการบำบัดแบบเชิงกล-ชีวภาพ (Mechanical Biological Treatment: MBT) และระบบผสมผสาน (Integrated Waste Treatment) (ระบบกำจัดถูกต้องตั้งแต่ 2 ระบบในสถานที่กำจัดขยะมูลฝอย) และสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยที่ดำเนินการไม่ถูกต้อง จำนวน 1,965 แห่ง ประกอบด้วย การเทกองที่มีการควบคุม (Controlled Dump) การเทกอง (Open Dump) การเผากลางแจ้ง (Open Burn) การกำจัดโดยการเผาไม่มีระบบบำบัดมลพิษอากาศ (Incinerator without air polluted control facilities) และการกำจัดที่มีการเทกอง หรือเทกองที่มีการควบคุมภายใน สถานที่กำจัดขยะมูลฝอย และอื่นๆ (การกำจัดไม่ถูกต้องตั้งแต่ 2 ประเภทในสถานที่กำจัดขยะมูลฝอย) ประกอบด้วย การกำจัดโดยการเทกอง มีจำนวน 1,607 แห่ง การเทกองที่มีการควบคุมน้อยกว่า 50 ตัน จำนวน 169 แห่ง การเทกองที่มีการควบคุมมากกว่า 50 ตัน จำนวน 6

แห่ง การเผาถ่านแฉ่ง จำนวน 62 แห่ง เตาเผาที่ไม่มีระบบกำจัดมลพิษทางอากาศ จำนวน 77 แห่ง และระบบอื่นๆ จำนวน 44 แห่ง (กรมควบคุมมลพิษ, 2566a)

การกำจัดขยะโดยการฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาลมักประสบปัญหาเกี่ยวกับน้ำชะขยะ (Leachate) ที่เกิดจากกระบวนการหมักและมีความสกปรกสูง ซึ่งน้ำที่เกิดจากการย่อยสลายของมูลฝอย ประกอบด้วยเกลืออนินทรีย์ (Inorganic Salt) เกิดจากการย่อยสลายทางชีววิทยา เช่น ซัลไฟต์ แอมโมเนียเพอร์ร็อกไซด์ และสารอินทรีย์ที่อยู่ในขยะมูลฝอย สำหรับสารอินทรีย์ที่ง่ายต่อการย่อยสลายทางชีววิทยา ได้แก่ กรดไขมันที่ระเหยได้และสารประกอบฮิวมิก (Humic Substance) เป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ นอกจากนี้ยังพบโลหะหลายชนิด เช่น แคลเซียม เหล็ก โปแตสเซียม โซเดียม แมงกานีส และสังกะสี โดยทั่วไปคุณสมบัติของน้ำชะขยะจะมีความแตกต่างกันออกไปในแต่ละพื้นที่ ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของขยะมูลฝอย และลักษณะของปฏิบัติการย่อยสลายที่เกิดขึ้น การบดอัดมูลฝอย ความชื้นของมูลฝอย อัตราการซึมผ่านของน้ำ และอุณหภูมิ รวมทั้งอายุของหลุมฝังกลบก็มีผลต่อองค์ประกอบของน้ำชะขยะเช่นกัน น้ำชะขยะที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำจะทำให้ปริมาณออกซิเจนต่ำลง และส่งผลให้สิ่งมีชีวิตต่างๆ ในแหล่งน้ำตายได้ ในหลุมฝังกลบที่มีการใช้งานมานานจะมีค่า $BOD_5/COD < 0.18$ (Koda et al., 2017) ด้วยเหตุนี้กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจึงไม่เหมาะที่จะนำไปใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบ ควรเป็นกระบวนการบำบัดที่มีหลายกระบวนการทั้งทางเคมีและกายภาพ

การศึกษาด้านการบำบัดน้ำชะขยะมีหลายวิธี โดยพบว่ากระบวนการบำบัดน้ำชะขยะไม่สามารถบำบัดสารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อนหรือสารที่มีเสถียรภาพที่มีความคงตัวสูงได้ จึงมีการประยุกต์ใช้กระบวนการขั้นสูงต่างๆ ในการบำบัดน้ำชะขยะ การบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการทางเคมี ได้แก่ กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับเฟนตัน เป็นการรวมกระบวนการขั้นสูงโดยอาศัยคุณสมบัติทางเคมีในการสร้างและรวมตะกอน ในการกำจัดสารอินทรีย์และสี ที่มีประสิทธิภาพใช้เฟนตันแทนสารสร้างตะกอนที่ใช้อยู่ในปัจจุบัน ซึ่งสามารถสร้างอนุมูลไฮดรอกซิลให้เกิดขึ้นได้มากที่สุดและมีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสีย มีต้นทุนต่ำกว่า และพลังงานน้อยกว่า เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการออกซิเดชัน (Sabour & Amiri, 2017) แต่อย่างไรก็ตาม พบว่าตะกอนที่เกิดจากการการบำบัดชะขยะในหลุมฝังกลบขยะด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับเฟนตันนี้ยังคงมีองค์ประกอบต่างๆ เช่น N P และ K ที่ยังอาจนำมาศึกษาลำดับต่อไป

ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบโดยใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันที่เกิดจากสารตกตะกอนที่ผลิตขึ้นเองเปรียบเทียบกับสารตกตะกอนทางการค้า ร่วมกับเฟนตัน ซึ่งศึกษาปัจจัยที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ได้แก่ ค่า pH และปริมาณสาร Coagulant ต่อปริมาณน้ำชะขยะที่เหมาะสม และระยะเวลาการตกตะกอน โดยศึกษาดัชนีบ่งชี้คุณภาพสิ่งแวดล้อมต่างๆ ในน้ำชะขยะทั้ง

ก่อนและหลังการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันที่เกิดจากสารตกตะกอนที่ผลิตขึ้นเองและสารตกตะกอนทางการค้าร่วมกับเฟนตัน ได้แก่ ค่าการนำไฟฟ้า (Electrical Conductivity; EC) อุณหภูมิ (Temperature) สี (Color) ความขุ่น (Turbidity) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solid; TSS) ของแข็งละลายน้ำ (Total Dissolved Solids: TDS) ความเป็นกรด-ด่าง (pH) บีโอดี (Biochemical Oxygen Demand; BOD) ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand; COD) โลหะหนัก ได้แก่ โครเมียม (Cr) แมงกานีส (Mn) นิกเกิล (Ni) และตะกั่ว (Pb) และศึกษาจากตะกอนที่ได้จากด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้สารตกตะกอนที่ผลิตขึ้นเองและเฟนตัน

1.2 วัตถุประสงค์ของการศึกษา

1.2.1 ศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม และน้ำชะขยะสังเคราะห์

1.2.2 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบ โดยเปรียบเทียบการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า กับการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ได้แก่ ชนิดและปริมาณของสาร Coagulant, pH และเวลาที่เหมาะสม

1.2.3 ศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมของกระบวนการเฟนตัน โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟต ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ศึกษาปัจจัย ได้แก่ อัตราส่วนโดยโมล $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ และค่าความเป็นกรดต่าง (pH)

1.2.4 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน และเฟนตัน

1.2.5 ศึกษาลักษณะทางกายภาพและเคมีของกากตะกอนที่ได้จากกระบวนการโคแอกกูเลชัน และเฟนตัน

1.2.6 ศึกษาความคุ้มค่าเชิงเศรษฐศาสตร์ โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการผลิต และการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ เปรียบเทียบกับสารตกตะกอนทางการค้า

1.3 ขอบเขตการศึกษา

การศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบ โดยใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันและเฟนตัน มีขอบเขตการศึกษาวิจัย ดังนี้

1.3.1 ศึกษาคุณสมบัติต่างๆ ของน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบเทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม โดยทำการวิเคราะห์ดัชนีบ่งชี้คุณภาพสิ่งแวดล้อม ดังนี้ อุณหภูมิ (Temperature) ความเป็นกรด-ด่าง (pH) ความการนำไฟฟ้า (Electrical Conductivity) ความขุ่น (Turbidity) สี (Color) ของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (Total Dissolved Solids) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solids) บีโอดี (Biochemical Oxygen Demand) ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand) และโลหะหนัก ได้แก่ โครเมียม (Cr) แมงกานีส (Mn) นิกเกิล (Ni) และตะกั่ว (Pb)

1.3.2 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบขยะ ด้วยกระบวนการโคแอกูเลชัน เปรียบเทียบการใช้สารตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า ได้แก่ สารส้ม (Alum) และสารเหล็กคลอไรด์ (FeCl_3) สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ (TISTR) โดยได้จากการอนุเคราะห์จากสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) แล้วนำมาวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียตามพารามิเตอร์ต่างๆ ตามข้อ 1.3.1 เพื่อให้ได้สารตกตะกอน อัตราส่วนในการใช้สารตกตะกอนต่อปริมาตรน้ำชะขยะ ค่าความเป็นกรด-ด่าง และระยะเวลาที่เหมาะสมต่อการบำบัดน้ำชะขยะ โดยมีตัวแปรที่ศึกษา ดังนี้

1.3.2.1 ตัวแปรต้น ได้แก่

1) ความเข้มข้นของสารตะกอนต่อปริมาตรน้ำชะขยะ โดยการเตรียมสารตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด ได้แก่ สารส้ม (Alum) สารเหล็กคลอไรด์ (FeCl_3) และสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ที่ความเข้มข้น 1-10 กรัมต่อลิตร โดยใช้ Jar test ที่ความเร็วรอบในการกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที และกวนช้าที่ความเร็วรอบ 60 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที ณ อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส

2) ค่าความเป็นกรด - ด่าง ระหว่าง 4-9

3) ระยะเวลาในการตกตะกอน ได้แก่ ระยะเวลา 30-150 นาที

1.3.2.2 ตัวแปรตาม ได้แก่

1) ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบของสารส้ม (Alum)

2) ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบของสารเหล็กคลอไรด์ (FeCl_3)

3) ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบของสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ (TISTR)

1.3.3 ศึกษาสถานะและปัจจัยที่เหมาะสมของเฟนตันที่เหมาะสม โดยใช้ น้ำชะขยะสังเคราะห์ และ น้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบขยะ โดยใช้ Jar test ที่ความเร็วรอบในการกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที และกวนช้าที่ความเร็วรอบ 60 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที ณ อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส

1.3.3.1 ตัวแปรต้น ได้แก่

1) อัตราส่วนโดยโมลของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ ในช่วงอัตราส่วน 1:1, 3:1, 5:1, 10:1, 15:1 และ 20:1

2) ค่าความเป็นกรด-ด่าง ระหว่าง 2-4

3) ระยะเวลาในการตกตะกอน 30-150 นาที

1.3.3.2 ตัวแปรตาม ได้แก่ ประสิทธิภาพการบำบัดชะขยะในหลุมฝังกลบของสารเร่งตกตะกอนที่เหมาะสม

1.3.4 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและเฟนตัน

นำน้ำชะขยะทั้ง 2 ชนิด ได้แก่ น้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบขยะ ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันในสภาวะที่เหมาะสม จากการศึกษาข้อ 1.3.2 มาบำบัดด้วยเฟนตันในสภาวะที่เหมาะสม จากการศึกษาข้อ 1.3.3

1.3.5 ศึกษาลักษณะทางกายภาพและเคมีของกากตะกอนที่ได้จากด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน และเฟนตัน ด้วยเครื่อง SEM/EXD (Scanning Electron Microscope (SEM) และเอ็นเนอจีดีสเพอซีฟเอ็กซ์เรย์สเปกโทรสโกปี (EXD)) และวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนัก ได้แก่ โครเมียม (Cr) แมงกานีส (Mn) นิกเกิล (Ni) และตะกั่ว (Pb) ด้วยเครื่อง AAS (Atomic Absorption Spectrophotometer) หรือเครื่อง ICP (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometer, ICP-OES)

1.3.6 ศึกษาความคุ้มค่าเชิงเศรษฐศาสตร์ โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการบำบัดด้วยสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ เปรียบเทียบกับสารตกตะกอนทางการค้าในด้านต้นทุนการผลิต และการใช้งานของสารตะกอนธรรมชาติ กับสารตกตะกอนทางการค้า โดยคำนวณตามชนิดและปริมาณการใช้สารตกตะกอน ตามสภาวะที่เหมาะสมของผลการวิจัย

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1.4.1 ลดต้นทุนการนำเข้าของสารตกตะกอน หรือสารบำบัดน้ำเสีย
- 1.4.2 ลดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจากมลพิษน้ำเสีย
- 1.4.3 สามารถประเมินแนวทางฟื้นฟูบ่อขยะเก่า
- 1.4.4 สามารถสร้างองค์ความรู้ใหม่ในการบำบัดน้ำเสียบริเวณหลุมฝังกลบ

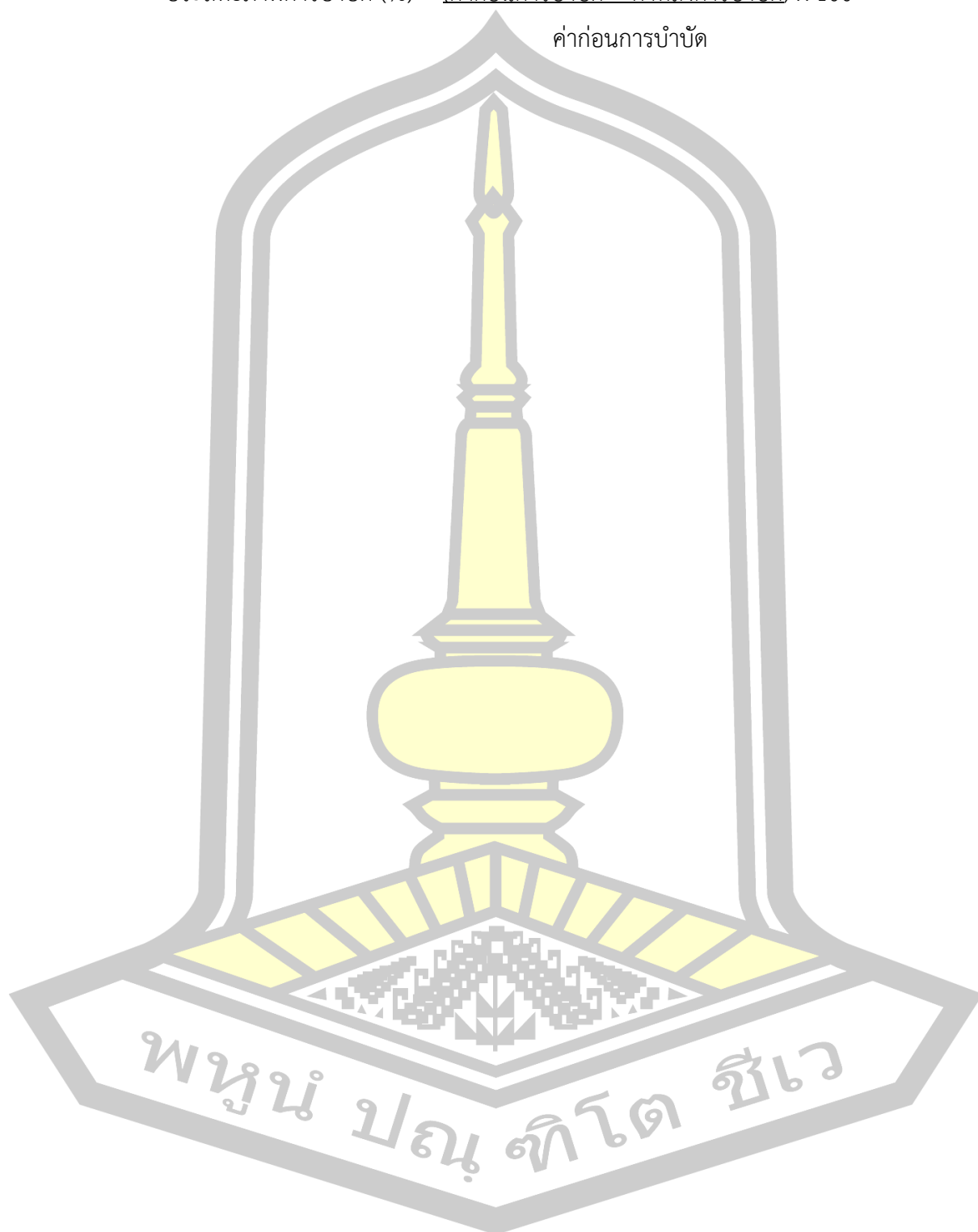
1.5 นิยามศัพท์เฉพาะ

1.5.1 สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) หมายถึง สารเคมีที่ใช้ช่วยเร่งให้อนุภาคแขวนลอยในน้ำจับตัวกันเป็นกลุ่มก้อน (floc) และตกตะกอนลงสู่ก้นภาชนะ ซึ่งช่วยให้สามารถแยกอนุภาคเหล่านี้ ออกจากน้ำได้ง่ายขึ้นในกระบวนการบำบัดน้ำ

1.5.2 สารเร่งตะกอน TISTR หมายถึง สารเร่งตกตะกอนที่ผลิตขึ้นเพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งผลิตโดยสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.)

1.5.3 ประสิทธิภาพการบำบัด หมายถึง ความสามารถของกระบวนการบำบัดในการกำจัด หรือลดปริมาณของสารมลพิษออกจากของเสีย เช่น น้ำเสีย อากาศเสีย หรือของแข็งเสีย ก่อนปล่อย ออกสู่สิ่งแวดล้อม โดยวัดจากปริมาณสารมลพิษที่ถูกกำจัดออกไปเมื่อเทียบกับปริมาณสารมลพิษตั้งต้น มีสูตรในการคำนวณ ดังนี้

$$\text{ประสิทธิภาพการบำบัด (\%)} = \frac{(\text{ค่าก่อนการบำบัด} - \text{ค่าหลังการบำบัด})}{\text{ค่าก่อนการบำบัด}} \times 100$$



บทที่ 2

ปริทัศน์เอกสารข้อมูล

2.1 น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ (Landfill Leachate)

น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ (Landfill Leachate) มีลักษณะเป็นของเหลวและอาจมีตะกอนละเอียดปนอยู่ เกิดจากการไหลผ่านผิวหน้ากองขยะมูลฝอย และซึมลงสู่ชั้นต่างๆ ของขยะมูลฝอย โดยมีน้ำฝนเป็นตัวชะเอามลสารต่างๆ ที่มีความเข้มข้นสูง ซึ่งมาการย่อยสลายทางชีวภาพ ไหลลงไปยังท่อรวมน้ำชะขยะที่อยู่กันหลุมฝังกลบ และไหลออกไปตามท่อสู่อุปกรณ์บำบัดน้ำชะขยะ นอกจากนี้ น้ำชะขยะยังมาจากน้ำซึ่งมีอยู่ในตัวขยะมูลฝอยเอง น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบจัดเป็นสารละลายที่มีความสกปรกสูง โดยมีสารปนเปื้อน 4 กลุ่ม ที่พบในหลุมฝังกลบขยะ ได้แก่ สารอินทรีย์ที่ละลายในน้ำ สารอนินทรีย์โลหะหนัก และสารประกอบอินทรีย์แปลกปลอม (Organic xenobiotic) (Kjeldsen et al., 2002)

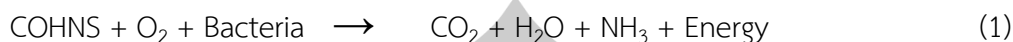
2.1.1 ปฏิกริยาทางชีวเคมีของการเกิดน้ำชะขยะ

การจัดการขยะมูลฝอยชุมชนโดยการใช้เทคโนโลยีการฝังกลบ มีรูปแบบของการเกิดปฏิกริยาการย่อยสลายทางชีวเคมีของการหมักอยู่ 2 รูปแบบ ได้แก่ ปฏิกริยาทางชีวเคมีของการย่อยแบบใช้อากาศ และปฏิกริยาทางชีวเคมีของการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

2.1.1.1 ปฏิกริยาทางชีวเคมีของการย่อยแบบใช้อากาศ

ขยะมูลฝอยชุมชนมักมีองค์ประกอบของสารอินทรีย์ต่างๆ ปะปนอยู่ในมูลฝอย เช่น คาร์โบไฮเดรต และไขมัน สารประกอบเหล่านี้เมื่อเข้าสู่กระบวนการย่อยจะแตกตัวออกเป็นโมเลกุลเล็กๆ โดยปฏิกริยาการย่อยสลายแบบใช้อากาศ กลายเป็นกรดไขมันและแอลกอฮอล์ ซึ่งกระบวนการนี้คล้ายกับกระบวนการหายใจระดับเซลล์ในพืชและสัตว์ นอกจากนี้ยังพบว่าสารอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกย่อยสลายเป็นแอมโมเนีย โดยจะเปลี่ยนรูปไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท ในสภาวะใช้อากาศผ่านปฏิกริยานไนตริฟิเคชัน (Nitrification) โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายเออร์ส (Nitrifiers) โดยทั่วไปแล้วการย่อยสลายมูลฝอยแบบใช้อากาศ จะมีอัตราเร็วมากกว่าการย่อยสลายมูลฝอยแบบไม่ใช้อากาศ นั่นคือกระบวนการนี้จะต้องมีปริมาณออกซิเจนในปริมาณที่สูงเพียงพอต่อการเกิดปฏิกริยาอินทรีย์สารส่วนใหญ่ถูกย่อยสลายกลายเป็นพลังงาน ประมาณร้อยละ 70 ของอินทรีย์สารทั้งหมด และผลผลิตที่ได้จากการย่อยสลายแบบใช้อากาศจะเป็นสารที่ไม่มีกลิ่นเหม็น เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และ ไนเตรท จากนั้นพลังงานที่ได้จะถูกนำไปสร้างเซลล์ใหม่ ดังสมการ (1) และ (2)

(อินทรีย์สาร)



(อินทรีย์สาร)



ปฏิกิริยาทางชีวเคมีของการย่อยแบบใช้ออกาศมีรูปแบบของปฏิกิริยาชีวเคมี สำคัญ 4 ขั้นตอน (Wang et al., 2012) ดังนี้

(1) Latent phase ช่วงนี้เป็นระยะแรกของการเริ่มกระบวนการหมัก จุลินทรีย์ที่มีอยู่ตามธรรมชาติและที่มีอยู่ในขยะมูลฝอยจะปรับตัวให้เข้ากับสภาวะแวดล้อมของกองขยะเพื่อสร้างเซลล์และเพิ่มจำนวน

(2) Growth phase ในระยะที่สองนี้ จุลินทรีย์มีกิจกรรมหลักในการใช้ออกซิเจน โดยเฉพาะอย่างยิ่งแบคทีเรียกลุ่ม Facultative และ Obligate (จุลินทรีย์กลุ่มที่เจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิต่ำ หรือ Mesophile) ในระยะนี้อุณหภูมิจะเริ่มสูงขึ้นเล็กน้อย ระหว่าง 15-40 องศาเซลเซียส และค่าความเป็นกรดต่างเริ่มลดลง

(3) Thermophilic phase ระยะนี้เป็นระยะที่แบคทีเรียกลุ่มที่เจริญได้ดีที่อุณหภูมิสูง หรือ Thermophile มีบทบาทมากในกระบวนการย่อยสลาย อุณหภูมิภายในกองขยะมูลฝอยอาจสูงถึง 60-65 องศาเซลเซียส โดยสารอินทรีย์จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปที่เสถียรมากขึ้น และจุลินทรีย์ก่อโรคส่วนใหญ่จะถูกทำลาย นอกจากนี้ค่าของซีโอดีจะเกิดขึ้นเมื่อเกิดการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิจากการย่อยสลายโดยแบคทีเรีย กลุ่ม Mesophilic เป็นการงานของแบคทีเรียกลุ่ม Thermophilic ค่าของซีโอดีเพิ่มขึ้นร้อยละ 1.5 องศาเซลเซียส ซึ่งค่าซีโอดีที่เกิดขึ้นในระยะนี้สูงกว่าค่าซีโอดี ที่เกิดจากการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิ จากการย่อยสลายโดยแบคทีเรียกลุ่ม Psychrophilic เป็นแบคทีเรียกลุ่ม Mesophilic ผลของการเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิ 1 องศาเซลเซียส นี้ ทำให้เกิดการปล่อยก๊าซเรือนกระจกเพิ่มขึ้นร้อยละ 2.8 (Wang et al., 2012)

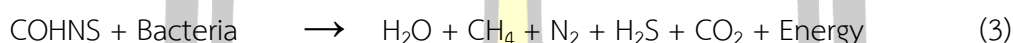
(4) Maturation phase หรือ Curing period เป็นระยะสุดท้ายของกระบวนการย่อยสลายแบบใช้ออกาศ อุณหภูมิจะลดลงมาอยู่ในระดับปานกลางและจะลดอุณหภูมิลงเรื่อยๆ จนอยู่ในระดับปกติ ค่าความเป็นกรดต่างสูงขึ้นจนเข้าใกล้ความเป็นต่าง กระบวนการหมักจะดำเนินไปอย่าง

ซ้ำๆ สารอินทรีย์จะถูกเปลี่ยนเป็นฮิวมัส และจุลินทรีย์พวกไนตริฟายเออร์จะเปลี่ยนแอมโมเนียมให้เป็นไนไตรท์ (NO_2^-) และไนเตรท (NO_3^-)

2.1.1.2 ปฏิกริยาทางชีวเคมีของการย่อยแบบไร้อากาศ

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะแบบไร้อากาศ (Anaerobic digestion) นั้น สารอินทรีย์ประมาณร้อยละ 80-90 จะถูกย่อยสลายเป็นแก๊สมีเทน และ แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ หรือแก๊สชีวภาพ (Biogas) ดังสมการ (3)

(อินทรีย์สาร)



กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศนี้ ประกอบด้วยปฏิกริยาทางชีวเคมีที่สำคัญ 4 ขั้นตอน (Enzmann et al., 2018) ดังนี้

(1) การไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ขยะมูลฝอยที่กองรวมกันในหลุมระยะแรกที่ยังมีอากาศอยู่นั้น จุลินทรีย์ที่ใช้ใช้อากาศ (Aerobic condition) จะทำหน้าที่ใช้ออกซิเจนและย่อยสลายประกอบอินทรีย์เชิงซ้อนต่างๆ ของขยะมูลฝอย เช่น โปรตีน ไขมัน และคาร์โบไฮเดรต ให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดเล็กลง ผลิตภัณฑ์หลักที่ได้จากกระบวนการไฮโดรไลซิส คือ คาร์บอนไดออกไซด์ และไนโตรเจน ซึ่งจะมีค่าสูงมากในตอนเริ่มต้นและจะค่อยๆ ลดน้อยลง โดยกระบวนการไฮโดรไลซิสนี้จะยังคงเกิดขึ้นได้ต่อไป จนกว่าออกซิเจนจะถูกใช้ไปจนหมด ดังนั้นระยะเวลาของการย่อยสลายในขั้นตอนนี้จึงขึ้นอยู่กับปริมาณของออกซิเจนที่มีอยู่ในหลุมฝังกลบ

(2) การสร้างกรด หรือการหมัก (Acidogenesis หรือ Fermentation) เกิดขึ้นหลังจากที่ออกซิเจนในหลุมฝังกลบถูกใช้หมดไป ภายในหลุมฝังกลบเกิดสภาวะไร้อากาศ (Anaerobic condition) จุลินทรีย์จะทำหน้าที่ย่อยสลายสารประกอบที่ได้จากขั้นตอนที่ 1 (การไฮโดรไลซิส) ไปเป็นกรดอะซิติก (Acetic acid) แลคติก (Lactic) และแอลกอฮอล์ เช่น เมทานอล (Methanol) และเอทานอล (Ethanol) เป็นต้น ภายในหลุมฝังกลบจะมีความเป็นกรดสูงขึ้น เมื่อกรดผสมกับความชื้นที่เกิดขึ้นในหลุมฝังกลบ จะส่งผลให้เกิดการละลายของสารอาหารบางชนิดออกมา เช่น ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เป็นต้น จากนั้นจุลินทรีย์ในหลุมฝังกลบจะใช้ประโยชน์จากไนโตรเจน และฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้น และจะเกิดการสร้างแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ขึ้น

(3) การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis) ในการสร้างกรดอะซิติกเกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์กลุ่มที่ไม่ใช้อากาศ โดยย่อยสลายและเปลี่ยนให้เป็นกรดอะซิติก (Acetic acid) ภายในหลุมฝังกลบจะมีสภาวะที่เป็นกลางมากขึ้น ส่งผลให้จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนเจริญเติบโตและเพิ่ม

จำนวนขึ้น โดยจุลินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม คือ จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน และจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดอะซิติก มีความสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยกัน โดยจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดอะซิติก จะสร้างสารประกอบที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน และจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนจะใช้คาร์บอนไดออกไซด์ และกรดอะซิติก ซึ่งช่วยรักษาสภาวะแวดล้อมให้กับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ทั้งกลุ่มสร้างกรดนั่นเอง

(4) การสร้างมีเทน (Methanogenesis) องค์ประกอบและอัตราการผลิตแก๊สจากหลุมฝังกลบมีลักษณะค่อนข้างคงที่ โดยปกติองค์ประกอบโดยปริมาตรของแก๊สจากหลุมฝังกลบจะประกอบด้วย มีเทน ร้อยละ 40 – 75 คาร์บอนไดออกไซด์ ร้อยละ 15 – 50 และแก๊สอื่นๆ อีก เช่น ซัลไฟด์ ประมาณร้อยละ 0.005 - 2 (Talaiekhosani et al., 2016) ในขั้นตอนนี้อัตราการผลิตแก๊สจากหลุมฝังกลบจะมีลักษณะที่คงที่ โดยอาจใช้ระยะเวลายาวนานถึง 20 ปี

2.1.2 องค์ประกอบของน้ำชะขยะ

น้ำชะขยะประกอบด้วยเกลืออนินทรีย์ (Inorganic Salt) ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายทางชีววิทยา เช่น ซัลไฟต์ แอมโมเนียเพอร์รอสอออน และสารอินทรีย์ที่อยู่ในขยะมูลฝอย สำหรับสารอินทรีย์ที่ง่ายต่อการย่อยสลายทางชีววิทยา ได้แก่ กรดไขมันที่ระเหยได้ และสารประกอบฮิวมิก (Humic Substance) ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่ นอกจากนี้ยังพบโลหะหลายชนิด เช่น แคลเซียม เหล็กโปแตสเซียม โซเดียม แมงกานีส และสังกะสี ในองค์ประกอบของน้ำชะขยะ โดยทั่วไปคุณสมบัติของน้ำชะขยะมีความแตกต่างกันออกไป ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายปัจจัย ได้แก่ พื้นที่ที่ใช้ในการสร้างหลุมฝังกลบ อายุของหลุมฝังกลบ อุณหภูมิ ความลึกของหลุมฝังกลบ การบดอัดมูลฝอย อัตราการซึมผ่านของน้ำ ความชื้น และชนิดขององค์ประกอบขยะ (Taoufik et al., 2018)

คุณลักษณะของน้ำชะขยะทางกายภาพและทางเคมีจากหลุมฝังกลบขยะมูลฝอยจากชุมชนที่ผ่านการบดอัด (Abouri et al., 2016) ดังตาราง 1 มีดังนี้

พหุ ประถมศึกษา

ตาราง 1 ลักษณะของน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบขยะมูลฝอยจากชุมชน

ดัชนีบ่งชี้คุณภาพ	ค่าที่วัดได้
pH	4.45
Conductivity (mS/cm)	11.57
Turbidity (NTU)	4000
Color	>3
COD (mg/L)	57,600
BOD ₅ (mg/L)	6,800
BOD ₅ /COD	0.12
Phenol (mg/L)	182
Surfactant (mg/L)	35.6
Settled volume (mg/L)	16.0
Suspended matter (mg/L)	6,530
Orthophosphate (mg/L)	0.32
Total phosphorus (mg/L)	1,879
Ammonia nitrogen (mg/L)	2.23
NTK (mg/L)	1,290
SO ₄ ²⁻ (µg/L)	156
Cu (mg/L)	1.0
Zn (mg/L)	1.45
Cr (mg/L)	2.5
Ni (mg/L)	0.27
Pb (mg/L)	0.53
Sb (mg/L)	0.9
Sn (mg/L)	0.6

น้ำชะขยะมีความแตกต่างกันขึ้นอยู่กับหลายๆ ปัจจัย ดังที่กล่าวมาแล้วข้างต้น อายุของน้ำชะขยะเป็นปัจจัยที่ส่งผลลักษณะทางกายภาพและทางเคมี จากการศึกษาเปรียบเทียบข้อมูลของอายุน้ำชะขยะมูลฝอย โดยนำน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุ 2 ช่วง คือ น้ำชะขยะที่มีอายุระหว่าง 0-5 ปี (Young leachate) และน้ำชะขยะที่มีอายุระหว่าง 5-10 ปี (Intermediate leachate) (Erabee & Ethaib, 2018) มีรายละเอียดดังแสดงในตาราง 2

ตาราง 2 ลักษณะของน้ำชะขยะหลุมฝังกลบตามช่วงอายุ

ดัชนีบ่งชี้คุณภาพ	หน่วย	ค่ามาตรฐาน	Young leachate	Intermediate leachate
Temperature	°C	4-0	29.5	29
pH	-	6.0-9.0	8.01	8.08
COD	mg/L	400	4800	6400
BOD	mg/L	20	1260	1125
Total Suspended Solid (TSS)	mg/L	50	273	230
Total dissolved Solid (TDS)	mg/L	3700	12440	7.1x108
Total microorganism count	CFU/100 ml	107-1010	6.7x108	6.5493
Zn	mg/L	2.0	3.4423	79.0209
Fe	mg/L	5.0	18.9450	1.9476
Mn	mg/L	0.20	0.6669	0.3141
Cd	mg/L	0.01	0.1051	0.3141
Pb	mg/L	0.10	0.1397	1.2114
Cu	mg/L	0.20	0.0882	0.3681

2.1.3 ลักษณะคุณสมบัติของน้ำชะขยะ

น้ำชะขยะมีคุณสมบัติแตกต่างกันขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ เช่น พื้นที่ฝังกลบ อายุของ หลุมฝังกลบ อุณหภูมิ ความลึกของหลุมฝังกลบ การบดอัด อัตราการซึมผ่าน ความชื้น และ องค์ประกอบของขยะ ตลอดจนลักษณะของปฏิกิริยาการย่อยสลายที่เกิดขึ้น เป็นต้น น้ำชะขยะยังมีความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนสูง และมีอัตราส่วนความต้องการออกซิเจนทางชีวเคมีต่อความต้องการออกซิเจนทางเคมี (BOD_5/COD) ค่อนข้างต่ำ (Taoufik et al., 2018) และน้ำชะขยะยังมีโอกาสปนเปื้อนสู่แหล่งน้ำผิวดิน และน้ำใต้ดิน ซึ่งปัญหาการรั่วซึมของน้ำชะขยะนี้อาจเกิดจากการชำรุดแตกหักของท่อรวบรวม หรือความลาดชันของท่อรวมน้ำชะขยะไม่เป็นไปตามค่าที่ออกแบบ (กรมควบคุมมลพิษ, 2566a) มีสารที่ก่อให้เกิดความเป็นพิษ 4 ประเภท ดังนี้

2.1.3.1) อีออนของสารที่พบบ่อย ได้แก่ แคลเซียม ซัลเฟต โซเดียมและแอมโมเนีย เป็นต้น

2.1.3.2) อินทรีย์สาร ได้แก่ ซีโอดี และซีไอดี เป็นต้น

2.1.3.3) อนินทรีย์สารที่พบในปริมาณน้อย ได้แก่ เหล็ก แมงกานีส นิเกิล และ ตะกั่ว เป็นต้น

2.1.3.4) แบคทีเรีย ได้แก่ แบคทีเรียก่อโรค เช่น โคลิฟอร์ม เป็นต้น

2.1.4 สีของน้ำชะขยะ

สีของน้ำในธรรมชาติส่วนใหญ่เกิดจากพืชหรือใบไม้ที่เน่าเปื่อยและมักจะมีสีชา หรือ อาจจะเป็นสีที่เกิดจากน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ ซึ่งการที่น้ำมีสีผิดปกติ ทำให้เป็นที่น่ารังเกียจ สีของน้ำอาจแบ่งออกได้เป็นสองชนิด (มันสิน ตัญกุลเวศม์, 2542) คือ

2.1.4.1) สีแท้หรือสีจริง (True Color) หมายถึง สีที่ละลายจนกลายเป็นเนื้อเดียวกับน้ำ สีแท้ของน้ำเกิดจากสารอินทรีย์ซึ่งย่อยสลายยาก ประเภทกรดฮิวมิก และฟัลวิค (Humic and Fulvic Acid) ซึ่งเป็นผลมาจากการย่อยสลายพืชต่างๆ กรดอินทรีย์ดังกล่าวเป็นสารที่มีความคงตัวสูงมากจนไม่สลายตัว อีกต่อไปแล้ว ดังนั้นการกำจัดสีแท้ที่ออกจากน้ำจึงไม่อาจกระทำได้ง่าย

2.1.4.2) สีปรากฏ (Appearance Color) หมายถึง สีที่เกิดจากสารแขวนลอยในน้ำที่สะท้อนแสงปรากฏให้เห็นแก่สายตา เช่น แพลงก์ตอนพืช และแพลงก์ตอนสัตว์ เกล็ดของซากพืชซากสัตว์ ตะกอนของดินและทราย สามารถกำจัดออกได้โดยวิธีทางกาย เช่น ตกตะกอน หรือ กรอง เมื่อกำจัดสีปรากฏออกไปแล้ว จะทำให้เห็นสีแท้จริงของน้ำ

สำหรับสีของน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบมีทั้งสีแท้และสีปรากฏ โดยสีแท้หรือสีจริงนั้น มาจากสารประกอบฮิวมิก (Humic Substances) ที่เปลี่ยนสภาพมาจากกรดฟัลวิค (Fulvic Acid) ซึ่งทำให้น้ำชะขยะมีสีน้ำตาลเข้มถึงสีดำ ขึ้นอยู่กับปริมาณของกรดฮิวมิก และจะมีสีเข้มขึ้นเรื่อยๆ ตาม

อายุของน้ำชะขยะ (ปรียานุช พัฒนาการค้า, 2558a) ส่วนสีปรากฏเกิดจากสารแขวนลอยในน้ำที่อาจมาจากซากพืชซากสัตว์ ตะกอนดินและทรายที่ถูกชะออกมาจากชั้นของขยะมูลฝอย

2.2 การบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีทางเคมี

น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบมีค่าความสกปรก และประกอบด้วยสารที่มีโครงสร้างซับซ้อน และสารพิษปนเปื้อนสูง จำเป็นต้องได้รับการบำบัดก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม โดยเฉพาะน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ที่มีอายุการใช้งานนานหลายปี ดังนั้นเพื่อให้คุณภาพน้ำทิ้งของน้ำชะขยะมีคุณภาพดีอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ อาจต้องใช้วิธีการบำบัดร่วมกันหลายวิธี การบำบัดน้ำชะขยะมีหลายวิธี และเนื่องจากลักษณะน้ำชะขยะ เปลี่ยนแปลงตามอายุการฝังกลบ ระบบบำบัดน้ำชะขยะ เพียงขั้นตอนเดียวอาจไม่ได้ผลดี จึงควรมีการบำบัดแบบหลายขั้นตอนตามลักษณะน้ำชะขยะแต่ละระยะ โดยเริ่มจากการใช้การหมุนเวียนคืบลงไปหลุมฝังกลบเพื่อเร่งการสลายตัวทางชีววิทยาของมูลฝอย เนื่องจากช่วงแรกของการฝังกลบจะมีความเข้มข้นของค่า BOD₅ ต่ำ ขั้นตอนต่อไปจะเน้นการกำจัดสารอินทรีย์ และการเกิดไนตริฟิเคชันเพื่อบำบัดแอมโมเนียโดยใช้กระบวนการทางชีววิทยาและขั้นสุดท้าย จำเป็นต้องใช้วิธีการทางกายภาพและทางเคมี (Kamaruddin et al., 2014) เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะให้สูงขึ้น

2.2.1 การสร้างรวมตะกอน (Coagulation-flocculation)

กระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation process) หรือกระบวนการรวมตะกอน เป็นกระบวนการสำคัญในการปรับปรุงคุณภาพน้ำ ทั้งน้ำประปาที่มาจากน้ำผิวดิน และยังใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากอาคารบ้านเรือนและโรงงานอุตสาหกรรม กระบวนการรวมตะกอนจะมีบทบาทสำคัญมากในการกำจัดอนุภาคขนาดเล็กต่างๆ ที่มีอยู่ในน้ำ เช่น อนุภาคความขุ่น อนุภาคของสี หรืออื่นๆ สำหรับอนุภาคแขวนลอยในน้ำที่มีขนาดใหญ่ อาจแยกออกจากน้ำด้วยวิธีการตกตะกอนหรือวิธีการกรอง หรือทั้งสองวิธีด้วยกัน แต่วิธีดังกล่าวมักใช้ไม่ได้ผลกับอนุภาคแขวนลอยขนาดเล็ก เช่น อนุภาคคอลลอยด์ ซึ่งมีขนาดอยู่ในช่วง 10⁻⁶ มิลลิเมตร (1 นาโนเมตร) จนถึง 10⁻³ มิลลิเมตร (1 ไมครอน) กระบวนการโคแอกกูเลชัน เกิดขึ้นโดยการเติมสารโคแอกกูแลนต์ (Coagulant) หรือสารสร้างตะกอนลงในน้ำ ซึ่งมีสารแขวนลอยที่เป็นสาเหตุของความขุ่นหรือสีในน้ำ สารเหล่านี้เป็นพวกคอลลอยด์ (Colloid) ที่เกิดจากสารอนินทรีย์ (Inorganic matter) หรือสารอินทรีย์ (Organic matter) เพื่อทำให้เกิดการทำลายเสถียรภาพ (Destabilized) ของคอลลอยด์ ทำให้อนุภาคต่างๆ เข้ามาเกาะกัน เมื่อสารโคแอกกูแลนต์สัมผัสกับอนุภาคต่างๆ เหล่านี้ทำให้เกิดเป็นอนุภาคใหญ่ขึ้น ในขั้นนี้การผสมอย่างรวดเร็วเป็นสิ่งสำคัญมากที่จะทำให้เกิดการกระจายของสารเคมีได้อย่างทั่วถึง และเป็นการเพิ่มโอกาสที่จะให้อนุภาคต่างๆ มาเจอกัน กระบวนการนี้เกิดขึ้นในระยะเวลาอันสั้น ผลที่ได้คือการเกิดอนุภาคที่มีขนาดใหญ่ขึ้น และเมื่อเกิดการสูญเสียเสถียรภาพของคอลลอยด์แล้ว จะเป็นขั้นตอนการรวมตัวของตะกอน (Flocculation) หรือการเกิดตะกอน

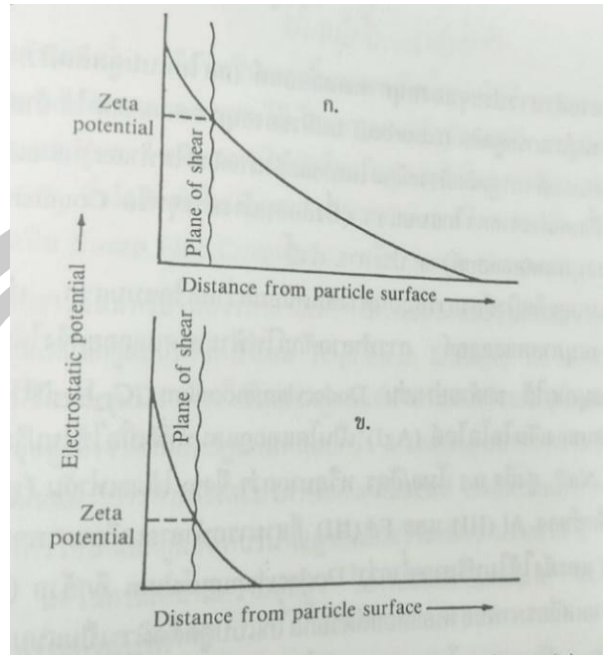
(Floc) รวมตัวกันกลายเป็นกลุ่ม ซึ่งมีลักษณะคล้ายก้อนขนสัตว์เป็น ปุย และพร้อมที่จะตกตะกอน การรวมตัวกันของตะกอนเกิดโดยการผสมเบาๆ และใช้เวลานาน เพื่อที่จะเปลี่ยนอนุภาคจากเล็กให้เป็นอนุภาคใหญ่ ซึ่งมองเห็นได้และสามารถตกตะกอนได้เร็ว (ชนิษฐา เจริญลาภ & ปทุมทิพย์ ปรารพาล, 2556) กระบวนการโคแอกกูเลชัน หรือกระบวนการรวมตะกอน เป็นการทำให้อนุภาคคอลลอยด์ต่างๆ รวมตัวและจับกับเป็นฟล็อก มีหลักใหญ่ๆ 2 ประการ คือ

1) การทำลายเสถียรภาพ (Destabilization) ของคอลลอยด์

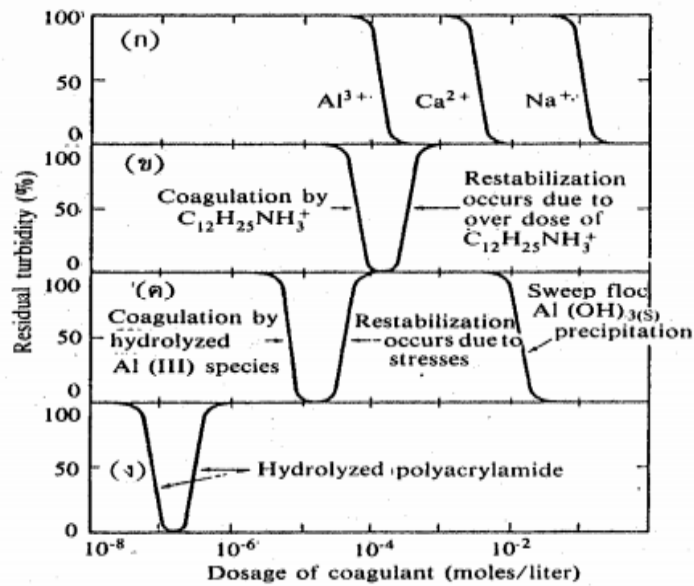
กลไกการทำลายเสถียรภาพ ของอนุภาคคอลลอยด์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน การทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์มีปัจจัยเกี่ยวข้องหลายปัจจัย เช่น ปริมาณโคแอกกูแลนต์ที่ใช้ในการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ด้วยกลไก 4 รูปแบบ (M. Y. Mollah et al., 2001) ดังนี้

1.1) ลดความหนาของชั้นกระจาย (Diffuse layer) การเพิ่มจำนวนไอออนที่ประจุตรงกันข้ามกับประจุของอนุภาค จะทำให้จำนวนไอออนต่างประจุ (Counter ion) ในชั้นกระจาย เพิ่มขึ้น และทำให้ความหนาของชั้นกระจายลดลงและทำให้ซีตาโพเทนเชียลลดลงตามไป ด้วย ดังภาพประกอบ 1 เกิดขึ้นจากจำนวนประจุบวกเข้าไปรวมกันอยู่ใกล้ผิวของอนุภาคคอลลอยด์เพิ่มขึ้นทำให้อำนาจของประจุลบของอนุภาคไม่สามารถส่งออกไปได้ไกลเท่าเดิม ไอออนต่างๆ มีอำนาจในการลดความหนาของชั้นกระจาย (ซึ่งเท่ากับซีตาโพเทนเชียล) ไม่เท่ากัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2 จากภาพจะพบว่า การลดความหนาของชั้นกระจายด้วย Al^{+3} , Ca^{+2} และ Na^{+} ต้องใช้สารเคมีในปริมาณมากที่สุด แต่ถ้าใช้พอลิเมอร์เป็นตัวเชื่อมโยง (สะพาน) ให้อนุภาคคอลลอยด์มารวมตัวกันมีความต้องการในการใช้สารโคแอกกูแลนต์น้อยที่สุด การทำลายเสถียรภาพ (Destabilization) ของคอลลอยด์อไอออนบวกต่างๆ ดังกล่าวไม่ได้ดำรงอยู่ในน้ำอย่างอิสระ เนื่องจากไอออนเหล่านั้น มักถูกห่อหุ้มด้วยโมเลกุลของน้ำ โมเลกุลของน้ำเป็นสิ่งที่ขัดขวางการสัมผัสโดยตรงระหว่างอนุภาคคอลลอยด์กับไอออนบวก ไอออนบวกต่างๆ จึงกระจุกตัวอยู่ในชั้นกระจายและไม่สามารถทำลายประจุลบของคอลลอยด์ได้ดีเท่าที่ควร การลดโมเลกุลของน้ำสารประกอบคอมเพล็กซ์ (Aqua Complex) ช่วยทำให้ไอออนบวกและอนุภาคคอลลอยด์เข้าใกล้กันมากขึ้น (มันสิน ตันพูลเวศม์, 2542) การทำลายเสถียรภาพโดยการลดความหนาของชั้นกระจายด้วยการเติมสารละลายของเกลือต่างๆ มีข้อที่น่าสนใจ ดังนี้

- ปริมาณสารตัวนำไฟฟ้า (ที่มีไอออนประจุบวก) ที่เติมเพื่อทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ด้วยวิธีลดความหนาของชั้นกระจาย ไม่ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของคอลลอยด์
- ไม่ว่าจะเติมไอออนบวกมากเพียงใด จะไม่สามารถทำให้คอลลอยด์เปลี่ยนประจุไฟฟ้าจากลบเป็นบวก (Charge Reversal)



ภาพประกอบ 1 ผลการเติมไอออนที่มีประจุตรงกันข้ามให้กับคอลลอยด์
 (ก) ก่อนเติมไอออน (ข) หลังจากการเติมไอออน
 ที่มา: มั่นสิน ตันทุลเวศม์ (2542)



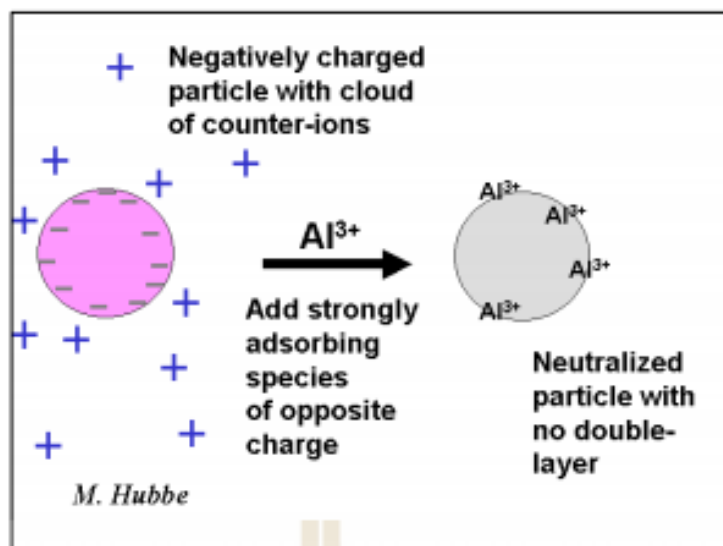
ภาพประกอบ 2 การเปรียบเทียบปริมาณโคแอกกูแลนต์ที่ใช้ในการทำลายเสถียรภาพ
 ของคอลลอยด์ด้วยกลไกแบบต่างๆ
 ที่มา: มั่นสิน ตันทุลเวศม์ (2542)

1.2) การดูดติดผิวและทำลายประจุไฟฟ้าของอนุภาคคอลลอยด์ (มันส์ติน ตัณพุลเวศม์, 2542) (Absorption/Charge neutralization) สารเคมีบางชนิดสามารถแตกตัวให้ประจุตรงข้ามกับอนุภาคคอลลอยด์ มีความสามารถในการดูดติด (Adsorbed) กับอนุภาคคอลลอยด์ ซึ่งมีผลทำให้ลดอำนาจศักย์ไฟฟ้าและทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ จนทำให้สามารถเข้าใกล้กันแล้วรวมตัวกันเป็นตะกอนตกลงได้ ซึ่งแตกต่างจากกลไกลดความหนาของชั้นกระจาย (Diffuse layer) 3 ประการภาพประกอบ 3 ดังนี้

- กลไกการดูดติดผิวต้องการไอออนต่างชนิดน้อยกว่า เนื่องจากไอออนต่างประจุสามารถเข้าถึงผิวของอนุภาคคอลลอยด์ การทำลายศักย์ไฟฟ้าของคอลลอยด์จึงได้ผลดีกว่า ไอออนต่างประจุที่ไม่สามารถเข้าถึงผิวอนุภาคได้

- การทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ด้วยกลไกการดูดติดผิวนั้น ปริมาณของสารโคแอกกูแลนทที่ใช้จะมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับพื้นที่ผิวของอนุภาคคอลลอยด์ แต่การลดความหนาของชั้นกระจายไม่เป็นลักษณะนี้

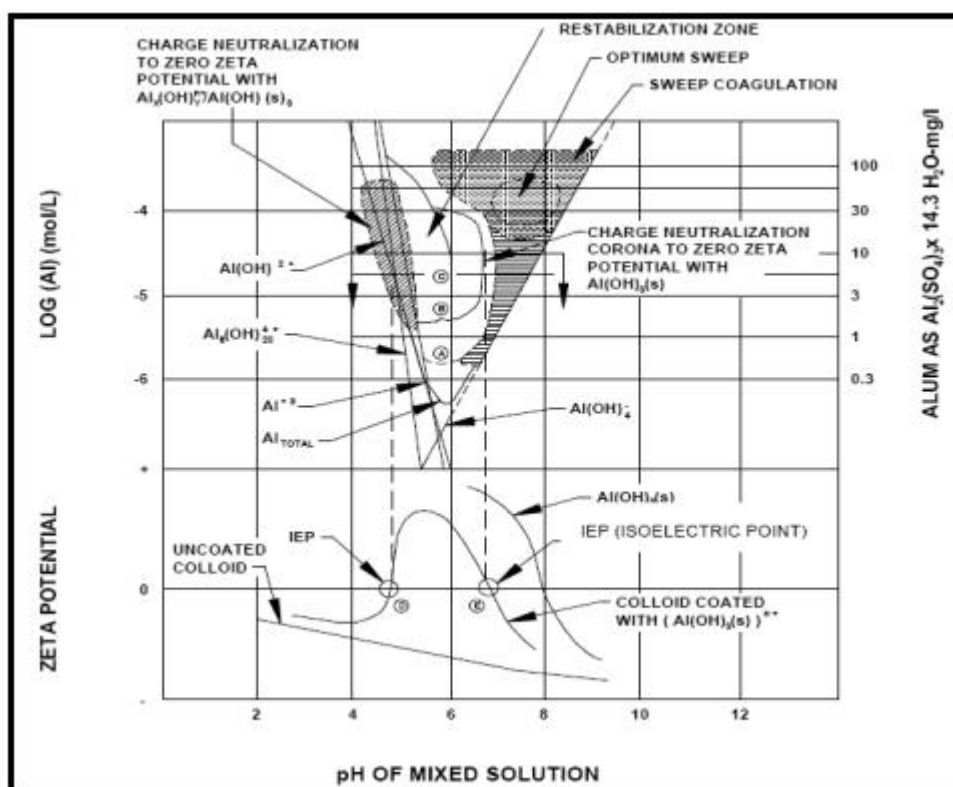
- กลไกการดูดติดผิวสามารถเปลี่ยนประจุของอนุภาคคอลลอยด์ให้เป็นประจุตรงกันข้ามกับประจุเดิมที่เคยเป็น หากมีสารโคแอกกูแลนท้มากเกินพอ กล่าวคือ สารโคแอกกูแลนทที่มากเกินพอจะทำเสถียรภาพของคอลลอยด์กลับสู่สภาพเดิม เนื่องจากการเปลี่ยนประจุไฟฟ้า (Martin Hubbe, 2016)



ภาพประกอบ 3 กลไกการทำลายประจุของอนุภาค

ที่มา: Martin Hubbe (2016)

1.3) การใช้สารอินทรีย์เพิ่มน้ำหนัก และขนาดของอนุภาคคอลลอยด์ (Sweep Coagulation) เป็นการเติมสารประกอบเกลือของโลหะบางชนิด ซึ่งมีความสามารถในการตกผลึกอย่างรวดเร็ว โดยใช้อนุภาคคอลลอยด์เป็นแกนกลาง ทำให้อนุภาคมีน้ำหนักเพิ่มขึ้น และอิทธิพลของประจุไฟฟ้าลดลง อนุภาคจึงสัมผัสและตกตะกอนได้ กลไกการใช้ผลึกสารอินทรีย์ในการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์มีลักษณะที่แตกต่างจากกลไก 2 แบบแรก คือ ปริมาณโคแอกกูแลนต์ที่เหมาะสม (Optimum Dosage) แปรผกผันกับความเข้มข้นของคอลลอยด์ กล่าวคือ น้ำที่มีความขุ่นน้อยต้องใช้โคแอกกูแลนต์จำนวนมากจึงจะเกิดโคแอกกูแลชั่นได้ดี ในทางตรงกันข้าม น้ำที่มีความขุ่นสูงอาจใช้โคแอกกูแลนต์น้อยกว่า เนื่องจากน้ำที่มีความขุ่นต่ำจะมีโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคน้อย ดังนั้นแม้ว่าการทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์จะเกิดขึ้นแล้วก็ตาม โคแอกกูแลชั่นอาจไม่เกิดได้ดีเท่าที่ควร การใช้โคแอกกูแลนต์ ปริมาณสูงก็เพื่อสร้างผลึกจำนวนมากๆ สำหรับเป็นสารเป่าสัมผัสให้กับอนุภาคคอลลอยด์แต่ในกรณีที่น้ำมีความขุ่นสูงโอกาสสัมผัสย่อมมีมาก จึงไม่จำเป็นต้องอาศัยเป่าสัมผัส จากภายนอกมากเท่ากับกรณีแรก (AWWA & ASCE, 1990) ภาพประกอบ 4

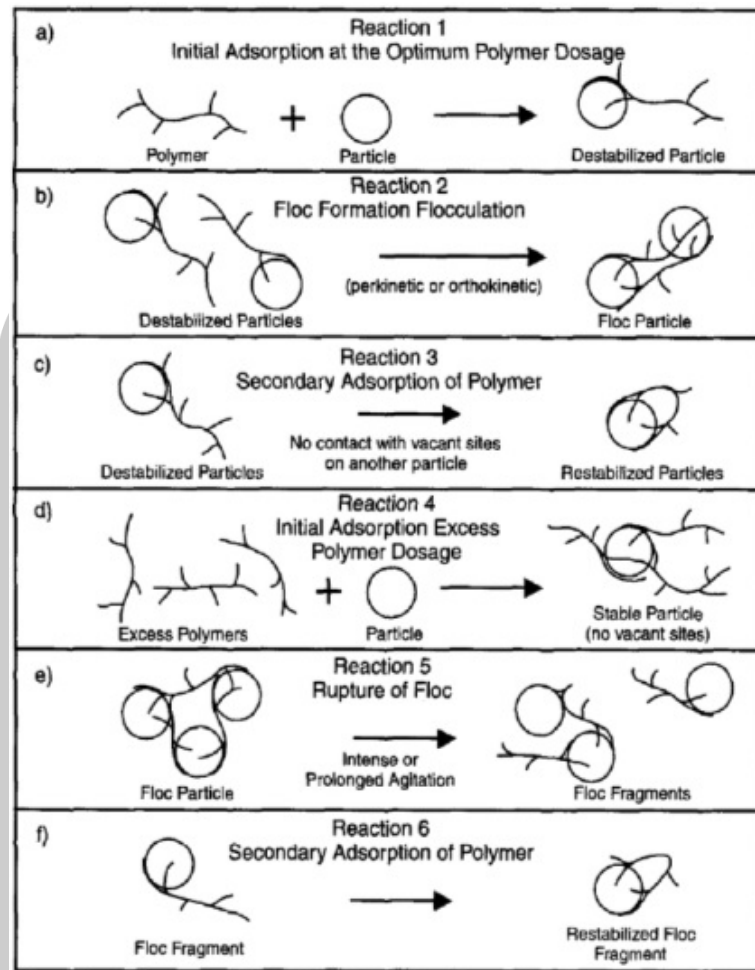


ภาพประกอบ 4 ไดอะแกรมที่ใช้ในการออกแบบและควบคุมโคแอกกูแลชั่นด้วยสารส้ม
ที่มา: (AWWA & ASCE, 1998)

1.4) การใช้สารอินทรีย์พอลิเมอร์เป็นสะพานเชื่อม (Polymer bridging)

พอลิเมอร์เป็นสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง และมีอนุภาคต่อกันเป็นสายยาว เมื่อเติมลงไปในน้ำจะมีส่วนยึดเกาะกับอนุภาคได้ โดยกลไกต่างๆ และมีหน้าที่เชื่อมอนุภาคเข้าด้วยกัน ทำให้เกิดเป็นตะกอนใหญ่ขึ้น เนื่องจากโมเลกุลของพอลิเมอร์สามารถเกาะกับอนุภาคได้หลายตำแหน่ง ภาพประกอบ 5 (Reaction 1) การเกาะติดนี้อาจมาจากประจุที่ต่างกันของพอลิเมอร์และคอลลอยด์ หรืออาจเกิดจากแรงของปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นระหว่างประจุที่เหมือนกันของพอลิเมอร์และคอลลอยด์ อนุภาคคอลลอยด์ที่มีพอลิเมอร์เกาะอยู่โดยมีปลายอิสระสำหรับการยึดเกาะอนุภาคอื่น ถือได้ว่าเป็นอนุภาคที่สูญเสียเสถียรภาพแล้ว อนุภาคนี้อาจจะเกาะกับอนุภาคอื่นๆ ได้ โดยมีพอลิเมอร์เป็นสะพานเชื่อมต่อ (Reaction 2) ในการเชื่อมต่อดังกล่าวพอลิเมอร์นั้นจะเกิดขึ้นได้เสมอจนกว่าพอลิเมอร์และตำแหน่งว่างบนอนุภาคหมดไป ถ้าปลายอิสระของพอลิเมอร์ไม่มีที่จะยึดเกาะบนอนุภาคอื่น ปลายอิสระก็จะเกาะกับอนุภาคเดิม (Reaction 3) ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นนี้ทำให้ไม่มีปลายอิสระไว้จับกับอนุภาคอื่น และยังทำให้มีตำแหน่งว่างสำหรับการยึดเกาะบนอนุภาคน้อยลง อนุภาคของคอลลอยด์ที่ถูกพอลิเมอร์ยึดเกาะหลายตำแหน่งจนไม่มีปลายอิสระและที่ว่าง เรียกว่าเป็นอนุภาคที่มีเสถียรภาพกลับคืนมาใหม่ การใช้พอลิเมอร์มากเกินไปจะทำให้พอลิเมอร์หลายโมเลกุลไปยึดเกาะบนอนุภาคคอลลอยด์ จนไม่มีที่ว่างที่จะจับกับพอลิเมอร์อื่นบนอนุภาคคอลลอยด์อื่นๆ (Reaction 4) หากในการกวนน้ำใช้ความแรงในการกวนน้ำมากเกินไป ผลที่เกิดขึ้นจะส่งผลต่อฟล็อกโดยตรง ฟล็อกที่เกิดขึ้นจะขาดเสถียรภาพและแตกออกเป็นส่วนๆ (Reaction 5) และอาจทำให้ปลายอิสระของพอลิเมอร์ไปเกาะจับบนอนุภาคเดิม (Reaction 6)



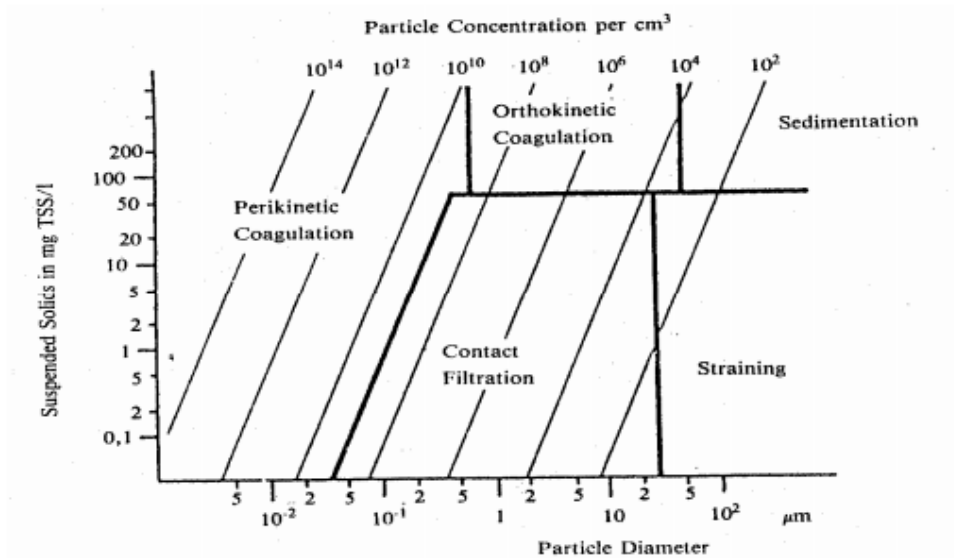


ภาพประกอบ 5 กลไกการทำลายเสถียรภาพคอลลอยด์โดยการเชื่อมต่อนของพอลิเมอร์
ที่มา: <https://watertechexperts.com/using-of-synthetic-polymers-as-coagulant-aids-in-industrial-wastewater-treatment/>

2) การทำให้อนุภาคคอลลอยด์ต่างๆ เคลื่อนที่มากกระทบ หรือสัมผัสให้มากที่สุด
(Transport of colloidal particles) (มันลีน ตันทุลเวศม์, 2542)

พหุบัณฑิต ชีวะ

เมื่ออนุภาคถูกทำลายเสถียรภาพแล้ว การสร้างโอกาสสัมผัสระหว่างอนุภาคย่อมเกิดขึ้นได้ง่ายกว่าเดิม และเมื่ออนุภาคต่างๆ สัมผัสกันแล้ว ควรเกาะติดกันแน่นเป็นกลุ่มก้อน (Flocculation) และหลุดน้อยที่สุด วิธีการสร้างสัมผัสให้อนุภาคมีหลายวิธี แสดงในภาพประกอบ 6 ดังนี้



ภาพประกอบ 6 เกณฑ์ที่เหมาะสมสำหรับการสร้างสัมผัสระหว่างอนุภาคต่างๆ ทั้ง 5 ประเภท
ที่มา: (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2542)

2.1) ทำให้อนุภาคคอลลอยด์เคลื่อนที่ไปมาในน้ำจนกว่าจะมีการสร้างสัมผัสเกิดขึ้น วิธีปฏิบัตินี้เป็นที่นิยมมากที่สุด คือ กวนน้ำให้เคลื่อนที่ในลักษณะที่ส่วนต่างๆ ของน้ำมีอัตราเร็วในการไหลแตกต่างกัน เป็นเหตุให้อนุภาคต่างๆ มีอัตราเร็วในการเคลื่อนที่ไม่เท่ากันจึงมีการสัมผัสเกิดขึ้น การเคลื่อนที่ของน้ำต้องไม่เร็วจนเกินไป มิฉะนั้นแล้วฟล็อกที่เกิดขึ้นอาจแตก หรือหลุดออกจากกันได้ วิธีนี้เป็นวิธีธรรมดาที่นิยมใช้กันทั่วไป ซึ่งอุปกรณ์ในการสร้างสัมผัสหรือสร้างฟล็อกคูลेशन เรียกว่า ถังกวนช้า และวิธีการสร้างสัมผัสแบบนี้มีชื่อทางเทคนิค คือ Orthokinetic Flocculation อนุภาคคอลลอยด์ที่มีฟล็อกคูลेशनแบบนี้ ควรมีขนาดใหญ่กว่า 0.1 – 1 ไมครอน และมีความเข้มข้นไม่น้อยกว่า 50 มก./ล.

2.2) การสัมผัสของอนุภาคคอลลอยด์ อาจเกิดขึ้นได้เองโดยอาศัยการเคลื่อนที่แบบบราวเนียน ซึ่งเกิดขึ้นเนื่องจากอนุภาคคอลลอยด์กระทบกันเอง หรือถูกชนโดยโมเลกุลของน้ำ

เนื่องจากการเคลื่อนที่ของโมเลกุลของน้ำ ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิการสัมผัสด้วย อาจกล่าวได้ว่าการเคลื่อนที่ แบบบราวเนียน เรียกว่า Perikinetic Flocculation

2.3) การสัมผัสระหว่างอนุภาคเกิดขึ้นเนื่องจากการตกตะกอนที่มีอัตราไม่เท่ากันของอนุภาคต่างๆ ฟลอคคูเลชันด้วยวิธีนี้ เกิดขึ้นพร้อมๆ กับการตกตะกอน ทำให้สามารถกำจัดอนุภาคคอลลอยด์ออกจากน้ำได้เลย อนุภาคที่สามารถสร้างฟลอคคูเลชันแบบนี้ได้ต้องมีขนาดใหญ่กว่า 5 ไมครอน และมีความเข้มข้นไม่น้อยกว่า 50 มก./ล. ในทางปฏิบัติอนุภาคที่มีขนาดดังกล่าวอาจเกิดฟลอคคูเลชันมากจนแล้วครั้งหนึ่ง เมื่อมาถึงการตกตะกอนจึงเกิดฟลอคคูเลชันอีกในขณะที่มีการตกตะกอน

2.4) ในกรณีที่อนุภาคคอลลอยด์มีขนาดใหญ่กว่า 0.1 – 1 ไมครอน แต่เล็กกว่า 5 ไมครอน และมีความเข้มข้นน้อยกว่า 50 มก./ล. ฟลอคคูเลชันอาจเกิดขึ้นโดยการสร้างสัมผัสแบบ Orthokinetic Flocculation แต่อาจเกิดขึ้นช้า เนื่องจากโอกาสสัมผัสน้อยวิธีแก้ไขอาจกระทำดังนี้

- ใช้ถังกรองทรายแบบกรองเร็วหรือถังกรองแบบ 2 ชั้น ชั้นกรองช่วยเพิ่มอัตราสัมผัสและทำให้อนุภาคต่างๆ เคลื่อนที่เข้ามาชิดกัน การใช้ถังกรองช่วยสร้างฟลอคคูเลชัน เรียกว่า กรองสัมผัส (Contact Filtration) แต่เนื่องจากช่องว่างในชั้นกรองมีจำกัด วิธีนี้จึงใช้ได้กับอนุภาคที่มีความเข้มข้นไม่เกิน 50 มก./ล. การใช้กรวดขนาดเล็กแทนทรายอาจเพิ่มปริมาตรช่องว่างได้ แต่เป็นการลดพื้นที่สัมผัส ดังนั้นจึงอาจได้ผลในทางฟลอคคูเลชันไม่ดีเท่าชั้นทราย

- ใช้อนุภาคที่จับตัวกันเป็นฟลอคแล้วเป็นเป้าสัมผัสให้กับอนุภาคใหม่ ในทางปฏิบัติสามารถกระทำได้ 2 วิธี คือ ทำให้ฟลอคจับตัวกันเป็นชั้นสลัดจ์ (Sludge Blanket) และบังคับให้อนุภาคคอลลอยด์เคลื่อนที่ผ่านชั้นสลัดจ์ อีกวิธีหนึ่ง คือนำเอาฟลอคกลับคืนมาผสมกับอนุภาคคอลลอยด์จากนั้นจึงสร้างสัมผัสตามแบบ Orthokinetic Flocculation และการใช้ถังตกตะกอนแบบ Solids Contact Clarifier ใช้หลักการนี้เช่นกัน

2.5) ในกรณีที่อนุภาคคอลลอยด์มีขนาดใหญ่กว่า 3 ไมครอน แต่มีความเข้มข้นต่ำ การสร้างสัมผัสอาจใช้วิธีการนี้ได้เช่นกัน แต่สารกรองที่ใช้ควรมีขนาดใหญ่กว่าทราย

3) ปัจจัยที่มีผลต่อการสร้างและรวมตะกอน

ในกระบวนการสร้างและรวมตะกอน จะดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพขึ้นอยู่กับปัจจัยดังนี้

3.1) ชนิดและความเข้มข้นของสาร Coagulant

สาร Coagulant เป็นสารเคมีที่แตกตัวให้ประจุบวกสูงเพื่อสะเทินประจุลบที่ผิวของสารแขวนลอยให้มารวมกันและตกตะกอนได้ การเลือกชนิดและความเข้มข้นของสารเคมี

เพื่อใช้เป็นสาร Coagulant มักพิจารณาจากคุณสมบัติของน้ำเสียเป็นสำคัญ สารที่นิยมใช้ได้แก่ สารส้ม และสารประกอบเหล็ก เช่น $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ และ FeCl_3 เป็นต้น (มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

3.2) pH เริ่มต้น

น้ำเสียที่มีความขุ่น และมีค่าความเป็นกรดต่างสูงจัดเป็นน้ำที่สามารถบำบัดด้วยกระบวนการสร้างและรวมตะกอนทางเคมีได้ง่าย โดยทั่วไปการใช้สารส้มเป็นสาร Coagulant จะให้ผลดีในน้ำที่มีค่าความเป็นกรดต่างอยู่ระหว่าง 6-7 การใช้ FeCl_3 เป็นสาร Coagulant จะให้ผลดีในน้ำที่มีค่าความเป็นกรดต่างอยู่ระหว่าง อยู่ในช่วง 5-7 (มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

3.3) สภาพต่าง (Alkalinity)

การติมสารส้มในน้ำที่มีสภาพต่างเพียงพอ ปฏิกิริยาจะไม่เกิด H^+ ทำให้สามารถเกิด $\text{Al}(\text{OH})_3$ ต่อไปได้ ซึ่งหากในน้ำเสียมีสภาพต่างไม่เพียงพอ สามารถปรับสภาพของน้ำเสียให้อยู่ในสภาพต่างโดยการเติมสารเคมี เช่น ปูนขาว ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) โซดาแอซ (Na_2CO_3) ทำให้เกิดปฏิกิริยา (มัลลิกา ปัญญาคะโป, 2556)

3.4) ความเร็วและเวลาในการกวนเร็วและกวนช้า

ในขั้นตอนการโคแอกกูเลชัน จำเป็นต้องให้สาร Coagulant สัมผัสกับอนุภาคของคอลลอยด์ โดยทำการกวนเร็วในระยะเวลาที่สั้น เพื่อให้เกิดการสะเทินประจุของอนุภาคคอลลอยด์ ส่วนในขั้นตอนการฟล็อกคูเลชัน ต้องทำการกวนช้าในระยะเวลาที่ยาวนานกว่าขั้นตอนการโคแอกกูเลชัน เพื่อให้สารได้สัมผัสหรือกระทบกัน หากในกระบวนการสร้างและรวมตะกอนทางเคมีนี้มีความเร็วและเวลาในการกวนเร็ว และกวนช้าไม่เหมาะสม อาจเป็นสาเหตุทำให้การทำลายเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์เกิดได้ไม่สมบูรณ์ และทำให้ฟล็อกไม่เกาะกันหรือฟล็อกที่เกาะกันแล้วแตกออกได้

3.5) เวลาในการตกตะกอน

เวลาในการตกตะกอนเป็นปัจจัยสำคัญในขั้นตอนสุดท้ายของกระบวนการสร้างและรวมตะกอนทางเคมี โดยฟล็อกที่ได้ เมื่อผ่านขั้นตอนโคแอกกูเลชันและขั้นตอนการฟล็อกคูเลชันแล้ว ต้องปล่อยให้ตกตะกอนตามระยะเวลาที่เหมาะสม หรือเวลาที่กำหนด ซึ่งถ้าปล่อยให้เวลานาน ฟล็อกที่เกิดขึ้นก็ตกตะกอนได้ดี

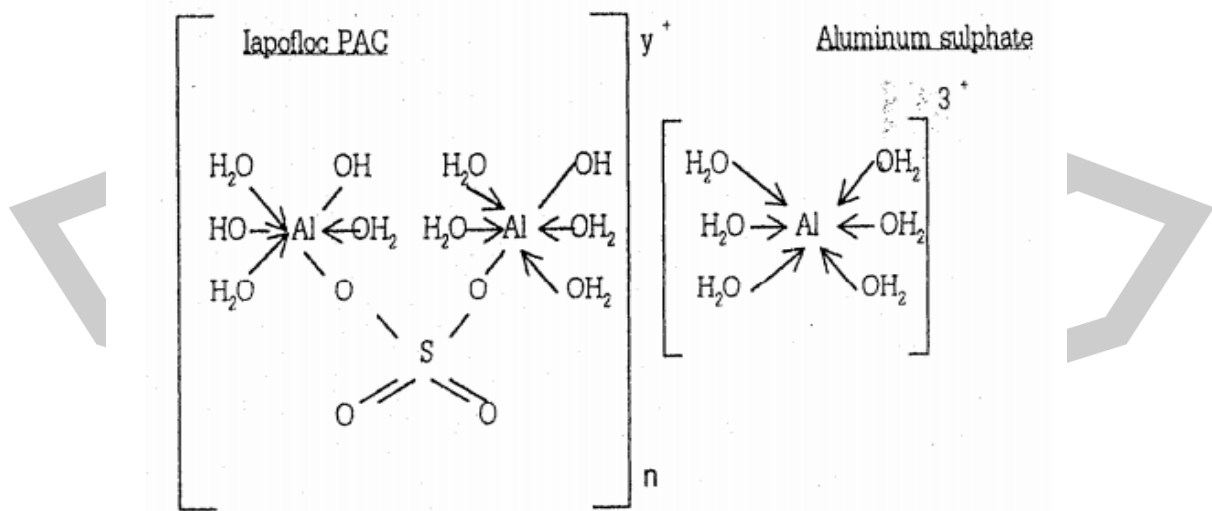
4) สารเคมีที่ใช้ในการสร้างรวมตะกอนหรือสารโคแอกกูแลนต์

สารเคมีหลักที่ใช้ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน เรียกว่า โคแอกกูแลนต์ (Coagulant) ส่วนสารที่ช่วยทำให้โคแอกกูแลนต์มีประสิทธิภาพดียิ่งขึ้น เรียกว่า โคแอกกูแลนต์เอ็ด (Coagulant Aid) เช่น สารอินทรีย์ตามธรรมชาติหรือสังเคราะห์ แอคติเวจเต็ดซิลิกา ปูนขาว ดินเหนียวชนิดต่างๆ เป็นต้น สารเคมีกลุ่มโคแอกกูแลนต์เอ็ดไม่สามารถนำมาใช้งานเพียงลำพังได้ต้องใช้งานร่วมกับโคแอกกูแลนต์จึงจะสามารถทำหน้าที่เพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันได้

โคแอกกูแลนท์ที่นิยมใช้กันมากมีหลายชนิดด้วยกัน ได้แก่ สารส้ม (Aluminium sulfate, Alum) พอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ (Polyaluminium chloride, PAC) เฟอริกคลอไรด์ (Ferric chloride, FeCl_3) เฟอริกซัลเฟต ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) Ferrous sulfate และ Sodium Aluminat เป็นต้น โคแอกกูแลนท์เหล่านี้เมื่อละลายในน้ำจะแตกตัวกลายเป็นอออนบวกและลบที่มีวาเลนซ์ (Valance) สูง อีออนบวกจะสามารถทำปฏิกิริยากับ OH^- ทำให้เกิดคอลลอยด์ของสารประกอบโลหะไฮดรอกไซด์ ซึ่งมีประจุบวก สารไฮดรอกไซด์นี้สามารถจับตัวกับอนุภาคความขุ่นที่มีประจุลบ ทำให้ความขุ่นกลายเป็นกลาง ซึ่งเท่ากับเป็นการทำลายเสถียรภาพให้กับความขุ่นนั่นเอง โคแอกกูแลนท์ที่นิยมใช้ในปัจจุบันแบ่งออกเป็น 2 กลุ่ม คือกลุ่มที่มีอะลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบ และกลุ่มที่มีเหล็กเป็นองค์ประกอบ อะลูมิเนียมและเหล็กเป็นสารสร้างตะกอนที่มีประสิทธิภาพ ราคาไม่แพง เมื่ออยู่ในน้ำจะมีความสามารถในการเกิดสารประกอบเชิงซ้อนที่มีประจุไฟฟ้าเป็นจำนวนมาก และถูกควบคุมปฏิกิริยาด้วยพีเอช ในระบบหากพีเอชไม่อยู่ในช่วงที่เหมาะสม จะทำให้กระบวนการตกตะกอนมีประสิทธิภาพต่ำ หรือไม่มีประสิทธิภาพเลย (M. Mollah et al., 2001)

4.1) สารสร้างตะกอนในกลุ่มอะลูมิเนียม

4.1.1) อะลูมิเนียมซัลเฟต หรือสารส้ม (Aluminum sulphate, Alum, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) เป็นเกลือเชิงซ้อนของสารประกอบที่มีธาตุอะลูมิเนียม และซัลเฟต มีชื่อเรียกทางการค้าว่า สารส้ม ภาพประกอบ 7 สามารถละลายน้ำได้ดีถึง 71 ส่วนในน้ำ 100 ส่วน ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส (ชนิดสุภา เจริญลาภ & ปทุมทิพย์ ปราบพาล, 2556) เป็นสารที่รู้จักกันมาตั้งแต่สมัยโบราณ และปัจจุบันยังคงมีการใช้สารส้มกันมาก มี 2 ชนิด (Viraraghavan & Wimmer, 1998) คือ

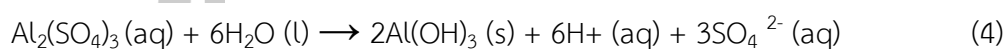


ภาพประกอบ 7 โครงสร้างทางเคมีของ lapofloc PAC และ Alum

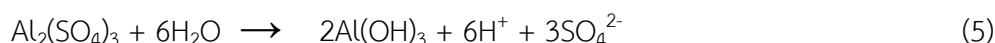
ที่มา: (Viraraghavan & Wimmer, 1998)

สารส้มที่เป็นสารประกอบของเกลือซัลเฟตสองเชิง (Double salt) เช่นโพแทสเซียมอะลัม [KAl(SO₄)₂ · 12H₂O] แอมโมเนียอะลัม [NH₄Al(SO₄)₂ · 12H₂O] และแอมโมเนียมเพอริกอะลัม [NH₄Fe(SO₄)₂ · 12H₂O] สารส้มชนิดนี้มีลักษณะเป็นผลึกใส

- สารส้มอะลูมิเนียมซัลเฟต (Al₂(SO₄)₃ · 12H₂O) สารส้มชนิดนี้มีสีขาวขุ่น ละลายน้ำได้ดี นิยมใช้ในอุตสาหกรรมกระดาษ มีชื่อเรียกอีกอย่างว่าสารส้มสำหรับทำกระดาษ (Paper maker's alum) ในการทำปฏิกิริยาอะลูมิเนียมซัลเฟตกับความแตกต่าง (HCO₃⁻) ของน้ำ ดังสมการต่อไปนี้ (ญาณิศา ตันติपालกุล et al., 2018) ดังสมการต่อไปนี้

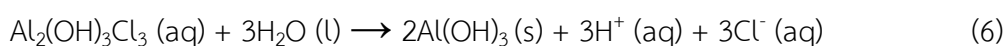


จากสมการดังกล่าว พบว่า เมื่ออะลูมิเนียมซัลเฟตทำปฏิกิริยากับน้ำจะเกิดอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ Al(OH)₃ ขึ้น ซึ่งไม่ละลายน้ำ และจะตกตะกอนช้าๆ ในระหว่างที่กำลังตกตะกอนจะดึงเอาสารแขวนลอยต่างๆ ให้มาเกาะติดอยู่กับอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ ทำให้มีอนุภาคที่ใหญ่ขึ้น และมีผลทำให้การตกตะกอนใช้เวลาน้อยลง การตกตะกอนของในกระบวนการสร้างตะกอนมีปัจจัยที่สำคัญอีกปัจจัยหนึ่ง คือ ค่าความเป็นกรดต่าง เนื่องจากประจุบวกของไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นจะส่งผลให้ค่าความเป็นกรดต่างลดลง ซึ่งจะไม่ทำให้เกิด Al(OH)₃ เนื่องจากความแตกต่างของน้ำถูกทำลาย น้ำจะมีสภาวะเป็นกรด ดังสมการที่ 5



4.1.2) พอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ (Hammer, 1996; ขนิษฐา และคณะ, 2556)

พอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ (Polyaluminum chloride, PACl) เป็นสารพอลิเมอร์ เตรียมได้จากอะลูมิเนียมไตรออกไซด์ (Al₂O₃) ทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนคลอไรด์ (HCl) ที่อุณหภูมิสูง เพื่อให้เกิดการรวมตัวเป็นอะลูมิเนียมไตรคลอไรด์ (AlCl₃) หลังจากนั้นให้ทำปฏิกิริยากับด่างที่อุณหภูมิและความดันสูง เพื่อให้เกิดการรวมตัวเป็นอะลูมิเนียมพอลิเมอร์ มีสูตรทั่วไปคือ Al_n(OH)_mCl_{3-n}^{m-} มีความสามารถละลายน้ำได้ดี พอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์มีอำนาจในการสร้างตะกอนและรวมตะกอนสูง และตกตะกอนได้รวดเร็วกว่าสารส้ม ช่วงพีเอชที่เหมาะสมในการตกตะกอน 4.0-10.0 ดังสมการที่ 6 (ญาณิศา ตันติपालกุล et al., 2018)



เมื่อ PACl ละลายน้ำจะไฮโดรไลซ์ทันทีเป็นอะลูมิเนียมเชิงซ้อนมากมายซึ่งตัวที่มีประสิทธิภาพมากที่สุด คือ $[Al_{13}O_4(OH)_{24}]^{+7}$ หรือ Al^{+13} ซึ่งการรวมตัวเป็นอะลูมิเนียมตัวนี้ขึ้นอยู่กับระดับการรวมตัวของต่างกับสารละลายอะลูมิเนียม ชนิดและความเข้มข้นของต่าง ความเข้มข้นของสารละลายอะลูมิเนียมคลอไรด์ อุณหภูมิ ซึ่งปัจจัยที่สำคัญที่สุด คือ ปริมาณของต่างที่เติมลงไป และระดับของความเป็นกลาง เมื่อนำพอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์มาใช้เป็นสารสร้างตะกอนแทนสารส้มนั้น พบว่า

- ■ - ใช้ได้กับน้ำในช่วงพีเอชที่กว้างกว่าการใช้สารส้ม โดยเฉพาะที่พีเอชน้อยกว่า 5.5 หรือพีเอชมากกว่า 7

- ■ - ทำให้เกิดการรวมตัวกับอนุภาคคอลลอยด์เกิดเป็นกลุ่มตะกอนได้เร็วและความแข็งแรงกว่าและตกตะกอนได้เร็วกว่าการใช้สารส้ม ตะกอนจะไม่มีความต้องการใช้สารช่วยสร้างตะกอน (Coagulant aid) เลย

- ■ - ภายหลังจากบำบัดแล้วน้ำที่ได้จะมีค่าพีเอชไม่ต่ำมากเหมือนกับการใช้สารส้ม เป็นสารสร้างตะกอน

- ■ - การนำ PACl มาใช้เป็นสารสร้างตะกอนในกระบวนการผลิตน้ำประปานั้นไม่ทำให้ต้องเปลี่ยนแปลงเครื่องมือหรืออุปกรณ์อื่นๆ รวมทั้งไม่ต้องเปลี่ยนแปลงจุดที่จะใส่สารสร้างตะกอนเข้าไปทำปฏิกิริยากับน้ำเลย น้ำที่ผ่านการตกตะกอนแล้วจะมีความขุ่นอยู่ในระดับที่ต่ำซึ่งจะทำให้ Head loss ของระบบการกรองอยู่ในระดับที่ต่ำเมื่อเปรียบเทียบกับสารส้ม

- ■ - ทำให้มีอะลูมิเนียมตกค้างในน้ำ แต่เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้สารส้มแล้ว พบว่า PACl จะทำให้อะลูมิเนียมตกค้างในปริมาณที่น้อยกว่า ทั้งนี้เนื่องจากอะลูมิเนียมละลายกลับออกมาจาก PACl ในปริมาณที่น้อยกว่านั่นเอง ใช้ได้กับน้ำที่มีอุณหภูมิต่ำได้

- ■ - ทำให้มีปริมาตรของ Sludge ในปริมาณมากกว่าการใช้สารส้ม แต่เมื่อคิดในน้ำหนักแห้ง (Dry weight) แล้วจะมีน้ำหนักน้อยกว่าการใช้สารส้ม และในประเทศญี่ปุ่นได้นำเอา Sludge ที่แห้งแล้วไปถมที่ (Land fill) หรือใช้เป็นตัวช่วยบำรุงดิน (Soil conditioner) และอาจนำมาใช้เป็นวัตถุดิบในการทำผลิตภัณฑ์ซีเมนต์สามารถนำมาใช้กับน้ำที่มีความเป็นด่างต่ำ และความขุ่นสูงได้อีก ทั้งยังใช้ PACl ในปริมาณที่น้อยกว่าสารส้ม

- ■ - ทำการทดลองและรายงานว่าความเข้มข้นของสารแขวนลอยต่ำๆ ถึงปานกลาง พบว่า PACl เป็นสารสร้างตะกอนที่ดีกว่าสารส้ม (โดยเฉพาะที่พีเอชน้อยกว่า 5 หรือมากกว่า 7)

- ■ - การทดลองหาปริมาณสารสร้างตะกอนที่เหมาะสมของสารส้มและ PACl ที่อุณหภูมิ 7, 10 และ 20 °C พบว่าในการกำจัดความขุ่นนั้น PACl มีประสิทธิภาพในการกำจัดความขุ่นที่ 1/3 ถึง 2/3 ของปริมาณสารส้ม และ PACl สามารถกำจัดความขุ่นได้มากกว่าการใช้สารส้ม

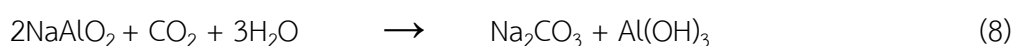
ร้อยละ 20 ในทุกๆ อุณหภูมิที่ทดสอบ ซึ่งประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นนี้ไม่ได้มีการเพิ่มสารพอลิเมอร์เพื่อใช้เป็นสารช่วยในการตกตะกอนและสามารถใช้ PACl ได้ในช่วงอุณหภูมิที่กว้างกว่าการใช้สารส้ม นอกจากนี้ คุณสมบัติของน้ำภายหลังการบำบัดยังมีพีเอชสูงกว่าการใช้สารส้มจึงทำให้ไม่จำเป็นต้องปรับพีเอชของน้ำ

▲ - PACl สามารถกำจัด Fulvic acid ที่มีความเข้มข้นและพีเอชต่ำได้ดีกว่าการใช้สารส้ม และ PACl มีความเหมาะสมที่จะใช้กับน้ำที่มีสารอินทรีย์และพีเอชต่ำ เพราะทำให้ใช้ PACl ในปริมาณที่น้อยกว่าสารสร้างตะกอนที่เป็นอะลูมิเนียมอื่นๆ

■ ■ - แม้ว่า PACl จะมีประสิทธิภาพในการเป็นสารสร้างตะกอน แต่ก็ยังมีราคาแพงกว่าสารส้มถึง 2.5 – 3 เท่า แม้ว่าจะช่วยประหยัดในเรื่องของการปรับพีเอช และพอลิเมอร์ที่จะต้องเติมลงไปก็ตาม

4.1.3) โซเดียมอะลูมิเนต (NaAlO_2) (Hammer, 1996; ขนิษฐา เจริญลาภ & ปทุมทิพย์ ปราบพาล, 2556)

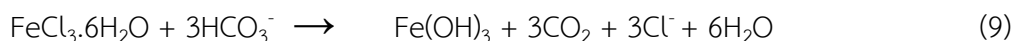
■ ■ โซเดียมอะลูมิเนต มีสูตรทางเคมีคือ NaAlO_2 ละลายน้ำให้สารละลายที่มีความเป็นด่าง ในการใช้งานควรใช้ควบคู่กับสารส้ม ตกตะกอนได้ดีในช่วงพีเอชกว้าง เกิดฟล็อกที่มีเนื้อแน่น หนัก ไม่แตกสลายง่าย ทำให้ตกตะกอนได้เร็ว และกรองได้ดี การใช้สารส้มทำให้มีอะลูมิเนียมในน้ำมาก ซึ่งการเติมโซเดียมอะลูมิเนต และปรับพีเอชเป็น 7 จะสามารถตกตะกอนอะลูมิเนียมได้ ปฏิกริยาโซเดียมอะลูมิเนตกับสารส้ม และคาร์บอนไดออกไซด์ อีสระเป็นดังนี้



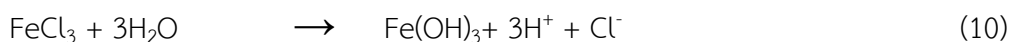
4.2) สารสร้างตะกอนในกลุ่มเกลือของเหล็ก (Hammer, 1996; ขนิษฐา เจริญลาภ & ปทุมทิพย์ ปราบพาล, 2556)

4.2.1) เฟอร์ริกคลอไรด์

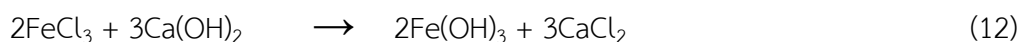
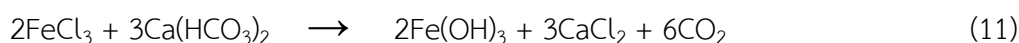
เฟอร์ริกคลอไรด์มีสูตรทางเคมี คือ $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ หรือ FeCl_3 anhydrous มีลักษณะเป็นผลึกสีน้ำตาลหรือเหลือง ละลายน้ำได้ดี มีขายในท้องตลาด 3 รูปแบบ คือ ของแข็งที่ไม่มีน้ำ เป็นผลึกน้ำ และในรูปของเหลว เมื่อเติมลงไปใต้น้ำดิบในรูปของสารละลาย จะทำให้มีฤทธิ์เป็นกรดและกัดกร่อน ปฏิกริยาจะคล้ายกับอะลูมิเนียมซัลเฟต (สารส้ม) โดยเมื่อใส่ลงในน้ำที่มีความเป็นด่าง จะเกิดปฏิกิริยาดังสมการที่ 9



ในภาวะที่ไม่มีความเป็นต่างปฏิกิริยาจะเป็นไปตามสมการที่ (10)

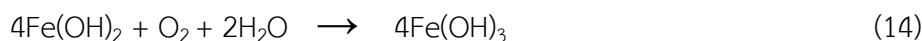
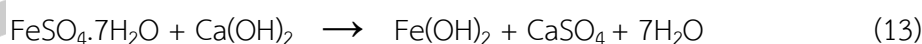


เฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) มีลักษณะคล้ายกับอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Al}(\text{OH})_3$) คือไม่ละลายน้ำ เมื่อตกตะกอนจะตั้งเอาสารแขวนลอยต่างๆ ลงมาด้วย จากสมการที่ 11-12 จะเห็นได้ว่าต้องการความเป็นต่างในการทำปฏิกิริยา จึงต้องปรับพีเอชให้สูงขึ้นโดยการเติมปูนขาว โดยช่วงพีเอชที่เหมาะสมในการตกตะกอนอยู่ในช่วงที่พีเอชมากกว่า 8.5



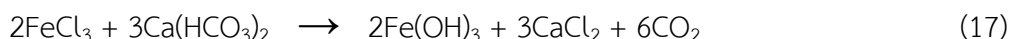
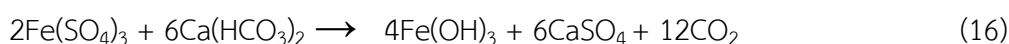
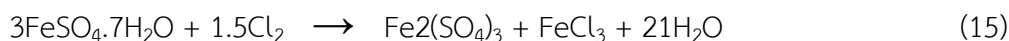
4.2.2) เฟอร์รัสซัลเฟต (Hammer, 1996; ขนิษฐา เจริญลาภ & ปทุมทิพย์ ปราบพาล, 2556)

เฟอร์รัสซัลเฟตมีสูตรทางเคมีคือ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ มีลักษณะเป็นทั้งผง เม็ด หรือผลึก มีสีเขียวถึงน้ำตาลปนเหลือง ละลายน้ำได้ดี เมื่อเป็นสารละลายจะมีความเป็นกรด และกัดกร่อน เติมน้ำในรูปของแข็งหรือสารละลายก็ได้ เฟอร์รัสซัลเฟตเมื่อใส่ลงไปใต้น้ำจะเกิดเป็นเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_2$) ซึ่งละลายน้ำได้ดี จึงต้องออกซิไดส์ เพื่อเปลี่ยนเป็นเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ด้วยการเติมอากาศ หรือคลอรีน



เฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ที่เกิดขึ้นมีเนื้อแน่นและตกตะกอนได้เร็ว แต่ต้องควบคุมปริมาณปูนขาวอย่างถูกต้อง เพราะถ้าเติมปูนขาวมากเกินไปอาจมีการตกผลึกของหินปูนเกิดขึ้นในท่อส่งน้ำ และจ่ายน้ำ เพราะปูนขาวทำปฏิกิริยากับสารไบคาร์บอเนตทำให้เกิดหินปูนซึ่งตกผลึกได้ เฟอร์รัสซัลเฟตจึงเหมาะกับน้ำตามธรรมชาติ ที่มีสารไบคาร์บอเนตพอเพียง โดยไม่ต้องเติมปูนขาว โดยมีช่วงพีเอชที่เหมาะสมในการตกตะกอนค่อนข้างกว้าง อยู่ในช่วง 4.8 -11.0

การใช้เฟอร์รัสซัลเฟตร่วมกับคลอรีน ทำให้เกิดเฟอร์ริกคลอไรด์ (FeCl_3) และเฟอร์ริกซัลเฟต ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) ตามสมการที่ 15

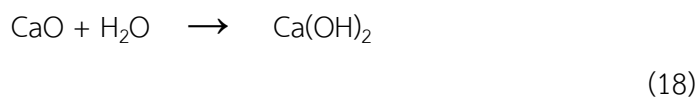


5) สารเร่งตกตะกอน (Coagulant aids) (ชนิดจุลินทรีย์ & ปุ๋ยหมัก) (ชนิดสารเคมี, 2556)

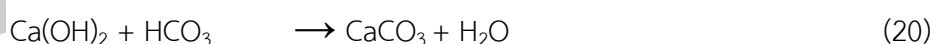
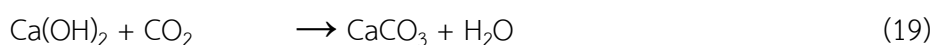
สารเร่งตกตะกอน หมายถึง สารที่ช่วยทำให้การตกตะกอนดียิ่งขึ้น ตะกอนแข็งแรงยิ่งขึ้น มีความสามารถในการกำจัดอนุภาคแขวนลอยออกจากน้ำดีขึ้น นอกจากนี้ยังช่วยลดเวลาในการตกตะกอน สารช่วยสร้างตะกอนมีหลายชนิดดังนี้

51) ปูนขาว

ปูนขาวมีสูตรทางเคมีคือ CaO มีสีขาว มีลักษณะเป็นเม็ด หรือผง ละลายน้ำได้ไม่ดี เมื่อผสมกับน้ำจะเปลี่ยนเป็นแคลเซียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Ca}(\text{OH})_2$)



และเมื่อผสมกับน้ำจำนวนมากจะทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์และไบคาร์บอเนตในน้ำ ตามสมการที่ 19 – 20



แคลเซียมคาร์บอเนตที่เกิดขึ้นไม่ละลายน้ำ และจะตกตะกอน ดึงเอาสารแขวนลอยต่างๆ ลงมาด้วย ในการใช้งานมักเติมปูนขาวพร้อมกับสารส้ม

5.2) สารถ่วงน้ำหนัก (Weighing agent)

น้ำที่มีความขุ่นสูงมาก จะไม่ค่อยมีปัญหาเรื่องการตกตะกอน น้ำที่มีความขุ่นต่ำ บางครั้งจะไม่ตกตะกอน ถึงแม้ว่าจะเติมสารเคมีลงไป เพราะน้ำหนักตะกอนที่ก่อตัวขึ้นไม่โตและหนัก

พอ จึงต้องเติมสารถ่วงน้ำหนักเข้าช่วย สารถ่วงน้ำหนักที่ใช้อาจเป็นผงดินเหนียว ถ่านกัมมันต์ หรือ เบนโทไนด์ ปริมาณที่เพิ่มขึ้นกับสมบัติของน้ำ โดยทั่วไปจะใช้ประมาณ 10 - 50 มิลลิกรัมต่อลิตร

5.3) พอลิเมอร์หรือพอลิอิเล็กโทรไลต์ (Polyelectrolytes)

สารช่วยสร้างตะกอนแบบพอลิเมอร์มีประสิทธิภาพในการจับตะกอนที่ดี สามารถจับอนุภาคคอลลอยด์ และเกิดเป็นฟล็อกขนาดใหญ่ได้โดยใช้ในปริมาณเล็กน้อย มีหลายชนิด ขึ้นกับน้ำหนักและรูปร่างของโมเลกุล ซึ่งอาจเป็นโซ่ตรงหรือโซ่กิ่ง เมื่อละลายน้ำจะแตกตัวให้สารที่มีประจุบวก ประจุลบ หรือไม่มีประจุ มีสมบัติดังนี้

- สารช่วยสร้างตะกอนแบบพอลิเมอร์เป็นสารที่ละลายน้ำ มีน้ำหนักโมเลกุลสูง มีหมู่ทำปฏิกิริยาหลายหมู่

- ฟล็อกที่เกิดจากการใช้พอลิเมอร์ จะเกิดได้รวดเร็ว มีขนาดใหญ่ และค่อนข้างคงตัว ทำให้ใช้เวลาในการบำบัดลดลง

- ใช้ในปริมาณน้อยทำให้ปริมาณสลัดจ์ที่เกิดขึ้นน้อย

พอลิเมอร์หรือพอลิอิเล็กโทรไลต์ (Polyelectrolytes) สามารถแบ่งได้ 2 ชนิด ตามแหล่งที่มาของพอลิเมอร์ คือ พอลิเมอร์ธรรมชาติ เช่น เซลลูโลส (Cellulose) เจลาติน (Gelatin) ไคติน (Chitin) และแป้ง (Starch) พอลิเมอร์ธรรมชาติเหล่านี้ใช้ในการปรับปรุงคุณภาพน้ำได้หลายชนิด และพอลิเมอร์สังเคราะห์ เช่น Polyacrylamide ที่สังเคราะห์จาก Monomer ที่รวมกันเป็นสายโซ่ยาว พอลิเมอร์สามารถแบ่งได้ 4 กลุ่ม (มัลลิกา ปัญญาคะโป, 2556) ดังนี้

5.3.1) Cationic polyelectrolyte มีหมู่ฟังก์ชันที่แตกตัวให้ประจุบวก เช่น Polydiallyldimethyl ammonium (PDADMA, cat-floc)

5.3.2) Anionic polyelectrolyte มีหมู่ฟังก์ชันที่แตกตัวให้ประจุลบ เช่น Polyacrylamide acid (PAA) Hydrolyzed polyacrylamide (HPAM) และ Polystyrene sulfate (PSS) ทั้งนี้ สารรวมตะกอน Polyacrylamide ประเภท Anionic มีประจุไฟฟ้าเป็นลบเมื่อละลายน้ำ และทำให้เกิดกลุ่ม Amide group (NH_2) หรือเกิดจากการรวมกลุ่มของ Anionic monomer จนเป็น Acrylamide polymer

5.3.3) Ampholytic polyelectrolyte มีหมู่ฟังก์ชันที่แตกตัวให้ประจุบวก และประจุลบ

5.3.4) Nonionic polymer เป็นพอลิเมอร์ที่ไม่มีประจุและไม่ละลายน้ำแต่มีประสิทธิภาพในการเชื่อมอนุภาคของตะกอนให้เกิดการรวมกลุ่มกันได้ดี

6) สารโคแอกกูแลนต์จากธรรมชาติ (Natural Coagulants)

การตกตะกอนที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาตินั้นเกิดได้จากสารช่วยตกตะกอนทางธรรมชาติหลายชนิด ได้แก่ จูลินทรีย์พอลิแซคคาไรด์ แป้ง เจลาติน กาแลคโตมันน์ อนุพันธ์เซลลูโลส

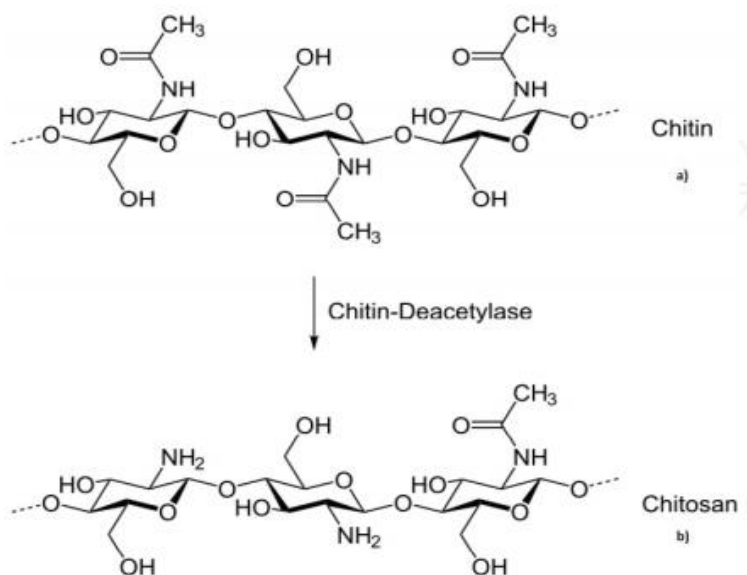
ไคโตซาน กาว และอัลจินเนต กระบวนการตกตะกอนประกอบด้วยการเชื่อมโยงโมเลกุลการยึดเกาะ และการสร้างสมดุลตกตะกอนตามธรรมชาติ ซึ่งมีความสามารถในการบำบัดน้ำเสียให้อยู่ในเกณฑ์มาตรฐานก่อนการปล่อยน้ำเสียได้ (Kumar et al., 2017) ดังนี้

6.1) สารโคแอกกูแลนต์ที่ไม่ใช่พืช (Non-plant-based coagulants) (Kumar และคณะ, 2017)

พอลิเมอร์เป็นสารโมเลกุลใหญ่ (Macromolecules) ไม่ละลายน้ำ แต่สามารถแตกตัวได้เมื่ออยู่ในของเหลว มีประจุลบ ทำให้สารละลายมีสภาพอิเล็กโทรไลต์ (Polyelectrolytes) เกิดการรบกวนกันของอนุภาคของประจุบวก และเกิดการตกตะกอน สารโคแอกกูแลนต์ที่ไม่ใช่พืช ได้แก่

6.1.1) ไคโตซาน (Chitosan)

ไคโตซาน หรือ 2-Amino-2-deoxy-(1,4)- β -D-glucopyranan มีลักษณะเป็นแผ่นสีขาวหรือสีครีม ไม่มีกลิ่น บางครั้งอาจอยู่ในรูปผงหรือเส้นใย เป็นพอลิเมอร์ที่เตรียมได้จากปฏิกิริยาขจัดหมู่อะซิติก (de-acetylation) ออกจากไคติน ภาพประกอบ 8 โดยการใช้ต่างเข้มข้นหรือเอนไซม์ โดยไคตินเป็นองค์ประกอบของเปลือกของสัตว์จากพวกกุ้ง ปู และแกนหมึก เป็นต้น ไคโตซาน เป็นตัวอย่างของพอลิเมอร์ชีวภาพชนิดเซลลูโลสที่กระจายอยู่ทั่วไปในธรรมชาติ โดยเฉพาะอย่างยิ่งในสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลังในทะเล แมลง ยีสต์และรา ไคโตซานเป็นสารประเภท polysaccharide ที่มี lineaments ที่มีประโยชน์มากมาย เช่น มีความเข้ากันได้ทางชีวภาพ และความสามารถในการดูดซับไอออนของโลหะจำนวนมาก เป็นต้น ไคโตซานยังจัดเป็นกลุ่มอะซิติก และอนุพันธ์ของไคติน ซึ่งเป็นพอลิแซคคาไรด์ธรรมชาติที่พบได้ในอาร์โทรพอด และร่าบางชนิด ไคโตซานเป็นสารประกอบที่ไม่เป็นพิษ ย่อยสลายได้ มีพอลิเมอร์ประจุบวกเชิงเส้นของน้ำหนักโมเลกุลสูง (Montembault et al., 2005) ไคโตซานสามารถละลายได้ในสารละลายกรดอินทรีย์อ่อน ได้แก่ กรดอะซิติก และกรดแล็กติก เป็นต้น เนื่องจากโครงสร้างของไคโตซานมีหมู่อะมิโน ($-NH_2$) และ ไฮดรอกซิล ($-OH$) เมื่อละลายในสารละลายกรดแล้วหมู่อะมิโนได้รับโปรตอน เกิดเป็นประจุบวก ($-NH_3^+$) สามารถเกิดแรงดึงดูดทางไฟฟ้าสถิตกับสวนที่เป็นประจุลบของมิวซินทำให้ไคโตซานสามารถยึดติดเยื่อเมือกได้ หากอยู่ในสภาวะที่ไม่แตกตัวการยึดติดเยื่อเมือกจะเกิดจากพันธะไฮโดรเจนระหว่างหมู่อะมิโนและไฮดรอกซิลของไคโตซานกับมิวซินและแรงไฮโดรโฟบิก (hydrophobic interaction) นอกจากนี้ยังพบว่าการยึดติดเยื่อเมือกของไคโตซานขึ้นกับน้ำหนักโมเลกุล (molecular weight, MW) ประจุ (charge) และปริมาณการกำจัดหมู่อะซิติก (degree of acetylation, DA) ของไคโตซานอีกด้วย ไคโตซานจึงถูกนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียเพื่อการกำจัดสิ่งสกปรกหรือสารอินทรีย์ประจุลบในน้ำเสีย (Petronela & Nechita, 2017)



ภาพประกอบ 8 โครงสร้างไคตินและไคโตซาน

ที่มา: Petronela & Nechita (2017)

6.1.2) อัลจีเนต (alginate)

อัลจีเนต หรือแอลจिन (algin) เป็นไฮโดรคอลลอยด์ (hydrocolloid) ประเภทพอลิแซ็กคาไรด์ (Polysaccharide) ที่เป็นเฮเทอโรพอลิแซ็กคาไรด์ (Heteropolysaccharide) ซึ่งเป็นพอลิเมอร์ของอนุพันธ์ของน้ำตาล ได้แก่ กรดแมนนูโรนิก (D-mannuronic acid) กรดกลูคูโรนิก (Guluronic acid) มีมากมายตามธรรมชาติ ทั้งในแบคทีเรีย และในส่วนประกอบโครงสร้างสำหรับสายน้ำตาล อัลจีเนตมีความสามารถในการกักเก็บน้ำ มีความหนืด การก่อก้อน และคุณสมบัติคงตัว อัลจีเนตเป็นพอลิแซ็กคาไรด์ที่มีกลุ่มคาร์บอกซิล และความสามารถที่หลากหลาย

การวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการตกตะกอนของ Actinobacteria ศึกษาถึงกิจกรรมการสะสมทางชีวภาพโดยใช้ Cellulo Monas และ Streptomyces ใช้ในบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความขุ่นจากดินขาว พบว่าสามารถตกตะกอนได้อย่างมีนัยสำคัญ (Nwodo และคณะ, 2014) และพบว่าการมีพอลิแซ็กคาไรด์ (polysaccharides) และโปรตีนของน้ำตาลธรรมชาติ (protein with neutral sugar) น้ำตาลอะมิโน (amino sugar) และกรดยูเรเนียม (uronic acids) อาจมีส่วนช่วยทำให้เกิดการตกตะกอนได้สูง

7) สารโคแอกกูแลนต์จากพืช (Plant-based coagulants (PBC) (Kumar et al., 2017)

PBC ถูกนำมาใช้อย่างกว้างขวางสำหรับการทำให้น้ำที่ปนเปื้อนบริสุทธิ์ เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายในการบำบัดต่ำกว่าการใช้สารอื่นในการทำให้ความสกปรกจับตัวกันเป็นก้อน การตกตะกอนของ PBC ถือเป็นกระบวนการบำบัดน้ำที่มีช่วงความขุ่นต่ำถึงปานกลาง (50–500 NTU) PCB ที่นิยมใช้ ได้แก่ เมล็ด Nirmali, *Moringa oleifera*, แทนนิน และกระบองเพชร มีตัวอย่างพืชที่ถูกนำไปใช้ในการตกตะกอนน้ำเสีย ดังนี้

7.2.1) Anionic polyelectrolytes เป็นพอลิเมอร์ของเมล็ดพันธุ์ Nirmalii ซึ่งอนุภาคได้รับน้ำโดยผ่านการเชื่อมระหว่างอนุภาค สารสกัดจากเมล็ดประกอบด้วยกลุ่ม $-COOH$ และ $-OH$ ที่สามารถเพิ่มความสามารถในการรวมตะกอน เนื่องจากไขมัน คาร์โบไฮเดรต อัลคาลอยด์ พอลิเมอร์ของน้ำตาลกาแล็กโทสและแมนโนส (Galactomannani) และพอลิเมอร์ของกาแล็กโทสที่พบในเฮมิเซลลูโลส (hemicellulose) ซึ่งสามารถเปลี่ยนเป็นกาแล็กโทสได้โดยการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) (Galactanii) เป็นส่วนผสมของ polysaccharide ที่สกัดจากเมล็ด *Strychnos potatorum* มีความสามารถในการลดความขุ่นได้ถึง 80%

7.2.2) มะรุม (*Oleifera*) เป็นพืชที่มีกลิ่นไม่รุนแรง (มีความเข้มข้นต่ำ) ซึ่งเมล็ดมีน้ำมันที่บริโภคได้และสารที่ละลายน้ำได้ เป็นที่ทราบกันว่าพืชชนิดนี้สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ มะรุมมักบริโภคเป็นอาหารและใช้เป็นยารักษาโรค มีสารช่วยตกตะกอนที่สำคัญ มีมวล 12–14 kDa และจุดไอโซอิเล็กทริก (isoelectric point; pI) ประมาณ 10-11 ซึ่งจุดไอโซอิเล็กทริก เป็นจุดค่า pH ที่ประจุรวมของกรดแอมิโน (Amino acid) หรือโปรตีน (protein) เป็นศูนย์ เนื่องจากโมเลกุลของกรดแอมิโน และโปรตีน มีทั้งหมู่แอมิโน (amino group) ที่เป็นเบสอ่อน และหมู่คาร์บอกซิล (carboxyl group) ที่เป็นกรดอ่อน รวมถึง หมู่ R ที่เป็นได้ทั้งที่มีขั้ว หรือมีประจุบวก หรือประจุลบ ทำให้กรดแอมิโนเป็นได้ทั้งกรดและเบสขึ้นอยู่กับค่า pH

7.2.3) แทนนิน (Tannin, Tannic acid)

สารแทนนิน (Tannin, tannic acid) เป็นพอลิฟีนอล (Polyphenol) ที่มีโมเลกุลใหญ่ และโครงสร้างซับซ้อน มีสูตรโมเลกุล ($C_{75}H_{52}O_{46}$) เป็นกรดอ่อน ประกอบด้วย gallic acid จำนวน 9 โมเลกุล และ น้ำตาลกลูโคส 1 โมเลกุล แทนนินมีจำหน่ายเป็นการค้าในรูปของกรดแทนนิก (Tannic acid) ซึ่งเป็นสารจากธรรมชาติ ที่ได้มาจากโครงสร้างพื้นฐานของพอลิฟีนอลิก เช่น อะคาเซีย คาเทเนนา หรือสกัดจากเปลือกไม้ และไม้เนื้อแข็ง การประยุกต์ใช้แทนนินนั้นมีการศึกษาอย่างกว้างขวางเพื่อนำไปบำบัดน้ำที่มีปริมาณไนโตรเจนและกรดคาร์บอนิก แทนนินให้ความหนาแน่นประจุบวก 3 มิลลิควิวาเลนต์ต่อกรัม (mEq/g) เนื่องจากมีกลุ่มเอมีนระดับตติยภูมิเดี่ยวต่อโมโนเมอร์ และมีน้ำหนักโมเลกุลอยู่ในช่วง 100 ถึง 10,000 นอกจากนี้ยังพบว่า แทนนินเป็นสารตกตะกอนที่เป็น

กลาง ซึ่งเป็นตัวช่วยในการบำบัดน้ำและการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากโครงสร้างแทนนินนั้นมีความสามารถในการรวมตะกอน

7.2.4) ต้นกระบองเพชร (Cactus)

ต้นกระบองเพชร (Cactus) ที่รู้จักกันมากที่สุดคือ โนपाल (Nopal) เป็นกระบองเพชรใบเสมาที่นิยมกินกันมากในประเทศเม็กซิโก กินได้ทั้งดิบและสุก ใบอ่อน ชูดหนามออกใช้เป็นผัก เอามาทำอาหาร หรือทำน้ำผักผลไม้ ใช้เป็นยาแผนโบราณ เป็นอาหารสัตว์ ดอกสวย ผลสามารถทานได้ โนपालจึงเป็นทั้งผักและผลไม้ และเป็นสายพันธุ์ที่มีความสามารถในการกักเก็บน้ำไว้ในตัวเองได้ดี และความชุ่มชื้นมาก สำหรับ Prickly Pear เป็นแคคตัสในอเมริกาเหนือ ซึ่งใช้กันอย่างแพร่หลายในการตกตะกอนน้ำ แคคตัสกลุ่ม Opuntia มีความสามารถในการรวมตะกอนสูง สารเหลวมีลักษณะหนืดเป็นเมือก (mucilage) จัดเป็นสารคาร์โบไฮเดรตเชิงซ้อน และมีความเหนียวซึ่งสามารถเก็บเมือกได้จากผิวใบของแคคตัส เมือกในกระบองเพชรชนิดนี้มีเส้นใยชนิดต่างๆ เช่น l-rhamanosei, l-arabinose, d-galactose, d-xyloose และกรดกาแลคเทอโรนิก (Galacturonic) โดยกรดกาแลคเทอโรนิกเป็นสารช่วยให้คอลลอยน์จับตัวเป็นก้อนได้ดีที่สุด สามารถบำบัดความขุ่นของน้ำได้ถึงร้อยละ 50 (Kumar และคณะ, 2017)

8) กลไกการสร้างและรวมตะกอนโดยสารรวมตะกอนธรรมชาติ (Kumar et al., 2017)

กลไกของการสร้างและรวมตะกอนของสารรวมตะกอนจากธรรมชาติ มีปฏิสัมพันธ์ระหว่างสารพอลิเมอร์และอนุภาคที่ละลายในสารละลาย เนื่องจากพอลิเมอร์ธรรมชาติมีกลุ่มประจุจำนวนมากที่อยู่ในสาย Polysaccharide เช่น $-OH$, $-COOH$, และ $-NH$ เป็นต้น สารที่มีโครงสร้างขนาดใหญ่มีหลายชนิด เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ที่สำคัญ ได้แก่ พอลิเมอร์ของพอลิแซคคาไรด์ และกรดอะมิโน กลไกของการสร้างและรวมตะกอน โดยมี 4 ขั้นตอน คือ

8.1.1) กลไกการใช้สารพอลิเมอร์เป็นสะพานเชื่อม (Bridging mechanisms/ Polymer bridging)

กลไกการเชื่อมโยงเกิดจากการใช้สารตกตะกอนต่างๆ เช่น moringa oleifera remove, sago starch และซีเหือก แต่กลไกการเชื่อมนี้มีความจำเป็นต้องใช้พื้นที่มากพอที่จะเชื่อมต่อส่วนของโซ่พอลิเมอร์เพื่อกำจัดอนุภาคที่ละลายอื่นๆ และต้องมีปริมาณของประจุที่เหมาะสมสำหรับการเชื่อมโยง พอลิเมอร์นี้ยังสามารถสกัดได้จากเมล็ด Nirmali ซึ่งมีคาร์โบไฮเดรตไขมันและอัลคาลอยด์ ที่มีหมู่ $-COOH$ และ $-OH$ ช่วยเพิ่มศักยภาพการรวมตะกอน อนุภาคพอลิแซคคาไรด์ที่สกัดได้จากเมล็ด Nirmali ประกอบด้วย Galactomannan และ Galactan มีความสามารถในการกำจัดความขุ่นสูงถึง 80% ของสารละลายดินขาว เกิดจากการดูดซับของ $-OH$ ในโซ่ Galactomannan และ Galactan นำไปสู่การเชื่อมโยงประจุของอนุภาค

8.1.2) กลไกการดูดติดผิวและทำลายประจุไฟฟ้าของอนุภาคคอลลอยด์

(Absorption/charge neutralization)

ในการตกตะกอน ประจุบวกของพอลิอิเล็กโทรไลต์ เป็นประจุที่มีแนวโน้มมากที่สุดในการทำลายอนุภาคที่ปนเปื้อน ทำให้พื้นผิวของอนุภาคเป็นกลางและอาจทำให้เกิดการกลับประจุ นอกจากนี้การตกตะกอนอาจเกิดขึ้นเนื่องจากการลดลงของประจุพื้นผิวของอนุภาค และการลดแรงขับไฟฟ้าระหว่างพวกประจุด้วย มีการศึกษาจำนวนมากที่ศึกษาเกี่ยวกับความหนาแน่นประจุของพอลิอิเล็กโทรไลต์ ความหนาแน่นประจุสูงสุดนั้นมีประสิทธิภาพ และความสามารถในการส่งประจุเพิ่มเติมไปยังผิวของอนุภาค ยิ่งไปกว่านั้นเมื่อพอลิอิเล็กโทรไลต์ที่มีความหนาแน่นประจุสูงสุดถูกดูดซับบนพื้นผิวที่มีความหนาแน่นน้อยกว่าของพื้นที่ อาจมีโอกาสดังกล่าวการห่อหุ้มไฟฟ้าสถิต (Electrostatic patch mechanism) ขึ้น กลุ่มพอลิอิเล็กโทรไลต์ที่ดูดซับแล้ว จะมีประจุไฟฟ้าสลับกันระหว่างประจุบวกและประจุลบ ที่ให้อนุภาคดึงดูดและเกิดการตกตะกอน สารจับตัวใน *Moringa oleifera* เป็นโปรตีนประจุบวกที่มีมวลโมเลกุลของ 12-14 kDa และจุด Iso-electric (Pi) อยู่ภายใต้ 10 - 11 ซึ่งมีกลไกหลักที่ควบคุมกิจกรรมการรวมตะกอน คือการดูดซับและการมีประจุเป็นกลาง

8.1.3) กลไกการลดชั้นระหว่างประจุลบของอนุภาคและประจุบวกของสารเคมีที่ผิวของคอลลอยด์ (Double layer compression)

ประจุไฟฟ้าที่ล้อมรอบอนุภาคของสารแขวนลอยต์ในน้ำเสีย มี 2 ชั้น คือ ชั้นตรึง (Fixed layer) และชั้นกระจาย (Diffuse layer) เนื่องจากประจุลบของอนุภาคคอลลอยด์สามารถสร้างแรงดึงดูดที่ทำให้ไอออนประจุบวกที่อยู่ในน้ำเคลื่อนที่เข้ามา จึงทำให้ไอออนประจุบวกแออัดกันอยู่ใกล้ผิวของอนุภาคคอลลอยด์ ความหนาแน่นของไอออนบวกจะสูงขึ้นและสูงสุดในบริเวณที่อยู่ติดกับผิวของอนุภาคคอลลอยด์ และลดลงไปตามระยะห่างระหว่างอนุภาค ตำแหน่งที่ศักย์ไฟฟ้าเท่ากับศูนย์ หรือมีประจุเป็นกลางนั้นจะไม่อยู่ใต้อำนาจของไฟฟ้าคอลลอยด์และทำให้การกระจายตัวของไอออนบวกและลบเป็นไปตามปกติ ดังนั้นการลดชั้นระหว่างประจุลบของอนุภาคและประจุบวกของสารเคมีที่ผิวของคอลลอยด์เนื่องจากผลของกำลังไอออนจะทำให้การกระจายตัวของไอออนบวกและลบเป็นไปตามปกติ มีสภาพเหมาะสมในการสร้างแรงดึงดูดที่ทำให้ไอออนที่เหมาะสม

8.1.4) กลไกการใช้สารอินทรีย์เพิ่มน้ำหนัก และขนาดของอนุภาคคอลลอยด์

(Sweep coagulation)

โดยทั่วไปการใช้สารอินทรีย์เพิ่มน้ำหนัก และขนาดของอนุภาคคอลลอยด์ จะช่วยกำจัดอนุภาคได้มากกว่าการทำให้เกิดความเสถียรของอนุภาค เช่น ในกลไกการทำปฏิกิริยาประจุไฟฟ้าเนื่องจากอัตราการรวมตัวที่สูงขึ้น เป็นผลมาจากความเข้มข้นของของแข็งที่เพิ่มขึ้น การใช้

สารอินทรีย์เพิ่มน้ำหนัก และขนาดของอนุภาคคอลลอยด์ ใช้เพื่อดักจับสารแขวนลอยที่เป็นอันตราย ต่อองค์ประกอบโครงสร้างผลึก มีกลไกแบบเดียวกันกับการบำบัดน้ำขุ่นโดยใช้โคโคซาน

2.2.2 กระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมีและกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน

กระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมีเป็นกระบวนการที่ใช้บำบัดน้ำเสีย โดยใช้สารเคมีที่สามารถออกซิไดซ์สารประกอบต่างๆ ในน้ำเสียได้ กระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมีสามารถใช้งานได้หลายจุดประสงค์ (วนิดา ชูอักษร, 2555) ดังนี้

- กำจัดสารอินทรีย์ ที่มีความเป็นพิษและมีความเข้มข้นต่ำในน้ำบาดาล
- การบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง แต่มีปริมาณน้อย เพื่อลดความเป็นพิษ
- การบำบัดน้ำเสียที่มีองค์ประกอบในการย่อยสลายได้ยาก ไม่สามารถบำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ให้สามารถถูกย่อยสลายได้ง่ายขึ้น
- เพื่อลดเวลาที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย เพราะหากใช้กระบวนการบำบัดด้วยชีวภาพอย่างเดียวอาจทำให้ใช้เวลานานในการลดสารอินทรีย์ให้ได้ตามข้อกำหนด

1) สารเคมีที่ใช้ตัวออกซิแดนท์

สารเคมีที่นำมาใช้เป็นตัวออกซิแดนท์มีหลายชนิด ที่นิยมใช้กันอยู่ในปัจจุบัน มีดังนี้

1.1) คลอรีน (Chlorine) เป็นตัวออกซิไดซ์ที่ดีที่สุดสำหรับการทำน้ำให้บริสุทธิ์ เนื่องจาก คลอรีนจะไปทำลายจุลชีพ คลอรีนมีความสามารถในการออกซิไดซ์สูง มีราคาถูก และสามารถป้อนคลอรีนลงไปในระบบได้ง่าย นอกจากนี้คลอรีนยังเป็นที่รู้จักและใช้กันอย่างแพร่หลาย

1.2) โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต (Potassium permanganate) เป็นสารออกซิแดนท์ที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำ โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนตสามารถเติมลงไปในระบบการบำบัดน้ำในรูปแบบที่เป็นของแข็ง หรือในรูปแบบของสารละลาย โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต มีความสามารถในการทำปฏิกิริยาสูง แต่มีราคาแพง สามารถทำงานในช่วงพีเอชที่กว้าง ข้อเสียของโพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนตอีกอย่างหนึ่งคือ จะเกิดการตกตะกอนของแมงนิเซียมไดออกไซด์ตลอดกระบวนการออกซิไดซ์ ซึ่งจะตกตะกอนและต้องถูกนำไปกำจัดหลังจากนั้น โดยการทำใส (Clarifying) หรือการกรอง (Filtration) ซึ่งจะทำให้เกิดต้นทุนที่สูงขึ้น

1.3) ออกซิเจน (Oxygen) การทำปฏิกิริยาของสารประกอบอินทรีย์กับออกซิเจน โดยปกติแล้วจะไม่เกิดขึ้นที่อุณหภูมิและความดันปกติ มักทำปฏิกิริยาได้ดีที่อุณหภูมิและความสูง เพื่อเพิ่มลักษณะของการออกซิไดซ์ของออกซิเจนในปฏิกิริยาตัวกลาง ออกซิเจนเป็นตัวออกซิแดนท์ที่มีความแรงปานกลาง ใช้บลงทุนสูงในการติดตั้ง แต่มีค่าการดำเนินงานที่ต่ำ

1.4) ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (Hydrogen peroxide) เป็นออกซิแดนท์ที่มีประโยชน์ สำหรับระบบอย่างมาก สามารถใช้โดยตรงหรือใช้กับตัวเร่งปฏิกิริยา โดยตัวเร่งปฏิกิริยาส่วนมากจะใช้ร่วมกับเฟอร์รัส (Fe^{2+}) ที่เรียกกันว่า กระบวนการเฟนตัน หรือเกลือของเหล็กอื่นๆ ก็สามารถใช้ได้

1.5) ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ข้อดีโดยทั่วไป คือ

- เป็นตัวออกซิแดนท์ตัวหนึ่งที่ใช้กันทั่วไปในน้ำเสียที่เหลือค้างอยู่
- มีความสามารถในการออกซิไดซ์สูง
- มีความสามารถในการละลายน้ำ และจัดเก็บได้ง่าย
- ผลพลอยได้จากกระบวนการไม่มีส่วนที่เป็นพิษหรือสี

นอกจากนี้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ยังสามารถใช้ร่วมกับแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) และปฏิกิริยาออกซิเดชัน จะผลิตไฮดรอกซิลแรดิคัล ($\cdot OH$) และกลายเป็นที่มาของกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน

1.6) โอโซน (Ozone) ในระยะแรกมีการนำโอโซนไปใช้ในการฆ่าเชื้อแบคทีเรียและไวรัส โดยประสิทธิภาพในการทำลายมากกว่าคลอรีนถึง 600-3,000 เท่า นอกจากนี้โอโซนยังไม่มีผลกับค่าพีเอชต่อมาจึงได้มีการปรับใช้กับน้ำเสีย เช่น การขจัดสี แต่การใช้โอโซนในการบำบัดน้ำเสียยังมีไม่มากนัก เนื่องจากมีราคาแพง

2) กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced Oxidation Processes, AOPs)

กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง เป็นกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชันว่าเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นที่อุณหภูมิและความดันปกติที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย กระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชันนี้มีการใช้ตัวออกซิแดนท์ เช่น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) หรือโอโซน (O_3) ซึ่งจะมีตัวเร่งปฏิกิริยาหรือไม่ก็ได้ หรือใช้ร่วมกับแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) เพื่อก่อให้เกิดอนุมูลอิสระ (Free radical) ที่ว่องไวในการทำปฏิกิริยา เช่น ไฮดรอกซิลแรดิคัล ($\cdot OH$) ซึ่งจะทำลายสารประกอบอินทรีย์ ปัจจุบันรู้จักกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชันว่าเป็นกระบวนการที่ก่อให้เกิดไฮดรอกซิลแรดิคัล ($\cdot OH$) เป็นตัวออกซิแดนท์ที่มีความสามารถในการออกซิเดชันมากกว่าสารเคมีอื่นๆ ที่ใช้ในกระบวนการเคมีทั่วไป สารออกซิเดนต์แต่ละชนิดมีความสามารถในการให้ไฮดรอกซิลแรดิคัล ($\cdot OH$) ได้แตกต่างกัน แสดงในตาราง 3

ตาราง 3 ความสามารถในการปฏิกิริยาออกซิเดชันของสารเคมีชนิดต่างๆ (Cañizares et al., 2007)

สารเคมีในปฏิกิริยาออกซิเดชัน	ความสามารถในการทำปฏิกิริยาออกซิเดชัน (โวลต์)
Fluorine	3.03
Hydroxyl radical	2.80
Atomic oxygen	2.42
Ozone	2.07
Hydrogen peroxide	1.77
Hypobromous acid	1.59
Chloride dioxide	1.50
Hypochlorous acid	1.49
Hypoiodous acid	1.45
Bromide	1.09

ประเภทของกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน (Advanced oxidation process, AOPS) สามารถจำแนกออกเป็น 2 ประเภท คือ Homogeneous (กลุ่มที่ใช้สารเคมีชนิดเดียวในการออกซิไดซ์) และ Heterogeneous (กลุ่มที่ใช้สารเคมีหลายชนิด หรือสารเคมีร่วมกับแสงในการออกซิไดซ์) ซึ่งตัวอย่างสารและปฏิกิริยาแสดงดังตาราง 4 และตาราง 5 (มัลลิกา ปัญญาคะโป, 2556; อัญชลี ต้นต้อย, 2556)

ตาราง 4 ตัวอย่างสารเคมีชนิด Homogeneous ที่ใช้ในการออกซิไดซ์และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น

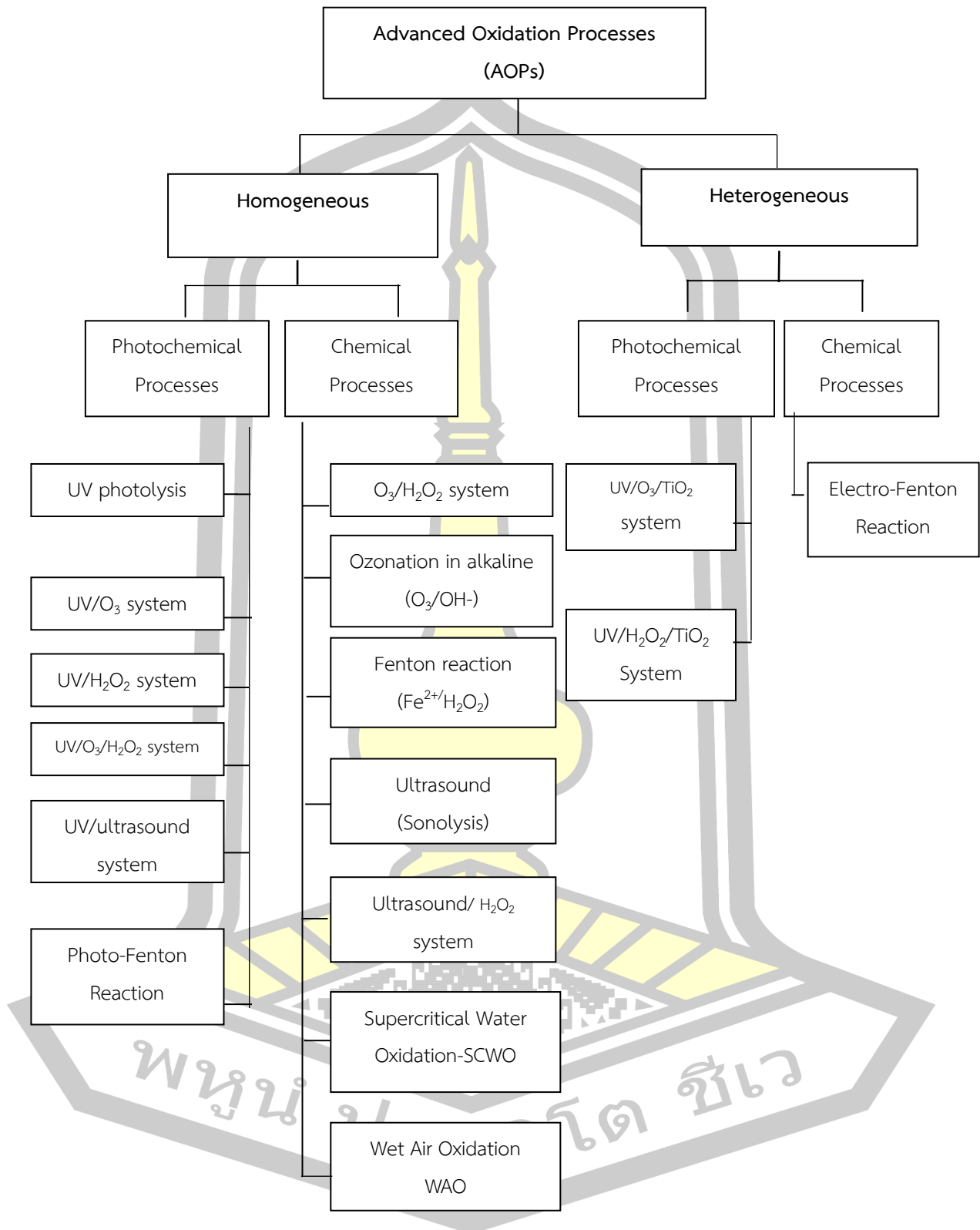
สารเคมี	ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น
Oxygen molecule (O ₂)	$\text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{O}_2$ $\text{Mn}^{2+} + \text{O}_2 \rightarrow \text{MnO}_2$
Ozone (O ₃)	$\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2 + 2 \cdot \text{OH}$ $\text{O}_3 + \cdot \text{OH} \rightarrow \text{O}_2 + \text{HO}_2 \cdot$
Hydrogen peroxide (H ₂ O ₂)	$\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{HOO} \cdot + \text{H} \cdot$ $\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow 2 \cdot \text{OH}$
Potassium permanganate	$(\text{KMnO}_4) 3\text{Mn}^{2+} + 2\text{MnO}_4 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 5\text{MnO}_4 + 4\text{H}^+$

ตาราง 5 ตัวอย่างสารเคมีชนิด Heterogeneous ที่ใช้ในการออกซิไดซ์และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น

สารเคมี	ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น
Fenton's reagent ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$)	$\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{HO}^- + \cdot\text{OH}$
กระบวนการ O_3/UV	$\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O} \xrightarrow{h\nu} \text{H}_2\text{O}_2 + \text{O}_2$ $\text{H}_2\text{O}_2 \xrightarrow{h\nu} 2 \cdot\text{OH}$
กระบวนการ $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	<p>ขั้นตอน Photolysis</p> $\text{H}_2\text{O}_2 \xrightarrow{\text{UV} < 192\text{nm}} 2 \cdot\text{OH}$ $\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{e}^- + \cdot\text{OH} + \text{H}_3\text{O}^+$

การจำแนกประเภทของกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน (Bin & Sobera-Madej, 2012) แสดงในภาพประกอบ 9 ซึ่งกระบวนการออกซิเดชันมีข้อควรระวัง คือ ถ้าเลือกสารออกซิไดซ์ไม่เหมาะสมอาจทำให้ผลผลิตที่เกิดจากกระบวนการมีความเป็นพิษสูงกว่าสารตั้งต้นได้ (มัลลิกา ปัญญา คะโป, 2556)





ภาพประกอบ 9 กระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน (Advanced oxidation process, AOPS)

ที่มา: Bln & Sobera-Madej (2012)

การบำบัดน้ำเสียต่างๆ โดยใช้กระบวนการออกซิเดชันทางเคมี จำเป็นต้องใช้สารเคมี เป็นปัจจัยหลักเพื่อออกซิไดส์สารประกอบต่างๆ ที่มีในน้ำเสีย ซึ่งสารเคมีที่นิยมนำไปใช้เป็นตัว ออกซิแดนซ์ในกระบวนการที่สำคัญและใช้กันอย่างแพร่หลาย เช่น สารเคมีเฟนต์ัน (Fenton's reagent) โอโซน (O₃) เป็นต้น นอกจากนี้สารเคมีเฟนต์ัน (Fenton's reagent) ยังสามารถนำไป ประยุกต์ใช้ร่วมกับปฏิกิริยาอื่นๆ ได้ปฏิกิริยาเฟนต์ันในชนิด (Jain et al., 2018) โดยมีรายละเอียด ดังนี้

2.1) ปฏิกิริยาเฟนต์ัน (Fenton process)

ปฏิกิริยาเฟนต์ันถูกค้นพบครั้งแรกโดย Fenton ในปี ค.ศ. 1894 ซึ่งเป็นปฏิกิริยา ของสารตั้งต้น 2 ชนิด ได้แก่ เหล็กในรูป Fe²⁺ และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂) โดยสารตั้งต้นทั้งสองชนิดนี้เรียกว่า Fenton's reagent สารทั้งสองนี้จะทำปฏิกิริยากัน และได้ผลผลิตคือ ไฮดรอกซิล เรดดิคัล (*OH) ซึ่งเป็นตัวออกซิไดส์สารอินทรีย์ (นาถ ภูวงศ์ผา et al., 2555) ที่มีความแรงกว่าคลอรีน 200% และสูงกว่าสารโอโซน 25% จึงมีการนำกระบวนการเฟนต์ันไปบำบัดมลพิษของน้ำเสียได้อย่าง มีประสิทธิภาพ ปฏิกิริยาเฟนต์ัน (Fenton process) เป็นปฏิกิริยาที่ไม่คงตัว เมื่อไฮโดรเจนเปอร์ ออกไซด์และเกลือของเหล็กทำปฏิกิริยากัน ปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว และทำให้เกิดไฮดรอกซิล เรดดิคัล (*OH) ไฮโดรเปอร์ออกไซด์ (HO₂*) เฟอร์ริก (Fe³⁺) และออกซิเจน (O₂) (Jain et al., 2018) ดังนี้



2.1.1) ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาเฟนต์ัน

2.1.1.1) ชนิดและความเข้มข้นของสารออกซิไดซ์

การเติมสารออกซิไดซ์ลงในน้ำเสียจะสามารถทำปฏิกิริยากับตัวรีดิวซ์ได้ ซึ่งถ้าในน้ำเสียมีปริมาณสารอินทรีย์ปนเปื้อนอยู่หลายชนิด อาจจำเป็นต้องใช้สารออกซิไดซ์ร่วมกับการ บำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะคุ้มค่าทางเศรษฐกิจ ก็ต่อเมื่อความเข้มข้นของสารนั้นต่ำ หรือสาร นั้นเป็นสารพิษที่จุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยได้ (มัลลิกา, 2556)

2.1.1.2) pH เริ่มต้น

โดยทั่วไปน้ำเสียที่สามารถบำบัดด้วยกระบวนการออกซิเดชันทางเคมี มักเป็นน้ำเสียที่มี pH สูง เนื่องจากค่า pH มีผลต่อความสามารถในการยิดเกาะสารประกอบของสารอินทรีย์ที่ผิวเร่งปฏิกิริยา

2.1.1.3) เวลาในการกวนเร็ว

การเติมสารออกซิไดซ์ของกระบวนการออกซิเดชันเพื่อให้แตกตัวเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) ของปฏิกิริยาจึงเกิดที่เวลาและอัตราเร็วที่ต่างกัน การใช้เวลากวนที่เหมาะสมจะเร่งให้เกิดปฏิกิริยาได้เร็วและเกิดอย่างสมบูรณ์

2.2) กระบวนการอิเล็กโทรเฟนตัน (Electro-Fenton Process)

กระบวนการอิเล็กโทรเฟนตัน Electro-Fenton นี้เป็นกระบวนการที่ใช้ปฏิกิริยาเฟนตันในการกำจัด โดยการสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) ไปออกซิไดซ์อนุภาคที่อยู่ในน้ำ ปฏิกิริยาเฟนตันที่เกิดขึ้นระหว่างเฟอร์รัสไอออนและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล ซึ่งกระบวนการอิเล็กโทรเฟนตันเป็นการประยุกต์เอากระบวนการทางไฟฟ้าเคมีมาใช้ร่วม ซึ่งส่งผลให้สามารถสร้างเฟอร์รัสไอออนและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ได้จากขั้วอิเล็กโทรดที่ถูกปล่อยกระแสไฟฟ้าเข้าไปและเกิดการกัดกร่อนปล่อยไอออนออกมาในการทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ในน้ำเสียทำให้เกิดการตกตะกอนและถูกออกซิไดซ์ด้วยกระบวนการอิเล็กโทรเฟนตัน Electro-Fenton (Jain et al., 2018) ดังสมการต่อไปนี้

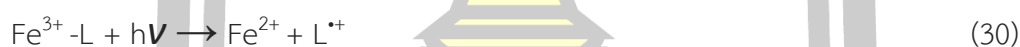
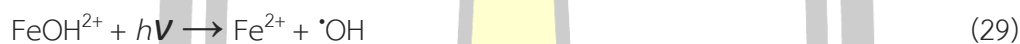
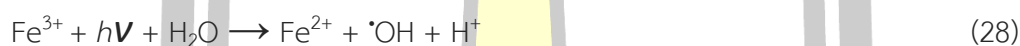


2.3) กระบวนการโฟโตเฟนตัน (Photo-Fenton Process) (Jain et al., 2018)

ในกระบวนการ Photo-Fenton แสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) สามารถออกซิไดซ์ Fe^{3+} ให้เป็น Fe^{2+} (สมการที่ 25) เพื่อทำปฏิกิริยากับ H_2O_2 เพื่อสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) ผ่านปฏิกิริยา Fenton process (สมการที่ 21) ปฏิกิริยากังกล่าวมีค่าความเป็นกรดต่างที่

เหมาะสมกับการทำปฏิกิริยาที่ pH 3.0 กระบวนการ photo-Fenton สามารถใช้พลังงานแสงอัลตราไวโอเล็ต UV จากช่วงคลื่นต่างๆ ได้ ดังนี้ UVA ($\lambda = 315-400$ nm), UVB ($\lambda = 285-315$ nm) และ UVC ($\lambda < 285$ nm) ดังนั้นปริมาณของไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) ขึ้นอยู่กับความเข้มของแสง $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ มีค่าการดูดกลืนแสงสูงสุดในภูมิภาค UVB เท่านั้น การสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) ผ่านการสลายด้วยแสง UV ของ $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ จึงสามารถสร้างได้ในระดับต่ำ

นอกจากนี้ ที่ pH เป็นกลาง การตกตะกอน Fe^{3+} และประสิทธิภาพของกระบวนการถ่ายภาพเพนต์ค่อนข้างต่ำ ข้อเสียของกระบวนการ photo-Fenton นี้สามารถลดลงได้โดยการเพิ่มลิแกนด์ (L) เช่น polycarboxylates และ polyaminocarboxylates ลิแกนด์เหล่านี้อยู่ในรูปแบบคอมเพล็กซ์ที่เสถียรด้วย Fe^{3+} ซึ่งเมื่อเกิดการออกซิไดซ์ Fe^{3+} ถึง Fe^{2+} ด้วย UV และ UV visible ผ่านขั้นตอนการถ่ายโอน Ligand-to-metal-Charge (LMCT) (สมการที่ 30) ผลผลิตควอนตัมของคอมเพล็กซ์ Fe^{3+} ลิแกนด์เหล่านี้สูงกว่าควอนตัมผลผลิต $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ ดังสมการต่อไปนี้



4) กระบวนการโซโนอิเล็กตรอนเพนต์ (Sono-electro-Fenton process)

(Jain et al., 2018)

กระบวนการโซโนอิเล็กตรอนเพนต์ (Sono-electro-Fenton process) หรือกระบวนการเพนต์ร้าวขาวด์ จะใช้คลื่นความถี่สูงเพื่อแยกน้ำออกเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) และอนุมูลอิสระ ซึ่งไอออน Fe^{3+} ส่งผลให้เกิดปฏิกิริยา (สมการที่ 31-35) เพื่อสร้าง Fe^{2+} และ H_2O_2 ในปฏิกิริยาเพนต์ (Gligorovski และคณะ, 2015) โดยทั่วไปแล้วโซโนเคมีและปฏิกิริยาเพนต์จะสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) เพื่อดำเนินการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในน้ำ ซึ่งสามารถลดสารปนเปื้อนในน้ำได้

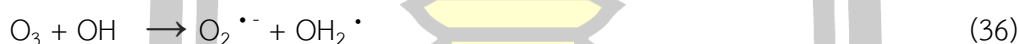




2.2.1.3 กระบวนการโอโซนออกซิเดชัน (Ozone oxidation) (ทิพรส, 2020)

โอโซน คือ สารชนิดหนึ่งที่ถูกผลิตจากออกซิเจนซึ่งมีอยู่ทั่วไปในอากาศโดยใช้พลังงาน ไฟฟ้าหรือรังสีอัลตราไวโอเลตเปลี่ยนโครงสร้างทางเคมีของออกซิเจนจาก 2 อะตอม (O_2) ให้เป็น 3 อะตอม (O_3) ใน 1 โมเลกุล โอโซนถูกพบครั้งแรกในปี พ.ศ. 2383 โดยนักวิทยาศาสตร์ชาวเยอรมัน ชื่อว่า Schonbein ต่อมา ปีพ.ศ. 2431 ได้ทำการจดลิขสิทธิ์ให้ชื่อว่าก๊าซโอโซน (O_3) ที่มีสมบัติ ที่เรียกว่า “Deodorize sewer gases” โอโซน สามารถละลายน้ำได้ดีมากที่อุณหภูมิต่ำ จึงสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในรูปแบบที่เป็นสารละลายโอโซน ที่มีสมบัติเป็นสารฆ่าเชื้อโรคในน้ำ เรียกว่า Polluted water disinfectant ต่อมา ในปี พ.ศ. 2434 ได้รับการยอมรับว่าเป็นสาร ฆ่าเชื้อแบคทีเรีย (Bactericidal agent) อีกประมาณ 2 ปี ต่อมา ชาวฮอลแลนด์ได้ผลิตโอโซนในเชิงการค้าจุดประสงค์ เพื่อบำบัดน้ำเสีย และน้ำดื่มในประเทศ และในปี พ.ศ. 2443 มีการใช้โอโซนกันอย่างกว้างขวางในทวีปยุโรป โดยเฉพาะในปี พ.ศ. 2545 ประเทศเยอรมนีได้ ผลิตโอโซนเพื่อใช้บำบัดน้ำดื่มที่ใช้ในโรงงาน อุตสาหกรรม (Gandhimathi et al., 2013; ทิพรส, 2020) การสลายตัวของโอโซนจะเกิดขึ้น 2 ชั้น ดังนี้

(1) ชั้นเริ่มต้น เป็นปฏิกิริยาระหว่างไฮดรอกซิลไอออน และโอโซนทำให้เกิดเป็นซูเปอร์ ออกไซด์ แอนไอออนเรดิคัล (Superoxide anion radical; $\text{O}_2^{\cdot-}$) และไฮโดรเปอร์ออกซิลเรดิคัล; OH_2^\cdot) ดังสมการ



ไฮโดรเปอร์ออกซิลเรดิคัลอยู่ในสมดุล กรด-เบส (Acid - base equilibrium) สามารถเปลี่ยนเป็นซูเปอร์ออกไซด์แอนไอออนเรดิคัล ดังสมการ



(2) ชั้นสายโซ่ของเรดิคัล โอโซนแอนไอออนเรดิคัล ($\text{O}_3^{\cdot-}$) เกิดจากปฏิกิริยาระหว่างโอโซนและซูเปอร์ออกไซด์แอนไอออนเรดิคัล สามารถสลายตัวเกิดเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล ดังนี้





(3) ขั้นสุดท้าย เป็นขั้นตอนที่สารอินทรีย์ หรือสารอนินทรีย์ทำปฏิกิริยากับไฮดรอกซิลเรดิคัล ซึ่งไฮดรอกซิลเรดิคัลเกิดจากโอโซน จำนวน 3 โมเลกุลให้ไฮดรอกซิลเรดิคัล 2 โมเลกุล ดังนี้



ในการนำกระบวนการโอโซนออกซิเดชัน (Ozone oxidation) ถูกนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียหลายชนิด เช่น การกำจัดสารอินทรีย์ สี และการบำบัดกลิ่น เป็นต้น

2.3 การวิเคราะห์ต้นทุนการผลิต

ต้นทุน หมายถึง ทรัพยากรที่สูญหายไปเพื่อให้ได้มาซึ่งสินค้าหรือบริการ โดยจะต้องสามารถวัดเป็นหน่วย เงินตราได้ การรับรู้มูลค่าต้นทุน มี 2 ลักษณะ คือ การรับรู้เป็นสินทรัพย์ ถ้ากิจการยังไม่ได้ใช้ประโยชน์จากสิ่งที่ได้รับให้รับรู้เป็นสินทรัพย์ และการรับรู้เป็นค่าใช้จ่าย ถ้ากิจการได้ใช้ประโยชน์จากสิ่งที่ได้รับมาแล้วหรือสิ่งที่ได้รับไม่ เกิดประโยชน์ให้รับรู้เป็นค่าใช้จ่าย วิธีจำแนกประเภทของต้นทุนตามส่วนประกอบของผลิตภัณฑ์ จำแนกออกเป็น 3 ชนิด (ตงุชา คุณพนชกิจ, 2550) คือ

2.3.1 ค่าวัสดุดิบ (Materials Cost)

วัสดุดิบ (Materials) คือ วัสดุดิบที่นำมาใช้เป็นส่วนประกอบที่สำคัญในการทำให้ผลิตภัณฑ์นั้นสำเร็จรูป ต้นทุนวัสดุดิบแบ่งได้ 2 ประเภทคือ

2.3.1.1 ต้นทุนวัสดุดิบทางตรงหรือวัสดุดิบโดยตรง (Direct Material) หมายถึง วัสดุดิบที่นำไปใช้ในการผลิต สินค้าหรือบริการโดยตรง สามารถคำนวณได้ง่ายกว่า ต้นทุนวัสดุดิบที่รวมอยู่ในการผลิตสินค้าหนึ่งหน่วยเป็น เท่าใด

2.3.1.2 วัสดุดิบทางอ้อมหรือวัสดุดิบโดยอ้อม (Indirect Material) หมายถึง วัสดุดิบที่นำไปใช้ในการผลิตสินค้านั้น แต่ใช้เป็นจำนวนน้อย เป็นการยากที่จะทราบได้ว่าจะต้อง ใช้วัสดุดิบเหล่านี้ ในการผลิตสินค้าหนึ่งหน่วยเท่ากับเท่าใด กิจการบางแห่งอาจใช้คำว่าวัสดุโรงงาน (Factory supplies) หรือวัสดุสิ้นเปลือง (Supplies) แยกเป็นรายการอีกรายการหนึ่งต่างหากจากวัสดุดิบทางอ้อม

2.3.2 ค่าแรงงาน (Labor Cost)

ค่าแรง (Labor) คือ จำนวนเงินที่กิจการจ่ายเป็นค่าตอบแทนแรงงานในการผลิตสินค้าหรือบริการ การจ่ายค่าแรงอาจอยู่ในรูปต่างๆ เช่น รูปของเงินทยอย ค่าแรงรายชั่วโมง ค่าแรงรายชิ้น

(ตามหน่วยสินค้าที่ผลิต) หรือในรูปผลตอบแทนอื่นๆ เช่น ค่าล่วงเวลา โบนัส และเงินรางวัลอื่นๆ โดยปกติค่าแรงจะแยกเป็น 2 ประเภทคือ

2.3.2.1 ค่าแรงทางตรง (Direct Labor) หมายถึง ค่าแรง ที่ต้องเกิดขึ้นเพื่อเปลี่ยนสภาพวัตถุดิบให้เป็นสินค้า สำเร็จรูป หรือเป็นค่าแรงที่เกี่ยวกับการผลิตสินค้านั้นๆ โดยตรง และสามารถคำนวณต้นทุนค่าแรงที่ใช้ในการผลิต สินค้าแต่ละหน่วยได้โดยง่าย

2.3.2.2 ค่าแรงทางอ้อม (Indirect Labor) หมายถึง ค่าแรงที่ไม่ได้ใช้หรือไม่ได้เกี่ยวข้องกับการผลิตโดยตรง ทั้งนี้ เนื่องจากบุคคลเหล่านี้ ไม่ได้เป็นผู้ผลิตสินค้าโดยตรง ทั้งยังเป็นการยากที่จะเกิดการติดตามรายการดังกล่าวเข้า ในหน่วยที่ผลิต ทำให้ไม่สามารถคำนวณต้นทุนค่าแรงในการผลิตสินค้าได้ นิยมจัดรายการนี้ไว้ในค่าใช้จ่ายการผลิต

2.3.3 ค่าใช้จ่ายการผลิตซึ่งประกอบด้วยต้นทุนหรือค่าใช้จ่ายต่างๆ ที่เกิดขึ้นจากการผลิตสินค้า รวมถึงวัตถุดิบทางอ้อมและค่าแรงงานทางอ้อม (Factory Overhead หรือ Manufacturing Overhead หรือ Indirect Manufacturing Cost)

ค่าใช้จ่ายในการผลิต หรือค่าใช้จ่ายการผลิต หรือ ค่าใช้จ่ายโรงงาน คือ ต้นทุน ทั้งหมดที่เกิดขึ้นในการผลิตสินค้าหรือบริการ ซึ่งนอกเหนือจากรายการวัตถุดิบทางตรง และค่าแรงทางตรง ค่าใช้จ่ายการผลิตจัดเป็นต้นทุนการผลิตทางอ้อม เนื่องจากไม่สามารถคำนวณเข้าเป็นต้นทุนของผลิตภัณฑ์ได้โดยตรง การวิเคราะห์พฤติกรรมต้นทุน (Cost behavior analysis) เป็นการวิเคราะห์ว่า ต้นทุนที่เกิดขึ้นนั้นมี ความสัมพันธ์อย่างไรกับระดับกิจกรรม เมื่อระดับกิจกรรมเปลี่ยนแปลงไป ต้นทุนนั้นมีการเปลี่ยนแปลงตามหรือไม่ อย่างไร พฤติกรรมต้นทุน แบ่งออกเป็น 4 ชนิด คือ

2.3.3.1 ต้นทุนผันแปร (variable costs) หมายถึง ต้นทุนที่จำนวน รวมเปลี่ยนแปลงไปในทิศทางเดียวกันกับระดับกิจกรรม

2.3.3.2 ต้นทุนคงที่ (fixed costs) หมายถึง ต้นทุนที่จำนวนรวม ไม่เปลี่ยนแปลงไปตามระดับกิจกรรมในช่วงของการผลิตระดับหนึ่ง แต่ต้นทุนคงที่ต่อหน่วยจะเปลี่ยนแปลงไปในทางตรงข้ามกับระดับกิจกรรม

2.3.3.3 ต้นทุนกึ่งผันแปร (semi-variable costs) หมายถึง ต้นทุนที่ประกอบด้วยต้นทุน 2 ประเภทรวมกัน กล่าวคือส่วนหนึ่งเป็นต้นทุนคงที่ และอีกส่วนหนึ่งเป็นต้นทุนผันแปร เรียกต้นทุนชนิดนี้ว่าต้นทุน ผสม (mixed costs)

2.3.3.4 ต้นทุนกึ่งคงที่ (semi-fixed costs) หรือต้นทุนขั้นบันได (step costs) หมายถึง ต้นทุนที่ คงที่ ณ ช่วงระดับกิจกรรมหนึ่ง ๆ เมื่อช่วงระดับกิจกรรมเปลี่ยนไปจำนวนต้นทุนคงที่ก็จะเปลี่ยนตามไปด้วย และจะคงที่อยู่ที่ช่วงระดับกิจกรรมใหม่และเมื่อช่วงระดับกิจกรรมเปลี่ยนไปอีก ต้นทุนคงที่ก็จะเปลี่ยนแปลงตาม

2.3.3 วิธีคำนวณต้นทุนเต็ม (Absorption Costing หรือ Full Costing)

เป็นวิธีการคำนวณต้นทุนสินค้าที่ผลิตโดยคำนวณต้นทุนการผลิตทุกชนิดที่ใช้ในการผลิตสินค้า ซึ่งเป็นไปตามหลักการบัญชีที่รับรองทั่วไป ค่าใช้จ่ายการผลิตคงที่จะถูกรวมเป็นส่วนหนึ่งของต้นทุนของสินค้า รวมกับวัตถุดิบทางตรง แรงงานทางตรง และค่าใช้จ่ายการผลิตผันแปรสินค้าที่ผลิตได้ เนื่องจากไม่ว่าจะผลิตสินค้าเท่าใด ค่าใช้จ่าย การผลิตคงที่จะยังคงเกิดขึ้นเท่าเดิม ให้รับรู้เป็นค่าใช้จ่าย เต็มจำนวนในงวดที่เกิดขึ้น โดยถือเป็นค่าใช้จ่ายสำหรับงวด วิธีต้นทุนผันแปรมักจะใช้ประโยชน์ในด้านการวางแผน การควบคุม และการตัดสินใจของผู้บริหาร และต้นทุนแรงงานทางตรงเท่านั้นเป็นต้นทุนผลิตภัณฑ์ ส่วนค่าใช้จ่ายการผลิตทั้งหมดให้ถือเป็นค่าใช้จ่ายสำหรับงวด มีสูตรในการคิดคำนวณ (กึ่งกนก รัตน์มณี et al., 2561) ดังนี้

$$\text{Product cost} = \text{DM} + \text{DL} + \text{MOFC} + \text{MOVC}$$

เมื่อ ต้นทุนวัตถุดิบทางตรง (Direct material cost = DM)
 ต้นทุนแรงงานทางตรง (Direct labor cost = DL)
 ค่าใช้จ่ายการผลิตคงที่ (Fixed manufacturing overhead = MOFC)
 ค่าใช้จ่ายการผลิตผันแปร (Variable manufacturing overhead = MOVC)

2.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Lopez et al. (2014) ศึกษาประสิทธิภาพของสารละลายจากกระบวนการ Fenton ($\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}^+$) สำหรับการบำบัดน้ำเสียจากบ่อฝังกลบขยะสุขาภิบาลที่ตั้งอยู่ในภาคใต้ของอิตาลี โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ โดยประเมินอัตราส่วน $\text{BOD}_5 / \text{COD}$ น้ำชะขยะมาจากหลุมฝังกลบดังกล่าว มีค่าเฉลี่ยของตัวแปรต่างๆ ได้แก่ ค่าความเป็นกรดต่าง (pH) เท่ากับ 8.2 ค่า COD เท่ากับ 10,540 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่า BOD_5 เท่ากับ 2,300 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่า TOC เท่ากับ 3,900 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่า $\text{NH}_4\text{-N}$ เท่ากับ 5,210 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าการนำไฟฟ้า เท่ากับ 45,350 ไมโครซีเมนต์ต่อตารางเซนติเมตร และค่าความเป็นต่าง เท่ากับ 21,470 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งสาร CaCO_3 มีผลค่าความเป็นกรดต่าง และมีผลต่อประสิทธิภาพก่อนบำบัด ซึ่งวิเคราะห์โดยวิธีการไตเตรทเพื่อหาปริมาณของกรดที่เกิดขึ้น ขอบเขตของการเกิดออกซิเดชันของน้ำชะขยะถูกตรวจสอบและควบคุมโดยการตรวจวัดค่า pH และปฏิกิริยารีดอกซ์ ซึ่งให้ได้ค่า BOD_5 ตามที่ต้องการในการศึกษาวิจัย ($\text{BOD}_5 / \text{COD} \geq 0.5$) ส่งผลให้ความเข้มข้นของ Fe^{2+} เท่ากับ 275 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่า H_2O_2 เท่ากับ 3,300 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่า pH เริ่มต้นเท่ากับ 3 ค่า

เวลาตอบสนองเท่ากับ 2 ชั่วโมง ในตอนท้ายของกระบวนการเฟนตัน เปอร์เฟอร์ริกไอออนที่เหลือจะถูกดึงออก ทำให้ pH เพิ่มขึ้นถึง 8.5 และในการเพิ่มความเข้มข้นของ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ เป็น 3 มิลลิกรัมต่อลิตร ประจุบวกจาก polyelectrolyte เป็นตัวช่วยให้เกิดการแข็งตัว และยังส่งผลให้เกิดการกำจัดซีโอติที่เหลืออีกเล็กน้อย เนื่องจากปรากฏการณ์ร่วมตกตะกอน

Koda et al. (2017) ศึกษาประเมินคุณภาพน้ำใต้ดินในหลุมฝังกลบและการจัดการของเสีย โดยแสดงถึงระดับของตัวชี้วัดมลพิษอินทรีย์: ความต้องการออกซิเจนทางเคมี (COD) ความต้องการออกซิเจนทางชีวเคมี (BOD) และปริมาณอินทรีย์คาร์บอนรวม (TOC) การวิเคราะห์ตัวบ่งชี้เฉพาะโดย piezometers ที่ตั้งอยู่ในพื้นที่ของ Radiowo หลุมฝังกลบ จากผลของการตรวจสอบน้ำใต้ดินหลายๆ พื้นที่ค่า COD, BOD และ TOC มีค่าการกระจายทางสถิติมากที่สุด และมีสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ของเพียร์สันระหว่างมลพิษโดยกำหนดระดับนัยสำคัญที่ $p < 0.01$ และ $p < 0.05$ และจากการสังเกตความสัมพันธ์ระหว่าง BOD และ COD พบว่าอัตราส่วนระหว่าง BOD/COD ที่เกิดขึ้นสูงสุดที่ระดับ 1.561 และพบอัตราส่วนระหว่าง BOD/COD ต่ำกว่า 0.18

Bu et al. (2016) ได้ศึกษาการใช้กระบวนการออกซิเดชันของเฟนตันร่วมกับกระบวนการโคแอคกูเลชันในการบำบัดน้ำชะขยะ โดยการออกแบบด้วยวิธีแบบพื้นผิวตอบสนอง (Response surface design, RSM) โดยพิจารณาจากปัจจัยสามประการ คือ ปริมาณของพอลิเมอร์เฟอร์ริกซัลเฟต (Polymeric Ferric Sulfate: PFS), $n(\text{H}_2\text{O}_2)/n(\text{Fe}^{2+})$ และ H_2O_2 ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าสามารถคาดการณ์อัตราการกำจัดซีโอติได้ดี มีความไวสูง และมีความผิดพลาดน้อยกว่า $\pm 5\%$ ผลการทดลองยังแสดงว่าเมื่อ PFS มีปริมาณน้อย สาร H_2O_2 มีอิทธิพลมากที่สุดต่ออัตราการกำจัดซีโอติ สภาวะที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบ ควรมีความเข้มข้นของซีโอติ 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณ PFS (0.05 กรัมต่อมิลลิลิตร) H_2O_2 (30%) และ $n(\text{H}_2\text{O}_2)/n(\text{Fe}^{2+})$ คือ 67 มิลลิลิตร, 17 มิลลิลิตร และ 6 มิลลิลิตร ตามลำดับ สามารถกำจัดซีโอติได้สูงถึง 92.11%

Koc-Jurczyk and Jurczyk (2015) ศึกษาอิทธิพลของปริมาณและอัตราส่วนของสารเคมี (Fe^{2+} และ H_2O_2) ต่อประสิทธิภาพของการกำจัดซีโอติ และการเปลี่ยนแปลงอัตราส่วน BOD_5/COD ในน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบ โดยใช้ อัตราส่วนในการใช้สาร $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ เท่ากับ 1:10, 1: 5, 1: 3 ศึกษาความเข้มข้นของ Fe^{2+} คือ 1, 2.5 และ 5 กรัมต่อลิตร พบว่า ความเข้มข้นที่เหมาะสมของ Fe^{2+} ควรน้อยกว่า 1 กรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพในการกำจัด BOD ที่สูงกว่า COD และทำให้อัตราส่วน BOD_5/COD ในน้ำทิ้งลดลง ประสิทธิภาพของการกำจัดซีโอติจากน้ำชะขยะจาก 8.33 ถึง 58.34% (Fe^{2+} 0.5 g/L, $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 1: 5) ในขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัด BOD อยู่ระหว่าง 62 ถึง 77% (Fe^{2+} เท่ากับ 0.1 g/L, $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ เท่ากับ 1:10) ด้วยอัตราส่วนโมลาร์ $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ เท่ากับ 1: 5 อัตราส่วน BOD_5/COD เป็นอัตราส่วนที่มากที่สุด และอัตราส่วน BOD_5/COD ต่ำสุดสำหรับ Fe^{2+} ปริมาณ 0.1 กรัมต่อลิตร และอัตราส่วนโมลาร์ของรีเอเจนต์ 1: 3

Rebolledo et al. (2017) ศึกษาการรวมตัวกันของตะกอนด้วยของ Fenton photo coagulation-solar ซึ่งเป็นการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ถูกสุขลักษณะของ Atlantico-Colombia พบว่า วิธีการรวมเทคนิคการบำบัดทั้งสองวิธีเข้าด้วยกันสามารถลดค่า COD ซึ่งกระบวนการของทั้งสองเทคนิคเกิดจากการแข็งตัวของโพลีลูมิเนียมคลอไรด์ตามด้วยกระบวนการพลังงานแสงอาทิตย์โฟโต - เฟนตัน (การบำบัดที่ 1) และการแข็งตัวด้วย $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ แล้วตามด้วยกระบวนการโฟตอน - เฟนตันที่เกิดจากเซลล์แสงอาทิตย์ ferrioxalate (การบำบัดที่ 2) หลังจากนั้นเปรียบเทียบกับ การบำบัดที่ 1 และ 2 กับการบำบัดปัจจุบันที่ใช้ในหลุมฝังกลบสุขาภิบาล (พิจารณาการแข็งตัวของโพลีลูมิเนียมคลอไรด์เท่านั้น) ในแง่ของประสิทธิภาพและค่าใช้จ่าย การศึกษาการหาค่าเหมาะที่สุดของการบำบัด สภาวะที่เหมาะสมที่ส่งผลให้ความสูงค่า COD ของการบำบัดแบบที่ 1 และ 2 สามารถลดค่า COD ได้ คือ 73% และ 80% ตามลำดับ ในแง่ของค่าใช้จ่ายการบำบัดที่ 2 เพิ่มขึ้น 39.5% และการบำบัดที่ 1 มีค่าใช้จ่ายเพิ่มขึ้น 13.3% เมื่อเทียบกับแบบที่ 2

Sabour M.R. et all. (2019) ศึกษากระบวนการเฟนตันซึ่งเป็นหนึ่งในกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำเสียเฉพาะโดยเฉพาะอย่างยิ่งน้ำชะขยะในการศึกษาปัจจุบันเป้าหมายหลัก คือ การประเมินแ่งมุมที่ถูกกละเลยของกระบวนการเฟนตันในการประยุกต์ใช้งาน ดังนั้นจึงมีการเสนอแนะการตอบสนองใหม่ ๆ เพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดสารที่กำจัดได้ยากด้วยวิธีการทางชีวภาพโดยสร้างสมดุลของสารอินทรีย์ทั้งก่อนและหลังการใช้เฟนตันบำบัด สิ่งนี้แตกต่างจากการกำจัดค่าความต้องการออกซิเจนทางเคมีแบบดั้งเดิม เนื่องจากประสิทธิภาพในการกำจัดมวลโดยทั่วไปจะพิจารณาเฉพาะน้ำส่วนใสที่ผ่านกระบวนการบำบัด และอัตราส่วนของมวลต่อหน่วยที่เป็นตัวชี้วัดเพื่อประเมินสารอินทรีย์ที่เหลืออยู่ในตะกอน ดังนั้นการพิจารณาขอบเขต และข้อจำกัดต่างๆ พบว่าอัตราส่วนปริมาณน้ำทิ้งที่ปล่อยออกมามีปฏิกริยาตอบสนองต่อการเกิดตะกอนเพิ่มขึ้น สำหรับประสิทธิภาพการตอบสนองต่อการกำจัดมวลขนนั้น พบว่าสมดุลที่เหมาะสมของปริมาณการเกิดออกซิเดชัน / การแข็งตัว นั้นมีบทบาทสำคัญผ่าน Fe^{2+} และอัตราส่วน $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$ ทำให้มีปริมาณกากตะกอนเพิ่มขึ้น, สภาวะการทำงานที่ดีที่สุด สำหรับอัตราส่วนมวลตะกอนและน้ำทิ้ง (X1 เท่ากับ 5.7, X2 เท่ากับ 16, X3 เท่ากับ 207 mM) การตอบสนองพื้นผิวเป็น 27.4% และ 14.4% ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพในการกำจัดมวล 58.1%

Christiarani J. et all. (2023) ศึกษากระบวนการเฟนตันแบบอิเล็กโทรเคมีที่มีการเติมอากาศ (Aerated Electrochemical Fenton) เพื่อใช้เป็นแนวทางการบำบัดที่มีประสิทธิภาพสำหรับการย่อยสลายและการลดสีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบสุขาภิบาลผ่านกระบวนการทางไฟฟ้า โดยได้แสดงให้เห็นถึงผลของการปรับค่าพารามิเตอร์ เช่น ค่า pH เริ่มต้น แรงดันไฟฟ้าที่ใช้ ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) และการจัดวางขั้วเหล็กต่อประสิทธิภาพในการลดพิษ โดยใช้ค่าการกำจัด COD และสีจากน้ำชะขยะที่ผ่านการเสถียรภาพแล้วเป็นตัวชี้วัด ผลการศึกษาชี้ให้เห็นว่า

ภายใต้สภาวะที่เหมาะสม ได้แก่ แรงดันไฟฟ้า 4.5 โวลต์ ระยะเวลาอิเล็กโทรลิซิส 90 นาที ปริมาณ H_2O_2 5 กรัม/ลิตร และค่า pH เท่ากับ 3 สามารถกำจัดค่า COD ได้ถึง 99% และสามารถกำจัดสีได้ 100% จากน้ำชะขยะที่ผ่านการเสถียรภาพแล้ว นอกจากนี้ อัตราส่วนความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ (BOD_5/COD) เพิ่มขึ้นจาก 0.1 เป็น 0.72 ในการดำเนินกระบวนการเฟ้นต้นแบบอิเล็กทรอนิกส์นี้ ขั้วไฟฟ้าที่ทำจากเหล็กบริสุทธิ์ทั้งแอโนดและแคโทดจะถูกออกซิไดซ์ทางไฟฟ้าเป็น Fe^{2+} เพื่อนำไปใช้ในปฏิกิริยาเฟ้นต้น หลังจากนั้น Fe^{3+} ที่เกิดขึ้นจะถูกเปลี่ยนกลับเป็น Fe^{2+} ภายใต้สนามแม่เหล็กไฟฟ้า (electrochemical-magnetic field) ซึ่งเป็นการสร้างวงจรการละลายและสร้างใหม่ของเหล็ก ($Fe^{2+}/Fe^{3+}/Fe^{2+}$) นอกจากนี้ Fe^{2+}/Fe^{3+} ยังทำหน้าที่เป็นสะพานเชื่อมระหว่างอนุภาคให้เกิดการรวมตัวกันเป็นอนุภาคขนาดใหญ่ที่มีความหนาแน่นสูงขึ้น ส่งผลให้สามารถรองและตกตะกอนได้ดีขึ้น เทคโนโลยีนี้ยังถูกนำมาใช้เป็นขั้นตอนเตรียมการก่อนเข้าสู่กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ โดยแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะที่ผ่านการเสถียรภาพและมีสารอินทรีย์ที่เป็นพิษและย่อยสลายยากในระดับอุตสาหกรรม นอกจากนี้ ยังได้มีการใช้โปรแกรม RSM (Response Surface Methodology) เพื่อสร้างแบบจำลองเชิงสถิติเพื่อประมาณผลลัพธ์จากการทดลอง ซึ่งช่วยในการกำหนดมาตรฐานของกระบวนการเฟ้นต้นแบบอิเล็กทรอนิกส์ และลดจำนวนการทดลองที่ต้องดำเนินการลงอย่างมีนัยสำคัญ

Narendra K. R. et al. (2024) ศึกษาวิธีการบำบัดน้ำชะขยะด้วยกระบวนการตกตะกอนส่วนในกระบวนการดูดซับด้วย MWCNTs ซึ่งการเกิดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบนั้นมีสาเหตุมาจากการจัดการของแข็งที่ไม่ถูกต้องตามหลักวิชาการ ซึ่งส่งผลกระทบต่อดิน น้ำใต้ดิน และแหล่งน้ำผิวดิน ระบบบำบัดทางชีวภาพเพียงอย่างเดียวไม่เพียงพอในการฟื้นฟูของเหลวเสียนี้ จึงจำเป็นต้องมีการใช้วิธีทางฟิสิกส์เคมีที่เหมาะสมเป็นขั้นตอนก่อนการบำบัด ในการศึกษาประเมินประสิทธิภาพของกระบวนการตกตะกอน การดูดซับ และการผสมทั้งสองวิธีในการกำจัดสีและค่าความต้องการออกซิเจนทางเคมี (COD) โดยใช้สารตกตะกอนทั่วไป ได้แก่ อะลูมิเนียม (alum) และเฟอร์ริกคลอไรด์ (ferric chloride) ร่วมกับวัสดุดูดซับคือท่อนาโนคาร์บอนแบบหลายผนัง (Multi-Walled Carbon Nanotubes - MWCNTs) ซึ่งมีอัตราส่วนพื้นที่ผิวต่อปริมาตรสูง ในการทดลองได้มีการปรับค่าพารามิเตอร์ เช่น pH และปริมาณสารเคมีให้เหมาะสมสำหรับกระบวนการตกตะกอน ส่วนในกระบวนการดูดซับด้วย MWCNTs ได้มีการประเมินผลของระยะเวลาสัมผัสและอุณหภูมิ ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า การตกตะกอนด้วยอะลูมิเนียมสามารถกำจัด COD ได้ 66.67% และสีได้ 95.77% การตกตะกอนด้วยเฟอร์ริกคลอไรด์สามารถกำจัด COD ได้ 77.78% และสีได้ 99.65% และการดูดซับด้วย MWCNTs เพียงอย่างเดียวสามารถกำจัด COD ได้ 65.66% และสีได้ 97.38% เมื่อใช้กระบวนการร่วม โดยเริ่มจากการตกตะกอนตามด้วยการดูดซับด้วย MWCNTs พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ได้ถึง 88.89% และสามารถกำจัดสีได้ 100%

นาถ ภูวงศน์ผา et all. (2555) ศึกษาการกำจัดสีและซีไอทีในน้ำเสียจากห้องปฏิบัติการเคมีด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน โดยการทดลองแบบกะ โดยศึกษาปัจจัยเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดสีและซีไอทีจากน้ำเสียจากห้องปฏิบัติการเคมี ได้แก่ ค่าพีเอช อัตราส่วนโดยโมลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อเฟอร์รัส และระยะเวลาที่เหมาะสม จากผลของการศึกษาพบว่า สภาวะการทดลองที่เหมาะสมในการกำจัดสีและซีไอทีในน้ำเสียจากห้องปฏิบัติการเคมีด้วยปฏิกิริยา เฟนตัน คือที่พีเอชเท่ากับ 2 อัตราส่วนโดยโมลระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อเฟอร์รัสไอออนเท่ากับ 15:1 ที่ความเร็วรอบของการกวนเท่ากับ 150 รอบต่อนาที ณ อุณหภูมิห้อง จากสภาวะที่เหมาะสมนี้สามารถกำจัดสีในน้ำเสียจากห้องปฏิบัติการเคมีได้สูงสุดเท่ากับร้อยละ 92.15 ± 0.00 ณ เวลาที่เหมาะสมเท่ากับ 60 นาที ในขณะที่การกำจัดซีไอทีในน้ำเสียจากห้องปฏิบัติการเคมีได้สูงสุดเท่ากับร้อยละ 63.90 ± 0.26 ณ เวลาที่เหมาะสมเท่ากับ 30 นาที

สุเทพ สิริวิทยาปรกรณ์ และ วีระนุช บุญรุ่ง (2553) งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อมด้วยกระบวนการเฟนตัน และกระบวนการตกตะกอนด้วยอะลูมิเนียมซัลเฟต และพอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ โดยใช้เครื่องจาร์เทสต์ สภาวะที่เหมาะสมเฉลี่ยของเฟนตัน ปริมาณเฟอร์รัสซัลเฟต 0.92 กรัมต่อลิตร ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 6.38 กรัมต่อลิตร พีเอช 3.4 และระยะเวลาที่เหมาะสม 150 นาที ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น, สี และ COD เฉลี่ยเท่ากับ 97.85, 52.83 และ 79.98 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนอะลูมิเนียมซัลเฟต ใช้ปริมาณสารสร้างตะกอน 2.56 กรัมต่อลิตร ค่าพีเอช 7.20 ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น, สี และ COD เฉลี่ยเท่ากับ 94.02, 76.28 และ 42.96 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และพอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ใช้ปริมาณสารสร้างตะกอน 4.00 กรัมต่อลิตร พีเอช 7.40 ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น, สี และ COD เฉลี่ยเท่ากับ 96.12, 86.75 และ 54.18 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดของสารเคมีทั้ง 3 ชนิด พบว่า เฟนตัน ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีที่สุดรองลงมาคือ พอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ และอะลูมิเนียมซัลเฟต ตามลำดับ ส่วนค่าใช้จ่ายในการบำบัดของเฟนตัน อะลูมิเนียมซัลเฟต และพอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์เท่ากับ 125.32, 25.79 และ 83.15 บาทต่อลูกบาศก์เมตรของน้ำเสียตามลำดับ

พูน ปรณ ทิโต ชีเว

บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย

งานวิจัยชิ้นนี้ศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับเฟนตันในการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบที่ได้จากบ่อรวบรวมน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบ โดยเปรียบเทียบการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า และสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมของการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน โดยใช้อัตราส่วนโดยมวล H_2O_2/Fe^{2+} และค่าความเป็นกรดต่าง (pH) ศึกษาแนวทางความเป็นไปได้ในการนำกากตะกอนที่ได้จากด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติร่วมกับเฟนตัน ไปใช้ประโยชน์ และศึกษาความคุ้มค่าเชิงเศรษฐศาสตร์ โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการผลิตหรือต้นทุนการใช้งานของสารเร่งถึงการบำบัดน้ำเสีย และการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติเปรียบเทียบกับสารเร่งตกตะกอนทางการค้า โดยมีองค์ประกอบของวิธีการดำเนินงานการวิจัย แบ่งออกเป็นขั้นตอน ดังนี้

- 3.1 เครื่องมือที่ใช้ในการวิจัย
- 3.2 ตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษา
- 3.3 สารเคมี
- 3.4 วิธีการศึกษา
- 3.5 การวิเคราะห์ตัวอย่าง
- 3.6 การวิเคราะห์ข้อมูล

3.1 เครื่องมือที่ใช้ในการวิจัย

- 3.1.1 เครื่อง Jar test ยี่ห้อ VELP รุ่น FC6S ประเทศยุโรป
- 3.1.2 เครื่องวัดค่าการดูดกลืนแสง Spectrophotometer ยี่ห้อ Shimadzu รุ่น 1900 ประเทศญี่ปุ่น
- 3.1.3 กล้องสเตอริโอไมโครสโคป ยี่ห้อ Zeiss รุ่น Stemi 508 ประเทศเยอรมันนี
- 3.1.4 เครื่องอะตอมมิคแอบซอร์บชันสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (FAAS) ยี่ห้อ Shimudzu รุ่น 7200 ประเทศญี่ปุ่น

3.1.5 เครื่องวัดอุณหภูมิและค่าความเป็นกรดต่าง pH Meter ยี่ห้อ HACH ยี่ห้อ Mettler รุ่น pH Bench F20-meter ประเทศสวิตเซอร์แลนด์

3.1.6 เครื่องวิเคราะห์ธาตุจากรังสีเอ็กซ์ (SEM/EDX) ยี่ห้อ HITACHI รุ่น TM4000 Plus ประเทศญี่ปุ่น

3.1.7 เครื่องวิเคราะห์ธาตุ Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) ยี่ห้อ Burker รุ่น Platinum ATR ประเทศเยอรมันนี

3.1.8 ตู้อบร้อน Hot air Oven ยี่ห้อ Binder รุ่น ED 240 ประเทศเยอรมันนี

3.1.9 ตู้บ่มอุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส ยี่ห้อ Entech รุ่น Accuplus 1250 ประเทศอังกฤษ

3.1.10 เครื่องอังไอน้ำ ยี่ห้อ Memmert รุ่น PXR-9 ประเทศเยอรมันนี

3.1.11 เครื่องชั่งน้ำหนัก ยี่ห้อ AND รุ่น GR200 ประเทศอังกฤษ

3.1.12 เครื่องวัดความขุ่น ยี่ห้อ HACH รุ่น 2100Q ประเทศสวิตเซอร์แลนด์

3.1.13 เครื่องเอ็นเนอจีติสเพอซีฟเอ็กซ์เรย์สเปกโทรสโกปี (EXD)

3.1.14 เครื่องไตเตรทอัตโนมัติ ยี่ห้อ Jencons รุ่น Digirate pro ประเทศอังกฤษ

3.2 ตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษา

3.2.1 น้ำชะขยะสังเคราะห์

3.2.2 น้ำชะขยะจากบ่อรวมน้ำชะขยะของสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยและสิ่งปฏิกูลเทศบาลเมืองมหาสารคาม (แบบครบวงจร) เทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม

3.3 สารเคมี

3.3.1 น้ำกลั่น

3.3.2 น้ำกลั่นปราศจากไอออน

3.3.3 อะลูมิเนียมซัลเฟต ($Al_2(SO_4)_3$) บริสุทธิ์ 99.5 เปอร์เซ็นต์ ชนิดAnalytical grade

3.3.4 เฟอร์รัสคลอไรด์ ($FeCl_3$) บริสุทธิ์ 99.5 เปอร์เซ็นต์ ชนิดAnalytical grade

3.3.5 เฟอร์รัสซัลเฟต ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) ชนิดAnalytical grade

3.3.6 ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ชนิดAnalytical grade

3.3.7 สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุอันตรายชาติ ได้จากการอนุเคราะห์จากสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.)

3.3.8 โพลแทสเซียมคลอโรแพตตินัม (K_2PtCl_6) (equivalent to 0.500 g metallic Pt), ชนิด Analytical grade

- 3.3.9 โคบอลต์คลอไรด์ ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ชนิด Analytical grade
- 3.3.10 กรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น (HCl) ชนิด Analytical grade
- 3.3.11 โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) ชนิด Analytical grade
- 3.3.12 โพแทสเซียมฟลูออไรด์ไดไฮเดรต ($\text{KF} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) ชนิด Analytical grade
- 3.3.13 Potassium Hydrogen Biiodate [$\text{KH}(\text{IO}_3)_2$] ชนิด Analytical grade
- 3.3.14 โซเดียมไทโอซัลเฟตเฮปตาไฮเดรต ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) ชนิด Analytical grade
- 3.3.15 โซลูเบิล สตาร์ช (soluble starch) ชนิด reagent grade
- 3.3.16 กรดซัลฟูริกเข้มข้น 98% (38 โมลาร์) ชนิด reagent grade
- 3.3.17 โซเดียมไอโอดัด (NaI) ชนิด reagent grade
- 3.3.18 แมงกานีส (II) ซัลเฟตเตตราไฮเดรต ($\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) ชนิด reagent grade
- 3.3.19 salicylic acid ($\text{C}_7\text{H}_6\text{O}_3$) ชนิด reagent grade
- 3.3.1.20 Magnesium sulfate heptahydrate ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ชนิด reagent grade
- 3.3.1.21 Calcium chloride (CaCl_2) ชนิด reagent grade
- 3.3.1.22 Ferric chloride hexahydrate ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ชนิด reagent grade
- 3.3.1.23 Potassium dihydrogen phosphate (KH_2PO_4) ชนิด reagent grade
- 3.3.1.24 Dipotassium hydrogenphosphate (K_2HPO_4) ชนิด reagent grade
- 3.3.1.25 Disodium hydrogen phosphate heptahydrate ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ชนิด reagent grade
- 3.3.1.26 Ammonium chloride (NH_4Cl) ชนิด reagent grade
- 3.3.1.27 Glucose ชนิด reagent grade
- 3.3.1.28 Glutamic acid ชนิด reagent grade

3.4 วิธีการศึกษา

3.4.1 สถานที่และการเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะ

3.4.1.1 สถานที่เก็บน้ำชะขยะ

เก็บน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบรวบรวมน้ำชะขยะของสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยและสิ่งปฏิกูลเทศบาลเมืองมหาสารคาม (แบบครบวงจร) เทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม ภาพประกอบ 10 ตั้งอยู่ที่บ้านหนองปิง ตำบลเว้งนาง อำเภอเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม



ภาพประกอบ 10 บ่อรวมน้ำชะขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม

3.4.1.2 อุปกรณ์และเครื่องมือการเก็บตัวอย่างน้ำ

ในการเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบจากปลายท่อระบายน้ำชะขยะ จะต้องเตรียมเครื่องมือตรวจวัดคุณภาพน้ำภาคสนามไว้เพื่อตรวจวิเคราะห์ดัชนีบ่งชี้คุณภาพน้ำ ณ จุดเก็บตัวอย่าง ได้แก่ ค่าความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ ความขุ่น ค่าการละลายออกซิเจนในน้ำ เป็นต้น เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ต้องจัดเตรียม มีดังนี้

1.1) เครื่องมือภาคสนามที่ต้องจัดเตรียมได้แก่

- เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH Meter)
- เครื่องวัดความขุ่น (Turbidity Meter)
- เครื่องวัดอุณหภูมิ (Thermometer)

1.2) ชุดอุปกรณ์สำหรับเก็บตัวอย่างน้ำ

- อุปกรณ์เก็บตัวอย่างน้ำ
- ถังน้ำสำหรับใส่ขวดเก็บตัวอย่างขณะทำการเก็บตัวอย่าง
- ขวดพลาสติก PE สำหรับเก็บตัวอย่างน้ำวิเคราะห์ค่า BOD

1.3) สารเคมีสำหรับการรักษาสภาพตัวอย่างน้ำ

- กรดไนตริก (HNO_3)

- กรดซัลฟูริก (H₂SO₄)
- น้ำกลั่น

3.4.1.3 การเก็บตัวอย่างน้ำ

ทำการเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะที่บ่อรวมน้ำชะขยะ โดยวิธีเก็บแบบจ้วงตัก (Garb Sample) โดยทำการวัดอุณหภูมิและค่าความเป็นกรดต่าง ด้วยเครื่อง pH meter วัดค่าความขุ่น ด้วยเครื่อง Turbidity meter วัดค่าการนำไฟฟ้า ด้วยเครื่อง EC meter ณ จุดเก็บตัวอย่างทันที และทำการเก็บตัวอย่างในภาชนะที่แตกต่างกันมักจะเป้นชนิดขวดแก้ว (Glass bottles) หรือพลาสติกชนิด พอลิเอทิลีน (Poly ethylene Bottles) รักษาสภาพของน้ำตัวอย่างด้วยสารเคมีที่เหมาะสม แะในภาชนะบรรจุด้วยน้ำแข็งเพื่อให้ตัวอย่างมีอุณหภูมิต่ำ สำหรับนำไปวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการต่อ รายละเอียดของการใช้ภาชนะในการเก็บตัวอย่าง ปริมาณน้ำตัวอย่าง สารเคมีรักษาสภาพน้ำตัวอย่าง ดังแสดงในตาราง 6

ตาราง 6 สรุปวิธีการเก็บรักษาสภาพน้ำ ชนิดภาชนะบรรจุ ช่วงระยะเวลาการเก็บที่ยอมให้เก็บ เทคนิคและเครื่องมือที่ใช้วิเคราะห์ต่างๆ

พารามิเตอร์	วิธีการเก็บรักษา	ชนิดภาชนะ	ช่วงระยะเวลาที่ยอมให้เก็บ	เทคนิคการวิเคราะห์	เครื่องมือที่ใช้การวิเคราะห์
1. อุณหภูมิ (Temperature)	-	-	1 วัน	-	Thermometer
2. ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	วิเคราะห์ทันที	P, G (B)	2 ชม.	-	pH Meter (HACH/HQ 30d)
3. ค่าการนำไฟฟ้า (Electrical Conductivity)	แช่เย็น 4 °C	P, G	28 วัน	-	Electrical Conductivity Meter (HACH/HQ 30d)
4. ความขุ่น (Turbidity)	แช่เย็น 4 °C	P, G	1 วัน	-	Turbidity Meter (HACH/2100Q)
5. สี	วิเคราะห์ทันที	P, G	2 ชม.	ADMI method	Spectro photometer

พารามิเตอร์	วิธีการเก็บรักษา	ชนิดภาชนะ	ช่วงระยะเวลาที่ยอมให้เก็บ	เทคนิคการวิเคราะห์	เครื่องมือที่ใช้การวิเคราะห์
6.ของแข็งละลายน้ำทั้งหมดในน้ำเสียน้ำ (Total Dissolved Solids)	แช่เย็น 4 °C	P, G	7 วัน	ทำให้แห้งที่ 180±2°C	-
7.ของแข็งแขวนลอยทั้งหมดในน้ำเสียน้ำ (Total Suspended Solids)	แช่เย็น 4 °C	P, G	7 วัน	ทำให้แห้งที่ 103-105°C	-
8. บีโอดี (Biochemical Oxygen Demand)	วิเคราะห์ทันที	P, G	1 วัน	Azide Modification (เจือจาง)	-
9. ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand)	เติมกรด H ₂ SO ₄ pH < 2	P, G	28 วัน	Closed Reflux	-
10. โลหะหนัก โครเมียม (Cr) แมงกานีส (Mn) นิกเกิล (Ni) และตะกั่ว (Pb)	เติมกรด H ₂ SO ₄ pH < 2	P(A), G(A)	28 วัน	วิเคราะห์น้ำชะขยะด้วยวิธี Nitric Acid Digestion และวิเคราะห์ตะกอนด้วยวิธี Nitric Hydrochloric Acid Digestion	AAS , ICP

หมายเหตุ P = พลาสติกชนิดโพลีเอทิลีน หรือเทียบเท่า

G = แก้ว

P(A) = พลาสติกที่ล้างด้วยกรดไนตริก (1:1)

G(A) = ที่ล้างด้วยกรดไนตริก (1:1)

3.4.2 น้ำชะขยะสังเคราะห์ (Leachate Synthesis)

น้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษาวิจัย เตรียมโดยดัดแปลงจากงานวิจัยของ Meetiyaogoda et al. (2017) (ตาราง 7)

ตาราง 7 สูตรการเตรียมน้ำชะขยะสังเคราะห์ (Meetiyaogoda et al., 2017)

สารเคมี	หน่วย (g/L)
Sugar	1000
CH ₃ COONa	100
K ₂ HPO ₄	2.22
NaHCO ₃	35.72
K ₂ CO ₃	35.37
NaCl	9.96
CaCl ₂	15.96
ตาราง 7 MgCl ₂ .6H ₂ O	15.89
MgSO ₄ . 7H ₂ O	8.04
CO(NH ₂) ₂	1000
H ₂ SO ₄	20
<u>Trace heavy metal</u>	mg/L
FeSO ₄	200
H ₃ BO ₄	5
ZnSO ₄ .7H ₂ O	5
CuSO ₄ .5H ₂ O	4
MnSO ₄ .7H ₂ O	50
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	5
Al(SO ₄) ₃ .16H ₂ O	3
NiSO ₄ .6H ₂ O	52
Cr standard solution	2
Cd standard solution	2

3.4.3 ศึกษาคุณสมบัติต่างๆ ของน้ำชะขยะจริง

น้ำชะขยะตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษาได้มาจากบ่อรวมน้ำชะขยะในพื้นที่หลุมฝังกลบเทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม ซึ่งเป็นน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเก่า โดยทำการวิเคราะห์คุณสมบัติของน้ำ ดังแสดงในตาราง 8 ณ ห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหาสารคาม

ตาราง 8 พารามิเตอร์และเทคนิคที่ทำการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีการเก็บรักษา	ช่วงระยะเวลาที่ยอมให้เก็บ	เทคนิคการวิเคราะห์	เครื่องมือที่ใช้การวิเคราะห์
1. อุณหภูมิ (Temperature)	-	1 วัน	-	Thermometer
2. ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	วิเคราะห์ทันที	2 ชม.	-	pH Meter (HACH/HQ 30d)
3. ค่าการนำไฟฟ้า (Electrical Conductivity)	แช่เย็น 4 °C	28 วัน	-	Electrical Conductivity Meter (HACH/HQ 30d)
4. ความขุ่น (Turbidity)	แช่เย็น 4 °C	1 วัน	-	Turbidity Meter (HACH/2100Q)
5. สี	วิเคราะห์ทันที	2 ชม.	ADMI method	Spectrophotometer
6. ของแข็งละลายน้ำทั้งหมดในน้ำเสีย (Total Dissolved Solids)	แช่เย็น 4 °C	7 วัน	ทำให้แห้งที่ 180±2°C	-
7. ของแข็งแขวนลอยทั้งหมดในน้ำเสีย (Total Suspended Solids)	แช่เย็น 4 °C	7 วัน	ทำให้แห้งที่ 103-105°C	-

พารามิเตอร์	วิธีการ	ช่วง	เทคนิคการ	เครื่องมือที่ใช้การ
-------------	---------	------	-----------	---------------------

	เก็บรักษา	ระยะเวลาที่ยอมให้เก็บ	วิเคราะห์	วิเคราะห์
8. บีโอดี (Biochemical Oxygen Demand)	วิเคราะห์ทันที	1 วัน	Azide Modification (เจือจาง)	-
9. ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand)	เติมกรด H_2SO_4 pH < 2	28 วัน	Closed Reflux	-
10. โลหะหนัก โครเมียม (Cr) แมงกานีส (Mn) นิกเกิล (Ni) และตะกั่ว (Pb)	เติมกรด H_2SO_4 pH < 2	28 วัน	วิเคราะห์น้ำชะขยะ ด้วยวิธี Nitric Acid Digestion และวิเคราะห์ตะกอน ด้วยวิธี Nitric Hydrochloric Acid Digestion	AAS , ICP

3.4.4 ศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของสารตกตะกอน

สารตกตะกอนที่ใช้ในการศึกษาวิจัย 2 ประเภท คือ สารตกตะกอนทางการค้า ได้แก่ สารส้ม (Alum) และ สารเหล็กคลอไรด์ ($FeCl_3$) และสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ได้รับความอนุเคราะห์จากสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) นำสารตกตะกอนทั้งสองประเภทวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพและทางเคมี ดังนี้

3.4.4.1) วิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพพื้นผิวจำเพาะของสารตกตะกอนธรรมชาติ (Coagulant) และกากตะกอนที่ได้ภายหลังจากตกตะกอนของสารตกตะกอน ด้วยเครื่อง SEM/EDX

3.4.4.2) วิเคราะห์ลักษณะองค์ประกอบทางเคมีของสารตกตะกอน (Coagulant) และตะกอนที่ได้ภายหลังจากตกตะกอนของสารตกตะกอนทั้ง 2 ประเภท ด้วยเครื่อง Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR)

3.4.5 ขั้นตอนการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบขยะ โดยเปรียบเทียบการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า กับการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ดังนี้

3.4.5.1 เติมน้ำเสียสังเคราะห์ ลงในบีกเกอร์ขนาด 600 มิลลิลิตร ปริมาตร 250 มิลลิลิตร จำนวน 3 ใบ และเติมน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ลงในบีกเกอร์ขนาด 600 มิลลิลิตร ปริมาตร 250 มิลลิลิตร อีกจำนวน 3 ใบ

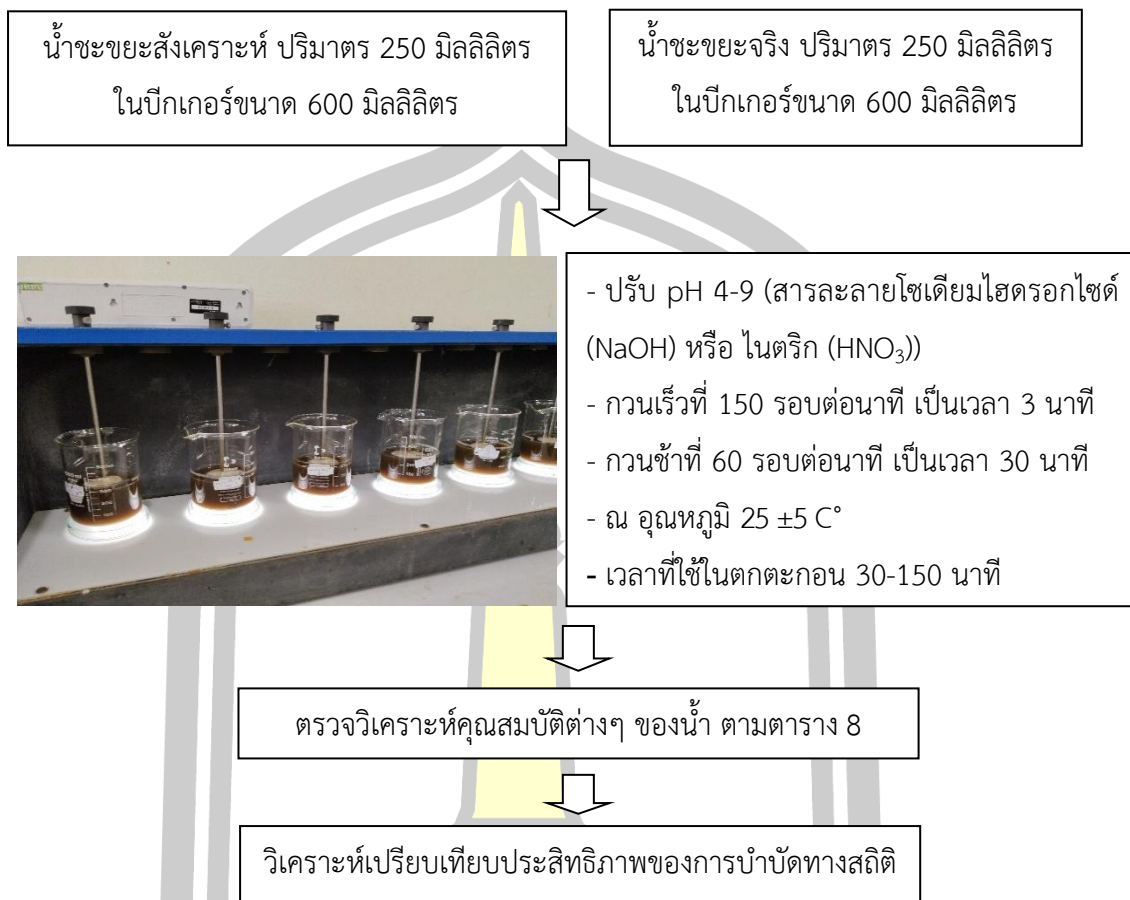
3.4.5.2 ศึกษาปัจจัยความเป็นกรด-ด่าง (pH) ของน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจริง ที่ ช่วง pH 4-9 โดยใช้สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) หรือ ไนตริก (HNO_3)

3.4.5.3 ศึกษาปัจจัยความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอนในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ โดยการเตรียมสารเร่งตกตะกอน สารส้ม (Alum) สารเหล็กคลอไรด์ (FeCl_3) และสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ (TISTR) ที่ช่วงความเข้มข้น 1-10 กรัมต่อลิตร ตามลำดับ

3.4.5.4 ศึกษาปัจจัยเวลาในการปฏิกิริยาโดยการนำไปกวนบนเครื่อง Jar test ที่ อุณหภูมิ $25 \pm 5 \text{ C}^\circ$ กวนเร็วที่ 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที และกวนช้า 60 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที ศึกษาระยะเวลาในการตกตะกอน 30-150 นาที

3.4.5.5 เก็บตัวอย่างน้ำชะขยะที่ผ่านการศึกษาในแต่ละปัจจัย ซึ่งมีลักษณะใส (Supernatant) และตะกอนที่เกิดขึ้น ไปวิเคราะห์ดัชนีบ่งชี้คุณภาพสิ่งแวดล้อมต่างๆ ดังแสดงในตาราง 8

3.4.5.6 นำผลการศึกษาทั้งหมดเปรียบเทียบผลทางสถิติโดยใช้โปรแกรมสำเร็จรูป SPSS โดยเลือกชนิด และปริมาณจากการสร้างตะกอน จากประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะ ในขั้นตอนการศึกษานี้ จะทำให้ทราบอัตราส่วนในการใช้สารตกตะกอนต่อปริมาณน้ำชะขยะ ค่าความเป็นกรด-ด่าง และระยะเวลาที่เหมาะสมต่อการบำบัดน้ำชะขยะที่เหมาะสม ของสารตกตะกอนทั้งสามชนิด ภาพประกอบ 11



ภาพประกอบ 11 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ และน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบ

3.4.6 ขั้นตอนการศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมของเฟนตัน โดยโซเฟอร์ซัลเฟต (FeSO₄ · 7H₂O) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂)

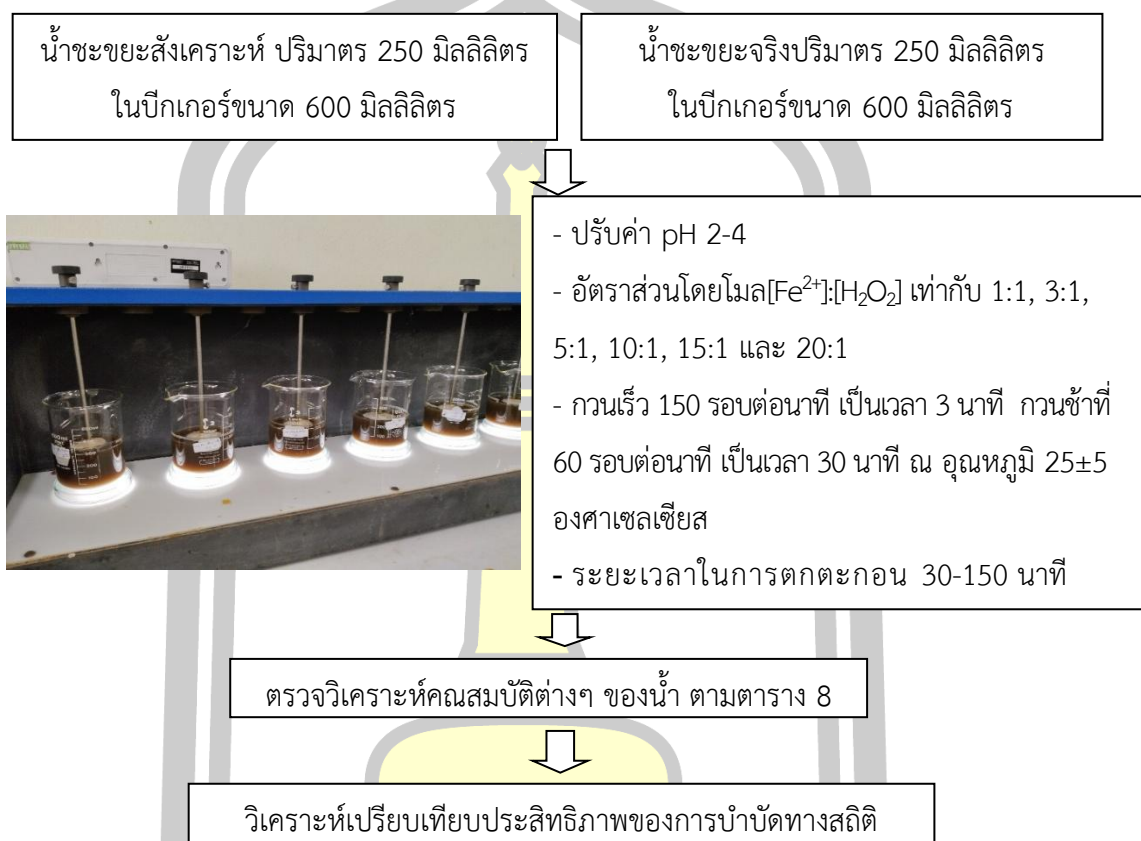
3.4.6.1 เติมน้ำชะขยะสังเคราะห์ ลงในบีกเกอร์ขนาด 600 มิลลิลิตร ปริมาตร 250 มิลลิลิตร จำนวน 3 ใบ และเติมน้ำชะขยะจริงลงในบีกเกอร์ขนาด 600 มิลลิลิตร ปริมาตร 250 มิลลิลิตร อีกจำนวน 3 ใบ

3.4.6.2 ศึกษาปัจจัยอัตราส่วนของเฟอร์ซัลเฟต (FeSO₄ · 7H₂O) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂) โดยเตรียมอัตราส่วนโดยโมล [Fe²⁺]:[H₂O₂] เท่ากับ 1:1, 3:1, 5:1, 10:1, 15:1 และ 20:1

3.4.6.3 ศึกษาปัจจัยความเป็นกรด-ด่าง (pH) ของน้ำชะขยะที่ ช่วง pH 2, 3 และ 4

3.4.6.4 ศึกษาปัจจัยเวลาในการปฏิกิริยาโดยการนำไปกวนบนเครื่อง Jar test โดยกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที กวนช้าที่ 60 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที ที่ อุณหภูมิ 25 ± 5 °C ระยะเวลาในการตกตะกอน 30-150 นาที

3.4.6.5 ศึกษาการสร้างตะกอนที่เหมาะสมต่อการกำจัดอนุภาคของเฟนตัน และ ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะ ภาพประกอบ 12



ภาพประกอบ 12 ขั้นตอนการศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมของเฟนตัน

3.4.7 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการ โคแอกกูเลชันและเฟนตัน

3.4.7.1 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการ โคแอกกูเลชันและเฟนตัน โดยนำน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจริง ไปทำการบำบัดด้วย กระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้สภาวะที่ดีที่สุด ที่ทำให้มีประสิทธิภาพบำบัดสูงสุด ซึ่งได้จากการศึกษาในข้อ 3.4.5 และบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตัน โดยใช้สภาวะที่ดีที่สุด มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด ซึ่งได้จากการศึกษาข้อ 3.4.6

3.4.7.2 แยกน้ำและตะกอนที่เกิดขึ้น นำน้ำส่วนใสที่ได้ทำการศึกษาตามพารามิเตอร์ ต่างๆ ในตาราง 7 และนำกากตะกอนที่ได้ไปศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพและเคมี ตามข้อ 3.4.8 ต่อไป

3.4.8 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะด้วยกระบวนการการโคแอกกูเลชัน และเฟนตัน

3.4.8.1 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน

1) ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน โดยนำน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบไปทำการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้สภาวะที่ดีที่สุด ที่ทำให้มีประสิทธิภาพบำบัดสูงสุด ซึ่งได้จากการศึกษาในข้อ 3.4.5 และบำบัดต่อด้วยกระบวนการเฟนตัน โดยใช้สภาวะที่ดีที่สุด มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด ซึ่งได้จากการศึกษาข้อ 3.4.6

2) แยกน้ำและตะกอนที่เกิดขึ้น นำน้ำส่วนใสที่ได้ทำการศึกษาตามพารามิเตอร์ต่างๆ ในตาราง 7 และนำกากตะกอนที่ได้ไปศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพและเคมี ตามข้อ 3.4.9 ต่อไป

3.4.8.2 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

1) ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยนำน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบไปทำการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตันโดยใช้สภาวะที่ดีที่สุด ที่ทำให้มีประสิทธิภาพบำบัดสูงสุด ซึ่งได้จากการศึกษาในข้อ 3.4.6 และบำบัดต่อด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้สภาวะที่ดีที่สุด มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด ซึ่งได้จากการศึกษาข้อ 3.4.5

2) แยกน้ำและตะกอนที่เกิดขึ้น นำน้ำส่วนใสที่ได้ทำการศึกษาตามพารามิเตอร์ต่างๆ ในตาราง 7 และนำกากตะกอนที่ได้ไปศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพและเคมี ตามข้อ 3.4.9 ต่อไป

3.4.9 ศึกษาลักษณะทางกายภาพและเคมีของกากตะกอนที่ได้จากกระบวนการโคแอกกูเลชัน และเฟนตัน

3.4.9.1 ศึกษาปริมาณโลหะหนัก ได้แก่ โครเมียม (Cr) แมงกานีส (Mn) นิกเกิล (Ni) และตะกั่ว (Pb) ในตะกอนสารเร่ง TISTR โดยใช้ตัวอย่างตะกอนจากกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สภาวะที่มีประสิทธิภาพบำบัดสูงสุด และศึกษาปริมาณโลหะหนักในกากตะกอนเฟนตันที่เกิดจากสภาวะที่ดีที่สุดที่ทำให้กระบวนการเฟนตันมีประสิทธิภาพบำบัดสูงสุด

- 1) นำกากตะกอนที่ได้จากการศึกษาไปอบที่อุณหภูมิ 103 - 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลานาน 48 ชั่วโมง ในตู้อบ (Hot Air Oven) แล้ววัดให้มีขนาด ≤ 2 มิลลิเมตร
- 2) ชั่งกากตะกอนจากด้วยเครื่องชั่งความละเอียดทศนิยม 4 ตำแหน่ง ลงใส่ลงในบีกเกอร์ขนาด 250 มิลลิลิตร
- 3) ย่อยตัวอย่างตะกอนด้วยวิธี Nitric Acid Hydrochloric Acid โดยเติมกรดกรดไนตริกเข้มข้น (Conc. HNO_3) 10 มิลลิลิตร นำตัวอย่างไปทำร้อนบน Hot plate จนเกือบแห้ง โดยใช้ความร้อนต่ำๆ จากนั้นทิ้งไว้ให้เย็น
- 4) หลังจากเย็นแล้ว นำไปเติมกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น (Conc. HCl) 10 มิลลิลิตร แล้วนำไประเหยจนเกือบแห้ง ที่อุณหภูมิ 40 - 45 องศาเซลเซียส ทิ้งไว้ให้เย็นจากนั้นจึงเติมน้ำกลั่นลงในบีกเกอร์ที่มีตัวอย่างตะกอนที่ผ่านการต้มให้ระเหยแล้ว
- 5) นำไปกรองด้วยกระดาษกรองเบอร์ 42 แล้วล้างส่วนที่ติดกับบีกเกอร์ด้วยกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 1 นอร์มอล (N) ลงในขวดปรับปริมาตร 100 มิลลิลิตร เพื่อนำไปตรวจวัดโลหะหนักด้วยเครื่อง AAS

3.4.9.2 วิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพพื้นผิวจำเพาะของตะกอน ภายหลังจากตกตะกอนของสารเร่งตกตะกอน ด้วยเครื่อง SEM/EDX

3.4.9.3 วิเคราะห์ลักษณะองค์ประกอบทางเคมีของตะกอนที่ได้ภายหลังจากตกตะกอนของสารเร่งตกตะกอน ด้วยเครื่อง Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) และด้วยเครื่อง SEM/EDX

3.4.10 ศึกษาความคุ้มค่าเชิงเศรษฐศาสตร์โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการผลิตสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติเปรียบเทียบกับสารตกตะกอนทางการค้า

โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการผลิตสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติเปรียบเทียบกับสารตกตะกอนทางการค้า ในด้านต้นทุนการผลิตและการใช้งานของสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ กับสารตกตะกอนทางการค้า โดยคำนวณตามชนิดและปริมาณการใช้สารเร่งตกตะกอน ตามสภาวะที่เหมาะสมของผลการวิจัย

3.5 การวิเคราะห์ตัวอย่าง

3.5.1 การวิเคราะห์คุณสมบัติน้ำชะขยะในห้องปฏิบัติการ

3.5.1.1 การวิเคราะห์ค่า ซี ด้วยวิธี ADMI Weighted-Ordinate Spectrophotometer Method

3.5.1.2 การวิเคราะห์ค่า BOD ด้วยวิธี Azide Modification

3.5.1.3 การวิเคราะห์ค่า COD ด้วยวิธี Close Reflux

3.5.1.4 ของแข็งละลายน้ำทั้งหมดในน้ำเสีย (Total Dissolved Solids) ทำให้แห้งที่ $180 \pm 2^\circ\text{C}$

3.5.1.5 ของแข็งแขวนลอยทั้งหมดในน้ำเสีย (Total Suspended Solids) ทำให้แห้งที่ $103-105^\circ\text{C}$

3.5.1.6 การวิเคราะห์โลหะหนักด้วยเครื่อง AAS โดยเทคนิค Flame Atomic Absorption Spectrophotometer

3.5.2 การวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพและเคมี

3.5.2.1 วิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพพื้นผิวจำเพาะของสารตกตะกอน 3 ชนิด ได้แก่ สารส้ม สาร FeCl_3 และสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ก่อนและหลังการนำไปใช้ในการตกตะกอน ด้วยเครื่อง SEM/EXD

3.5.2.2 วิเคราะห์ลักษณะองค์ประกอบทางเคมีของตะกอนที่ได้จากการตกตะกอนของสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ และสารตกตะกอนทางการค้า ด้วยเครื่อง Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR)

3.6 การวิเคราะห์ข้อมูล

วิเคราะห์ข้อมูลด้วยสถิติพื้นฐาน ได้แก่ ค่าเฉลี่ย ร้อยละ ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานโดยโปรแกรมสำเร็จรูป Microsoft Excel และการศึกษาเกี่ยวกับปัจจัยต่างๆ ในงานวิจัย ผู้วิจัยมีแผนแบบสุ่มบล็อกสมบูรณ์ (Randomized Complete Block Design; RCBD หรือ RBD) เนื่องจากต้องการศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบโดยใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับเฟนตัน โดยใช้สารตกตะกอน 3 ชนิด ศึกษาปัจจัยต่างๆ ที่เกี่ยวข้องในกระบวนการโคแอกกูเลชัน ได้แก่ ค่าความเป็นกรดต่าง อัตราส่วนของความเข้มข้นของสารตกตะกอน และเวลา สำหรับการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตัน มีปัจจัยต่างๆ ที่ศึกษา ได้แก่ อัตราส่วนโดยโมลของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ ค่าความเป็นกรดต่าง และเวลา

ข้อมูลที่ได้จากการศึกษาปัจจัยทั้งหมดที่เกี่ยวข้องจะนำไปวิเคราะห์ข้อมูลเพื่อเปรียบเทียบโดยใช้สถิติทดสอบ Three way ANOVA ต่อไป

พหุ ประถมศึกษา

บทที่ 4

ผลการทดลองและอภิปรายผล

การศึกษานี้ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะโดยใช้สารตกตะกอน 3 ชนิด ได้แก่ สารส้ม (Alum) เฟอร์ริคลอไรด์ (FeCl_3) และสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ของสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) (TISTR) ในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบ และการใช้กระบวนการเฟ้นต้นในการบำบัด เพื่อศึกษาสภาวะที่ดีที่สุดของสารตกตะกอนแต่ละชนิดในการบำบัด และเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะระหว่างสารตกตะกอนทางการค้า และสารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ รวมทั้งศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะของสารตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด โดยแบ่งการศึกษาออกเป็น 6 ขั้นตอน ดังนี้

- 4.1 ศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม และน้ำชะขยะสังเคราะห์
- 4.2 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบ โดยเปรียบเทียบการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า กับการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ได้แก่ ชนิดและปริมาณของสาร Coagulant, pH และเวลาที่เหมาะสม
- 4.3 ศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมของกระบวนการเฟ้นต้น โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟต ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ศึกษาปัจจัย ได้แก่ อัตราส่วนโดยโมล $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ และค่าความเป็นกรดต่าง (pH)
- 4.4 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน และเฟ้นต้น
- 4.5 ศึกษาลักษณะทางกายภาพและเคมีของกากตะกอนที่ได้จากกระบวนการโคแอกกูเลชัน และเฟ้นต้น
- 4.6 ศึกษาความคุ้มค่าเชิงเศรษฐศาสตร์ โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการผลิต และการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ เปรียบเทียบกับสารตกตะกอนทางการค้า

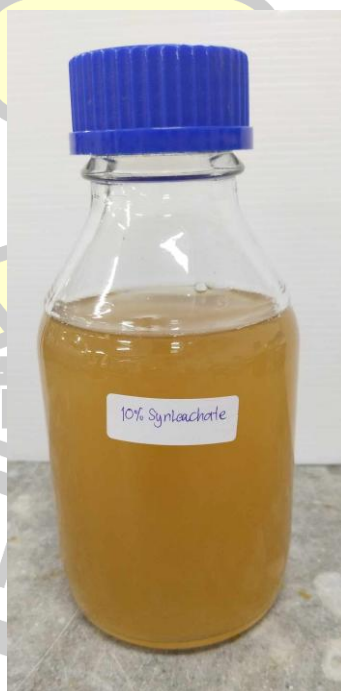
พูน ปณ ทิโต ชีเว

4.1 ผลการศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม และน้ำชะขยะสังเคราะห์

4.1.1 คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะสังเคราะห์

น้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษาวิจัย มีองค์ประกอบต่างๆ ของสารเคมีที่ใช้ดังแสดงในตาราง 7 บทที่ 3 ซึ่งมีการดัดแปลงจากงานวิจัยของ Meetiya goda at al. (2017) ซึ่งก่อนนำไปใช้ในการศึกษา ทำการเจือจางน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ความเข้มข้นร้อยละ 10 สีของน้ำชะขยะสังเคราะห์มีสีเหลืองอ่อน ดังภาพประกอบ 13 โดยสีน้ำตาลเข้มของน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่เกิดขึ้นมาจากการทำปฏิกิริยาระหว่างน้ำตาลซูโครสและกรดซัลฟิวริก เป็นสารประกอบที่มีสี

วิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีบางประการของน้ำชะขยะสังเคราะห์ ก่อนนำไปศึกษาด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการเฟ้นต้น ได้แก่ สี (Color) ความขุ่น (Turbidity) การนำไฟฟ้า (Electrical conductivity; EC) ของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (Total Dissolved Solids; TDS) และของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solids; TSS) และวิเคราะห์คุณสมบัติทางเคมีน้ำชะขยะก่อนบำบัด ได้แก่ ค่าความเป็นกรดต่าง (pH) ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand; COD) บีโอดี (Biochemical Oxygen Demand; BOD) และโลหะหนักต่างๆ มีลักษณะทางกายภาพและเคมีดังแสดงในตาราง 9



ภาพประกอบ 13 สีของน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษา

ตาราง 9 คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะสังเคราะห์

ดัชนีบ่งชี้คุณภาพ	ค่าที่วัดได้
Turbidity (NTU)	260-1,125
Conductivity (mS/cm)	10.72-15.29
Color (ADMI)	134.60-1,633.49
TSS (mg/L)	483.16-2,090.59
TDS (mg/L)	5,947-9,000
pH	6.54-7.88
COD (mg/L)	73,600-96,000
BOD (mg/L)	48,462.50-63,211.96
BOD/COD ratio	0.66
Cr (mg/L)	1.20-2.85
Mn (mg/L)	1.92-2.36
Ni (mg/L)	1.56-2.33
Pb (mg/L)	1.87-2.32

*BOD₅ (mg/L)

จากตาราง 9 แสดงถึงคุณสมบัติของน้ำชะขยะสังเคราะห์เริ่มต้นที่เกิดจากการผสมสารเคมีต่างๆ โดยก่อนนำไปใช้ในการศึกษา ผู้วิจัยทำการเจือจาง 10 เท่า เพื่อให้คุณสมบัติน้ำชะขยะสังเคราะห์มีค่า COD และ BOD ใกล้เคียงกับคุณสมบัติของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

4.1.2 คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาล

เมืองมหาสารคาม

หลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม ตั้งอยู่บ้านหนองปลิง หมู่ 6 ต.หนองปลิง อ.เมือง จ.มหาสารคาม อ.เมืองมหาสารคาม 44000 มีพื้นที่ดำเนินการ 49 ไร่ มีปริมาณขยะมูลฝอยที่เข้าสู่ระบบกำจัดขยะมูลฝอยรวม 93 ตันต่อวัน มีการจัดการขยะแบบฝังกลบหลัก

สุขาภิบาล (Sanitary Landfill) ซึ่งมีระบบบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอย (Leachate Treatment Plant) แบบบ่อฝัง และมีบ่อติดตามตรวจสอบคุณภาพน้ำใต้ดิน (Groundwater Monitoring Well) แต่ปัจจุบันไม่มีน้ำในบ่อใต้ดิน ภาพประกอบ 14



ภาพประกอบ 14 แสดงตำแหน่งหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม
ที่มา: <https://thaimsw.pcd.go.th/service/uploads/report-waste-file/4fbe5672-90a6-4117-85fc-6dcf007da765.pdf>

น้ำชะขยะที่ใช้ในการศึกษาเก็บรวบรวมมาจากบ่อน้ำบำบัดรวมบริเวณใกล้ทางเข้าหลุมฝังกลบคุณลักษณะของน้ำชะขยะที่นำมาใช้ในการศึกษา มีความขุ่น สีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม มีสีน้ำตาลเข้ม ซึ่งเกิดจากสารประกอบฮิวมิก (Humic Substances) ที่เปลี่ยนสภาพมาจากกรดฟัลวิค (Fulvic Acid) ซึ่งทำให้น้ำชะขยะมีสีน้ำตาลเข้มถึงสีดำ ขึ้นอยู่กับปริมาณของกรดฮิวมิก และจะมีสีเข้มขึ้นเรื่อยๆ ตามอายุของน้ำชะขยะ (ปริยานุช พัฒนาการค้า, 2558b) ส่วนสีปรากฏเกิดจากสารแขวนลอยในน้ำที่อาจมาจากซากพืชซากสัตว์ ตะกอนดินและทรายที่ถูกชะออกมาจากชั้นของขยะมูลฝอย ดังแสดงในภาพประกอบ 15



ภาพประกอบ 15 สีของน้ำชะขยะในบ่อรวมน้ำชะขยะ

ผลการวิเคราะห์น้ำคุณสมบัติน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม ทางกายภาพและทางเคมีบางประการ ก่อนนำไปศึกษาด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการเพนตัน ได้แก่ สี (Color) ความขุ่น (Turbidity) การนำไฟฟ้า (Electrical Conductivity; EC) ของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (Total Dissolved Solids; TDS) และของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solids; TSS) และวิเคราะห์คุณสมบัติทางเคมีน้ำชะขยะก่อนบำบัด ได้แก่ ค่าความเป็นกรดต่าง (pH) ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand; COD) บีโอดี (Biochemical Oxygen Demand; BOD) และโลหะหนักต่างๆ มีลักษณะทางกายภาพและเคมีดังแสดงในตาราง 10



ตาราง 10 คุณสมบัติน้ำทางกายภาพและเคมีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมือง
มหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม

ดัชนีบ่งชี้คุณภาพ	ค่าที่วัดได้	ค่ามาตรฐาน	
		มาตรฐานน้ำทิ้ง อุตสาหกรรม พ.ศ. 2560	มาตรฐานควบคุม การระบายน้ำทิ้งจาก สถานที่ฝังกลบมูล ฝอย พ.ศ. 2565
Turbidity (NTU)	36-324	-	-
Conductivity (mS/cm)	8.05-19.80	-	-
Color (ADMI)	860-1,659.19	≤ 300	-
TSS (mg/L)	66.90-602.09	≤50	≤50
TDS (mg/L)	4,375-9,760	≤3,000	-
pH	6.79-8.73	5.5-9.0	5.5-9.0
COD (mg/L)	4,088-5,768	≤120	≤400
BOD (mg/L)	2,700-3,798	≤20	≤30
BOD/COD ratio	0.65	-	-
Cr (mg/L)	0.0112	≤0.25	-
Pb (mg/L)	0.0303	≤0.2	-
Ni (mg/L)	0.0704	≤1.0	-
Mn (mg/L)	0.0074	≤5.0	≤ 2.0

*BOD₅ (mg/L)

จากตาราง 10 แสดงคุณสมบัติน้ำของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเทศบาลเมืองมหาสารคาม
จังหวัดมหาสารคาม ที่เก็บจากบ่อรวบรวมน้ำชะขยะ ซึ่งนำไปวิเคราะห์ค่ามาตรฐานน้ำทิ้ง พบว่า ค่า
ดัชนีบ่งชี้คุณภาพน้ำส่วนใหญ่ไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรม พ.ศ. 2560 และมาตรฐาน
ควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากสถานที่ฝังกลบมูลฝอยอย่างถูกหลักสุขาภิบาล พ.ศ. 2565 และบ่งชี้
คุณภาพน้ำ ได้แก่ สี, TSS, TDS, COD, BOD มีค่าสูงเกินเกณฑ์มาตรฐาน ยกเว้นค่า pH ที่อยู่ในเกณฑ์
มาตรฐาน แสดงให้เห็นว่าน้ำชะขยะมีสารอินทรีย์และอนินทรีย์ในปริมาณสูง และกระบวนการย่อย

สลายของขยะมูลฝอยในหลุมฝังกลบขยะ ดำเนินมาได้เป็นเวลานานพอที่จะเกิดการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน (Tchobanoglous et al., 1993) ส่งผลให้น้ำชะขยะมีค่าความสกปรกในรูปซีไอดีและบีไอดีสูง

เมื่อพิจารณาการสลายตัวทางชีวภาพของขยะจากหลุมฝังกลบในบ่อรวบรวมน้ำชะขยะสังเคราะห์ มีอัตราส่วน BOD/COD มีค่าเท่ากับ 0.66 และอัตราส่วน BOD/COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ เท่ากับ 0.65 ซึ่งเป็นลักษณะของการย่อยสลายชีวภาพในหลุมฝังกลบที่มีอายุไม่เกิน 5 ปี (Gandhimathi et al., 2013) และค่าการย่อยสลายชีวภาพอัตราส่วน BOD/COD ดังกล่าว ยังมีค่าสูง แสดงให้เห็นว่า น้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ จำเป็นต้องใช้กระบวนการบำบัดทางเคมีด้วยกระบวนการเฟ้นต้นและการใช้สารเร่งตกตะกอนในการบำบัดน้ำชะขยะทั้ง 2 ประเภท

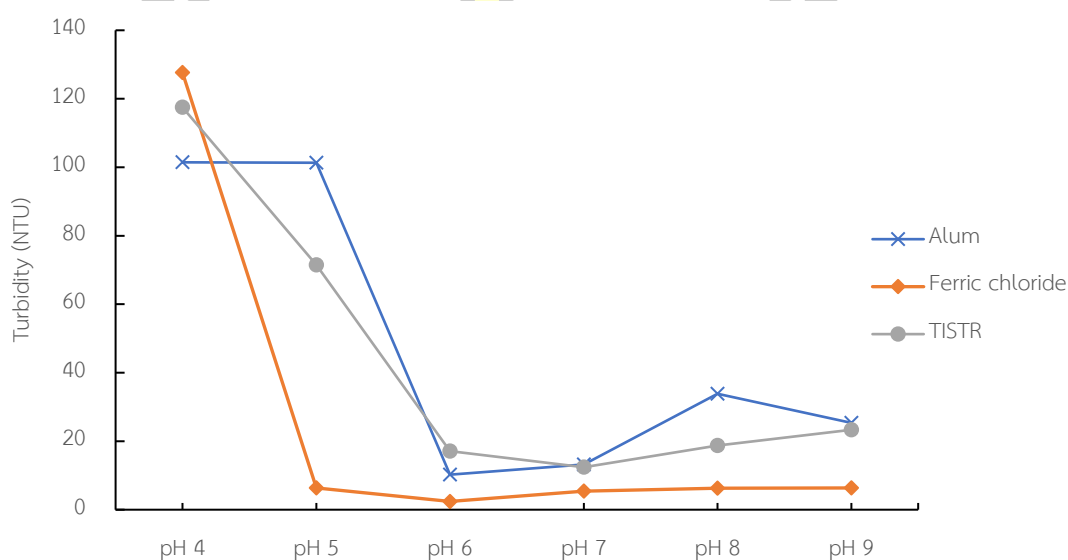
4.2 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบ โดยเปรียบเทียบการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า กับการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ โดยศึกษาชนิดและปริมาณสาร Coagulant, pH และเวลาที่เหมาะสม

4.2.1 ศึกษา pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ (Synthesis leachate)

ผลการศึกษาค่า pH ที่เหมาะสมในการต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น (Turbidity) ของแข็งละลายในน้ำทั้งหมด (TDS) ซีไอดี และซีไอที (COD) ของน้ำชะขยะสังเคราะห์ โดยการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า ได้แก่ สารส้ม (Alum) และสารเหล็กคลอไรด์ ($FeCl_3$) กับการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ผลิตขึ้นโดยสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) (TISTR) โดยสารเร่งตกตะกอน Alum, $FeCl_3$ และ TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L สามารถบำบัดมลพิษในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้สูง จึงทำการปรับค่า pH ของน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 4, 5, 6, 7, 8 และ 9 ตามลำดับ โดยใช้ปริมาณสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L พบว่าเมื่อค่า pH ของน้ำชะขยะสังเคราะห์เพิ่มขึ้นจาก pH 4 – 5 สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัดความขุ่นในน้ำชะขยะสังเคราะห์ลดลงเหลือ 101.44 ± 0.04 และ 101.34 ± 0.01 NTU ตามลำดับ จนกระทั่งน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 6 มีความขุ่นลดลงเหลือ 10.23 ± 0.02 NTU (ร้อยละ 92.66) และเริ่มสูงขึ้นเล็กน้อยที่ pH 7, 8 และ 9 มีความขุ่นเหลือ 13.19 ± 0.05 , 33.88 ± 0.10 และ 25.34 ± 0.23 NTU ตามลำดับ ดังภาพประกอบ 16

การบำบัดความขุ่นของสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ มีความขุ่นเริ่มต้น 456.67 ± 22.28 NTU ที่ pH 4-9 โดย pH 6 สามารถลดความขุ่นได้สูงสุด ความขุ่นลดลงเหลือเท่ากับ 2.41 ± 0.01 NTU (ร้อยละ 98.40) และความขุ่นเริ่มสูงขึ้นเล็กน้อยที่ pH 7, 8 และ 9 มีความขุ่นเหลือ 5.45 ± 0.18 , 6.31 ± 0.37 และ 6.36 ± 0.27 NTU ตามลำดับ ดังภาพประกอบ 16

การบำบัดความขุ่นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ มีความขุ่นเริ่มต้นที่ pH 4, 5, 6, 7, 8 และ 9 ตามลำดับ เท่ากับ 127.67 ± 0.58 , 86 ± 8.85 , 73 ± 2.65 , 81.33 ± 6.35 , 74.67 ± 10.02 และ 76.67 ± 12.01 NTU ตามลำดับ เมื่อค่า pH เพิ่มขึ้นจาก pH 4-6 สามารถลดความขุ่นลงเหลือเท่ากับ 117.5 ± 0.00 , 51.48 ± 0.28 และ 17.13 ± 0.21 NTU ตามลำดับ โดยที่ pH 7 สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดความขุ่นสูงสุดเหลือเท่ากับ 12.40 ± 0.26 NTU (ร้อยละ 90.72) และหลังจากนั้นค่าความขุ่นเพิ่มสูงขึ้นเล็กน้อยที่ pH 8 และ 9 เท่ากับ 18.70 ± 0.17 และ 22.35 ± 0.04 NTU ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบ 16



ภาพประกอบ 16 ผลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น (Turbidity) ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

การบำบัดความขุ่นของสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถลดค่าความขุ่นได้สูงที่ค่า pH 6 เนื่องจากอยู่ในช่วงที่เหมาะสมสำหรับการเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสของอะลูมิเนียมไอออน (Al^{3+}) ทำให้เกิดอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Al}(\text{OH})_3$) ซึ่งเป็นสารตกตะกอนที่สามารถจับกับสารแขวนลอยและสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะได้ดี สอดคล้องกับงานวิจัยของ Jaradat et al. (2021) ในการศึกษาการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum ที่ pH 6 สามารถลดค่าความขุ่นและของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (TSS) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยไม่จำเป็นต้องปรับค่า pH เพิ่มเติม เนื่องจากค่า pH หลังการเติม Alum ลดลงมาอยู่ที่ประมาณ 5.8 ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมสำหรับการตกตะกอนของ $\text{Al}(\text{OH})_3$

สำหรับสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลดความขุ่นได้ดีที่ pH 6 เนื่องจากการเกิดไฮดรอกไซด์ของเฟอร์ริก ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) เมื่อ FeCl_3 ถูกเติมลงในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 6 จะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ทำให้เกิดเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ซึ่งเป็นสารตกตะกอนที่มีประจุบวก

สามารถจับกับอนุภาคที่มีประจุลบในน้ำ เช่น สารอินทรีย์และสารแขวนลอย ทำให้เกิดการรวมตัวเป็นตะกอนขนาดใหญ่ที่สามารถตกตะกอนได้ง่าย (Ramli & Aziz, 2015; Tahraoui et al., 2024)

สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดความขุ่นได้ดีที่ pH 7 โดยความขุ่นมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อ pH สูงขึ้น เนื่องจากที่ pH 7 ซึ่งเป็นช่วงที่สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถคงประจุพื้นผิวในลักษณะเป็นลบได้อย่างเสถียร ทำให้สามารถดึงดูดไอออนบวก เช่น Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} รวมถึงสารแขวนลอยที่มีประจุบวกในน้ำเสียได้ดี (Adam et al., 2023)

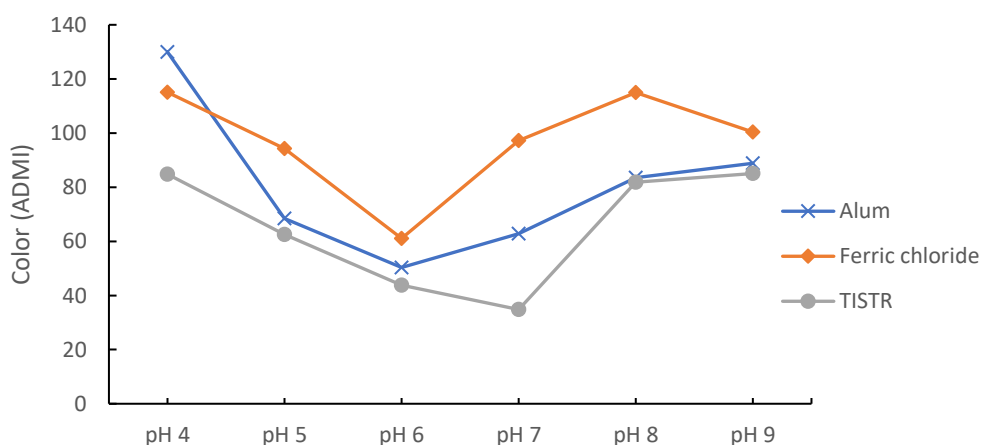
ผลของค่า pH ต่อการบำบัดสีด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR พบว่า ที่ความเข้มข้น 5 g/L สามารถบำบัดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้สูงสุด โดยการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum บำบัดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ มีค่าสีเริ่มต้นที่ pH 4-9 เท่ากับ 145.02 ± 0.03 ADMI พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถลดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 4-5 ได้เหลือเท่ากับ 129.91 ± 0.01 และ 68.48 ± 0.02 ADMI ตามลำดับและลดสีได้มากขึ้นที่ pH 6 เท่ากับ 50.34 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 65.29) และเมื่อค่า pH เพิ่มสูงขึ้นจาก pH 7-9 สามารถลดสีได้น้อยลง โดยลดสีลงเหลือเท่ากับ 62.83 ± 0.03 , 83.55 ± 0.03 และ 88.82 ± 0.03 ADMI ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบ 17 การลดสีที่ pH 6 ของสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถลดได้สูงสุด เนื่องจากที่ pH 6 เป็นช่วงที่เหมาะสมที่สุดสำหรับการเกิด $\text{Al}(\text{OH})_3$ มีความเสถียรสูงและสามารถทำหน้าที่เป็น coagulant-flocculant ได้ดี ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Adam et al. (2023) ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ พบว่าสารเร่งตกตะกอน Alum มีประสิทธิภาพสูงในการลดสีและสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ดีที่สุดที่ pH 6 โดยประสิทธิภาพในการลดสีสูงถึงร้อยละ 94 ในขณะที่ pH ที่ต่ำหรือสูงกว่านั้นทำให้เกิด Al^{3+} หรือ $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$ ซึ่งมีความสามารถในการตกตะกอนต่ำ ไม่สามารถจับสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ

การบำบัดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ โดยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่มีค่าสีเริ่มต้นที่ pH 4-9 เท่ากับ 159.91 ± 0.02 ADMI พบว่า สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลดค่าสีที่ pH 4 และ 5 ได้ โดยมีค่าสีเหลือเท่ากับ 115.07 ± 0.03 และ 94.28 ± 0.01 ADMI และบำบัดสีได้สูงสุดที่ pH 6 โดยลดสีลงเหลือเท่ากับ 61.08 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 61.81) และเมื่อเพิ่มค่า pH ให้สูงขึ้นที่ 7-9 ความสามารถในการลดสีลงเล็กน้อยเท่ากับ 97.25 ± 0.01 , 99.66 ± 0.01 และ 100.35 ± 0.01 ADMI ตามลำดับ ภาพประกอบ 17 การบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ pH 6 สามารถลดสีได้สูงสุด เนื่องจากการเกิดเฟอริกไฮดรอกไซด์ในรูปแบบที่ไม่ละลาย (insoluble precipitate) ทำให้สามารถรวมตัวกับสารอินทรีย์และโมเลกุลสีได้ดี ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Ali et al. (2021) ระบุว่าที่ pH 6 เป็นค่าที่ส่งเสริมการเกิดเฟอริกฟล็อก ($\text{Fe}(\text{OH})_3$ flocs) ได้มากที่สุดในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์สูง เมื่อ pH สูงเกินกว่า 7 การเกิดเฟอริกไฮดรอกไซด์จะลดลงและเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของ

$[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$ ซึ่งเป็นไอออนที่ละลายอยู่ในน้ำ และไม่สามารถเกิดตะกอนหรือจับสารอินทรีย์ได้ดีเท่ากับรูปแบบเจลของ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Yadav et al., 2023) ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการลดค่าสีลดลงอย่างชัดเจน

การบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ มีสีเริ่มต้นที่ pH 4, 5, 6, 7, 8 และ 9 ตามลำดับ เท่ากับ 112.63 ± 0.03 , 125.16 ± 0.02 , 145.38 ± 0.03 , 139.18 ± 0.02 , 139.18 ± 0.02 และ 139.18 ± 0.02 ADMI ตามลำดับ สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 4-6 เหลือเท่ากับ 84.84 ± 0.03 , 62.49 ± 0.01 และ 43.81 ± 0.06 ADMI ตามลำดับ และสามารถลดสีได้สูงที่ pH 7 โดยลดสีลงเหลือเท่ากับ 40.02 ± 0.0 ADMI (ร้อยละ 84.01) และเมื่อค่า pH ในน้ำชะขยะสังเคราะห์สูงขึ้นที่ pH 8-9 ความสามารถในการบำบัดสีลดลงเล็กน้อย โดยลดสีเหลือเท่ากับ 81.82 ± 0.06 และ 85.06 ± 0.04 ADMI ตามลำดับ ดังแสดงในภาพประกอบ 17

สารเร่งตกตะกอนสามารถบำบัดสีได้ดีที่ pH 7 เนื่องจากความสมดุลของประจุไฟฟ้าระหว่างผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR และโมเลกุลของสารอินทรีย์ที่ทำให้เกิดสีในน้ำชะขยะ ซึ่งช่วยเสริมให้เกิดกลไกการดูดซับและตกตะกอนที่มีประสิทธิภาพสูงสุดในสภาวะที่เป็นกลาง (neutral pH) โดยเฉพาะเมื่อโครงสร้างของสารเร่งตกตะกอน TISTR ยังคงเสถียร ไม่ถูกกักตร้อนหรือลดประสิทธิภาพในสภาพกรดหรือด่างจัด (Chen et al., 2022; Wang et al., 2022)

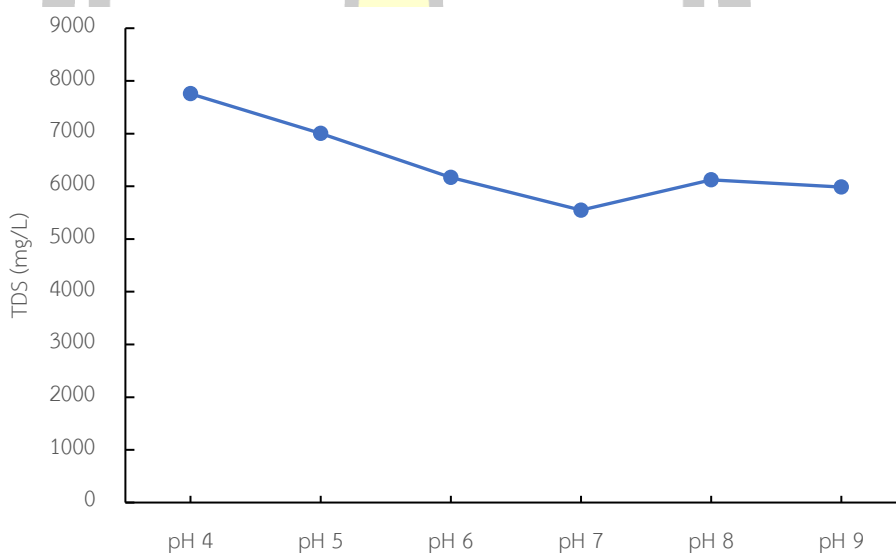


ภาพประกอบ 17 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

การบำบัด TDS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ไม่สามารถลดความ TDS ได้ เนื่องจากสารเร่งตกตะกอนทั้ง 2 ชนิด เมื่อเติมลงในน้ำ จะเกิดการไฮโดรไลซ์และปล่อยไอออน

โลหะ (Al^{3+} หรือ Fe^{3+}) และแอนไอออนประกอบ เช่น SO_4^{2-} หรือ Cl^- ซึ่งกลายเป็นส่วนหนึ่งของ TDS ส่งผลให้ TDS เพิ่มสูงขึ้นในทุกๆ ค่า pH (Wu et al., 2021) ส่วนสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลด TDS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ที่ pH 7 โดย TDS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เริ่มต้นที่ pH 7 เท่ากับ $6,014.67 \pm 2.52$ mg/L ลดลงเหลือ $5,548.33 \pm 4.73$ mg/L (ร้อยละ 7.75) และเมื่อค่า pH ในน้ำชะขยะสูงขึ้นจาก pH 8-9 ค่า TDS มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเล็กน้อย ภาพประกอบ 18

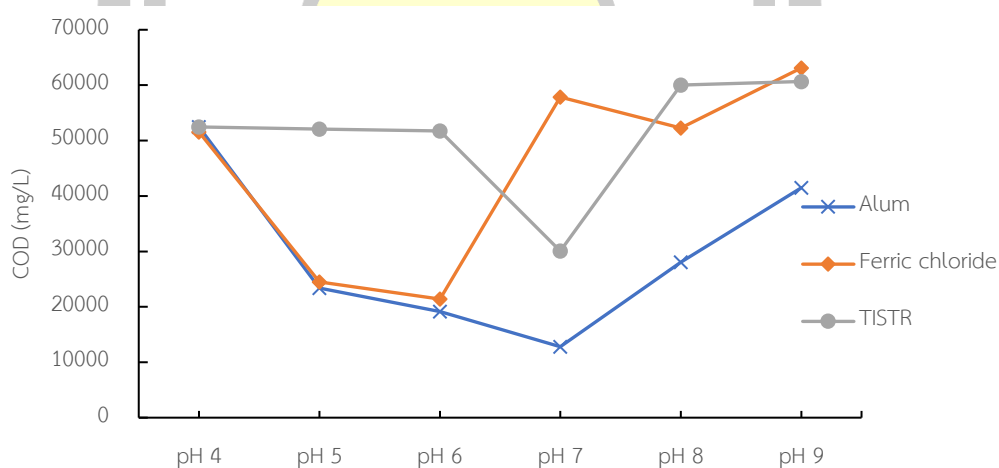
สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลด TDS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ที่ pH 7 เนื่องจากเป็นสภาวะที่เหมาะสมต่อการตกตะกอนของไอออนและสารละลายแขวนลอยในน้ำ โดยมีการแสดงให้เห็นว่าค่า pH ที่เป็นกลางช่วยส่งเสริมการรวมตัวของอนุภาคและลดการละลายของสารในน้ำ (Singh et al., 2023) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาที่พบว่าค่า pH ที่สูงเกินไปอาจทำให้ประสิทธิภาพตกตะกอนลดลงเนื่องจากการเกิดไอออนบางชนิดที่มีความละลาย (Chen et al., 2024)



ภาพประกอบ 18 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ของสารเร่งตกตะกอน Alum ที่ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ pH 4-9 พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถลดค่า COD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้สูงที่ pH 7 มี COD เริ่มต้นที่เท่ากับ $80,266.67 \pm 461.88$ mg/L และสามารถลด COD ลงเหลือเท่ากับ $12,800 \pm 529.15$ mg/L (ร้อยละ 84.82) เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน Alum ปลดปล่อย Al^{3+} เมื่อเติมลงในน้ำจะทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์และเกิดเป็นสารประกอบที่ไม่ละลายน้ำ เช่น $Al(OH)_3$ ทำให้เกิดตะกอนที่สามารถจับกับ

สารอินทรีย์ออกจากน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Zhao et al., 2021) ผลการทดลองพบว่า Alum มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลดค่า COD ที่ pH 7 เนื่องจากที่ pH นี้ Al^{3+} จะเกิดการไฮโดรไลซ์เป็น $Al(OH)_3$ ได้มากที่สุด ซึ่งเป็นรูปแบบที่มีประสิทธิภาพสูงสุดในการจับอนุภาคและสารอินทรีย์ในน้ำ (Chen et al., 2022) และเมื่อน้ำชะขยะสังเคราะห์มี pH สูงขึ้นที่ pH 8-9 พบว่า ความสามารถในการบำบัด COD ลดลง สำหรับสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ความเข้มข้น 5 g/L สามารถลดค่า COD ได้สูงในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 6 ซึ่งมีค่า COD เริ่มต้นเท่ากับ $73,833.33 \pm 288.68$ mg/L ลด COD เหลือเท่ากับ $21,400 \pm 155346.41$ mg/L (ร้อยละ 71.02) ซึ่ง pH 6 เป็นสภาวะที่สารเร่งตกตะกอนสามารถบำบัด COD ได้สูง เนื่องจาก สารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ปล่อย Fe^{3+} ที่สามารถเกิดเป็น $Fe(OH)_3$ ภายใต้สภาวะ pH ที่เหมาะสม โดยเฉพาะในช่วง pH 5.5–7 ซึ่งช่วยในกระบวนการตกตะกอนของสารอินทรีย์และสารแขวนลอยในน้ำชะขยะ งานวิจัยของ Wang et al. (2021) พบว่า สารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ มีประสิทธิภาพสูงสุดที่ pH 6 เนื่องจากเป็นช่วงที่ Fe^{3+} เกิดการตกตะกอนอย่างรวดเร็วและเกิดเป็นฟล็อก (flocs) ที่มีความหนาแน่นสูง สามารถรวมสารอินทรีย์และลดค่า COD ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Abdelwahab et al., 2023) และสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 5 g/L สามารถลดค่า COD ได้สูงสุดที่ pH 7 ซึ่งมีค่า COD เริ่มต้นเท่ากับ $80,533.33 \pm 461.88$ mg/L ลด COD ลงเหลือเท่ากับ $40,066.67 \pm 115.47$ mg/L (ร้อยละ 62.67) ภาพประกอบ 19



ภาพประกอบ 19 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride ($FeCl_3$) และ TISTR ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

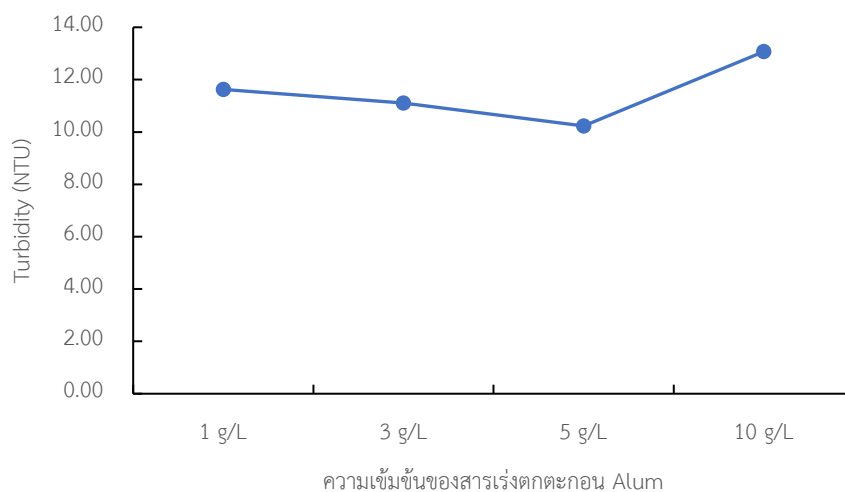
นอกจากนี้ยังพบว่า ที่ pH 6 เป็นสภาวะที่เหมาะสมสามารถลด COD และสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ โดยงานวิจัยของ Aziz and Ramli (2014) ศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะโดยพบว่า

สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ pH 6 สามารถสร้างตะกอนที่มีความเร็วในการตกตะกอนสูงและมีคุณภาพดี ซึ่งช่วยในการแยกสารแขวนลอยออกจากน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ และงานวิจัยของ Narendra et al. (2024) ศึกษาการบำบัดความขุ่นและซีโอดีในน้ำชะขยะ พบว่า สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ pH 6 สามารถลดความขุ่นและค่าความต้องการออกซิเจนทางเคมี (COD) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยมีการลด COD ได้ถึงร้อยละ 77.78 และลดซีโอดีได้ถึงร้อยละ 99.65

4.2.2 ศึกษาปริมาณสารเร่งตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

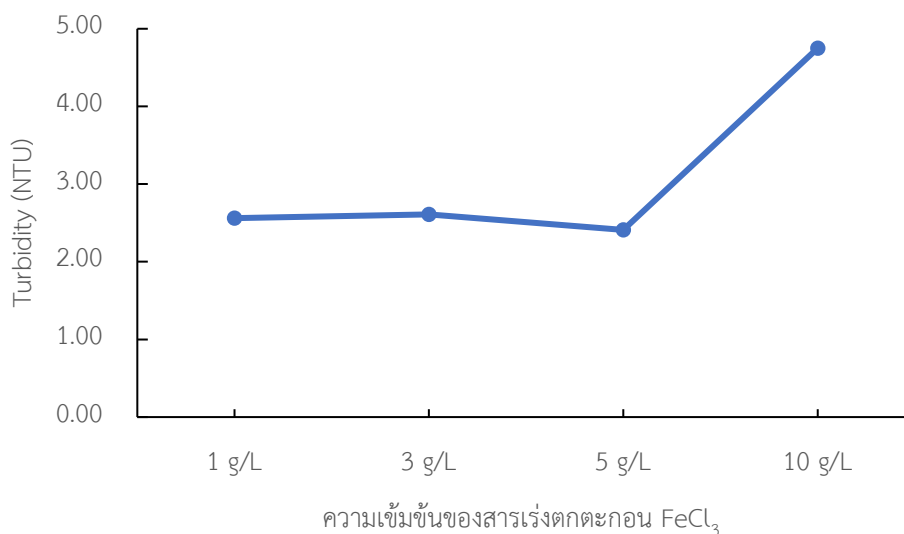
การศึกษาปริมาณสารเร่งตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดบำบัดความขุ่น (Turbidity) ของแข็งละลายในน้ำทั้งหมด (TDS) ซี และซีโอดี (COD) น้ำชะขยะสังเคราะห์ โดยการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR พบว่า ค่า pH ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วย Alum และ FeCl_3 คือ pH 6 และสารเร่งตกตะกอน TISTR มีค่า pH 7 เป็นค่า pH ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ ดังนั้นในการศึกษาจึงได้ทำการปรับค่า pH ของน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 6 สำหรับทดสอบด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ในขณะที่สารเร่งตกตะกอน TISTR ปรับค่า pH เท่ากับ 7 ทำการทดสอบด้วยความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน 1, 3, 5 และ 10 g/L ตามลำดับ

จากการทดลองแสดงให้เห็นว่า ที่ความเข้มข้นของความขุ่นเริ่มต้น 139.33 ± 5.03 NTU เมื่อปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum เพิ่มขึ้นจาก 1 g/L เป็น 3 g/L ส่งผลให้ความขุ่นมีค่าลดลง จนกระทั่งถึงจุดที่มีปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum เท่ากับ 5 g/L ให้ความขุ่นลดลงเหลือน้อยที่สุด เท่ากับ 10.23 ± 0.02 NTU (ร้อยละ 92.66) และค่าความขุ่นเพิ่มสูงขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum เพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากใช้สารเร่งตกตะกอนในปริมาณที่มากเกินไป (overdosing) ทำให้เกิดประจุบวกส่วนเกินในระบบ ส่งผลให้อุณหภูมิเกิดการผลึกกันแทนที่จะรวมตัวและตกตะกอน ซึ่งเป็นปรากฏการณ์ที่เรียกว่า "restabilization" (Zhang & Wang, 2021) นอกจากนี้ปริมาณสารเร่งตกตะกอน Alum ที่มากเกินไปยังอาจก่อให้เกิดสารตกค้างในรูปของอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Al}(\text{OH})_3$) ขนาดเล็กซึ่งลอยอยู่ในน้ำ ส่งผลให้ค่าความขุ่นเพิ่มขึ้นอีกครั้ง และส่งผลให้ค่า pH ลดลงต่ำกว่าช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดฟล็อก ทำให้ประสิทธิภาพในการตกตะกอนลดลง (Chen & Li, 2020) ภาพประกอบ 20



ภาพประกอบ 20 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นที่ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนแตกต่างกันที่ pH 6 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

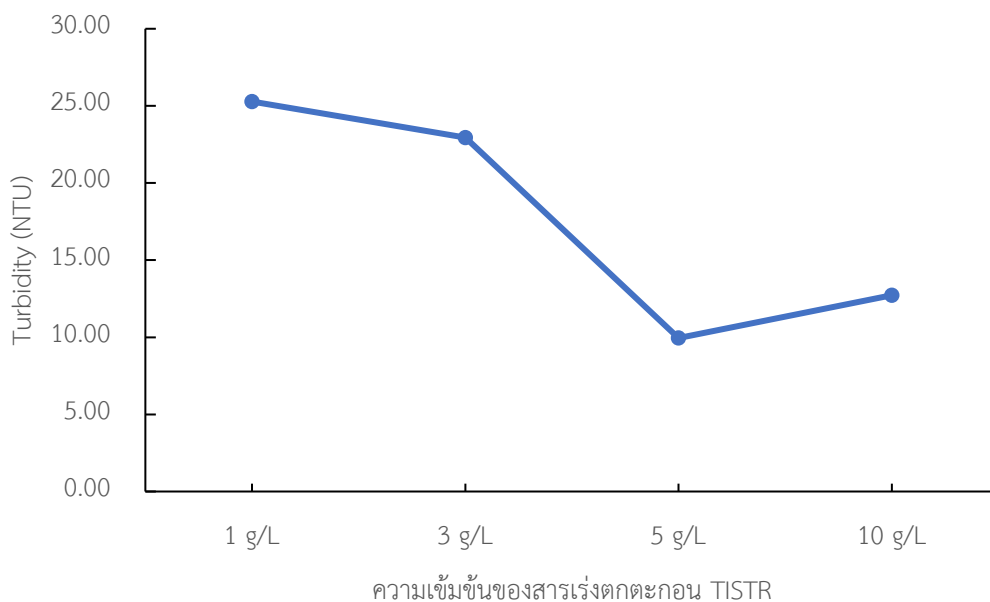
ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ pH 6 พบว่า ที่ความเข้มข้นของความขุ่นเริ่มต้น 150.33 ± 1.15 NTU เมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 จากความเข้มข้น 1 g/L เป็น 3 g/L สามารถลดความขุ่นในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ และลดได้สูงสุดเมื่อปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 เท่ากับ 5 g/L ทำให้ความขุ่นลดลงเหลือน้อยที่สุด เท่ากับ 2.41 ± 0.10 NTU (ร้อยละ 98.40) และค่าความขุ่นเพิ่มสูงขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 เพิ่มสูงขึ้นที่ความเข้มข้น 10 g/L เนื่องจากการใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ในปริมาณที่มากเกินไป (Overdosing) ทำให้มีประจุบวก Fe^{3+} สะสมมากเกินไปในน้ำชะขยะสังเคราะห์ ส่งผลให้อนุภาคโคลอยด์เกิดการ "ผลักรัน" แทนที่จะรวมตัวและตกตะกอน (Kumar & Singh, 2021) นอกจากนี้ ปริมาณสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่มากเกินไป และยังส่งผลให้เกิดสารตกค้างในรูปของ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งอยู่ในลักษณะของอนุภาคขนาดเล็กที่ไม่สามารถตกตะกอนได้อย่างสมบูรณ์ ส่งผลให้ความขุ่นเพิ่มขึ้นอีกครั้ง (Patel et al., 2022) อีกปัจจัยหนึ่งส่งผลต่อประสิทธิภาพของการตกตะกอนคือการเปลี่ยนแปลงของค่า pH โดยการเติมสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ในปริมาณสูงจะปล่อยไฮโดรเจนไอออน (H^+) เข้าสู่ระบบ ทำให้ pH ลดลงต่ำกว่าช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดฟล็อก (ประมาณ pH 6–7) ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการตกตะกอนลดลงอย่างชัดเจน (Zhang & Li, 2020) ภาพประกอบ 21



ภาพประกอบ 21 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน FeCl₃ ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นที่ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนแตกต่างกันที่ pH 6 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ pH 7 ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L พบว่า ที่ความเข้มข้นของความขุ่นเริ่มต้น 29.43 ± 0.06 NTU เมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR จากความเข้มข้น 1 g/L เป็น 3 g/L สามารถลดความขุ่นในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ และสามารถลดความขุ่นได้สูงสุดเมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR เท่ากับ 5 g/L สามารถลดความขุ่น เหลือ 9.95 ± 0.03 NTU (ร้อยละ 87.76) และค่าความขุ่นเพิ่มสูงขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR เพิ่มสูงขึ้นที่ความเข้มข้น 10 g/L ภาพประกอบ 22

พหุ ประถมศึกษา ชีวะ

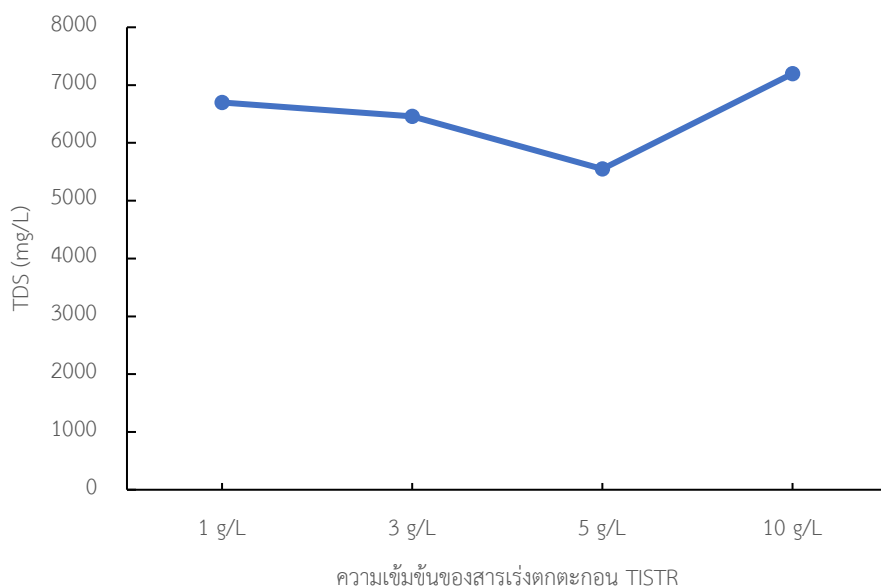


ภาพประกอบ 22 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นที่ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนแตกต่างกันที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

การบำบัด TDS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 ที่ pH 6 และ TISTR ที่ pH 7 โดยการใช้ความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอนที่แตกต่างกัน ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ไม่สามารถลดความ TDS ได้ในทุกๆ ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนที่ใช้ในการศึกษา และยังส่งผลให้ TDS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เพิ่มสูงขึ้น ส่วนสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลด TDS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ที่ความเข้มข้น 5 g/L โดย TDS เริ่มต้นในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 7 เท่ากับ $6,014.67 \pm 2.52$ mg/L TDS ลดลงเหลือเท่ากับ $5,548.33 \pm 4.73$ mg/L (ร้อยละ 7.75) และเมื่อค่าความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เพิ่มสูงขึ้นเท่ากับ 10 g/L ส่งผลให้ TDS มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น

ภาพประกอบ 23

พหุ ประถมศึกษา ชีวะ

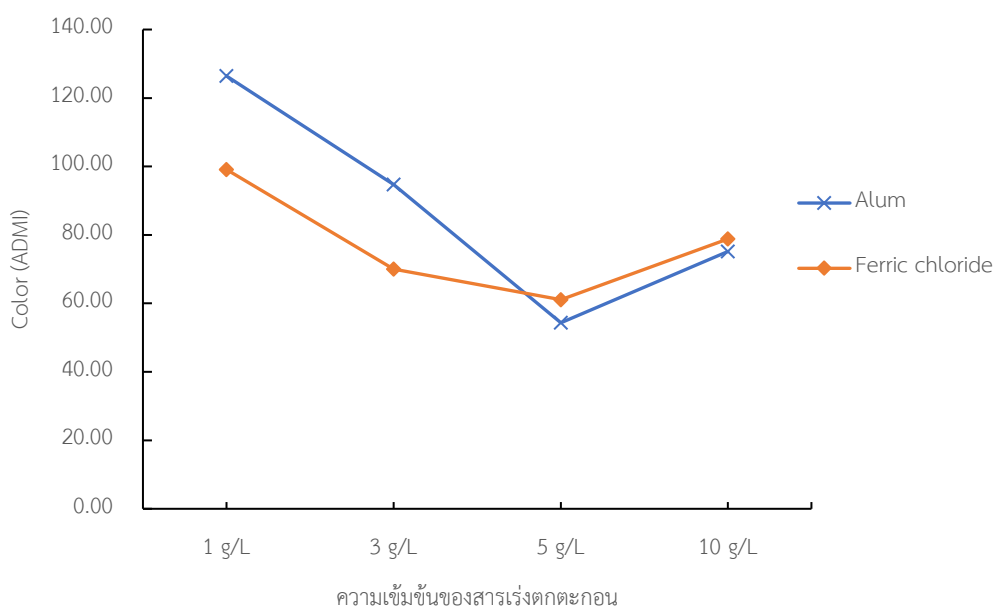


ภาพประกอบ 23 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ที่ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนแตกต่างกันที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ pH 6 ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L พบว่า ความเข้มข้นสีเริ่มต้นที่ 145.02 ± 0.03 ADMI เมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum จากความเข้มข้น 1 g/L เป็น 3 g/L สามารถลดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ และสามารถลดสีได้สูงสุดเมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum เท่ากับ 5 g/L สามารถบำบัดสีได้สูงสุด โดยลดค่าสีลงเหลือเท่ากับ 50.34 ± 0.02 mg/L (ร้อยละ 65.29) และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 5 g/L สามารถลดค่าสีได้สูงสุด จากค่าสีเริ่มต้น 159.91 ± 0.02 ADMI เหลือเท่ากับ 61.08 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 61.18) และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ให้สูงขึ้นเท่ากับ 10 g/L พบว่าส่งผลให้ค่าสีเพิ่มขึ้น ภาพประกอบ 24

การลดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 5 g/L เกิดจากการสร้างสารตกตะกอนในรูปของ $\text{Al}(\text{OH})_3$ และ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ เมื่อละลายในน้ำสามารถดักจับโมเลกุลของสีและสารอินทรีย์ต่างๆ ไว้บนพื้นผิวของฟล็อกในน้ำชะขยะสังเคราะห์ ซึ่งมีองค์ประกอบซับซ้อนและมักมีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก (recalcitrant organics) สีส่วนใหญ่มีประจุลบ การเติมสารเร่งตกตะกอนที่ให้ประจุบวก เช่น Al^{3+} และ Fe^{3+} ช่วยให้เกิดกระบวนการเป็นกลางของประจุ (charge neutralization) และการรวมตัวเป็นฟล็อกขนาดใหญ่ สามารถตกตะกอนได้ง่าย ส่งผลให้ค่าความเข้มข้นของสีลดลงอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Zhao et al. (2021) ที่รายงานว่า

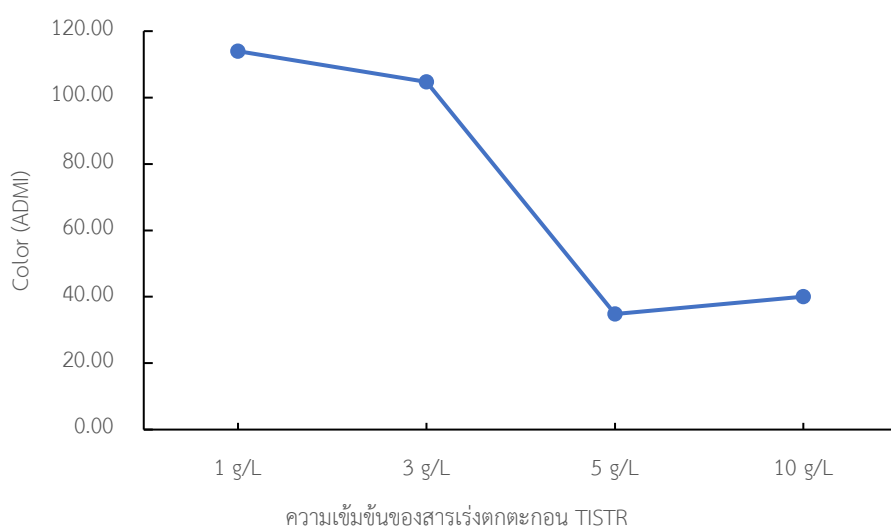
ไฮดรอกไซด์จากสารตกตะกอนสามารถกำจัดสีในน้ำเสียได้ผ่านกลไกการดูดซับและการตกตะกอนร่วม และสอดคล้องกับงานวิจัยของ Taoufik et al. (2018) ที่ใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 6 ในขั้นตอน Coagulation/Flocculation สามารถบำบัดสีได้สูงถึงร้อยละ 92



ภาพประกอบ 24 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ Ferric chloride (FeCl_3) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีที่ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนแตกต่างกันที่ pH 6 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

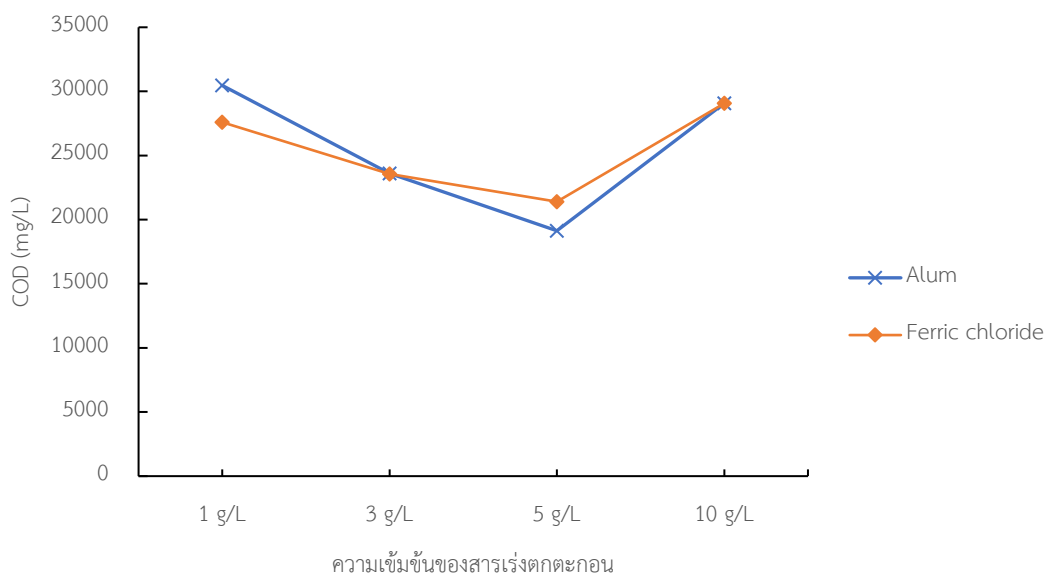
ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ต่อการบำบัดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ pH 7 ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L พบว่า ที่ความเข้มข้นสีเริ่มต้นที่ 125.46 ± 0.02 ADMI เมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR จากความเข้มข้น 1 g/L เป็น 3 g/L สามารถลดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ และสามารถลดสีได้สูงสุดเมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR เท่ากับ 5 g/L สามารถบำบัดสีได้สูงสุด โดยลดค่าสีลงเหลือเท่ากับ 34.81 ± 0.04 mg/L (ร้อยละ 74.99) และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ให้สูงขึ้นเท่ากับ 10 g/L ส่งผลให้ค่าสีเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L และ pH 7 เป็นสถานะที่เหมาะสมต่อการสร้างตะกอนที่มีขนาดและความหนาแน่นเหมาะสม ทำให้เกิดการแลกเปลี่ยนไอออนกับสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยในช่วง pH 7 สารเร่งตกตะกอน TISTR จะมีตำแหน่งดูดซับ (adsorption sites) เพียงพอต่อการดักจับโมเลกุลสี แต่ยังไม่ถึงจุดอิ่มตัวหรือเกิดการฟุ้งกระจายของตะกอนที่ทำให้ประสิทธิภาพลดลง (Li et al., 2021)

เมื่อความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR สูงเกินไป อาจเกิดปรากฏการณ์การอิ่มตัวของตำแหน่งดูดซับบนผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR ทำให้ไม่สามารถจับสารสีได้เพิ่มขึ้นอีก (adsorption site saturation) นอกจากนี้ความเข้มข้นที่สูงเกินไปยังอาจส่งผลให้เกิดการฟุ้งกระจายของตะกอน (floc breakup) ซึ่งทำให้ตะกอนไม่สามารถตกตะกอนได้ดี (Li et al., 2021; Zhang et al., 2020)



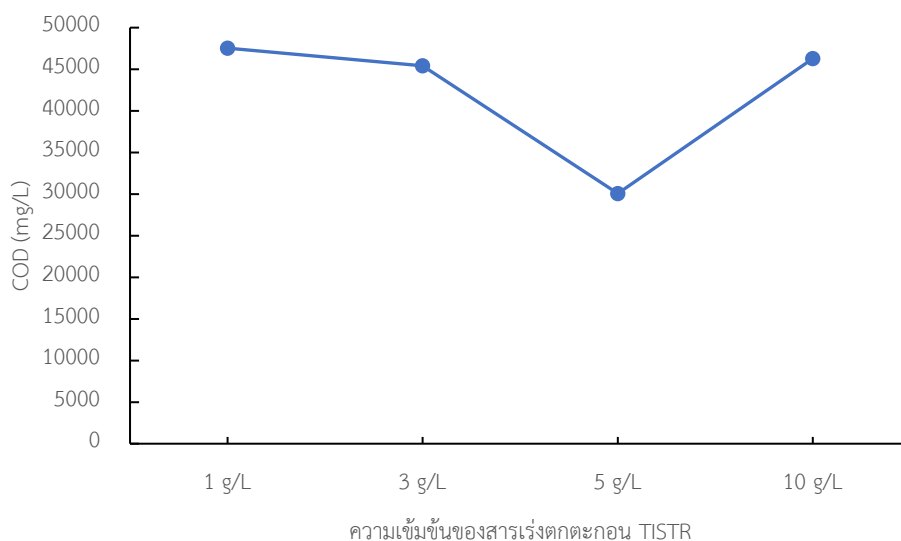
ภาพประกอบ 25 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีที่ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนแตกต่างกันที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีโอดี พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 5 g/L สามารถลดค่า COD ได้สูงกว่าความเข้มข้น 1 และ 3 g/L จาก COD เริ่มต้นเท่ากับ $87,466.67 \pm 461.88$ mg/L ลดเหลือเท่ากับ $19,133.33 \pm 462.49$ mg/L (ร้อยละ 77.74) ในขณะที่สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถบำบัด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $73,833.33 \pm 286.68$ mg/L ลดเหลือเท่ากับ $21,400 \pm 346.41$ mg/L (ร้อยละ 71.02) และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ให้สูงขึ้นเท่ากับ 10 g/L ส่งผลให้ค่า COD สูงขึ้น ภาพประกอบ 26



ภาพประกอบ 26 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ Ferric chloride (FeCl_3) ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนแตกต่างกัน ที่ pH 6 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

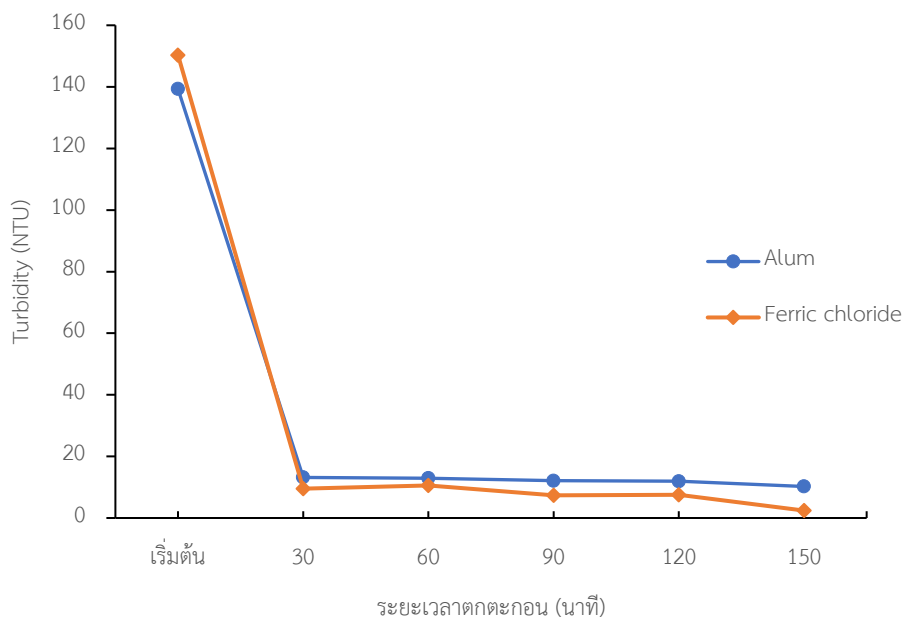
ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี พบว่า สารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 1, 3 และ 5 g/L สามารถลดค่า COD ได้อย่างต่อเนื่อง และสามารถลดค่า COD ได้สูงสุดจากค่า COD เริ่มต้น $80,533.33 \pm 461.88$ mg/L ลดเหลือเท่ากับ $30,066.67 \pm 115.47$ mg/L (ร้อยละ 62.67) ที่ความเข้มข้น 5 g/L และเมื่อความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR เพิ่มสูงขึ้น เท่ากับ 10 g/L ส่งผลให้ค่า COD เพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากที่ความเข้มข้น 10 g/L เป็นความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนที่มากเกินไปก่อให้เกิดปรากฏการณ์การฟุ้งกระจายของอนุภาค (floc breakup) และการรวมตัวของสารเร่งตกตะกอนเอง (self-aggregation) จนลดพื้นที่ผิวที่ใช้ในการดูดซับสารอินทรีย์ลง นอกจากนี้ การใช้ความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอนสูงอาจเปลี่ยนแปลงค่า pH เล็กน้อย ทำให้ความเสถียรของตะกอนลดลง และเกิดการปลดปล่อยสารอินทรีย์ที่เคยถูกจับไว้ จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพการลด COD ลดลงอย่างมีนัยสำคัญ (Zhang et al., 2022) ภาพประกอบ 27



ภาพประกอบ 27 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอนแตกต่างกันที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

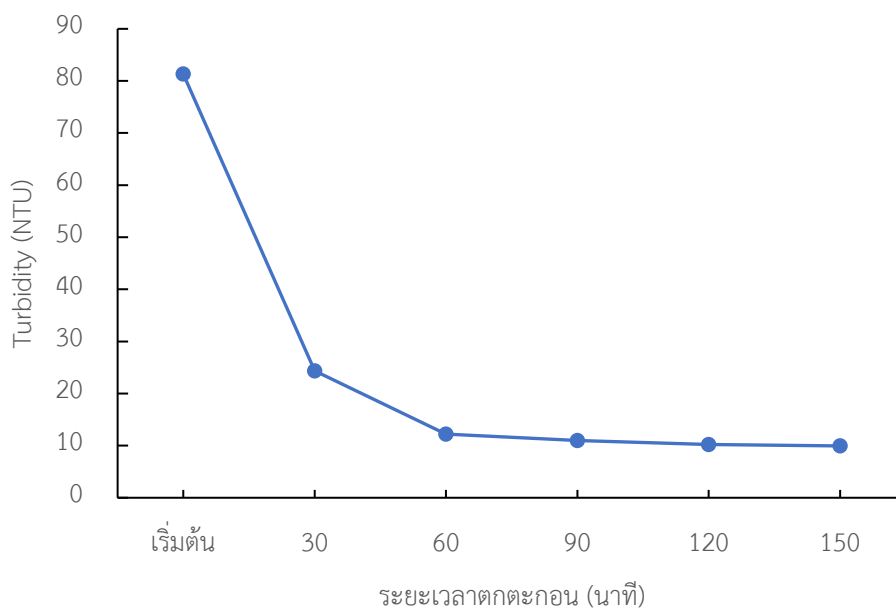
4.2.3 ศึกษาระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

การศึกษาระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสูงสุด ของสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 6 พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum มีความสามารถในการลดค่าความขุ่นได้สูงตั้งแต่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที และความขุ่นลดลงอย่างต่อเนื่องที่ระยะเวลาตกตะกอน 60-120 นาที และลดลงต่ำสุดที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที จากความขุ่นเริ่มต้น 139.33 ± 5.03 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 10.23 ± 0.02 NTU ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลดความขุ่นได้เหลือน้อยที่สุด เท่ากับ 2.41 ± 0.10 NTU ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เนื่องจากการเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนส่งผลให้โครงสร้างของฟล็อก (floc) มีโอกาสรวมกันได้ดีทั้งในด้านขนาดและความหนาแน่น ทำให้สามารถดักจับอนุภาคแขวนลอยที่ก่อให้เกิดความขุ่นได้อย่างมีประสิทธิภาพกว่าระยะเวลาตกตะกอนสั้นๆ (Jiang et al., 2020) และในแต่ละขั้นตอนของการเกิดฟล็อกต้องใช้เวลาในการจัดเรียงตัวของอนุภาคไฮดรอกไซด์ร่วมกับอนุภาคแขวนลอยในน้ำชะขยะสังเคราะห์ ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ฟล็อกจะมีขนาดใหญ่ขึ้นและมีความหนาแน่นสูงสุด จึงก่อให้เกิดการตกตะกอนที่สมบูรณ์ที่สุด และค่าความขุ่นจะลดลงต่ำสุด (Jiang et al., 2020) ภาพประกอบ 28



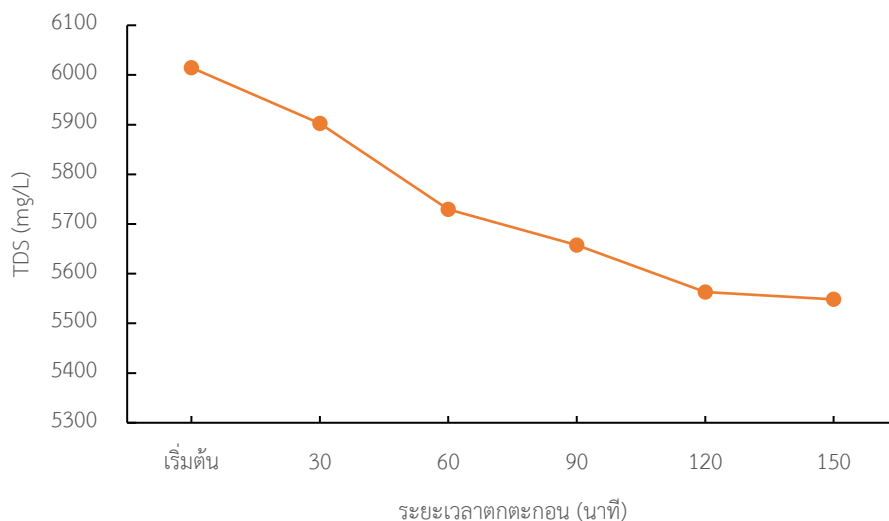
ภาพประกอบ 28 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่ต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ Ferric Chloride (FeCl_3) ที่ความเข้มข้น 5g/L ที่ pH 6 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

การศึกษาระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสูงสุด ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 7 พบว่า สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดความขุ่นได้ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที และลดลงอย่างต่อเนื่องที่ระยะเวลาตกตะกอน 60, 90 และ 120 นาที สามารถลดความขุ่นเหลือเท่ากับ 12.23 ± 0.12 , 10.97 ± 0.06 และ 10.23 ± 0.12 NTU ตามลำดับ และที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาทีสามารถลดความขุ่นลงเหลือน้อยที่สุดเท่ากับ 9.95 ± 0.03 NTU เนื่องจาก สารเร่งตกตะกอน TISTR มีคุณสมบัติในการแลกเปลี่ยนไอออนและการดูดซับพื้นผิวที่ดี ทำให้สามารถดึงดูดอนุภาคขนาดเล็กในน้ำชะขยะเข้าสู่ผิวของฟล็อกได้อย่างมีประสิทธิภาพ เมื่อฟล็อกที่ก่อตัวมีเวลาสะสมและถ่วงน้ำหนักมากพอ จึงเกิดการตกตะกอนได้อย่างสมบูรณ์ ช่วยลดความขุ่นได้สูงที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที (Li et al., 2021) ภาพประกอบ 29



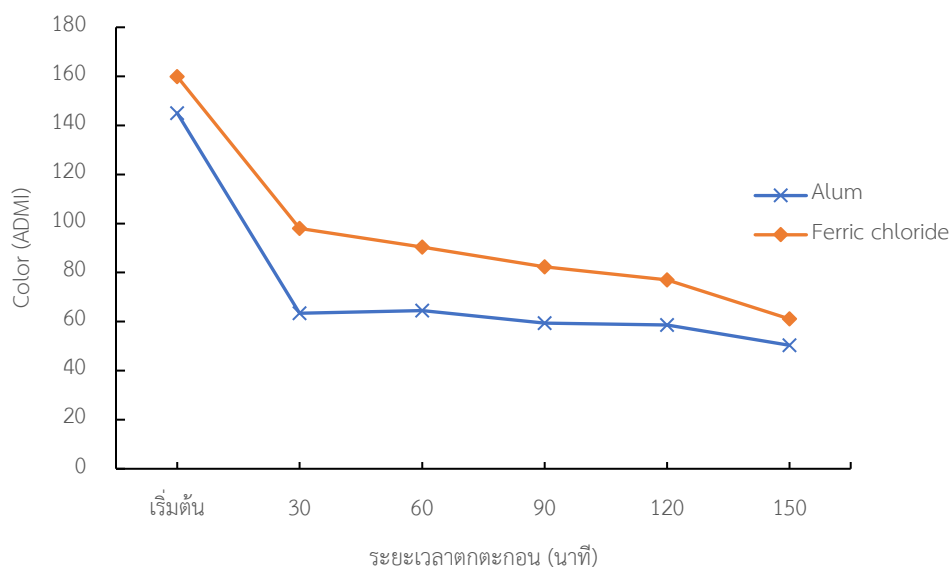
ภาพประกอบ 29 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

การศึกษาระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสูงสุด ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 7 พบว่า สารเร่งตกตะกอน TISTR มีความสามารถในการบำบัด TDS ได้อย่างต่อเนื่องตามระยะเวลาตกตะกอนที่เพิ่มสูงขึ้น โดยความเข้มข้น TDS เริ่มต้น $6,014.67 \pm 2.52$ mg/L สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถบำบัด TDS ได้อย่างต่อเนื่องที่ระยะเวลาตกตะกอน 30, 60, 90, 120 และ 150 นาที ตามลำดับ ลด TDS เหลือเท่ากับ $5,902.67 \pm 3.79$, $5,729.67 \pm 10.69$, $5,657.33 \pm 4.93$, $5,563 \pm 5.57$ และ $5,548.33 \pm 4.73$ mg/L ตามลำดับ เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน TISTR มีคุณสมบัติแลกเปลี่ยนไอออน (ion-exchange) และมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง จึงสามารถดูดซับไอออนอนินทรีย์และอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำได้ดี โดยกระบวนการดูดซับนี้จะเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาตกตะกอน ทำให้สามารถลด TDS ได้ต่อเนื่องเมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้น (Li et al., 2021) ภาพประกอบ 30



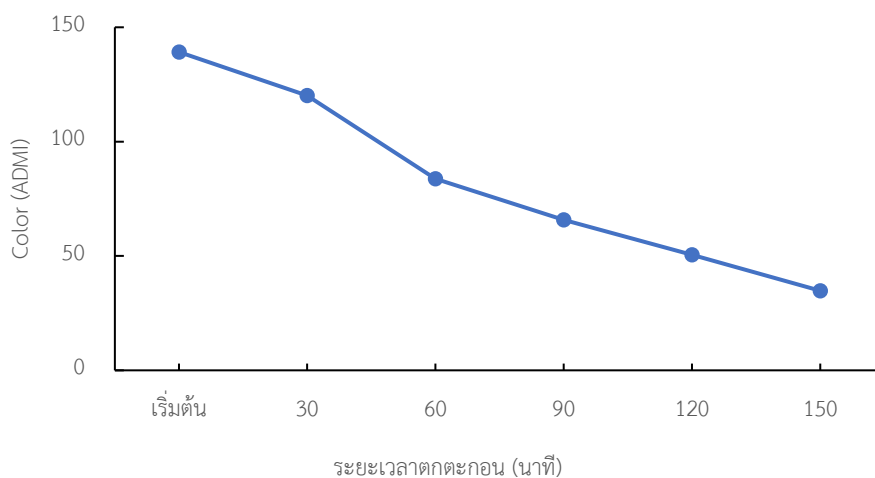
ภาพประกอบ 30 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการ TDS ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

การศึกษาระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ ของสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ที่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้สูงสุดที่ pH 6 โดยสารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 5 g/L สามารถลดความสีได้ที่ระยะเวลาบำบัด 30 นาที และลดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้มากขึ้นเมื่อเพิ่มระยะเวลาตกตะกอนให้นานขึ้น โดยสามารถลดสีได้สูงสุดที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที จากความเข้มข้นของสีเริ่มต้น 145.02 ± 0.03 ADMI เหลือ 50.34 ± 0.02 ADMI สำหรับสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลดสีได้สูงที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที จากความเข้มข้นของสีเริ่มต้น 159.91 ± 0.02 ADMI เหลือเท่ากับ 61.08 ± 0.02 ADMI เนื่องจากโครงสร้าง $\text{Al}(\text{OH})_3$ -floc มีลักษณะพรุนและมีความหนาแน่นต่ำ จึงต้องอาศัยระยะเวลาตกตะกอนเพื่อให้ ฟลอครวมตัวและเพิ่มแรงถ่วงน้ำหนักจนตกตะกอนได้อย่างสมบูรณ์ ขณะที่โครงสร้าง $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -floc มีความหนาแน่นสูงกว่า ก่อให้เกิดการตกตะกอนเร็วกว่า อย่างไรก็ตามการแพร่ซึมของโมเลกุลสีเข้าสู่โครงสร้างฟลอคยังคงดำเนินต่อ ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 เพิ่มขึ้นที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที (Tahraoui et al., 2024) ภาพประกอบ 31



ภาพประกอบ 31 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่ต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum และ Ferric chloride (FeCl_3) ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 6 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ผลของระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน TISTR จากการทดลอง พบว่า สามารถบำบัดสีได้ดีที่สุดที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 7 โดยมีความเข้มข้นของสีเริ่มต้นเท่ากับ 139.18 ± 0.02 ADMI ซึ่งสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดสีที่ระยะเวลาตกตะกอน 30, 60, 90, 120 และ 150 นาที ตามลำดับ โดยลดสีลงเหลือ 120.11 ± 0.09 , 83.72 ± 0.08 , 65.76 ± 0.07 , 50.56 ± 0.04 และ 34.81 ± 0.04 ADMI ตามลำดับ เนื่องจากที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที จะมีการแลกเปลี่ยนประจุระหว่างสารเร่งตกตะกอน TISTR กับโมเลกุลสีอย่างมีประสิทธิภาพ ส่งผลให้การดักจับและลดสีในน้ำเพิ่มขึ้น และโครงสร้างของสารเร่งตกตะกอน TISTR จับโมเลกุลสีที่อยู่ในน้ำชะขยะได้ดี ที่ระยะเวลาตกตะกอน 120-150 นาที ส่งผลให้สีของน้ำชะขยะสังเคราะห์ลดลงอย่างมีนัยสำคัญเมื่อเทียบกับระยะเวลาตกตะกอนที่ 30-90 นาที (Rahman et al., 2023) ภาพประกอบ 32

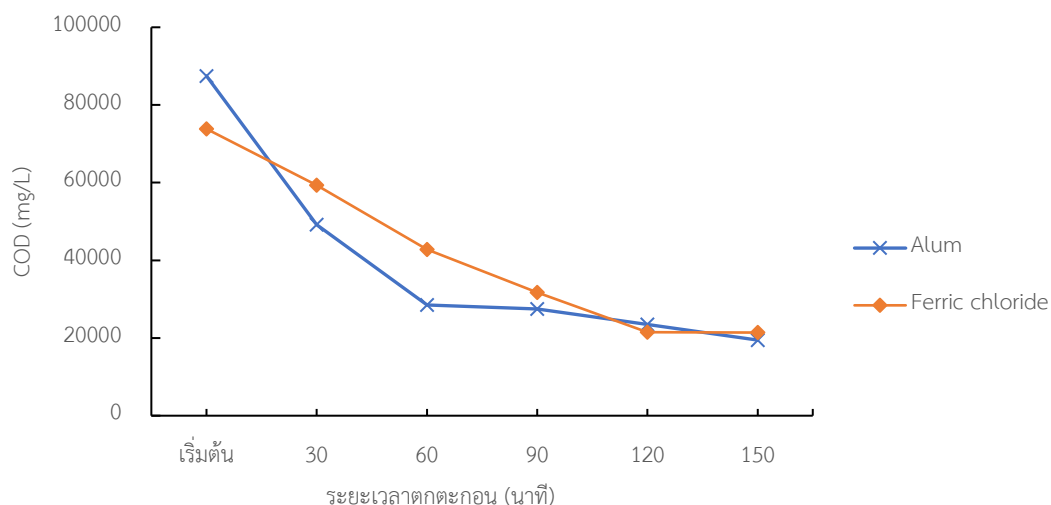


ภาพประกอบ 32 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันที่ระยะเวลาตกตะกอน 30-150 นาที ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน Alum ที่ pH 6 มีความเข้มข้น COD เริ่มต้นเท่ากับ $87,466.67 \pm 461.88$ mg/L พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถลด COD ได้ตั้งแต่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาทีและลดค่า COD ได้อย่างต่อเนื่องและลด COD ได้สูงขึ้นเมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้น โดยลด COD เหลือน้อยที่สุดที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สามารถลด COD เหลือเท่ากับ $19,466.67 \pm 305.51$ mg/L สำหรับสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ มีแนวโน้มการลดค่า COD เมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้น จากความเข้มข้น COD เริ่มต้นเท่ากับ $73,833.33 \pm 288.68$ mg/L เมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้นสามารถลด COD ได้สูงสุดที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที โดยลด COD เหลือเท่ากับ $21,400 \pm 346.41$ mg/L เนื่องจากระยะเวลาตกตะกอนที่เพิ่มมากขึ้นจะช่วยให้ฟล็อกรวมตัวและเติบโตจนมีขนาดใหญ่และแข็งแรงขึ้น จึงสามารถดูดซับและพออนุภาคอินทรีย์ตกตะกอนได้อย่างเต็มที่ ทำให้ค่า COD ลดลงอย่างต่อเนื่องจนถึงจุดต่ำสุดที่ 150 นาที (Assou et al., 2016)

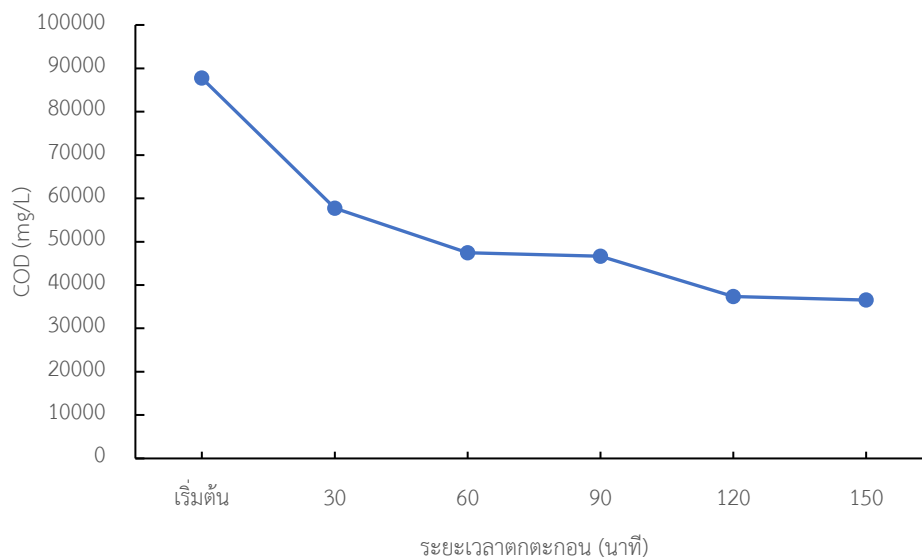
ภาพประกอบ 33





ภาพประกอบ 33 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่ต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน Alum และ Ferric chloride (FeCl_3) ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 6 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่ต่างกันต่อการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 7 มีค่า COD เริ่มต้นเท่ากับ $80,533.33 \pm 461.88$ mg/L ทำการทดลองที่ระยะเวลาตกตะกอน 30, 60, 90, 120 และ 150 นาที ตามลำดับ พบว่า สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลด COD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้สูงและสามารถลด COD ได้มากขึ้น เมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้นโดยที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สามารถลด COD เหลือน้อยที่สุดเท่ากับ $30,066.67 \pm 115.47$ mg/L เนื่องจากที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เกิดการรวมตัวและการเติบโตของโครงผลึกบนผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR และไฮดรอกไซด์ ทำให้ฟล็อกมีขนาดและความหนาแน่นสูงขึ้น สามารถจับแขวนลอยและสารอินทรีย์ได้มากขึ้นและตกตะกอนลงสู่ก้นภาชนะ และฟล็อกที่รวมตัวกันที่ระยะตกตะกอนยาวนานจะมีอัตรา settling velocity สูงขึ้น ลดการฟุ้งกระจายของอนุภาคที่เหลือ ทำให้ COD ลดลงต่ำสุด ที่ระยะเวลาตกตะกอนมากกว่า 120 นาที โดยยังไม่เกิดการแตกตัวกลับของฟล็อก (re-dispersion) (Assou et al., 2016) ภาพประกอบ 34



ภาพประกอบ 34 ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่ต่างกันต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 7 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

4.2.4 การบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์

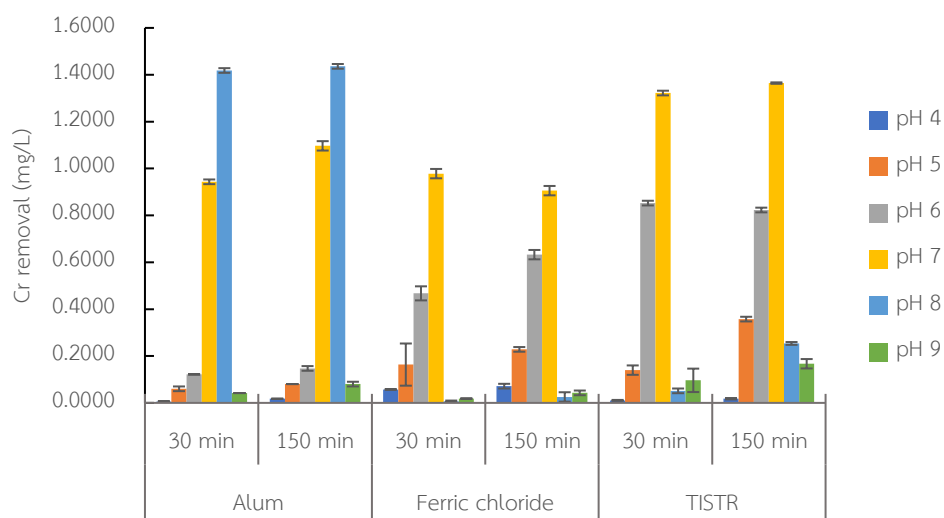
การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์ ศึกษาในน้ำชะขยะที่ผ่านการทดลองด้วยสารเร่งตกตะกอน 3 ชนิด ที่มีประสิทธิภาพสูงที่สุดในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ โดยเฉพาะการบำบัดสี และ COD พบว่าสารเร่งตกตะกอน 3 ชนิด ที่ความเข้มข้น 5 g/L มีความสามารถในการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้สูง โดยมีผลการทดสอบ ดังนี้

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด Cr โดยใช้สารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ซึ่งเป็นความเข้มข้นที่มีประสิทธิภาพการบำบัดมลพิษในน้ำชะขยะได้ดี จึงทำการทดสอบวิเคราะห์น้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 4-9 ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที โดยใช้สารเร่งตกตะกอน 3 ชนิด ได้แก่ Alum, FeCl_3 และ TISTR พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 5 g/L สามารถลด Cr ได้สูงที่สุดในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 8 โดยสามารถลด Cr จากความเข้มข้นเริ่มต้น 0.6254 ± 0.02 mg/L ลดลงเหลือ 0.1700 ± 0.01 mg/L ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที และเมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้นเท่ากับ 150 นาที สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถลด Cr ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เหลือ 0.1600 ± 0.01 mg/L โดยบำบัดได้ 1.4360 mg/L (ร้อยละ 90.15) (ภาพประกอบ 35 และ 36) จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ที่ pH 8 สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัด Cr ได้ประสิทธิภาพสูงที่สุดเนื่องจากการเกิดตะกอนร่วม (co-precipitation) และการดูดซับ (adsorption) บนพื้นผิวของ $\text{Al}(\text{OH})_3$ ที่เกิดขึ้นจากการเติม Alum และงานวิจัยของ Staszak

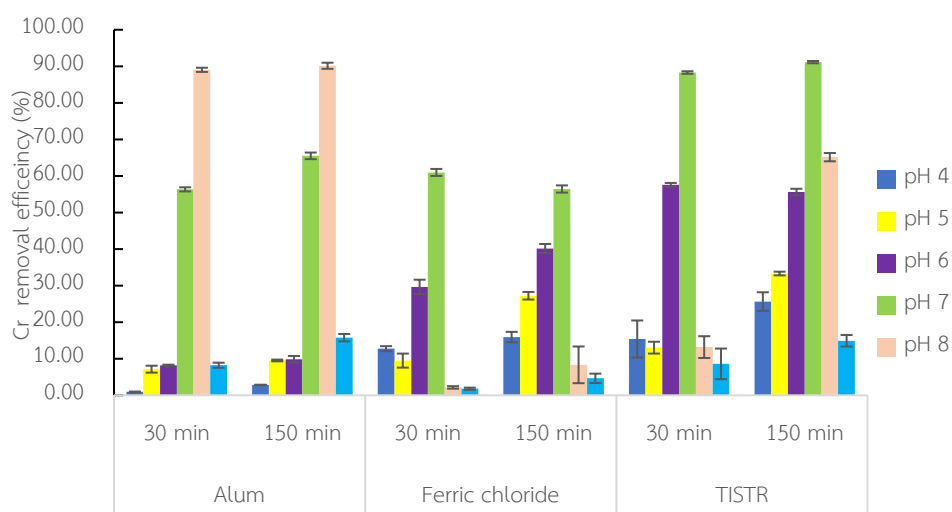
et al. (2022) แสดงให้เห็นว่าสารเร่งตกตะกอน Alum มีประสิทธิภาพสูงสุดในการดักจับและกำจัดไอออนของโลหะหนัก Cr(III) ออกจากน้ำเสียอุตสาหกรรมกระดาษ

ประสิทธิภาพการบำบัด Cr ด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 5 g/L สามารถบำบัด Cr ได้สูงในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 7 มีความเข้มข้น Cr เริ่มต้นเท่ากับ 1.67 ± 0.01 mg/L โดยสามารถบำบัดได้สูงสุดเท่ากับ 0.9782 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 60.96) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที (ภาพประกอบ 35 และ 36) เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ทำปฏิกิริยากับน้ำชะขยะสังเคราะห์อย่างรวดเร็ว โดยจะเกิดฟล็อกเหล็กไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ที่มีประจุบวกสูง ซึ่งสามารถดึงดูดและรวมตัวกับไอออน Cr ในรูปแบบของสารประกอบหรือไอออนที่เป็นลบ ผ่านกระบวนการดูดซับและตกตะกอนร่วม (co-precipitation) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Yadav & Dikshit, 2016) นอกจากนี้ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที เป็นช่วงเวลาที่เหมาะสมสำหรับการรวมตัวและตกตะกอนของฟล็อกขนาดใหญ่โดยไม่เกิดการแตกตัว ทำให้การกำจัด Cr มีประสิทธิภาพสูงสุด (Narendra et al., 2024)

ประสิทธิภาพการบำบัด Cr ด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 5 g/L สามารถบำบัด Cr ได้สูงในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 7 โดยสามารถบำบัด Cr ได้เท่ากับ 1.3646 ± 0.003 mg/L (ร้อยละ 91.14) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที (ภาพประกอบ 35 และ 36) เนื่องจากกลไกการแลกเปลี่ยนประจุ (ion exchange) ภายในโครงสร้างของสารเร่งตกตะกอน TISTR มีประจุลบ สามารถยึดจับกับไอออนโลหะหนัก Cr^{3+} ได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุดเมื่อ pH อยู่ในช่วง 6.5–8 (Rui et al., 2012)



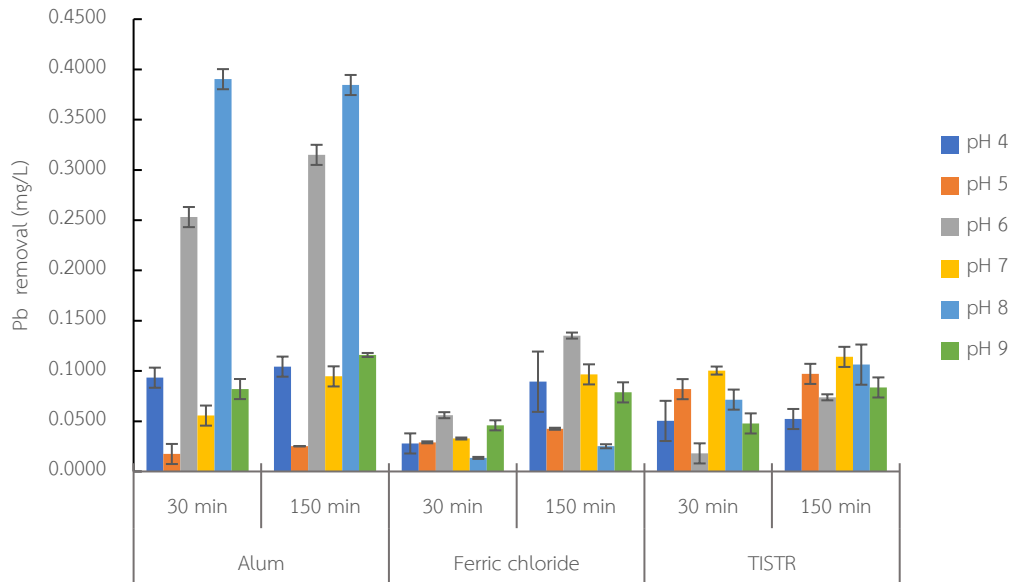
ภาพประกอบ 35 ปริมาณ Cr ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน ความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์



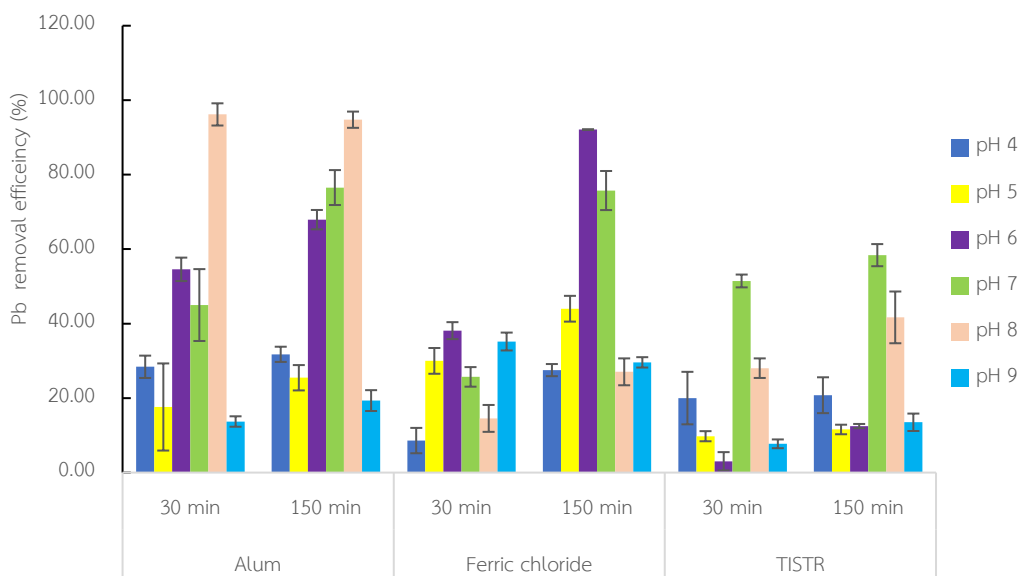
ภาพประกอบ 36 ประสิทธิภาพการบำบัด Cr ของสารเร่งตกตะกอน ความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ประสิทธิภาพการบำบัด Pb ของสารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 5 g/L พบว่าสามารถบำบัด Pb ได้สูงสุดที่ pH 8 โดยมีความเข้มข้น Pb เริ่มต้น 0.41 ± 0.06 mg/L สามารถบำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.3845 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 94.76) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ความเข้มข้น 5 g/L บำบัด Pb ได้สูงที่ pH 6 จากความเข้มข้น Pb เริ่มต้นเท่ากับ 0.15 ± 0.01 mg/L สามารถบำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.1352 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 92.10) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 5 g/L บำบัด Pb ได้สูงที่ pH 7 โดยความเข้มข้น Pb เริ่มต้นเท่ากับ 0.200 ± 0.01 mg/L สามารถบำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.1140 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 58.39) เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน Alum ที่ pH 8 ไอออน Al^{3+} จะเกิดการไฮโดรไลซิสและตกตะกอนเป็น $Al(OH)_3$ ซึ่งมีโครงสร้างเป็นเจลที่พื้นผิวสูง (high surface area) จับกับ Pb^{2+} ได้ดีขึ้น ผ่านการดูดซับเชิงกายภาพและการแลกเปลี่ยนไอออน (ion exchange) (Raji et al., 2023) สำหรับสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ที่ pH 6 ขบวนการตกตะกอนของ Fe^{3+} จะก่อตัวเป็น $Fe(OH)_3$ และจับ Pb^{2+} ผ่านกลไก adsorption และ surface complexation และงานวิจัยของ Du et al. (2020) ศึกษาพื้นผิวของ $Fe(OH)_3$ ด้วย FTIR และ XPS ซึ่งให้เห็นว่า Pb^{2+} จับอยู่บนผิว $Fe(OH)_3$ ผ่านทั้งกลไก van der Waals adsorption และการเกิด surface complexation ระหว่าง Pb-O-Fe และสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ pH 7 สารเร่งตกตะกอน TISTR จะเกิดการแลกเปลี่ยนประจุ (cation exchange) กับ Pb^{2+} ทำให้กลไก ion exchange และ electrostatic attraction

ทำงานได้เต็มประสิทธิภาพ จึงมีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด Pb (Elboughdiri, 2020)
ภาพประกอบ 37 และ 38

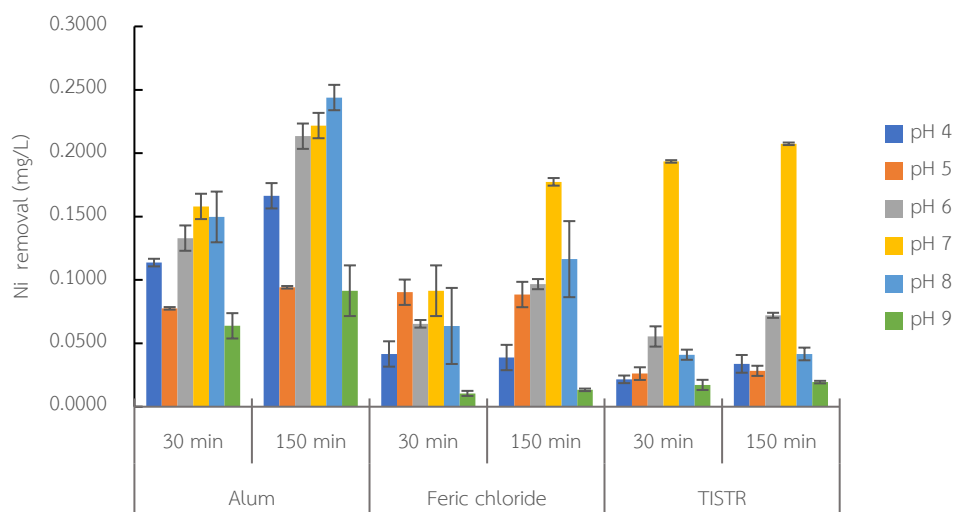


ภาพประกอบ 37 ปริมาณ Pb ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L
ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาทีในน้ำชะขยะสังเคราะห์

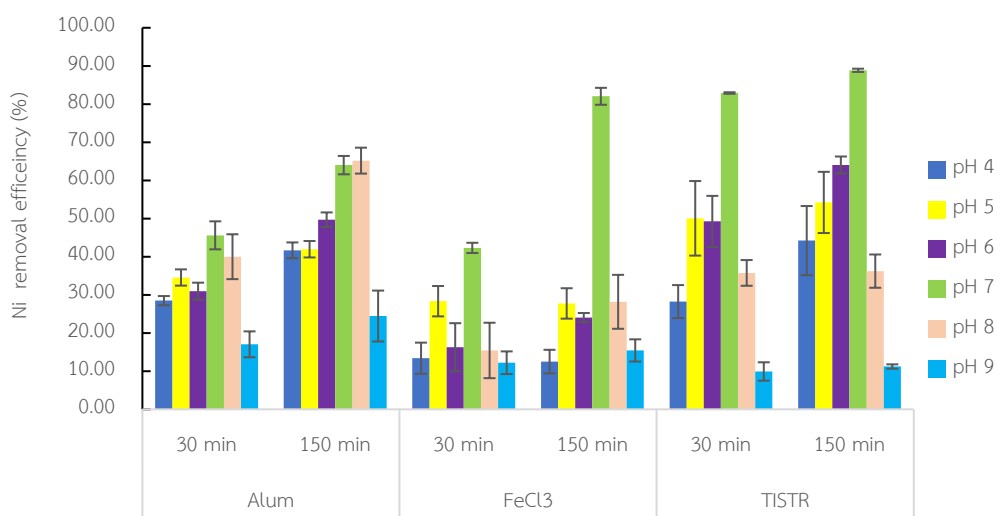


ภาพประกอบ 38 ประสิทธิภาพการบำบัด Pb ของสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L
ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ประสิทธิภาพการบำบัด Ni ของสารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 5 g/L พบว่า สามารถบำบัด Ni ได้สูงสุดที่ pH 8 โดยมีความเข้มข้น Ni เริ่มต้น 0.37 ± 0.03 mg/L สามารถบำบัด Ni ได้เท่ากับ 0.2439 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 65.18) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน Alum ที่ pH 8 ความเข้มข้นของ OH^- ในระบบสูงพอที่จะทำให้ Ni^{2+} บางส่วน เปลี่ยนเป็นไฮดรอกไซด์ ($\text{Ni}(\text{OH})_2$) ซึ่งจะตกตะกอนร่วมกับ $\text{Al}(\text{OH})_3$ โดยการ “ดักจับ” ไอออน Ni^{2+} ภายในโครงสร้าง flocs ของอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ เมื่อทำงานร่วมกับการดูดซับตามข้อแรก จึงทำให้ ประสิทธิภาพการลด Ni สูงสุดเมื่อเทียบกับ pH อื่นๆ (Huang et al., 2020) สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 5 g/L บำบัด Ni ได้สูงที่ pH 7 จากความเข้มข้น Ni เริ่มต้นเท่ากับ 0.22 ± 0.01 mg/L สามารถบำบัด Ni ได้เท่ากับ 0.1774 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 82.04) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เนื่องจากไอออน Fe^{3+} จะไฮโดรไลซิสเกิดตกตะกอนเป็น $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งมีโครงสร้างเป็นเจลรูพรุนและผิวหน้ามีประจุลบบางส่วน ทำให้สามารถดึงดูดและกักขังไอออนโลหะบวก Ni^{2+} ได้ดีขึ้น และไม่เกิดสารประกอบผสมระหว่างเหล็กกับนิกเกิลเกิดขึ้น (Linnikov o et al., 2022) และสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 5 g/L บำบัด Ni ได้สูงที่ pH 7 โดยความเข้มข้น Ni เริ่มต้นเท่ากับ 0.23 ± 0.01 mg/L สามารถบำบัด Ni ได้เท่ากับ 0.2074 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 88.85) เนื่องจากที่ pH 7 พื้นผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR มีประจุลบเพียงพอ ทำให้สามารถดึงดูดและแลกเปลี่ยนไอออน Ni^{2+} ผ่านกลไกการแลกเปลี่ยนประจุ (cation-exchange) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยยังไม่เกิดการตกตะกอนของ $\text{Ni}(\text{OH})_2$ ทำให้การบำบัด Ni^{2+} เป็นไปในรูปแบบของการดูดซับเชิงเคมีมากกว่าการตกตะกอน (Pahlavanzadeh & Motamedi, 2020) ภาพประกอบ 39 และ 40



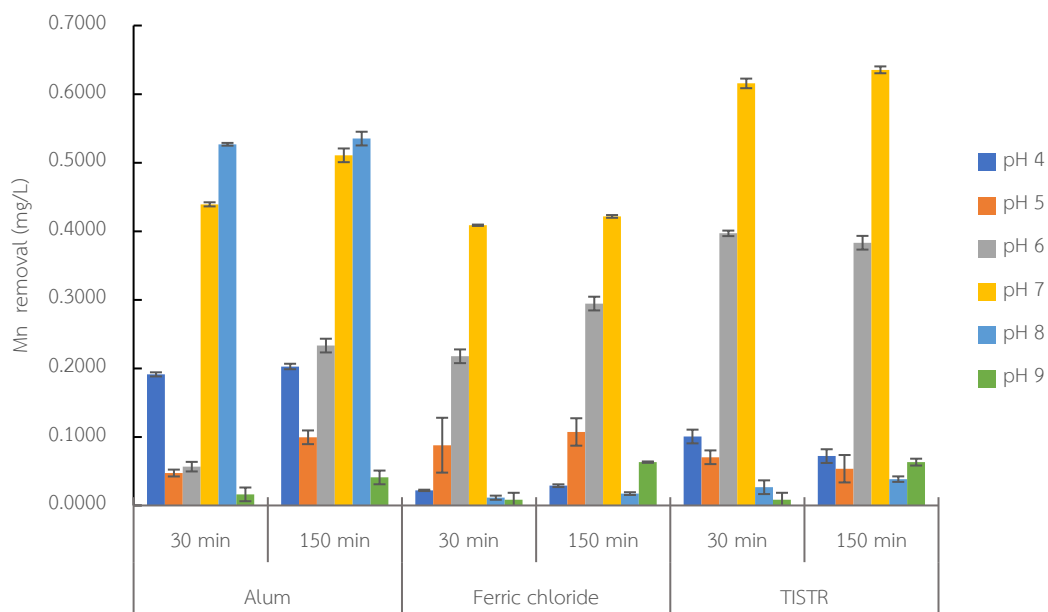
ภาพประกอบ 39 ปริมาณ Ni ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาทีในน้ำชะขยะสังเคราะห์



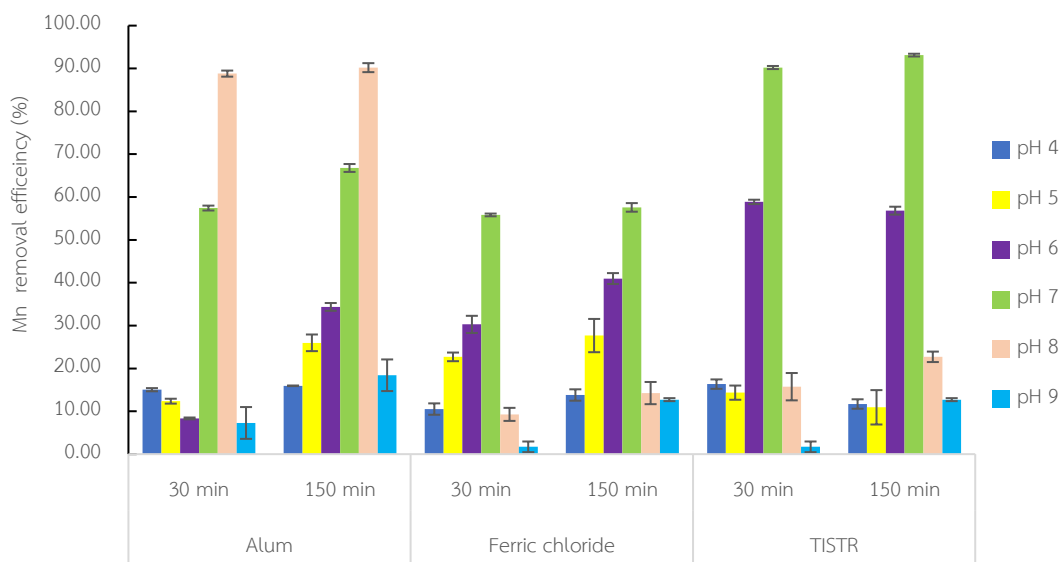
ภาพประกอบ 40 ประสิทธิภาพการบำบัด Ni ของสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ประสิทธิภาพการบำบัด Mn ของสารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 5 g/L พบว่าสามารถบำบัด Mn ได้สูงสุดที่ pH 8 โดยมีความเข้มข้น Mn เริ่มต้น 0.5900 ± 0.02 mg/L สามารถบำบัด Mn ได้เท่ากับ 0.5351 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 90.19) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สารเร่งตกตะกอน FeCl₃ ความเข้มข้น 5 g/L บำบัด Mn ได้สูงที่ pH 7 จากความเข้มข้น Mn เริ่มต้นเท่ากับ 0.7300 ± 0.01 mg/L สามารถบำบัด Mn ได้เท่ากับ 0.4216 ± 0.002 mg/L (ร้อยละ 57.58) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ซึ่งมีความสามารถในการจับโลหะหนักสูงและสามารถตกตะกอนได้อย่างรวดเร็ว (Chaiyasit et al., 2022) อีกทั้งสารเร่งตกตะกอน FeCl₃ ยังมีจุดเด่นด้านการเกิดฟล็อกที่เสถียรใน pH ที่กว้าง และสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 5 g/L บำบัด Mn ได้สูงที่ pH 7 โดยความเข้มข้น Mn เริ่มต้นเท่ากับ 0.6800 ± 0.01 mg/L สามารถบำบัด Mn ได้เท่ากับ 0.6354 ± 0.05 mg/L (ร้อยละ 93.12) ภาพประกอบ 41 และ 42

การเลือกใช้สารเร่งตะกอนจึงควรอิงตามคุณสมบัติของน้ำดิบ, ค่า pH, เวลาปฏิกิริยา และผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม เพื่อให้การบำบัด Mn มีประสิทธิภาพสูงสุด ((TISTR), 2023; Chaiyasit et al., 2022; Nualsri & Rattanaporn, 2022)



ภาพประกอบ 41 ปริมาณ Mn ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์



ภาพประกอบ 42 ประสิทธิภาพการบำบัด Mn ของสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 5 g/L ค่า pH ที่แตกต่างกัน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

4.2.2 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลเมืองมหาสารคาม จังหวัดมหาสารคาม โดยการใช้สารตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า ได้แก่ สารส้ม (Alum) และสารเหล็กคลอไรด์ (FeCl_3) กับการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ผลิตขึ้นโดยสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) (TISTR) ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L ที่ pH เท่ากับ 4, 5, 6, 7, 8 และ 9 ตามลำดับ โดยใช้สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) หรือไนตริก (HNO_3) ในการปรับค่า pH ของน้ำชะขยะ โดยทำการทดสอบน้ำชะขยะ ปริมาตร 250 ml ด้วยเครื่อง Jar test ภายใต้สภาวะทดสอบ อุณหภูมิ 25 ± 5 °C กวนเร็วที่ 150 รอบต่อนาที ใช้เวลากวนเร็ว 3 นาที และกวนช้า 60 รอบต่อนาที ใช้เวลากวนช้า 30 นาที ศึกษาระยะเวลาในการตกตะกอนที่เวลา 30-150 นาที ทำการทดลอง 3 ซ้ำ ศึกษาปัจจัยของ pH ปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน และระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น TDS สี และ COD

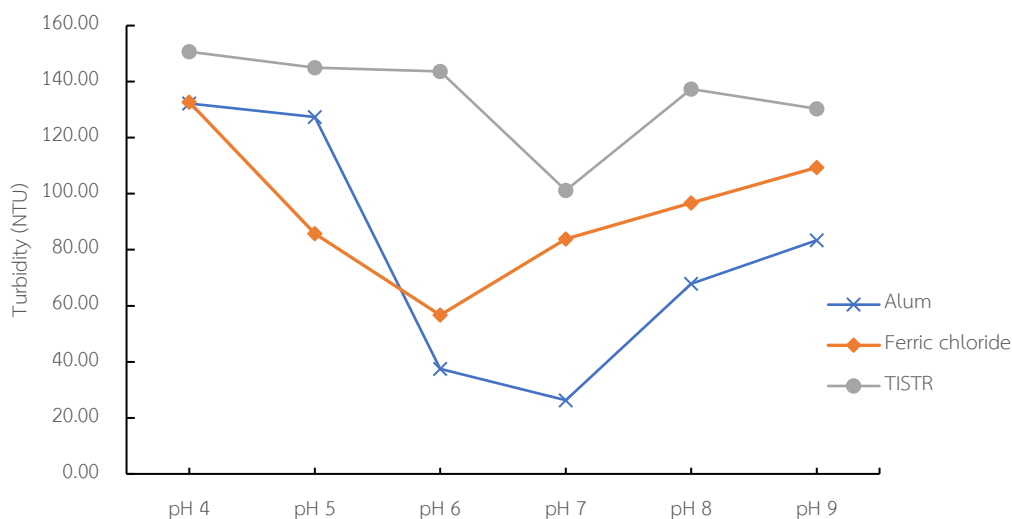
4.2.2.1 ศึกษา pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ผลการศึกษาค่า pH ที่เหมาะสมในการต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น (Turbidity) ของแข็งละลายในน้ำทั้งหมด (TDS) สี และซีไอดี (COD) ของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ โดยการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า ได้แก่ สารส้ม (Alum) และสารเหล็กคลอไรด์ (FeCl_3) กับการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ ผลิตขึ้นโดยสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.) (TISTR) โดยสารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR ที่ความเข้มข้น 10 g/L สามารถบำบัดมลพิษในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้สูง โดยปรับค่า pH ของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเท่ากับ 4, 5, 6, 7, 8 และ 9 ตามลำดับ โดยใช้ปริมาณสารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 10 g/L พบว่า เมื่อค่า pH ของน้ำชะจากหลุมฝังกลบเพิ่มขึ้นจาก pH 4 – 6 สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัดความขุ่นในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบลดลงเหลือเท่ากับ 132.20 ± 0.30 , 127.37 ± 0.12 และ 101.34 ± 0.01 NTU ตามลำดับ เมื่อน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบมีค่า pH 6 ส่งผลให้ความขุ่นลดลงเหลือเท่ากับ 37.46 ± 0.15 NTU และเมื่อน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเท่ากับ pH 7 ส่งผลให้ความขุ่นลดลงเหลือเท่ากับ $26.29 \pm 0.0.17$ NTU (ร้อยละ 78.53) ดังภาพประกอบ 43 สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถลดความขุ่นได้สูงที่ pH 7 เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสของอะลูมิเนียมไอออน (Al^{3+}) ทำให้เกิดอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Al}(\text{OH})_3$) ซึ่งเป็นสารตกตะกอนที่สามารถจับกับสารแขวนลอยและสารอินทรีย์ (Kurniawan & Fadillah, 2025)

การบำบัดความขุ่นด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ มีความขุ่นเริ่มต้น 146.33 ± 6.66 NTU โดยสามารถลดความขุ่นได้สูงสุดที่ pH 6 มีความขุ่นลดลงเหลือเท่ากับ 56.67 ± 3.21 NTU (ร้อยละ 61.28) และเมื่อค่า pH ของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบสูงขึ้น ทำให้ความขุ่นมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นที่ pH 7, 8 และ 9 มีความขุ่นเหลือเท่ากับ 83.88 ± 2.96 ,

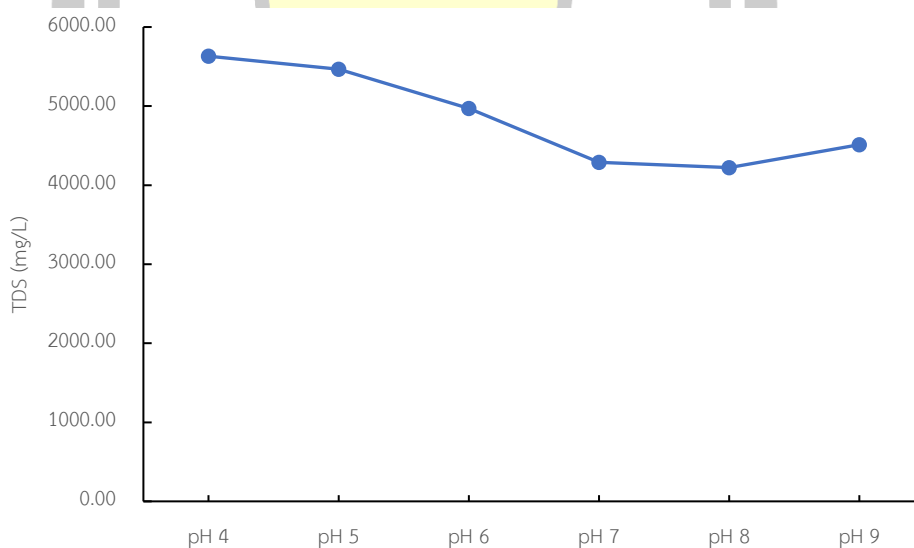
99.67±0.54 และ 99.34±0.25 NTU ตามลำดับ ดังภาพประกอบ 43 สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลดความขุ่นได้ดีที่ pH 6 เนื่องจากการเกิดไฮดรอกไซด์ของเฟอร์ริก ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ซึ่งเป็นสารตกตะกอนที่มีประจุบวก สามารถจับกับอนุภาคที่มีประจุลบในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ เช่น สารอินทรีย์และสารแขวนลอย ทำให้เกิดการรวมตัวเป็นตะกอนขนาดใหญ่ที่สามารถตกตะกอนได้ง่าย (Ramli & Aziz, 2015; Tahraoui et al., 2024)

การบำบัดความขุ่นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ มีความขุ่นเริ่มต้นที่ pH 4, 5, 6, 7, 8 และ 9 ตามลำดับ เท่ากับ 172.67±8.02, 172.67±8.02, 172.67±8.02, 176.00±4.48, 176.00±4.58 และ 143.67±1.53 NTU ตามลำดับ เมื่อค่า pH เพิ่มขึ้นจาก pH 4-6 สามารถลดความขุ่นลงเหลือเท่ากับ 150.67±1.15, 145.00±2.00 และ 143.67±1.15 NTU ตามลำดับ จนกระทั่งที่ pH 7 สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดความขุ่นสูงสุด โดยลดความขุ่นเหลือเท่ากับ 101.17±1.44 NTU (ร้อยละ 42.52) และหลังจากนั้นค่าความขุ่นเพิ่มสูงขึ้นที่ pH 8 และ 9 เท่ากับ 137.33±0.58 และ 130.33±0.058 NTU ตามลำดับ สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดความขุ่นได้ดีที่ pH 7 และความขุ่นมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อค่า pH สูงขึ้น เนื่องจากที่ pH 7 ซึ่งเป็นช่วงที่สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถคงประจุพื้นผิวในลักษณะเป็นลบได้อย่างเสถียร ทำให้สามารถดึงดูดไอออนบวก เช่น Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} รวมถึงสารแขวนลอยที่มีประจุบวกในน้ำเสียได้ดี (Adam et al., 2023) ภาพประกอบ 43



ภาพประกอบ 43 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นของสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

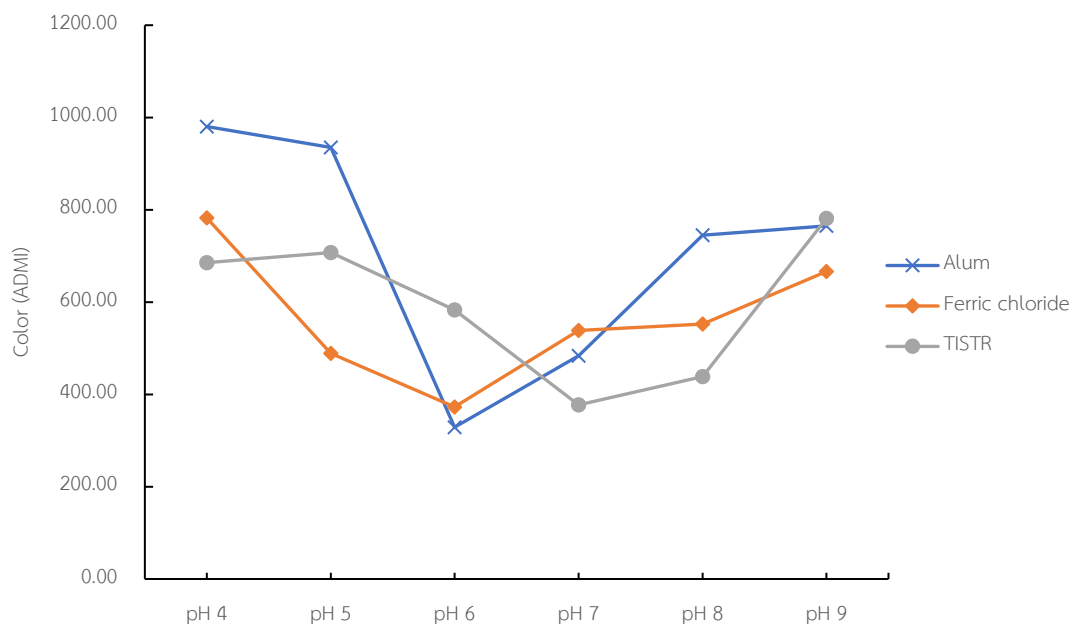
ผลของ pH ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ของสารเร่งตกตะกอน TISTR 10 g/L แสดงให้เห็นถึงความสามารถในการลด TDS ได้บางส่วน จากความเข้มข้น TDS เริ่มต้น $4,873 \pm 1.00$ mg/L พบว่าเมื่อค่า pH เริ่มสูงขึ้น สารเร่งตกตะกอน TISTR เริ่มมีความสามารถในการลด TDS ได้ที่ pH 5 และสามารถลด TDS ได้เพิ่มขึ้นเมื่อ pH เพิ่มขึ้นที่ pH 6 และสามารถลด TDS ได้สูงที่ pH 7 โดยสามารถลด TDS เหลือเท่ากับ $3,808.33 \pm 1.15$ mg/L (ร้อยละ 21.28) ซึ่งการลดค่า TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ อาจเกิดจากการดูดซับไอออนไว้ และแลกเปลี่ยนกับไอออนที่อยู่ในโครงสร้างของสารเร่งตกตะกอน TISTR ทำให้สามารถลด TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบลดลง ในขณะที่สารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ไม่สามารถลดความ TDS ได้ เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 จะเกิดการไฮโดรไลซ์และปล่อยไอออนโลหะ (Al^{3+} หรือ Fe^{3+}) และแอนไอออนประกอบ เช่น SO_4^{2-} หรือ Cl^- ซึ่งกลายเป็นส่วนหนึ่งของ TDS ส่งผลให้ TDS เพิ่มขึ้นในทุกๆ ค่า pH (Wu et al., 2021) สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลด TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้ที่ pH 7 เนื่องจากเป็นสภาวะที่เหมาะสมต่อการตกตะกอนของไอออนและสารละลายแขวนลอยในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ โดยแสดงให้เห็นว่า pH ที่เป็นกลางช่วยส่งเสริมการรวมตัวของอนุภาคและลดการละลายของสารในน้ำชะขยะ (Singh et al., 2023) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Chen et al. (2024) ที่พบว่าค่า pH ที่สูงเกินไปทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด TDS ลดลง เนื่องจากการเกิดไอออนบางชนิดที่มีความสามารถในการละลายในน้ำเสีย ภาพประกอบ 44



ภาพประกอบ 44 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 10 g/L สามารถลดสีน้อยที่ pH 4-5 สามารถลดสีได้สูงขึ้นเมื่อค่า pH ของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเพิ่มสูงขึ้นเท่ากับ pH 6 สามารถลดสีได้สูงจากความเข้มข้นสีเริ่มต้น $1,064.43 \pm 0.02$ ADMI เหลือเท่ากับ 428.85 ± 0.05 ADMI (ร้อยละ 52.56) และเมื่อค่า pH สูงขึ้นที่ pH 7-9 ความสามารถในการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum ลดลง เนื่องจากที่ pH 7-9 ไอออน Al^{3+} จากสารเร่งตกตะกอน Alum จะเปลี่ยนเป็นรูปที่ละลายน้ำได้ เช่น $Al(OH)_4^-$ ซึ่งไม่สามารถสร้างตะกอน $Al(OH)_3$ ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ความเสถียรของสารอินทรีย์ที่เป็นสาเหตุของสีและการเกิดคอลลอยด์ที่เสถียร ส่งผลให้การจับสารอินทรีย์และสารสีในน้ำลดลง (Gasmi et al., 2022) ซึ่งงานวิจัยของ Narendra et al. (2024) ศึกษาประสิทธิภาพของสารเร่งตกตะกอน Alum ในการลดสีของน้ำชะขยะ พบว่าสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัดสีได้สูงสุดที่ pH 5-6 โดยสามารถลดสีได้ถึงร้อยละ 95.77 แต่เมื่อ pH สูงขึ้น ประสิทธิภาพในการลดสีลดลงอย่างมีนัยสำคัญ ภาพประกอบ 45

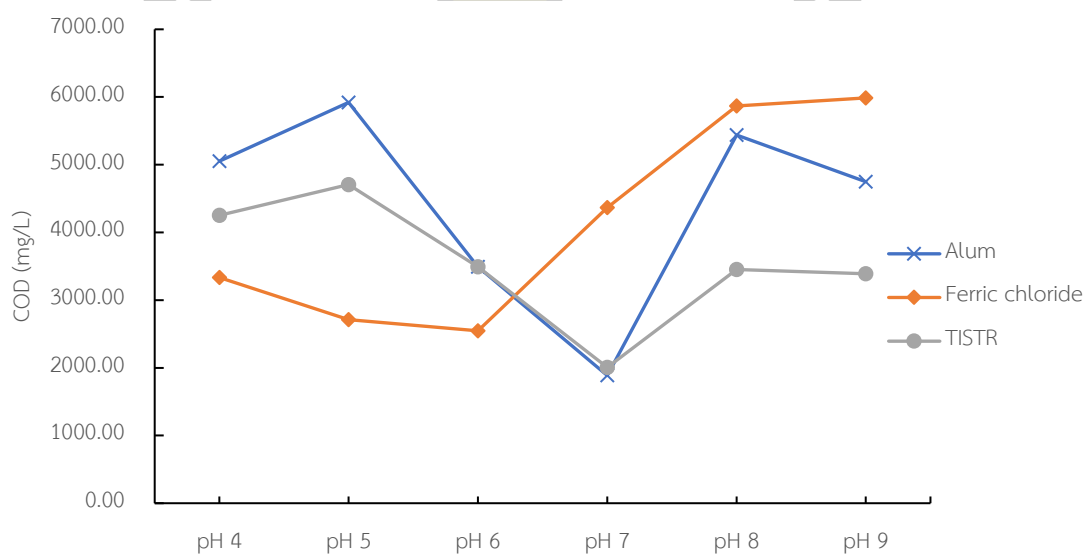
สารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ สามารถลดสีได้สูงที่ pH 6 จากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,673.27 \pm 0.05$ ADMI เหลือเท่ากับ 372.85 ± 0.01 ADMI (ร้อยละ 77.72) และความสามารถในการบำบัดสีลดลงเมื่อค่า pH เพิ่มสูงขึ้น เนื่องจาก ไอออนเฟอร์ริก (Fe^{3+}) จากสารเฟอร์ริกคลอไรด์ ($FeCl_3$) ทำปฏิกิริยากับไอออนไฮดรอกไซด์ (OH^-) ในสารละลาย จะเกิดการตกตะกอนเป็นเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($Fe(OH)_3$) ซึ่งมีลักษณะเป็นของแข็งสีน้ำตาล โดยตะกอนนี้สามารถดูดซับหรือจับกับสารอินทรีย์และอนุภาคที่เป็นสาเหตุของสีในน้ำเสียหรือน้ำชะขยะ ทำให้สามารถกำจัดสีออกจากน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยปฏิกิริยานี้จะเกิดได้ดีในช่วง pH ประมาณ 5-6 (Jan et al., 2019) และสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดสีสูงสุดที่ pH 7 ความเข้มข้นเริ่มต้น $1,018.93 \pm 0.03$ ADMI เหลือเท่ากับ 377.24 ± 0.03 ADMI (ร้อยละ 62.98) และเมื่อค่า pH สูงกว่า pH 7 ความสามารถในการบำบัดสีลดลง โดยส่งผลให้สีน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบมีแนวโน้มสูงขึ้น ภาพประกอบ 45



ภาพประกอบ 45 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของสารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 4- 9 พบว่า ที่ pH 4-5 สามารถบำบัด COD ไม่สูงมากนัก สามารถบำบัด COD สูงสุดที่ pH 7 จากความเข้มข้นเริ่มต้น $7,820 \pm 20$ mg/L ลดเหลือเท่ากับ $1,886.67 \pm 41.63$ mg/L (ร้อยละ 75.87) และเมื่อค่า pH ในน้ำชะขยะสูงขึ้น ความสามารถในการบำบัด COD ด้วยสารเร่งตกตะกอนมีแนวโน้มลดลง เนื่องจาก อะลูมิเนียมจะเปลี่ยนเป็น $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ซึ่งเป็นประจุลบและละลายน้ำได้ จึงไม่สามารถตกตะกอนหรือจับสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Narendra et al., 2024) สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถบำบัด COD ได้สูงสุดที่ pH 6 จาก COD ความเข้มข้นเริ่มต้น $8,386.67 \pm 46.19$ mg/L ลดเหลือเท่ากับ $2,546.67 \pm 46.19$ mg/L (ร้อยละ 69.63) (ภาพประกอบ 46) สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 แสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพสูงในการลด COD ที่ pH 6 ซึ่งเป็นช่วงที่เอื้อต่อการเกิดตะกอนเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดย Fe^{3+} จะทำปฏิกิริยากับ OH^- ในสภาวะที่เป็นกลางค่อนข้างไปทางกรด ก่อให้เกิด $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งมีลักษณะเป็นตะกอนเจล สามารถดูดซับและกักเก็บสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำได้ดี เช่น สารฮิวมิก (humic substances) และสารลดแรงตึงผิว (surfactants) ที่มักเป็นองค์ประกอบหลักของค่า COD ในน้ำชะขยะ อย่างไรก็ตาม เมื่อค่า pH สูงเกิน 7.5 ไอออน Fe^{3+} จะมีแนวโน้มเปลี่ยนรูปเป็น $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ ซึ่งอยู่ในรูปที่ละลายได้ในน้ำ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการตกตะกอนลดลง

และลดความสามารถในการจับสารอินทรีย์ที่เป็นสาเหตุของ COD ทำให้กระบวนการบำบัดมีประสิทธิภาพลดลงในสภาวะที่เป็นต่าง (Narendra et al., 2024) สำหรับสารเร่งตกตะกอน TISTR ค่า pH ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD โดยที่ pH 4-6 สารเร่งตกตะกอน TISTR มีแนวโน้มลด COD ได้ และสามารถลด COD ได้สูงในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ที่ pH 7 จากความเข้มข้นเริ่มต้น $7,820 \pm 20$ mg/L ลดเหลือเท่ากับ $2,006.67 \pm 11.55$ mg/L (ร้อยละ 79.30) และเมื่อค่า pH ของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเพิ่มขึ้น ความสามารถในการลด COD มีแนวโน้มลดลง โดยพบว่าค่า COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเพิ่มขึ้น เนื่องจากที่ pH 7 พื้นผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR มีประจุบวกเล็กน้อยหรือเป็นกลาง จึงดึงดูดสารอินทรีย์และไอออนลบ เช่น กรดอินทรีย์ และอนุมูลฝุ่นละอองอินทรีย์ บนผิวได้ดี ผ่านกลไกการแลกเปลี่ยนไอออน (ion exchange) และการดูดซับ (adsorption) และเมื่อ pH สูงกว่า 7 พื้นผิวสารเร่งตกตะกอน TISTR มีประจุลบมากขึ้น (deprotonation ของกลุ่ม $-OH$ บนผิว) ทำให้เกิดแรงผลักรับกับสารอินทรีย์ที่มีมากอยู่ในรูปประจุลบ จึงลดการดูดซับลง (Guida et al., 2020) ภาพประกอบ 46

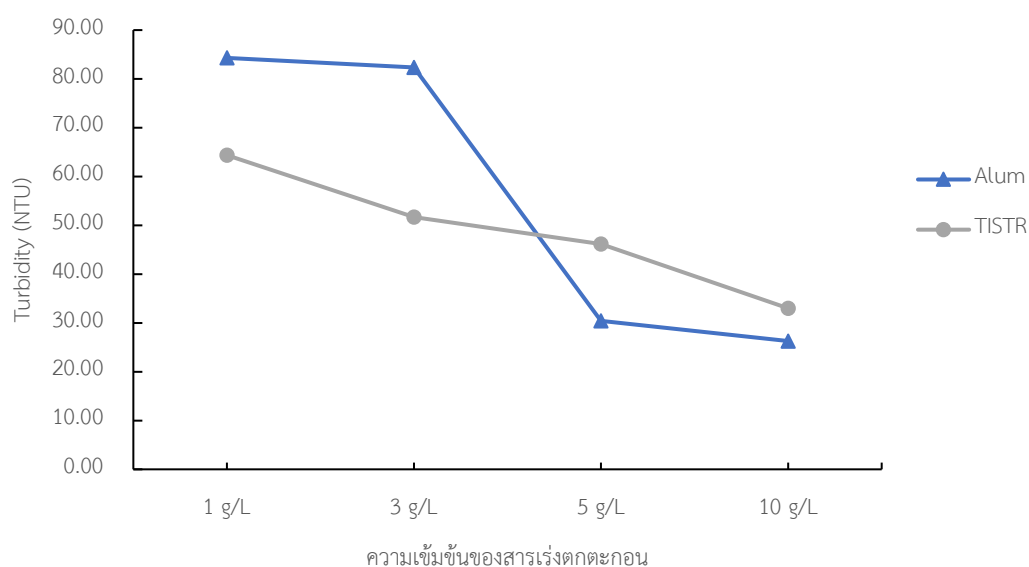


ภาพประกอบ 46 ผลของ pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride ($FeCl_3$) และ TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

4.2.2.2 ศึกษาปริมาณสารเร่งตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

การศึกษาปริมาณสารเร่งตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น (Turbidity) ของแข็งละลายในน้ำทั้งหมด (TDS) สี และซีโอดี (COD) น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ โดยการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR พบว่า pH ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ pH 6 เป็นค่า pH ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ดังนั้นในการศึกษาจึงได้ทำการปรับค่า pH ของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ pH 6 สำหรับทดสอบด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 และปรับสภาพน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ pH 7 สำหรับการทดสอบด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ทำการทดสอบด้วยความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน 1, 3, 5 และ 10 g/L ตามลำดับ

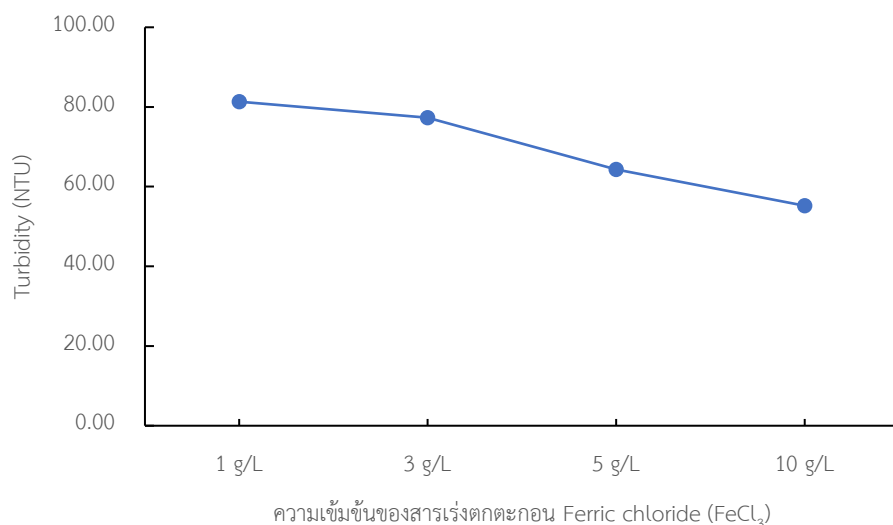
จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า สารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 สามารถลดความขุ่นในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้สูง ที่ความขุ่นเริ่มต้น 122.46 ± 1.72 NTU สามารถลดความขุ่นลงเหลือเท่ากับ 26.29 ± 0.17 NTU (ร้อยละ 78.53) เนื่องจากที่ pH 7 ความเข้มข้น 10 g/L สามารถทำให้เกิดไฮดรอกไซด์ของ Al^{3+} ไปเป็น $\text{Al}(\text{OH})_3$ ที่เหมาะสมต่อการลดสารแขวนลอย (sweep flocculation) และกระบวนการที่ประจุบวกจากสารเร่งตกตะกอน Alum เข้าไปจับกับประจุลบบนผิวของอนุภาคแขวนลอยในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ หรือทำให้เป็นกลางทางประจุ (charge neutralization) ส่งผลให้สามารถบำบัดความขุ่นในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้ (Bouyakhass et al., 2023; Kamaruddin et al., 2015) และสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 สามารถลดความขุ่นได้สูงสุดจาก 176 ± 4.58 NTU เหลือเท่ากับ 101.17 ± 1.44 NTU (ร้อยละ 42.52) เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน TISTR มีความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนและดูดซับอนุภาคที่มีประจุบวก ซึ่งพบได้มากในน้ำชะขยะที่ pH เป็นกลาง โครงสร้างของสารเร่งตกตะกอน TISTR ช่วยดักจับอนุภาคแขวนลอยขนาดเล็กที่เป็นสาเหตุของความขุ่น และที่ pH 7 เป็นสภาวะที่เหมาะสมต่อการเกิดการรวมตัวของอนุภาค (flocculation) เพราะไม่เป็นกรดหรือด่างจัดเกินไป ส่งผลให้เกิดตะกอนได้ง่ายขึ้น (Orescanin et al., 2011) ภาพประกอบ 47



ภาพประกอบ 47 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

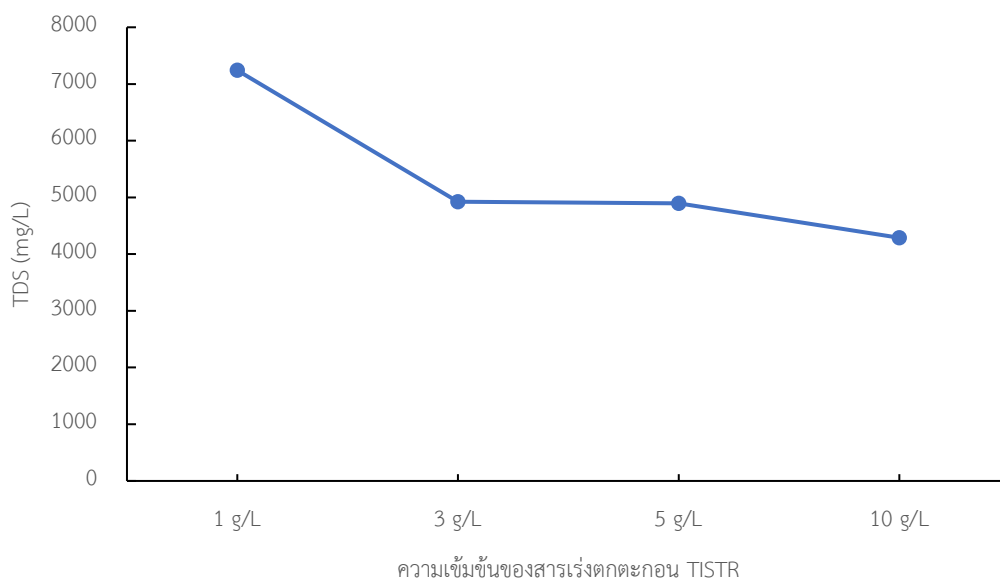
สำหรับสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลดความขุ่น ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้สูงสุดเมื่อปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอนเพิ่มสูงขึ้น ที่ 10 g/L ที่ pH 6 จากความขุ่นเริ่มต้น 146.33 ± 6.66 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 56.67 ± 3.21 NTU (ร้อยละ 61.28) การบำบัดความขุ่นได้สูงสุดในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 เนื่องจากสภาวะดังกล่าว Fe^{3+} จะเกิดกระบวนการตกตะกอนและรวมตัวของอนุภาค (flocculation) ได้อย่างเหมาะสม ทำให้อนุภาคแขวนลอยในน้ำจับตัวและตกตะกอนออกจากน้ำได้มากขึ้น ส่งผลให้น้ำมีความขุ่นลดลงอย่างชัดเจน (Orescanin et al., 2011) ภาพประกอบ 48

พหุบัณฑิต ชีวะ



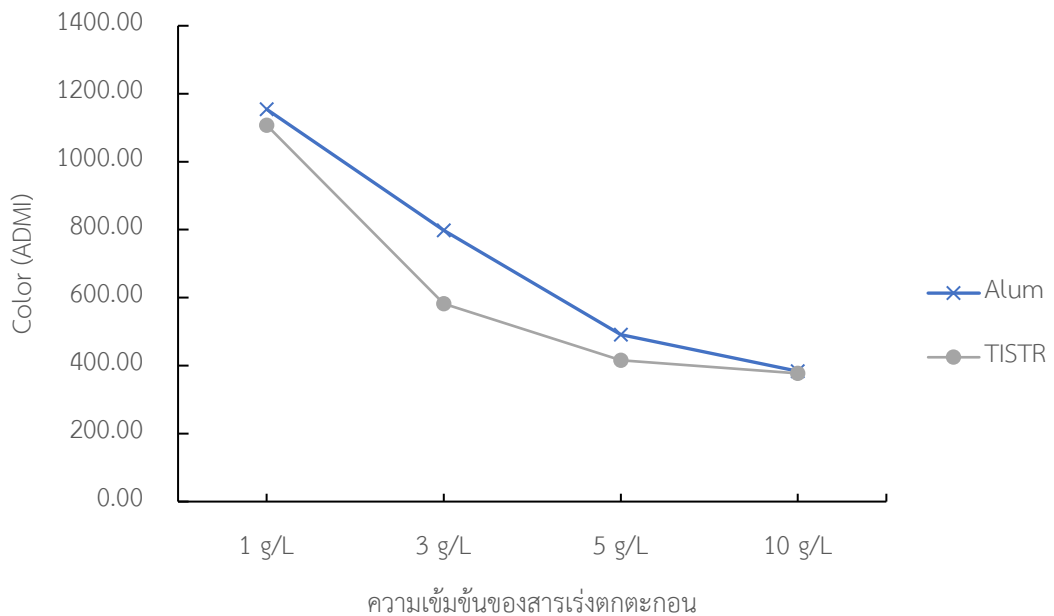
ภาพประกอบ 48 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Ferric chloride (FeCl₃) ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

การบำบัด TDS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, TISTR ที่ pH 7 และสารเร่งตกตะกอน FeCl₃ ที่ pH 6 โดยการใช้ความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอนที่ต่างกัน ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl₃ ไม่สามารถลดความ TDS ได้ในทุกๆ ความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอนที่ใช้ในการศึกษา เนื่องจากกลไกการทำงานของสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl₃ เป็นการกระตุ้นการตกตะกอนของอนุภาคแขวนลอยและคอลลอยด์ผ่านกระบวนการไฮโดรไลซิสและการรวมตัวของตะกอน (coagulation/flocculation) ซึ่งไม่สามารถกำจัดไอออนละลายขนาดเล็กที่เป็นองค์ประกอบหลักของ TDS ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Tchobanoglous et al., 2014) และผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่า สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลด TDS ได้สูงเมื่อสารเร่งตกตะกอน TISTR เท่ากับ 10 g/L ที่ pH 7 โดยสามารถลด TDS จากความเข้มข้นเริ่มต้น 4873±1.00 mg/L ที่ pH 7 สามารถลด TDS เหลือเท่ากับ 3,808.33±1.15 mg/L (ร้อยละ 21.82) เนื่องจากปริมาณของสารเร่งตกตะกอน TISTR 10 g/L ทำให้เกิดปริมาณของ Ca²⁺ ซึ่งเป็นองค์ประกอบของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบมากขึ้น ช่วยลดค่า Zeta potential ของอนุภาคแขวนลอยที่มีประจุลบในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ทำให้อนุภาคเหล่านี้ไม่สามารถคงตัวอยู่ในรูปคอลลอยด์ได้ และรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อนใหญ่ (flocs) ที่ตกตะกอนได้ง่ายขึ้น (Tchobanoglous et al., 2014) ภาพประกอบ 49



ภาพประกอบ 49 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

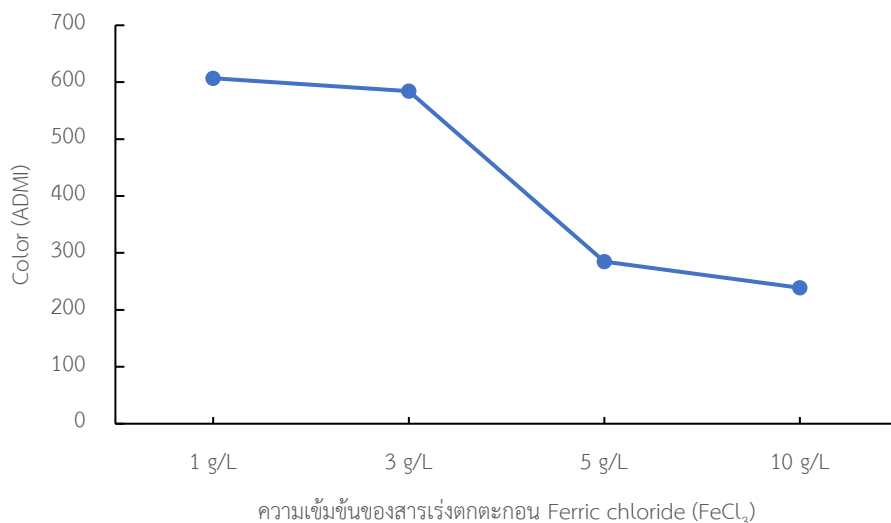
ปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L ที่ pH 7 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่า สารเร่งตกตะกอนทั้ง 2 ชนิด สามารถลดค่าสีได้สูงที่ความเข้มข้น 10 g/L โดยสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัดสีจากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,064.43 \pm 0.02$ ADMI ลดลงเหลือเท่ากับ 428.85 ± 0.046 ADMI (ร้อยละ 52.56) และสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถบำบัดสีจากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,018.93 \pm 0.03$ ADMI ลดลงเหลือเท่ากับ 377.24 ± 0.03 ADMI (ร้อยละ 62.98) เนื่องจากปริมาณความเข้มข้น 10 g/L ของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 ทำให้เกิดประจุบวกจำนวนมาก ช่วยลดค่า Zeta potential และสีในน้ำชะขยะมักเกิดจากสารอินทรีย์จำพวกฮิวมิกแอซิด (humic acid) และฟุลวิกแอซิด (fulvic acid) ซึ่งมีประจุลบสามารถจับกับไอออนของโลหะหรืออนุภาคของสารตกตะกอน และถูกกำจัดออกจากระบบผ่านกลไก adsorption และ sweep flocculation ที่ pH 7 (Tchobanoglous et al., 2014; Yu et al., 2022) ภาพประกอบ 50



ภาพประกอบ 50 ผลของปริมาณความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

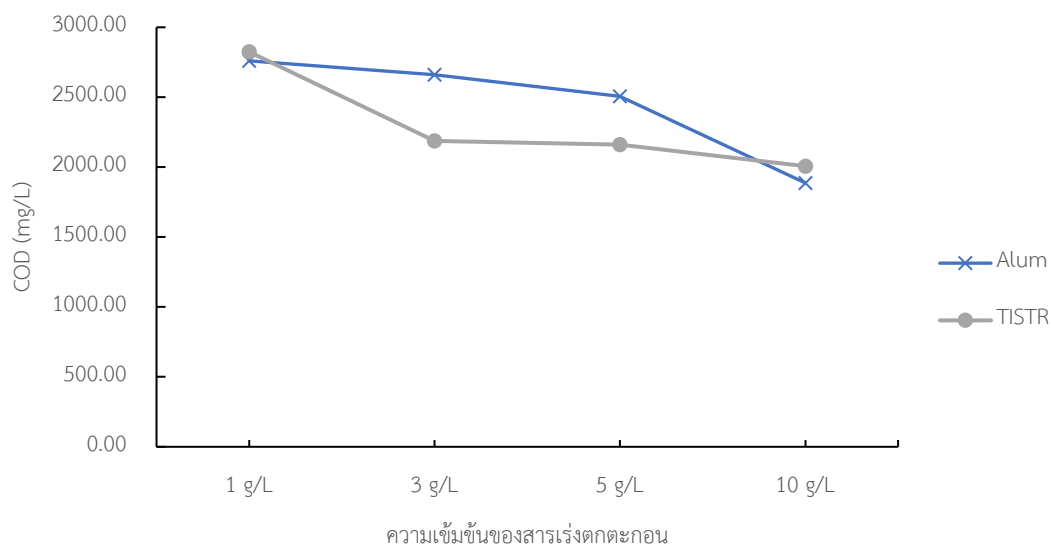
สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 สามารถบำบัดสีได้สูงสุดจากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,673.27 \pm 0.05$ ADMI ลดลงเหลือเท่ากับ 372.85 ± 0.01 ADMI (ร้อยละ 77.72) เนื่องจากความสามารถในการเกิดตะกอน Fe(OH)_3 ที่มีโครงสร้างดูดซับสูง ซึ่ง Fe(OH)_3 มีพื้นที่ผิวสูงและมีประจุบวกสูงทำให้เกิดการดึงดูดโมเลกุลอินทรีย์ที่มีประจุลบได้อย่างมีประสิทธิภาพ และ Fe^{3+} มีศักยภาพในการดูดซับสารอินทรีย์สูงกว่า Al^{3+} เนื่องจากประจุไฟฟ้าและโครงสร้างของ Fe^{3+} ทำให้เกิดแรงยึดเหนี่ยวกับหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ได้ดีกว่า Al^{3+} (Aziz et al., 2008; Aziz & Ramli, 2014; Tejera et al., 2019) ภาพประกอบ 51

พหุบัณฑิต ชีวะ



ภาพประกอบ 51 ผลของปริมาณความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอน Ferric chloride (FeCl₃) ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

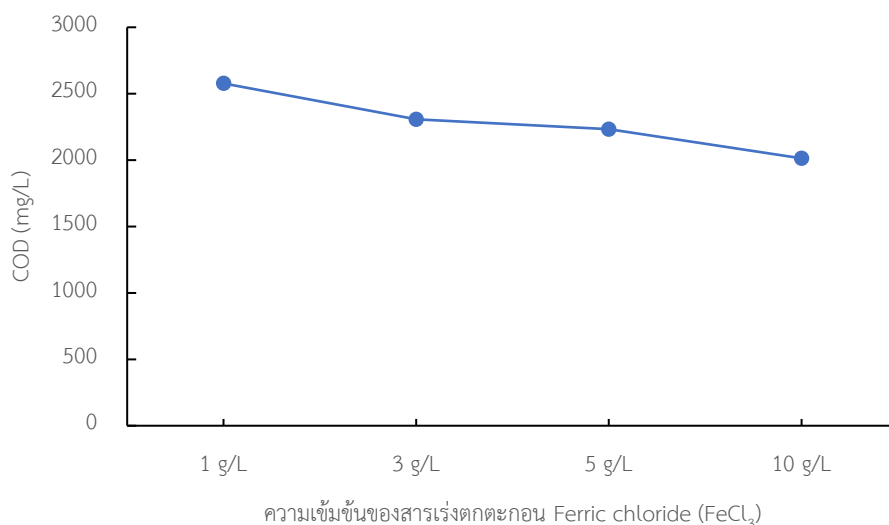
ปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่ความเข้มข้น 1, 3, 5 และ 10 g/L ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบสารเร่งตกตะกอน ทั้ง 2 ชนิด สามารถลดค่า COD ได้สูงที่ความเข้มข้นสารเร่งตกตะกอน 10 g/L ที่ pH 7 โดยสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $8,320 \pm 0.02$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $3,493.33 \pm 92.38$ mg/L (ร้อยละ 75.87) และสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถบำบัด COD จากความเข้มข้นเท่ากับ $9,693.33 \pm 0.03$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ 377.24 ± 0.03 mg/L (ร้อยละ 79.30) ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 จากผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่า การเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ส่งผลทำให้สามารถลด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้มากขึ้น เนื่องจากที่ความเข้มข้น 10 g/L จะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสในน้ำจนได้ $Al(OH)_3(s)$ ซึ่งมีลักษณะเป็นเจล (gel-like amorphous flocs) ที่มีพื้นผิวมาก เพียงพอและเหมาะสมต่อการดูดซับสารอินทรีย์และอนุภาคที่เป็นตัวการของค่า COD (Zhao et al., 2021) ส่วนสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ pH 7 ทำให้เกิดประจุบวกจำนวนมาก ทำหน้าที่จับกับประจุลบของสาร COD ซึ่งมาจากสารอินทรีย์ต่างๆ ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ เช่น ฮิวมิก แอซิด (humic acid) และฟุลวิกแอซิด (fulvic acid) มีประจุเป็นลบในช่วง pH 6–8 ทำให้สามารถลด COD ได้สูงที่ pH 7 ความเข้มข้น 10 g/L (Tchobanoglous et al., 1993) ภาพประกอบ 52



ภาพประกอบ 52 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 สามารถบำบัด COD ได้สูงสุดจากความเข้มข้นเริ่มต้น $8,386.67 \pm 46.19$ mg/L ลดลงเหลือ $2,546.67 \pm 46.19$ mg/L (ร้อยละ 69.63) เนื่องจากผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าปริมาณความเข้มข้น FeCl_3 10 g/L เป็นความเข้มข้นที่เพียงพอในการให้ปริมาณไอออน Fe^{3+} ส่งผลให้เกิดการสร้างตะกอน $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ได้ในปริมาณมากเมื่อปรับ pH ให้อยู่ในช่วงเหมาะสม (ประมาณ pH 5.5–7.0) จะมีการตกตะกอนของ Fe^{3+} เกิดเป็นอนุภาคในรูป $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งมีพื้นที่ผิวสูงและมีศักย์ไฟฟ้า (zeta potential) เหมาะสมต่อการดึงดูดสารอินทรีย์ที่เป็นประจุลบ เช่น กรดฮิวมิก และสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ และงานวิจัยของ Kumar and Bishnoi (2017) พบว่าสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ความเข้มข้นสูงในช่วง 5–10 g/L สามารถกำจัด COD จากน้ำชะขยะได้มากกว่าร้อยละ 70 ที่ pH 6–8 ภาพประกอบ 53

พหุบัณฑิต ชีวะ

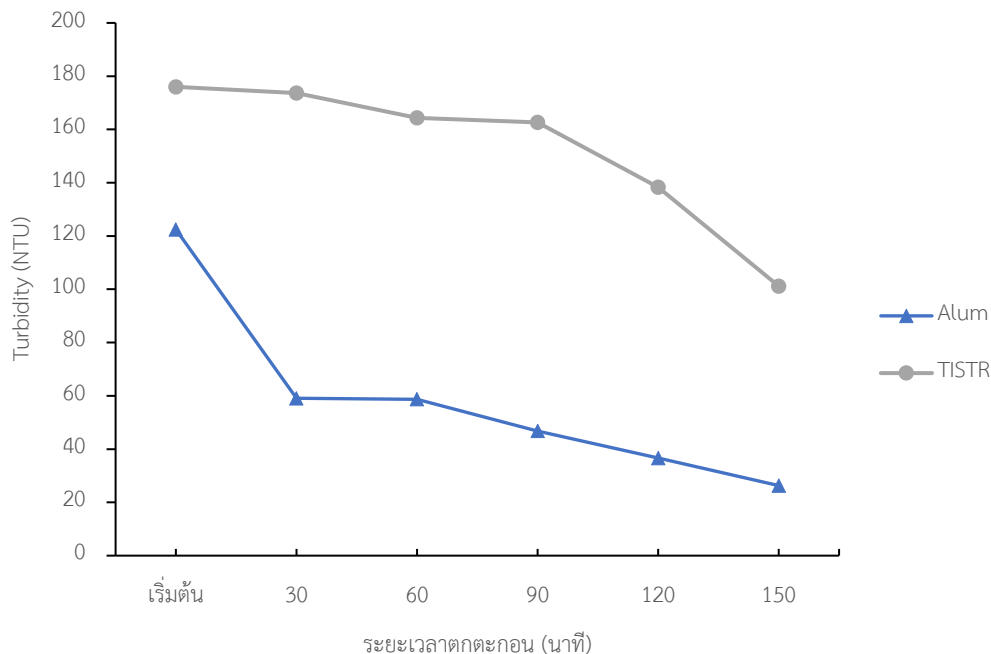


ภาพประกอบ 53 ผลของปริมาณความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน Ferric chloride (FeCl₃) ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

4.2.2.3 ศึกษาเวลาดตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

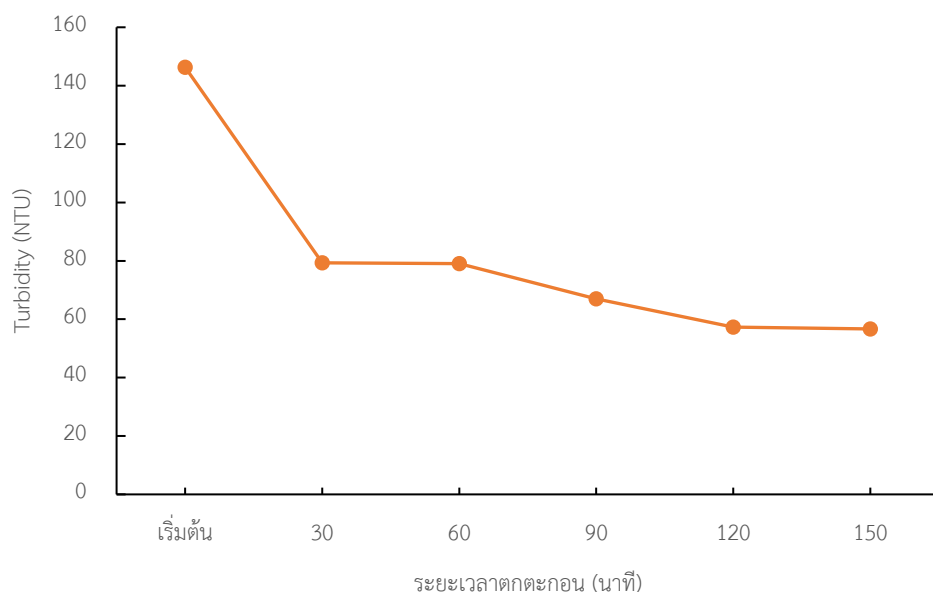
การศึกษาระยะเวลาดตกตะกอนที่เหมาะสมต่อการบำบัดความขุ่น ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30, 60, 90, 120 และ 150 นาที ของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 ที่ความเข้มข้น 10 g/L ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 สามารถลดความขุ่นได้สูงสุดที่ระยะเวลาดตกตะกอน 150 นาที ที่ความขุ่นเริ่มต้น 121 ± 3.61 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 37.46 ± 0.15 NTU (ร้อยละ 78.53) และสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดความขุ่นได้สูงสุดที่ระยะเวลาดตกตะกอน 150 นาที ที่ความขุ่นเริ่มต้น 176.58 ± 4.58 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 101.17 ± 1.44 NTU (ร้อยละ 42.52) จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าที่ระยะเวลาดตกตะกอน 150 นาที เป็นระยะเวลาดตกตะกอนที่เหมาะสมของสารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 สามารถลดความขุ่นในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้สูง เนื่องจากระยะเวลาที่เพิ่มขึ้นเอื้อต่อการรวมตัวของอนุภาคฟล็อกให้มีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักมากพอที่จะตกตะกอนออกจากระบบได้อย่างสมบูรณ์ (Hamidi Abdul Aziz et al., 2007) สำหรับสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 สามารถบำบัดความขุ่นได้ เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน TISTR มีคุณสมบัติในการแลกเปลี่ยนไอออนและการดูดซับพื้นผิวที่ดี ทำให้สามารถดึงดูอนุภาคขนาดเล็กในน้ำชะขยะเข้าสู่ผิวของฟล็อกได้อย่างมีประสิทธิภาพ เมื่อฟล็อกที่ก่อตัวมีเวลา

สะสมและถ่วงน้ำหนักมากพอในระยะเวลาสั้น จะเกิดการตกตะกอนได้อย่างสมบูรณ์ จึงช่วยลดความขุ่นได้สูงที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที (Li et al., 2021) ภาพประกอบ 54



ภาพประกอบ 54 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

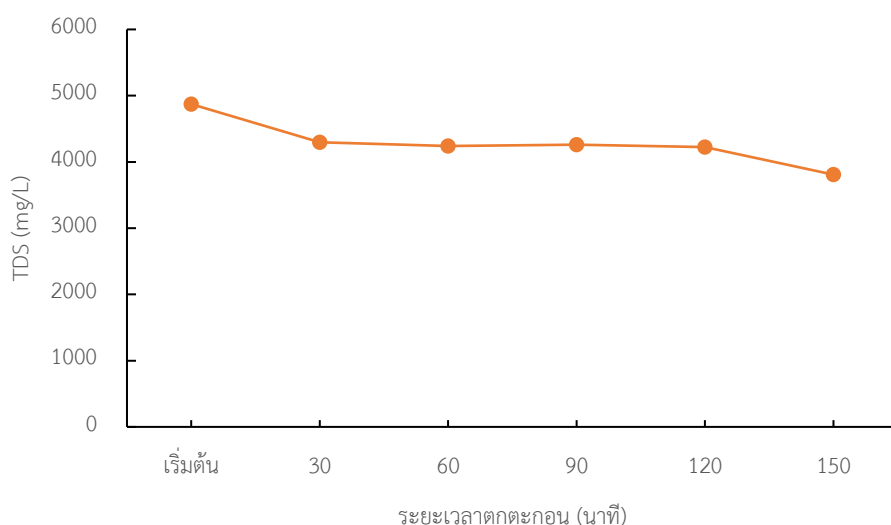
สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 สามารถลดความขุ่นได้สูงสุดที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ความขุ่นเริ่มต้น 146.33 ± 6.66 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 41.67 ± 1.53 NTU (ร้อยละ 61.28) เนื่องจากการเพิ่มระยะเวลาตกตะกอนมีบทบาทสำคัญในการเสริมสร้างความเสถียรของอนุภาคฟล็อกที่เกิดจากปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสของ FeCl_3 จนได้ตะกอน $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ที่มีลักษณะเป็นเจลพูน สามารถดูดซับอนุภาคแขวนลอยในน้ำได้ดีและเกิดกระบวนการ sweep flocculation อย่างมีประสิทธิภาพ เมื่อมีระยะเวลาตกตะกอนมากพอ อนุภาคฟล็อกสามารถรวมตัวกันจนมีขนาดใหญ่ขึ้นและตกตะกอนได้สมบูรณ์ ส่งผลให้ค่าความขุ่นลดลงอย่างชัดเจน (Hamidi Abdul Aziz et al., 2007) ภาพประกอบ 55



ภาพประกอบ 55 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ผลของระยะเวลาตกตะกอนที่ 30, 60, 90, 120 และ 150 นาที ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR 10 g/L ที่ pH 7 โดยมี TDS เริ่มต้น $4,873 \pm 1.00$ mg/L เมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มสูงขึ้น สารเร่งตกตะกอน TISTR ลดค่า TDS ได้เล็กน้อย ที่ระยะเวลา 30-120 นาที และสามารถลด TDS ได้มากขึ้นที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที จากความเข้มข้นเริ่มต้นลดลงเหลือเท่ากับ $3,808.33 \pm 1.15$ mg/L (ร้อยละ 21.85) เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน TISTR มีคุณสมบัติเป็นวัสดุแลกเปลี่ยนไอออน (ion-exchange) และมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง ซึ่งสามารถดูดซับไอออนอนินทรีย์และอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำได้ดี โดยกระบวนการดูดซับนี้จะเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาตกตะกอน ทำให้สามารถลด TDS ได้ต่อเนื่องเมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้น (Li et al., 2021) ภาพประกอบ 56

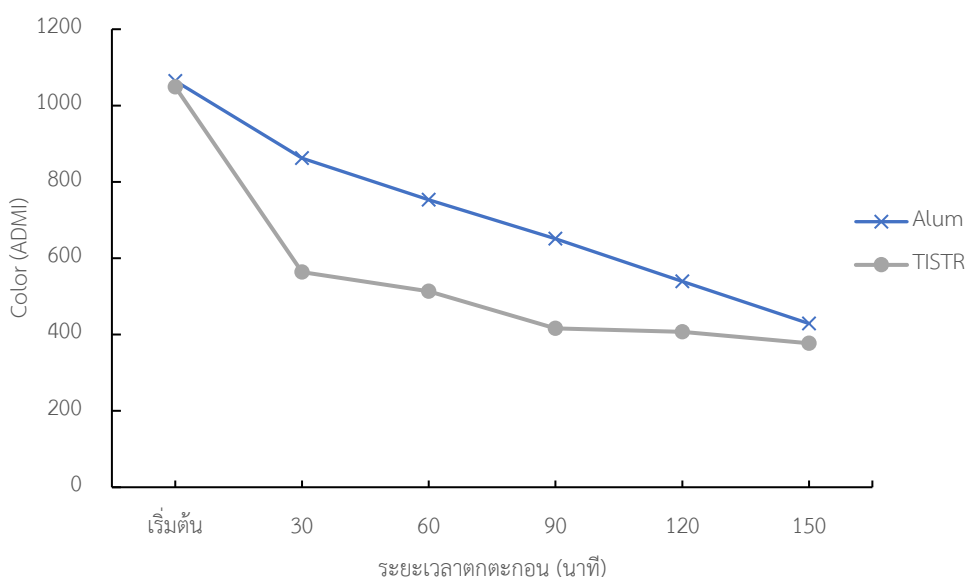
ระยะเวลาตกตะกอนที่เพิ่มขึ้น มีส่วนส่งเสริมให้สารเร่งตกตะกอนสามารถบำบัด TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้ดีขึ้น เนื่องจากการเพิ่มระยะเวลาตกตะกอน เป็นการเพิ่มโอกาสการรวมตัวของไอออนและตะกอนละเอียด (Enhanced Co-precipitation) ซึ่งในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบมีไอออนละลายจำนวนมาก เช่น Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- และ SO_4^{2-} ซึ่งเป็นองค์ประกอบของ TDS สารเร่งตกตะกอน TISTR จะทำปฏิกิริยากับไอออนเหล่านี้ เกิดการแลกเปลี่ยนไอออนและเกิดการดูดซับบางส่วน การเพิ่มระยะเวลาในการตกตะกอน ช่วยให้ปฏิกิริยาเหล่านี้สมบูรณ์มากขึ้น ทำให้สามารถดึงเอาไอออนออกจากน้ำได้มากขึ้น (Ntountounakis et al., 2025)



ภาพประกอบ 56 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด TDS ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ผลของระยะเวลาตกตะกอน 30, 60, 90, 120 และ 150 นาที ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่าระยะเวลาตกตะกอนมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 มีความเข้มข้นของสีในน้ำชะขยะเริ่มต้นเท่ากับ $1,019.15 \pm 0.03$ ADMI และที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที สามารถลดสีลงเหลือ 739.74 ± 0.01 ADMI และสีมีค่าความเข้มข้นลดลงอย่างต่อเนื่องที่ระยะเวลา 60, 90, 120 และ 150 นาที ตามลำดับ เท่ากับ 638.42 ± 0.03 , 537.36 ± 0.47 , 486.54 ± 0.04 และ 483.53 ± 0.03 ADMI (ร้อยละ 52.56) ตามลำดับ โดยสามารถบำบัดสีได้สูงสุดที่ ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เนื่องจากการเพิ่มระยะเวลาตกตะกอนเป็นการเพิ่มโอกาสการสร้างและรวมตัวของฟล็อก (Floc Formation and Growth) สารเร่งตกตะกอน Alum ทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์หรือสารที่ก่อให้เกิดสีในน้ำชะขยะ โดยสร้างเป็นตะกอนฟล็อก (flocs) ที่สามารถรวมตัวกับสารที่มีสี เมื่อให้เวลาในการตกตะกอนมากขึ้น ฟล็อกจะมีเวลารวมตัวและขยายขนาดอย่างสมบูรณ์ ส่งผลให้การจับและแยกสีออกจากน้ำมีประสิทธิภาพสูงขึ้น นอกจากนี้สารที่ก่อให้เกิดสีในน้ำชะขยะ เช่น สารอินทรีย์ที่ซับซ้อนหรือโลหะที่เกิดจากการย่อยสลายขยะ อาจไม่สามารถแยกออกได้ทันที การเพิ่มเวลาให้กับกระบวนการตกตะกอนช่วยให้สารเหล่านี้มีโอกาสเกิดปฏิกิริยากับสารเร่งตกตะกอนจนกลายเป็นของแข็ง และสามารถตกตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพมากขึ้น (Rathinasamy et al., 2016) ภาพประกอบ 57

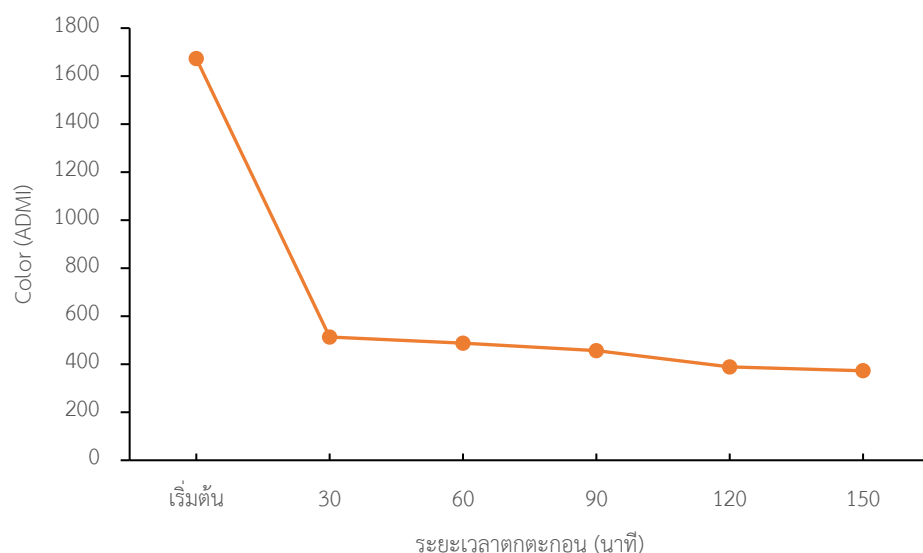
ผลของระยะเวลาต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 มีความเข้มข้นสีเริ่มต้นเท่ากับ $1,018.93 \pm 0.03$ ADMI พบว่า สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดสีได้อย่างต่อเนื่องตั้งแต่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาทีแรก และเมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้น ความเข้มข้นของสีในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบลดลง และลดต่ำสุดที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที โดยสีในน้ำชะขยะลดลงเหลือเท่ากับ 377.24 ± 0.03 ADMI (ร้อยละ 62.98) เนื่องจากการเพิ่มระยะเวลาตกตะกอนที่ยาวนานถึงระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที จะช่วยส่งเสริมเพิ่มระยะเวลาในการแลกเปลี่ยนประจุระหว่างสารเร่งตกตะกอน TISTR กับโมเลกุลสีอย่างมีประสิทธิภาพ ส่งผลให้การดักจับและลดสีในน้ำเพิ่มขึ้น และโครงสร้างของสารเร่งตกตะกอน TISTR ดักจับโมเลกุลสีที่อยู่ในน้ำชะขยะได้ดี ที่ระยะเวลาตกตะกอน 120-150 นาที ส่งผลให้สีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบลดลง (Rahman et al., 2023) ภาพประกอบ 57



ภาพประกอบ 57 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ผลของระยะเวลาต่อประสิทธิภาพการบำบัดสีของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 สามารถลดค่าสี จากความเข้มข้นของสีเริ่มต้นเท่ากับ $1,673.27 \pm 0.05$ ADMI ได้ตั้งแต่ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาทีแรก ลดลงเหลือเท่ากับ 513.50 ± 0.08 ADMI และเมื่อระยะเวลาเพิ่มสูงขึ้นการบำบัดสีเพิ่มขึ้นเล็กน้อย และค่าสีมีค่าต่ำสุดที่ระยะเวลา 150 นาที ค่าสีในน้ำชะขยะลดลงเหลือเท่ากับ 372.85 ADMI (ร้อยละ 77.72) เนื่องจากโครงสร้าง $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -floc มีความ

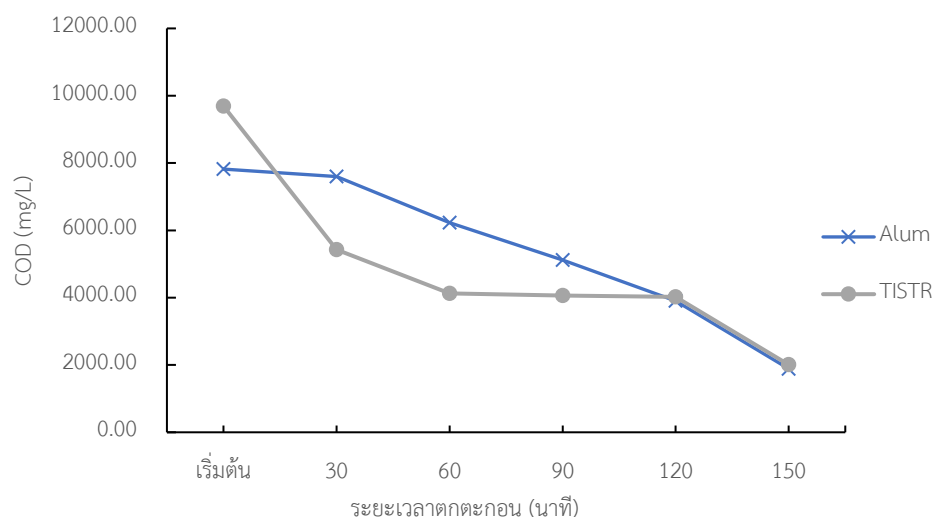
หนาแน่นสูงกว่า ก่อให้เกิดการตกตะกอนเร็วกว่า อย่างไรก็ตามการแพร่ซึมของโมเลกุลสี่เข้าสู่โครงสร้างฟล็อกยังคงดำเนินต่อไป ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสีของสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 เพิ่มขึ้นที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที (Tahraoui et al., 2024) ภาพประกอบ 58



ภาพประกอบ 58 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ผลของระยะเวลาตกตะกอนส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่าสารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 มีความเข้มข้นของ COD เริ่มต้นเท่ากับ $7,820 \pm 20$ mg/L ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที สามารถลด COD เหลือเท่ากับ $7,600 \pm 80$ mg/L และเมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้น ค่า COD ในแต่ละระยะเวลาตกตะกอนลดลงตามระยะเวลาที่เพิ่มขึ้น และลดลงต่ำสุดที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที มี COD ลดลงเหลือเท่ากับ $1,886.67 \pm 41.63$ mg/L (ร้อยละ 52.56) การบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน Alum ที่ pH 7 จะเกิดการไฮโดรไลซิสได้ $\text{Al}(\text{OH})_3$ ซึ่งเป็นฟล็อกชนิดเจลลี่ (gelatinous floc) ที่มีประจุบวกและสามารถจับสารอินทรีย์ที่มีประจุลบ (ซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของ COD) ได้ดี (Renou et al., 2008) โดยเฉพาะกรดฮิวมิก และสารประกอบคาร์บอนที่ละลายน้ำได้จะมีประสิทธิภาพสูง เนื่องจากมีแรงดึงดูดไฟฟ้าระหว่างประจุบวกของ $\text{Al}(\text{OH})_3$ กับประจุลบของสารอินทรีย์ จากงานวิจัย Aziz et al. (2007) แสดงให้เห็นว่า Alum สามารถลด COD ในน้ำชะขยะได้มากกว่าร้อยละ 60 ที่ pH ประมาณ 6–6.5 ภาพประกอบ 59

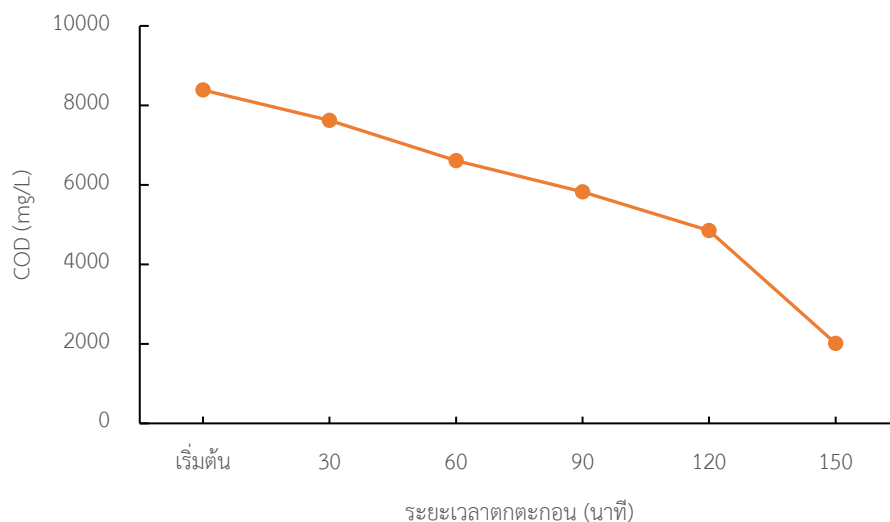
สารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 มีความเข้มข้นของ COD เริ่มต้น $9,693.33 \pm 46.19$ mg/L ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที สามารถลด COD เหลือเท่ากับ $5,430 \pm 26.46$ mg/L และเมื่อระยะเวลาการตกตะกอนเพิ่มขึ้น ค่า COD ลดลงตามระยะเวลาตกตะกอนที่เพิ่มขึ้น และลดลงต่ำสุดที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที พบว่า COD ลดลงเหลือเท่ากับ $2,006.67 \pm 11.55$ mg/L (ร้อยละ 79.30) เนื่องจากที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เกิดการรวมตัวและการเติบโตของโครงผลึกบนผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR และไฮดรอกไซด์ทำให้ฟล็อกมีขนาดและความหนาแน่นสูงขึ้น สามารถดักจับแขวนลอยและสารอินทรีย์ได้มากขึ้นก่อนตกตะกอนลงสู่ก้นถัง และฟล็อกที่รวมตัวกันที่ระยะตกตะกอนยาวนานจะมีอัตรา settling velocity สูงขึ้น ลดการฟุ้งกระจายของอนุภาคที่เหลือ ทำให้ COD ลดลงต่ำสุด (Assou et al., 2016) ภาพประกอบ 59



ภาพประกอบ 59 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 มีความเข้มข้นของ COD เริ่มต้นเท่ากับ $8,386.67 \pm 46.19$ mg/L ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที สามารถลด COD เหลือเท่ากับ $3,373.33 \pm 46.19$ mg/L และเมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้น ค่า COD ลดลงตามระยะเวลาตกตะกอนที่เพิ่มขึ้น และลดลงต่ำสุดที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที พบว่า COD ลดลงเหลือเท่ากับ $2,546.67 \pm 41.19$ mg/L (ร้อยละ 69.63) จากผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าระยะเวลาตกตะกอนที่เพิ่มสูงขึ้นสามารถช่วยให้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ลดค่า COD ในน้ำชะขยะได้มากขึ้น เนื่องจากที่ pH 6 จะมีการตกตะกอนของ Fe^{3+} เกิดสมบรูณ์ในรูป $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งมีพื้นที่ผิวสูงและมีศักย์ไฟฟ้า (zeta potential) เหมาะสมต่อการดึงดูดสารอินทรีย์ที่เป็นประจุลบ เช่น กรดฮิวมิก ฟุลวิก

และสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ ส่งผลให้การกำจัดสารอินทรีย์และ COD มีประสิทธิภาพสูงมาก (Tchobanoglous et al., 2014) ภาพประกอบ 60



ภาพประกอบ 60 ผลของระยะเวลาตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

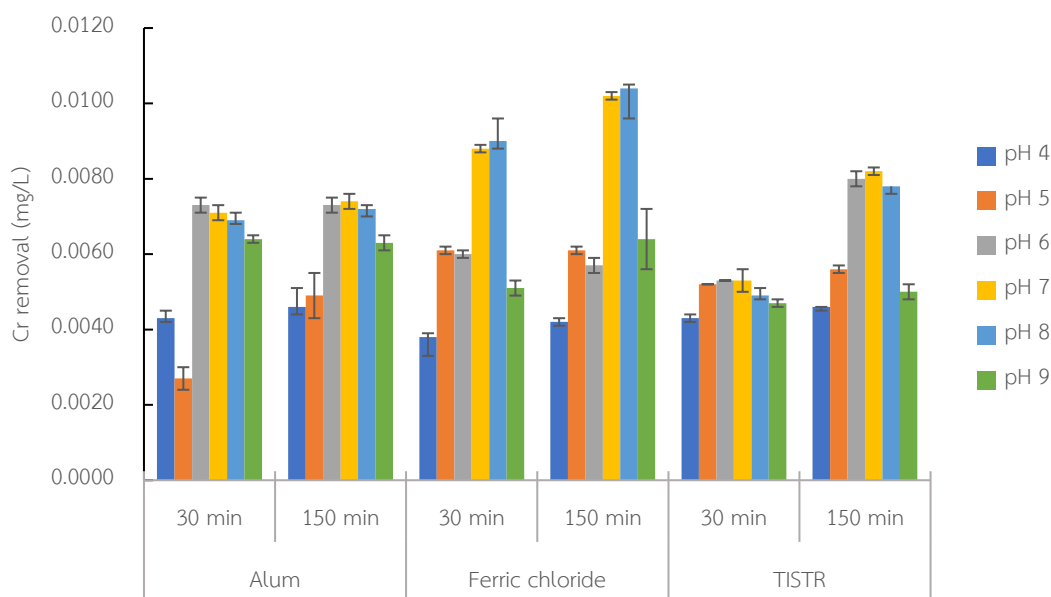
4.2.2.4 การบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

การศึกษาประสิทธิภาพบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ค่า pH 4-9 ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ในการบำบัดโลหะหนัก Cr, Mn, Ni และ Pb ซึ่งตรวจพบในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ มีปริมาณ Cr, Mn, Ni และ Pb ก่อนนำไปทดสอบเท่ากับ 0.0123 ± 0.0002 , 0.0074 ± 0.0002 , 0.0704 ± 0.0005 และ 0.0303 ± 0.0004 mg/L ตามลำดับ พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัด Cr ได้น้อยในสภาวะกรด (pH 4-5) และสามารถบำบัดได้สูงขึ้น เมื่อน้ำชะขยะมีค่า pH 6 และสามารถบำบัด Cr ได้สูงในน้ำชะขยะที่มีค่า pH 7 โดยบำบัด Cr ได้ 0.0074 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 60) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และหลังจากเพิ่มค่า pH ให้สูงขึ้น พบว่า ค่าการบำบัด Cr ลดลง เท่ากับ 0.0072 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 58.11) และ 0.0063 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 50.81) เนื่องจากที่ pH 7 สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัด Cr ได้ประสิทธิภาพสูงสุดเนื่องจากการเกิดตะกอนร่วม (co-precipitation) และการดูดซับ (adsorption) บนพื้นผิวของ $\text{Al}(\text{OH})_3$ ที่เกิดขึ้นจากการเติม Alum (Staszak et al., 2022) ภาพประกอบ 61 และ 62

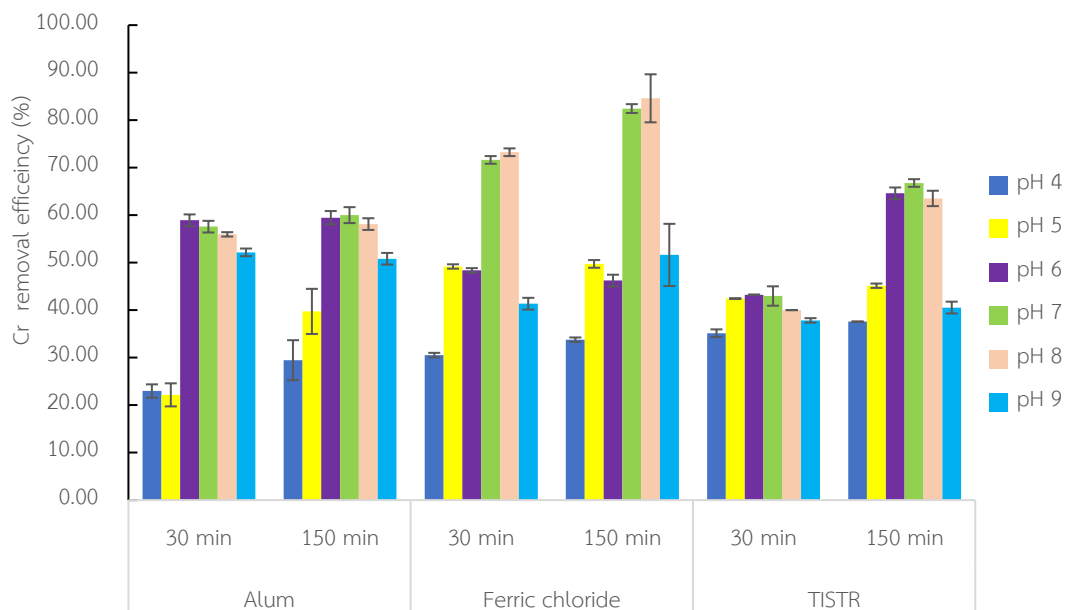
สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถบำบัด Cr ได้สูงที่ pH 7-8 โดยบำบัด Cr ได้ 0.0102 ± 0.0001 mg/L (ร้อยละ 82.43) และ 0.0104 ± 0.0006 mg/L (ร้อยละ 84.59) ที่ระยะเวลาตกตะกอน

150 นาที สำหรับในน้ำชะขยะที่มีค่า pH 4-6 และ pH 9 ประสิทธิภาพการบำบัดไม่สูงมากนัก เนื่องจากที่ pH 7-8 Cr ในรูป Cr^{3+} สามารถตกตะกอนเป็น $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ได้เอง (self-precipitation) อย่างมีประสิทธิภาพ ในช่วง pH นี้ ขณะเดียวกัน FeCl_3 เกิดเป็น $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งมีโครงสร้างพรุนและมีคุณสมบัติในการดูดซับโลหะหนักได้ดีมากในช่วง pH เป็นกลางถึงเบสอ่อน ส่งเสริมกระบวนการ co-precipitation ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบทำให้สามารถบำบัด Cr ได้สูง (Hamidi Abdul Aziz et al., 2007) ภาพประกอบ 61 และ 62

สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถบำบัด Cr ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีค่า pH 6, 7 และ 8 โดยสามารถบำบัด Cr ได้ 0.008 ± 0.0001 mg/L (ร้อยละ 64.59), 0.0082 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 66.76) และ 0.0078 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 63.51) ตามลำดับ ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เนื่องจากกลไกการแลกเปลี่ยนประจุ (ion exchange) ภายในโครงสร้างของ TISTR ที่มีกลุ่มประจุลบสามารถยึดจับกับไอออนโลหะหนัก Cr^{3+} ได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุดเมื่อ pH อยู่ในช่วง 6.5-8 (Rui et al., 2012) ภาพประกอบ 61 และ 62



ภาพประกอบ 61 ปริมาณ Cr ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ



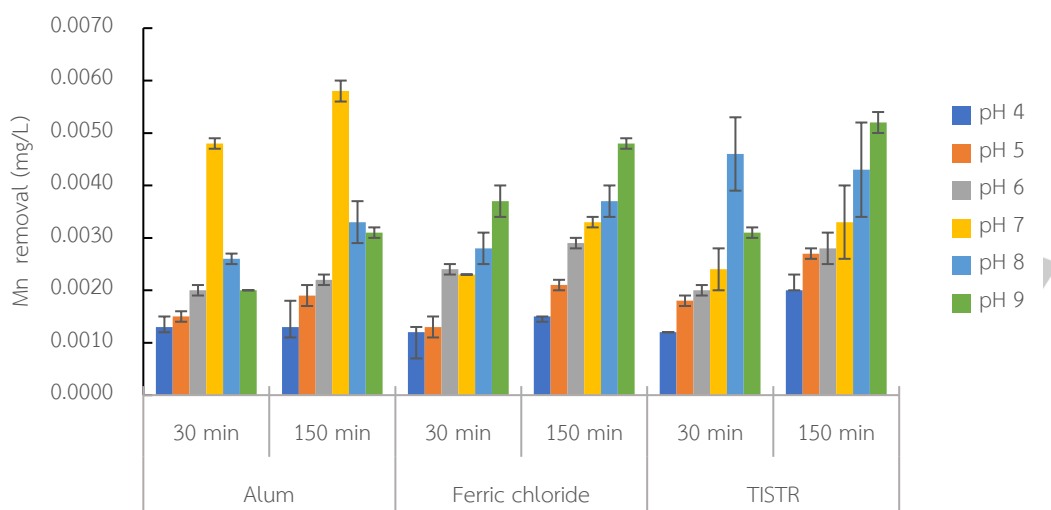
ภาพประกอบ 62 ประสิทธิภาพการบำบัด Cr ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ประสิทธิภาพในการบำบัด Mn ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบโดยใช้สารเร่งตะกอน Alum 10 g/L พบว่า ในน้ำชะขยะที่มีค่า pH 7 สามารถบำบัด Mn ได้ดีตั้งแต่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาทีแรกและเพิ่มสูงขึ้นที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที โดยบำบัด Mn ได้ 0.0058 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 77.58) และเมื่อค่า pH ของน้ำชะขยะเพิ่มสูงขึ้นความสามารถและประสิทธิภาพในการบำบัด Mn ลดลง เช่นเดียวกับประสิทธิภาพการบำบัด Mn ในน้ำชะขยะที่มีค่า pH ต่ำ พบว่ามีความสามารถและประสิทธิภาพการบำบัด Mn ลดลงเช่นกัน เนื่องจากที่ pH 7 ไอออน Mn^{2+} สามารถตกตะกอนเป็น $\text{Mn}(\text{OH})_2$ ได้เอง และสามารถถูกดูดซับบนพื้นผิวของตะกอน $\text{Al}(\text{OH})_3$ ที่เกิดจากสารเร่งตกตะกอน Alum ผ่านกระบวนการ adsorption และ sweep flocculation อย่างมีประสิทธิภาพ (Patil et al., 2016) ภาพประกอบ 63 และ 64

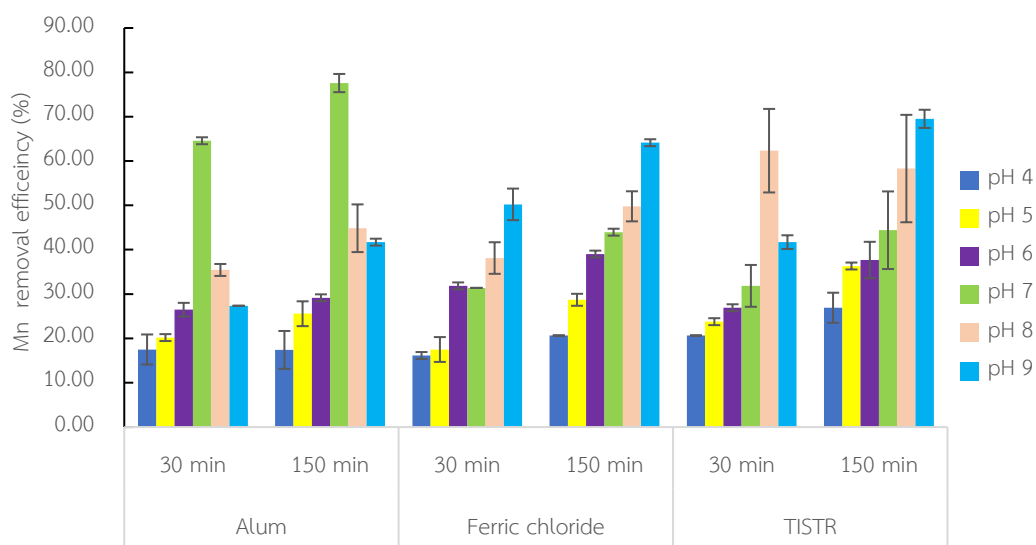
สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถบำบัด Mn ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้ดี ที่ pH 7-9 โดยสามารถบำบัด Mn ได้ระหว่าง 0.0029-0.0048 mg/L (ร้อยละ 13.95-64.13) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และในช่วงที่น้ำชะขยะมีค่าความเป็นกรด pH 4-6 ความสามารถของการบำบัด Mn ค่อนข้างต่ำ เนื่องจากการตกตะกอนของ Mn^{2+} ในรูป $\text{Mn}(\text{OH})_2$ ในช่วง pH 7-9 ไอออน Mn^{2+} จะทำปฏิกิริยากับไอออนไฮดรอกไซด์ (OH^-) ที่มีอยู่ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเกิดเป็นแมงกานีสไฮ

ดรอกไซด์ ($Mn(OH)_2$) ซึ่งไม่ละลายน้ำและสามารถตกตะกอนได้ง่าย กระบวนการนี้ช่วยลดความเข้มข้นของ Mn^{2+} ในน้ำชะขยะได้อย่างมีประสิทธิภาพ และเมื่อ $FeCl_3$ ละลายในน้ำจะไฮโดรไลซ์กลายเป็นเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($Fe(OH)_3$) ซึ่งมีคุณสมบัติในการดูดซับไอออน Mn^{2+} ผ่านกระบวนการ adsorption และ sweep flocculation ตะกอน $Fe(OH)_3$ ที่เกิดขึ้นจะช่วยกวาดเอา Mn^{2+} ออกจากสารละลายได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Patil et al., 2016) ภาพประกอบ 63 และ 64

ความสามารถในการบำบัด Mn ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่า สามารถบำบัด Mn ได้สูงในน้ำชะขยะที่มีค่า pH 8 และ 9 ตามลำดับ โดยบำบัด Mn ได้ 0.0043 ± 0.0009 mg/L (ร้อยละ 58.30) และ 0.0052 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 69.51) ตามลำดับ ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน TISTR ซึ่งมีองค์ประกอบหลักของแคลเซียมออกไซด์ (CaO) แสดงศักยภาพสูงในการกำจัดแมงกานีสจากน้ำชะขยะ โดยเฉพาะในช่วงที่ pH 8–9 ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดตะกอนแมงกานีสไฮดรอกไซด์ ($Mn(OH)_2$) ที่ไม่ละลายน้ำ ทำให้สามารถแยก Mn^{2+} ออกจากระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพผ่านกระบวนการตกตะกอน (precipitation) (Xiang et al., 2025) ในทางตรงกันข้าม ที่ pH 4–6 การตกตะกอนของ Mn^{2+} ไม่สามารถเกิดขึ้นได้ดี เนื่องจากความเข้มข้นของไอออน OH^- ในระบบมีปริมาณต่ำ จึงไม่เพียงพอสำหรับการสร้าง $Mn(OH)_2$ อย่างมีประสิทธิภาพ อีกทั้งในสถานะที่เป็นกรด $Ca(OH)_2$ จะมีแนวโน้มละลายกลับเป็น Ca^{2+} ซึ่งลดทอนสมรรถนะในการเกิดตะกอนร่วมและการจับโลหะออกจากน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดแมงกานีสลดลงอย่างมีนัยสำคัญ (Banch et al., 2019; Xiang et al., 2025) ภาพประกอบ 63 และ 64



ภาพประกอบ 63 ปริมาณ Mn ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride ($FeCl_3$) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

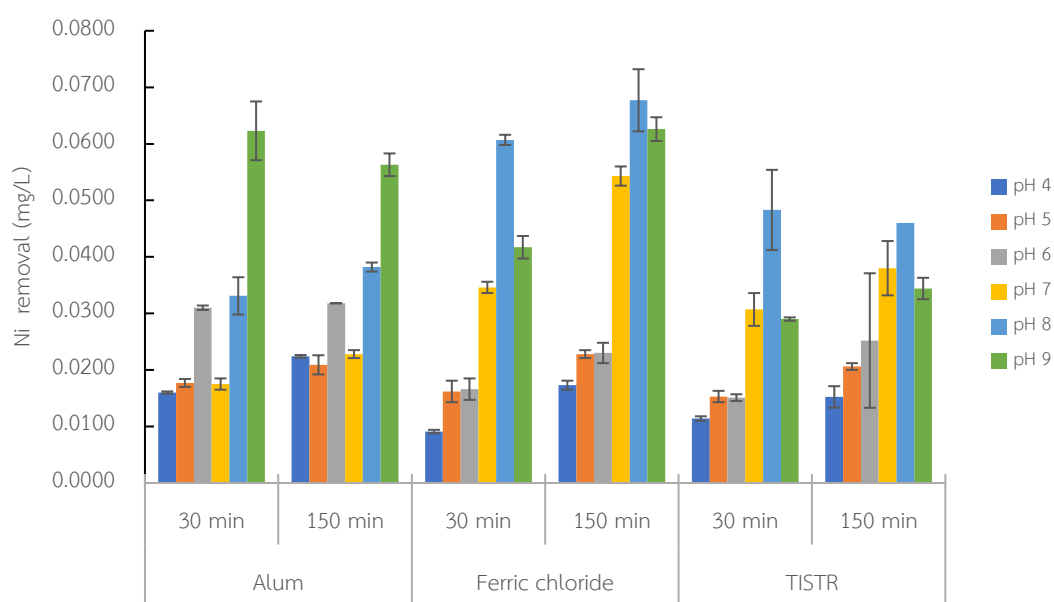


ภาพประกอบ 64 ประสิทธิภาพการบำบัด Mn ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ความสามารถในการบำบัด Ni ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ที่ค่า pH 4-9 โดยใช้สารเร่งตกตะกอนความเข้มข้น 10 g/L พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัด Ni จากความเข้มข้นเริ่มต้น 0.0740 ± 0.0005 mg/L ได้สูงสุดที่ pH 7-9 โดยเฉพาะในน้ำชะขยะที่มีค่า pH 9 บำบัด Ni ได้ 0.0563 ± 0.0020 mg/L (ร้อยละ 79.92) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน Alum ที่ pH 7-9 ความเข้มข้นของ OH^- ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบสูงพอที่จะทำให้ Ni^{2+} เปลี่ยนเป็นไฮดรอกไซด์ ($\text{Ni}(\text{OH})_2$) ซึ่งจะตกตะกอนร่วมกับ $\text{Al}(\text{OH})_3$ โดยการ “ดักจับ” ไอออน Ni^{2+} ภายในโครงสร้าง flocs ของอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ เมื่อทำงานร่วมกับการดูดซับ จึงทำให้ประสิทธิภาพการลด Ni สูงสุดเมื่อเทียบกับ pH อื่นๆ (Huang et al., 2020) ภาพประกอบ 65 และ 66

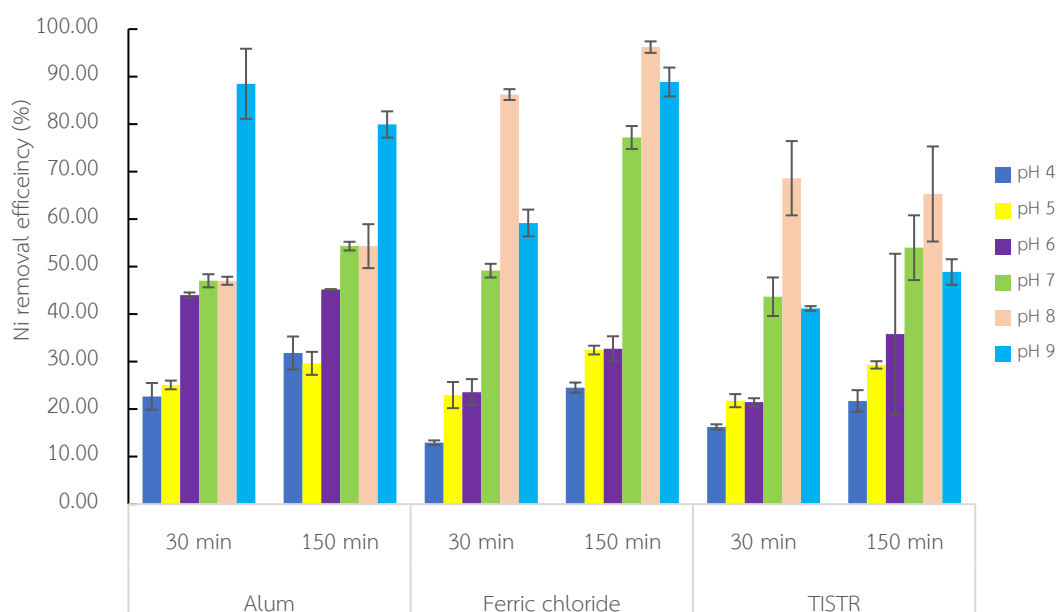
สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถบำบัด Ni ได้ในช่วง pH 7-9 เช่นเดียวกับสารเร่งตกตะกอน Alum โดยบำบัด Ni ได้สูงสุดในน้ำชะขยะที่ค่า pH 8 บำบัด Ni ได้ 0.0677 ± 0.0009 mg/L (ร้อยละ 96.21) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และสามารถบำบัด Ni ได้น้อยลงเมื่อน้ำชะขยะมีค่า pH สูงขึ้นเท่ากับ 9 บำบัดได้ 0.0626 ± 0.0021 mg/L (ร้อยละ 88.87) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เนื่องจากไอออน Fe^{3+} จะไฮโดรไลซิสเกิดตกตะกอนเป็น $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งมีโครงสร้างเป็นเจลรูพรุนและผิวหน้ามีประจุลบบางส่วน ทำให้สามารถดึงดูดและกักขังไอออนโลหะบวก Ni^{2+} ได้ดีขึ้น และไม่เกิดสารประกอบผสมระหว่างเหล็กกับนิกเกิลเกิดขึ้น (Linnikov o et al., 2022) สำหรับสารเร่ง

ตะกอน TISTR มีความสามารถในการบำบัด Ni ได้ที่ค่า pH 7-9 แต่มีความสามารถในการบำบัด Ni ได้น้อยกว่า Alum และ FeCl_3 โดยสารเร่งตะกอน TISTR สามารถบำบัด Ni ได้ระหว่าง 0.038-0.046 mg/L (ร้อยละ 48.86-65.29) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เนื่องจากที่ pH 7 พื้นผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR มีประจุลบเพียงพอ ทำให้สามารถดึงดูดและแลกเปลี่ยนไอออน Ni^{2+} ผ่านกลไกการแลกเปลี่ยนประจุ (cation-exchange) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยยังไม่เกิดการตกตะกอนของ $\text{Ni}(\text{OH})_2$ ทำให้การบำบัด Ni^{2+} เป็นไปในรูปแบบของการดูดซับเชิงเคมีมากกว่าการตกตะกอน (Pahlavanzadeh & Motamedi, 2020) ภาพประกอบ 65 และ 66



ภาพประกอบ 65 ปริมาณ Ni ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

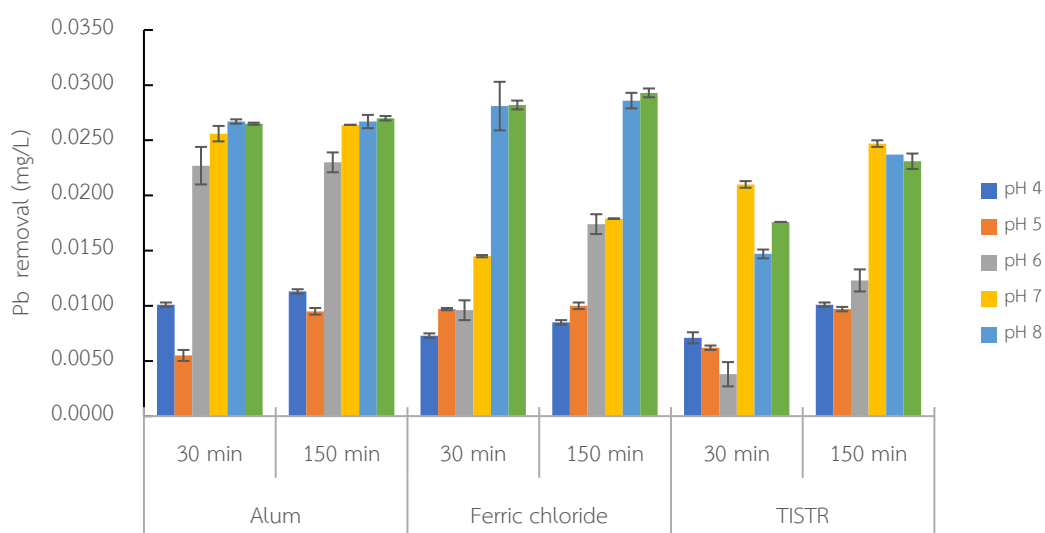
พหุบัณฑิต ชีวะ



ภาพประกอบ 66 ประสิทธิภาพการบำบัด Ni ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

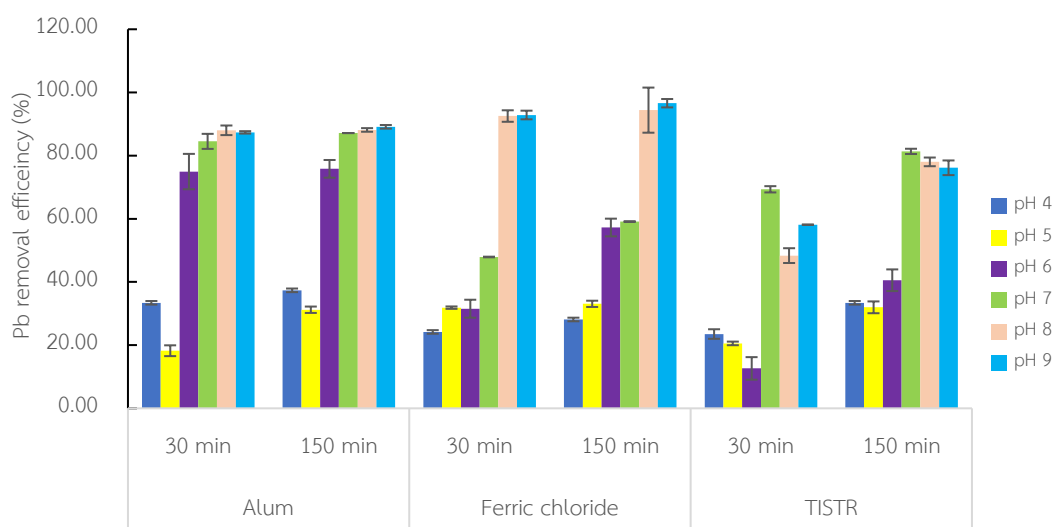
สารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 10 g/L สามารถบำบัด Pb ได้ดีในน้ำชะขยะมีค่า pH 6-9 โดยสามารถบำบัด Pb ได้สูงสุด 0.00270 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 89.12) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ในน้ำชะขยะที่ค่า pH 9 และสามารถบำบัด Pb ได้ 0.0267 ± 0.0005 mg/L (ร้อยละ 88.13) ในน้ำชะขยะที่ค่า pH 8 และในน้ำชะขยะที่ pH 7 สามารถบำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.0264 ± 0.0007 mg/L (ร้อยละ 87.14) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที การบำบัด Pb ของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่า สามารถบำบัด Pb ได้ดีเมื่อสภาวะของน้ำชะขยะมีค่า pH 8-9 โดยบำบัด Pb ได้สูงสุดที่ pH 9 บำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.0293 ± 0.0004 mg/L (ร้อยละ 96.59) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ในน้ำชะขยะ pH 8 สามารถบำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.0286 ± 0.0022 mg/L (ร้อยละ 94.40) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และการบำบัด Pb ของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่า สามารถบำบัด Pb ได้ดีเมื่อสภาวะของน้ำชะขยะมีค่า pH 7-9 โดยบำบัด Pb ได้สูงสุดที่ pH 7 บำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.0247 ± 0.0003 mg/L (ร้อยละ 81.34) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ในน้ำชะขยะ pH 8 สามารถบำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.0237 ± 0.0004 mg/L (ร้อยละ 78.02) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และในน้ำชะขยะที่ pH 9 สามารถบำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.0231 ± 0.0007 mg/L (ร้อยละ 76.15) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150

นาที่ เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน Alum ที่ pH 8 ไอออน Al^{3+} จะเกิดการไฮโดรไลซิสและตกตะกอนเป็น $Al(OH)_3$ ซึ่งมีโครงสร้างเป็นเจลที่มีผิวสูง (high surface area) จับกับ Pb^{2+} ได้ดีขึ้น ผ่านการดูดซับเชิงกายภาพและการแลกเปลี่ยนไอออน (ion exchange) (Raji et al., 2023) สารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ pH 7 สารเร่งตกตะกอน TISTR จะเกิดการแลกเปลี่ยนประจุ (cation exchange) กับ Pb^{2+} ทำให้กลไก ion exchange และ electrostatic attraction ทำงานได้เต็มประสิทธิภาพ จึงมีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด Pb (Elboughdiri, 2020) และสำหรับสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ที่ pH 6 ขบวนการตกตะกอนของ Fe^{3+} จะก่อตัวเป็น $Fe(OH)_3$ และจับ Pb^{2+} ผ่านกลไก adsorption และ surface complexation และงานวิจัยของ Du et al. (2020) ศึกษาพื้นผิวของ $Fe(OH)_3$ ด้วย FTIR และ XPS ซึ่งให้เห็นว่า Pb^{2+} จับอยู่บนผิว $Fe(OH)_3$ ผ่านทั้งกลไก van der Waals adsorption และการเกิด surface complexation ระหว่าง Pb-O-Fe ภาพประกอบ 67 และ 68



ภาพประกอบ 67 ปริมาณ Pb ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride ($FeCl_3$) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

พหุบัณฑิต ชีวะ



ภาพประกอบ 68 ประสิทธิภาพการบำบัด Pb ที่บำบัดได้ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, Ferric chloride (FeCl_3) และ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ค่า pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

4.3 ศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมของกระบวนการฟenton โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟต ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) โดยศึกษาปัจจัย ได้แก่ อัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ และค่าความเป็นกรดต่าง (pH)

การศึกษาสภาวะและปัจจัยที่เหมาะสมของกระบวนการฟenton โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟต ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) โดยศึกษาปัจจัย ได้แก่ อัตราส่วนโดยมวล $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ และค่าความเป็นกรดต่าง (pH) ในน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ที่อัตราส่วนโดยโมล $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 1:1, 3:1, 5:1, 10:1, 15:1 และ 20:1 ที่ pH 2, 3 และ 4 โดยมีผลการศึกษา ดังนี้

4.3.1 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการฟenton

4.3.1.1 ผลของอัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

การศึกษ้อัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ ที่เหมาะสมที่สุดของสารเคมีในปฏิกิริยาฟenton (Fenton's reagent) (แสดงในตาราง 11) โดยพิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัด COD เป็นพารามิเตอร์หลักในการพิจารณาใช้อัตราส่วนฟentonที่เหมาะสมกับการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

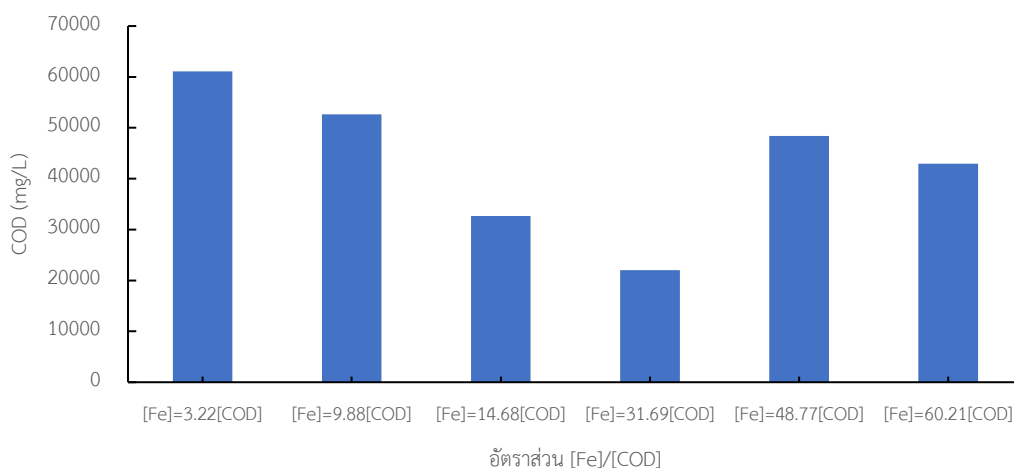
ตาราง 11 อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ สำหรับการทดสอบอัตราส่วนของสารเคมีในปฏิกิริยาเฟนตันที่เหมาะสมที่สุดในน้ำชะขยะสังเคราะห์

Ratio $Fe^{2+}:H_2O_2$ (mol)	Doses ($Fe^{2+}:H_2O_2$) (mg/L)	pH
1:1	82:10	3.03
3:1	27:10	3.02
5:1	16:10	3.01
10:1	8:10	2.99
15:1	5:10	3.03
20:1	4:10	3.02

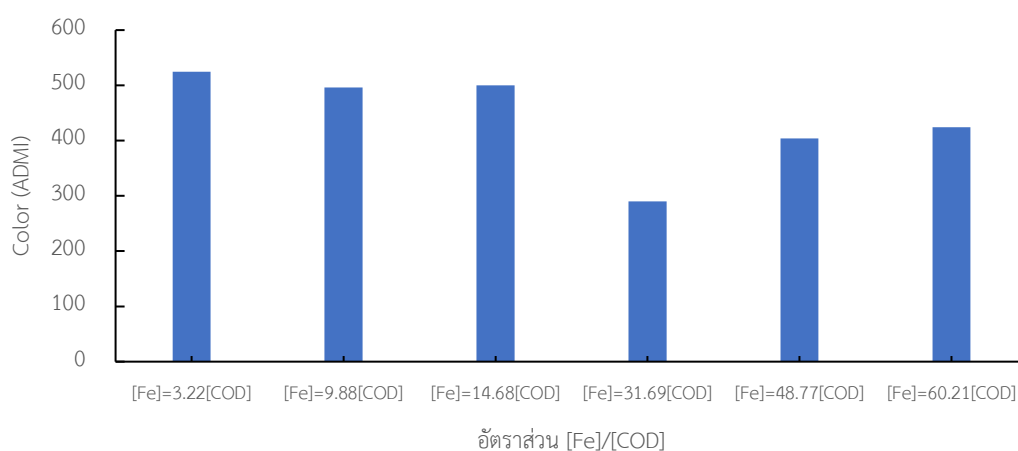
จากตาราง 11 อัตราส่วนของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ มีผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ของกระบวนการเฟนตัน ซึ่งในการทดลองได้ควบคุมค่า pH ให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยา (2.99–3.03) ซึ่งเป็นช่วงที่ไอออน Fe^{2+} และ H_2O_2 สามารถทำปฏิกิริยากันได้อย่างมีประสิทธิภาพในการสร้างอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet OH$) ซึ่งเป็นสารออกซิแดนต์หลักที่ช่วยในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะ ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ (Gogate & Pandit, 2004) ที่ระบุว่าค่า pH ที่เหมาะสมที่สุดสำหรับปฏิกิริยาเฟนตัน คือประมาณ 3.0

การศึกษาอัตราส่วนโดยโมล $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ ที่ 1:1, 3:1, 5:1, 10:1, 15:1 และ 20:1 (mol/mol) ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ pH 3 โดยความเข้มข้นของ H_2O_2 คงที่ที่ 10 mg/L และปรับปริมาณ Fe^{2+} ให้มีความเข้มข้น 4–82 mg/L พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัด COD ที่ดีที่สุดเกิดขึ้นเมื่อใช้อัตราส่วนโมล $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ อยู่ที่ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ซึ่งจากการนำสภาวะที่เหมาะสมโดยการศึกษาอัตราส่วนปริมาณเหล็กต่างๆ ที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD โดย $[Fe] = 31.69[COD]$ มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่มีประสิทธิภาพบำบัด COD และสีสูงสุด โดยบำบัด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ $86,333 \pm 577.35$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $22,000 \pm 400$ mg/L (ร้อยละ 74.52) ภาพประกอบ 69 และ 71 และสามารถลดสีจากความเข้มข้นเริ่มต้น 655.57 ± 0.01 ADMI ลดสีลงเหลือเท่ากับ 289.87 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 55.78) ภาพประกอบ 70 และ 71 ซึ่งผลทดสอบดังกล่าวสอดคล้องกับงานวิจัยของ Xue (2021) โดยการใช้ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ ปริมาณ 0.465 กรัม และ H_2O_2 (30%) ปริมาณ 2 มิลลิลิตร โดยมีอัตราส่วนโมลของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]^+$ เท่ากับ 10:1 ในน้ำเสียจาก

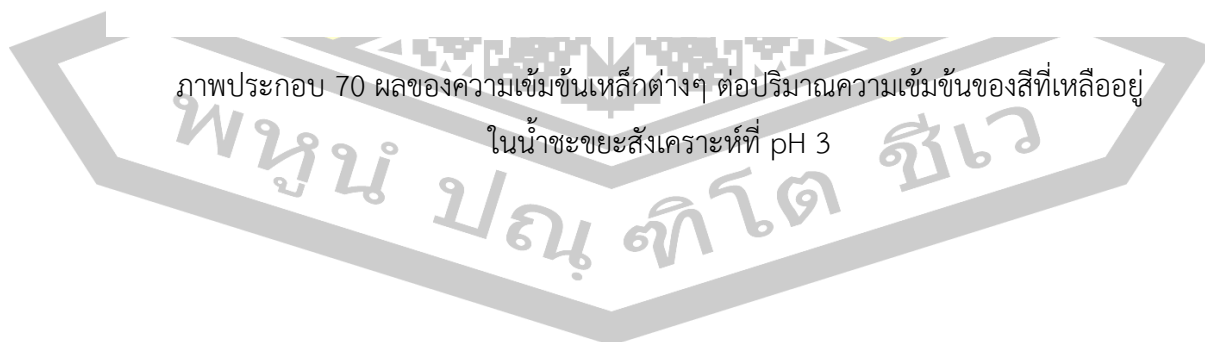
โรงงานเคมี พบว่าเมื่อใช้อัตราส่วนโมลของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 10:1 จะให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงสุด โดยสามารถลด COD ได้ในช่วงร้อยละ 86.21–86.45

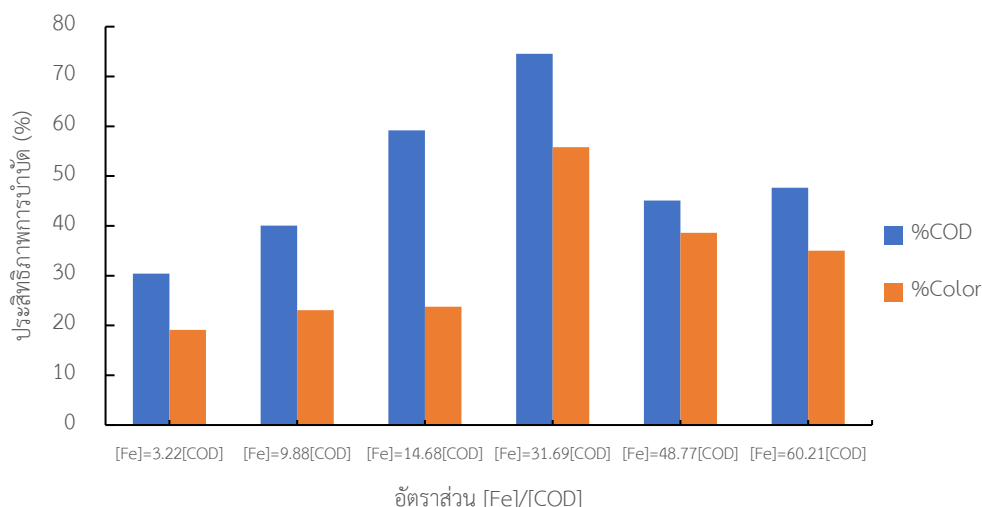


ภาพประกอบ 69 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3



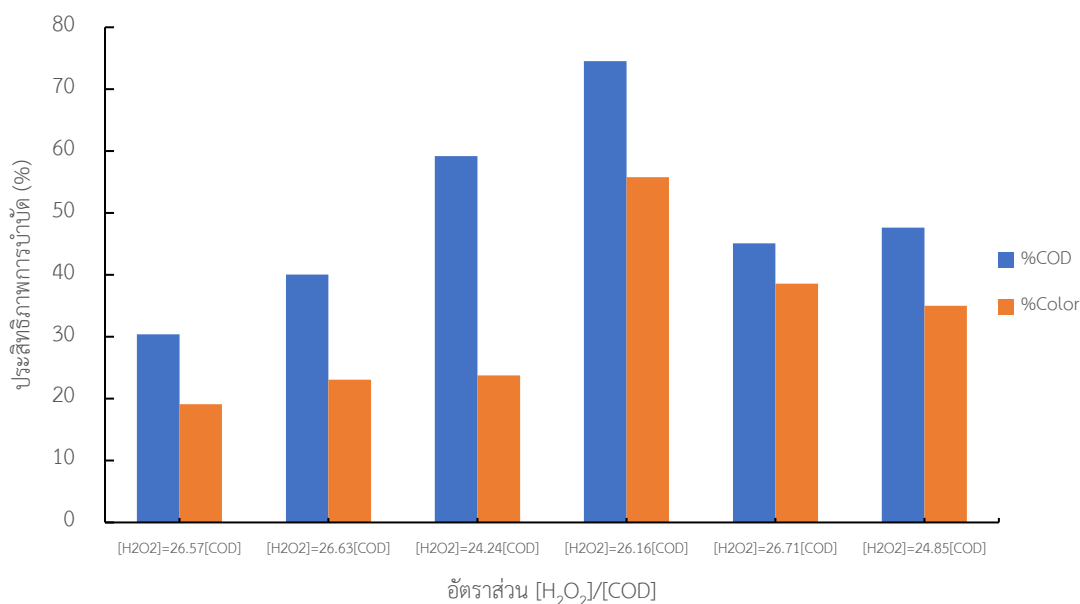
ภาพประกอบ 70 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของสีที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3





ภาพประกอบ 71 ผลของความเข้มข้นของเหล็กที่แตกต่างกัน ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสี ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3

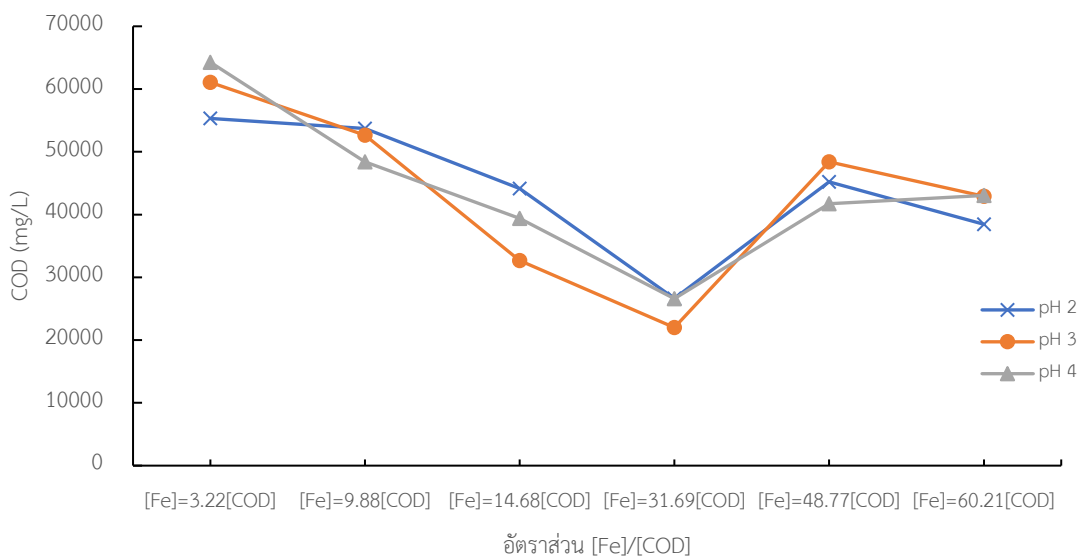
การลดปริมาณความเข้มข้นของ Fe^{2+} ในกระบวนการเฟนตันมีบทบาทสำคัญต่อกลไกการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน เนื่องจาก Fe^{2+} เป็นตัวเร่ง (catalyst) ที่ทำหน้าที่กระตุ้นให้ H_2O_2 แตกตัวกลายเป็นอนุมูลไฮดรอกซิล ($\cdot OH$) ซึ่งมีฤทธิ์ออกซิไดซ์สูงมากและเป็นสารออกฤทธิ์หลักในการกำจัดมลสารอินทรีย์ในน้ำเสีย (Pignatello et al., 2006) นอกจากความเข้มข้นของ Fe^{2+} จะมีความสำคัญต่อกระบวนการเฟนตันแล้ว สารไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ทำหน้าที่เป็นแหล่งสร้างอนุมูลไฮดรอกซิล ($\cdot OH$) ซึ่งสามารถออกซิไดซ์ได้สูง โดยอนุมูลเหล่านี้เป็นตัวหลักในการบำบัดสารอินทรีย์ต่างๆ เช่น COD และสี (Anwer & Mahtab, 2020; Arifin et al., 2023) จากผลการศึกษาปริมาณความเข้มข้น H_2O_2 คงที่ และการลดปริมาณความเข้มข้น Fe^{2+} เพื่อศึกษาปริมาณความเข้มข้นของ Fe^{2+} ที่น้อยที่สุดที่สามารถบำบัดน้ำชะขยะได้ประสิทธิภาพสูง ในอัตราส่วนต่างๆ ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสี ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3 พบว่าอัตราส่วนเฟนตัน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 8:10 (mg/L: mg/L) pH 3 ที่อัตราส่วน $[H_2O_2] = 26.16[COD]$ ภาพประกอบ 72 แสดงให้เห็นว่าสามารถบำบัด COD ได้สูงสุด และจากผลการศึกษา พบว่าความเข้มข้นของ H_2O_2 คงที่ 10 g/L และความเข้มข้นของ Fe^{2+} ต่ำหรือสูงกว่า 8 mg/L ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดี และสี โดยมีแนวโน้มของประสิทธิภาพการบำบัดต่ำลง ซึ่ง Gawdzik et al. (2018) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตัน พบว่าอัตราส่วนของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ ที่สูงเกินไปจะทำให้เกิดการสลายตัวของอนุมูลไฮดรอกซิล ส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง



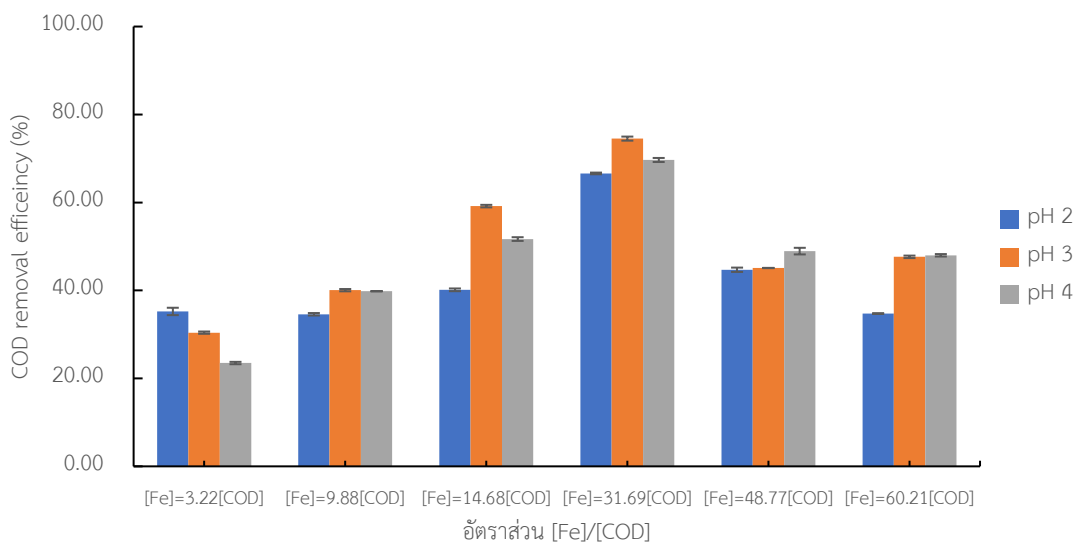
ภาพประกอบ 72 ผลของความเข้มข้น H_2O_2 ที่แตกต่างกัน ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสี ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3

4.3.1.2 ผลของค่าความเป็นกรดต่าง (pH) ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

การศึกษาผลของความเป็นกรดต่างในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 2-4 ด้วยกระบวนการเฟ้นต้นต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ ที่ 1:1, 3:1, 5:1, 10:1, 15:1 และ 20:1 ตามลำดับ พบว่า ที่อัตราส่วนเฟ้นต้น $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 ซึ่งมี $[Fe]=31.69[COD]$ ที่ pH 3 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เป็นสถานะที่สามารถลดค่า COD ได้สูงสุด โดยบำบัด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ $86,333 \pm 577.35$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $22,000 \pm 400$ mg/L (ร้อยละ 74.52) แสดงให้เห็นถึงจุดสมดุลที่เหมาะสมของปริมาณความเข้มข้นของ Fe^{2+} ซึ่งเพียงพอในการกระตุ้น H_2O_2 ให้เกิดอนุมูลไฮดรอกซิลโดยไม่ก่อให้เกิดปฏิกิริยาข้างเคียงที่ลดทอนประสิทธิภาพ ทั้งนี้ pH มีผลต่อสภาพเคมีของ Fe^{2+} และการสร้างอนุมูล $\bullet OH$ อย่างมีนัยสำคัญ (Pignatello et al., 2006) ในการสร้างอนุมูล $\bullet OH$ ในกระบวนการเฟ้นต้น ที่ pH 3 ช่วยเร่งการเกิดปฏิกิริยาระหว่าง Fe^{2+} กับ H_2O_2 ได้อย่างมีประสิทธิภาพ และป้องกันการตกตะกอนของ Fe^{3+} ที่อาจเกิดใน pH ที่สูงกว่า และที่ pH สูงกว่า 4 จะมีการตกตะกอนของ $Fe(OH)_3$ ซึ่งลดการเกิด $\bullet OH$ อย่างชัดเจน (Wang & Wang, 2020) ภาพประกอบ 73 และ 74



ภาพประกอบ 73 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH แตกต่างกัน

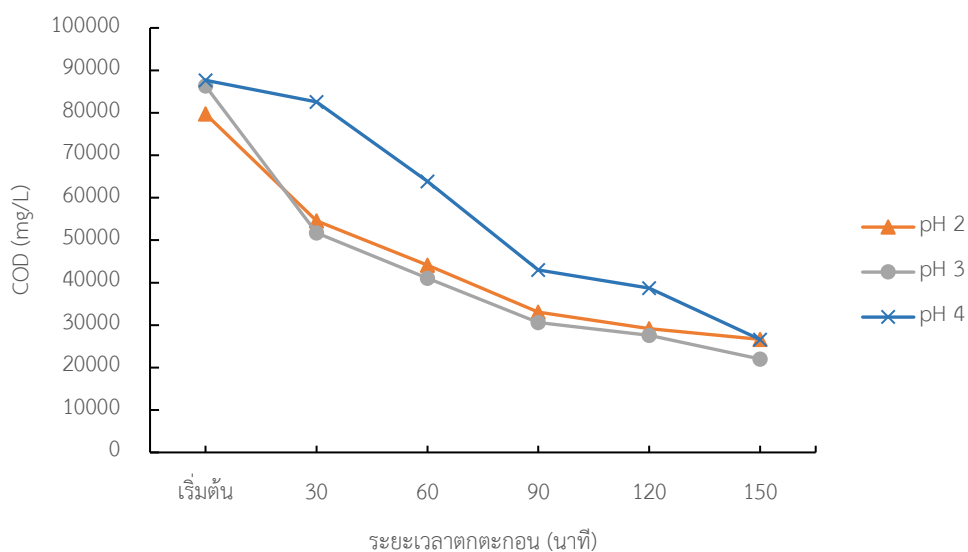


ภาพประกอบ 74 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH แตกต่างกัน

4.3.1.3 ผลการศึกษาเวลาในการทำปฏิกิริยาที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

ผลการการศึกษาเวลาในการทำปฏิกิริยาที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน ที่ pH 2, 3 และ 4 โดยใช้อัตราส่วนเฟนตัน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 ภายใต้

สภาวะทดสอบ อุณหภูมิ $25 \pm 5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ กวนเร็วที่ 150 รอบต่อนาที เวลาในกวนเร็ว 3 นาที และกวนช้า 60 รอบต่อนาที เวลาในกวนช้า 30 นาที ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30, 60, 90, 120 และ 150 นาที พบว่า เมื่อระยะเวลาตกตะกอนเพิ่มขึ้นส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที เริ่มมีการบำบัดค่า COD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ และมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นที่ระยะเวลาบำบัด 150 นาที โดยที่ pH 3 ที่ระยะเวลา 150 นาที สามารถลดค่า COD ได้สูงสุด ภาพประกอบ 75



ภาพประกอบ 75 ปริมาณ COD ที่อัตราส่วนเฟนตัน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ 10:1 ที่ pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

จากผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของ กระบวนการ Fenton ได้แก่ อัตราส่วนเฟนตัน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ 10:1 ที่ pH เท่ากับ 3 และระยะเวลา ตกตะกอน 150 นาที เป็นสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์

4.3.1.4 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตัน

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการ เฟนตัน ในสภาวะที่ดีที่สุดในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ ที่อัตราส่วนเฟนตัน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ 10:1 และระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที พบว่าค่า pH มีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพการบำบัด TSS, TDS, สี, ซีไอดี และบีไอดี โดยที่ pH 2 สามารถบำบัดความขุ่นและ TSS ได้สูงกว่าที่ pH 3 โดยสามารถลด ความขุ่นจากความเข้มข้นเริ่มต้น $10.47 \pm 0.40 \text{ NTU}$ ลดลงเหลือเท่ากับ $8.64 \pm 0.04 \text{ NTU}$ (ร้อยละ 17.42) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และลด TSS ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น $19.45 \pm 0.75 \text{ mg/L}$

ลดลงเหลือเท่ากับ 16.38 ± 0.33 mg/L (ร้อยละ 15.80) ลดสีที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 629.01 ± 0.02 ADMI ลดสีลงเหลือเท่ากับ 413.13 ± 0.11 ADMI (ร้อยละ 34.32) ลด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ $73,750 \pm 217.94$ mg/L ลดเหลือเท่ากับ $26,633.33 \pm 152.75$ (ร้อยละ 63.89) และลด BOD จากความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ $48,590.06 \pm 143.59$ mg/L ลดเหลือเท่ากับ 17547.33 ± 100.64 (ร้อยละ 63.89) ดังแสดงในตาราง 12 และ 13 เนื่องจากที่ pH 2 อัตราส่วนเฟนตัน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ไอออน Fe^{2+} ซึ่งเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการเฟนตันอยู่ในรูปไอออนที่ละลายน้ำได้และสามารถทำปฏิกิริยากับ H_2O_2 ได้สูง เกิดอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet\text{OH}$) ซึ่งมีศักยภาพสูงในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์และอนินทรีย์ที่ก่อให้เกิดความขุ่นและของแข็งแขวนลอยในน้ำเสีย อนุมูล $\bullet\text{OH}$ เหล่านี้ช่วยทำให้อนุภาคละเอียดในน้ำเกิดการจับกลุ่มและตกตะกอนได้ง่ายขึ้น นอกจากนี้ การเกิด Fe^{3+} จากปฏิกิริยา Fenton ที่ pH ต่ำยังมีบทบาทในการสร้างฟล็อกของ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ที่สามารถดูดซับสารแขวนลอยเพิ่มเติมในกระบวนการคล้ายการโคแอกกูเลชัน (coagulation-like effect) (Kim et al., 2025)

การบำบัดสี COD และ BOD ด้วยอัตราส่วนเฟนตัน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ 10:1 และระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที พบว่าที่ pH 3 มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัดสี COD และ BOD โดยสามารถลดค่าสีที่ความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 655.57 ± 0.01 ADMI ลดลงเหลือ 289.87 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 55.78) ลด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $86,333.33 \pm 577.35$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ 22000 ± 400 mg/L (ร้อยละ 74.52) และลด BOD จากความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ $56,880.57 \pm 380.39$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $14,494.66 \pm 263.54$ mg/L (ร้อยละ 74.52) ดังแสดงในตาราง 12 และ 13 เนื่องจากที่ pH 3 ไอออน Fe^{2+} สามารถทำปฏิกิริยากับ H_2O_2 ได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด ส่งผลให้เกิดอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet\text{OH}$) ในปริมาณมาก ซึ่งมีศักยภาพสูงในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ นอกจากนี้ที่ pH 3 ยังช่วยลดการเกิดตกตะกอนของ Fe^{3+} ในรูปของ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งหากเกิดขึ้นในช่วงต้นของปฏิกิริยาอาจลดประสิทธิภาพในการผลิต $\bullet\text{OH}$ ได้ (Kim et al., 2025) สอดคล้องกับงานวิจัยของ Kaya and Bal Aşçı (2019) พบว่าการใช้กระบวนการเฟนตัน ที่ pH 3 สามารถกำจัดสีได้ถึงร้อยละ 70 และลดค่า COD ได้ร้อยละ 51 จากน้ำเสียของอุตสาหกรรมกระดาษ และในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 4 พบว่า ไม่สามารถบำบัดความขุ่น และ TSS ได้ แต่สามารถลดสีจากความเข้มข้นเริ่มต้น 652.64 ± 0.01 ADMI ลดเหลือเท่ากับ 356.32 ± 0.01 ADMI (ร้อยละ 45.40) ลด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น 87666.67 ± 503.32 mg/L ลดเหลือเท่ากับ 56600 ± 400 mg/L (ร้อยละ 35.44) และลด BOD จากความเข้มข้นเริ่มต้น 57759.04 ± 331.61 mg/L ลดเหลือเท่ากับ 37290.82 ± 263.54 mg/L (ร้อยละ 35.44) ดังแสดงในตาราง 12 และ 13 เนื่องจากที่ pH 4 ความสามารถในการละลายน้ำของ Fe^{2+} เริ่มลดลงอย่างมี

นัยสำคัญ เนื่องจากไอออน Fe^{2+} และ Fe^{3+} เริ่มทำปฏิกิริยากับ OH^- ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ และตกตะกอนในรูปของ $\text{Fe}(\text{OH})_2$ และ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งเป็นรูปแบบที่ไม่สามารถทำปฏิกิริยากับ H_2O_2 ได้ (Kim et al., 2025)

ตาราง 12 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ pH 2-4

pH	ความเข้มข้นที่เหลืออยู่				
	Turbidity (NTU)	TSS (mg/L)	Color (ADMI)	COD (mg/L)	BOD (mg/L)
2	8.64±0.04	16.38±0.33	413.13±0.11	26,633±152.75	17,547.33±100.64
3	12.20±0.06	21.72±0.11	289.87±0.02	22,000±400	14,494.66±263.54
4	26.00±0.07	48.32±0.01	356.32±0.02	56600±400	37290.82±263.54

ตาราง 13 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ pH 2-4

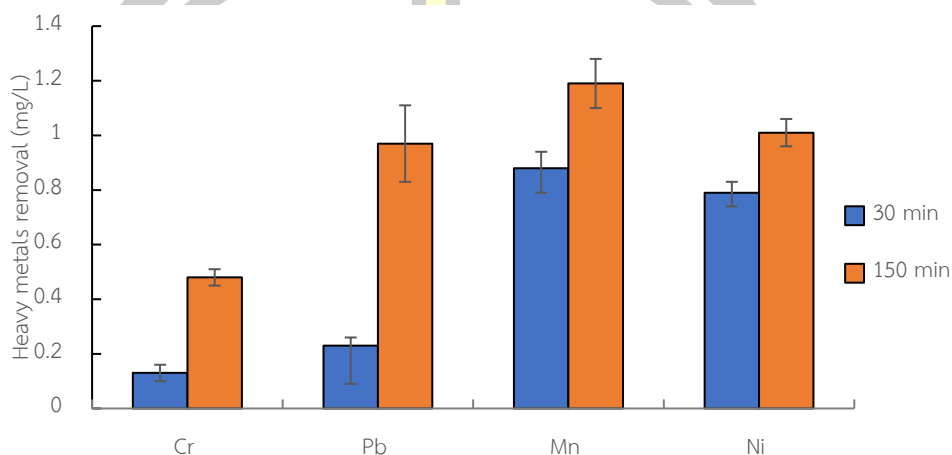
pH	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)				
	Turbidity	TSS	Color	COD	BOD
2	17.12	15.8	34.32	66.60	66.00
3	30.93	33.83	55.78	74.52	74.50
4	NR	NR	45.40	35.44	35.44

หมายเหตุ NR = No observable removal under the tested conditions. (ไม่สามารถบำบัดได้)

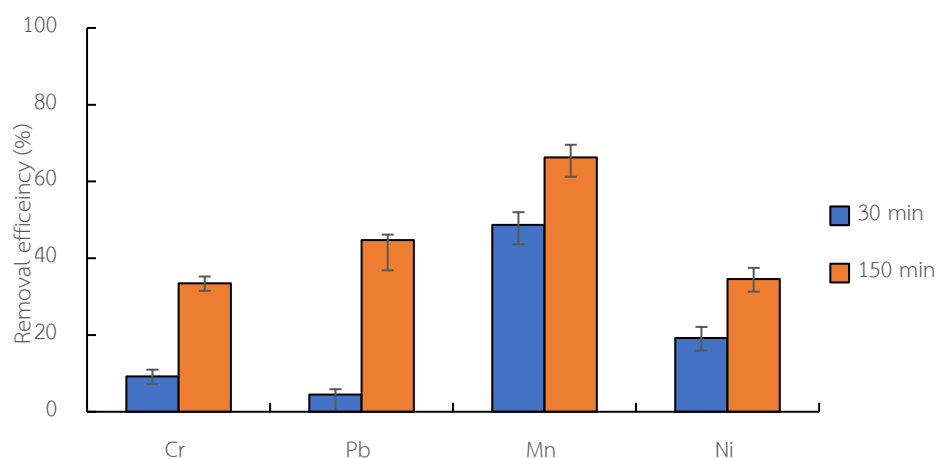
4.3.1.5 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนัก

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 3 ในทุกอัตราส่วน ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที วิเคราะห์โลหะหนัก Cr, Mn, Ni และ Pb ด้วยเครื่อง AAS พบว่า อัตราส่วนเฟนตัน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สามารถบำบัดโลหะหนัก Cr สูงสุด เหลือเท่ากับ 0.48 ± 0.03 mg/L (ร้อยละ 33.47) สามารถ

บำบัดโลหะ Pb สูงสุดเหลือเท่ากับ 0.97 ± 0.14 mg/L (ร้อยละ 44.74) สามารถบำบัดโลหะ Mn สูงสุดเหลือเท่ากับ 1.19 ± 0.09 mg/L (ร้อยละ 66.26) และบำบัด Ni เหลือเท่ากับ 1.01 ± 0.05 mg/L (ร้อยละ 34.61) และผลทดสอบยังแสดงให้เห็นว่า Mn มีแนวโน้มตอบสนองดีต่อกระบวนการเฟนตัน ภาพประกอบ 76 และ 77



ภาพประกอบ 76 ปริมาณโลหะหนักที่เหลือจากการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตัน ที่ pH 3 อัตราส่วนเฟนตัน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์



ภาพประกอบ 77 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักที่เหลือจากการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตัน ที่ pH 3 อัตราส่วนเฟนตัน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

จากภาพประกอบ 76 และ 77 แสดงให้เห็นถึงปริมาณและประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์ พบว่า กระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วนเฟนตัน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 ที่ pH 3 สามารถบำบัด Mn ได้สูงสุด เนื่องจาก Mn ในรูป Mn^{2+} สามารถถูกกำจัดออกจากน้ำชะขยะได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงกว่าโลหะหนักชนิดอื่น เช่น Cr^{3+} , Pb^{2+} และ Ni^{2+} ซึ่งสามารถอธิบายได้จากกลไกทางเคมีและสภาวะสมดุลของโลหะในระบบ Fenton ที่เป็นกรด โดยเฉพาะในช่วง pH ต่ำ ปฏิกิริยาเฟนตัน จะสร้างอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet OH$) ที่มีศักย์รีดักชันสูง ($E^\circ \approx +2.8$ V) ซึ่งสามารถออกซิไดซ์โลหะที่มีศักย์รีดักชันต่ำกว่าได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Kavitha & Palanivelu, 2004) โดย Mn^{2+} มีศักย์รีดักชันมาตรฐานเพียง +1.51 V (Mn^{3+}/Mn^{2+}) ซึ่งต่ำกว่าโลหะอื่น จึงมีแนวโน้มถูกออกซิไดซ์เป็น Mn^{3+} และเปลี่ยนรูปต่อเป็น MnO_2 ที่ไม่ละลายน้ำและสามารถตกตะกอนได้ดี แม้ในสภาวะ pH ต่ำ (Wang et al., 2021) ในทางตรงกันข้ามโลหะหนักอื่นๆ เช่น Ni^{2+} และ Pb^{2+} มีแนวโน้มคงอยู่ในรูปที่ละลายน้ำได้ภายใต้สภาวะกรด และไม่สามารถเกิดการตกตะกอนได้อย่างมีนัยสำคัญที่ pH 3 (Singh & Tang, 2013) ขณะที่ Cr^{3+} แม้มีแนวโน้มตกตะกอนในรูปของไฮดรอกไซด์ แต่ก็ต้องการค่า pH ที่สูงกว่าเพื่อความเสถียรของสารตกตะกอน ซึ่งไม่สอดคล้องกับสภาวะในระบบเฟนตัน นอกจากนี้ การที่ Mn^{2+} ตกตะกอนในรูป MnO_2 ยังช่วยขจัดสารอินทรีย์บางส่วนออกจากระบบเพิ่มเติมผ่านกระบวนการดูดซับร่วม (co-precipitation) ซึ่งไม่ปรากฏชัดในกรณีของโลหะอื่นที่ไม่เกิดสารตกตะกอนอย่างเด่นชัดในช่วงเวลาเดียวกัน (Nguyen et al., 2022)

ดังนั้น การที่ Mn^{2+} ถูกกำจัดได้สูงกว่าโลหะอื่นในการบำบัดน้ำชะขยะด้วย Fenton ที่ pH 3 จึงเกิดจากทั้ง ศักยภาพออกซิไดซ์ที่เหมาะสม ความสามารถในการเปลี่ยนเป็นสารไม่ละลายน้ำในสภาวะกรด และกลไกการตกตะกอนร่วมในระบบ ซึ่งทำให้การกำจัดมีประสิทธิภาพสูงกว่าโลหะอื่น

4.3.2 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตัน

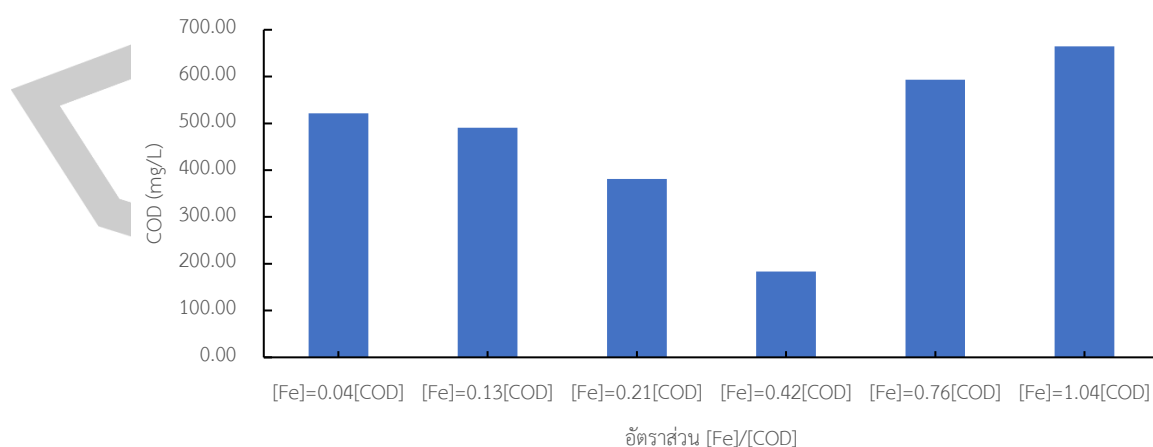
4.3.2.1 ผลของอัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ในการศึกษาอัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ ที่เหมาะสมที่สุดของสารเคมีในปฏิกิริยาเฟนตัน (Fenton's reagent) (แสดงในตาราง 12) โดยพิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัด COD เป็นพารามิเตอร์หลักในการพิจารณาใช้อัตราส่วนเฟนตันที่เหมาะสมกับการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

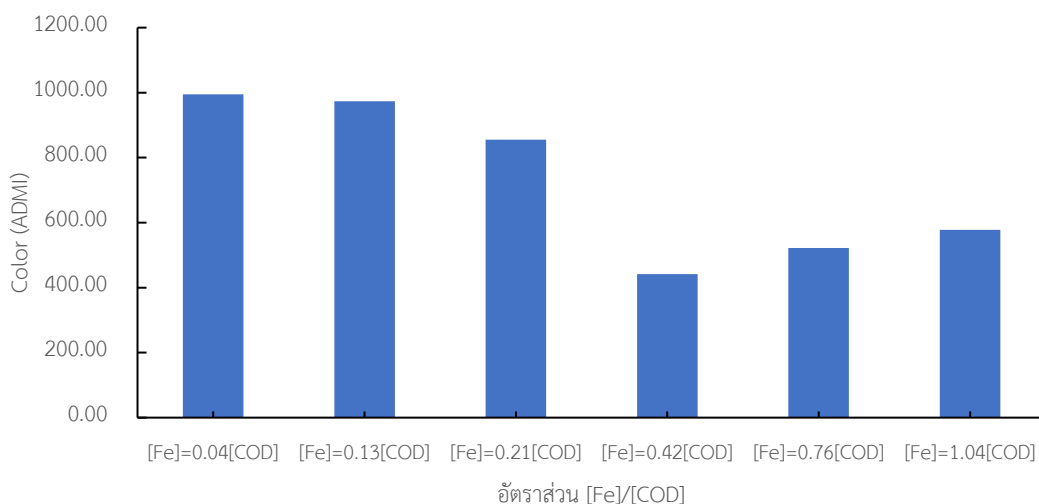
ตาราง 14 อัตราส่วนของ Fe^{2+} และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) สำหรับการทดสอบอัตราส่วนของสารเคมีในปฏิกิริยาเฟนตันที่เหมาะสมที่สุดในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

Ratio $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$ (mole)	Doses ($\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$) mg/L	pH
1:1	82:10	3.03
3:1	27:10	3.02
5:1	16:10	3.01
10:1	8:10	2.99
15:1	5:10	3.03
20:1	4:10	3.02

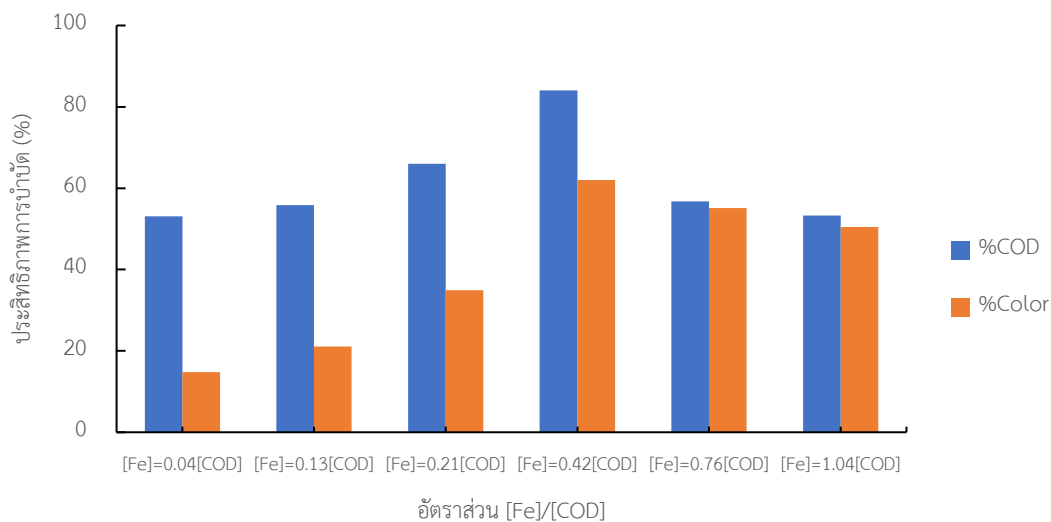
จากตาราง 14 พบว่าการศึกษาอัตราส่วนโดยโมล $[\text{H}_2\text{O}_2]:[\text{Fe}^{2+}]$ ที่ 1:1, 3:1, 5:1, 10:1, 15:1 และ 20:1 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ที่ pH 3 พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัด COD ที่ดีที่สุด เกิดขึ้นเมื่อใช้อัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ อยู่ที่ 10:1 จากการนำสภาวะที่เหมาะสมโดยการศึกษาอัตราส่วนปริมาณเหล็กต่างๆ ที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ภาพประกอบ 78 พบว่าอัตราส่วน $[\text{Fe}] = 0.42[\text{COD}]$ มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD และสีสูงสุด ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ โดยสามารถบำบัด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,146.67 \pm 5.03$ mg/L ลดลงเหลือ 183.33 ± 4.16 mg/L (ร้อยละ 84.01) และสามารถลดสีจากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,162.21 \pm 8.23$ ADMI เหลือ 441.49 ± 0.44 ADMI (ร้อยละ 62.01) ภาพประกอบ 78-80



ภาพประกอบ 78 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่
ที่ pH 3 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

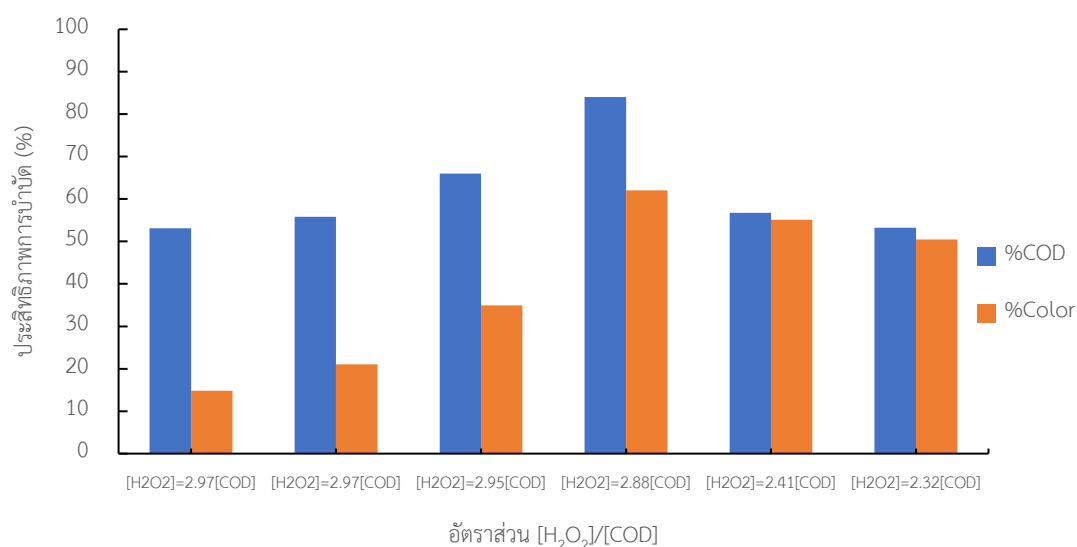


ภาพประกอบ 79 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่
ที่ pH 3 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ



ภาพประกอบ 80 ผลของความเข้มข้นของเหล็กที่แตกต่างกัน ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสี
ที่ pH 3 ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

จากการทดลองศึกษาผลของความเข้มข้นของ Fe^{2+} ต่อประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ในน้ำชะขยะด้วยกระบวนการเฟนตัน ที่ pH 3 ภาพประกอบ 80 พบว่าอัตราส่วน $[\text{Fe}] = 0.42[\text{COD}]$ สามารถลด COD ได้สูงสุด โดยลด COD ลงเหลือเท่ากับ 183.33 ± 4.16 mg/L แสดงถึงประสิทธิภาพการบำบัด COD สูงสุด โดยเมื่อปริมาณ $[\text{Fe}]$ มากกว่า $0.42[\text{COD}]$ ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงอย่างชัดเจน เนื่องจาก Fe^{2+} มากเกินไปในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ทำให้เกิดการก่อตัวของตะกอนเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ซึ่งส่งผลให้ลดการเกิดอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet\text{OH}$) ที่จำเป็นต่อกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง อีกทั้งอาจทำให้ Fe^{2+} ทำปฏิกิริยากับ $\bullet\text{OH}$ กลายเป็น Fe^{3+} โดยไม่เกิดการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ (María et al., 2015; Shen et al., 2021) ในทางตรงกันข้ามหากความเข้มข้นของ Fe^{2+} ต่ำกว่า $0.42[\text{COD}]$ จะไม่เพียงพอในการกระตุ้นการแตกตัวของ H_2O_2 เพื่อสร้าง $\bullet\text{OH}$ อย่างมีประสิทธิภาพ ส่งผลให้การบำบัด COD ลดลงเช่นกัน (López-Maldonado et al., 2020) งานวิจัยของ Shen et al. (2021) รายงานว่าอัตราส่วน $[\text{Fe}]/[\text{COD}]$ ที่อยู่ในช่วง 0.4–0.5 มีแนวโน้มให้ประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด COD ในน้ำชะขยะ ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองในครั้งนี้ที่พบว่าค่า $[\text{Fe}^{2+}] = 0.42[\text{COD}]$ ให้ผลดีที่สุด ที่ pH 3 เช่นเดียวกับงานของ Jegan Durai et al. (2020) ที่ศึกษาผลของ $[\text{Fe}^{2+}]$ ต่อการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย พบว่าเมื่อเพิ่ม $[\text{Fe}^{2+}]$ ถึงระดับที่เหมาะสม จะทำให้ค่าการกำจัด COD ลดลงจากการเกิดปฏิกิริยาข้างเคียงและการสะสมตะกอนเหล็กในระบบ การลดความเข้มข้นของ Fe^{2+} ในกระบวนการเฟนตันมีบทบาทสำคัญ ต่อกลไกการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน เนื่องจาก Fe^{2+} เป็นตัวเร่ง (catalyst) ที่ทำหน้าที่กระตุ้นให้ H_2O_2 แตกตัวกลายเป็นอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet\text{OH}$) ซึ่งมีฤทธิ์ออกซิไดซ์สูงมากและเป็นสารออกฤทธิ์หลักในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย (Pignatello et al., 2006) นอกจากสารไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ทำหน้าที่เป็นแหล่งสร้างอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet\text{OH}$) โดยอนุมูลเหล่านี้เป็นตัวหลักในการทำลายสารอินทรีย์ เช่น COD และสี (Anwer & Mahtab, 2020; Arifin et al., 2023) จากผลการศึกษาปริมาณความเข้มข้น H_2O_2 คงที่ และการลดปริมาณความเข้มข้น Fe^{2+} เพื่อศึกษาปริมาณความเข้มข้นของ Fe^{2+} ที่น้อยที่สุดที่สามารถบำบัดน้ำชะขยะได้ประสิทธิภาพสูง ในอัตราส่วนต่างๆ ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสี ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ pH 3 พบว่าอัตราส่วนเฟนตัน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 8:10 (mg/L: mg/L) ที่ pH 3 จากภาพประกอบ 81 แสดงให้เห็นว่า $[\text{H}_2\text{O}_2] = 2.88[\text{COD}]$ สามารถบำบัด COD ได้สูงสุด และจากผลการศึกษา พบว่าความเข้มข้นของ H_2O_2 คงที่ 10 g/L และความเข้มข้นของ $[\text{Fe}^{2+}]$ ต่ำหรือสูงกว่า 8 mg/L ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดี และสี โดยมีแนวโน้มของประสิทธิภาพการบำบัดลดลง ซึ่ง Gawdzik et al. (2018) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตัน พบว่าอัตราส่วนของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ ที่มากเกินไปจะทำให้เกิดการสลายตัวของอนุมูลไฮดรอกซิล ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง



ภาพประกอบ 81 ผลของความเข้มข้น H_2O_2 ที่แตกต่างกัน ต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD และสี
ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ที่ pH 3

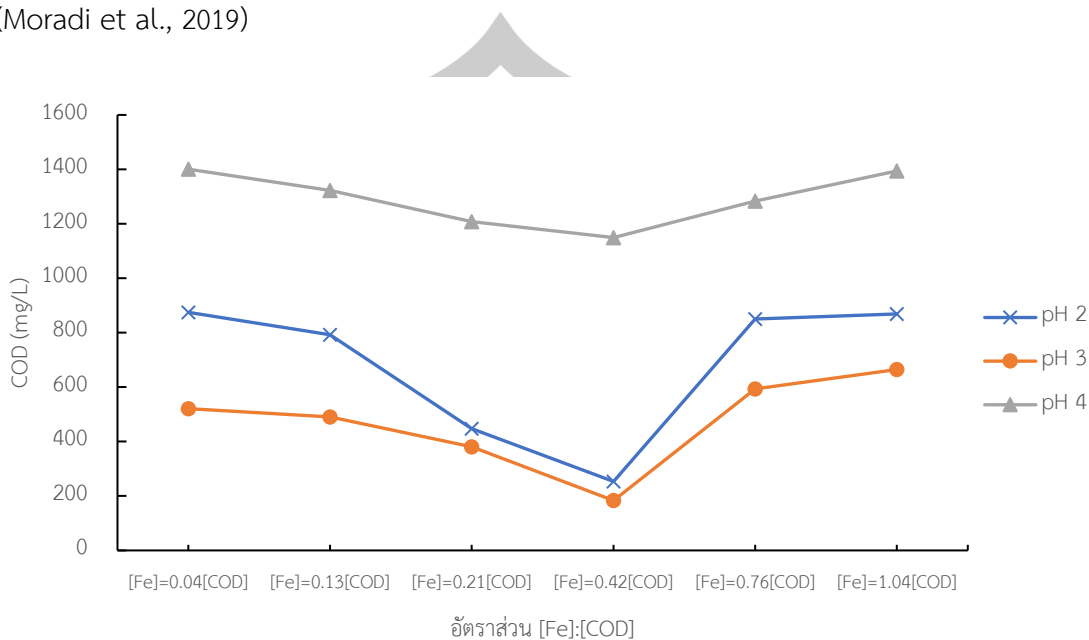
4.3.2.2 ผลของค่าความเป็นกรดต่าง (pH) ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำ ชะขยะจากหลุมฝังกลบ

การศึกษาผลของค่า pH ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่ pH 2, 3 และ 4 ที่อัตราส่วนเฟ้นต้นที่แตกต่างกัน ภาพประกอบ 82 แสดงปริมาณ COD ที่เหลืออยู่หลังผ่านกระบวนการเฟ้นต้นที่อัตราส่วนต่างๆ ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่าอัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ ที่ 10:1 ที่ pH 3 โดยมีอัตราส่วน $[Fe]:[COD]=[Fe]0.42[COD]$ ให้ประสิทธิภาพในการลด COD สูงสุด โดยเหลือ COD เท่ากับ 183.33 ± 4.16 mg/L ซึ่งสอดคล้องกับแนวทางการออกแบบกระบวนการเฟ้นต้นที่ระบุค่า pH ที่เหมาะสมสำหรับการสร้างอนุมูลไฮดรอกซิล ($\cdot OH$) คือ pH 3 โดยเป็นช่วงที่ Fe^{2+} มีความคงตัวสูงและสามารถเร่งปฏิกิริยาการสลาย H_2O_2 ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Bai et al., 2021; Zhang et al., 2022)

ในกรณีของ pH 2 และ pH 4 ประสิทธิภาพการลด COD ลดลงอย่างชัดเจน โดยเฉพาะที่ pH 4 ซึ่งแม้ว่า $[Fe]$ จะเพิ่มสูงขึ้น แต่ COD ที่เหลือกลับสูงขึ้นอย่างชัดเจน โดยเฉพาะเมื่อใช้อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 15:1 ถึง 20:1 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าความเป็นกรดที่ลดลงส่งผลให้การสร้างอนุมูลอิสระลดลง อีกทั้ง Fe^{2+} มีแนวโน้มเกิดตะกอน $Fe(OH)_3$ ได้มากขึ้นที่ pH สูงเกิน 4 ทำให้ลดการเกิดปฏิกิริยาเฟ้นต้นลง (Nasrullah et al., 2020)

นอกจากนี้ การใช้ $[Fe]$ ในปริมาณที่มากเกินไปไม่ได้ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการลด COD แต่กลับส่งผลให้ COD เพิ่มขึ้น ซึ่งอาจเกิดจาก Fe ส่วนเกินทำปฏิกิริยากับอนุมูลไฮดรอกซิล

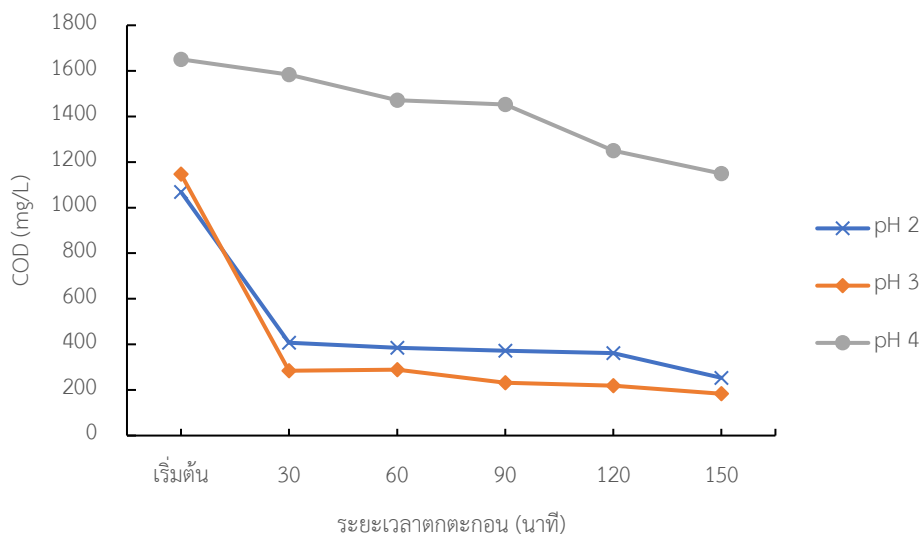
ที่เกิดขึ้น ($\bullet\text{OH}$) โดยทำหน้าที่เป็น "scavenger" หรือสารดักจับ ทำให้ปฏิกิริยาออกซิเดชันลดลง (Moradi et al., 2019)



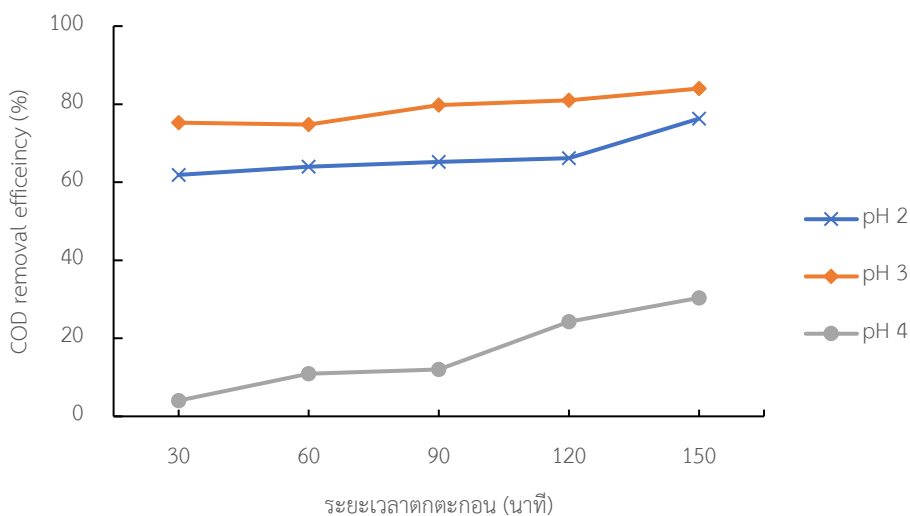
ภาพประกอบ 82 ผลของความเข้มข้นเหล็กต่างๆ ต่อปริมาณความเข้มข้นของ COD ที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ pH แตกต่างกัน

4.3.2.3 ผลการศึกษาระยะเวลาตกตะกอนที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน

ผลการทดลองระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ pH 2, 3 และ 4 พบว่าระยะเวลาการตกตะกอนมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD อย่างมีนัยสำคัญ โดยเฉพาะที่ pH 3 ซึ่งให้ผลการบำบัดสูงที่สุดตลอดระยะเวลาทดสอบ เมื่อเปรียบเทียบค่า COD ที่เหลืออยู่ พบว่า ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที ค่า COD ที่เหลืออยู่ที่ pH 3 เท่ากับ 284 mg/L (ร้อยละ 75.23) และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนเป็น 150 นาที ส่งผลให้ COD ลดลงเหลือ 183 mg/L (ร้อยละ 84.01) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการเพิ่มระยะเวลาการตกตะกอนช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของ COD อย่างชัดเจน ระยะเวลาการตกตะกอนมีผลต่อการจับตะกอนของสารที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาเคมี โดยเฉพาะในระบบ Fenton-Coagulation ที่อาศัยการเกิดตะกอนของเหล็ก ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ซึ่งสามารถดูดซับสารอินทรีย์และอนุภาคต่างๆ ได้ เมื่อให้เวลามากขึ้น ตะกอนมีโอกาสตกลงสู่ก้นภาชนะและแยกตัวออกจากน้ำได้ดีขึ้น ส่งผลให้ COD ที่เหลืออยู่ลดลง (Zhou et al., 2015) ภาพประกอบ 83 และ 84



ภาพประกอบ 83 ปริมาณ COD ที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 ที่ pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ



ภาพประกอบ 84 ประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 ที่ pH และระยะเวลาตกตะกอนที่แตกต่างกัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

4.3.2.4 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตัน

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตัน ในสภาวะที่ดีที่สุดในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ ที่อัตราส่วนเฟนตัน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 10:1 และ

ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที พบว่าในการบำบัดความขุ่น, TSS, สี, COD และ BOD พบว่าค่า pH มีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพของกระบวนการเพนตันอย่างมีนัยสำคัญ โดยที่ pH 3 แสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพสูงสุดในการลดค่าพารามิเตอร์คุณภาพน้ำต่างๆ ได้แก่ ความขุ่น, TSS, COD และ BOD โดยที่ pH 3 สามารถลดความขุ่นและ TSS ได้สูงสุดที่ความขุ่นเริ่มต้น 132.57 ± 0.58 NTU และ 247.48 ± 2.37 mg/L ตามลำดับ ลดลงเหลือเท่ากับ 66.50 ± 0.10 NTU (ร้อยละ 49.87) และ 122.45 ± 2.12 mg/L (ร้อยละ 50.52) ตามลำดับ ดังแสดงในตาราง 15 และ 16 ซึ่งอาจเนื่องมาจากประสิทธิภาพการเกิดอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet\text{OH}$) ที่เหมาะสมในสภาวะที่ Fe^{2+} มีเสถียรภาพสูง โดยที่ Fe^{2+} สามารถเร่งการสลายตัวของ H_2O_2 ได้ดี ส่งผลให้เกิดอนุมูล $\bullet\text{OH}$ ซึ่งมีศักยภาพสูงในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์และช่วยในการจับตะกอน (Zhang et al., 2022) ในขณะที่ pH 2 แม้จะมีความเป็นกรดสูงแต่สามารถลดความขุ่นและ TSS ได้สูงกว่า pH 3 เล็กน้อย อาจเนื่องมาจากเกิดการเสื่อมสภาพของ $\bullet\text{OH}$ จากการเกิดปฏิกิริยาข้างเคียงที่ไม่ก่อให้เกิดประโยชน์ต่อการออกซิไดซ์สารอินทรีย์และสารอินทรีย์ซึ่งเป็นสาเหตุของความขุ่นและ TSS (Ayoub, 2022)

นอกจากนี้ที่ pH 3 พบว่าสามารถลดสีและ COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,162.21 \pm 8.23$ ADMI และ $1,156.67 \pm 5.03$ mg/L ตามลำดับ โคลดสีลงเหลือเท่ากับ 441.49 ± 441.49 ADMI (ร้อยละ 62.01) และลด COD เหลือเท่ากับ 183.33 ± 4.16 mg/L (ร้อยละ 84.01) ตามลำดับ ดังแสดงในตาราง 15 และ 16 ซึ่งแสดงให้เห็นถึงการสลายตัวของสารอินทรีย์เชิงซ้อนในน้ำชะขยะอย่างมีประสิทธิภาพ อย่างไรก็ตาม เมื่อ pH เพิ่มขึ้นเป็น 4 พบว่าความขุ่น, TSS, สี, COD และ BOD เพิ่มขึ้นอย่างชัดเจน โดยเฉพาะค่า COD ที่เพิ่มขึ้นถึง 1149.33 ± 3.06 mg/L เนื่องจากการตกตะกอนของ Fe^{2+} เป็น $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ทำให้ปฏิกิริยาเพนตันไม่สามารถดำเนินได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Kastanek et al., 2023)

สำหรับ BOD พบว่าที่ pH 3 สามารถลด BOD จากความเข้มข้นเริ่มต้น 755.48 ± 3.32 mg/L ลดเหลือเท่ากับ 120.79 ± 2.74 mg/L ซึ่งสะท้อนถึงศักยภาพของกระบวนการเพนตันในการแปรสภาพสารอินทรีย์ให้เป็นโมเลกุลขนาดเล็กที่มีความสามารถในการออกซิไดซ์ได้ดีขึ้น (Ayoub, 2022) ขณะที่ค่า BOD ที่ pH 4 เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งสอดคล้องกับแนวโน้มของค่า COD ซึ่งสะท้อนถึงการลดลงของประสิทธิภาพกระบวนการออกซิเดชัน

ตาราง 15 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ pH 2-4

pH	ความเข้มข้นที่เหลืออยู่				
	Turbidity (NTU)	TSS (mg/L)	Color (ADMI)	COD (mg/L)	BOD (mg/L)
2	84.93±0.04	155.20±4.50	527.54±2.34	253.33±4.16	166.91±2.74
3	66.50±0.10	122.45±2.12	441.49±49	183.33±4.16	120.79±2.70
4	109.03±0.95	201.77±2.34	611.43±0.02	1149.33±30.6	757.24±2.01

ตาราง 16 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันที่อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 10:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ที่ pH 2-4

pH	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)				
	Turbidity	TSS	Color	COD	BOD
2	41.16	42.22	50.92	76.29	76.20
3	49.87	50.52	62.01	84.01	84.00
4	25.04	24.86	40.79	30.37	30.00

4.4 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและเฟนตัน

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดมลพิษต่างๆ ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน และการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดมลพิษในน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้สภาวะที่ดีที่สุดในการบำบัดความขุ่น สี และซีโอดี คือ ความเข้มข้น 5 g/L โดยสารเร่งตกตะกอน Alum และ $FeCl_3$ มีประสิทธิภาพสูงสุดที่ pH 6 และสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ pH 7 สำหรับน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ใช้ความเข้มข้น 10 g/L ของสารเร่งตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด โดยที่สารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 และสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ที่ pH 6 ควบคุมอุณหภูมิห้อง 25 ± 5 °C ทดสอบด้วยเครื่องจาร์เทส โดยใช้ความเร็วในการกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที ระยะเวลาการกวนเร็ว 3 นาที และกวนช้าที่ 60 รอบต่อนาที ระยะเวลาในการกวนช้า 30 นาที ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที

กระบวนการเฟนตันอัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ ที่เหมาะสม คือ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ที่ pH 3 ควบคุมอุณหภูมิห้อง 25 ± 5 °C ทดสอบด้วยเครื่องจาร์เทส โดยใช้

ความเร็วในการกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที ระยะเวลากวนเร็ว 3 นาที และกวนช้าที่ 60 รอบต่อนาที ระยะเวลาในการกวนช้า 30 นาที ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ดังนั้นในการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดมลพิษในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบและน้ำชะขยะสังเคราะห์ ใช้สภาวะดังกล่าวในการศึกษาวิจัย ผลการศึกษา ดังนี้

4.4.1 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการเฟนตัน

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดมลพิษในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน โดยใช้สภาวะที่ดีที่สุดในการบำบัดความขุ่น สี และซีโอดี คือ ความเข้มข้น 5 g/L โดยสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 มีประสิทธิภาพสูงสุดที่ pH 6 และสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ pH 7 ควบคุมอุณหภูมิห้อง 25 ± 5 °C ทดสอบด้วยเครื่องจาร์เทส โดยใช้ความเร็วในการกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที ระยะเวลากวนเร็ว 3 นาที และกวนช้าที่ 60 รอบต่อนาที ระยะเวลาในการกวนช้า 30 นาที ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที

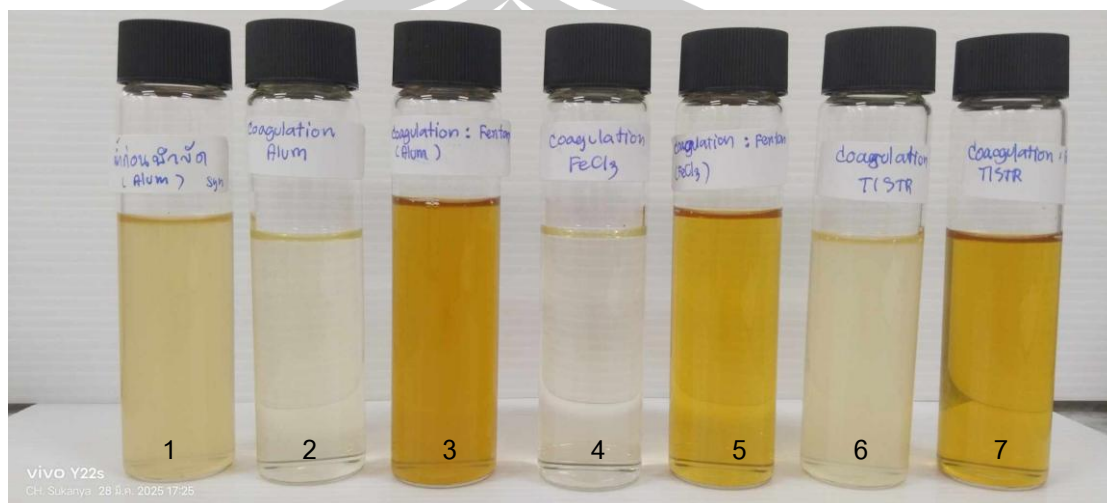
กระบวนการเฟนตันอัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ ที่เหมาะสม คือ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ที่ pH 3 ควบคุมอุณหภูมิห้อง 25 ± 5 °C ทดสอบด้วยเครื่องจาร์เทส โดยใช้ความเร็วในการกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที ระยะเวลากวนเร็ว 3 นาที และกวนช้าที่ 60 รอบต่อนาที ระยะเวลาในการกวนช้า 30 นาที ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที

4.4.1.1 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน ในสภาวะที่ดีที่สุด พบว่า สีของน้ำชะขยะสังเคราะห์ (หลอดที่ 1) เมื่อผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum น้ำชะขยะมีลักษณะใสสีส้มอ่อน (หลอดที่ 2) และเมื่อนำไปผ่านกระบวนการเฟนตันสีของน้ำชะขยะมีสีเข้มขึ้น (หลอดที่ 3) สำหรับน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านการใส่สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 มีลักษณะใส (หลอดที่ 4) และเมื่อนำไปบำบัดต่อด้วยกระบวนการเฟนตันสีของน้ำชะขยะสังเคราะห์มีลักษณะเข้มขึ้นเป็นสีส้ม (หลอดที่ 5) สำหรับสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถลดสีในน้ำชะขยะมีสีอ่อนลง ลักษณะใส (หลอดที่ 6) และเมื่อผ่านกระบวนการเฟนตันทำให้สีของน้ำชะขยะกลับมา มีสีส้มใส (หลอดที่ 7) ภาพประกอบ 85

สีส้มที่ปรากฏในน้ำหลังจากกระบวนการ Fenton โดยไม่มีการตกตะกอน อาจเกิดจากการที่เหล็กในรูป Fe^{3+} คงอยู่ในสถานะละลายหรือเป็นคอลลอยด์ขนาดเล็กที่ไม่สามารถแยกออกได้โดยแรงโน้มถ่วงตามธรรมชาติ หรืออาจเกิดจากการสร้างสารเชิงซ้อนกับสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ส่งผลให้น้ำมีสีส้มแต่ไม่มีตะกอนเกิดขึ้นอย่างชัดเจน ปรากฏการณ์นี้มักพบได้เมื่อค่า pH หลังปฏิกิริยาอยู่ในช่วงต่ำกว่า 3 ซึ่งไม่เหมาะสมต่อการตกตะกอนของ Fe^{3+} (Sun & Lemley, 2011)



ภาพประกอบ 85 สีน้ำชะขยะสังเคราะห์ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน

ผลการทดลองการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน โดยใช้สารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR พบว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum แล้วบำบัดต่อด้วยกระบวนการเฟนตันนั้น ส่งผลให้สามารถลดค่าความสกปรกของสารอินทรีย์ได้ดี โดยมี COD และ BOD เหลืออยู่ที่ $1,246.67 \pm 122.20$ และ 788.77 ± 52.75 mg/L ตามลำดับ รวมถึงสามารถลดสีของน้ำชะขยะเหลือเท่ากับ 357.29 ± 0.03 ADMI แม้จะไม่สามารถลดความขุ่นและของแข็งแขวนลอยได้อย่างชัดเจน (NR) ซึ่งอาจเนื่องมาจากการตกตะกอนของฟล็อกไม่สมบูรณ์ อย่างไรก็ตาม การที่ Alum ไม่เพิ่มโลหะ Fe^{3+} เข้าสู่ระบบในปริมาณมาก ทำให้ไม่รบกวนปฏิกิริยา เฟนตัน จึงสามารถเกิดอนุมูลไฮดรอกซิล ($\cdot\text{OH}$) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งมีบทบาทสำคัญในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ยากต่อการย่อยสลาย (Neyens & Baeyens, 2003)

การบำบัดด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ในกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตันนั้นสามารถลดค่า Turbidity และ TSS ได้ดี เหลือเท่ากับ 158 ± 1.00 NTU และ 294.23 ± 1.86 mg/L ตามลำดับ แต่ไม่สามารถลด COD และ BOD ได้ ซึ่งอาจเกิดจาก Fe^{3+} ส่วนเกินจากกระบวนการโคแอกกูเลชันที่รบกวนการเกิดปฏิกิริยา Fenton โดยยับยั้งการเปลี่ยน H_2O_2 เป็น $\cdot\text{OH}$ ซึ่งเป็นสารออกซิแดนต์หลักในการทำลายสารอินทรีย์ (Wang & Xu, 2012)

สำหรับการบำบัดด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ในกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน พบว่ามีประสิทธิภาพสูงสุดในการลดค่าการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ โดยสามารถลดค่า COD เหลือ 606.67 ± 46.19 mg/L และ BOD เหลือ 419.28 ± 1.54 mg/L รวมถึงสามารถลดสีของน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ดีที่สุด เหลือเท่ากับ 183.01 ± 0.03 ADMI อย่างไรก็ตาม ค่า Turbidity และ TSS ที่เหลืออยู่ยังคงสูง เท่ากับ 340.33 ± 0.17 NTU และ 632.44 ± 0.32 mg/L ตามลำดับ ซึ่งอาจเป็นผลจากการที่ฟล็อกที่เกิดจากการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR มีลักษณะเล็ก เบา หรือไม่สามารรวมตัวกันได้ดี ทำให้เกิดการแยกตัวของของแข็งออกจากน้ำได้ไม่สมบูรณ์ (Neyens & Baeyens, 2003; Wang & Xu, 2012) รายละเอียดแสดงในตาราง 17

ตาราง 17 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน

Parameter	Control	ความเข้มข้นที่เหลือ		
		Alum-Fenton	FeCl ₃ -Fenton	TISTR-Fenton
Turbidity (NTU)	556.33 ± 4.62	NR	158 ± 1.00	340.33 ± 0.17
TSS (mg/L)	$1,204.33 \pm 4.04$	NR	294.23 ± 1.86	632.44 ± 0.32
Color (ADMI)	663.22 ± 0.19	357.29 ± 0.03	396.91 ± 0.02	183.01 ± 0.03
COD (mg/L)	$9,600 \pm 20.00$	$1,246.67 \pm 122.20$	NR	606.67 ± 46.19
BOD (mg/L)	$6,184.5 \pm 0.50$	788.77 ± 52.75	NR	419.28 ± 1.54

หมายเหตุ NR = No observable removal under the tested conditions. (ไม่สามารถบำบัดได้)

4.4.1.2 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้สภาวะที่ดีที่สุดในการบำบัดน้ำ หลังการทดสอบพบว่า สีของน้ำชะขยะจางลงจากสีน้ำตาลเข้มเป็นสีส้มถึงสีเหลืองอ่อน ขึ้นอยู่กับชนิดของสารโคแอกกูแลนท์ที่ใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ จากภาพประกอบ 86 จะเห็นได้ว่า น้ำชะขยะสังเคราะห์ก่อนการบำบัดมีสีเหลืองขุ่น (หลอดที่ 1) เมื่อผ่านกระบวนการเฟนตัน สีจางลงและมีความใส (หลอดที่ 2) และเมื่อนำไปบำบัดต่อด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum พบว่า สีของน้ำชะขยะยังคงใสเหมือนเดิมใกล้เคียงกับสีที่ผ่าน

กระบวนการเฟนตัน (หลอดที่ 3) สำหรับการใสสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการเฟนตัน พบว่า ทำให้สีเข้มขึ้นขึ้น (หลอดที่ 4) เมื่อเทียบกับสีของน้ำชะขยะที่สังเคราะห์ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน (หลอดที่ 1) และการใสสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการเฟนตัน (หลอดที่ 5) ไม่ทำให้สีของน้ำชะขยะเปลี่ยนไป กล่าวคือมีสีใสเมื่อเทียบกับน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการเฟนตัน (หลอดที่ 2)



ภาพประกอบ 86 สีน้ำชะขยะสังเคราะห์ผ่านกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

ผลการทดสอบบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่าการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตันสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์และสีได้ โดยค่า COD และ BOD ลดลงอย่างชัดเจน อย่างไรก็ตาม เมื่อนำน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยเฟนตันไปเข้าสู่กระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่าสามารถลดค่า TSS และ Turbidity ได้น้อย โดยเฉพาะการใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 และ TISTR ซึ่งอาจเกิดจากสารตกค้างจากกระบวนการเฟนตัน เช่น Fe^{2+} หรืออนุมูลอิสระที่ยังไม่ถูกทำลาย มีผลกระทบต่อกระบวนการรวมตัวของฟล็อกในขั้นตอนโคแอกกูเลชัน ทำให้ไม่เกิดการตกตะกอนอย่างมีประสิทธิภาพ (Neyens & Baeyens, 2003)

น้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการเฟนตันแล้วนำมาบำบัดต่อด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum พบว่ามีประสิทธิภาพในการลดค่า COD และ BOD ได้มากที่สุด โดยลดค่า COD เหลือ $1,000.00 \pm 80$ mg/L และ BOD เหลือ 546.90 ± 28.44 mg/L ซึ่งอาจเนื่องมาจาก Alum ไม่ก่อให้เกิดการรบกวนต่อสมดุลเคมีของระบบที่เกิดจากกระบวนการเฟนตัน อีกทั้งยังสามารถช่วยจับอนุภาคเล็ก ๆ และเศษอนุมูลอิสระที่หลงเหลืออยู่ในน้ำได้ดี (Amuda & Alade, 2006)

น้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการฟentonแล้วนำมาบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 นั้นแม้จะเป็นโคแอกกูแลนท์ที่นิยมใช้ สามารถลด COD และ BOD ที่เหลืออยู่คือ $2,200.00 \pm 80.00$ และ $1,322.64 \pm 5.06$ mg/L ตามลำดับ ซึ่งบำบัดได้น้อยกว่าสารเร่งตกตะกอนชนิดอื่น สาเหตุอาจมาจาก Fe^{3+} ที่มากเกินไปจากกระบวนการโคแอกกูเลชันไปกระตุ้นให้เกิดการเกิดตะกอนที่ไม่เสถียร หรือเกิดการเกิดซ้ำของสารอินทรีย์จากปฏิกิริยารีดักชันบางส่วนจากกระบวนการฟenton (Pignatello et al., 2006)

น้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการฟentonแล้วนำมาบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR แสดงค่าการลดสี (Color) ได้ดีที่สุด โดยลดเหลือ 438.23 ± 0.01 ADMI แต่ลด TSS และ Turbidity ได้น้อยเช่นเดียวกับสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ซึ่งอาจสะท้อนให้เห็นถึงปัญหาการรวมตัวของฟล็อกที่ไม่สมบูรณ์หรือไม่เกิดการตกตะกอนได้เต็มที่ ทั้งนี้สารเร่งตกตะกอน TISTR อาจมีองค์ประกอบหรือคุณสมบัติเฉพาะที่ยังไม่เหมาะสมกับการตกตะกอนหลังฟenton ในสภาวะที่กำหนด รายละเอียดแสดงในตาราง 18

ตาราง 18 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการฟentonตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

Parameter	Control	ความเข้มข้นที่เหลือ		
		Fenton-Alum	Fenton- FeCl_3	Fenton-TISTR
Turbidity (NTU)	556.33 ± 4.62	362.00 ± 0.58	542.07 ± 0.15	545.03 ± 0.00
TSS (mg/L)	$1,204.33 \pm 4.04$	663.70 ± 1.18	998.02 ± 0.28	$1,002.83 \pm 0.50$
Color (ADMI)	663.22 ± 0.19	545.84 ± 0.01	501.33 ± 0.07	438.23 ± 0.01
COD (mg/L)	$9,600 \pm 20.00$	$1,000.00 \pm 80$	$2,200.00 \pm 80.00$	$1,666.67 \pm 46.19$
BOD (mg/L)	$6,184.5 \pm 0.50$	546.90 ± 28.44	$1,322.64 \pm 5.06$	951.95 ± 6.54

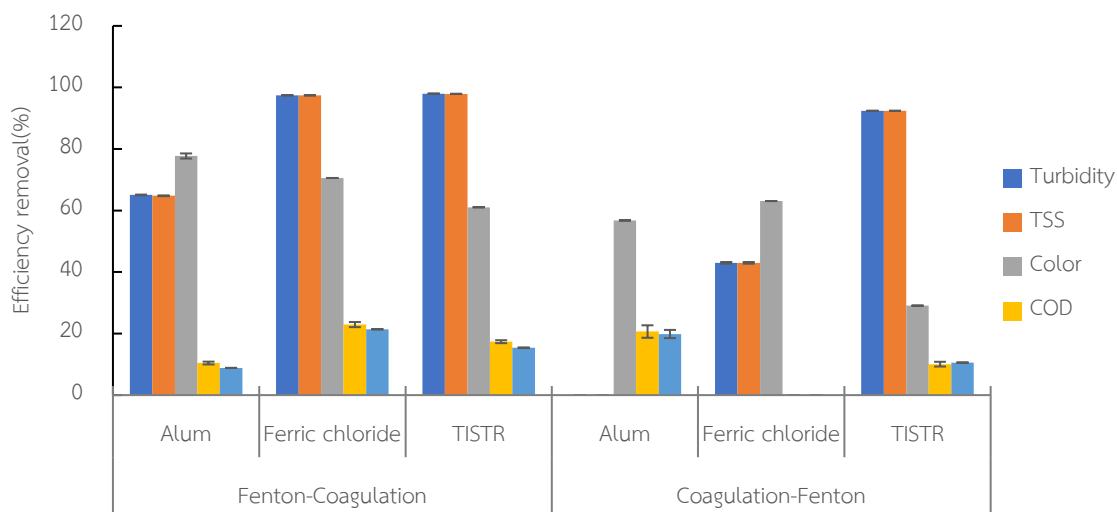
4.4.1.3 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการฟenton และกระบวนการฟentonตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

จากภาพประกอบ 87 ผลการทดลองพบว่า การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการฟentonตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Fenton-Coagulation) ที่ใช้สารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR สามารถลดค่าความขุ่น (Turbidity) และของแข็งแขวนลอยรวม (TSS) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยการใช้กระบวนการฟentonตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่ง

ตกตะกอน TISTR (Fenton-TISTR) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัดความขุ่น และ TSS โดยลดเหลือเท่ากับ เท่ากับ 545.03 ± 0.00 NTU (ร้อยละ 97.97) และ $1,002.83 \pm 0.50$ mg/L (ร้อยละ 97.90) ตามลำดับ เนื่องจากการใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ซึ่งมีคุณสมบัติในการดูดซับและแลกเปลี่ยนไอออน ทำให้เกิดการรวมตัวของฟล็อกในขั้นตอน โคแอกกูเลชัน เกิดขึ้นได้ดี (Turki et al., 2014) ซึ่งช่วยเสริมประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่นและ TSS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ ส่วนการใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (Fenton- FeCl_3) มีประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น และ TSS เท่ากับร้อยละ 97.44 และร้อยละ 97.43 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดใกล้เคียงกับการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน สำหรับการ ใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum (Fenton-Alum) มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น และ TSS เท่ากับร้อยละ 65.07 และร้อยละ 64.79 ซึ่งต่ำกว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR และ FeCl_3 ในขั้นตอนของกระบวนการโคแอกกูเลชัน เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน Alum มีช่วง pH ที่เหมาะสมสำหรับการเกิด $\text{Al}(\text{OH})_3$ อยู่ที่ pH 6–7 ขณะที่กระบวนการเฟนตันที่ใช้ในการศึกษาอยู่ที่ pH 3 ซึ่งเป็น pH ไม่เหมาะสมต่อการทำงานของสารเร่งตกตะกอน Alum ส่งผลต่อประสิทธิภาพการเกิดฟล็อกอย่างมาก (Tchobanoglous et al., 2014) ในทางกลับกันสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 และสามารถทำงานได้ดีแม้ในสถานะที่เป็นกรด ในขณะที่สารเร่งตกตะกอน TISTR ซึ่งมีคุณสมบัติในการดูดซับและแลกเปลี่ยนไอออน สามารถช่วยปรับสมดุล pH ให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเกิดการตกตะกอน ส่งผลให้การรวมตัวของฟล็อกเกิดได้ดีขึ้นและมีประสิทธิภาพสูงกว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน (Turki et al., 2014) และเมื่อเปลี่ยนลำดับของการบำบัดโดยใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟนตันในน้ำชะขยะสังเคราะห์ (TISTR-Fenton) พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น และ TSS ลดลงเล็กน้อย โดยสามารถบำบัดความขุ่น และ TSS เหลือเท่ากับ 340.33 ± 0.17 NTU (ร้อยละ 92.4) และ 632.44 ± 0.32 mg/L (ร้อยละ 92.4) ตามลำดับ การใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (Fenton- FeCl_3) สามารถบำบัด COD และ BOD ได้สูงสุด เหลือเท่ากับ $2,200 \pm 80$ mg/L (ร้อยละ 22.92) และ $1,322.64 \pm 5.06$ mg/L (ร้อยละ 21.39) ตามลำดับ และสามารถบำบัดความขุ่น และ TSS เหลือเท่ากับ 542.07 ± 0.15 NTU (ร้อยละ 97.44) และ 998.02 ± 0.28 (ร้อยละ 97.43) ตามลำดับ และเมื่อเปลี่ยนมาบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ตามด้วยเฟนตัน ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น และ TSS ลดลง เหลือ 158.00 ± 1.00 NTU (ร้อยละ 42.99) และ 294.23 ± 1.86 mg/L (ร้อยละ 42.99) ตามลำดับ สำหรับการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน (Alum-Fenton) ไม่สามารถลดความขุ่น และ TSS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้

การบำบัดสีน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Fenton-Coagulation) ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ให้ประสิทธิภาพสูงกว่ากระบวนการ Coagulation-Fenton โดยกระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum (Fenton-Alum) สามารถลดสีสูงสุด ลดเหลือเท่ากับ 545.84 ± 0.01 ADMI (ร้อยละ 77.72) และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (Fenton- FeCl_3) สามารถลดสีเหลือเท่ากับ 501.33 ± 0.07 ADMI (ร้อยละ 70.57) ในขณะที่กระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR (Fenton-TISTR) สามารถลดสีเหลือเท่ากับ 438.23 ± 0.01 ADMI (ร้อยละ 61.05) แต่เมื่อบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเพนตัน (TISTR-Fenton) กลับทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสีลดลง โดยลดสีเหลือเท่ากับ 183.01 ± 0.03 ADMI (ร้อยละ 29.08) นอกจากนี้ยังทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดทั้งความขุ่น และ TSS ของ TISTR-Fenton ลดลงเหลือร้อยละ 92.4 ทั้ง 2 ตัวชี้วัด และเมื่อใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ตามด้วยกระบวนการเพนตัน (FeCl_3 -Fenton) ส่งผลให้ประสิทธิภาพความขุ่น TSS และสีลดลง โดยลดเหลือ 158.0 ± 1.00 NTU (ร้อยละ 42.99) และ 294.23 ± 1.86 mg/L (ร้อยละ 42.99) ตามลำดับ แต่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสีสูงสุด โดยลดได้ 396.91 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 63.07) และยังพบว่าการใช้กระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (Fenton-coagulation) ส่งผลทำให้ค่า COD และ BOD เพิ่มสูงขึ้นภาพประกอบ 87 ซึ่งแสดงถึงข้อจำกัดของลำดับกระบวนการและชนิดของสารเร่งตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัดสี COD และ BOD ความแตกต่างของประสิทธิภาพดังกล่าวสามารถอธิบายได้โดยลำดับขั้นของกระบวนการที่ส่งผลต่อกลไกการเกิดปฏิกิริยาเคมี โดยกระบวนการเพนตันมีบทบาทสำคัญในการผลิตไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) ซึ่งเป็นอนุมูลอิสระที่มีศักยภาพสูงในการทำลายพันธะของสารอินทรีย์ที่ก่อให้เกิดสีและความขุ่น (Khan et al., 2021) เมื่อกระบวนการเพนตันดำเนินการก่อน จะสามารถลดมวลสารอินทรีย์เชิงซ้อนให้มีขนาดเล็กกลงหรืออยู่ในรูปที่พร้อมต่อการแยกออกโดย Coagulation ในขั้นถัดไป ในทางกลับกันกระบวนการ Coagulation-Fenton อาจทำให้เกิดการตกค้างของสารเร่งตกตะกอนในระบบ ซึ่งอาจรบกวนหรือยับยั้งประสิทธิภาพของปฏิกิริยาเพนตันที่ต้องอาศัยสภาวะกรดและโลหะเหล็กในรูป Fe^{2+} (Wang et al., 2022) นอกจากนี้สารเร่งตกตะกอน TISTR ซึ่งอาจมีองค์ประกอบของโลหะหรืออินทรีย์วัตถุเฉพาะตัวที่ไม่เหมาะสมกับ pH ที่ใช้ในกระบวนการเพนตัน ซึ่งโดยทั่วไปอยู่ที่ pH 3-5 อาจส่งผลให้เกิดการยับยั้งการเกิด $\cdot\text{OH}$ และลดประสิทธิภาพในการบำบัดสี จากผลการศึกษาและวิเคราะห์เชิงกลไก พบว่าการเลือกลำดับกระบวนการที่เหมาะสมและชนิดของสารเร่งตกตะกอนมีความสำคัญอย่างยิ่งต่อประสิทธิภาพโดยรวมของการบำบัด โดยเฉพาะในการบำบัดสารที่มีคุณสมบัติเชิงซ้อน เช่น สีจากสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะ ซึ่งมีความหลากหลายทางโครงสร้างเคมี (Liu et al., 2023)

การบำบัด COD และ BOD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด COD และ BOD โดยมีประสิทธิภาพบำบัดเท่ากับร้อยละ 22.92 และร้อยละ 21.39 ส่วนการใช้กระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR มีประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับร้อยละ 17.36 และร้อยละ 15.36 ในขณะที่การใช้กระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD และ BOD ต่ำสุดโดยมีประสิทธิภาพบำบัดร้อยละ 10.42 และร้อยละ 8.84 เนื่องจากข้อจำกัดของ pH ซึ่งในการใช้กระบวนการเฟ้นต้นเป็นลำดับแรกในการบำบัดมีการปรับค่า pH ของน้ำชะขยะเพื่อให้เหมาะสมกับกระบวนการเฟ้นต้นที่ pH 3 ซึ่งไม่เหมาะสมกับการบำบัดด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ที่สามารถสร้าง $\text{Al}(\text{OH})_3$ ที่ pH 6–7 ส่งผลให้ประสิทธิภาพการเกิดฟล็อกลดลงอย่างมาก (Tchobanoglous et al., 2014) ในทางกลับกันสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 มีช่วงค่า pH ที่กว้างกว่า และสามารถทำงานได้ดีแม้ในสภาวะที่เป็นกรด และสารเร่งตกตะกอน TISTR ซึ่งมีคุณสมบัติในการดูดซับและแลกเปลี่ยนไอออน สามารถช่วยปรับสมดุล pH ให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเกิดการตกตะกอน ส่งผลให้การรวมตัวของฟล็อกเกิดได้ดีขึ้นและมีประสิทธิภาพสูงกว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน (Turki et al., 2014) และเมื่อใช้กระบวนการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ซึ่งมีการปรับค่า pH 6 ตามด้วยกระบวนการเฟ้นต้น พบว่า การใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยกระบวนการเฟ้นต้น มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด COD และ BOD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ร้อยละ 56.77, 20.66 และ 19.86 ตามลำดับ ส่วนการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟ้นต้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัด COD และ BOD ลดลงเหลือร้อยละ 29.08, 10.06 และ 10.56 ตามลำดับ ภาพประกอบ 87 เนื่องจากน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ถูกปรับสภาวะความเป็นกรดต่างเป็น pH 7 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมต่อการเกิดฟล็อก แต่ไม่เหมาะสมต่อการเกิดอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet\text{OH}$) ซึ่งเป็นสารออกซิไดซ์ในกระบวนการเฟ้นต้นที่ต้องการสภาวะ pH 3 ซึ่งในกระบวนการเฟ้นต้น จะทำให้ Fe^{2+} ไม่สามารถกระตุ้นการสลาย H_2O_2 ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ไม่เกิด $\bullet\text{OH}$ ในปริมาณที่เพียงพอต่อการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ ส่งผลให้การบำบัด COD และ BOD เพิ่มสูงขึ้น (Neyens & Baeyens, 2003)



ภาพประกอบ 87 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยโคแอกกูเลชัน และกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน

4.4.1.4 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ประสิทธิภาพในการบำบัดโลหะหนักโดยการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตันในน้ำชะขยะสังเคราะห์ Cr, Mn, Ni และ Pb จากการทดลองศึกษาการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตันพบว่า Cr มีแนวโน้มถูกบำบัดได้ดี โดยเฉพาะการใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 แล้วตามด้วยกระบวนการเฟนตัน ซึ่งสามารถลด Cr ได้สูงสุดเท่ากับ 0.5994 ± 0.0149 mg/L (ร้อยละ 90.32) เนื่องจาก Cr^{3+} สามารถสร้างสารประกอบตกตะกอน $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ได้ดีในสถานะที่มี Fe^{3+} และยังได้รับการส่งเสริมด้วยกลไก sweep flocculation และ oxidative transformation จากกระบวนการเฟนตัน ซึ่งสอดคล้องกับผลงานวิจัยของ Wang et al. (2021) ที่ระบุว่าสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ช่วยเร่งการรวมตัวของไอออนโลหะกับตะกอนเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ การบำบัด Mn มีแนวโน้มการบำบัดได้สูงจากการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR โดยเฉพาะการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถลด Mn ได้เท่ากับ 0.1299 ± 0.0047 mg/L (ร้อยละ 73.54) ซึ่งอาจมาจากกลไกการออกซิไดซ์ Mn^{2+} เป็น Mn^{4+} ในรูป MnO_2 ที่ไม่ละลายน้ำและถูกจับโดย polymer floc ได้ดีขึ้นในขั้นตอนกระบวนการเฟนตัน สอดคล้องกับงานของ Chen et al. (2020b) ซึ่งรายงานว่าการใช้สารประกอบอินทรีย์ร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในกระบวนการเฟนตันสามารถเร่งการเปลี่ยน Mn^{2+} ให้อยู่ในรูปที่ตกตะกอนได้

ประสิทธิภาพการบำบัด Ni กลับมีแนวโน้มการบำบัดที่ต่ำกว่าโลหะอื่นอย่างชัดเจน แม้ว่าจะใช้กระบวนการเฟนตัน ซึ่งมีศักยภาพในการออกซิไดซ์สูง สาเหตุอาจเนื่องจาก Ni^{2+} ต้องการ pH ที่สูงกว่าปกติ (มากกว่า 8) เพื่อสร้าง $\text{Ni}(\text{OH})_2$ ได้อย่างมีประสิทธิภาพ และการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน pH 7 ตามด้วยกระบวนการเฟนตันที่ pH 3 ซึ่งอาจเป็นช่วงที่ไม่เหมาะสมทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาโดย Saleh and Gupta (2021) ที่ชี้ว่า Ni เป็นโลหะที่ยากต่อการบำบัดในสภาวะ pH ต่ำ สำหรับการบำบัด Pb สามารถบำบัดได้ใกล้เคียงจากการใช้สารเร่งตกตะกอนที่แตกต่างกัน แสดงให้เห็นว่าสารเร่งตกตะกอนทั้งสามชนิดสามารถบำบัด Pb^{2+} ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ เนื่องจาก Pb^{2+} มีแนวโน้มเกิด $\text{Pb}(\text{OH})_2$ ได้ในช่วง pH เป็นกลาง และสามารถรวมตัวกับฟล็อกได้ดีอยู่แล้ว (Nguyen et al., 2023) อย่างไรก็ตาม การที่ประสิทธิภาพโดยรวมต่ำแสดงถึงข้อจำกัดของลำดับกระบวนการนี้ต่อ Pb ซึ่งอาจต้องการ pH หรือตัวเร่งเฉพาะเพิ่มเติมเพื่อให้มีประสิทธิภาพมากขึ้น

การบำบัดโลหะหนักโดยใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน มีศักยภาพสูงในการบำบัดโลหะ Cr และ Mn แต่มีข้อจำกัดในการกำจัด Ni และ Pb ขึ้นอยู่กับชนิดของสารเร่งตกตะกอนที่และกลไกการเกิดตะกอนร่วมกับไฮดรอกไซด์ รายละเอียดแสดงในตาราง 19 และภาพประกอบ 88

ตาราง 19 ค่าการบำบัดโลหะหนักด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน
ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

Parameter	Control	ความเข้มข้นที่บำบัดได้		
		Alum-Fenton	FeCl_3 -Fenton	TISTR-Fenton
Cr (mg/L)	0.6636±0.0645	0.5917±0.0058	0.5994±0.0149	0.5926±0.0032
Mn (mg/L)	0.4909±0.0079	0.1619±0.0040	0.3226±0.0059	0.1299±0.0047
Ni (mg/L)	0.6411±0.0004	0.5767±0.0003	0.5778±0.0002	0.5779±0.0001
Pb (mg/L)	0.3217±0.0105	0.2827±0.0055	0.2814±0.0013	0.2830±0.0014

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด Cr, Mn, Ni และ Pb ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ได้จากการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน มีความเข้มข้นของโลหะหนักแต่ละชนิดเริ่มต้น ก่อนบำบัดเท่ากับ 0.1158 ± 0.0046 , 0.7831 ± 0.0046 , 0.5742 ± 0.0014 และ 0.3217 ± 0.0105 mg/L ตามลำดับ พบว่า การบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน สามารถลดความเข้มข้นของโลหะหนักได้อย่างมีนัยสำคัญ โดยมีความแตกต่างกันตามชนิดของโลหะและสารเร่งตกตะกอนที่ใช้ โดยในการ

บำบัด Cr ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 0.1158 ± 0.0046 mg/L พบว่า การใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR เป็นสารเร่งตกตะกอนในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการเฟนตันมาแล้ว สามารถบำบัด Cr ได้สูงสุด เท่ากับ 0.0436 ± 0.0088 mg/L (ร้อยละ 92.37) รองลงมาคือ การใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 บำบัดได้ 0.0378 ± 0.0054 mg/L (ร้อยละ 67.37) และสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัด Cr ได้ 0.0510 ± 0.0074 mg/L (ร้อยละ 32.63) ซึ่งอาจเนื่องมาจากประสิทธิภาพของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในการเกิดกลไกการจับตะกอนแบบ inter-particle bridging ได้ดีกว่า โดยเฉพาะเมื่อน้ำชะขยะผ่านกระบวนการเฟนตันแล้ว ซึ่งมีการเปลี่ยนแปลงสถานะของ Cr เป็น $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ซึ่งตกตะกอนได้ดีในช่วง pH ที่เหมาะสม (Nguyen et al., 2023; Wang et al., 2021)

สำหรับการบำบัด Mn ความเข้มข้นเริ่มต้น 0.7831 ± 0.0046 mg/L พบว่า การใช้สารเร่งตกตะกอน Alum ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการเฟนตัน มีประสิทธิภาพสูงสุด โดยสามารถบำบัดได้ 0.3576 ± 0.0082 mg/L (ร้อยละ 84.65) รองลงมาคือ สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถบำบัดได้ 0.6354 ± 0.0016 mg/L (ร้อยละ 82.58) และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถบำบัดได้ 0.6629 ± 0.0004 mg/L (ร้อยละ 81.14) ซึ่งกลไกหลักของการบำบัด Mn อาจเกี่ยวข้องกับ การเกิด MnO_2 จากปฏิกิริยาออกซิเดชันในขั้นตอนของกระบวนการเฟนตัน แล้วตกตะกอนในรูปของแข็งผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Chen et al., 2020a)

ในการบำบัด Ni ความเข้มข้นเริ่มต้น 0.6419 ± 0.0020 mg/L ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ของสารเร่งตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกัน ได้แก่สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 บำบัด Ni ได้ 0.5742 ± 0.0003 mg/L (ร้อยละ 89.45) สารเร่งตกตะกอน TISTR บำบัดได้ 0.5771 ± 0.0006 mg/L (ร้อยละ 89.91) และสารเร่งตกตะกอน Alum บำบัดได้ 0.5770 ± 0.0014 mg/L (ร้อยละ 89.88) ผลการทดลองดังกล่าวสอดคล้องกับงานวิจัยของ Saleh and Gupta (2021) ซึ่งระบุว่า Ni^{2+} มีแนวโน้มเกิดตะกอนเป็น $\text{Ni}(\text{OH})_2$ ได้ดีในช่วง pH ที่เหมาะสม และประสิทธิภาพจะขึ้นอยู่กับการควบคุม pH มากกว่าชนิดของสารเร่งตกตะกอน

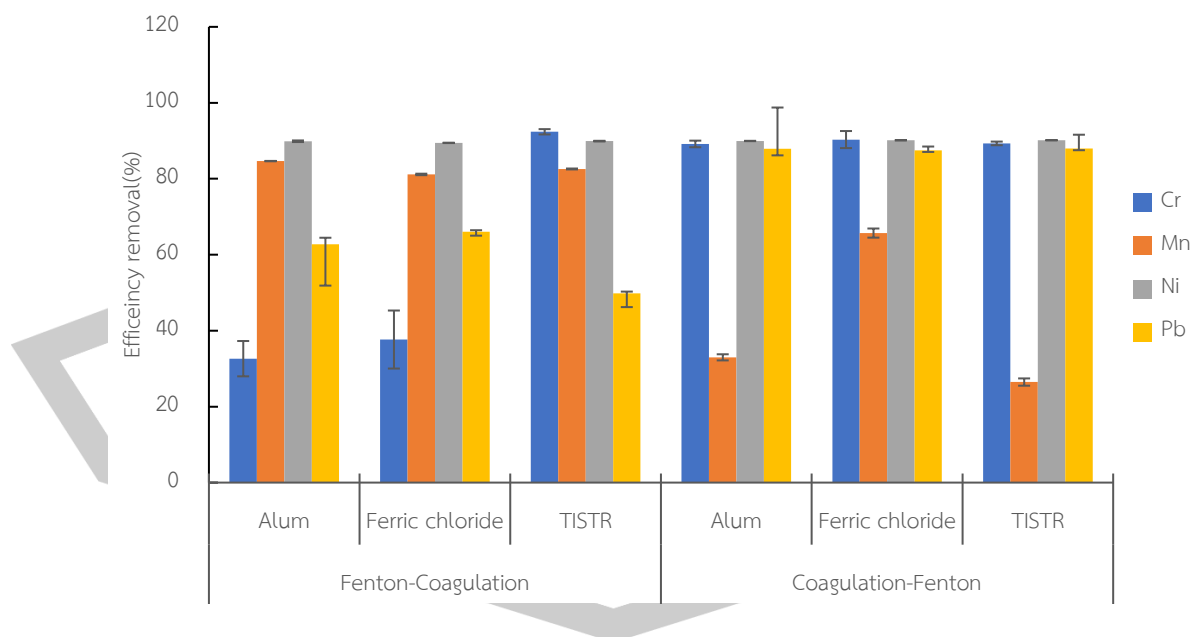
สำหรับการบำบัด Pb ความเข้มข้นเริ่มต้น 0.3217 ± 0.0105 mg/L ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่า การใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการเฟนตัน สามารถบำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.1604 ± 0.00117 mg/L (ร้อยละ 49.85) รองลงมาคือสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 บำบัดได้ 0.2125 ± 0.0033 mg/L (ร้อยละ 66.04) และสารเร่งตกตะกอน Alum บำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.2019 ± 0.0350 mg/L (ร้อยละ 62.76) โดยการจับประจุและการตกตะกอนของ Pb^{2+} เป็น $\text{Pb}(\text{OH})_2$ นั้นได้รับผลดีจากกลไก sweep flocculation และการเกิดฟล็อกที่มีโครงสร้างแข็งแรง (Nguyen et al., 2023)

ผลการทดลองดังกล่าวสามารถสรุปได้ว่า การบำบัดโลหะหนักด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน สามารถกำจัดโลหะหนักได้อย่างมีประสิทธิภาพ

โดยเฉพาะการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR แสดงผลการทดลองในการบำบัด Cr และ Pb ส่วนสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัด Mn ได้สูงกว่าสารเร่งตกตะกอนอื่นๆ และการใช้สารเร่งตกตะกอนทั้งสามชนิด สามารถบำบัด Ni ได้ใกล้เคียงกันซึ่ง ซึ่งแสดงถึงความสำคัญของการเลือกใช้สารเร่งตกตะกอนให้เหมาะสมกับชนิดของโลหะที่ต้องการกำจัด รายละเอียดแสดงในตาราง 20 ภาพประกอบ 88

ตาราง 20 การบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการบำบัดตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

Parameter	Control	ความเข้มข้นที่บำบัดได้		
		Fenton-Alum	Fenton-FeCl ₃	Fenton-TISTR
Cr (mg/L)	0.1158±0.0046	0.0510±0.0074	0.0378±0.0054	0.0436±0.0088
Mn (mg/L)	0.7831±0.0046	0.3576±0.0082	0.6629±0.0004	0.6354±0.0016
Ni (mg/L)	0.6419±0.0020	0.5770±0.0014	0.5742±0.0003	0.5771±0.0006
Pb (mg/L)	0.3217±0.0105	0.2019±0.0350	0.2125±0.0033	0.1604±0.0117



ภาพประกอบ 88 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักด้วยกระบวนการบำบัดแบบรวม
ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

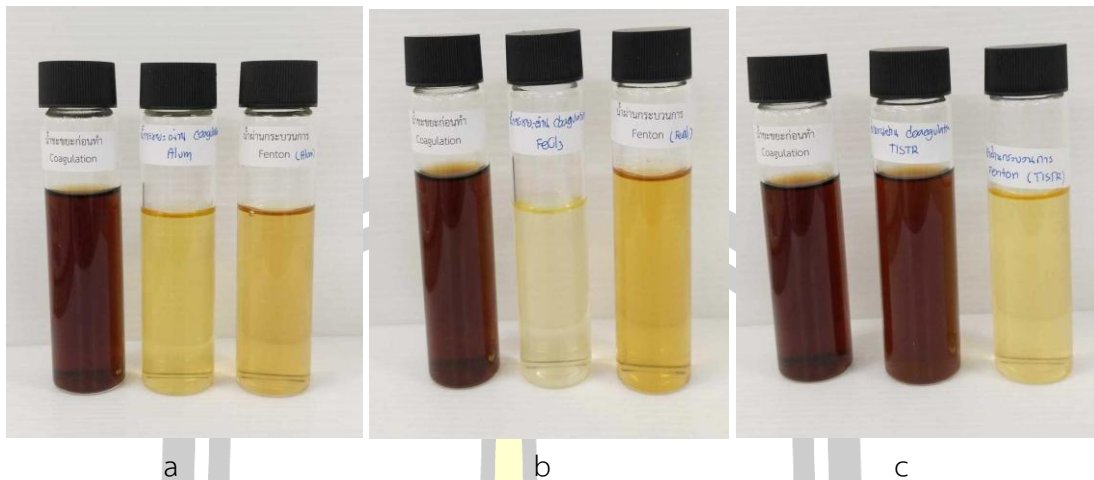
4.4.2 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการเฟนตัน

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดมลพิษต่างๆ ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน โดยใช้สภาวะที่ดีที่สุดในการบำบัดความขุ่น สี และซีโอดี คือ ความเข้มข้น 10 g/L โดยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ pH 6 ควบคุมอุณหภูมิห้อง 25 ± 5 °C ทดสอบด้วยเครื่องจาร์เทส โดยใช้ความเร็วในการกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที ระยะเวลาการกวนเร็ว 3 นาที และกวนช้าที่ 60 รอบต่อนาที ระยะเวลาในการกวนช้า 30 นาที ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที

กระบวนการเฟนตันอัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ ที่เหมาะสม คือ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ที่ pH 3 ควบคุมอุณหภูมิห้อง 25 ± 5 °C ทดสอบด้วยเครื่องจาร์เทส โดยใช้ความเร็วในการกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที ระยะเวลาการกวนเร็ว 3 นาที และกวนช้าที่ 60 รอบต่อนาที ระยะเวลาในการกวนช้า 30 นาที ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ดังนั้นในการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดมลพิษในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบและน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ จะใช้สภาวะดังกล่าวในการศึกษาวิจัย ผลการศึกษา ดังนี้

4.4.2.1 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน ให้ผลแตกต่างกับการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยลักษณะทางกายภาพของสีจะเห็นว่า ยังมีความเข้มของสีเมื่อเปรียบเทียบกับลักษณะพบว่า การบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้เร่งตกตะกอน Alum 10 g/L ภาพประกอบ 89(a) พบว่า สีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบมีสีจางลงเมื่อเทียบกับน้ำชะขยะก่อนบำบัด ภาพประกอบ 89(b) สีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ผ่านการบำบัดด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 มีลักษณะจางลงมากเมื่อเทียบกับน้ำชะขยะก่อนบำบัด และกลับมาสีเข้มขึ้น เมื่อนำไปบำบัดต่อด้วยกระบวนการเฟนตัน และภาพประกอบ 89(c) สีของน้ำชะขยะเมื่อนำไปบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR มีสีไม่แตกต่างจากน้ำชะขยะก่อนการบำบัด และเมื่อนำไปบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตันพบว่า สีของน้ำชะขยะมีสีจางลงเมื่อเทียบกับน้ำชะขยะก่อนบำบัด



ภาพประกอบ 89 สีน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการแฟนตัน

เมื่อพิจารณาผลทดสอบในตัวบ่งชี้ทางสิ่งแวดล้อม ได้แก่ ความขุ่น (Turbidity), TSS, สี (Color), COD และ BOD พบว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการแฟนตันสามารถลดมลพิษในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยเฉพาะเมื่อนำสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 มาใช้เป็นสารเร่งตกตะกอนในกระบวนการโคแอกกูเลชัน ซึ่งสามารถลดค่าความขุ่นจาก 31.23 ± 1.31 NTU เหลือ 3.10 ± 0.12 NTU ขณะที่ TISTR และ Alum ลดลงเหลือ 3.37 ± 0.21 NTU และ 5.61 ± 0.10 NTU ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่า FeCl_3 มีศักยภาพสูงในการก่อตัวฟล็อกขนาดใหญ่และรวดเร็ว ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Kurniawan et al. (2021) ที่ระบุว่า FeCl_3 ให้ประสิทธิภาพสูงในการลดความขุ่นและสารแขวนลอยในน้ำเสียอุตสาหกรรม

สำหรับการบำบัด TSS ความเข้มข้นเริ่มต้น 54 ± 3.46 mg/L พบว่าสารเร่งตกตะกอน TISTR ให้ประสิทธิภาพสูงที่สุดโดยลดเหลือ 5.19 ± 0.03 mg/L รองลงมาคือสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ลด TSS เหลือ 5.25 ± 0.33 mg/L และสารเร่งตกตะกอน Alum ลด TSS เหลือ 9.24 ± 0.59 mg/L ในด้านการลดค่าสี ความเข้มข้นเริ่มต้น $1,593.37 \pm 0.01$ ADMI พบว่าสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถสีลงเหลือ $1,431.77 \pm 0.05$ ADMI ในขณะที่สารเร่งตกตะกอน Alum และ FeCl_3 ลดสีเหลือ $1,479.53 \pm 0.01$ ADMI และ $1,544.81 \pm 0.03$ ADMI ตามลำดับ โดยแสดงถึงข้อจำกัดของกระบวนการโคแอกกูเลชันในการจัดการกับสารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อนที่ก่อให้เกิดสี ซึ่งการศึกษาโดย Zhao et al. (2022) รายงานว่าการลดสีด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันจะมีประสิทธิภาพต่ำลงเมื่อในน้ำชะขยะสังเคราะห์มีสารประกอบโมเลกุลเล็กหรือสารอินทรีย์ที่ละลายได้ดี

สำหรับค่า COD และ BOD ซึ่งมีความเข้มข้นเริ่มต้น 683.67 ± 3.21 mg/L และ 447.17 ± 2.12 mg/L ตามลำดับ พบว่า Alum ลดค่า COD และ BOD ลงเหลือ 485.33 ± 4.62

mg/L และ 319.57 ± 3.04 mg/L สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ลด COD และ BOD ลงเหลือ 509.33 ± 9.24 mg/L และ 335.57 ± 6.08 mg/L ส่วนสารเร่งตกตะกอน TISTR ลด COD และ BOD เหลือ 634.67 ± 8.00 mg/L และ 417.90 ± 5.27 mg/L ซึ่งสะท้อนว่า Alum มีประสิทธิภาพในการลดสารอินทรีย์ได้ดีกว่าชนิดอื่น ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากการเกิด $\text{Al}(\text{OH})_3$ ที่สามารถดูดซับสารอินทรีย์ได้ดีขึ้น (Chen et al., 2023) รายละเอียดแสดงในตาราง 21

ตาราง 21 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน

Parameter	Control	ความเข้มข้นที่เหลือ		
		Alum-Fenton	FeCl_3 -Fenton	TISTR-Fenton
Turbidity (NTU)	31.23 ± 1.31	5.61 ± 0.10	3.10 ± 0.12	3.37 ± 0.21
TSS (mg/L)	54.00 ± 3.46	9.24 ± 0.59	5.25 ± 0.33	5.19 ± 0.03
Color (ADMI)	$1,593.27 \pm 0.01$	$1,479.53 \pm 0.01$	$1,544.81 \pm 0.03$	$1,431.77 \pm 0.05$
COD (mg/L)	683.67 ± 3.21	485.33 ± 4.62	509.33 ± 9.24	634.67 ± 8.00
BOD (mg/L)	447.17 ± 2.12	319.57 ± 3.04	335.57 ± 6.08	417.90 ± 5.27

4.4.2.2 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดโดยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยทำการปรับค่า pH เริ่มต้นเท่ากับ pH 3 และใช้อัตราส่วนโดยโมลของ $[\text{H}_2\text{O}_2] : [\text{Fe}^{2+}]$ เท่ากับ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[\text{Fe}^{2+}] : [\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L กวนเร็วที่ 150 รอบต่อนาที ระยะเวลา 3 นาที และกวนช้าที่ 60 รอบต่อนาที ระยะเวลา 30 นาที และระยะเวลาตกตะกอนที่ 150 นาที ทดสอบที่อุณหภูมิ $25 \pm 5^\circ\text{C}$ จากนั้นทำการแยกส่วนใสตรวจวัดค่าบ่งชี้ทางสิ่งแวดล้อม (Control) และตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้สภาวะที่ดีที่สุดในการบำบัดความขุ่น สี และ COD คือ ความเข้มข้น 10 g/L โดยสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ที่ pH 7 และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ที่ pH 6 ควบคุมอุณหภูมิห้อง $25 \pm 5^\circ\text{C}$ ทดสอบด้วยเครื่องจาร์เทส โดยใช้ความเร็วในการกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที ระยะเวลากวนเร็ว 3 นาที และกวนช้าที่ 60 รอบต่อนาที ระยะเวลาในการกวนช้า 30 นาที ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที จากนั้นจึงทำการเก็บตัวอย่างน้ำส่วนใสตรวจวัดคุณภาพน้ำ ได้แก่ Turbidity, TSS, Color, COD, BOD และโลหะหนัก (Cr, Mn, Ni และ Pb) ทำการทดลอง 3 ซ้ำ พบว่า สีของน้ำเปลี่ยนจากสีน้ำตาลเป็นสีใสไม่มีตะกอน ภาพประกอบ 90

ประสิทธิภาพบำบัดโดยการใช้อลูมิเนียมในกระบวนการโคแอกกูเลชันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ผ่านกระบวนการเฟนตัน ส่งผลให้ค่าความขุ่นลดลงเหลือ 18.52 ± 0.04 NTU (ร้อยละ 92.60) ในขณะที่ TSS ลดลงเหลือ 34.60 ± 0.07 mg/L (ร้อยละ 92.60), สีลดลงเหลือ $1,587.86 \pm 0.01$ ADMI (ร้อยละ 99.6), COD ลดลงเหลือ 312.67 ± 4.62 mg/L (ร้อยละ 34.61) และ BOD ลดลงเหลือ 205.88 ± 3.04 mg/L (ร้อยละ 34.73) ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Kurniawan et al. (2021) ที่รายงานว่าการใช้กระบวนการเฟนตันร่วมกับโคแอกกูเลชันสามารถลดความขุ่น สี และสารอินทรีย์ได้อย่างมีนัยสำคัญ โดยเฉพาะเมื่อใช้สารเร่งตกตะกอน Alum และ $FeCl_3$ เป็นสารเร่งตกตะกอน (Kurniawan et al., 2021)

การใช้สารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ในกระบวนการโคแอกกูเลชันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ผ่านกระบวนการเฟนตัน สามารถลดความขุ่นเหลือ 19.06 ± 0.02 NTU (ร้อยละ 95.28), TSS ลดเหลือ 35.60 ± 0.03 mg/L (ร้อยละ 95.28), ลดสีเหลือ $1,586.94 \pm 0.03$ ADMI (ร้อยละ 99.6), COD ลดเหลือ 326.00 ± 23.09 mg/L (ร้อยละ 36.09) และลด BOD เหลือ 214.66 ± 15.21 mg/L (ร้อยละ 36.51) ซึ่งสอดคล้องกับผลของการศึกษาของ Zhao et al. (2022) ที่แสดงให้เห็นว่า $FeCl_3$ มีประสิทธิภาพสูงในการรวมตะกอนสารอินทรีย์และอนินทรีย์ในน้ำชะขยะหลังผ่านกระบวนการออกซิเดชันขั้นต้น.

การใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ในกระบวนการโคแอกกูเลชันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่ผ่านกระบวนการเฟนตัน สามารถลดค่าความขุ่นได้ถึง 18.97 ± 0.01 NTU (ร้อยละ 94.85) ลด TSS เหลือ 35.44 ± 0.02 mg/L (ร้อยละ 94.85) ลดสีเหลือ $1,587.33 \pm 0.01$ ADMI (ร้อยละ 99.63) ลด COD เหลือ 288.67 ± 4.62 mg/L (ร้อยละ 31.96) และลด BOD เหลือ 190.07 ± 3.04 mg/L (ร้อยละ 32.06) ดังแสดงในตาราง 22 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าแม้ประสิทธิภาพในการลด COD และ BOD จะต่ำกว่าเล็กน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum และ $FeCl_3$ แต่ก็ยังอยู่ในเกณฑ์ที่เหมาะสมต่อการบำบัดเบื้องต้น

โดยสรุปแล้ว การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันมีศักยภาพสูงในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ โดยเฉพาะในด้านการลดค่าความขุ่น สี และของแข็งแขวนลอย ซึ่งแสดงให้เห็นถึงแนวทางการพัฒนาเทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียที่สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในอนาคต



ภาพประกอบ 90 สีน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบผ่านกระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชั่น

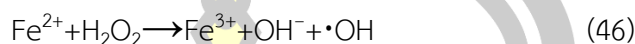
ตาราง 22 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชั่น

Parameter	Control	ความเข้มข้นที่เหลือ		
		Fenton-Alum	Fenton-FeCl ₃	Fenton-TISTR
Turbidity (NTU)	31.23±1.31	18.52±0.04	19.06±0.02	18.97±0.01
TSS (mg/L)	54.00±3.46	34.60±0.07	35.60±0.03	35.44±0.02
Color (ADMI)	1,395.35±0.01	1,587.86±0.01	1,586.94±0.03	1,587.33±0.01
COD (mg/L)	683.67±3.21	312.67±4.62	326.00±23.09	288.67±4.62
BOD (mg/L)	447.17±2.12	205.88±3.04	214.66±15.21	190.07±3.04

เมื่อพิจารณาผลการทดสอบบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเพนตันที่มีค่า pH 3 พบว่า สามารถบำบัดมลพิษในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้สูงในหลายพารามิเตอร์หรือหลายตัวบ่งชี้ ซึ่งในการบำบัดด้วยกระบวนการเพนตัน (Fenton Process) ที่ pH 3 กระบวนการเพนตันใช้ H₂O₂ และ Fe²⁺ ในการสร้าง OH• (ไฮดรอกซิลเรดิคัล) ซึ่งเป็นสารออกซิแดนท์ที่แรง OH• สามารถทำลายโครงสร้างของสารอินทรีย์และสารที่ให้สีในน้ำชะขยะ สารอินทรีย์ที่ถูกออกซิไดซ์บางส่วนอาจเกิดเป็นโมเลกุลที่เล็กลงหรือกลายเป็นสารที่มีขี้วมากขึ้น และเมื่อนำมาบำบัดต่อด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชั่นด้วยสารเร่งตะกอน FeCl₃ ที่ pH 6 จะทำให้เกิดการสร้างเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ (Fe(OH)₃) ซึ่งเป็นตะกอนที่ช่วยจับสารแขวนลอยและสารอินทรีย์ที่ถูกออกซิไดซ์จากกระบวนการเพนตัน สารอินทรีย์ที่ถูกออกซิไดซ์บางส่วนอาจกลายเป็นสาร

ที่มีขั้วมากขึ้น ซึ่งสามารถถูกกำจัดออกได้ดีขึ้น ส่งผลให้ความขุ่น และ TSS ลดลง เพราะตะกอนที่เกิดขึ้นมีขนาดใหญ่และสามารถตกตะกอนได้ง่าย และทำให้สีลดลง เนื่องจากสารที่ให้สี เช่น ฮิวมิกแอซิด หรือ สารประกอบอะโรมาติก ถูกออกซิไดซ์และถูกกำจัดออกในรูปของตะกอน

ปฏิกิริยาต่างๆ ที่เกิดขึ้นในกระบวนการเฟนตันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ (M.R. et al., 2018) แสดงในสมการ 46



Fe^{2+} ทำปฏิกิริยากับ H_2O_2 เพื่อสร้าง Fe^{3+} , ไฮดรอกไซด์ไอออน (OH^-) และไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) และปฏิกิริยาออกซิเดชันของสารอินทรีย์ (R-H) โดย $\cdot\text{OH}$ ในสมการ 47



ไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\cdot\text{OH}$) ทำลายพันธะของสารอินทรีย์ (R-H) ทำให้เกิดอนุมูลอิสระ $\text{R}\cdot$ และน้ำ อนุมูลอิสระทำปฏิกิริยากับออกซิเจน เกิดเป็นสารอินทรีย์ออกซิไดซ์ ในสมการ 48



เมื่อนำน้ำชะขยะที่ผ่านกระบวนการเฟนตัน ถูกปรับสภาพให้มีค่า pH 7 และเติมสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเมื่อ FeCl_3 อยู่ในสารละลาย ดังสมการ 49



เฟอร์ริกคลอไรด์ทำปฏิกิริยากับน้ำ เกิดเป็นเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ที่ไม่ละลายน้ำและตกตะกอน และเกิดปฏิกิริยาจับตะกอนของสารอินทรีย์ (R-COO^-) กับ Fe^{3+} ดังแสดงในสมการ 50



ไอออน Fe^{3+} ทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ประจุลบ (เช่น กรดฮิวมิก) และเกิดเป็นตะกอนตกออกจากน้ำ ทำให้ Turbidity และ TSS ลดลง เพราะ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ช่วยจับสารแขวนลอยและตกตะกอนออกและค่า Color ลดลง เนื่องจากสารอินทรีย์ที่ให้สีถูกกำจัดออกโดยการดูดซับและตกตะกอน และการใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ในกระบวนการโคแอกกูเลชันช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารมลพิษ (Eddeeb et al., 2019)

4.2.2.3 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน และกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

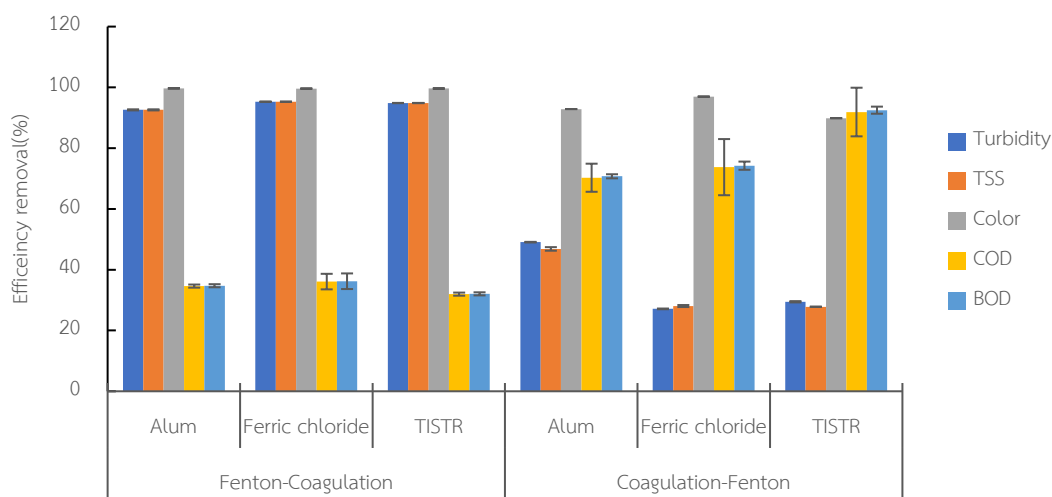
ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน ในสภาวะที่เหมาะสมที่ได้จากการศึกษา พบว่า การบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR ตามด้วยเฟนตัน มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด COD และ BOD โดยการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR (coagulation-Fenton) ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD และ BOD สูงสุด ร้อยละ 91.89 และร้อยละ 92.50 และเมื่อใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR (Fenton-coagulation) พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัด COD และ BOD ลดลง เหลือร้อยละ 31.96 และร้อยละ 32.06 เนื่องจากกระบวนการเฟนตันซึ่งดำเนินการเป็นขั้นตอนแรกที่ pH 3 ส่งผลให้เกิดการสลายตัวของสารอินทรีย์บางส่วนและการเกิดอนุภาคขนาดเล็ก ซึ่งเมื่อเข้าสู่กระบวนการโคแอกกูเลชันในลำดับถัดไปที่ pH 7 อาจไม่สามารถจับตะกอนสารอินทรีย์หรือไม่สามารถแลกเปลี่ยนไอออนเหล่านั้นได้อย่างมีประสิทธิภาพเท่าที่ควร ส่งผลให้ประสิทธิภาพการรวมตัวของตะกอนลดลง และส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัด COD และ BOD ลดลงอย่าง (Neyens & Baeyens, 2003; Tchobanoglous et al., 2014) ในทางตรงกันข้าม เมื่อใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH 7 ก่อนกระบวนการเฟนตัน จะช่วยในการรวมตัวของสารแขวนลอยและสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบให้ตกตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพ และเมื่อเข้าสู่กระบวนการเฟนตันในขั้นถัดไปที่ pH 3 ซึ่งเหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน จึงสามารถออกซิเดซ์สลายสารอินทรีย์ที่เหลือได้อย่างสมบูรณ์มากยิ่งขึ้น จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพโดยรวมในการลดค่า COD และ BOD สูงขึ้น (Kang & Hwang, 2000; Wang et al., 2010) สำหรับการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่าการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน มีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด COD ที่ร้อยละ 96.96 และการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย Alum ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ร้อยละ 92.89 และการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ร้อยละ 89.86 เนื่องจากการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ทำให้เกิดสารประกอบเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ที่มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ได้สูงที่ pH 6 (Amudaa & Alade, 2006) และเมื่อตามด้วยกระบวนการเฟนตันที่ pH 3 ซึ่งเป็นสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการสร้างอนุมูลไฮดรอกซิล ($\cdot\text{OH}$) ซึ่งมีความสามารถในการออกซิเดซ์สารอินทรีย์ที่ก่อให้เกิดสีอย่างมีประสิทธิภาพ (Neyens & Baeyens, 2003) จึงส่งผลการบำบัด COD

ประสิทธิภาพสูงสุด อย่างไรก็ตามแม้ว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน จะสามารถลดสี แต่สารประกอบอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ที่เกิดขึ้นมีความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์ได้น้อยกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ (Tchobanoglous et al., 2014) ประกอบกับโครงสร้างของสารเร่งตกตะกอน TISTR อาจมีประสิทธิภาพในการรวมตะกอนต่ำกว่าสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ จึงทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสีลดลงตามลำดับ

การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบโดยใช้กระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, $FeCl_3$ และ TISTR พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น TSS และสี สูงสุด โดยการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น TSS และสี สูงสุดที่ร้อยละ 95.28, 95.28 และ 99.6 เนื่องจากกระบวนการเฟ้นต้นสามารถสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนให้มีโครงสร้างเล็กลง โดยอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet OH$) ที่เกิดขึ้นในสภาวะกรดมีประสิทธิภาพสูงในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ จากนั้นเมื่อเข้าสู่กระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH 6 ซึ่งเป็นสภาวะที่เหมาะสมต่อการเกิดการตกตะกอนของ $Fe(OH)_3$ จาก $FeCl_3$ ทำให้เกิดการรวมตัวของฟล็อกได้อย่างมีประสิทธิภาพ ส่งผลให้สารแขวนลอยและสีที่หลงเหลือจากขั้นตอนแรกถูกกำจัดออกได้อย่างมีประสิทธิภาพสูง (Tchobanoglous et al., 2014; Turki et al., 2014) และสอดคล้องกับงานวิจัยของ Deng et al. (2024) ซึ่งรายงานว่ากระบวนการเฟ้นต้นสามารถลดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากและเสริมประสิทธิภาพการตกตะกอนเมื่อใช้งานร่วมกับโคแอกกูเลชัน

การลดสีในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, $FeCl_3$ และ TISTR ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสีให้สูงขึ้น มากกว่าการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟ้นต้น โดยกระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, $FeCl_3$ และ TISTR มีประสิทธิภาพในการบำบัดร้อยละ 99.66, 99.60 และร้อยละ 99.63 ตามลำดับภาพประกอบ 90 เนื่องจากการใช้กระบวนการเฟ้นต้นเป็นกระบวนการแรกในการบำบัด ที่ pH 3 ซึ่งเป็น pH ที่เหมาะสมสามารถสร้างอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet OH$) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งช่วยออกซิไดซ์สารอินทรีย์และสารประกอบที่ก่อให้เกิดสีให้แตกตัวกลายเป็นสารขนาดเล็กหรือโมเลกุลที่มีขั้ว (polar) มากขึ้น (Neyens & Baeyens, 2003) ส่งผลให้มลสารต่างๆ ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบสามารถรวมตัวกับสารเร่งตกตะกอนได้ง่ายขึ้นในขั้นตอนของกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Amudaa & Alade, 2006) และสอดคล้องกับรายงานของ Vedrenne et al. (2012) ซึ่งพบว่าการบำบัดด้วยเฟ้นต้นสามารถลดสีของน้ำชะขยะได้อย่างมีประสิทธิภาพเมื่อใช้ร่วมกับกระบวนการโคแอกกูเลชันที่เหมาะสม

จากผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่าลำดับของกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ และการเลือกใช้ชนิดของสารเร่งตกตะกอน มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งผลการศึกษาสามารถใช้เป็นแนวทางในการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำชะขยะในระดับชุมชนหรืออุตสาหกรรมต่อไปในอนาคต



ภาพประกอบ 91 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน และกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ที่ pH 7 ด้วยสารเร่งตกตะกอน 10 g/L

4.4.2.4 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด Cr, Mn, Ni และ Pb ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยค่าโลหะหนักเริ่มต้นทั้ง 4 ชนิด เท่ากับ 0.0112 ± 0.0001 , 0.0074 ± 0.0006 , 0.0704 ± 0.0005 และ 0.0125 ± 0.0024 mg/L ตามลำดับ การบำบัด Cr ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลด Cr เหลือ 0.0019 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 17.31) เนื่องจาก Fe^{3+} สามารถตกตะกอนร่วมกับ Cr^{3+} ได้ดี และ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ที่เกิดขึ้นระหว่าง Coagulation มีคุณสมบัติเป็นตัวดูดซับโลหะหนักได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยเฉพาะในช่วง pH ที่ 6–8 (Wang et al., 2021) นอกจากนี้ยังอาจเกิด กระบวนการแลกเปลี่ยนไอออน (ion exchange) ระหว่าง Fe^{3+} และ Cr^{3+} บนพื้นผิวของสารตกตะกอน (Zhang et al., 2023) สารเร่งตกตะกอน Alum ลด Cr เหลือ 0.0035 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 31.34) เนื่องจาก Alum ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) เมื่อทำปฏิกิริยาในน้ำจะปล่อย Al^{3+} ซึ่งเกิดเป็น $\text{Al}(\text{OH})_3$ ที่มีคุณสมบัติในการดูดซับโลหะหนักได้เช่นกัน แต่ประสิทธิภาพของ

$\text{Al}(\text{OH})_3$ ในการดูดซับ Cr^{3+} มักต่ำกว่า $\text{Fe}(\text{OH})_3$ เนื่องจากคุณสมบัติทางไฟฟ้าสถิตและโครงสร้างของตะกอนที่ต่างกัน (Chen et al., 2021) และสารเร่งตกตะกอน TISTR ลด Cr เหลือ 0.0025 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 22.39) เนื่องจาก สารเร่งตกตะกอน TISTR อาจมีสมบัติเชิงดูดซับ (adsorptive properties) แต่ความสามารถในการรวมตัวกับ Cr^{3+} มักอยู่ในระดับปานกลาง เนื่องจาก SiO_2 มีความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนต่ำ และโครงสร้างผิวไม่เหมาะสมกับการจับ Cr โดยตรงเท่ากับ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Nguyen et al., 2020)

การบำบัด Mn ด้วยกระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัด Mn ได้เหลือ 0.0040 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 54.3) สารเร่งตกตะกอน TISTR ลด Mn เหลือ 0.0050 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 67.42) และด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลด Mn เหลือ 0.0061 ± 0.000 mg/L (ร้อยละ 82.35) ซึ่งสามารถบำบัดได้สูงสุด เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 เมื่อเติมในขั้นตอน Coagulation จะเกิด $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ซึ่งมีคุณสมบัติในการดูดซับและรวมตกตะกอนกับ Mn^{2+} ได้ดีมาก โดยเฉพาะในช่วง pH 6–8 ที่เหมาะสมกับการตกตะกอนของ $\text{Mn}(\text{OH})_2$ (Zhao et al., 2021) อีกทั้งยังเกิดปฏิกิริยาแลกเปลี่ยนไอออนหรือการดูดซับผ่านกลไก electrostatic interaction บนผิว $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ทำให้ Mn ถูกบำบัดได้อย่างมีประสิทธิภาพ

การบำบัด Ni ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ด้วยกระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum พบว่า สามารถลด Ni ได้ เหลือ 0.0068 ± 0.0003 mg/L (ร้อยละ 9.66) สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลด Ni เหลือ 0.0055 ± 0.0006 mg/L (ร้อยละ 7.77) และสารเร่งตกตะกอน TISTR ลด Ni เหลือ 0.0056 ± 0.006 mg/L (ร้อยละ 7.95) การบำบัด Ni ของสารเร่งตกตะกอน Alum เนื่องจากเมื่อเติม Alum ลงในน้ำ จะเกิดตะกอน $\text{Al}(\text{OH})_3$ ที่มีพื้นที่ผิวสูงและประจุบวกต่ำในช่วง pH 6–7 ซึ่งเหมาะสมต่อการดูดซับ Ni^{2+} ที่เป็นประจุบวกได้อย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้ ตะกอน $\text{Al}(\text{OH})_3$ ยังมีโครงสร้างที่สามารถสร้างพันธะกับไอออนโลหะผ่านกระบวนการ complexation ได้ดีกว่าตะกอนจาก FeCl_3 และวัสดุของ TISTR จึงทำให้ Alum มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลดปริมาณ Ni ในน้ำชะขยะ (Zhao et al., 2021)

การบำบัด Pb ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ด้วยกระบวนการเฟ้นต้นตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum พบว่า สามารถลด Pb ได้ เท่ากับ 0.0030 ± 0.002 mg/L (ร้อยละ 24.33) สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลด Pb ได้ เท่ากับ 0.0018 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 14.17) และสารเร่งตกตะกอน TISTR ลด Pb เท่ากับ 0.0049 ± 0.0010 mg/L (ร้อยละ 39.3) เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถบำบัด Pb ได้ดีที่สุด เนื่องจากมีพื้นที่ผิวสูงและหมู่ฟังก์ชันที่สามารถดูดซับ Pb^{2+} ได้ดี โดยเฉพาะในช่วง pH ที่เหมาะสมหลังการใช้กระบวนการเฟ้นต้น อีกทั้งโครงสร้างพรุนของสารเร่งตกตะกอน TISTR ยังช่วย

เพิ่มประสิทธิภาพในการจับโลหะผ่านกระบวนการ adsorption และ complexation ได้ดีกว่าสารอื่น (Nguyen et al., 2020) รายละเอียดในตาราง 23 และภาพประกอบ 92

ตาราง 23 การบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

Parameter	Control	ความเข้มข้นที่บำบัดได้		
		Fenton-Alum	Fenton-FeCl ₃	Fenton-TISTR
Cr (mg/L)	0.0112±0.0001	0.0035±0.001	0.0019±0.001	0.0025±0.001
Mn (mg/L)	0.0074±0.0006	0.0040±0.001	0.0061±0.000	0.0050±0.001
Ni (mg/L)	0.0704±0.0005	0.0068±0.0003	0.0055±0.0006	0.0056±0.006
Pb (mg/L)	0.0125±0.0024	0.0030±0.002	0.0018±0.0002	0.0049±0.0010

การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่ากระบวนการดังกล่าวสามารถลดปริมาณโลหะหนักได้อย่างมีนัยสำคัญ โดยเฉพาะ Cr, Mn, Ni และ Pb ซึ่งเป็นองค์ประกอบที่มีความเป็นพิษสูงและมักพบในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ โดยในกระบวนการนี้ได้ประยุกต์ใช้สารช่วยตกตะกอนสามชนิด ได้แก่ อะลูมิเนียม (Alum), เฟอร์ริกคลอไรด์ (FeCl₃) และสาร TISTR ซึ่งแสดงผลการบำบัดที่แตกต่างกันไปตามลักษณะของโลหะเป้าหมาย ดังแสดงในตาราง 24 และภาพประกอบ 92

การบำบัดโลหะ Cr พบว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ในกระบวนการโคแอกกูเลชันและตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถบำบัด Cr บำบัดสูงที่สุดที่ 0.0039 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 34.71) รองลงมาคือการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum และตามด้วยกระบวนการเฟนตัน บำบัด Cr ได้ 0.0038 mg/L (ร้อยละ 33.82) และการใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl₃ และตามด้วยกระบวนการเฟนตัน บำบัด Cr ได้ 0.0035 mg/L (ร้อยละ 30.88) โดยประสิทธิภาพที่สูงของการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR และตามด้วยกระบวนการเฟนตัน อาจเนื่องมาจากองค์ประกอบของสาร TISTR ที่มีคุณสมบัติในการจับอนุภาคโลหะผ่านกลไกการดูดซับร่วมกับกระบวนการตกตะกอนที่มีประสิทธิภาพ (Chen et al., 2020b) สำหรับ Mn พบว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถบำบัด Mn บำบัดสูงที่สุดที่ 0.0047 ± 0.0007 mg/L (ร้อยละ 64.25) รองลงมาคือการใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl₃ ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถบำบัด Mn ได้เท่าส

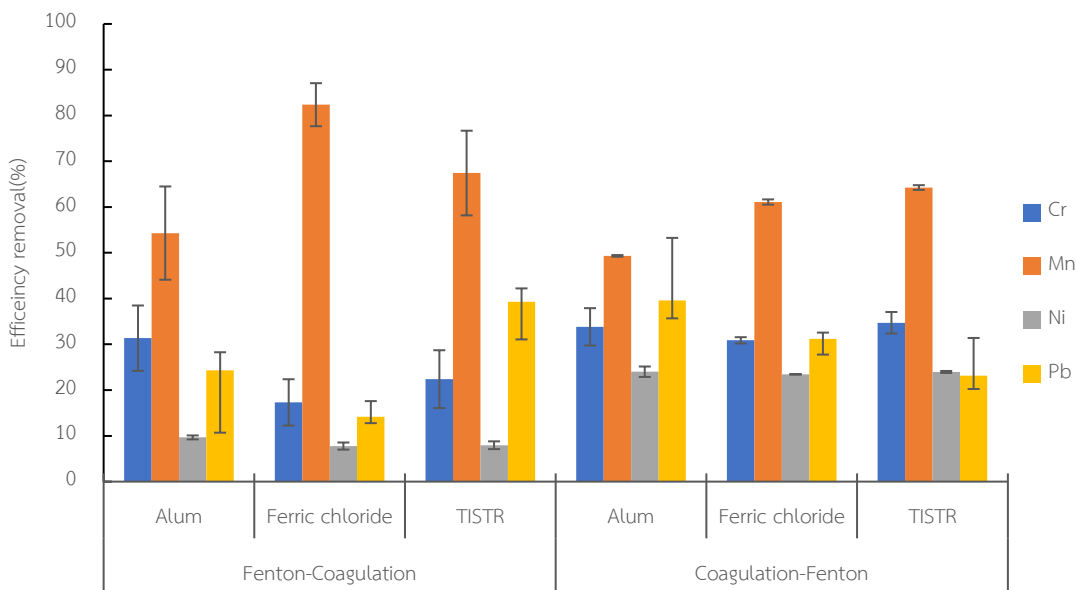
กับ 0.0045 mg/L (ร้อยละ 61.09) และการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถบำบัด Mn ได้เท่ากับ 0.0036 mg/L (ร้อยละ 49.32) ซึ่งผลการศึกษานี้สอดคล้องกับงานวิจัยของ Li et al. (2022) ที่รายงานว่า การใช้ Fe^{3+} หรือพอลิเมอร์ในกระบวนการ Coagulation สามารถเพิ่มการก่อตัวของตะกอน (floc formation) และช่วยในการตรึงโลหะหนักได้อย่างมีประสิทธิภาพ

สำหรับ Ni ซึ่งมีคุณสมบัติทนต่อการเปลี่ยนแปลงสภาวะแวดล้อม พบว่า การใช้สารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน และการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถบำบัด Ni ได้เท่ากัน โดยบำบัดได้ 0.0169 mg/L ร้อยละ 24.01 และร้อยละ 23.96 ตามลำดับ ในขณะที่การใช้สารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถบำบัด Ni ได้เท่ากับ 0.0165 mg/L (ร้อยละ 23.44)

การบำบัด Pb ซึ่งเป็นโลหะที่มีพิษสูงและยึดเกาะกับอนุภาคอินทรีย์ได้ง่าย พบว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถบำบัดได้ดีที่สุดที่ 0.0117 ± 0.0012 mg/L (ร้อยละ 39.61) รองลงมาคือ การใช้สารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน บำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.0091 mg/L (ร้อยละ 31.17) และการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถบำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.0067 mg/L (ร้อยละ 23.16) ซึ่งผลการทดลองดังกล่าวสอดคล้องกับรายงานของ Rahman et al. (2020) ที่ระบุว่ากลไกการเกิดสารประกอบร่วมระหว่างอลูมิเนียมและตะกั่วภายใต้สภาวะ pH ที่เหมาะสมช่วยเพิ่มความสามารถในการตกตะกอนของ Pb ได้อย่างมีนัยสำคัญ

ตาราง 24 ค่าการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน

Parameter	Control	ความเข้มข้นที่บำบัดได้		
		Alum-Fenton	$FeCl_3$ -Fenton	TISTR-Fenton
Cr (mg/L)	0.0112±0.0001	0.0038±0.0003	0.0035±0.0001	0.0039±0.0002
Mn (mg/L)	0.0074±0.0006	0.0036±0.0008	0.0045±0.0007	0.0047±0.0007
Ni (mg/L)	0.0704±0.0005	0.0169±0.0008	0.0165±0.0004	0.0169±0.0009
Pb (mg/L)	0.0125±0.0024	0.0117±0.0012	0.0091±0.0011	0.0067±0.0040



ภาพประกอบ 92 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักด้วยกระบวนการฟentonตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชั่น และกระบวนการโคแอกกูเลชั่นตามด้วยฟenton

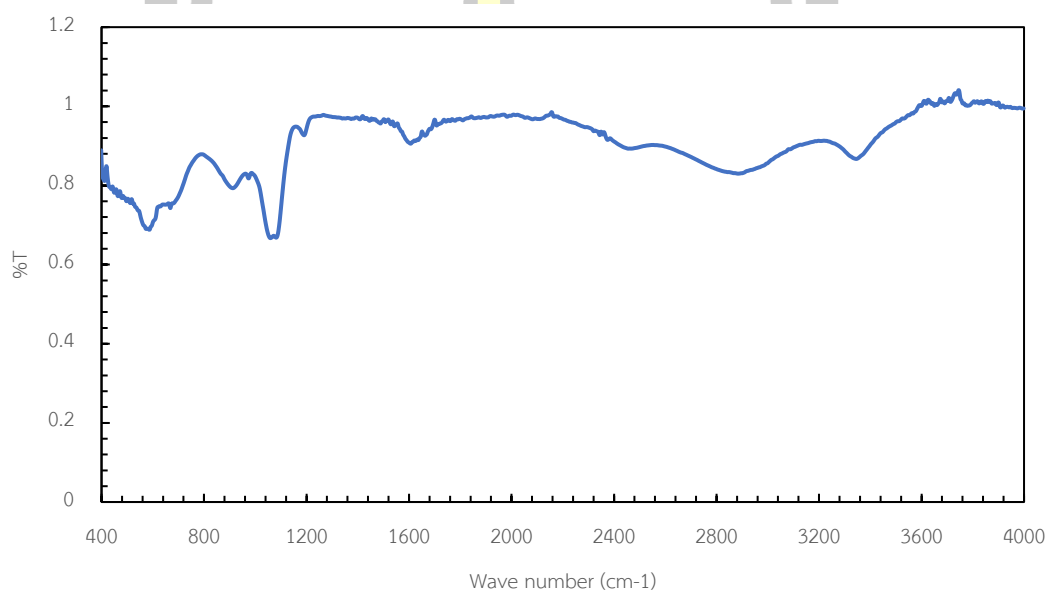
4.5 ศึกษาลักษณะทางกายภาพและเคมีของกากตะกอนที่ได้จากกระบวนการโคแอกกูเลชั่น และฟenton

การศึกษากากตะกอนที่ได้จากด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชั่นโดยใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุอันตรายชาติและฟenton ทำการศึกษาโดยการแยกเอาตะกอนที่ได้ด้วยการปั่นเหวี่ยงและนำกากตะกอนไปฝังให้แห้งในที่ร่ม นำตะกอนที่ได้ตรวจวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพภายนอกและตรวจวัดคุณลักษณะทางเคมีด้วย เครื่อง SEM/EXD และวิเคราะห์ตะกอนด้วยเครื่อง FTIR มีผลการตรวจวัดดังนี้

1) องค์ประกอบทางเคมีของสารเร่งตกตะกอน Alum

การวิเคราะห์องค์ประกอบของสารเร่งตกตะกอน Alum โดยใช้เทคนิค Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) ซึ่งเป็นเครื่องมือทางสเปกโทรสโกปีที่ใช้ตรวจสอบหมู่ฟังก์ชันของสารตัวอย่างจากการดูดกลืนแสงอินฟราเรดในช่วงความยาวคลื่นต่างๆ โดยทั่วไป สารส้มที่ใช้ในการทดลองประกอบด้วยโพแทสเซียม อะลูมิเนียม ซัลเฟต ($KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$) ซึ่งอยู่ในรูปของผลึกที่มีน้ำเป็นองค์ประกอบ และจากผลการวิเคราะห์ FTIR พบว่ามีแถบการดูดกลืนหลักปรากฏในช่วงคลื่นที่สำคัญดังนี้ ตำแหน่งที่ความคลื่น 3450 cm^{-1} สัมพันธ์กับการสั่นแบบยืด (stretching) ของพันธะ O-H จากโมเลกุลน้ำ (H_2O) ซึ่งอยู่ในโครงสร้างของสารส้มในรูปไฮเดรต ในช่วงความยาว

คลื่น 1630 cm^{-1} เป็นการสั่นแบบงอ (bending) ของพันธะ H-O-H ของน้ำ และในช่วงความยาวคลื่น $1100\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$ แสดงถึงการสั่นแบบยืดของพันธะ S=O จากไอออนซัลเฟต (SO_4^{2-}) ช่วงความยาวคลื่นระหว่าง $600\text{--}700\text{ cm}^{-1}$ เป็นการสั่นของพันธะ Al-O ซึ่งแสดงถึงการเชื่อมโยงระหว่างอะลูมิเนียมและออกซิเจนในโครงสร้าง และช่วงความยาวคลื่น $450\text{--}500\text{ cm}^{-1}$ เป็นการสั่นของพันธะโลหะ-ออกซิเจน (M-O) ซึ่งอาจเกิดจาก Al-O หรือ K-O (อรุณรัตน์ สันฐิติกวินสกุล, 2563) ภาพประกอบ 93

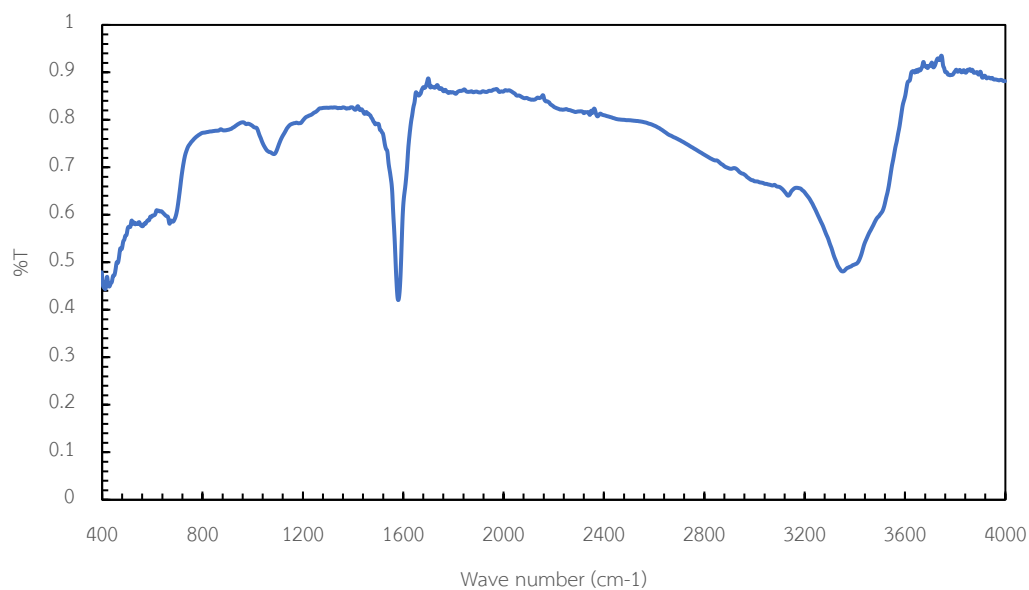


ภาพประกอบ 93 สเปกตรัมของสารเร่งตกตะกอน Alum จากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FTIR

จากภาพประกอบ 93 แสดงลักษณะของสเปกตรัม Alum ที่นำไปวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FTIR แสดงให้เห็นสเปกตรัมของ Alum ที่ใช้ในการทดสอบคือ $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$

2) องค์ประกอบทางเคมีของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3

การวิเคราะห์ FeCl_3 ด้วยเครื่อง FTIR (Fourier Transform Infrared Spectroscopy) จะให้สเปกตรัมที่สามารถแสดงการดูดกลืนของพันธะต่าง ๆ ในโมเลกุล โดยสเปกตรัม FTIR ของ FeCl_3 บริเวณความยาวคลื่น $3,400\text{ cm}^{-1}$ สัมพันธ์กับการสั่นแบบยืดของหมู่ -OH ซึ่งอาจเกิดจากความชื้นหรือการรวมตัวของ FeCl_3 (hydrated ferric chloride) กับน้ำ บริเวณความยาวคลื่น $1,630\text{ cm}^{-1}$ เป็นสัญญาณของการสั่นของพันธะ H-O-H bending ของโมเลกุลน้ำ ซึ่งยืนยันการมีอยู่ของน้ำในโครงสร้าง และบริเวณ $600\text{--}700\text{ cm}^{-1}$ สัมพันธ์กับการสั่นของพันธะ Fe-Cl ในโครงสร้างของ FeCl_3 (Sheng et al., 2020) ภาพประกอบ 94



ภาพประกอบ 94 สเปกตรัมของสารเร้งตกตะกอน FeCl_3 จากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FTIR

จากภาพประกอบ 94 แสดงสเปกตรัมของสารเร้งตกตะกอน FeCl_3 จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง FTIR แสดงให้เห็นถึงสเปกตรัมของสาร FeCl_3 ที่ใช้ในการทดสอบ

3) องค์ประกอบทางเคมีของสารเร้งตกตะกอน TISTR

สารเร้งตกตะกอน TISTR เป็นสารที่เกิดจากการสังเคราะห์ขึ้นในห้องปฏิบัติการได้รับความอนุเคราะห์จากสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (TISTR) ให้นำมาศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน และแพนตัน โดยก่อนนำไปใช้ในการศึกษาได้นำไปวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพด้วยกล้องสเตรียโอมิครอสโคปี พบว่าสารเร้งตกตะกอนมีลักษณะเป็นผงละเอียดคล้ายทราย สีเหลืองนวล ภาพประกอบ 95

พหุ ประถม ชาติ ชีวะ



ภาพประกอบ 95 สารเร่งตกตะกอน TISTR กำลังขยาย 20 เท่า

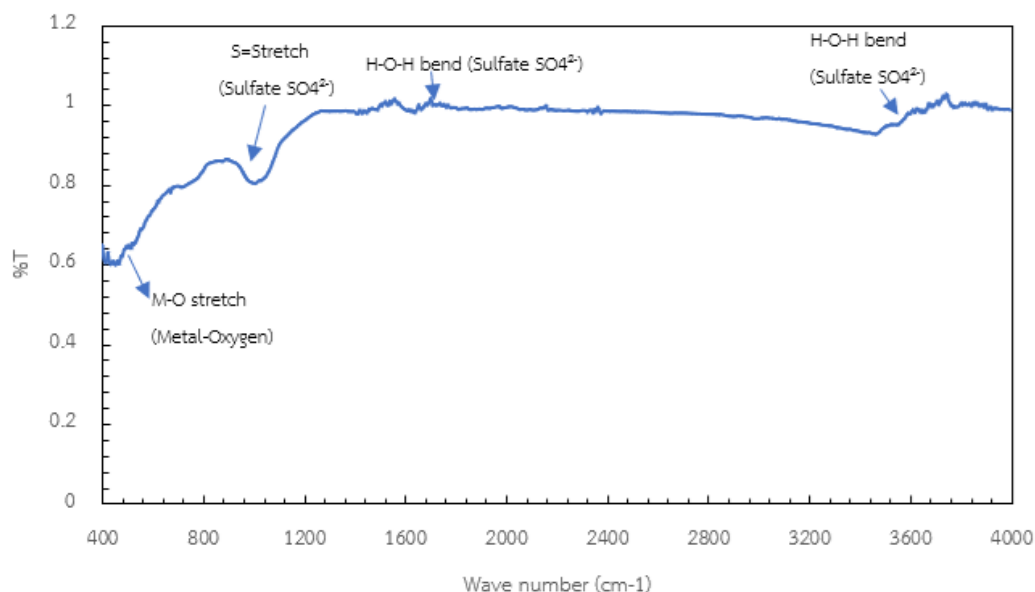
วิเคราะห์องค์ประกอบของสารเร่งตกตะกอน TISTR ด้วยเทคนิค FTIR พบ 4 ตำแหน่งสำคัญในสารเร่งตกตะกอน TISTR ทำการวิเคราะห์โดยอ้างอิงจาก อรุณรัตน์ สันฐิติภวินสกุล (2563) พบว่า ภายในสเปกตรัมของสาร TISTR ตำแหน่งช่วงความยาวคลื่น $3400-3200\text{ cm}^{-1}$ (พิคกว้าง) มีพันธะ O-H (Stretching) แสดงถึงการมีอยู่ของอนุมูลน้ำ (H_2O) หรืออนุมูลไฮดรอกซิล ($-\text{OH}$) ซึ่งบ่งบอกว่า สารอาจมีโครงสร้างของน้ำผลึก (crystal water) หรือกลุ่มฟังก์ชันที่สามารถจับกับน้ำได้ เช่นในสารประกอบอะลูมิเนียมซัลเฟต (Alum)

บริเวณสเปกตรัมที่มีช่วงความยาวคลื่นระหว่าง $1640-1620\text{ cm}^{-1}$ มีการสั่นโค้งของ H-O-H (bending vibration) ยืนยันการมีอยู่ของน้ำในโครงสร้างสารเร่งตกตะกอน ซึ่งมักพบในซัลเฟตไฮเดรตหรือสารประกอบเกลือโลหะที่ละลายน้ำได้

บริเวณสเปกตรัมที่มีช่วงความยาวคลื่นระหว่าง $1100-1000\text{ cm}^{-1}$ มีการสั่นของพันธะ S=O ของหมู่ซัลเฟต (SO_4^{2-}) บ่งชี้การมีอยู่ของหมู่ซัลเฟตในโครงสร้าง ซึ่งเป็นองค์ประกอบสำคัญของสารเร่งตกตะกอนประเภท Alum และ Coagulant เิงซัลเฟตที่ใช้กันทั่วไปในการบำบัดน้ำ

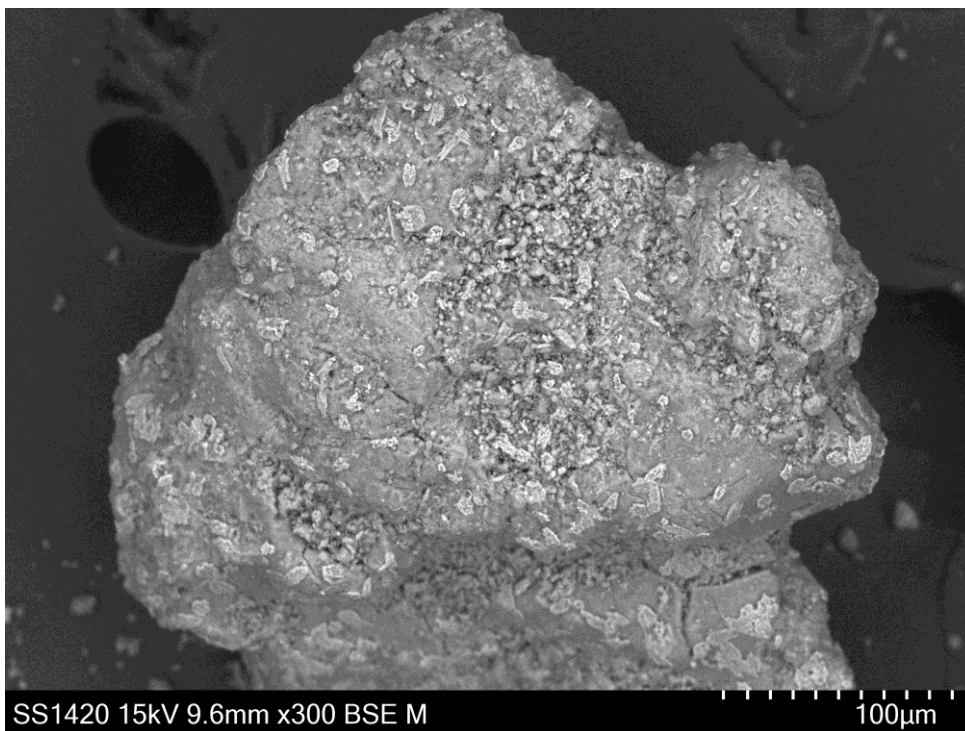
บริเวณสเปกตรัมที่มีช่วงความยาวคลื่นระหว่าง $600-400\text{ cm}^{-1}$ มีการสั่นของพันธะโลหะ-ออกซิเจน (เช่น Al-O หรือ Fe-O) ซึ่งเป็นสัญญาณของพันธะระหว่างโลหะกับออกซิเจน บ่งบอกถึงองค์ประกอบของโลหะในโครงสร้าง เช่น อะลูมิเนียม หรือเหล็ก ที่เป็นส่วนหนึ่งของสารช่วยตกตะกอน โดยสรุปสเปกตรัม FTIR ของสารเร่งตกตะกอน TISTR พบว่า มีองค์ประกอบสำคัญ ได้แก่ อนุมูล

น้ำ (H_2O) หรือน้ำผลึกในโครงสร้าง หมู่ไฮดรอกซิล ($-OH$) หมู่ซัลเฟต (SO_4^{2-}) และพันธะโลหะ-ออกซิเจน ($Al-O$ หรือ $Fe-O$) ซึ่งหมู่ฟังก์ชันนี้ที่พบเหล่านี้สอดคล้องกับองค์ประกอบของสารเร่งตกตะกอนประเภท Alum หรือ Ferric salts ที่มีความสามารถในการรวมตัวกับอนุภาคในน้ำเสียและช่วยในการตกตะกอน ภาพประกอบ 96



ภาพประกอบ 96 สเปกตรัมการของสารเร่งตกตะกอน TISTR

การวิเคราะห์องค์ประกอบสารเร่งตกตะกอน TISTR จากการวิเคราะห์ด้วย SEM/EXD จำนวน 6 จุด บนชิ้นตัวอย่าง ที่กำลังขยาย 300 เท่า ภายใต้แรงดันไฟฟ้าเร่ง (accelerating voltage) 15 kV พบว่า สารเร่งตกตะกอน TISTR มีลักษณะเป็นก้อนผิวขรุขระ และเมื่อทำการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค Energy Dispersive X-ray Spectroscopy (EDX) ณ บริเวณเดียวกัน พบองค์ประกอบหลักสำคัญที่มีปริมาณมากในสารเร่งตกตะกอน ได้แก่ Aluminum oxide (Al_2O_3) พบร้อยละ 53.00 ขององค์ประกอบทั้งหมด Silicon dioxide (SiO_2) พบร้อยละ 26.87 และ Calcium oxide (CaO) พบร้อยละ 11.61 รายละเอียดแสดงในตาราง 21 สันนิษฐานได้ว่า องค์ประกอบดังกล่าวซึ่งเป็นสารประเภทอะลูมิเนียมซิลิเกต (aluminosilicate) และอาจมีต้นกำเนิดจากแร่ดินเหนียวหรือวัสดุเซรามิก นอกจากนี้ สัดส่วนของ Al_2O_3 และ SiO_2 ที่มีปริมาณสูงยังสามารถสะท้อนคุณสมบัติด้านโครงสร้างของวัสดุที่เหมาะสมสำหรับการประยุกต์ใช้เป็นตัวดูดซับ (adsorbent) หรือสารตัวกลางในกระบวนการบำบัดมลพิษได้อีกด้วย



ภาพประกอบ 97 สารเร่งตกตะกอน TISTR จากการวิเคราะห์ด้วย SEM/EXD กำลังขยาย 300 เท่า

การศึกษาองค์ประกอบในสารเร่งตะกอน TISTR ภาพประกอบ 97 พบว่า องค์ประกอบที่ตรวจพบมีประโยชน์ในการนำไปบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ และด้วยคุณสมบัติ ในการดูดซับมลพิษในน้ำชะขยะสังเคราะห์ เชื่อมโยงกับปริมาณความเข้มข้นของสารที่ได้และพบว่า เมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของ TISTR มากขึ้น ยิ่งส่งผลให้การบำบัดมลพิษในน้ำชะขยะสูงขึ้น

องค์ประกอบของที่พบมากในโครงสร้างสาร ได้แก่ Al_2O_3 และ SiO_2 ซึ่งวัสดุที่มี องค์ประกอบหลักเป็น Al_2O_3 และ SiO_2 มักพบในซีโอไลต์ธรรมชาติ ซึ่งมีคุณสมบัติในการดูดซับ ไอออนโลหะหนักจากน้ำเสียได้ดี การเพิ่ม Na_2O ลงในระบบตะกอนที่ประกอบด้วย $CaO-MgO-FeO-SiO_2$ พบว่าช่วยเพิ่มความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสจากโลหะหลอมเหลว (Bin & Sobera-Madej, 2012) รายละเอียดแสดงในตาราง 25

พูน ปรณ ทิโต ชีเว

ตาราง 25 องค์ประกอบหลักของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่วิเคราะห์ได้ด้วยเทคนิค SEM/EDX

องค์ประกอบ	ความเข้มข้น (%)
Aluminum oxide (Al ₂ O ₃)	53.00
Silicon dioxide (SiO ₂)	26.87
Calcium oxide (CaO)	11.61
Rubidium (Rb)	3.12
Chlorine (Cl)	2.15
Antimony (Sb)	2.14
Nitrogen (N)	1.49
Iron(II) oxide / Ferrous oxide (FeO)	1.42
Sodium oxide (Na ₂ O)	1.17
Magnesium oxide (MgO)	1.07
Arsenic (As)	0.81
Potassium oxide (K ₂ O)	0.77

4.5.2 ลักษณะตะกอนที่ผ่านการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูแลนต์

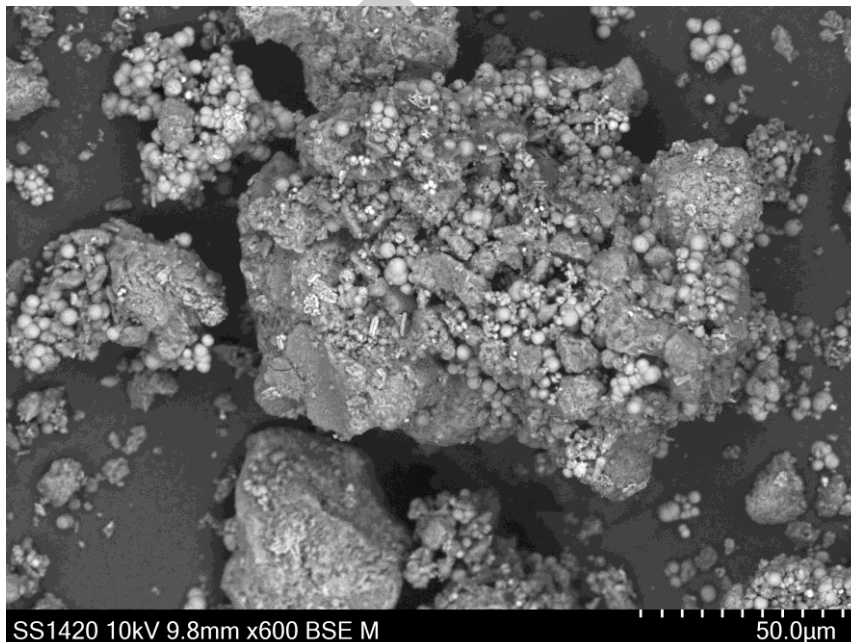
1) ลักษณะของตะกอนที่ผ่านการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูแลนต์ด้วยสารเร่ง

ตกตะกอน TISTR

การศึกษาลักษณะพื้นผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR หลังการบำบัดน้ำชะขยะที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที กำลังขยาย 600 เท่า ภายใต้แรงดันไฟฟ้าเร่ง (accelerating voltage) 10 kV พื้นผิวของโครงสร้างมีความแตกต่างจากโครงสร้างของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ยังไม่ผ่านการบำบัด ภาพประกอบ 98 แสดงให้เห็นถึงการจับตัวของมลพิษในน้ำชะขยะบนพื้นผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR ลักษณะส่วนใหญ่เป็นก้อนกลมขนาดเล็ก ซึ่งเกิดจากการดูดซับและแลกเปลี่ยนไอออน และตกตะกอน ประกอบไปด้วยแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO₃) (Sun et al., 2021) ซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของสารเร่งตกตะกอน TISTR

เมื่อวิเคราะห์องค์ประกอบของตะกอนของ TISTR หลังการบำบัดน้ำชะขยะ ที่ระยะเวลา 150 นาที ด้วยเทคนิค Energy Dispersive X-ray Spectroscopy (EDX) จำนวน 6 จุด บนตัวอย่างในภาพประกอบ 88 พบว่า องค์ประกอบของสารเร่งตะกอน TISTR มีการเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบโดย Aluminum oxide (Al₂O₃) ลดลงเหลือร้อยละ 38.48 Silicon dioxide (SiO₂)

ลดลงเหลือร้อยละ 19.61 และ Calcium oxide (CaO) เพิ่มขึ้นเป็น ร้อยละ 20.23 รายละเอียดแสดงในตาราง 26



ภาพประกอบ 98 ตะกอนของ TISTR หลังการบำบัดน้ำชะขยะ
ที่ระยะเวลา 150 นาที กำลังขยาย 600 เท่า

ภาพประกอบ 98 แสดงถึงลักษณะพื้นผิวของสารเร่งตะกอน TISTR หลังการบำบัดน้ำชะขยะที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที กำลังขยาย 600 เท่า ภายใต้แรงดันไฟฟ้าเร่ง (accelerating voltage) 10 kV พื้นผิวของโครงสร้างมีความแตกต่างเมื่อเทียบกับโครงสร้างของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ยังไม่ผ่านการบำบัดในภาพประกอบ 87 แสดงให้เห็นถึงการจับตัวของมลพิษในน้ำชะขยะบนพื้นผิวของสารเร่งตกตะกอน ซึ่งลักษณะส่วนใหญ่เป็นก้อนกลมขนาดเล็กซึ่งเกิดจากการดูดซับ การแลกเปลี่ยนไอออน และการตกตะกอนที่ประกอบไปด้วยแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3) (Xichen et al., 2021) ซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของสารเร่งตกตะกอน TISTR

เมื่อวิเคราะห์องค์ประกอบของตะกอนของ TISTR หลังการบำบัดน้ำชะขยะ ที่ระยะเวลา 150 นาที ด้วยเทคนิค Energy Dispersive X-ray Spectroscopy (EDX) จำนวน 6 จุด บนตัวอย่างในภาพประกอบ 98 พบว่า องค์ประกอบของสารเร่งตะกอน TISTR มีการเปลี่ยนองค์ประกอบ Aluminum oxide (Al_2O_3) ลดลงเหลือร้อยละ 38.48 Silicon dioxide (SiO_2) ลดลงเหลือร้อยละ 19.61 และ Calcium oxide (CaO) เพิ่มขึ้นร้อยละ 20.23 และ Magnesium oxide (MgO) เพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 5.95 รายละเอียดแสดงในตาราง 26

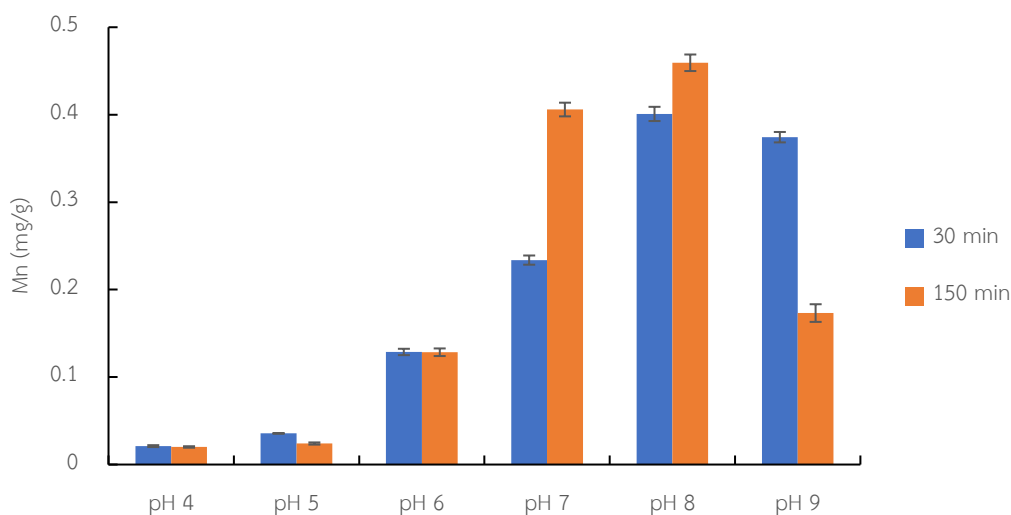
ตาราง 26 การเปลี่ยนแปลงของสัดส่วนสารเร่งตกตะกอน TISTR ก่อนบำบัดและหลังบำบัดน้ำชะขยะ โดยวิเคราะห์ด้วยเทคนิค SEM/EDX

องค์ประกอบ	ความเข้มข้น (%)	
	ก่อนนำไปบำบัด	หลังบำบัด
Aluminum oxide (Al_2O_3)	53.00	38.48
Silicon dioxide (SiO_2)	26.87	19.61
Calcium oxide (CaO)	11.61	20.23
Rubidium (Rb)	3.12	3.84
Chlorine (Cl)	2.15	-
Antimony (Sb)	2.14	8.11
Nitrogen (N)	1.49	-
Iron(II) oxide / Ferrous oxide (FeO)	1.42	1.75
Sodium oxide (Na_2O)	1.17	0.82
Magnesium oxide (MgO)	1.07	5.95
Arsenic (As)	0.81	-
Potassium oxide (K_2O)	0.77	1.22

จากตาราง 26 แสดงให้เห็นว่า Aluminum oxide (Al_2O_3) ซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักมีความเข้มข้นลดลงจากร้อยละ 53 เหลือร้อยละ 38.48 ซึ่งแสดงถึงการตกตะกอนหรือดูดซับของสารบางชนิดที่ทำให้ Al_2O_3 ลดลงหลังการบำบัดน้ำชะขยะ สำหรับ Silicon dioxide (SiO_2) ความเข้มข้นลดลงจากร้อยละ 26.87 เหลือร้อยละ 19.61 แสดงถึงการตกตะกอนของสารอินทรีย์บางชนิดหรือการจับตัวของ SiO_2 ร่วมกับสารอื่นๆ ซึ่งอาจเกิดจากกระบวนการของการทำปฏิกิริยาทางเคมีในการบำบัดน้ำชะขยะ และการเพิ่มขึ้นของ Calcium oxide (CaO) จากร้อยละ 11.61 เป็นร้อยละ 20.23 อาจเป็นผลจากการเพิ่มปริมาณของ CaO ในระหว่างกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ ซึ่งอาจช่วยในการปรับค่า pH หรือช่วยในการตกตะกอนของโลหะหนักในน้ำชะขยะ

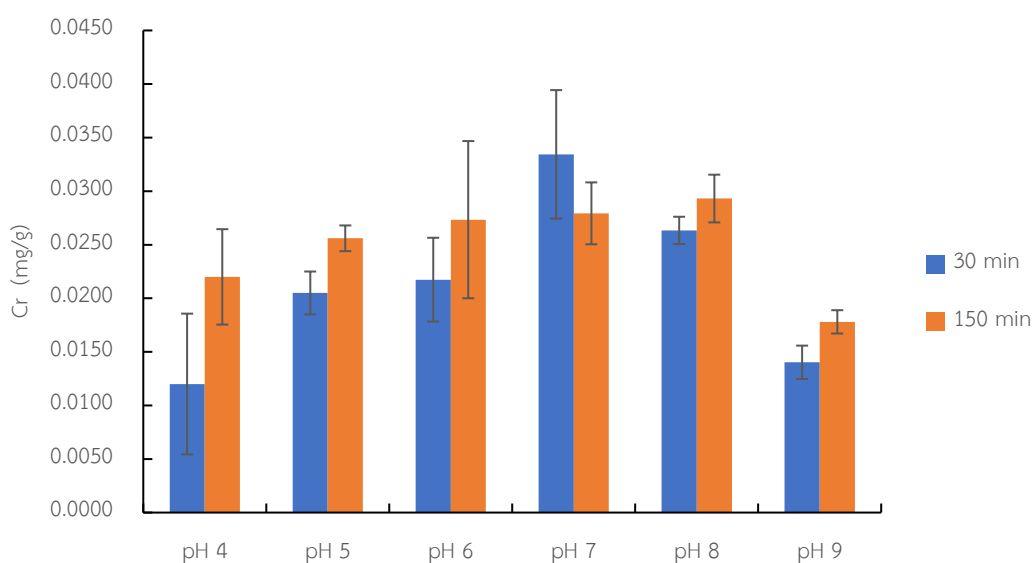
2) ปริมาณโลหะหนักในตะกอนที่เกิดจากกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR

การศึกษาปริมาณโลหะหนักในตะกอนสารเร่งที่ผลิตจากวัสดุธรรมชาติ หรือสารเร่งตกตะกอน TISTR พบว่า ตะกอนที่ได้สภาวะที่มีการบำบัดมลพิษสูงสุด ซึ่งจากการศึกษาที่ผ่านการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ที่ pH 7 สามารถบำบัดน้ำชะขยะได้สูงในหลายๆ ตัวบ่งชี้ทางสิ่งแวดล้อม ดังนั้นในการศึกษาปริมาณโลหะหนักจึงมุ่งเน้นศึกษาปริมาณโลหะหนักในตะกอน TISTR ที่ผ่านการบำบัดน้ำชะขยะที่ค่า pH 4-9 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 และ 150 นาที โดยวิเคราะห์โลหะหนักด้วยเครื่อง AAS พบว่า Mn ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ก่อนการบำบัดมีความเข้มข้น 0.7831 ± 0.0046 mg/L เมื่อผ่านการบำบัดน้ำชะขยะถูกดูดซับด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR พบว่า มีแนวโน้มปนเปื้อน Mn แปรผันตามค่า pH ของน้ำชะขยะที่สูงขึ้น จนถึง pH 9 ปริมาณความเข้มข้นของ Mn ลดลงสอดคล้องกับผลการบำบัด Mn ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ กล่าวคือ เมื่อในน้ำชะขยะสังเคราะห์มีค่า pH ต่ำ การบำบัดในน้ำจะสามารถบำบัดได้น้อย จึงตรวจวัดปริมาณโลหะหนักในน้ำได้มาก ในทางตรงกันข้าม เมื่อค่า pH ในน้ำสูงขึ้น pH 7-8 ปริมาณโลหะหนักในน้ำชะขยะลดลง แต่มาสะสมอยู่ในตะกอนแทน เนื่องจากเกิดการตกตะกอน Mn โดยตรวจพบ Mn ในตะกอนของสารเร่งตกตะกอน TISTR ในน้ำชะขยะที่ pH 7 และ 8 พบ Mn ในตะกอนสูง เท่ากับ 0.4059 ± 0.008 mg Mn/g TISTR และ 0.4594 ± 0.008 mg Mn/g TISTR ตามลำดับ ภาพประกอบ 99



ภาพประกอบ 99 ปริมาณ Mn ในตะกอนที่เกิดจากกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR

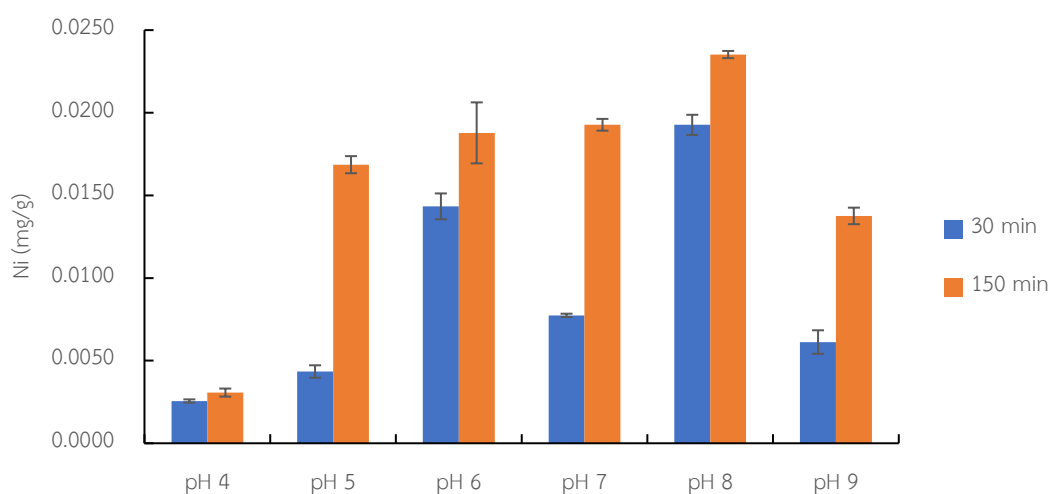
ปริมาณ Cr ที่ตรวจพบในตะกอน TISTR ที่เหลือจากกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ มีปริมาณ Cr ในตะกอนทุกๆ ค่า pH ที่ใช้ในการบำบัด และมีปริมาณที่ใกล้เคียงกันโดยปริมาณ Cr พบสูงสุดในตะกอน TISTR ที่ใช้บำบัดน้ำชะขยะที่ pH 5 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที โดยมี Cr เท่ากับ 0.0256 ± 0.012 mg Cr/g TISTR โดยเริ่มมีปริมาณคงที่ในตะกอนที่ได้จากการบำบัดในน้ำชะขยะ pH 6, 7 และ 8 ตามลำดับ ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที มีความเข้มข้นของโลหะหนัก Cr เท่ากับ 0.0273 ± 0.007 , 0.0279 ± 0.003 และ 0.0293 ± 0.002 mg Cr/g TISTR ตามลำดับ และปริมาณโลหะในตะกอนลดลงที่ pH 9 ภาพประกอบ 100



ภาพประกอบ 100 ปริมาณ Cr ในตะกอนที่เกิดจากกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ ด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR

การศึกษาปริมาณ Ni ในตะกอน TISTR ที่ใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะ พบว่า ปริมาณ Ni ในตะกอน TISTR มีความสัมพันธ์กับค่า pH และระยะเวลาในการตกตะกอนอย่างชัดเจน การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ Ni สามารถอธิบายได้จากกระบวนการทางเคมีและฟิสิกส์ที่เกิดขึ้นในช่วงเวลาบำบัดต่างๆ การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ Ni ตามค่า pH และระยะเวลาตกตะกอน ผลของ Ni ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที พบว่า ปริมาณ Ni ในตะกอน TISTR มีค่าสูงขึ้นตามค่า pH ที่สูงขึ้น pH 4 ถึง pH 6 โดยที่ pH 8 มีปริมาณ Ni สูงสุดเท่ากับ 0.0193 mg Ni/g TISTR และในขณะที่ตัวอย่างตะกอนที่ pH 4 มีปริมาณ Ni ต่ำสุดที่ 0.0026 mg Ni/g TISTR

การเพิ่มขึ้นของ Ni ที่ pH สูงอาจเกิดจากการละลายหรือการสะสมตัวของ Ni ในรูปของไอออนที่เหมาะสมตามสภาวะความเป็นกรด-ด่าง ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ปริมาณ Ni ในตะกอนของสารเร่งตกตะกอน TISTR ยังคงมีการเพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มค่า pH 4 ถึง pH 8 โดยที่ pH 8 จะมีปริมาณ Ni สูงสุด เท่ากับ 0.0235 mg Ni/g TISTR และในตัวอย่างตะกอนที่ pH 4 จะมีปริมาณ Ni ต่ำสุดเท่ากับ 0.0031 mg Ni/g TISTR การเพิ่มขึ้นในช่วงเวลานี้อาจบ่งชี้ถึงการเพิ่มประสิทธิภาพในการจับตัวของ Ni ในตะกอนเมื่อเพิ่มระยะเวลาในการตกตะกอน ภาพประกอบ 101

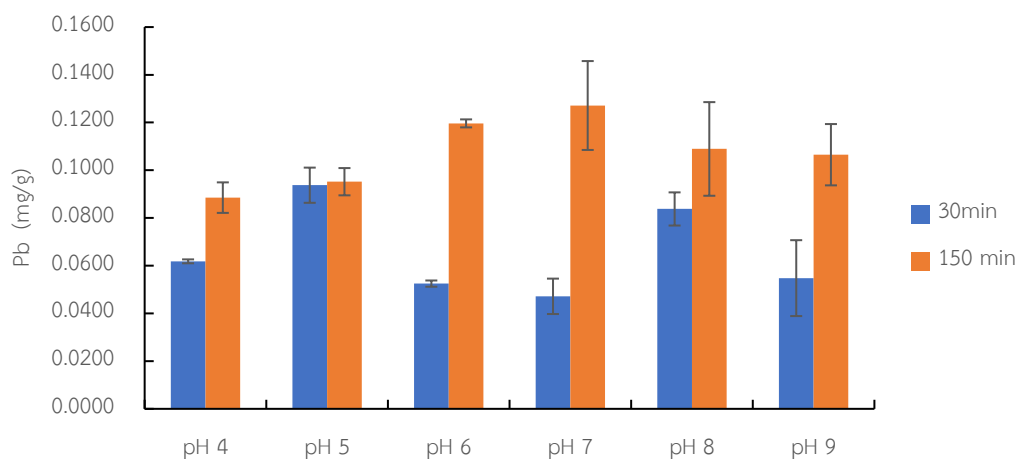


ภาพประกอบ 101 ปริมาณ Ni ในตะกอนที่เกิดจากการบำบัดน้ำชะขยะด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR

โลหะหนักที่พบในตะกอนของสารเร่งตะกอน TISTR สามารถอธิบายได้จากกลไกหลักสองประการ ได้แก่ การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange) และการดูดซับทางเคมี (Chemisorption) ซึ่งกลุ่มประจุบวกบนพื้นผิวของตะกอนสามารถถูกแทนที่ด้วยไอออนของโลหะที่อยู่ในสารละลายได้ โดยเฉพาะในสภาวะที่มีไอออนของ H^+ หรือ Na^+ จำนวนมากซึ่งมักพบในสารละลายที่มีค่า pH ต่ำ ทำให้ประสิทธิภาพการตรึงโลหะลดลง และเกิดการปลดปล่อยโลหะเดิมออกมาแทน (Huang et al., 2024) สำหรับกลไกการดูดซับทางเคมี เป็นเกิดจากการสร้างพันธะเคมีระหว่างโลหะกับกลุ่มฟังก์ชันบนพื้นผิวของตะกอน เช่น $-OH$ หรือ $-COOH$ โดยที่ค่า pH ของระบบมีผลต่อสถานะโปรตอนของกลุ่มเหล่านี้ เช่น ที่ pH ต่ำ กลุ่ม $-OH$ อาจถูกโปรตอน ($-OH_2^+$) และลดความสามารถในการยึดจับโลหะ (Ali et al., 2024)

การศึกษาปริมาณ Pb ในตะกอนจากการบำบัดน้ำชะขยะด้วยสารเร่งตกตะกอน พบว่า ปริมาณ Pb ในตะกอนมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ตามระยะเวลาและค่าพีเอชของน้ำชะขยะที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที พบว่า ปริมาณ Pb ในตะกอนสูงที่สุดที่ pH 5 เท่ากับ 0.0937

mg/g TISTR และต่ำที่สุดที่ pH 7 เท่ากับ 0.0472 mg Pb/g TISTR ในขณะที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที พบว่า ปริมาณ Pb เพิ่มขึ้นในทุกค่า pH 4 ถึง pH 7 โดยเฉพาะที่ pH 7 ตะกอนมี Pb สูงที่สุดเท่ากับ 0.1271 mg Pb/g TISTR ขณะที่ pH 4 มีค่าต่ำที่สุด เท่ากับ 0.0885 mg Pb/g TISTR ภาพประกอบ 102



ภาพประกอบ 102 ปริมาณ Pb ในตะกอนที่เกิดจากการบำบัดน้ำชะขยะด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR

ผลการตรวจวัดปริมาณ Pb แสดงให้เห็นว่าระยะเวลาตกตะกอน ส่งผลต่อการเพิ่มขึ้นของปริมาณ Pb ในตะกอน TISTR โดยเฉพาะเมื่อเวลาตกตะกอนเพิ่มจาก 30 นาที เป็น 150 นาที สอดคล้องกับกลไกของกระบวนการดูดซับและการสะสม (adsorption and precipitation) ที่ต้องอาศัยเวลาเพื่อให้เกิดการจับตัวของไอออนโลหะกับพื้นผิวของสารเร่งตกตะกอนอย่างมีประสิทธิภาพ และการเปลี่ยนแปลงของค่า pH ในน้ำชะขยะส่งผลต่อพฤติกรรมของ Pb ในสารละลาย ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ Wang et al. (2021) ที่ระบุว่าโลหะหนัก Pb มีการเปลี่ยนแปลงสภาวะทางเคมีตามระดับความเป็นกรด-ด่าง โดยที่ค่า pH ปานกลาง (pH 6-8) จะเอื้อต่อการจับตัวกับตะกอนมากที่สุด เนื่องจาก pH ช่วงนี้ Pb จะตกตะกอนในรูปของ $Pb(OH)_2$ และสามารถถูกดูดซับ Pb ได้อย่างมีประสิทธิภาพบนพื้นผิวของสารเร่งตกตะกอน TISTR

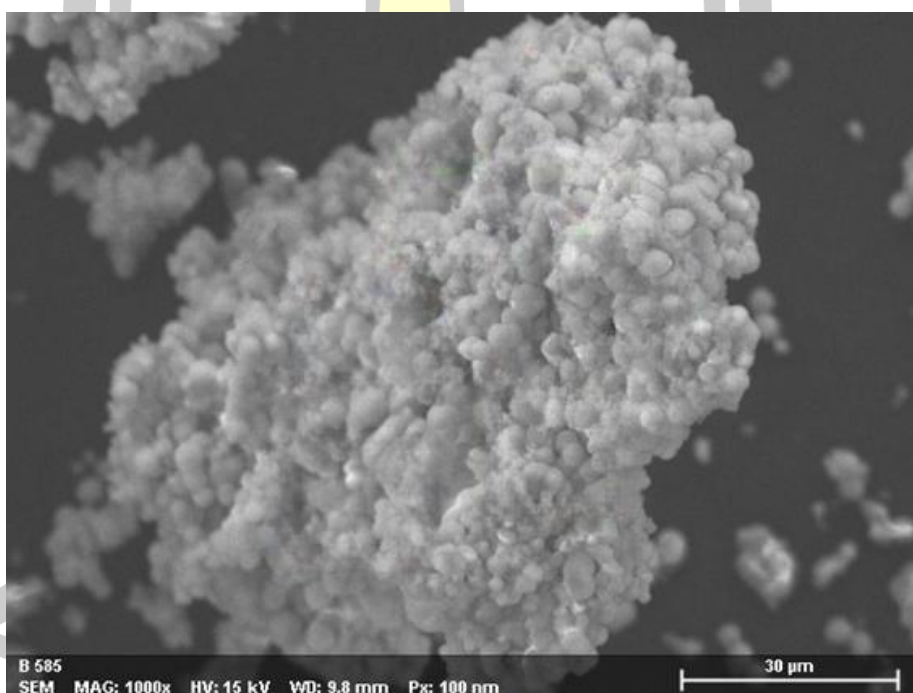
นอกจากนี้ งานวิจัยของ Liu et al. (2023) พบว่าการบำบัดโลหะหนักในน้ำเสียด้วยวัสดุดูดซับชีวภาพหรือวัสดุที่มีลักษณะคล้าย TISTR จะมีประสิทธิภาพดีที่สุดในสภาวะ pH ปานกลางถึงต่ำเล็กน้อย โดยเฉพาะเมื่อมีเวลาในการสัมผัสนานเพียงพอ ซึ่งตรงกับผลการทดลองนี้ที่แสดงให้เห็นว่า pH 7 และเวลา 150 นาที ให้ค่าการดูดซับ Pb สูงสุด

4.5.3 ลักษณะของตะกอนจากกระบวนการเฟนตัน

1) ลักษณะทางกายภาพของตะกอนจากกระบวนการเฟนตัน

การบำบัดน้ำชะขยะด้วยกระบวนการเฟนตัน (Fenton Process) เป็นเทคนิคการออกซิเดชันขั้นสูงที่ใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ โดยใช้ปฏิกิริยาระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) และไอออนเหล็ก (Fe^{2+}) เพื่อสร้างอนุมูลไฮดรอกซิล ($\cdot OH$) ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์และสารมลพิษต่างๆ ในน้ำชะขยะได้อย่างมีประสิทธิภาพ กระบวนการนี้ก่อให้เกิดตะกอน (sludge) เป็นผลพลอยได้ ซึ่งส่วนใหญ่ประกอบด้วยสารประกอบของเหล็ก เช่น ไฮดรอกไซด์ของเหล็ก ($Fe(OH)_3$) และอาจมีสารมลพิษที่ถูกกำจัดจากน้ำชะขยะ เช่น โลหะหนักและสารอินทรีย์ที่ถูกดูดซับอยู่ในตะกอนเหล่านี้ (Mohammad et al., 2012)

ภาพประกอบ 103



ภาพประกอบ 103 ตะกอนจากการบำบัดน้ำชะขยะด้วยกระบวนการเฟนตัน กำลังขยาย 1,000 เท่า

การวิเคราะห์ห้องค์ประกอบตะกอนที่ได้จากกระบวนการเฟนตันในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่อัตราส่วน 10:1 ด้วยเครื่อง SEM/EXD จำนวน 6 จุด บนชิ้นตัวอย่าง ที่กำลังขยาย 1,000 เท่า ภายใต้แรงดันไฟฟ้าเร่ง (accelerating voltage) 15 kV พบว่า มีตะกอนลักษณะกลมขนาดเล็กเกาะติดกันเป็นก้อนกลมรี ภาพประกอบ 150 ซึ่งเป็นลักษณะคล้ายผลึกของ Manganese

oxide (MnO) (Dong et al., 2023) และเมื่อทำการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค Energy Dispersive X-ray Spectroscopy (EDX) ณ บริเวณเดียวกัน พบองค์ประกอบหลักสำคัญที่มีปริมาณมากในสารเร่งตกตะกอน แสดงในตาราง 27

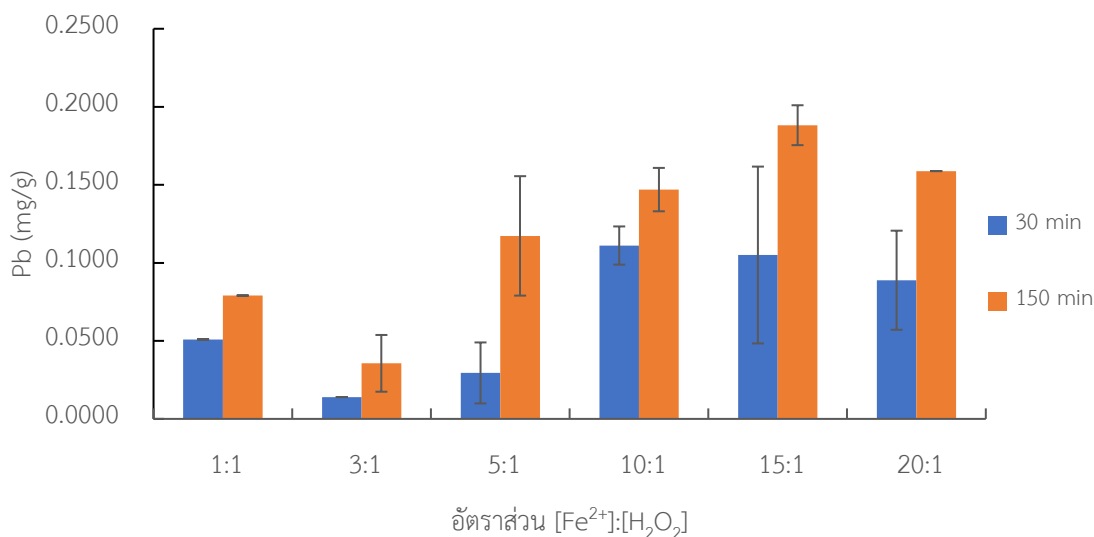
ตาราง 27 องค์ประกอบของตะกอนจากปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดน้ำชะขยะ

องค์ประกอบ	ความเข้มข้น (%)
Calcium oxide (CaO)	55.24
Manganese oxide (MnO)	21.28
Magnesium oxide (MgO)	9.52
Phosphorus pentoxide (P ₂ O ₅)	8.71
Sodium oxide (Na ₂ O)	2.25
Aluminum oxide (Al ₂ O ₃)	1.16
Iron(II) oxide / Ferrous oxide (FeO)	1.45
Silicon dioxide (SiO ₂)	1.23

2) ปริมาณโลหะหนักในตะกอนที่เกิดจากกระบวนการเฟนตัน

การศึกษาโลหะหนักในตะกอนที่ได้จากการศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตัน ในน้ำชะขยะ pH 3 ในการบำบัดโลหะหนัก Cr, Mn, Ni และ Pb โดยการวิเคราะห์หาปริมาณโลหะหนักในตะกอนเฟนตันด้วยเทคนิค AAS พบว่า ตะกอนจากกระบวนการเฟนตันในทุกอัตราส่วนที่ใช้ในการศึกษาตรวจพบ Pb แต่ไม่พบโลหะหนัก Cr, Mn และ Ni ผลการตรวจวิเคราะห์แสดงให้เห็นว่า อัตราส่วน [Fe²⁺]:[H₂O₂] ที่มี Pb ตกค้างในตะกอนมากที่สุดคือ อัตราส่วนเฟนตัน อัตราส่วน [Fe²⁺]:[H₂O₂] 15:1 โดยตรวจพบ 1.0501±0.13 mg Pb/g ที่ระยะเวลาตกตะกอน 30 นาที อัตราส่วนเฟนตัน อัตราส่วน [Fe²⁺]:[H₂O₂] 20:1 มี Pb เท่ากับ 0.1588 ±0.03 mg Pb/g ตะกอน ที่ระยะตกตะกอน 150 นาที และอัตราส่วนเฟนตัน อัตราส่วน [Fe²⁺]:[H₂O₂] 10:1 มี Pb เท่ากับ 0.1469±0.0122 mg Pb/g ตะกอน ที่ระยะตกตะกอน 150 นาที

ภาพประกอบ 104



ภาพประกอบ 104 ปริมาณโลหะหนัก Pb ในตะกอนจากกระบวนการฟenton

การตรวจพบปริมาณ Pb ในตะกอนจากกระบวนการฟenton ในน้ำชะขยะสังเคราะห์มีความสัมพันธ์กับอัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ ที่ใช้ในกระบวนการฟenton ซึ่งอัตราส่วนที่ฟenton ที่สูงเกินไปอาจทำให้เกิดการตกค้างของ Pb ในตะกอนมากขึ้น เนื่องจากเกิดการสะสมของโลหะหนักจากปฏิกิริยาในปริมาณมาก (Rekhate & Srivastava, 2021) และจากการศึกษาโดย Taghavi et al. (2021) พบว่าเมื่อใช้อัตราส่วนสูงเกินไป เช่น อัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ 15:1 หรือ 20:1 ทำให้ปริมาณ Pb อยู่ในตะกอนเพิ่มขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาในกรณีนี้ที่แสดงถึงปริมาณ Pb ในตะกอนสูงที่อัตราส่วนเหล่านี้

นอกจากนี้ Zhang et al. (2005) ชี้ให้เห็นว่าอัตราส่วน $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ ที่เหมาะสมที่สุดสำหรับการกำจัด Pb คืออัตราส่วนฟenton ที่ต่ำหรือใกล้เคียงกับ 1:1 เนื่องจากการมีปริมาณของตัวเร่งปฏิกิริยาที่เหมาะสมช่วยให้การฟอกสีได้ผลดีกว่าและไม่ทำให้เกิดการสะสมของ Pb ในตะกอนมากเกินไป

4.6 การศึกษาความคุ้มค่าเชิงเศรษฐศาสตร์ โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการผลิตและการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ เปรียบเทียบกับสารตะกอนทางการค้า

การศึกษาความคุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์ ศึกษาจากการประเมินค่าทางเศรษฐศาสตร์จากกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ เพื่อใช้ในการประกอบการตัดสินใจเลือกกระบวนการใช้กระบวนการบำบัดที่เหมาะสมที่สุด โดยการนำสภาวะบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงที่สุด มาคิดค่าใช้จ่ายในการใช้สารเคมีในการกระบวนการบำบัด

4.6.1 การศึกษาต้นทุนการผลิตสารเร่งตกตะกอน วว. (สารเร่งตกตะกอน TISTR) (สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี, 2568)

การประเมินต้นทุนการผลิตสารเร่งตกตะกอน พิจารณาจากต้นทุนของค่าวัตถุดิบในแต่ละกระบวนการผลิต ซึ่งมีทั้งหมด 3 ขั้นตอนต่อการผลิต 1 รอบ ภาพประกอบ 105 ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 ผสมวัตถุดิบและให้ความร้อน

นำวัตถุดิบเริ่มต้น ได้แก่ สารประกอบคลอไรด์ สารประกอบไฮดรอกไซด์ ดินธรรมชาติ และส่วนผสมอื่นๆ มาผสมให้เป็นเนื้อเดียวกัน และนำมาให้ความร้อน เป็นระยะเวลา 1 ชั่วโมง

ขั้นตอนที่ 2 สังเคราะห์สารเร่งตกตะกอน

นำวัตถุดิบทั้งหมดผสมเติมลงในถังปฏิกรณ์ต้นแบบ จากนั้นเติมน้ำกลั่นเพื่อเป็นตัวทำละลายสารให้ผสมเป็นเนื้อเดียวกัน ให้ความร้อน และตั้งกวนผสม เป็นเวลา 2 ชั่วโมง

ขั้นตอนที่ 3 กรองและอบแห้ง

หลังจากขั้นตอนการสังเคราะห์สารเร่งตกตะกอน นำผลิตภัณฑ์ที่ได้กรองและอบแห้งที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 1 ชั่วโมง



ภาพประกอบ 105 กระบวนการผลิตสารเร่งตกตะกอน วว.

เมื่อพิจารณาต้นทุนค่าวัตถุดิบในการผลิตสารเร่งตกตะกอน 1 รอบการผลิตใช้ สารประกอบคลอไรด์ 90 กรัม และมีต้นทุน 40 บาทต่อกิโลกรัม สารประกอบไฮดรอกไซด์ 1.2 กรัม และมีต้นทุน 30 บาทต่อกิโลกรัม ดินธรรมชาติ 15 กรัม และมีต้นทุน 50 บาทต่อกิโลกรัม และ ส่วนผสมอื่นๆ 30 กรัม และมีต้นทุน 15 บาทต่อกิโลกรัม ดังนั้นต้นทุนในการผลิตสารเร่งตกตะกอน เท่ากับ 4.84 บาทต่อรอบการผลิต หรือคิดเป็น 40.30 บาทต่อกิโลกรัม ดังตาราง 28

ตาราง 28 ต้นทุนวัตถุดิบในการผลิตสารเร่งตกตะกอน วว. (สารเร่งตะกอน TISTR)

วัตถุดิบในการผลิต	ปริมาณ (กิโลกรัม, ลิตร)	ราคา (บาท/หน่วย)	ต้นทุนวัตถุดิบ (บาท)
สารประกอบคลอไรด์	90	40	3.6000
สารประกอบไฮดรอกไซด์	1.2	30	0.0360
ดินธรรมชาติ	15	50	0.7500
ส่วนผสมอื่นๆ	30	15	0.4500
รวมต้นทุนวัตถุดิบต่อรอบผลิต (บาท)			4.8360
คิดเป็นต้นทุนการผลิตต่อ 1 กิโลกรัม (บาท)			40.3000

* คำนวณต้นทุนการผลิตเบื้องต้นโดยไม่คำนึงถึงค่าไฟฟ้าและค่าแรงงาน

4.6.2 การศึกษาต้นทุนการผลิตสารเร่งตะกอน Alum

สารส้ม หรืออะลูมิเนียมซัลเฟต (Aluminium Sulfate: $Al_2(SO_4)_3$) เป็นสารเคมีที่มีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดน้ำเสียและผลิตน้ำประปา โดยมีคุณสมบัติในการช่วยให้สารแขวนลอยตกตะกอนผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation) ซึ่งสารส้มที่ใช้ในประเทศไทย ส่วนใหญ่ผลิตจากอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ ($Al(OH)_3$) และกรดกำมะถัน (H_2SO_4) ผ่านกระบวนการทำปฏิกิริยาเคมีและตกผลึก (ปัทมา ศรีวงศ์ชัย, 2561) ประเมินต้นทุนการผลิตได้ดังนี้

1. วัตถุดิบหลักและแหล่งที่มา

วัตถุดิบหลักในการผลิตสารส้ม ได้แก่ อะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ และกรดกำมะถัน โดยอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ส่วนใหญ่ยังคงต้องพึ่งพาการนำเข้าจากต่างประเทศ เช่น ประเทศจีน และอินเดีย ซึ่งมีผลต่อต้นทุนวัตถุดิบค่อนข้างมาก โดยราคานำเข้าเฉลี่ยในช่วงปี 2565–2566 อยู่ที่ประมาณ 6,000–8,000 บาทต่อตัน (สำนักงานเศรษฐกิจอุตสาหกรรม, 2565) ส่วนกรดกำมะถัน

สามารถผลิตได้ภายในประเทศ โดยมีราคาเฉลี่ยอยู่ที่ประมาณ 3,000–4,500 บาทต่อตัน (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2565)

2. กระบวนการผลิต

กระบวนการผลิตสารส้มในภาคอุตสาหกรรมจะเริ่มจากการผสมอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์เข้ากับกรดกำมะถันในน้ำ จากนั้นทำให้สารละลายตกผลึกในถังทำความเย็น แล้วจึงนำผลึกไปอบแห้งและบรรจุลงภาชนะเพื่อจำหน่าย โดยกระบวนการผลิตดังกล่าวจำเป็นต้องควบคุมอุณหภูมิและความเข้มข้นของสารเคมีอย่างแม่นยำเพื่อให้ได้ผลิตภัณฑ์ที่มีคุณภาพ (ปัทมา ศรีวงศ์ชัย, 2561)

3. ต้นทุนการผลิต

วิเคราะห์จากข้อมูลอุตสาหกรรมเคมีในประเทศไทย ต้นทุนการผลิตสารส้มโดยประมาณในระดับอุตสาหกรรมจะมีรายละเอียดคร่าวๆ ดังนี้ (ราคาต่อ 1 ตันของผลิตภัณฑ์) ดังแสดงในตาราง 29

ตาราง 29 ต้นทุนการผลิตสารส้ม Alum

รายการ	ต้นทุนโดยประมาณ (บาท/ตัน)	แหล่งที่มา
วัตถุดิบ ($\text{Al}(\text{OH})_3 + \text{H}_2\text{SO}_4$)	9,000 – 12,000	สำนักงานเศรษฐกิจอุตสาหกรรม, 2565
ค่าแรง	1,000 – 1,500	BOI, 2023
ค่าพลังงาน	800 – 1,200	กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2565
ค่าขนส่งและโลจิสติกส์	500 – 1,000	สำนักงานเศรษฐกิจอุตสาหกรรม, 2565
ค่าบำรุงรักษาเครื่องจักร	500 – 700	BOI, 2023
รวมต้นทุน	11,800 – 16,400	

โดยรวมแล้ว ต้นทุนเฉลี่ยในการผลิตสารส้มในประเทศไทยอยู่ที่ประมาณ 12,000–16,000 บาทต่อหนึ่งตัน ซึ่งตัวแปรสำคัญที่ส่งผลต่อราคา คือ ราคาวัตถุดิบนำเข้า และต้นทุนพลังงานภายในประเทศที่มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นในช่วงหลัง

4. ปัจจัยที่มีผลต่อต้นทุน ได้แก่

- 4.1 ราคาวัตถุดิบ: โดยเฉพาะอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ที่ต้องนำเข้า
- 4.2 ราคาพลังงาน: ซึ่งมีผลโดยตรงต่อการอบแห้งและการตกผลึกสารส้ม
- 4.3 ต้นทุนโลจิสติกส์ภายในประเทศ: ที่อาจเพิ่มขึ้นจากราคาน้ำมันและค่าขนส่ง

4.4 ข้อกำหนดด้านสิ่งแวดล้อม: ทำให้บางโรงงานต้องลงทุนเพิ่มในระบบบำบัดน้ำเสีย

4.6.3 การศึกษาต้นทุนการผลิตสารเร่งตะกอน FeCl_3

FeCl_3 หรือเฟอร์ริคลอไรด์ (Iron(III) chloride) เป็นสารเคมีที่ใช้ในหลายอุตสาหกรรม เช่น การบำบัดน้ำ, การผลิตสีและหมึก, และในกระบวนการอุตสาหกรรมต่าง ๆ เช่น การผลิตสารส้ม (Alum) และการสกัดทองคำจากแร่ (Adediran et al., 2020) การผลิต FeCl_3 ในประเทศไทยนั้น ประกอบด้วยขั้นตอนหลักที่เกี่ยวข้องกับการใช้เหล็ก (Fe) หรือสารประกอบที่มีเหล็กเป็นส่วนประกอบ เช่น เฟอร์ริกออกไซด์ (FeO) หรือเหล็กโลหะผสม ประเมินต้นทุนการผลิตได้ดังนี้

1. วัตถุดิบหลัก

เหล็กโลหะหรือเฟอร์ริกออกไซด์ (FeO): เป็นวัตถุดิบหลักในการผลิต FeCl_3 ซึ่งสามารถนำเข้าหรือผลิตในประเทศ โดยราคาเหล็กโลหะเฉลี่ยในปี 2567 อยู่ที่ประมาณ 12,000-15,000 บาท/ตัน (Economics, 2022)

กรดเกลือ (HCl): การผลิต FeCl_3 ต้องใช้อุตสาหกรรมกรดเกลือ ซึ่งสามารถผลิตภายในประเทศหรือนำเข้าก็ได้ ราคากรดเกลืออยู่ที่ประมาณ 4,000-6,000 บาท/ตัน (Works, 2023)

2. กระบวนการผลิต

กระบวนการผลิต FeCl_3 โดยทั่วไปจะเริ่มต้นจากการทำปฏิกิริยาระหว่างเหล็กหรือเฟอร์ริกออกไซด์กับกรดเกลือในสภาพแวดล้อมที่มีความร้อนสูง ผลที่ได้จะถูกตกผลึกและทำให้สะอาดผ่านกระบวนการกรองและแยกสารตกค้าง ก่อนที่จะนำไปอบแห้งและบรรจุเป็นผลิตภัณฑ์สำเร็จรูป.

3. ต้นทุนการผลิต

ต้นทุนการผลิต FeCl_3 โดยประมาณในประเทศไทยมีการคำนวณจากต้นทุนวัตถุดิบหลัก ค่าแรงงาน ค่าใช้จ่ายพลังงาน และค่าบำรุงรักษาเครื่องจักร ในระดับอุตสาหกรรม โดยมีรายละเอียดแสดงในตาราง 30

พหุ ประถมศึกษา

ตาราง 30 ต้นทุนการผลิต FeCl_3

รายการ	ต้นทุนโดยประมาณ (บาท/ตัน)	แหล่งที่มา
วัตถุดิบ (เหล็ก/ FeO + HCl)	16,000 – 20,000	OIE, 2022
ค่าแรง	2,000 – 3,000	DIW, 2023
ค่าพลังงาน (ไฟฟ้า/ความร้อน)	1,500 – 2,500	Adediran et al., 2020
ค่าขนส่งและโลจิสติกส์	1,000 – 1,500	OIE, 2022
ค่าบำรุงรักษาและค่าเสื่อมราคา เครื่องจักร	1,000 – 1,500	DIW, 2023
รวมต้นทุน	21,500 – 28,500 บาท/ตัน	

4. ปัจจัยที่มีผลต่อต้นทุน

4.1 ราคาวัตถุดิบ: โดยเฉพาะเหล็กและกรดเกลือ ซึ่งราคาสามารถเปลี่ยนแปลงได้ตามสถานการณ์ตลาดโลก

4.2 ค่าพลังงาน: ค่าใช้จ่ายพลังงานในการทำให้อุณหภูมิการผลิตมีประสิทธิภาพ ซึ่งมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากการใช้พลังงานไฟฟ้าและความร้อนในการผลิต

4.3 ค่าโลจิสติกส์: ค่าใช้จ่ายในการขนส่งวัตถุดิบและผลิตภัณฑ์ ซึ่งมีผลต่อต้นทุนทั้งหมด

4.4 กฎระเบียบด้านสิ่งแวดล้อม: การควบคุมการปล่อยมลพิษอาจส่งผลต่อต้นทุนการผลิตเนื่องจากต้องลงทุนในระบบบำบัดน้ำเสียหรือการจัดการของเสียที่เหมาะสม

4.6.4 การศึกษาต้นทุนการผลิต $\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ในประเทศไทย

$\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ หรือเฟอร์รัสซัลเฟตเฮปตาไฮเดรต (Iron(II) sulfate heptahydrate) เป็นสารเคมีที่ใช้ในหลายอุตสาหกรรม เช่น การผลิตปุ๋ย, การบำบัดน้ำ, และการผลิตเหล็กและโลหะอื่นๆ ในกระบวนการฟอกสีและการทำความสะอาดด้วยน้ำ การผลิต $\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ในประเทศไทยสามารถทำได้จากเหล็ก (Fe) หรือจากการนำเอาแหล่งแร่เหล็กมาผลิตผ่านปฏิกิริยาทางเคมีโดยใช้กรดซัลฟูริก (H_2SO_4) เป็นสารเคมีหลัก ประเมินต้นทุนการผลิตได้ดังนี้

1. วัตถุดิบหลัก

เหล็กโลหะ (Fe): ซึ่งสามารถใช้เหล็กที่มีปริมาณสูงจากแหล่งแร่เหล็กหรือเหล็กที่ได้จากกระบวนการรีไซเคิล เหล็กโลหะในตลาดโลกมักมีราคาประมาณ 10,000-12,000 บาท/ตัน (OIE, 2022).

กรดซัลฟูริก (H_2SO_4) : กรดซัลฟูริกใช้ในปริมาณมากในกระบวนการผลิต $\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ซึ่งมีราคาเฉลี่ยอยู่ที่ประมาณ 3,500-4,500 บาท/ตัน (DIW, 2023).

2. กระบวนการผลิต

กระบวนการผลิต $\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ เกี่ยวข้องกับการทำปฏิกิริยาระหว่างเหล็กหรือเหล็กออกไซด์กับกรดซัลฟูริก (H_2SO_4) ภายใต้สภาวะความร้อนและการเติมน้ำเพื่อให้เกิดสารประกอบ $\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ตะกอนของ $\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ จะถูกแยกออกจากสารละลายและทำการแห้งเพื่อให้ได้ผลิตภัณฑ์ในรูปแบบที่สามารถบรรจุและจัดส่งได้

3. ต้นทุนการผลิต

ต้นทุนการผลิต $\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ในระดับอุตสาหกรรมในประเทศไทยสามารถคำนวณได้จากต้นทุนของวัตถุดิบหลัก ค่าแรงงาน ค่าใช้จ่ายพลังงาน และค่าบำรุงรักษาเครื่องจักร โดยมีรายละเอียดแสดงในตาราง 31

ตาราง 31 ต้นทุนการผลิต $\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

รายการ	ต้นทุนโดยประมาณ (บาท/ตัน)	แหล่งที่มา
วัตถุดิบ (เหล็ก + H_2SO_4)	14,000 – 18,000	OIE, 2022
ค่าแรง	2,000 – 3,000	DIW, 2023
ค่าพลังงาน (ไฟฟ้า/ความร้อน)	1,000 – 1,500	Martínez et al., 2020
ค่าขนส่งและโลจิสติกส์	1,000 – 1,500	OIE, 2022
ค่าบำรุงรักษาเครื่องจักร	800 – 1,200	DIW, 2023
รวมต้นทุน	18,800 – 25,200 บาท/ตัน	

4. ปัจจัยที่มีผลต่อต้นทุน

4.1 ราคาวัตถุดิบ: ราคาของเหล็กและกรดซัลฟูริกเป็นปัจจัยหลักที่มีผลต่อต้นทุนการผลิต ซึ่งอาจมีการเปลี่ยนแปลงตามภาวะตลาดโลก

4.2 ค่าพลังงาน: การผลิต $\text{FeCl}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ต้องใช้พลังงานในการทำปฏิกิริยาเคมีและการทำให้แห้ง ซึ่งเป็นส่วนสำคัญในต้นทุนการผลิต

4.3 ค่าโลจิสติกส์: ค่าใช้จ่ายในการขนส่งวัตถุดิบและผลิตภัณฑ์สำเร็จรูปในประเทศไทยมีแนวโน้มที่จะเพิ่มขึ้นจากการปรับราคาน้ำมัน

4.4 กฎระเบียบด้านสิ่งแวดล้อม: ต้องมีการลงทุนในระบบบำบัดน้ำเสียหรือระบบควบคุมการปล่อยมลพิษ ซึ่งอาจเพิ่มต้นทุนในการผลิต

4.6.5 การศึกษาต้นทุนการผลิต H_2O_2 ในประเทศไทย

H_2O_2 หรือไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เป็นสารเคมีที่ใช้ในหลายอุตสาหกรรม เช่น การบำบัดน้ำ, การฟอกสี, การฆ่าเชื้อโรค, และในอุตสาหกรรมการผลิตสารเคมีอื่นๆ เช่น การผลิตสารส้ม (alum) และการผลิตกระดาษ (López et al., 2021) การผลิต H_2O_2 ในประเทศไทยโดยทั่วไปจะใช้กระบวนการ anthraquinone หรือกระบวนการที่เกี่ยวข้องกับการใช้ออกซิเจนในระดับสูง ประเมินต้นทุนการผลิตได้ดังนี้

1. วัตถุดิบหลัก

ไฮโดรเจน (H_2): ไฮโดรเจนเป็นส่วนสำคัญในการผลิต H_2O_2 โดยจะได้รับการแยกจากก๊าซธรรมชาติหรือจากกระบวนการผลิตโดยใช้เครื่องจักรแยก (Economics, 2022) ราคาของไฮโดรเจนในปี 2567 ประมาณ 15,000–18,000 บาท/ตัน

ออกซิเจน (O_2): การผลิต H_2O_2 ใช้ออกซิเจนในปริมาณสูง ซึ่งสามารถผลิตได้จากอุตสาหกรรมการแยกอากาศ โดยราคาของออกซิเจนอยู่ที่ประมาณ 4,000–6,000 บาท/ตัน (López et al., 2021)

2. กระบวนการผลิต

กระบวนการผลิต H_2O_2 โดยทั่วไปในอุตสาหกรรมจะใช้กระบวนการ anthraquinone ซึ่งเป็นการใช้สารเคมีที่มีโครงสร้างที่ช่วยให้การสร้าง H_2O_2 มีประสิทธิภาพสูง โดยการเติมออกซิเจนและไฮโดรเจนเข้าไปในตัวกลางเคมีที่มีอยู่ในระบบ กระบวนการนี้มีความซับซ้อนและต้องการอุปกรณ์ที่มีคุณภาพสูงเพื่อควบคุมอุณหภูมิและความดันของปฏิกิริยาเคมี (Mather & Morrison, 2019)

3. ต้นทุนการผลิต

ต้นทุนการผลิต H_2O_2 ในประเทศไทยสามารถคำนวณจากต้นทุนวัตถุดิบหลัก เช่น ไฮโดรเจนและออกซิเจน, ค่าแรงงาน, ค่าพลังงาน, และค่าใช้จ่ายในการบำรุงรักษาเครื่องจักร โดยมีรายละเอียดแสดงในตาราง 32

พูน ปณ ทิโต ชีเว

ตาราง 32 ต้นทุนการผลิต H₂O₂

รายการ	ต้นทุนโดยประมาณ (บาท/ตัน)	แหล่งที่มา
วัตถุดิบ (H ₂ + O ₂)	18,000 – 24,000	OIE, 2022
ค่าแรง	2,500 – 3,500	DIW, 2023
ค่าพลังงาน (ไฟฟ้า/ความร้อน)	2,000 – 3,000	Mather & Morrison, 2019
ค่าขนส่งและโลจิสติกส์	1,500 – 2,000	OIE, 2022
ค่าบำรุงรักษาเครื่องจักร	1,000 – 1,500	DIW, 2023
รวมต้นทุน	25,000 – 33,000 บาท/ตัน	

4. ปัจจัยที่มีผลต่อต้นทุน

4.1 ราคาวัตถุดิบ: ราคาของไฮโดรเจนและออกซิเจนมีผลโดยตรงต่อต้นทุนการผลิต H₂O₂ ซึ่งอาจมีการเปลี่ยนแปลงตามสภาวะตลาดโลก

4.2 ค่าพลังงาน: การผลิต H₂O₂ จำเป็นต้องใช้พลังงานสูงในการทำปฏิกิริยาเคมีและการแยกสารเคมีต่าง ๆ ซึ่งมีผลต่อต้นทุนโดยรวม

4.3 ค่าโลจิสติกส์: ค่าใช้จ่ายในการขนส่งวัตถุดิบและผลิตภัณฑ์สำเร็จรูปมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากการปรับราคาน้ำมัน

4.4 เทคโนโลยีและอุปกรณ์: กระบวนการผลิตต้องใช้เทคโนโลยีที่ทันสมัยและอุปกรณ์ที่มีประสิทธิภาพในการควบคุมอุณหภูมิและความดัน ซึ่งเป็นปัจจัยที่มีผลต่อต้นทุนการผลิตโดยรวม

4.6.6 การประเมินต้นทุนการใช้งานสารเร่งตกตะกอน TISTR สารเร่งตะกอนทางการค้าและสารเคมีในกระบวนการเฟนตัน

การประเมินต้นทุนการใช้งานสารเร่งตกตะกอน TISTR และสารเร่งตะกอนทางการค้าในกระบวนการเฟนตัน เป็นการประเมินเพื่อเปรียบเทียบต้นทุนในการใช้งานระหว่างสารเร่งตะกอน TISTR และ สารเร่งตะกอน Alum และ TISTR โดยการประเมินต้นทุนแบบแยกชนิดของการทำปฏิกิริยาของสารเร่งในกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยการนำสภาวะการบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงสุดในกระบวนการโคแอกกูเลชัน ที่ความเข้มข้น 10 g/L มาคิดค่าใช้จ่ายในการใช้สารเคมี ในการบำบัดน้ำชะขยะ 1000 มิลลิลิตร ในเครื่องจาร์เทสโดยใช้การกวนเร็ว 150 รอบต่อนาที นาน 3 นาที กวนช้า 60 รอบต่อนาที นาน 30 นาที

การประเมินต้นทุนของการใช้สารเคมีและไฟฟ้าในกระบวนการเฟนตัน ใช้สภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดได้แก่ อัตราส่วนโดยโมลของ $[H_2O_2]:[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 10: 1 โดยใช้ H_2O_2 ปริมาณ 10 ml และใช้ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ ปริมาณ 2.724 g/L โดยทดสอบในเครื่องจาร์เทสที่สภาวะเดียวกันกับการทดสอบด้วยกระบวนการโคแอกกลูเลชัน

สำหรับราคาสารเคมีที่ใช้ในการคิดคำนวณ อ้างอิงราคาจากท้องตลาด รายละเอียดแสดงในตาราง 33 และคำนวณต้นทุนการใช้ไฟฟ้าในกระบวนการ ใช้อัตราค่าไฟฟ้าที่ประกาศโดยคณะกรรมการกำกับกิจการพลังงาน เมื่อปี พ.ศ. 2568 ในอัตรา 4.15 บาทต่อหน่วย และเครื่องจาร์เทสที่ใช้ในกระบวนการมีกำลังไฟฟ้า เท่ากับ 60 วัตต์ ตามคุณลักษณะเฉพาะของเครื่องจาร์เทสที่ใช้

ตาราง 33 ตารางแสดงราคาสารเคมี

สารเคมี	ราคา (บาท)/กิโลกรัม	แหล่งที่มา
Alum	19	บริษัทเคมีภัณฑ์ คอปอเรชั่น จำกัด
$FeCl_3$	1,300	หจก.แฉีป วัลเลย์
สารเร่งตะกอน TISTR	40.30	สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี
H_2O_2	180	บริษัท เวิลด์ เคมีคอล ฟาร์อีสท์ จำกัด
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	1,068	ห้างหุ้นส่วนจำกัด เอ็มแอนด์พี อิมเป็็กซ์ (สำนักงานใหญ่)

จากการคำนวณต้นทุนของการใช้สารเคมีและการใช้ไฟฟ้าในการบำบัด เปรียบเทียบอัตราค่าใช้จ่ายต่อลิตร ได้ตั้งรายละเอียดแสดงในตาราง 34

ตาราง 34 ต้นทุนการบำบัดด้วยกระบวนการต่างๆ

กระบวนการบำบัด	ต้นทุนการบำบัด (บาท)/ลิตร
กระบวนการโคแอกกลูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน Alum	0.34
กระบวนการโคแอกกลูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน $FeCl_3$	13.14
กระบวนการโคแอกกลูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน TISTR	0.56
กระบวนการเฟนตัน	4.92

จากตาราง 34 แสดงให้เห็นว่า ต้นทุนด้านค่าใช้จ่ายของกระบวนการโคแอกกลูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน $FeCl_3$ ต่อ 1 ลิตร มีต้นทุนมากกว่า กระบวนการบำบัดอื่นๆ ซึ่งเป็นผลมาจากราคาสารเคมีตั้งต้นมีอัตราสูง เมื่อเปรียบเทียบกับ Alum และสารเร่งตะกอน TISTR

บทที่ 5

สรุปผล และข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

5.1.1 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ และน้ำชะขยะจริงจากหลุมฝังกลบ โดยเปรียบเทียบการใช้สารเร่งตกตะกอน (Coagulant) ทางการค้า กับการใช้สารเร่งตกตะกอน จากวัตถุดิบธรรมชาติ โดยศึกษาชนิดและปริมาณสาร Coagulant, pH และเวลาที่เหมาะสม

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 6 และ TISTR ความเข้มข้น 5 g/L pH 7 พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 5 g/L ที่ pH 6 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที มีประสิทธิภาพสามารถความขุ่นได้สูง ลดความขุ่นลดลงเหลือเท่ากับ 10.23 ± 0.02 NTU (ร้อยละ 92.66) ลดค่าสีลงเหลือเท่ากับ 50.34 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 65.29) และลด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น 80266.67 ± 461.88 mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $12,800 \pm 529.15$ mg/L (ร้อยละ 84.82)

สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 6 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สามารถลดความขุ่นเริ่มต้นจาก 456.67 ± 22.28 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 2.41 ± 0.01 NTU (ร้อยละ 98.40) บำบัดสีในน้ำชะขยะสังเคราะห์เหลือ 61.08 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 61.81) และสามารถลด COD ได้สูงที่สุด จาก COD เริ่มต้น $73,833.33 \pm 288.68$ mg/L ลดลงเหลือ $21,400 \pm 155346.41$ mg/L (ร้อยละ 71.02)

สารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 5 g/L ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่ pH 7 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สามารถลดความขุ่นเหลือ 12.40 ± 0.26 NTU (ร้อยละ 90.72) ลดสีในน้ำชะขยะลงเหลือเท่ากับ 34.81 ± 0.04 ADMI (ร้อยละ 74.99) ลด TDS จากความเข้มข้นเริ่มต้น $6,014.67 \pm 2.52$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $5,548.33 \pm 4.73$ mg/L (ร้อยละ 7.75) และสามารถลดค่า COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $80,533.33 \pm 461.88$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $40,066.67 \pm 115.47$ mg/L (ร้อยละ 62.67)

สำหรับการบำบัด Cr, Mn, Ni และ Pb ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยสารเร่งตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด ที่ความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน 5 g/L พบว่า สารเร่งตกตะกอน Alum มีประสิทธิภาพการบำบัด Pb, Ni และ Mn ได้สูงที่สุดที่ pH 8 โดยบำบัด Pb, Ni และ Mn ตามลำดับ ได้เท่ากับ 0.18 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 91.70), 0.15 ± 0.00 mg/L (ร้อยละ 92.97) และ 0.53 mg/L (ร้อยละ 90.19) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ส่วนสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถบำบัด Cr ได้ดีที่ pH 9 เท่ากับ 0.20 ± 0.02 mg/L (ร้อยละ 91.71) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และสารเร่ง

ตกตะกอน TISTR สามารถลด Cr ได้ที่ pH 7 เท่ากับ 0.51 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 48.25) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR พบว่า ความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอนทั้ง 3 ที่ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบสูงสุด คือ ความเข้มข้น 10 g/L และระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที โดยค่า pH ที่เหมาะสมของสารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR คือ pH 7 ส่วนสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 มีค่าที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะ คือ pH 6 โดยในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของสารเร่งตกตะกอน Alum ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สามารถบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้ประสิทธิภาพสูงสุด โดยสามารถลดค่าความขุ่นได้สูงจากความขุ่นเริ่มต้น 122.46 ± 1.72 NTU เหลือเท่ากับ 26.29 ± 0.17 NTU (ร้อยละ 78.53) บำบัดสีจากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,019.15 \pm 0.03$ ADMI ลดสีลงเหลือเท่ากับ 483.53 ± 0.03 ADMI (ร้อยละ 52.56) และบำบัด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $7,820 \pm 20$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $1,886.67 \pm 41.63$ mg/L (ร้อยละ 75.87) สารเร่งตกตะกอน TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 7 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สามารถบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้ประสิทธิภาพสูงสุด โดยสามารถลดค่าความขุ่นได้สูงจากความขุ่นเริ่มต้น 176 ± 4.58 NTU เหลือเท่ากับ 101.17 ± 1.44 NTU (ร้อยละ 42.52) บำบัดสีจากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,018.93 \pm 0.03$ ADMI ลดสีลงเหลือเท่ากับ 377.24 ± 0.03 ADMI (ร้อยละ 62.98) และบำบัด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $9,693.33 \pm 46.19$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $2,006.67 \pm 11.55$ mg/L (ร้อยละ 79.30) และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L ที่ pH 6 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สามารถบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้ประสิทธิภาพสูงสุด โดยสามารถลดความขุ่นจากความเข้มข้นเริ่มต้น 146.33 ± 6.66 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 56.67 ± 3.21 NTU (ร้อยละ 61.28) บำบัดสีจากความเข้มข้นเริ่มต้น $1,673.27 \pm 0.05$ ADMI ลดสีลงเหลือเท่ากับ 372.85 ± 0.01 ADMI (ร้อยละ 77.72) และบำบัด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $8,386.67 \pm 46.19$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $2,546.67 \pm 6.19$ mg/L (ร้อยละ 69.63)

สำหรับการบำบัดโลหะหนัก Cr, Mn, Ni และ Pb ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยสารเร่งตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด ที่ความเข้มข้นของสารเร่งตกตะกอน 10 g/L พบว่าสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถบำบัด Cr ได้สูงสุดที่ pH 7 บำบัดได้เท่ากับ 0.102 ± 0.0001 mg/L (ร้อยละ 82.43) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และบำบัด Pb ที่ pH 9 บำบัดได้เท่ากับ 0.0293 ± 0.0004 mg/L (ร้อยละ 96.59) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที สารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถบำบัด Cr ได้เท่ากับ 0.0082 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 66.76) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที ส่วนสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถบำบัด Mn ที่ pH 7 ได้เท่ากับ 0.0058 ± 0.0002 mg/L (ร้อยละ 77.58) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที บำบัด Ni ที่ pH 7 ได้เท่ากับ 0.0563 ± 0.0020 mg/L (ร้อยละ

79.92) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที บำบัด Pb ที่ pH 6 บำบัดได้เท่ากับ 0.0267 ± 0.0022 mg/L (ร้อยละ 88.13) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และสารเร่งตกตะกอน TISTR สามารถ บำบัด Pb ได้สูงที่ pH 7 โดยบำบัดได้เท่ากับ 0.0247 ± 0.003 mg/L (ร้อยละ 81.34) ที่ระยะเวลา ตกตะกอน 150 นาที

5.1.2 สถานะและปัจจัยที่เหมาะสมของกระบวนการเฟนตัน โดยใช้เฟอร์รัสซัลเฟต ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) โดยศึกษาปัจจัย ได้แก่ อัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ และค่าความเป็นกรดต่าง (pH)

5.1.2.1 การบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตัน

การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการเฟนตันในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ พบว่า สถานะที่เหมาะสมในการบำบัด COD BOD และสี ได้แก่ อัตราส่วน $[\text{H}_2\text{O}_2]:[\text{Fe}^{2+}]$ เท่ากับ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ที่ pH 3 และระยะเวลาการตกตะกอน 150 นาที ซึ่งจากการนำสถานะที่เหมาะสมโดยการศึกษาอัตราส่วนปริมาณเหล็กต่างๆ ที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD โดย $[\text{Fe}] = 31.69[\text{COD}]$ และอัตราส่วน $[\text{H}_2\text{O}_2] = 26.16[\text{COD}]$ มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ที่มีประสิทธิภาพบำบัดสูงสุดในการบำบัด COD และสี โดยบำบัด COD จากความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ $86,333 \pm 577.35$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $22,000 \pm 400$ mg/L (ร้อยละ 74.52) บำบัด BOD จากความเข้มข้นเริ่มต้น $56,880.57 \pm 380.39$ mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ $14,494.66 \pm 263.54$ mg/L (ร้อยละ 74.52) และสามารถลดสีจากความเข้มข้นเริ่มต้น 655.57 ± 0.01 ADMI ลดสีลงเหลือเท่ากับ 289.87 ± 0.02 ADMI (ร้อยละ 55.78) นอกจากนี้ยังสามารถลดความขุ่นจากความเข้มข้นเริ่มต้น 10.47 ± 0.40 NTU ลดลงเหลือเท่ากับ 8.64 ± 0.04 NTU (ร้อยละ 17.42) ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และลด TSS ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 19.45 ± 0.75 mg/L ลดลงเหลือเท่ากับ 16.38 mg/L (ร้อยละ 15.80)

เมื่อพิจารณาอัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ โดย $[\text{Fe}] = 31.69[\text{COD}]$ และอัตราส่วน $[\text{H}_2\text{O}_2] = 26.16[\text{COD}]$ เป็นสัดส่วนที่ก่อให้เกิดประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด COD ซึ่งแสดงให้เห็นว่า การควบคุมปริมาณตัวเร่งปฏิกิริยา Fe^{2+} ให้มีความเหมาะสมสัมพันธ์กับปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะ เป็นปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพของกระบวนการเฟนตัน เนื่องจากการใช้ Fe^{2+} ในระดับที่เหมาะสมจะช่วยกระตุ้นการเกิดอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet\text{OH}$) ได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยไม่เกิดการสะสมของสารปฏิกิริยาหรือผลพลอยได้ที่เป็นอันตราย สำหรับการบำบัดโลหะหนัก พบว่า สถานะที่เหมาะสมดังกล่าวสามารถลดความเข้มข้นของโลหะหนักได้ในระดับที่แตกต่างกัน โดยการบำบัด Mn บำบัดได้เท่ากับ 1.19 ± 0.09 mg/L (ร้อยละ 66.26) บำบัด Pb ได้เท่ากับ 0.97 ± 0.14 mg/L (ร้อยละ 44.74) บำบัด Ni ได้เท่ากับ 1.01 ± 0.05 mg/L (ร้อยละ 34.61) และบำบัด Cr บำบัดได้เท่ากับ

0.48 ± 0.03 mg/L (ร้อยละ 33.47) นอกจากนี้พบว่าอัตราส่วนเฟนตัน ความเข้มข้น $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ที่ pH 3 และระยะเวลาการตกตะกอน 150 นาที มีประสิทธิภาพการบำบัด Mn สูงที่สุด เนื่องจากสามารถเกิดการออกซิไดซ์ Mn เป็น MnO_2 ได้ดีใน สภาวะที่เป็นกรด อีกทั้งยังสามารถดูดซับสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้บางส่วน ส่งผลให้ความเข้มข้นของ Mn ลดลงอย่างมีนัยสำคัญ ในขณะที่โลหะหนักชนิดอื่นซึ่งมีจุดตกตะกอนที่ค่าความเป็น กรด-ด่างสูงกว่า pH 3 จะมีข้อจำกัดในกระบวนการแยกตะกอนภายใต้สภาวะนี้ จากผลการทดลอง ดังกล่าวสามารถสรุปได้ว่า กระบวนการเฟนตันภายใต้สภาวะที่เหมาะสม มีศักยภาพในการกำจัดทั้ง สารอินทรีย์และโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ

5.1.2.2 การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตัน

การศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการเฟนตันในการบำบัดน้ำชะขยะจาก หลุมฝังกลบ พบว่า สภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดสี และ COD ได้แก่ อัตราส่วน $[H_2O_2]:[Fe^{2+}]$ เท่ากับ 10:1 โดยมีความเข้มข้นของ $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ที่ pH 3 และระยะเวลาการ ตกตะกอน 150 นาที ซึ่งจากการนำสภาวะที่เหมาะสมโดยการศึกษาอัตราส่วนปริมาณเหล็กต่างๆ ที่ ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD โดย $[Fe] = 0.42[COD]$ และอัตราส่วน $[H_2O_2] = 2.97[COD]$ มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลดค่า COD จาก $1,146.67 \pm 5.03$ mg/L เหลือเท่ากับ 183.33 ± 4.16 mg/L (ร้อยละ 84.01) และลดค่าความเข้มข้นของสีจาก $1,162.21 \pm 8.23$ ADMI เหลือเท่ากับ 441.49 ± 0.44 ADMI (ร้อยละ 62.01) ทั้งนี้ปริมาณความเข้มข้นของ Fe^{2+} ที่มากเกินไปอาจส่งผลให้ เกิดการตกตะกอนของ $Fe(OH)_3$ ซึ่งยับยั้งการเกิดอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet OH$) ที่จำเป็นต่อกระบวนการ ออกซิเดชัน ขณะที่ปริมาณความเข้มข้นของ Fe^{2+} ที่ต่ำเกินไปไม่สามารถกระตุ้น H_2O_2 ได้อย่างมี ประสิทธิภาพ สำหรับค่าความเป็นกรด-ด่าง พบว่า pH 3 เป็นค่าที่เหมาะสมที่สุด เนื่องจากช่วยให้ Fe^{2+} มีความเสถียรและส่งเสริมการสลาย H_2O_2 ให้เกิด $\bullet OH$ ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ส่วน pH 2 ทำให้ H_2O_2 สลายตัวเร็วเกินไป ขณะที่ pH 4 ทำให้เกิดการตกตะกอนของ $Fe(OH)_3$ มากขึ้น ซึ่งไป ลดทอนการเกิดอนุมูลอิสระ นอกจากนี้ระยะเวลาการตกตะกอน 150 นาที ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพใน การลดค่า COD ซึ่งแสดงให้เห็นถึงความสำคัญของระยะเวลาตกตะกอนมลสารต่างๆ ออกจากน้ำชะขยะ จากหลุมฝังกลบ เพื่อให้สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น

5.1.3 ประสิทธิภาพการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน และ กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันในน้ำชะขยะ

5.1.3.1) ผลการศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสาร เร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยเฟนตัน (Alum-Fenton) สามารถลดค่า COD และ BOD เหลืออยู่ที่ $1,246.67 \pm 122.20$ และ 788.77 ± 52.75 mg/L ตามลำดับ และลดสีของน้ำชะขยะสังเคราะห์เหลือ

เท่ากับ 357.29 ± 0.03 ADMI แต่ไม่สามารถลดความขุ่น และ TSS ได้การบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน (FeCl_3 -Fenton) สามารถลดความขุ่น และ TSS ได้สูง เหลือเท่ากับ 158 ± 1.00 NTU และ 294.23 ± 1.86 mg/L ตามลำดับ แต่ไม่สามารถลด COD และ BOD ได้ สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามกระบวนการเฟนตัน (TISTR-Fenton) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลด COD เหลือเท่ากับ 606.67 ± 46.19 mg/L และลด BOD เหลือเท่ากับ 419.28 ± 1.54 mg/L และสามารถลดสีของน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ดีที่สุด เหลือเท่ากับ 183.01 ± 0.03 ADMI อย่างไรก็ตาม ความขุ่น และ TSS ที่เหลืออยู่ยังคงสูง เหลือเท่ากับ 340.33 ± 0.17 NTU และ 632.44 ± 0.32 mg/L ตามลำดับ

5.1.3.2) ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR (Fenton-TISTR) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลดความขุ่นและ TSS ได้ร้อยละ 97.97 และ 97.90 ซึ่งประสิทธิภาพสูงนี้เกิดจากคุณสมบัติของสารเร่งตกตะกอน TISTR ที่สามารถดูดซับและแลกเปลี่ยนไอออน ช่วยในการจับตัวของสารแขวนลอย และทำให้เกิดการรวมตัวของฟล็อกได้ดีในขั้นตอนโคแอกกูเลชัน ในขณะที่การใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (Fenton- FeCl_3) มีประสิทธิภาพใกล้เคียงการสารเร่งตกตะกอน TISTR โดยสามารถลดความขุ่น และ TSS ได้ถึงร้อยละ 97.44 และ 97.43 ตามลำดับ ส่วนการใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยเฟนตัน (Fenton-Alum) มีประสิทธิภาพต่ำสุด โดยลดค่าความขุ่นและ TSS ได้ร้อยละ 65.07 และ 64.79 ตามลำดับ

5.1.3.3) ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR (Fenton-TISTR) มีประสิทธิภาพการบำบัดความขุ่น และ TSS เท่ากับร้อยละ 97.97 และ 97.90 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพบำบัดสี COD และ BOD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เท่ากับร้อยละ 61.05, 17.36 และ 15.36 ตามลำดับ สำหรับกระบวนการเฟนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (Fenton- FeCl_3) มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น และ TSS เท่ากับร้อยละ 97.44 และ 97.43 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพบำบัดสี COD และ BOD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เท่ากับร้อยละ 70.57, 22.92 และ 21.39 ตามลำดับ ส่วนกระบวนการเฟนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum (Fenton-Alum) มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น และ TSS เท่ากับร้อยละ 65.07 และ 64.79 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพบำบัดสี COD และ BOD ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เท่ากับร้อยละ 77.72, 10.42 และ 8.84 ตามลำดับ สำหรับประสิทธิภาพในการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยเฟนตัน (TISTR-Fenton) มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่นและ TSS เท่ากันเท่ากับร้อยละ 92.4 และมีประสิทธิภาพบำบัดสี ในน้ำชะขยะสังเคราะห์เท่ากับร้อยละ 29.08 ส่วนกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ตามด้วยเฟนตัน (FeCl_3 -Fenton)

มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่นและ TSS เท่ากันเท่ากับร้อยละ 42.99 และมีประสิทธิภาพในการบำบัดสีร้อยละ 63.07 สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยเฟนตัน (Alum - Fenton) ไม่สามารถลดความขุ่น และ TSS ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ได้ จากผลการศึกษาสามารถสรุปได้ว่าลำดับของกระบวนการบำบัดและชนิดของสารเร่งตกตะกอน มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์อย่างชัดเจน โดยการใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยเฉพาะเมื่อใช้สารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ และ TISTR ส่งผลสามารถลดความขุ่น สี TSS COD และ BOD ได้ดีกว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สอดคล้องกับกลไกทางเคมีซึ่งเกิดการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ด้วยอนุมูล $\bullet OH$ จากปฏิกิริยาเฟนตัน ช่วยลดความซับซ้อนของมลสาร ทำให้การตกตะกอนในกระบวนการโคแอกกูเลชันเกิดขึ้นได้ง่ายและมีประสิทธิภาพสูงขึ้น

5.1.3.4) ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด Cr, Mn, Ni และ Pb ในน้ำชะขยะสังเคราะห์ โดยใช้กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน ที่ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Cr, Mn, Ni และ Pb เท่ากับ 0.1158 ± 0.0046 , 0.7831 ± 0.0046 , 0.6419 ± 0.0020 และ 0.3217 ± 0.0105 mg/L ตามลำดับ ผลการบำบัดแสดงให้เห็นว่า กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR มีประสิทธิภาพสูงสุด ลด Cr เหลือ 0.0436 ± 0.0088 mg/L (ร้อยละ 92.37) รองลงมาคือ $FeCl_3$ ร้อยละ 67.37 และ Alum ร้อยละ 32.63 ซึ่งสอดคล้องกับกลไกการตกตะกอนของ $Cr(OH)_3$ ภายใต้สภาวะที่เหมาะสมหลังเฟนตัน ส่วนการบำบัด Mn กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum มีประสิทธิภาพสูงสุด ลด Mn เหลือ 0.3576 ± 0.0082 mg/L (ร้อยละ 84.65) ขณะที่กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR และ $FeCl_3$ มีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน ร้อยละ 82.58 และ 81.14 ตามลำดับ โดย Mn ถูกออกซิไดซ์เป็น MnO_2 และตกตะกอนในขั้นตอน Coagulation ส่วนการบำบัด Ni สารเร่งตกตะกอนทั้ง 3 ชนิด แสดงประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน โดยสามารถลด Ni ร้อยละ 89.45–89.91 สะท้อนว่าการควบคุม pH เป็นปัจจัยสำคัญต่อการตกตะกอนของ $Ni(OH)_2$ มากกว่าชนิดของสารตกตะกอน และการบำบัด Pb ของกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ลด Pb ได้สูงสุดเหลือ 0.1604 ± 0.00117 mg/L (ร้อยละ 49.85) รองลงมาคือสารเร่งตกตะกอน $FeCl_3$ ร้อยละ 66.04 และ Alum ร้อยละ 62.76 ซึ่งกลไกหลักเกี่ยวข้องกับการเกิด $Pb(OH)_2$ และ sweep flocculation และสามารถสรุปได้ว่ากระบวนการกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Fenton-Coagulation) มีประสิทธิภาพในการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะสังเคราะห์อย่างชัดเจน โดยสารเร่งตกตะกอน TISTR เหมาะสมกับการกำจัด Cr และ Pb ส่วนสารเร่งตกตะกอน Alum เหมาะสมกับ Mn และทุกชนิดสามารถกำจัด Ni ได้ใกล้เคียงกัน

5.1.3.5) ผลการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ตามด้วยเฟนตัน (FeCl_3 -Fenton) สามารถลดความขุ่นได้ดีที่สุด โดยลดความขุ่นลงเหลือ 3.10 ± 0.12 NTU รองลงมาคือสารเร่งตกตะกอน TISTR ลดความขุ่นเหลือ 3.37 ± 0.21 NTU และสารเร่งตกตะกอน Alum ลดความขุ่นลงเหลือ 5.61 ± 0.10 NTU แสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพของสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ในการเกิดฟล็อกขนาดใหญ่ได้อย่างรวดเร็ว สำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน (TISTR-Fenton) สามารถลด TSS ได้สูงสุดจากที่มีค่าเริ่มต้น 54 ± 3.46 mg/L เหลือ 5.19 ± 0.03 mg/L ขณะที่สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 และ Alum ลด TSS ลงเหลือ 5.25 ± 0.33 และ 9.24 ± 0.59 mg/L ตามลำดับ ในด้านการลดสี ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น $1,593.37 \pm 0.01$ ADMI ของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอนด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน มีประสิทธิภาพสูงสุด สามารถลดสีลงเหลือ $1,431.77 \pm 0.05$ ADMI รองลงมาคือสารเร่งตกตะกอน Alum ลดสีเหลือ $1,479.53 \pm 0.01$ ADMI และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ลดสีเหลือ $1,544.81 \pm 0.03$ ADMI อย่างไรก็ตาม ประสิทธิภาพการลดสีโดยรวมยังอยู่ในระดับต่ำ สะท้อนข้อจำกัดของกระบวนการโคแอกกูเลชันในการจัดการกับสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่ก่อให้เกิดสี สำหรับการบำบัด COD และ BOD ที่มีค่าเริ่มต้น 683.67 ± 3.21 และ 447.17 ± 2.12 mg/L ตามลำดับ พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน (Alum-Fenton) มีประสิทธิภาพในการลดสาร COD และ BOD ได้ดีที่สุด โดยลด COD เหลือ 485.33 ± 4.62 mg/L และ BOD เหลือ 319.57 ± 3.04 mg/L ขณะที่สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 และ TISTR มีประสิทธิภาพลดลงตามลำดับ โดยสรุปกระบวนการกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน สามารถลดมลพิษในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้อย่างมีนัยสำคัญ โดยเฉพาะเมื่อใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ในการลดความขุ่น ส่วนสารเร่งตกตะกอน TISTR เหมาะกับการลด TSS และสี และสารเร่งตกตะกอน Alum สามารถลด COD และ BOD ได้สูงสุด ดังนั้นการเลือกใช้สารเร่งตกตะกอนให้เหมาะสมจึงมีบทบาทสำคัญต่อประสิทธิภาพโดยรวมของกระบวนการบำบัด

5.1.3.6) ผลการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 มีประสิทธิภาพสูงสุดในการลดค่าความขุ่นจาก 178.50 NTU เหลือเพียง 16.30 ± 0.06 NTU (ร้อยละ 90.87) รองลงมาคือการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum และ TISTR ซึ่งสามารถลดความขุ่นได้ ร้อยละ 89.63 และ 88.99 ตามลำดับ สำหรับการบำบัด COD กระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลดค่า COD จาก $1,140$ mg/L เหลือ 240 ± 3.61 mg/L คิดเป็น (ร้อยละ 78.95) ส่วนสารเร่งตกตะกอน TISTR และ Alum ลดได้ร้อยละ 77.63 และ 76.93 ตามลำดับ ขณะที่ในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วย เฟนตันมีประสิทธิภาพบำบัดต่ำกว่าการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย

FeCl₃ ลด COD ได้ร้อยละ 74.91 สารเร่งตกตะกอน TISTR บำบัดได้ร้อยละ 72.28 และสารเร่งตกตะกอน Alum บำบัด COD ได้ร้อยละ 70.61 ในส่วนของการบำบัด Cr, Mn, Ni และ Pb พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl₃ ให้ผลดีที่สุด โดยลด Pb จาก 0.73 mg/L เหลือเพียง 0.09 ± 0.01 mg/L (ร้อยละ 87.67) ขณะที่สารเร่งตกตะกอน TISTR และ Alum ลดได้ร้อยละ 84.93 และ 83.56 ตามลำดับ ส่วนในการบำบัด Cr, Mn และ Ni ด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตันอย่างชัดเจน โดยเฉพาะเมื่อใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl₃ ซึ่งมีประสิทธิภาพในการ Cr และ Mn สูงถึงร้อยละ 84.44 และ 81.48 ตามลำดับ จากผลการศึกษาดังกล่าว การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน ทั้งในด้าน การลดความขุ่น COD และการกำจัดโลหะหนัก โดยเฉพาะอย่างยิ่งเมื่อใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl₃ เป็นสารเร่งตกตะกอน ซึ่งให้ประสิทธิภาพสูงสุดในทุกพารามิเตอร์ที่ศึกษา รองลงมาคือสารเร่งตกตะกอน TISTR และ Alum ตามลำดับ ทั้งนี้การเลือกใช้ลำดับกระบวนการและชนิดของสารเคมีที่เหมาะสมจึงเป็นปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวม

5.1.3.7) ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยกระบวนการเฟนตัน และกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

การเลือกใช้ชนิดของสารเร่งตกตะกอนและขั้นตอนของกระบวนการมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดอย่างมีนัยสำคัญ โดยการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR ตามด้วยกระบวนการเฟนตัน ให้ประสิทธิภาพการลด COD และ BOD สูงสุดถึงร้อยละ 91.89 และ 92.50 ตามลำดับ ในขณะที่การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเฟนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR กลับมีประสิทธิภาพบำบัด COD และ BOD ลดลงเหลือเพียงร้อยละ 31.96 และ 32.06 ตามลำดับเนื่องจากกระบวนการเฟนตันในขั้นแรกที่ pH 3 ทำให้เกิดสารอินทรีย์ขนาดเล็กซึ่งไม่สามารถตกตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพในกระบวนการโคแอกกูเลชันที่ pH 7 ในทางตรงกันข้ามการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันตามด้วยเฟนตัน ส่งผลให้สารแขวนลอยและสารอินทรีย์ถูกรวมตัวและตกตะกอนในสภาวะ pH 7 ได้อย่างมีประสิทธิภาพก่อนเข้าสู่กระบวนการเฟนตัน ซึ่งทำให้ปฏิกิริยาออกซิเดชันที่ pH 3 สามารถทำลายสารอินทรีย์ที่เหลืออยู่ได้อย่างสมบูรณ์ จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพโดยรวมในการลด COD และ BOD สูงขึ้น สำหรับการบำบัดสีด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl₃ ด้วยเฟนตัน ให้ผลดีที่สุดโดยสามารถลดสีได้ร้อยละ 96.96 รองลงมาได้แก่การใช้สารเร่งตกตะกอน Alum ลดสีได้ร้อยละ 92.89% และสารเร่งตกตะกอน TISTR ลดสีได้ร้อยละ 89.86 ซึ่งสามารถอธิบายได้จากประสิทธิภาพของเฟอร์ริกไฮดรอก

ไฮดรอกไซด์ที่เกิดจาก FeCl_3 ในการจับสารที่ก่อให้เกิดสีได้ดีกว่าอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ และประสิทธิภาพการรวมตัวของตะกอนที่ดีกว่าสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 เมื่อเทียบกับสารเร่งตกตะกอน TISTR ซึ่งผลการศึกษานี้ชี้ให้เห็นถึงความสำคัญของการเลือกลำดับหรือขั้นตอนกระบวนการและชนิดของสารเร่งตกตะกอนที่เหมาะสมต่อการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ โดยเฉพาะเมื่อมุ่งเน้นการลดค่า COD, BOD และสีของน้ำเสีย

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยใช้สารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR มีประสิทธิภาพในการบำบัดความขุ่น TSS และ สีสูง โดยเฉพาะเมื่อใช้สารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ซึ่งสามารถลดความขุ่น TSS และสี ได้สูงสุดร้อยละ 95.28, 95.28 และ 99.6 ตามลำดับ กลไกการทำงานของกระบวนการเพนตันที่ pH 3 ช่วยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนให้มีโครงสร้างขนาดเล็กลงผ่านอนุมูลไฮดรอกซิล ($\bullet\text{OH}$) ที่มีความสามารถในการออกซิไดซ์สูง ส่งผลให้กระบวนการโคแอกกูเลชันที่ดำเนินการถัดมาในสภาวะ pH 6 ซึ่งเหมาะสมต่อการเกิดตะกอน $\text{Fe}(\text{OH})_3$ จาก FeCl_3 สามารถจับสารแขวนลอยและสีได้อย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้ การบำบัดด้วยกระบวนการเพนตันตามด้วยโคแอกกูเลชันยังมีประสิทธิภาพในการบำบัดให้ผลสีได้ดีกว่าการใช้กระบวนการ โคแอกกูเลชันตามด้วยเพนตัน โดยเฉพาะเมื่อใช้สารเร่งตกตะกอน Alum, FeCl_3 และ TISTR ซึ่งให้ประสิทธิภาพในการลดสีสูงร้อยละ 99.66, 99.60 และ 99.63 ตามลำดับ เนื่องจากการเกิดอนุมูลไฮดรอกซิลที่ pH 3 ในกระบวนการเพนตันช่วยให้สารอินทรีย์และสารที่ให้สีถูกออกซิไดซ์เป็นโมเลกุลขนาดเล็กและมีจำนวนมากขึ้น ทำให้สามารถรวมตัวกับฟล็อกได้ง่ายในกระบวนการโคแอกกูเลชัน ผลการศึกษานี้ชี้ให้เห็นว่าลำดับหรือขั้นตอนของกระบวนการและชนิดของสารเร่งตกตะกอนมีผลอย่างมีนัยสำคัญต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะ ซึ่งสามารถนำไปประยุกต์ใช้เป็นแนวทางในการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำชะขยะทั้งในระดับชุมชนและอุตสาหกรรมในอนาคตได้อย่างเหมาะสม

ผลของการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการ เพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 สามารถลด Cr เหลือ 0.0019 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 17.31) ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR และ Alum ซึ่งลด Cr ได้ 0.0025 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 22.39) และ 0.0035 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 31.34) ตามลำดับ โดย $\text{Fe}(\text{OH})_3$ จาก FeCl_3 มีคุณสมบัติดูดซับ Cr^{3+} ได้ดีในช่วง pH 6-8 และกระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 ยังมีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัด Mn โดยสามารถลด Mn เหลือ 0.0061 mg/L (ร้อยละ 82.35) ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่าการใช้สารเร่งตกตะกอน TISTR และ Alum ซึ่งลด Mn ได้ 0.0050 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 67.42) และ 0.0040 ± 0.001 mg/L (ร้อยละ 54.3) เนื่องจาก $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ช่วยดูดซับ Mn^{2+} ได้ดี สำหรับการบำบัด Ni ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วย

กระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน Alum ลด Ni เหลือ 0.0068 ± 0.0003 mg/L (ร้อยละ 9.66) สูงสุดเมื่อเทียบกับสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (ร้อยละ 7.77) และ TISTR (ร้อยละ 7.95) โดย $\text{Al}(\text{OH})_3$ มีโครงสร้างเหมาะสมในการจับ Ni^{2+} และการบำบัด Pb ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยกระบวนการเพนตันตามด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR มีประสิทธิภาพสูงสุด ลด Pb เหลือ 0.0049 ± 0.0010 mg/L (ร้อยละ 39.3) รองลงมาคือการใช้สารเร่งตกตะกอน Alum (ร้อยละ 24.33) และสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 (ร้อยละ 14.17) เนื่องจากสารเร่งตกตะกอน TISTR มีความสามารถในการดูดซับและแลกเปลี่ยนไอออนที่ผิว

5.1.4 ศึกษาภาคตะกอนที่ได้จากกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุธรรมชาติและเพนตัน

ผลการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของสารเร่งตกตะกอนและตะกอนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการเพนตันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยเครื่อง Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) พบว่าสารเร่งตกตะกอน Alum มีหมู่ฟังก์ชันหลักคือ O-H, H-O-H, S=O และ Al-O ซึ่งบ่งชี้ถึงโครงสร้างของสารส้มไฮเดรต ส่วนสารเร่งตกตะกอน FeCl_3 แสดงการสั่นของพันธะ Fe-Cl ที่ช่วงคลื่น $570-600$ cm^{-1} สำหรับสารเร่งตกตะกอน TISTR พบว่าประกอบด้วยหมู่ O-H, S=O และพันธะโลหะ-ออกซิเจน (Al-O, Fe-O) โดยผลวิเคราะห์จากเครื่อง Scanning Electron Microscope/ Energy Dispersive X-ray Spectroscopy พบสารประกอบ Aluminum oxide (Al_2O_3), Silicon dioxide (SiO_2) และ Calcium oxide (CaO) เป็นองค์ประกอบหลัก ร้อยละ 53.00, 26.87 และ 11.61 ซึ่งเป็นลักษณะของวัสดุคล้ายซีโอไลต์ที่มีคุณสมบัติดูดซับโลหะหนักได้ดี สำหรับองค์ประกอบของสารเร่งตกตะกอน TISTR หลังการนำไปบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ พบว่าสารประกอบ Aluminum oxide (Al_2O_3) และ Silicon dioxide (SiO_2) ลดลงเหลือร้อยละ 38.48 และ 19.61 ส่วน Calcium oxide (CaO) เพิ่มขึ้นเป็น ร้อยละ 20.23 ผลการศึกษาปริมาณโลหะหนักในตะกอนจากการบำบัดน้ำชะขยะสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารเร่งตกตะกอน TISTR พบว่ามี Mn สะสมสูงสุดในตะกอน ที่ pH 8 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เท่ากับ 0.4594 ± 0.008 mg Mn/g ตะกอน พบการสะสม Cr สูงสุดที่ pH 5 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เท่ากับ 0.0256 ± 0.012 mg Cr/g ตะกอน พบการสะสม Ni สูงสุดที่ pH 8 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เท่ากับ 0.0235 mg Ni/g ตะกอน ขณะที่พบการสะสม Pb สูงสุดที่ pH 7 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที เท่ากับ 0.1271 mg Pb/g ตะกอน

ผลการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตะกอนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการเพนตันในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยเครื่อง Scanning Electron Microscope/ Energy Dispersive X-ray Spectroscopy (SEM/EDX) พบว่ามีลักษณะเป็นก้อนขนาดเล็กเกาะติดกันเป็นก้อนกลมรี คล้าย

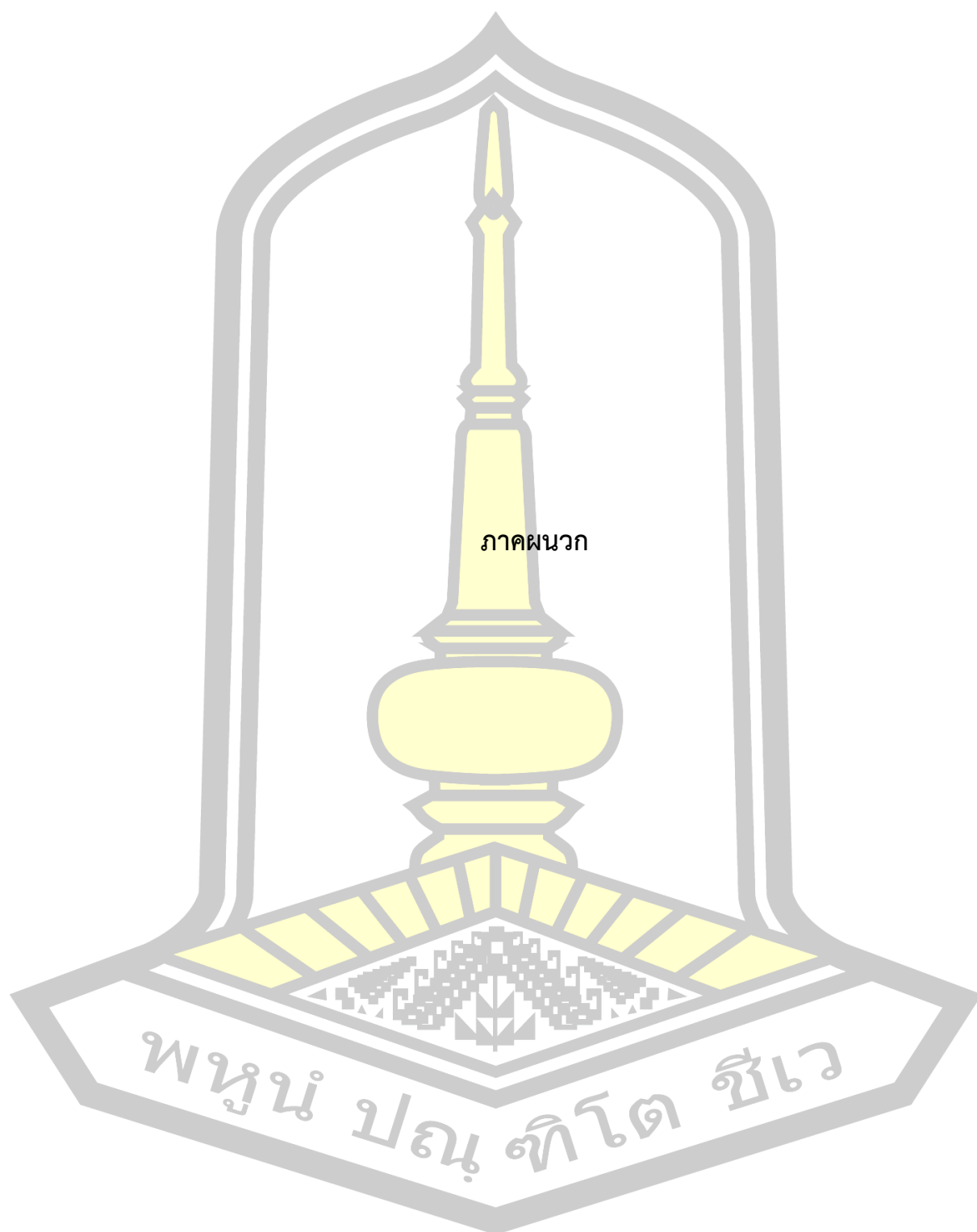
ผลึกแมงกานีสออกไซด์ (MnO) โดยมีองค์ประกอบหลักที่ตรวจพบ ได้แก่ Calcium oxide ร้อยละ 55.24 และ Manganese oxide ร้อยละ 21.28 และจากการวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักในตะกอนทุกอัตราส่วนเฟนตันด้วยเทคนิค Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS) ไม่พบการสะสมของ Cr, Mn และ Ni ในตะกอน พบเฉพาะ Pb เท่ากับ 0.1588 ± 0.03 mg Pb/g ตะกอนเฟนตัน ที่อัตราส่วนโดยโมลของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 15:1 ที่ระยะเวลาตกตะกอน 150 นาที และพบในตะกอนเฟนตันที่อัตราส่วนโดยโมลของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 10:1 พบการสะสมของ Pb เท่ากับ 0.1469 ± 0.1222 mg Pb/g ตะกอนเฟนตัน

5.1.5 ศึกษาความคุ้มค่าเชิงเศรษฐศาสตร์ โดยเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายด้านต้นทุนการผลิตและการใช้สารเร่งตกตะกอนจากวัตถุดิบธรรมชาติ เปรียบเทียบกับสารตะกอนทางการค้า

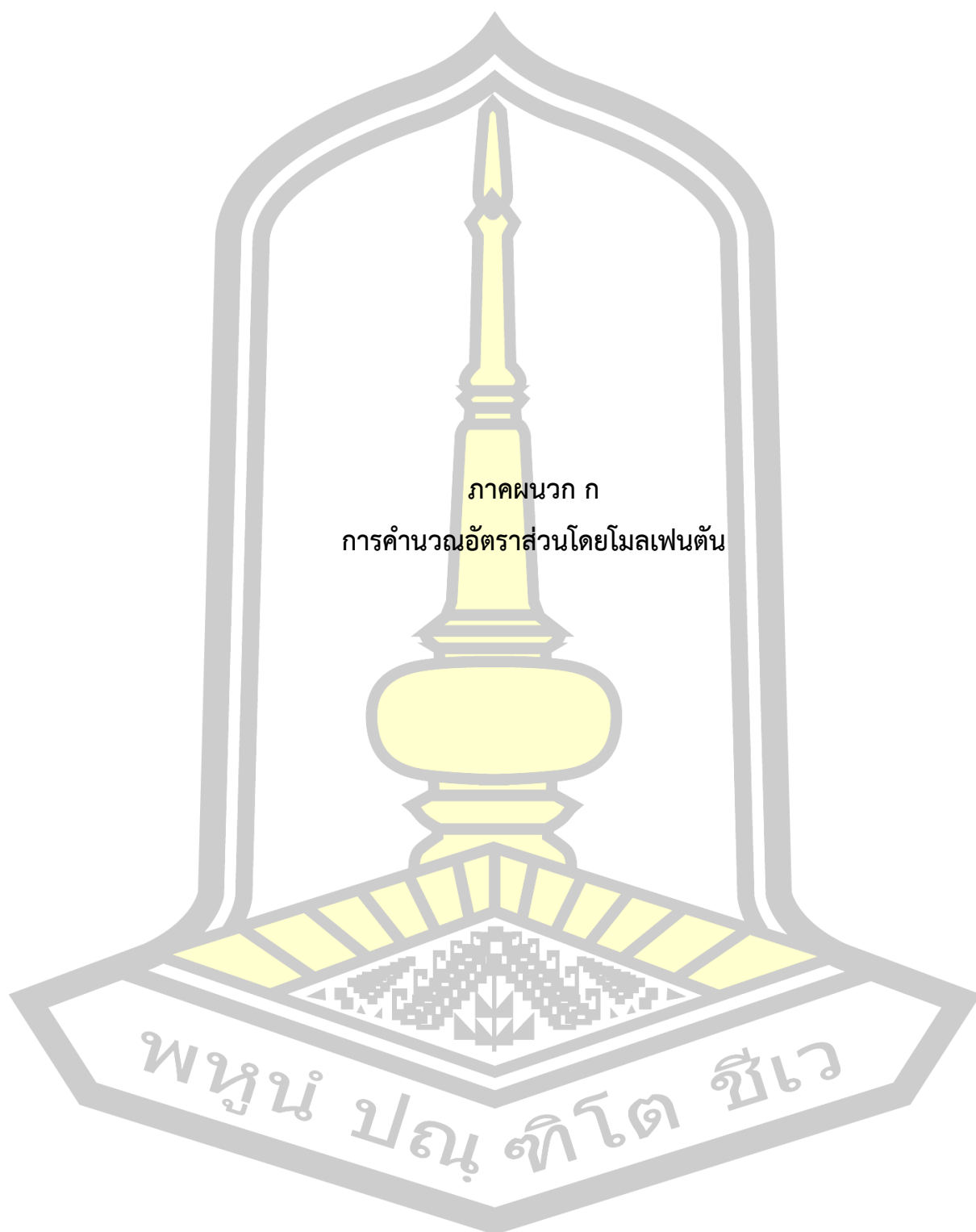
การประเมินต้นทุนของการใช้สารเคมีและไฟฟ้าในกระบวนการเฟนตัน ใช้สภาวะที่เหมาะสมในการบำบัด ได้แก่ อัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 10: 1 โดยมีความเข้มข้นของ $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ เท่ากับ 8:10 mg/L ที่ pH 3 โดยทดสอบในเครื่องจาร์เทสที่สภาวะเดียวกันกับการทดสอบด้วยกระบวนการโคแอกกลูเลชัน พบว่า กระบวนการโคแอกกลูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน Alum มีต้นทุนการบำบัดเท่ากับ 0.34 บาท/ลิตร กระบวนการโคแอกกลูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน FeCl_3 มีต้นทุนการบำบัดเท่ากับ 13.14 บาท/ลิตร กระบวนการโคแอกกลูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน TISTR มีต้นทุนการบำบัดเท่ากับ 0.56 บาท/ลิตร และกระบวนการเฟนตัน มีต้นทุนการบำบัดเท่ากับ 4.92 บาท/ลิตร จะเห็นได้ว่าต้นทุนการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกลูเลชันด้วยสารเร่งตะกอน FeCl_3 สูงกว่าต้นทุนค่าใช้จ่ายในกระบวนการบำบัดอื่นๆ ทั้งนี้มาจากต้นทุนการผลิตสารที่แตกต่างกัน

5.2 ข้อเสนอแนะ

- 1) ควรมีการศึกษาปริมาณ H_2O_2 หรือ OH ตกค้างจากกระบวนการเฟนตัน และการประเมินความเสี่ยงของสารตกค้างจากกระบวนการเฟนตัน และผลกระทบจากการปล่อยตะกอนหรือน้ำผ่านการบำบัดสู่สิ่งแวดล้อม เพื่อให้เกิดความยั่งยืน
- 2) ควรศึกษาการบำบัดด้วยเทคโนโลยีอื่น เช่น Advanced Oxidation Processes (AOPs) แบบอื่น, การใช้ออกไซด์นาโน หรือกระบวนการชีวภาพ เพื่อเปรียบเทียบความคุ้มค่าและประสิทธิภาพในการบำบัด
- 3) ควรมีการศึกษาวិธีการพัฒนาสารเร่งตกตะกอนชนิดผสม (Composite/Polymeric Coagulants) เพื่อเพิ่มความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์และโลหะหนัก



ภาคผนวก



การคำนวณสารที่ใช้ในกระบวนการเฟนตัน

อัตราส่วน $[\text{Fe}^{2+}]:[\text{H}_2\text{O}_2]$ ได้แก่ 1:1, 3:1, 5:1, 10:1, 15:1 และ 20:1

อัตราส่วนโมล	โมลของสารเคมีที่ใช้	
	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (mole)	H_2O_2 (mole)
1:1	0.0979	0.0979
3:1	0.032	0.0979
5:1	0.0196	0.0979
10:1	0.0098	0.0979
15:1	0.0065	0.0979
20:1	0.0049	0.0979

ตัวอย่างการคำนวณอัตราส่วนโดยโมล 5:1

1. เตรียมเฟอร์รัสซัลเฟต $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.0746 โมล

น้ำหนัก $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ มีมวลโมเลกุล = 278.01

จำนวนโมล = $\frac{\text{น้ำหนัก } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} \text{ (กรัม)}}{\text{น้ำหนักโมเลกุล (กรัม. โมล)}}$

0.0196 โมล = 5.448 กรัม

2. คำนวณโมล H_2O_2 จากปริมาตร 10 มิลลิลิตร

H_2O_2 มีความหนาแน่น (D) = 1.11 g/cm³

H_2O_2 30%

H_2O_2 มวลโมเลกุล = 34.015

10 มิลลิลิตร มี H_2O_2 = $(30 \times 10) / 100$

= 3 มิลลิลิตร

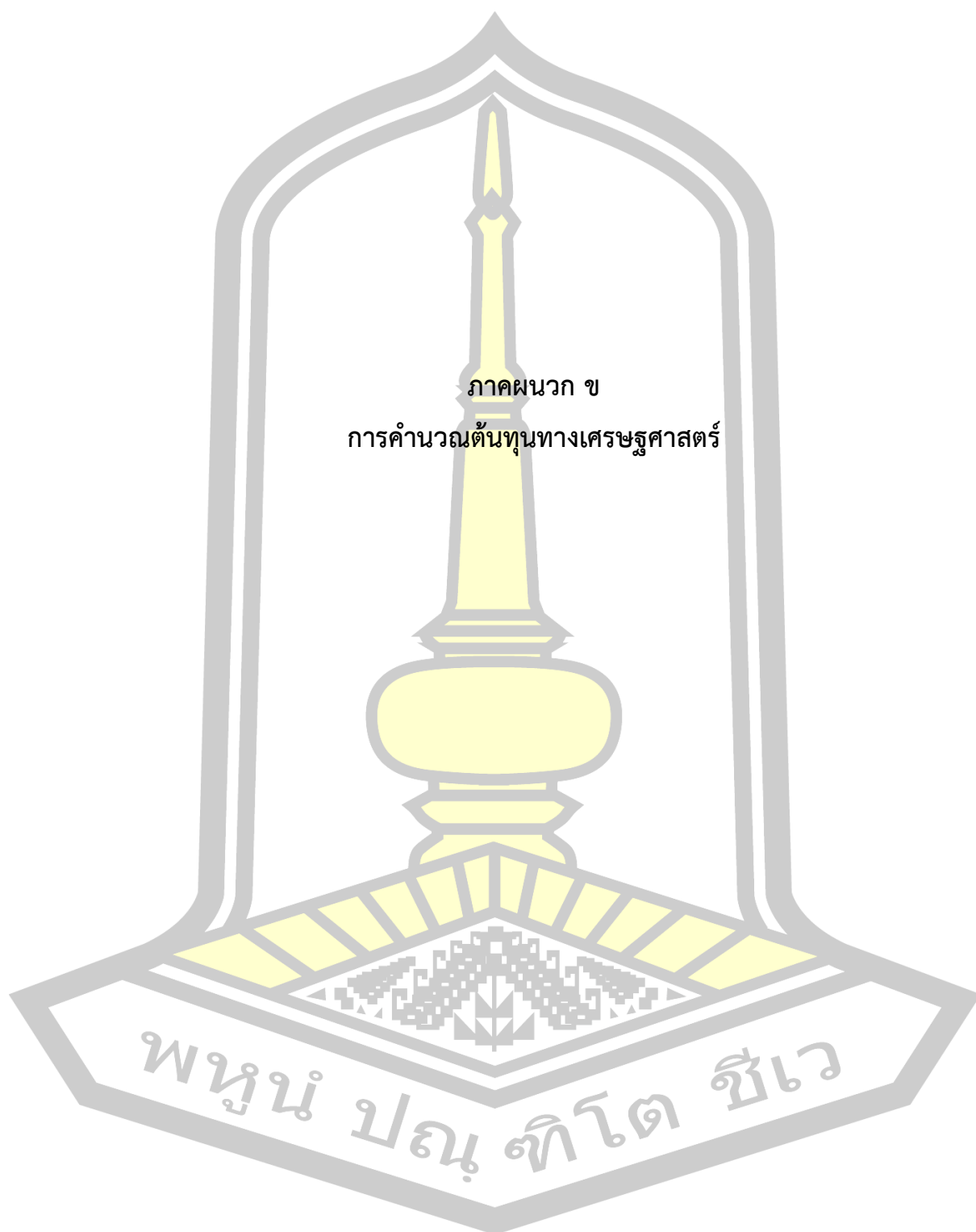
3.5 มิลลิลิตร มี H_2O_2 = 3×1.11 กรัม

= 3.33 กรัม

จำนวนโมล = $3.33 / 34.015$ โมล

= 0.0979 โมล

ดังนั้น H_2O_2 จากปริมาตร 10 มิลลิลิตร = 0.0979 โมล



การคำนวณต้นทุนค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย Alum

ในการคำนวณต้นทุนการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย Alum ความเข้มข้น 10 g/L ใน น้ำชะขยะ 1000 มล. (1 ลิตร) โดยใช้ เครื่องจาร์เทส และ กวนเร็วที่ 150 rpm นาน 3 นาที และ กวนช้า 60 rpm นาน 30 นาที พร้อมข้อมูลราคาของ Alum, กำลังไฟฟ้าของ เครื่องจาร์เทส และ อัตราค่าไฟฟ้า ดังนี้

ข้อมูลที่ใช้ในการคำนวณ

ปริมาณน้ำชะขยะ = 1000 มล. = 1 ลิตร

ความเข้มข้นของ Alum = 10 g/L

ราคาของ Alum = 19 บาท/กิโลกรัม = 19 บาท/1,000 กรัม

กำลังไฟฟ้าของเครื่องจาร์เทส = 60 วัตต์ = 0.06 กิโลวัตต์

เวลาในการกวนเร็ว = 3 นาที

เวลาในการกวนช้า = 30 นาที

อัตราค่าไฟฟ้า = 4.15 บาท/กิโลวัตต์-ชั่วโมง

ขั้นตอนที่ 1 การคำนวณปริมาณ Alum ที่ใช้ในการบำบัด

การใช้ Alum ความเข้มข้น 10 g/L สำหรับน้ำ 1 ลิตร:

ปริมาณ Alum ที่ใช้ = $10\text{g/L} \times 1\text{L} = 10\text{g}$

ขั้นตอนที่ 2 การคำนวณต้นทุน Alum

ราคาของ Alum คือ 19 บาท/กิโลกรัม (19 บาท/1,000 กรัม)

ดังนั้นต้นทุนของ Alum 10 กรัม จะเป็น:

ต้นทุน Alum = 0.19

ขั้นตอนที่ 3 การคำนวณต้นทุนพลังงานไฟฟ้า (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน, 2566)

การใช้เครื่องจาร์เทสมีการกวนเร็วที่ 150 rpm นาน 3 นาที และกวนช้าที่ 60 rpm นาน 30 นาที โดยเครื่องใช้พลังงาน 60 วัตต์ (0.06 กิโลวัตต์)

การคำนวณพลังงานที่ใช้

1. การกวนเร็ว (3 นาที)

$$\text{พลังงานที่ใช้ในการกวนเร็ว} = 0.06\text{kW} \times \frac{3\text{ นาที}}{60\text{ นาที}} = 0.003\text{ kWh}$$

2. การกวนช้า (30 นาที)

$$\text{พลังงานที่ใช้ในการกวนช้า} = 0.06\text{kW} \times \frac{30\text{ นาที}}{60\text{ นาที}} = 0.03\text{ kWh}$$

การคำนวณต้นทุนไฟฟ้า

ต้นทุนไฟฟ้ารวมในการกวนเร็วและกวนช้า

$$\begin{aligned} \text{ต้นทุนไฟฟ้า} &= (0.003 \text{ kWh} + 0.03 \text{ kWh}) \times 4.15 \text{ บาท/kWh} \\ &= 0.1377 \text{ บาท} \end{aligned}$$

ขั้นตอนที่ 4 การคำนวณต้นทุนรวม

ต้นทุนของ Alum และ ไฟฟ้า ดังนี้:

$$\text{ต้นทุน Alum} = 0.19 \text{ บาท}$$

$$\text{ต้นทุนไฟฟ้า} = 0.1377 \text{ บาท}$$

$$\text{ต้นทุนรวม} = 0.19 \text{ บาท} + 0.1377 \text{ บาท} = 0.3277 \text{ บาท}$$

ดังนั้น ต้นทุนการบำบัดน้ำชะขยะจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย Alum 10 g/L ใน น้ำ 1 ลิตร โดยใช้ เครื่องจาร์เทส รวมทั้งต้นทุน Alum และ ไฟฟ้า จะอยู่ที่ 0.3277 บาท



การคำนวณต้นทุนค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย FeCl_3

ในการคำนวณต้นทุนการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L ใน น้ำชะขยะ 1000 มล. (1 ลิตร) โดยใช้ เครื่องจาร์เทส และ กวนเร็วที่ 150 rpm นาน 3 นาที และ กวนช้า 60 rpm นาน 30 นาที พร้อมข้อมูลราคาของ Alum, กำลังไฟฟ้าของ เครื่องจาร์เทส และ อัตราค่าไฟฟ้า ดังนี้

ข้อมูลที่ใช้ในการคำนวณ

ปริมาณน้ำชะขยะ: 1000 มล. = 1 ลิตร
 ความเข้มข้นของ FeCl_3 ที่ใช้ = 10 g/L
 ราคาของ FeCl_3 : 1,300 บาท/กิโลกรัม = 1.30 บาท/กรัม
 กำลังไฟฟ้าของเครื่อง Jar test: 60 วัตต์ = 0.06 กิโลวัตต์
 การกวนเร็ว: 150 rpm 3 นาที
 การกวนช้า: 60 rpm 30 นาที
 อัตราค่าไฟฟ้า: 4.15 บาท/กิโลวัตต์-ชั่วโมง

ขั้นตอนที่ 1: การคำนวณปริมาณ FeCl_3 ที่ใช้ในการบำบัด

การใช้ FeCl_3 ความเข้มข้น 10 g/L สำหรับน้ำ 1 ลิตร:
 ปริมาณ FeCl_3 ที่ใช้ = $10 \text{ g/L} \times 1 \text{ L} = 10 \text{ g}$

ขั้นตอนที่ 2: การคำนวณต้นทุน FeCl_3

ราคาของ FeCl_3 คือ 1.3 บาท/กิโลกรัม (1300 บาท/1,000 กรัม)
 ดังนั้นต้นทุนของ FeCl_3 10 กรัม จะเป็น:
 ต้นทุน FeCl_3 = 13 บาท

ขั้นตอนที่ 3: การคำนวณต้นทุนพลังงานไฟฟ้า (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน, 2566)

การใช้เครื่องจาร์เทสมีการกวนเร็วที่ 150 rpm นาน 3 นาที และกวนช้าที่ 60 rpm นาน 30 นาที โดยเครื่องใช้พลังงาน 60 วัตต์ (0.06 กิโลวัตต์).

การคำนวณพลังงานที่ใช้

1. การกวนเร็ว (3 นาที)

$$\text{พลังงานที่ใช้ในการกวนเร็ว} = 0.06 \text{ kW} \times \frac{3 \text{ นาที}}{60 \text{ นาที}} = 0.003 \text{ kWh}$$

2. การกวนช้า (30 นาที)

$$\text{พลังงานที่ใช้ในการกวนช้า} = 0.06 \text{ kW} \times \frac{30 \text{ นาที}}{60 \text{ นาที}} = 0.03 \text{ kWh}$$

การคำนวณต้นทุนไฟฟ้า

ต้นทุนไฟฟ้ารวมในการกวนเร็วและกวนช้า

$$\begin{aligned} \text{ต้นทุนไฟฟ้า} &= (0.003 \text{ kWh} + 0.03 \text{ kWh}) \times 4.15 \text{ บาท/kWh} \\ &= 0.1377 \text{ บาท} \end{aligned}$$

ต้นทุนไฟฟ้ารวมในการกวนเร็วและกวนช้า

$$\begin{aligned} \text{ต้นทุนไฟฟ้า} &= (0.003 \text{ kWh} + 0.03 \text{ kWh}) \times 4.15 \text{ บาท/kWh} \\ &= 0.1377 \text{ บาท} \end{aligned}$$

ขั้นตอนที่ 4: การคำนวณต้นทุนรวม

ต้นทุนของ FeCl_3 และ ไฟฟ้า ดังนี้:

$$\text{ต้นทุน } \text{FeCl}_3 = 13 \text{ บาท}$$

$$\text{ต้นทุนไฟฟ้า} = 0.1377 \text{ บาท}$$

$$\text{ต้นทุนรวม} = 13 \text{ บาท} + 0.1377 \text{ บาท} = 13.14 \text{ บาท}$$

ดังนั้น ต้นทุนการบำบัดน้ำชะขยะจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย FeCl_3 10 g/L ใน น้ำ 1 ลิตร โดยใช้ เครื่องจาร์เทส รวมทั้งต้นทุน FeCl_3 และ ไฟฟ้า จะอยู่ที่ 13.14 บาท



การคำนวณต้นทุนค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย TISTR

ในการคำนวณต้นทุนการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ใน น้ำชะขยะ 1000 มล. (1 ลิตร) โดยใช้ เครื่องจาร์เทส และ กวนเร็วที่ 150 rpm นาน 3 นาที และ กวนช้า 60 rpm นาน 30 นาที พร้อมข้อมูลราคาของ TISTR, กำลังไฟฟ้าของ เครื่องจาร์เทส และ อัตราค่าไฟฟ้า ดังนี้

ข้อมูลที่ใช้ในการคำนวณ

ปริมาณน้ำชะขยะ	1000 มล. = 1 ลิตร
ความเข้มข้นของ TISTR	10 g/L
ราคาของ TISTR	40.30 บาท/กิโลกรัม = 0.0403 บาท/กรัม
กำลังไฟฟ้าเครื่องจาร์เทส 60 วัตต์	= 0.06 กิโลวัตต์
กวนเร็ว	150 rpm เป็นเวลา 3 นาที
กวนช้า	60 rpm เป็นเวลา 30 นาที
อัตราค่าไฟฟ้า	4.15 บาท/กิโลวัตต์-ชั่วโมง

ขั้นตอนที่ 1: การคำนวณปริมาณ TISTR ที่ใช้ในการบำบัด

การใช้ TISTR ความเข้มข้น 10 g/L สำหรับน้ำ 1 ลิตร:

$$\text{ปริมาณ TISTR ที่ใช้} = 10 \text{ g/L} \times 1 \text{ L} = 10 \text{ g}$$

ขั้นตอนที่ 2: การคำนวณต้นทุน TISTR

ราคาของ TISTR คือ 40.30 บาท/กิโลกรัม (40.30 บาท/1,000 กรัม)

ดังนั้นต้นทุนของ TISTR 10 กรัม จะเป็น 0.403 บาท

$$\text{ต้นทุน TISTR} = 0.403 \text{ บาท}$$

ขั้นตอนที่ 3: การคำนวณต้นทุนพลังงานไฟฟ้า (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน, 2566)

การใช้เครื่องจาร์เทสมีการกวนเร็วที่ 150 rpm นาน 3 นาที และกวนช้าที่ 60 rpm นาน 30 นาที โดยเครื่องใช้พลังงาน 60 วัตต์ (0.06 กิโลวัตต์).

การคำนวณพลังงานที่ใช้

1. การกวนเร็ว (3 นาที)

$$\text{พลังงานที่ใช้ในการกวนเร็ว} = 0.06\text{kW} \times \frac{3 \text{ นาที}}{60 \text{ นาที}} = 0.003 \text{ kWh}$$

2. การกวนช้า (30 นาที)

$$\text{พลังงานที่ใช้ในการกวนช้า} = 0.06\text{kW} \times \frac{30 \text{ นาที}}{60 \text{ นาที}} = 0.03 \text{ kWh}$$

การคำนวณต้นทุนไฟฟ้า

ต้นทุนไฟฟ้ารวมในการกวนเร็วและกวนช้า

$$\begin{aligned} \text{ต้นทุนไฟฟ้า} &= (0.003 \text{ kWh} + 0.03 \text{ kWh}) \times 4.15 \text{ บาท/kWh} \\ &= 0.1377 \text{ บาท} \end{aligned}$$

ต้นทุนไฟฟ้ารวมในการกวนเร็วและกวนช้า

$$\begin{aligned} \text{ต้นทุนไฟฟ้า} &= (0.003 \text{ kWh} + 0.03 \text{ kWh}) \times 4.15 \text{ บาท/kWh} \\ &= 0.1377 \text{ บาท} \end{aligned}$$

ขั้นตอนที่ 4: การคำนวณต้นทุนรวม

ต้นทุนของ TISTR และ ไฟฟ้า ดังนี้:

$$\text{ต้นทุน TISTR} = 0.403 \text{ บาท}$$

$$\text{ต้นทุนไฟฟ้า} = 0.1377 \text{ บาท}$$

$$\text{ต้นทุนรวม} = 0.403 \text{ บาท} + 0.1377 \text{ บาท} = 0.56 \text{ บาท}$$

ดังนั้น ต้นทุนการบำบัดน้ำชะขยะจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย TISTR 10 g/L ใน น้ำ 1 ลิตร โดยใช้ เครื่องจาร์เทส รวมทั้งต้นทุน TISTR และไฟฟ้า จะอยู่ที่ 0.56 บาท

พหุ ประสิทธิภาพ ชีวะ

ต้นทุนเฟนตันเรามาคำนวณต้นทุนการบำบัดน้ำชะขยะปริมาณ 1000 มล. (1 ลิตร) ด้วยกระบวนการเฟนตัน (Fenton process) โดยใช้ H_2O_2 และ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

ในการคำนวณต้นทุนการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย TISTR ความเข้มข้น 10 g/L ใน น้ำชะขยะ 1000 มล. (1 ลิตร) โดยใช้ เครื่องจาร์เทส และ กวนเร็วที่ 150 rpm นาน 3 นาที และ กวนช้า 60 rpm นาน 30 นาที พร้อมข้อมูลราคาของ H_2O_2 และ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, กำลังไฟฟ้าของเครื่องจาร์เทส และ อัตราค่าไฟฟ้า ดังนี้

ข้อมูลที่ใช้ในการคำนวณ

ปริมาณน้ำชะขยะ	1000 มล. = 1 ลิตร
ปริมาณ H_2O_2 ที่ใช้	10 มล.
ความหนาแน่นของ H_2O_2 (ประมาณ)	1.04 g/ml
ราคาของ H_2O_2	180 บาท/กิโลกรัม = 0.18 บาท/กรัม
ปริมาณ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ที่ใช้	2.724 กรัม/ลิตร
ราคาของ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1,068 บาท/กิโลกรัม = 1.068 บาท/กรัม
กำลังไฟฟ้าเครื่องจาร์เทส	60 วัตต์ = 0.06 กิโลวัตต์
กวนเร็ว	150 rpm เป็นเวลา 3 นาที
กวนช้า	60 rpm เป็นเวลา 30 นาที
อัตราค่าไฟฟ้า	4.15 บาท/กิโลวัตต์-ชั่วโมง

ขั้นตอนที่ 1: การคำนวณปริมาณสารที่ใช้ในการบำบัด

คำนวณต้นทุน H_2O_2

$$\text{ปริมาณ } \text{H}_2\text{O}_2 \text{ ที่ใช้} = 10 \text{ ml}$$

$$\text{น้ำหนักโดยประมาณ} = 10 \text{ ml} \times 1.04 \text{ g/ml} = 10.4 \text{ กรัม}$$

$$\text{ต้นทุน } \text{H}_2\text{O}_2 = 10.4 \times 0.18 = 1.872 \text{ บาท}$$

คำนวณต้นทุน $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

$$\text{ปริมาณที่ใช้} = 2.724 \text{ กรัม}$$

$$\text{ต้นทุน } \text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 2.724 \times 1.068 = 2.910 \text{ บาท}$$

ขั้นตอนที่ 3: การคำนวณต้นทุนพลังงานไฟฟ้า (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน, 2566)

การใช้เครื่องจักรเทสมีการกวนเร็วที่ 150 rpm นาน 3 นาที และกวนช้าที่ 60 rpm นาน 30 นาที โดยเครื่องใช้พลังงาน 60 วัตต์ (0.06 กิโลวัตต์).

การคำนวณพลังงานที่ใช้

1. การกวนเร็ว (3 นาที)

$$\text{พลังงานที่ใช้ในการกวนเร็ว} = 0.06\text{kW} \times \frac{3 \text{ นาที}}{60 \text{ นาที}} = 0.003 \text{ kWh}$$

2. การกวนช้า (30 นาที)

$$\text{พลังงานที่ใช้ในการกวนช้า} = 0.06\text{kW} \times \frac{30 \text{ นาที}}{60 \text{ นาที}} = 0.03 \text{ kWh}$$

การคำนวณต้นทุนไฟฟ้า

ต้นทุนไฟฟ้ารวมในการกวนเร็วและกวนช้า

$$\begin{aligned} \text{ต้นทุนไฟฟ้า} &= (0.003 \text{ kWh} + 0.03 \text{ kWh}) \times 4.15 \text{ บาท/kWh} \\ &= 0.1377 \text{ บาท} \end{aligned}$$

ต้นทุนไฟฟ้ารวมในการกวนเร็วและกวนช้า

$$\begin{aligned} \text{ต้นทุนไฟฟ้า} &= (0.003 \text{ kWh} + 0.03 \text{ kWh}) \times 4.15 \text{ บาท/kWh} \\ &= 0.1377 \text{ บาท} \end{aligned}$$

ขั้นตอนที่ 4: การคำนวณต้นทุนรวม

ต้นทุนของสารเคมี และไฟฟ้า ดังนี้

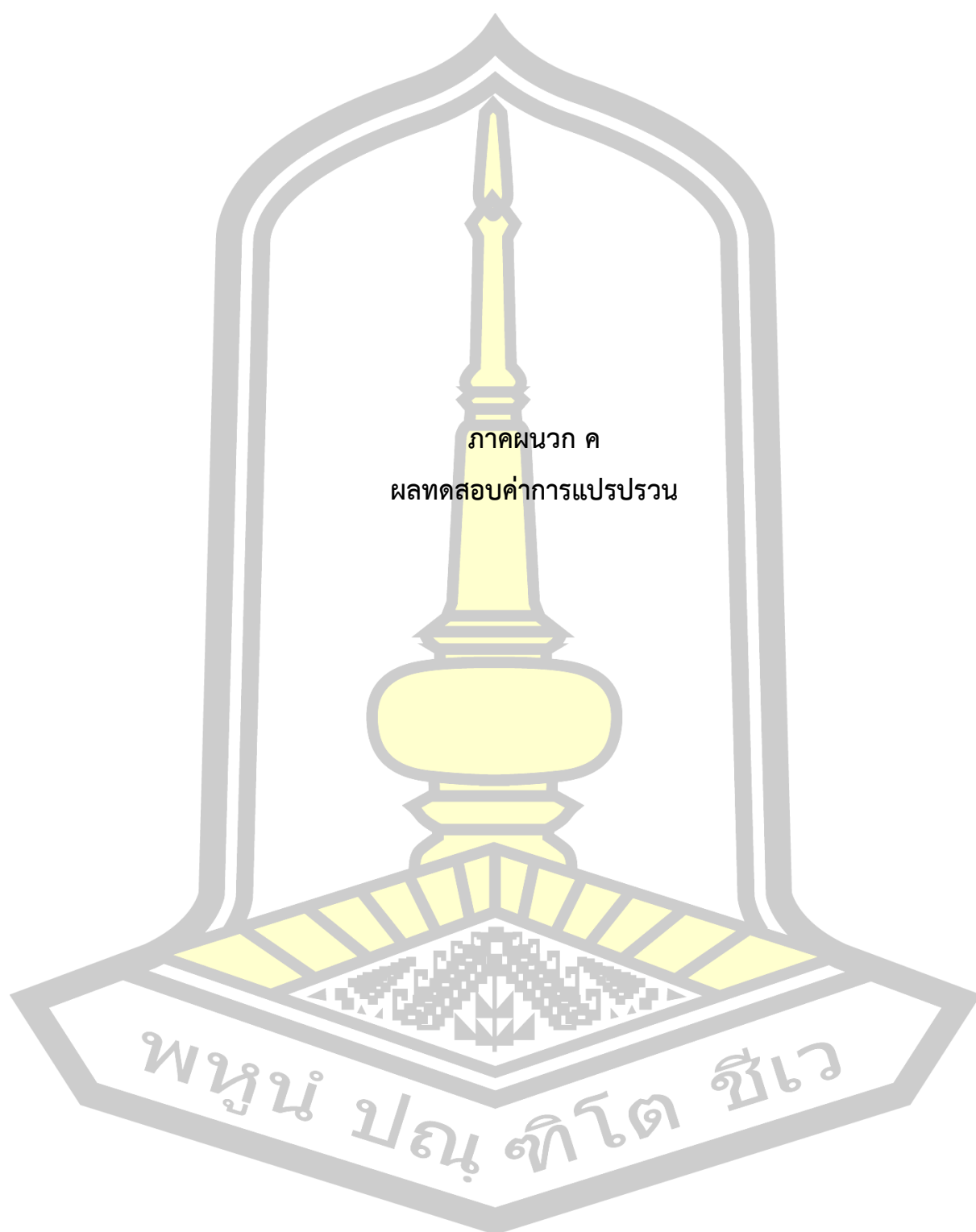
$$\text{ต้นทุนสาร} = 1.872 \text{ บาท} + 2.910 = 4.782 \text{ บาท}$$

$$\text{ต้นทุนไฟฟ้า} = 0.1377 \text{ บาท}$$

$$\text{ต้นทุนรวม} = 4.782 \text{ บาท} + 0.1377 \text{ บาท} = 4.919 \text{ บาท}$$

ดังนั้น ต้นทุนการบำบัดน้ำชะขยะจากกระบวนการเฟนตัน ใน น้ำ 1 ลิตร โดยใช้ เครื่องจักรเทสรวมทั้งต้นทุนสารและไฟฟ้า จะอยู่ที่ 4.919 บาท

ปริญ ปรณ ทิโต ชีเว



ภาคผนวก ค
ผลทดสอบค่าการแปรปรวน

พหุณฺ์ ปณฺุ ทิโต ชีเว

ตาราง 35 ความแปรปรวนของผลทดสอบความเข้มข้นของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

สารโคแอกกูแลนต์	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
Alum 1 g/L	26.4553 ^b
Alum 3 g/L	16.0143 ^a
Alum 5 g/L	42.4123 ^h
Alum 10 g/L	26.8708 ^c
FeCl ₃ -1g/L	31.6196 ^{d,e,f}
FeCl ₃ -3g/L	34.8633 ^{f,g}
FeCl ₃ -5g/L	33.4593 ^{e,f,g}
FeCl ₃ -10g/L	30.5517 ^{c,d,e}
TISTR 1g/L	26.1729 ^b
TISTR 3g/L	27.9613 ^{b,c}
TISTR 5g/L	26.4094 ^{b,c}
TISTR 10g/L	36.0382 ^g

ตาราง 36 ความแปรปรวนของผลทดสอบค่าความเป็นกรดต่างของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ค่าความเป็นกรดต่าง	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
pH 4	22.3324 ^a
pH 5	33.5949 ^c
pH 6	36.5175 ^d
pH 7	35.5174 ^d
pH 8	29.1663 ^b
pH 9	22.2860 ^a

ตาราง 37 ความแปรปรวนของผลทดสอบระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ระยะเวลาตกตะกอน	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
30 นาที	15.3217 ^a
60 นาที	21.9726 ^b
90 นาที	29.3531 ^c
120 นาที	38.3920 ^d
150 นาที	44.4725 ^e

ตาราง 38 ความแปรปรวนของผลทดสอบความเข้มข้นของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

สารโคแอกกูแลนต์	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
Alum 1 g/L	24.4068 ^a
Alum 3 g/L	24.7847 ^a
Alum 5 g/L	41.191 ^b
Alum 10 g/L	28.2683 ^a
FeCl ₃ -1g/L	43.6986 ^{d,e}
FeCl ₃ -3g/L	37.1902 ^b
FeCl ₃ -5g/L	42.5138 ^{c,d}
FeCl ₃ -10g/L	45.0983 ^{d,e}
TISTR 1g/L	49.0877 ^e
TISTR 3g/L	40.7398 ^b
TISTR 5g/L	36.0984 ^b
TISTR 10g/L	45.7512 ^{d,e}

ตาราง 39 ความแปรปรวนของผลทดสอบค่าความเป็นกรดต่างของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ค่าความเป็นกรดต่าง	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
pH 4	27.8573 ^a
pH 5	29.9949 ^a
pH 6	40.5426 ^b
pH 7	53.4502 ^c
pH 8	37.9479 ^b
pH 9	39.6173 ^b

ตาราง 40 ความแปรปรวนของผลทดสอบระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของสารเร่งตกตะกอน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ระยะเวลาตกตะกอน	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
30 นาที	26.3176 ^a
60 นาที	33.3185 ^b
90 นาที	39.3551 ^c
120 นาที	44.2475 ^d
150 นาที	47.9366 ^e

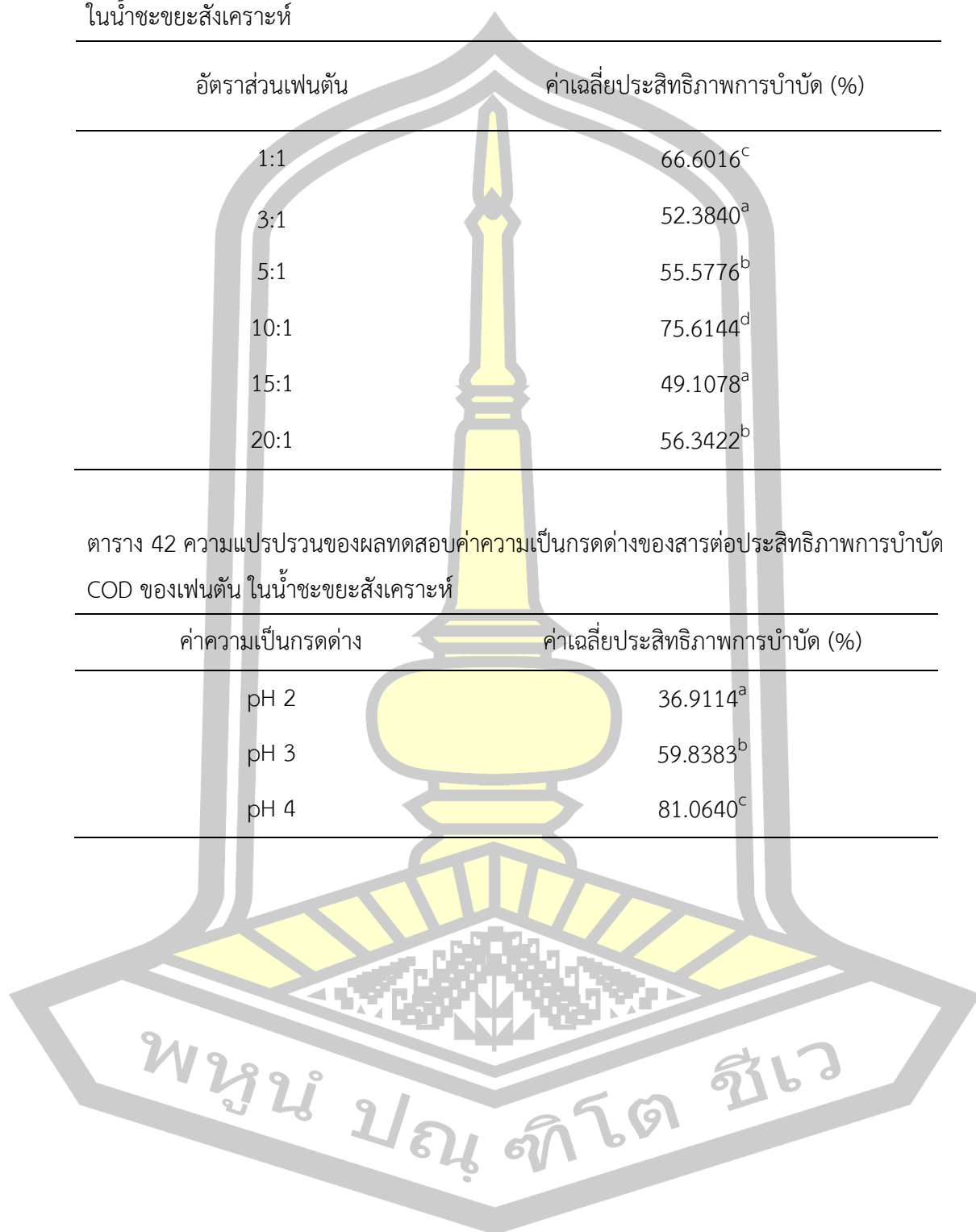
พหุ ประถมศึกษา ชีวะ

ตาราง 41 ความแปรปรวนของอัตราส่วนเฟนตันต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน
ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

อัตราส่วนเฟนตัน	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
1:1	66.6016 ^c
3:1	52.3840 ^a
5:1	55.5776 ^b
10:1	75.6144 ^d
15:1	49.1078 ^a
20:1	56.3422 ^b

ตาราง 42 ความแปรปรวนของผลทดสอบค่าความเป็นกรดต่างของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด
COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ค่าความเป็นกรดต่าง	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
pH 2	36.9114 ^a
pH 3	59.8383 ^b
pH 4	81.0640 ^c



ตาราง 43 ความแปรปรวนของผลทดสอบระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะสังเคราะห์

ระยะเวลาตกตะกอน	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
30 นาที	47.9522 ^a
60 นาที	56.9243 ^b
90 นาที	61.1052 ^b
120 นาที	64.9909 ^c
150 นาที	65.3837 ^c

ตาราง 44 ความแปรปรวนของอัตราส่วนเฟนตันต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

อัตราส่วนเฟนตัน	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
1:1	20.4033 ^a
3:1	23.0729 ^{a,b}
5:1	30.8827 ^{d,e}
10:1	32.5736 ^e
15:1	24.4549 ^{b,c}
20:1	27.3540 ^{c,d}

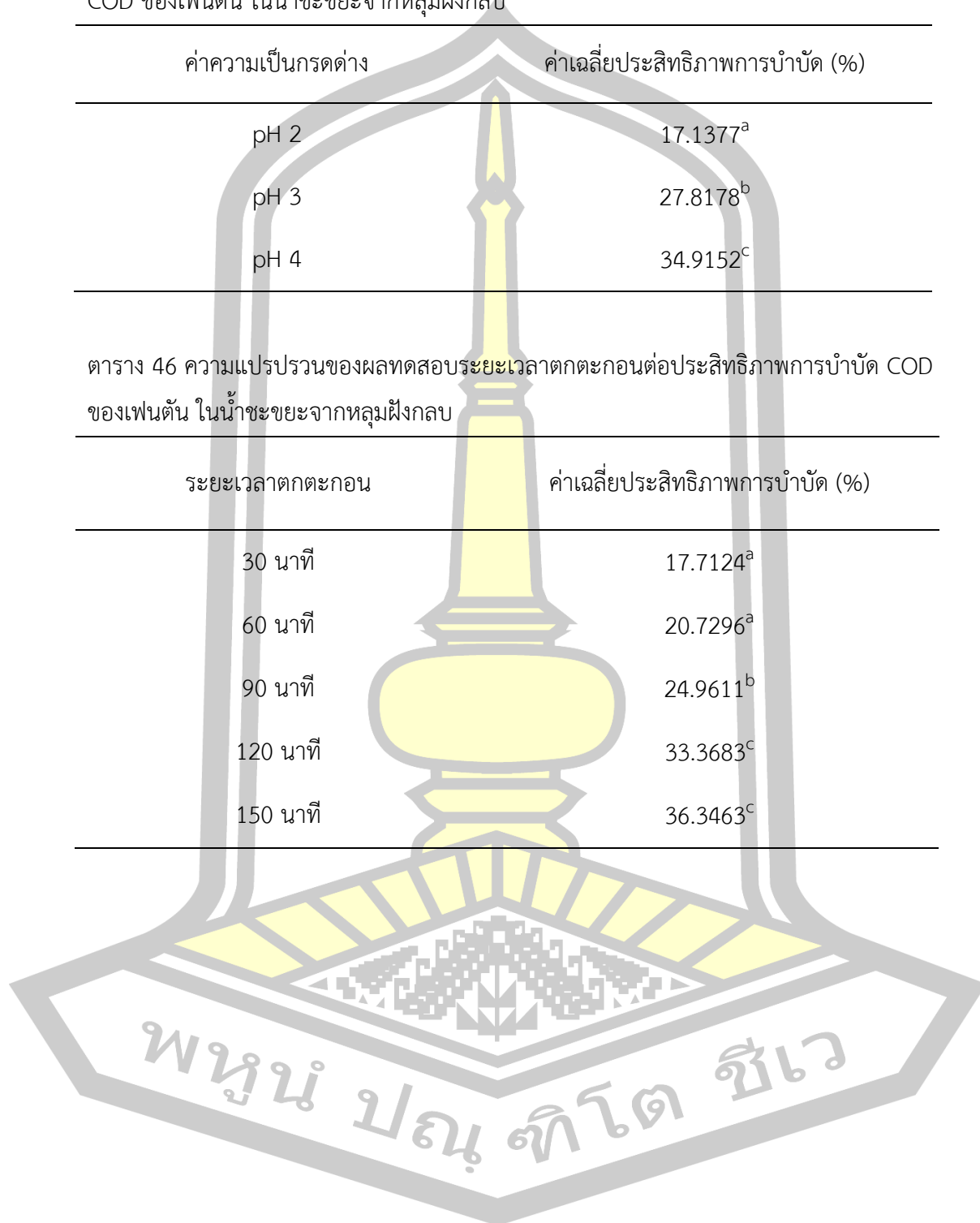
พหุ ประถมศึกษา ชีวะ

ตาราง 45 ความแปรปรวนของผลทดสอบค่าความเป็นกรดต่างของสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ค่าความเป็นกรดต่าง	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
pH 2	17.1377 ^a
pH 3	27.8178 ^b
pH 4	34.9152 ^c

ตาราง 46 ความแปรปรวนของผลทดสอบระยะเวลาตกตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัด COD ของเฟนตัน ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ

ระยะเวลาตกตะกอน	ค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการบำบัด (%)
30 นาที	17.7124 ^a
60 นาที	20.7296 ^a
90 นาที	24.9611 ^b
120 นาที	33.3683 ^c
150 นาที	36.3463 ^c



บรรณานุกรม

- (TISTR), T. I. o. S. a. T. R. (2023). *Development of eco-friendly bio-coagulants for heavy metal removal in industrial wastewater*. <https://www.tistr.or.th/>
- Abouri, M., Taleb, A., Souabi, S., & Pala, A. (2016). Removal of phenol and colour of leachate of municipal solid waste by physico-chemical treatment using a liquid waste as a coagulant *Mater. Environ. Sci.*, 7(11), 4290-4298
- Adam, M. R., Othman, M. H. D., Hubadillah, S. K., Abd Aziz, M. H., & Jamalludin, M. R. (2023). Application of natural zeolite clinoptilolite for the removal of ammonia in wastewater. *Materials Today: Proceedings*.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.12.207>
- Adediran, A. O., Akinmoladun, F. I., & Olajide, A. (2020). Production of iron chloride from iron ores for environmental remediation. *Environmental Chemical Engineering* 8(4). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103635>
- Ali, H., Arshad, M., & Hussain, S. (2021). Coagulation–flocculation treatment of landfill leachate using ferric chloride: Optimization and modeling. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 15.
- Ali, I., Basheer, A. A., & Khan, A. (2024). Recent advances in heavy metals adsorption using functionalized materials: Mechanisms and influencing factors. *Environmental Research*, 237.
- Amuda, O. S., & Alade, A. O. (2006). Coagulation/flocculation process in the removal of trace metals present in industrial wastewater. *Applied Sciences and Environmental Management*, 10(3), 159-162.
- Amudaa, O. S., & Alade, A. (2006). Coagulation/flocculation process in the treatment of abattoir wastewater. *Desalination* 196, 22-31.
- Anwer, M., & Mahtab, S. (2020). *Application of Fenton Process for Wastewater Treatment: A Review*.
- Arifin, M. N., Jusoh, R., Abdullah, H., Ainirazali, N., & Setiabudi, H. D. (2023). Recent advances in advanced oxidation processes (AOPs) for the treatment of nitro- and alkyl-phenolic compounds. *Environ Res*, 229, 115936.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115936>

- Assou, M., El Fels, L., El Asli, A., Fakidi, H., Souabi, S., & Hafidi, M. (2016). Landfill leachate treatment by a coagulation–flocculation process: effect of the introduction order of the reagents. *Desalination and Water Treatment*, 57(46), 21817-21826. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1127779>
- AWWA, & ASCE. (1990). *Water Treatment Plant Design*. McGraw-Hill, Inc.
- AWWA, & ASCE. (1998). *Water treatment plant design* (2 ed.). McGraw-Hill.
- Ayoub, M. (2022). Fenton process for the treatment of wastewater effluent from the edible oil industry. *Water Sci Technol*, 86(6), 1388-1401. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.283>
- Aziz, H., Alias, S., Assari, F., & Adlan, M. N. (2008). The use of alum, ferric chloride and ferrous sulphate as coagulants in removing suspended solids, colour and COD from semi-aerobic landfill leachate at controlled pH. *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, 25, 556-565. <https://doi.org/10.1177/0734242X07079876>
- Aziz, H., & Ramli, S. (2014). Removal of COD and colour from landfill leachate using ferric chloride by coagulation-flocculation treatment. *Advances in Environmental Biology*, 8, 83-90.
- Aziz, H. A., Alias, S., Adlan, M. N., Faridah, Asaari, A. H., & Zahari, M. S. (2007). Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. *Bioresour Technol*, 98(1), 218-220. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.013>
- Bai, L., Zhang, H., Wang, C., & Li, Y. (2021). Optimization of Fenton process for leachate treatment: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(2), 1095–1110.
- Banch, T. J. H., Hanafiah, M. M., Alkarkhi, A. F. M., & Abu Amr, S. S. (2019). Factorial Design and Optimization of Landfill Leachate Treatment Using Tannin-Based Natural Coagulant. *Polymers*, 11(8), 1349. <https://www.mdpi.com/2073-4360/11/8/1349>
- Bin, A., & Sobera-Madej, S. (2012). Comparison of the Advanced Oxidation Processes (UV, UV/H₂O₂ and O₃) for the Removal of Antibiotic Substances during Wastewater Treatment. *Ozone-science & Engineering - OZONE-SCI ENG*, 34, 136-139. <https://doi.org/10.1080/01919512.2012.650130>

- Bouyakhsass, R., Souabi, S., Rifi, S. K., Taleb, A., Pala, A., & Madinzi, A. (2023). Optimization of coagulation-flocculation for landfill leachate treatment: An experimental design approach using response surface methodology. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 20, 100841. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100841>
- Bu, G., Xian, P., Zhan, L., Feng, X., & Tang, H. (2016). Optimizing Operating Conditions for Advanced Treatment of Landfill Leachate Using the Coagulation-Fenton Oxidation Method. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(5), 1863-1871. <https://doi.org/10.15244/pjoes/63067>
- Cañizares, P., Lobato, J., Paz, R., Rodrigo, M. A., & Sáez, C. (2007). Advanced oxidation processes for the treatment of olive-oil mills wastewater. *Chemosphere*, 67(4), 832-838. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.064>
- Chaiyasit, Y., Chanbunlawat, K., Soboon, S., Wongarsa, P., & Piboonrunroj, P. (2022). Predicting Factors of Spiritual Well-Being among Thai Patients with Non-communicable Diseases. *The Bangkok Medical Journal*, 18(2), 76. <https://doi.org/10.31524/bkkmedj.2022.21.002>
- Chen, H., & Li, J. (2020). pH control in jar tests: optimizing coagulant performance. *Environmental Technology & Innovation*, 18.
- Chen, L., Wang, Y., & Zhao, X. (2024). Effect of pH on coagulation efficiency for industrial wastewater treatment using alum and silica-based coagulants. *Environmental Chemical Engineering*, 12.
- Chen, Q., Liu, Y., & Liu, L. (2023). Efficiency of alum-based coagulation in wastewater: Mechanism and performance for organic contaminant removal. *Science of The Total Environment*, 858.
- Chen, Y., Gao, N., & Deng, Y. (2022). Influence of pH on the floc formation and pollutant removal in coagulation processes. *Water Research*, 210.
- Chen, Y., Wu, Q., Gao, M., & Zhang, X. (2020a). Enhanced removal of manganese from groundwater using a combined oxidation-coagulation process. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 22368-22378.
- Chen, Y., Wu, Q., Gao, M., & Zhang, X. (2020b). Enhanced removal of manganese from groundwater using a combined oxidation-coagulation process. *Environmental*

Science and Pollution Research, 27, 22368–22378.

- Chen, Y., Zhao, Y., & Wu, X. (2021). Removal of heavy metals by aluminum-based coagulants: Performance and mechanism. *Environmental Technology & Innovation*, 23.
- Deng, S.-H., Wang, C., Ngo, H., Guo, W., Xi, B., Wang, X., & Han, J. (2024). Treatment of landfill leachate. In (pp. 107-152). <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95967-4.00001-5>
- Dong, O. I. X., Haifeng, W., Jiawei, W., Yue, H., Pan, Y. O., Song, W., Xiaoliang, C., Chunyuan, Y., & Fanghai, L. (2023). The effects of calcination on the electrochemical properties of manganese oxides. *Nanoscale Advances*, 5, 5309-5321.
- Du, C., Zuo, R., Chen, M., Wang, J., Liu, X., Liu, L., & Lin, Y. (2020). Influence of colloidal Fe(OH)₃ on the adsorption characteristics of strontium in porous media from a candidate high-level radioactive waste geological disposal site. *Environmental Pollution*, 260, 113997. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113997>
- Economics, O. O. o. I. (2022). *Report on Chemical Industry and Market Trends in Thailand 2022*. <http://www.oie.go.th>
- Eddeeb, M. Y., Heikal, G., & El Shahawy, A. (2019). Organic pollutants removal by flocculation process using ferric chloride/cationic polyelectrolyte for wastewater agricultural reuse. *Desalination and Water Treatment*, 140, 231-244. <https://doi.org/https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23467>
- Elboughdiri, N. (2020). The use of natural zeolite to remove heavy metals Cu (II), Pb (II) and Cd (II), from industrial wastewater. *Cogent Engineering*, 7(1), 1782623. <https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1782623>
- Enzmann, F., Mayer, F., Rother, M., & Holtmann, D. (2018). Methanogens: biochemical background and biotechnological applications. *AMB Express*, 8. <https://doi.org/10.1186/s13568-017-0531-x>
- Erabee, I. K., & Ethaib, S. (2018). Treatment of contaminated landfill leachate using aged refuse biofilter medium. *Oriental Journal of Chemistry*, 34(3), 1441.
- Gandhimathi, R., Durai, N. J., Nidheesh, P. V., Ramesh, S. T., & Kanmani, S. (2013). Use of

combined coagulation-adsorption process as pretreatment of landfill leachate. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 10(1), 24.

<https://doi.org/10.1186/1735-2746-10-24>

Gasmi, A., Ibrahimi, S., Elboughdiri, N., Tekaya, M. A., Ghernaout, D., Hannachi, A., Mesloub, A., Ayadi, B., & Kolsi, L. (2022). Comparative Study of Chemical Coagulation and Electrocoagulation for the Treatment of Real Textile Wastewater: Optimization and Operating Cost Estimation. *ACS Omega*, 7(26), 22456-22476. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c01652>

Gawdzik, J., Muszyńska, J., & Sikorski, M. (2018). Effect of H₂O₂ sequential dosing in the Fenton process on leachate treatment. *Desalination and Water Treatment*, 134, 310-315. <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.23417>

Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2004). A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, 8(3), 501-551.

[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(03\)00032-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1093-0191(03)00032-7)

Guida, S., Potter, C., Jefferson, B., & Soares, A. (2020). Preparation and evaluation of zeolites for ammonium removal from municipal wastewater through ion exchange process. *Sci Rep*, 10(1), 12426. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69348-6>

Hamidi Abdul Aziz, n., Alias, S., Assari, F., & Mohd Nordin Adlan, n. (2007). The use of alum, ferric chloride and ferrous sulphate as coagulants in removing suspended solids, colour and COD from semi-aerobic landfill leachate at controlled pH. *Waste Management & Research*, 25(6), 556-565.

<https://doi.org/10.1177/0734242x07079876>

Hammer, J. M. (1996). *Water and Wastewater Technology* (3 ed.). Prentice-Hall.

Huang, C.-H., Shen, S.-Y., Dong, C.-D., Kumar, M., & Chang, J.-H. (2020). Removal Mechanism and Effective Current of Electrocoagulation for Treating Wastewater Containing Ni(II), Cu(II), and Cr(VI). *Water*, 12(9), 2614.

<https://www.mdpi.com/2073-4441/12/9/2614>

Huang, Y., Li, Q., & Zhang, L. (2024). Effect of pH and contact time on the release behavior of heavy metals from sludge-based adsorbents. *Environmental*

Chemical Engineering, 12(2).

Jain, B., Singh, A. K., Kim, H., Lichtfouse, E., & Sharma, V. K. (2018). Treatment of organic pollutants by homogeneous and heterogeneous Fenton reaction processes.

Environmental Chemistry Letters, 16(3), 947-967. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0738-3>

Jan, B., Marcinowski, P., & El-Khozondar, B. (2019). Treatment of Landfill Leachates with Combined Acidification/Coagulation and the Fe/H₂O₂ Process. *Water*, 11, 194.

<https://doi.org/10.3390/w11020194>

Jaradat, A. Q., Telfah, D. a. B., & Ismail, R. (2021). Heavy metals removal from landfill leachate by coagulation/flocculation process combined with continuous adsorption using eggshell waste materials. *Water Science and Technology*,

84(12), 3817-3832. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.493>

Jegan Durai, N., Gopalakrishna, G. V. T., Padmanaban, V. C., & Selvaraju, N. (2020).

Oxidative removal of stabilized landfill leachate by Fenton's process: process modeling, optimization & analysis of degraded products [10.1039/C9RA09415F].

RSC Advances, 10(7), 3916-3925. <https://doi.org/10.1039/C9RA09415F>

Jiang, H., Li, X., & Gao, B. (2020). Floc size and structure evolution during coagulation and its impact on turbidity removal. *Water Research*, 172.

Kamaruddin, M., Mohd Suffian, Y., Aziz, H., & Hung, Y.-T. (2014). Sustainable treatment of landfill leachate. *Applied Water Science*, 5. [https://doi.org/10.1007/s13201-014-](https://doi.org/10.1007/s13201-014-0177-7)

[0177-7](https://doi.org/10.1007/s13201-014-0177-7)

Kamaruddin, M. A., Yusoff, M. S., Aziz, H. A., & Hung, Y.-T. (2015). Sustainable treatment of landfill leachate. *Applied Water Science*, 5(2), 113-126.

<https://doi.org/10.1007/s13201-014-0177-7>

Kastanek, F., Spacilova, M., Krystynik, P., Dlaskova, M., & Solcova, O. (2023). Fenton Reaction—Unique but Still Mysterious. *Processes*, 11(2), 432.

<https://www.mdpi.com/2227-9717/11/2/432>

Kavitha, v., & Palanivelu, K. (2004). The role of ferrous ion in Fenton and photo-Fenton processes for the degradation of organic pollutants. *Chemosphere*, 55(9), 1235–1243.

Kaya, Ş., & Bal Aşçı, Y. (2019). Evaluation of Color and COD Removal by Fenton and

Photo-Fenton Processes from Industrial Paper Wastewater. *Journal of the Institute of Science and Technology*, 9, 1539-1550.

<https://doi.org/10.21597/jist.507181>

Khan, M. S., Jaiswal, A., & Kumar, P. (2021). Advanced oxidation processes for removal of color and COD from leachate: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 24.

Kim, C., Debusmann, P., Abdighahroudi, M. S., Schumacher, J., & Lutze, H. V. (2025). Fenton-coagulation process for simultaneous abatement of micropollutants and dissolved organic carbon in treated wastewater. *Water Research*, 281, 123583. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123583>

Kjeldsen, P., Barlaz, M., Rooker, A., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology - CRIT REV ENVIRON SCI TECHNOL*, 32, 297-336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>

Koc-Jurczyk, J., & Jurczyk, L. (2015). THE EFFICIENCY OF LANDFILL LEACHATE TREATMENT USING THE FENTON'S REAGENT. *Journal of Ecological Engineering*, 16(3), 70-76. <https://doi.org/10.12911/22998993/2932>

Koda, E., Miskowska, A., & Siczka, A. (2017). Levels of Organic Pollution Indicators in Groundwater at the Old Landfill and Waste Management Site. *Applied Sciences*, 7(6), 638. <https://www.mdpi.com/2076-3417/7/6/638>

Kumar, S., & Singh, R. (2021). Impact of ferric chloride overdosing on coagulation efficiency. *Water Research*, 202.

Kumar, V., Othman, N., & Asharuddin, S. (2017). Applications of Natural Coagulants to Treat Wastewater – A Review. *MATEC Web Conf.*, 103, 06016. <https://doi.org/10.1051/matecconf/201710306016>

Kurniawan, H., & Fadillah, N. (2025). The Effect of pH Variations and Aluminum Sulfate Coagulant Dosage on Reducing Turbidity in Salupangkang Tua River Water. *Journal of Green Chemical and Environmental Engineering*, 1, 20-27. <https://doi.org/10.63288/jgcee.v1i1.3>

Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. S. (2021). Recent developments in the treatment of industrial wastewater by coagulation and flocculation.

Environmental Chemical Engineering, 9(1).

Li, W., Wang, Z., & Zhao, X. (2022). Synergistic effect of ferric chloride and Fenton reagent on heavy metal removal from leachate. *Chemosphere*, 291.

Li, X., Zhang, W., & Huang, Y. (2021). Optimization of coagulation process for dye removal using natural zeolite-based coagulants. *Chemical Engineering Journal*, 405.

Linnikov O, D., Rodina, I. V., Zakharova, G. S., Mikhalev, K. N., Baklanova, I. V., Kuznetsova, Y. V., Germov, A. Y., Goloborodskii, B. Y., Tyutyunnik, A. P., & Fattakhova, Z. A. (2022). Coagulation removal of nickel (II) ions by ferric chloride: Efficiency and mechanism. *Water Environ Res*, 94(12), e10827.

<https://doi.org/10.1002/wer.10827>

Liu, X., Chen, L., & Zhao, H. (2023). Comparative study of different coagulants on leachate treatment and their effect on Fenton reaction. *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, 161, 97-107.

López-Maldonado, E. A., Ochoa-Terán, A., & Oropeza-Guzmán, M. T. (2020). Review of Fenton and Fenton-like processes for wastewater treatment. *Environmental Technology & Innovation*, 18.

Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., & Pinto, A. D. (2014). Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. *Journal of Chemosphere*, 54(7), 1005-1010.

López, A., Rodríguez, C., & García, F. (2021). Production of hydrogen peroxide: Advances in chemical and electrochemical methods. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 404. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126633>

M.R., A., C., S., H.M., W., M., W., & K., H. (2018). Prediction and Optimization of the Fenton Process for the Treatment of Landfill Leachate Using an Artificial Neural Network. *Water Reuse and Desalination*, 10(595).

María, S. G., Javier, M. A., Mónica, C. A., & Silvio, A. R. (2015). Optimization for Fenton Process in Removal of COD for Landfill Leachate Treatment. *Environmental Science and Development*, 6(12), 920-924.

Martin Hubbe. (2016). Mini-Encyclopedia of Papermaking Wet-End Chemistry.

<http://www4.ncsu.edu/~hubbe/MiniEncy.htm>

- Mather, P. T., & Morrison, D. (2019). Hydrogen peroxide production and its applications in chemical industries. *Chemical Engineering*.
<https://doi.org/10.1155/2019/480257>
- Meetiyağoda, K., Bandara, N., Jinadasa, S., Kalpage, S., & Pathirana, C. (2017). Performance of tropical vertical subsurface flow constructed wetlands for leachate treatment at different hydraulic loading rates. *Journal of Tropical Forestry and Environment*, 7. <https://doi.org/10.31357/jtfe.v7i2.3308>
- Mohammad, A. Z., Zabihollah, Y., Akbar, E., & Maryam, B. A. (2012). Municipal solid waste landfill leachate treatment by fenton, photo-fenton and fenton-like processes: Effect of some variables. *Environmental Health Sciences & Engineering*, 9(3). <https://link.springer.com/journal/40201>
- Mollah, M., Schennach, R., Parga Torres, J., & Cocke, D. (2001). Electrocoagulation (EC) – Science and Applications. *Journal of hazardous materials*, 84, 29-41.
[https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)
- Mollah, M. Y., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC)– science and applications. *J Hazard Mater*, 84(1), 29-41.
[https://doi.org/10.1016/s0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/s0304-3894(01)00176-5)
- Montembault, A., Viton, C., & Domard, A. (2005). Physico-chemical studies of the gelation of chitosan in a hydroalcoholic medium. *Biomaterials*, 26(8), 933-943.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biomaterials.2004.03.033>
- Moradi, M., Fazlzadeh, M., & Ghaffari, H. R. (2019). Application of Fenton and photo-Fenton processes for treatment of leachate: a review of recent studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(35), 35562–35575.
- Narendra, K. R., Shetty, S. J., Prashant, S., Gurumurthy, S. C., & Biliangadi, N. B. (2024). Landfill leachate treatment by incorporating MWCNTs assisted adsorption and coagulation process. *Emergent Materials*. <https://doi.org/10.1007/s42247-024-00858-z>
- Nasrullah, M., Singh, L., & Wahid, Z. A. (2020). Treatment of landfill leachate using advanced oxidation processes – A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 136, 49–67.
- Neyens, E., & Baeyens, J. (2003). A review of classic Fenton's peroxidation as an

- advanced oxidation technique. *Journal of hazardous materials*, 98(1), 33-50.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00282-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00282-0)
- Nguyen, T. A., Ngo, H. H., Guo, W., & Wang, X. C. (2023). Application of bio-coagulants and advanced oxidation processes in heavy metals removal from leachate: A review of recent advances. *Water Process Engineering*, 53.
- Nguyen, T. T., Le, T. H., & Bui, X. T. (2020). Role of alumina–silica-based coagulants for heavy metal removal from wastewater. . *Separation and Purification Technology*, 250.
- Nguyen, T. V., Pham, M. D., & Bui, X. T. (2022). Advanced treatment of leachate using Fenton-based processes: optimization and modeling. *Chemosphere*, 291.
- Ntountounakis, I., Margaritou, I.-E., Pervelis, I., Kyrou, P., Parlakidis, P., & Gikas, G. D. (2025). Pollutant Removal Efficiency of Pilot-Scale Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands Treating Landfill Leachate. *Applied Sciences*, 15(5), 2595.
<https://www.mdpi.com/2076-3417/15/5/2595>
- Nualsri, C., & Rattanaporn, K. (2022). Optimization of coagulation process using aluminum sulfate for manganese removal in acidic mine drainage. *Environmental Technology & Innovation*, 26.
- Orescanin, V., Ruk, D., Kollar, R., Lovrencic Mikelic, I., Nad, K., & Mikulic, N. (2011). A combined treatment of landfill leachate using calcium oxide, ferric chloride and clinoptilolite. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 46, 323-328.
<https://doi.org/10.1080/10934529.2011.539118>
- Pahlavanzadeh, H., & Motamedi, M. (2020). Adsorption of Nickel, Ni(II), in Aqueous Solution by Modified Zeolite as a Cation-Exchange Adsorbent. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 65(1), 185-197.
<https://doi.org/10.1021/acs.jced.9b00868>
- Patel, A., Mehta, H., & Desai, R. (2022). Residual iron hydroxides and turbidity in coagulated landfill leachate. *Water Process Engineering*, 45.
- Patil, D. S., Chavan, S. M., & Oubagaranadin, J. U. K. (2016). A review of technologies for manganese removal from wastewaters. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 468-487.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.11.028>

- Petronela, N., & Nechita, P. (2017). Applications of Chitosan in Wastewater Treatment. In E. Shalaby (Ed.), *Biological Activities and Application of Marine Polysaccharides*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/65289>
- Pignatello, J. J., Esther, O., & Mackay, A. (2006). Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related Chemistry. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(1), 1-84. <https://doi.org/10.1080/10643380500326564>
- Rahman, M. M., Yusoff, S., & Ismail, N. (2023). Pore-driven dye entrapment in zeolite-augmented ferric coagulant during landfill leachate treatment. *Environmental Management*, 345.
- Rahman, M. S., Paul, H. K., & Akter, S. (2020). Removal of lead from aqueous solution using alum-based coagulation: A comparative study. *Water Science and Technology* 82(11), 2445–2454.
- Raji, Z., Karim, A., Karam, A., & Khalloufi, S. (2023). Adsorption of Heavy Metals: Mechanisms, Kinetics, and Applications of Various Adsorbents in Wastewater Remediation—A Review. *Waste*, 1(3), 775-805. <https://www.mdpi.com/2813-0391/1/3/46>
- Ramli, S., & Aziz, H. (2015). Use of Ferric Chloride and Chitosan as Coagulant to Remove Turbidity and Color from Landfill Leachate. *Applied Mechanics and Materials*, 773-774, 1163-1167. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.773-774.1163>
- Rathinasamy, M., Balaguru, S., Sindhuja, P., & Vimala, S. (2016). Landfill leachate treatment by coagulation and flocculation process. 9, 1536-1539.
- Rebolledo, L. P., Arana, V. A., Trilleras, J., Barros, G. E., González-Solano, A. J., Maury-Sabour, M. R., & Amiri, A. (2017). Polluting potential of post-Fenton products in landfill leachate treatment. *Journal of Environ. Sci. Manage*, 3(2), 177- 186.
- Rekhate, C. V., & Srivastava, J. K. (2021). Effectiveness of O₃/Fe²⁺/H₂O₂ process for detoxification of heavy metals in municipal wastewater by using RSM. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 165, 108442. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cep.2021.108442>

- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials*, 150(3), 468-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Rui, L., Daud, Z., Aziz, A., & Abdul Latiff, A. A. (2012). Treatment of Leachate by Coagulation-Flocculation using different Coagulants and Polymer: A Review. *International Journal on Advanced Science, Engineering and Information Technology*, 2. <https://doi.org/10.18517/ijaseit.2.2.166>
- Sabour, M. R., & Amiri, A. (2017). Polluting potential of post-Fenton products in landfill leachate treatment. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 3(2), 177-186. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2017.03.02.006>
- Saleh, T. A., & Gupta, V. K. (2021). Removal of nickel and other heavy metals from aqueous solutions by adsorption. In *Advanced Water Treatment*, 145-147.
- Shen, Y., Li, M., Wang, S., & Zhang, W. (2021). Optimization of Fenton oxidation for landfill leachate treatment using response surface methodology. *Science of The Total Environment*, 778.
- Sheng, X., Wang, B., Mao, C., Sha, X., & Zhou, Y. (2020). Influence of FeCl₃-modified chloroaluminate ionic liquids on long-chain alkenes alkylation. *Applied Organometallic Chemistry*, 35. <https://doi.org/10.1002/aoc.6055>
- Singh, A., Verma, N., & Gupta, R. (2023). Influence of pH on coagulation process and removal of dissolved solids from synthetic wastewater. *Water Process Engineering*, 47.
- Singh, S. K., & Tang, W. Z. (2013). Statistical analysis of optimum Fenton oxidation conditions for landfill leachate treatment. *Waste Manag*, 33(1), 81-88. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.08.005>
- Staszak, K., Kruszelnicka, I., Ginter-Kramarczyk, D., Góra, W., Baraniak, M., Lota, G., & Regel-Rosocka, M. (2022). Advances in the Removal of Cr(III) from Spent Industrial Effluents-A Review. *Materials (Basel)*, 16(1). <https://doi.org/10.3390/ma16010378>
- Sun, S. P., & Lemley, A. T. (2011). pH effects on iron solubility and oxidation states in Fenton and Fenton-like systems. *Environmental Science and Health*, 46(6), 687-693.

- Sun, X., Chen, J., Lu, S., Liu, M., Chen, S., Nan, Y., Wang, Y., & Feng, J. (2021). Ureolytic MICP-Based Self-Healing Mortar under Artificial Seawater Incubation. *Sustainability*, 13(9), 4834. <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/9/4834>
- Taghavi, K., Naghipour, D., Ashrafi, S. D., & Salehi, M. (2021). The Removal of Heavy Metals from the Leachate of Aged Landfill: The Application of the Fenton Process and Nanosilica Absorbent: 10.32526/enrj/19/202100051. *Environment and Natural Resources Journal*, 19(6), 427-434. <https://ph02.tci-thaijo.org/index.php/enrj/article/view/244774>
- Tahraoui, H., Toumi, S., Boudoukhani, M., Touzout, N., Sid, A. N. E. H., Amrane, A., Belhadj, A.-E., Hadjadj, M., Laichi, Y., Aboumustapha, M., Kebir, M., Bouguettoucha, A., Chebli, D., Assadi, A. A., & Zhang, J. (2024). Evaluating the Effectiveness of Coagulation–Flocculation Treatment Using Aluminum Sulfate on a Polluted Surface Water Source: A Year-Long Study. *Water*, 16(3), 400. <https://www.mdpi.com/2073-4441/16/3/400>
- Talaiekhosani, A., Bahrami, S., Hashemi, S. M. J., & Jorfi, S. (2016). Evaluation and analysis of gaseous emission in landfill area and estimation of its pollutants dispersion, (case of Rodan in Hormozgan, Iran) [Original Article]. *Environmental Health Engineering and Management Journal*, 3(3), 143-150. <https://doi.org/10.15171/ehem.2016.13>
- Taoufik, M., Elmoubarki, R., Moufti, A., Elhalil, A., Farnane, M., Machrouhi, A., Abdennouri, M., & S. Qourzal, N. B. (2018). Treatment of landfill leachate by coagulation-flocculation with FeCl₃: process optimization using Box–Behnken design. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 9(8), 2458-2467.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, H. D. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. McGraw-Hill Education.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1993). *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. New York McGraw-Hill, Inc.
- Tejera, J., Miranda, R., Hermosilla, D., Urra, I., Negro, C., & Blanco, Á. (2019). Treatment of a Mature Landfill Leachate: Comparison between Homogeneous and

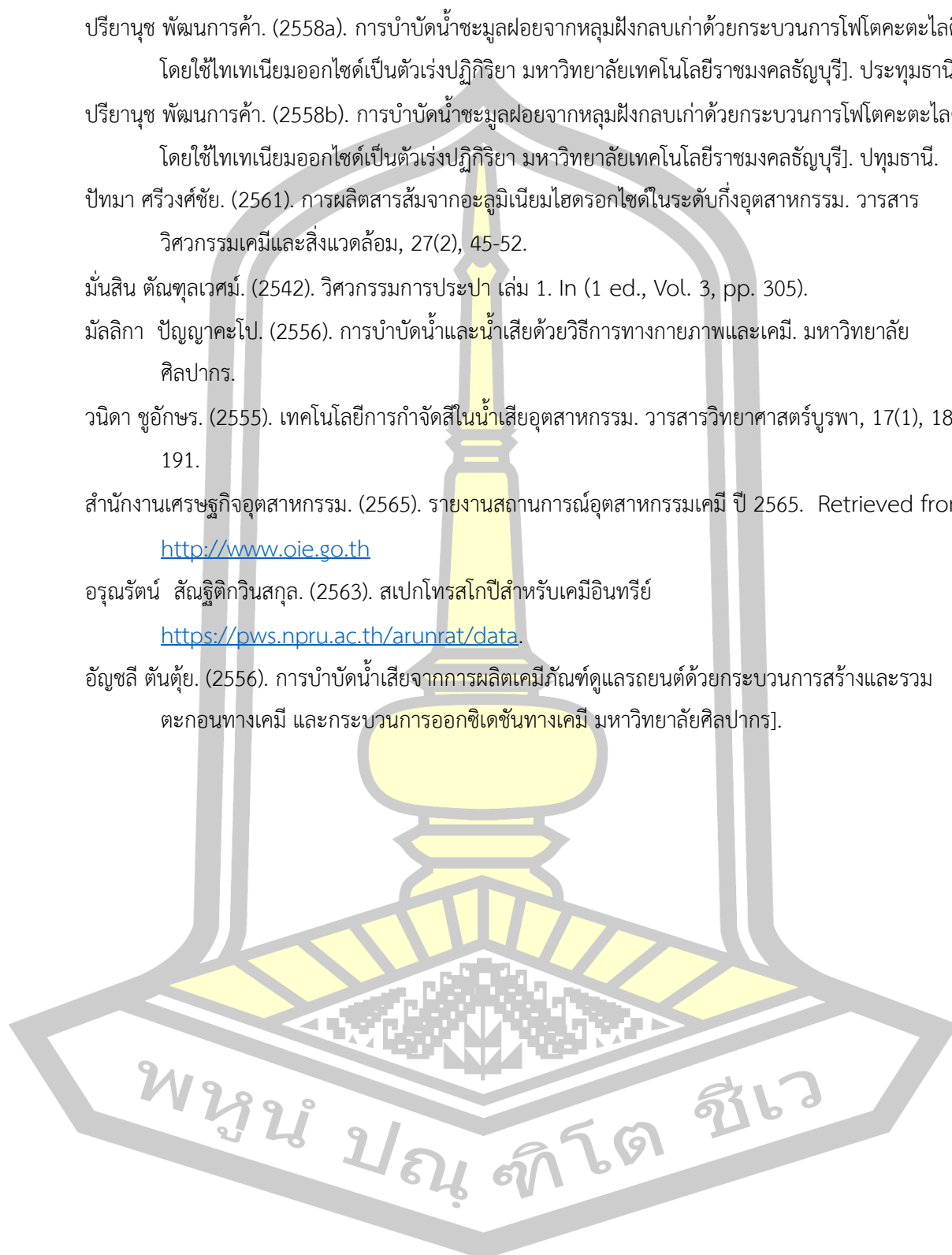
- Heterogeneous Photo-Fenton with Different Pretreatments. *Water*, 11(9), 1849.
<https://www.mdpi.com/2073-4441/11/9/1849>
- Turki, N., Elghniji, K., belhaj ayadi, D., Bouzid, J., & Bouzid, J. (2014). Effective degradation and detoxification of landfill leachates using a new combination process of coagulation/flocculation-Fenton and powder zeolite adsorption. *desalination and water treatment*, 55. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.912590>
- Vedrenne, M., Vasquez-Medrano, R., Prato-Garcia, D., & Ibanez, J. G. (2012). Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation–flocculation/photo Fenton treatment. *Environmental Technology*, 33(9), 945–952.
- Viraraghavan, T., & Wimmer, C. (1998). Polyaluminum Chloride as an Alternative to Alum Coagulation-A Case Study. *journal of Aqua*, 6, 316-321.
- W., Z., Huang, G., Liu, X., & Wang, Y. (2020). Simultaneous removal of COD and heavy metals from landfill leachate using Fenton process. *Hazardous Materials*, 389.
- Wang, J., & Wang, S. (2020). Application of Fenton oxidation for wastewater treatment: A review. *Science of The Total Environment*(712).
- Wang, L., Wu, D., & He, Z. (2022). Effect of coagulant type on Fenton oxidation efficiency: Insight into mechanism. *Chemosphere*, 288.
- Wang, S., & Xu, L. (2012). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: Formation of hydroxyl radical and application. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42(3), 251–325.
- Wang, Y., Liu, H., Zhang, Y., & Yang, F. (2021). Comparative study on the coagulation behavior and mechanism of heavy metals removal using aluminum and ferric salts. *Environmental Chemical Engineering*, 94(4).
- Wang, Y., Pelkonen, M., & Kaila, J. (2012). Effects of Temperature on the Long-Term Behaviour of Waste Degradation, Emissions and Post-Closure Management Based on Landfill Simulators *The Open Waste Management Journal*, 5, 19-27.
- Works, D. o. I. (2023). *Annual Report on Chemical Industry 2023*. M. o. Industry.
- Wu, Q., L.i, X., Zheng, M., & Wang, D. (2021). Coagulation behavior of different coagulants in removing dissolved solids and heavy metals from leachate.

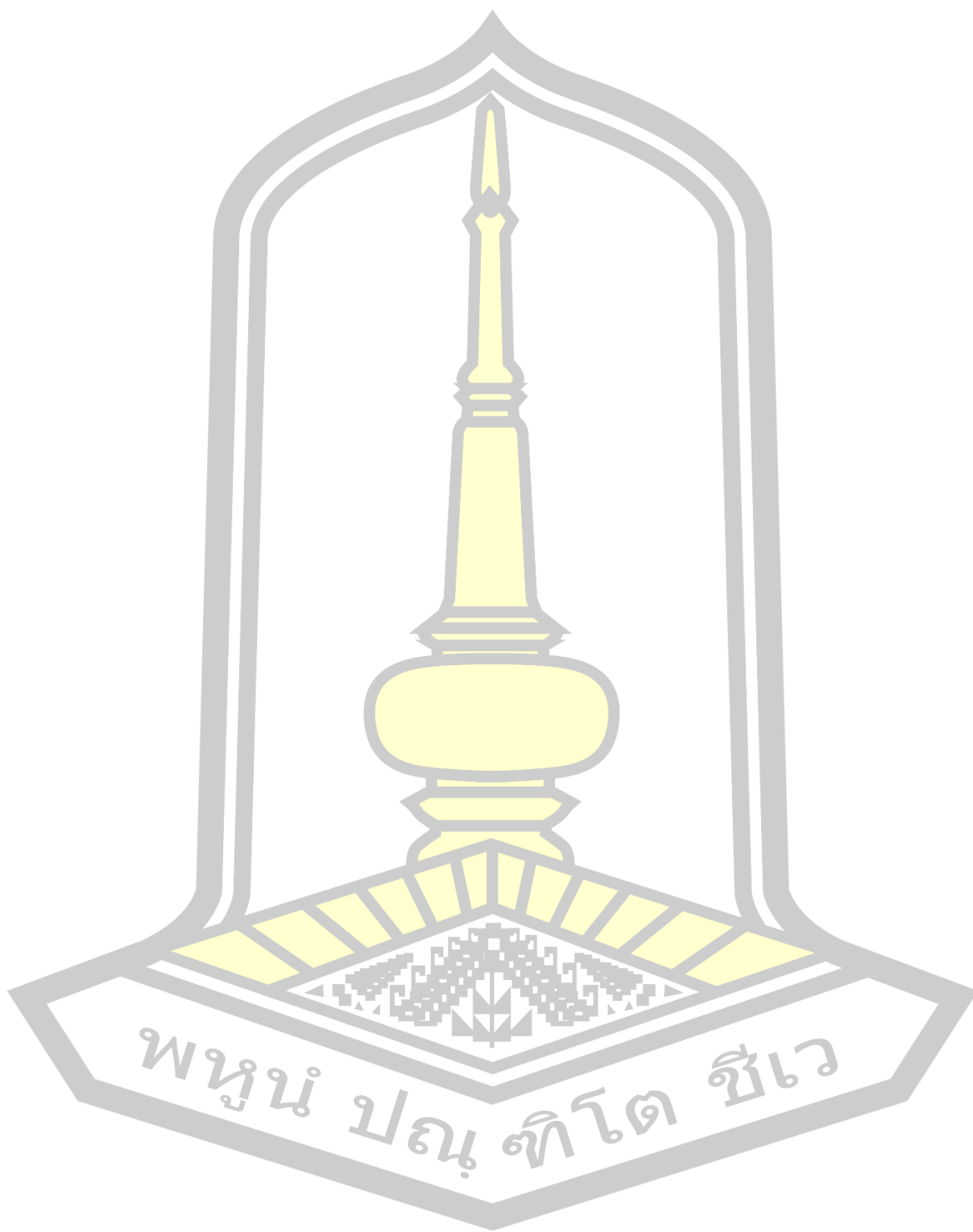
Chemosphere, 276.

- Xiang, R., Wei, W., Mei, T., Wei, Z., Yang, X., Liang, J., & Zhu, J. (2025). A Review on Landfill Leachate Treatment Technologies: Comparative Analysis of Methods and Process Innovation. *Applied Sciences*, 15(7), 3878.
<https://www.mdpi.com/2076-3417/15/7/3878>
- Xichen, S., Jie, C., Siyi, L., Miaomiao, L., Siyu, C., Yifei, N., Yang, W., & Jun, F. (2021). Ureolytic MICP-Based Self-Healing Mortar under Artificial Seawater Incubation. *Sustainability*, 13.
- Xue, X. (2021). Treatment of ultrahigh chemical oxygen demand chemical wastewater by Fenton oxidation. *Journal of Physics: Conference Series*, 2109(1), 012011.
<https://doi.org/10.1088/1742-6596/2109/1/012011>
- Yadav, J., & Dikshit, A. (2016). Effect of pretreatment by coagulation on stabilized landfill leachate during anaerobic treatment. *Cogent Environmental Science*, 2.
<https://doi.org/10.1080/23311843.2016.1209993>
- Yadav, S., Singh, P., & Gupta, A. (2023). Effect of pH on removal of color and organic matter from leachate using ferric chloride. *Water Process Engineering*, 53.
- Yu, J., Xu, H., Yang, X., Sun, H., Jin, Z., & Wang, D. (2022). Floc formation and growth during coagulation removing humic acid: Effect of stirring condition. *Separation and Purification Technology*, 302, 122084.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122084>
- Zhang, Ma, J., & Chen, S. (2020). Mechanisms of color removal by zeolite-based coagulants in synthetic dye wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(16), 20053–20064.
- Zhang, D., Huang, Q., & Liu, L. (2023). Co-precipitation behavior of Fe–Cr hydroxides: Implications for heavy metal remediation. *Science and Pollution Research*, 30(1), 223–234.
- Zhang, H., Choi, H., & Huang, C.-P. (2005). Optimization of Fenton Process for the Treatment of Landfill Leachate. *Journal of hazardous materials*, 125, 166–174.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.05.025>
- Zhang, L., & Wang, X. (2021). Effects of coagulant overdose on floc characteristics and water quality. *Environmental Chemical Engineering*, 9(3).

- Zhang, M., Chen, Y., & Li, Y. (2022). Enhanced degradation of landfill leachate by Fenton oxidation: Influence of $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ ratio and pH. *Water Process Engineering*, 46.
- Zhang, Y., & Li, M. (2020). Effect of pH variation on iron-based coagulation in jar tests. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(15), 18612–18622.
- Zhao, Y., Wang, H., & Li, X. (2021). Coagulation behavior of aluminum and ferric salts for wastewater treatment: Effect of pH and coagulant dosage. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(2), 28244–28256.
- Zhao, Y., Zhang, M., Wang, J., & Li, X. (2022). Mechanisms of organic color removal from leachate using enhanced coagulation. *Chemosphere*, 287.
- Zhou, M., He, H., Jin, T., & Wang, Z. (2015). The performance of Fenton process in landfill leachate treatment: Focus on COD and ammonia nitrogen removal. *Chemical Engineering Journal*, 269, 44–52.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2566a). คู่มือปัญหาที่พบบ่อยในระบบฝังกลบขยะมูลฝอยอย่างถูกหลักวิชาการ (Landfill Q-20). (คพ. 04-235).
- กรมควบคุมมลพิษ. (2566b). รายงานสถานการณ์มลพิษของประเทศไทย ปี 2566.
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม. (2565). คู่มือโรงงานอุตสาหกรรมผลิตสารเคมีพื้นฐาน. กระทรวงอุตสาหกรรม.
- กึ่งกนก รัตนมณี, ณพงษ์ วิวัฒน์สรพกิจ, ปรัชญศรัณย์ มรรชนันย์, ปิยะวัฒน์ โสธารัตน์, & วิชชากร จินตาทกุล. (2561). การคำนวณต้นทุนผลิตภัณฑ์ของโครงการหนึ่งตำบลหนึ่งผลิตภัณฑ์ในจังหวัดตรัง. วารสารการจัดการสมัยใหม่, 15(1), 75-84.
- ชนิษฐา เจริญลาภ, & ปทุมทิพย์ ปราบพาล. (2556). การกำจัดสีในน้ำเสียสิ่งทออย่างเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมด้วยสารโคแอกกูแลนต์จากธรรมชาติ. สืบค้นจาก https://tarr.arda.or.th/preview/item/bwipKaMbpqXYKe9Ra_nlg?isAl=true
- ญาณิศา ตันติपालกุล, คุณัช ปาลวัฒน์วิไชย, ธิดารัตน์ เดชฉกรรจ์, & เจมจิรา ไชยสาร. (2018). การศึกษาสารตกตะกอนที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการผลิตน้ำประปาการประปานครหลวง. วารสารวิทยาศาสตร์บูรพา, 1(1), 207-220.
- ดนุชา คุณพนิชกิจ. (2550). การวิเคราะห์ต้นทุน. โรงพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ทิพรส, ป. (2020). โอโซน : สมบัติทางเคมีกายภาพและการประยุกต์ใช้เพิ่มความขาวผลิตภัณฑ์เนื้อปลา. วารสารสุทธิปริทัศน์, 23(70), 105-119. https://so05.tci-thaijo.org/index.php/DPU_Suthiparithat_Journal/article/view/245820
- นาถ ภูวงศ์ผา, เฉลิม เรื่องวิริยะชัย, & สุนันทา เลาว์ณศิริ. (2555). การกำจัดสีและซีโอดีในน้ำเสียห้องปฏิบัติการเคมีด้วยปฏิกิริยาเฟนตัน. วารสารวิทยาศาสตร์ มข, 40(4), 1272-1284.

- ปริญานุช พัฒนาการค้า. (2558a). การบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะไลติก โดยใช้ไทเทเนียมออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี]. ประทุมธานี.
- ปริญานุช พัฒนาการค้า. (2558b). การบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะไลติก โดยใช้ไทเทเนียมออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี]. ปทุมธานี.
- ปัทมา ศรีวงศ์ชัย. (2561). การผลิตสารส้มจากอะลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ในระดับกึ่งอุตสาหกรรม. วารสารวิศวกรรมเคมีและสิ่งแวดล้อม, 27(2), 45-52.
- มันสิน ตันพูลเวศม์. (2542). วิศวกรรมการประปา เล่ม 1. In (1 ed., Vol. 3, pp. 305).
- มัลลิกา ปัญญาคะโป. (2556). การบำบัดน้ำและน้ำเสียด้วยวิธีการทางกายภาพและเคมี. มหาวิทยาลัยศิลปากร.
- วนิดา ชูอักษร. (2555). เทคโนโลยีการกำจัดสีในน้ำเสียอุตสาหกรรม. วารสารวิทยาศาสตร์บูรพา, 17(1), 181-191.
- สำนักงานเศรษฐกิจอุตสาหกรรม. (2565). รายงานสถานการณ์อุตสาหกรรมเคมี ปี 2565. Retrieved from <http://www.oie.go.th>
- อรุณรัตน์ สันฐิติภินิสกุล. (2563). สเปกโทรสโกปีสำหรับเคมีอินทรีย์ <https://pws.npru.ac.th/arunrat/data>.
- อัญชลี ต้นต้อย. (2556). การบำบัดน้ำเสียจากการผลิตเคมีภัณฑ์ดูแลรถยนต์ด้วยกระบวนการสร้างและรวมตะกอนทางเคมี และกระบวนการออกซิเดชันทางเคมี มหาวิทยาลัยศิลปากร].





พหุณฺ์ ปณฺุ ทิโต ชีเว

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ	นางสาวสุกัญญา ชมชื่น
วันเกิด	17 พฤษภาคม 2523
สถานที่เกิด	จังหวัดหนองคาย
สถานที่อยู่ปัจจุบัน	8/26 หมู่ 14 ตำบลเก็ง อำเภอเมือง จังหวัดมหาสารคาม
ตำแหน่งหน้าที่การงาน	นักวิทยาศาสตร์ชำนาญการ
สถานที่ทำงานปัจจุบัน	คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหาสารคาม
ประวัติการศึกษา	ปี 2546 จบวุฒิการศึกษา วท.บ. สาขาเทคโนโลยีชีวภาพ คณะเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยมหาสารคาม ปี 2553 จบวุฒิการศึกษา วท.ม. สาขาบริหารจัดการสิ่งแวดล้อม คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหาสารคาม
ผลงานวิจัย	(1) Phytoremediation of Toluene Contaminate in Air Offset Printing System by <i>Epipremnum aureum</i> (Lindl & Andre) Bunting: Faculty of Environmental and Resource Studies, March 2009-September 2009. (2) Removal of Mixed Heavy Metals from COD Analysis Wastewater by Chitosan immobilized. : Faculty of Environmental and Resource Studies, March 2012-September 2012. (3) Sukanya Khamhok and Ponlaki Jitto, 2011, “ Performance of <i>Epipremnum aureum</i> (Lind. and Andre) Bunting to Remove Toluene”, Journal of Engineering and Applied Sciences, 6:6, 354-357. (4) Nakbanpote, W., Chomchuen, S., Jitto, P. and Chimpalee, K. (2007) “Heavy metal accumulation in <i>Gynurapseudochina</i> (L.) DC.”, the 19th Annual Meeting of the Thai Society for Biotechnology, 9-12 Oct, Department of Biotechnology, Faculty of Science and Technology,

Thammasat University, Pathumthani, Thailand. (Poster).

- (5) สุกัญญา ข้ามหก, พลกฤษณ์ จิตรโฑ และวรรณันต์ นาคบรรพต, 2009, “Passive Diffusion of Toluene to Leaf of *Epipremnum aureum* (Lindl&Andre) Bunting”, International Conference on Green and Sustainable Innovation 2009 December 2–4, 2009, Chiang Rai, Thailand (Oral presentation).
- (6) พลกฤษณ์จิตรโฑ, สุกัญญา ชมชื่น, 2549, “สมรรถนะการบำบัดน้ำเสียสีย้อมด้วยวิธีการระเหย” มหาสารคามวิจัย, ครั้งที่ 3, 3-5 ตุลาคม 2549, โรงแรมตักศิลา, มหาสารคาม. (โปสเตอร์).
- (7) พลกฤษณ์จิตรโฑ, สุกัญญา ชมชื่น, 2551, “ผลของอุณหภูมิต่อปริมาณมลพิษในน้ำจากการระเหยน้ำเสียโรงพิมพ์ระบบบอเฟเซท”, มหาสารคามวิจัยครั้งที่, 4-5 กันยายน 2551, โรงแรมตักศิลา มหาสารคาม. (โปสเตอร์).
- (8) Extraction of essential oil using distillation technique and antimicrobial activity in Isan local vegetables : Faculty of Technology, September 2002-March 2003.

