



วิทยานิพนธ์

การปรับปรุงกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีของ
โรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยเฟนตันออกซิเดชัน

IMPROVEMENT OF CHEMICAL WASTEWATER
TREATMENT PROCESS OF CHEMICAL
MANUFACTURING BY FENTON'S OXIDATION

นางสาวมณฑา ประดิษฐ์ขำ

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

พ.ศ. 2550



ใบรับรองวิทยานิพนธ์
บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์
วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)
ปริญญา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สาขา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชา

เรื่อง การปรับปรุงกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดย
เฟนตันออกซิเดชัน

Improvement of Chemical Wastewater Treatment Process of Chemical Manufacturing
by Fenton's Oxidation

นามผู้วิจัย นางสาวมณฑา ประดิษฐ์จำ

ได้พิจารณาเห็นชอบโดย

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก (อาจารย์สุชาติ เหลืองประเสริฐ, Ph.D.)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม (รองศาสตราจารย์ภัชราภรณ์ สุวรรณวิทยา, M.Appl.Sc.)

หัวหน้าภาควิชา (ผู้ช่วยศาสตราจารย์มงคล ดำรงค์ศรี, Dr.Ing)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์รับรองแล้ว

(รองศาสตราจารย์วินัย อากงหาญ, M.A.)
คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

วันที่ 5 เดือน มิถุนายน พ.ศ. 2550

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

การปรับปรุงกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยเฟนตันออกซิเดชัน

Improvement of Chemical Wastewater Treatment Process of
Chemical Manufacturing by Fenton's Oxidation

โดย

นางสาวมณฑา ประดิษฐ์คำ

เสนอ

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์
เพื่อความสมบูรณ์แห่งปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

พ.ศ. 2550

มณฑา ประดิษฐ์ 2550: การปรับปรุงกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีของ
โรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยเฟนตันออกซิเดชัน ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
(วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: อาจารย์สุชาติ เหลืองประเสริฐ, Ph.D. 90 หน้า

การศึกษาเพิ่มศักยภาพในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ โดยใช้กระบวนการ
เฟนตันออกซิเดชัน โดยศึกษาความสัมพันธ์ระหว่าง Fe^{2+} และ H_2O_2 ในการทดลองนี้ใช้น้ำเสียจริง
ที่ผ่านกระบวนการบำบัดทางเคมีมาแล้ว งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาหาสภาวะที่เหมาะสม
ประกอบด้วย ค่าพีเอชเริ่มต้น ปริมาณสารเฟนตันรีเอเจนต์ และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาที่มีผล
ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของน้ำเสีย

ผลการลดค่าซีโอดีของน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วย โคแอกกูเลชันมาก่อนแล้วจาก
โรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ ซึ่งมีช่วงค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 1,500-2,200 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยวิธีเฟนตัน
ออกซิเดชัน พบว่าพีเอชเริ่มต้นที่เหมาะสมสำหรับลดค่าซีโอดีคือ 3 ความเข้มข้นของ Fe^{2+} และ
 H_2O_2 ที่เหมาะสมคือ 1.33 กรัมต่อลิตร และ 1.36 กรัมต่อลิตร สัดส่วนระหว่าง $Fe^{2+}:H_2O_2$ (M/M)
คือ 2 ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาที่เหมาะสมสำหรับน้ำเสียของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ คือ 30 นาที
มีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี 65-70% นอกจากนี้ที่สภาวะดังกล่าวสามารถลดค่า SS และ
โครเมียม มากกว่า 90%

กล่าวโดยสรุป การนำกระบวนการเฟนตันออกซิเดชันมาใช้ในการเพิ่มประสิทธิภาพใน
การบำบัดน้ำเสียของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดได้ดี นอกจากนี้แล้วยังลด
ค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์อีกด้วย

Montha Praditkham 2007: Improvement of Chemical Wastewater Treatment Process of Chemical Manufacturing by Fenton's Oxidation. Master of Engineering (Environmental Engineering), Major Field: Environmental Engineering, Department of Environmental Engineering. Thesis Advisor: Mr. Suchat Leungprasert, Ph.D. 90 pages.

This research was to study to increase the potentiality of wastewater treatment from Chemical Manufacturing Plant by the Fenton Oxidation, the Fenton's reagent was Fe^{2+} and H_2O_2 . The source of wastewater was after wastewater by coagulation. The experiments of conditions for the COD removal were initial pH, Fe^{2+} dose, H_2O_2 dose and reaction time.

The results of the removal COD from Chemical Manufacturing wastewater after treated by coagulation, which COD range of 1,500-2,200 mg/l, was the optimum initial pH 3. The optimum Fe^{2+} and H_2O_2 dose for COD removal were 1.33 g/l and 1.36 g/l, the ratio of $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$ (M/M) was 2 and reaction time was 30 min. The efficiencies of COD removal were in rang of 65-70% and can remove SS and Cr more than 90%.

The study can conclude that Fenton Oxidation can increase the efficiency of wastewater treatment from Chemical Manufacturing and it can decrease cost of wastewater treatment.

Montha

Student's signature

S. Leungprasert

Thesis Advisor's signature

4 / 06 / 07

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้สำเร็จได้ด้วยความร่วมมือและความช่วยเหลือ จากบุคคลและหน่วยงานหลายฝ่าย ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ ดร.สุชาติ เหลืองประเสริฐ อาจารย์ที่ปรึกษาที่ดูแลให้คำแนะนำและชี้แจงจุดบกพร่องต่างๆอันเป็นประโยชน์ต่องานวิจัยนี้

ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ รศ.ภัชราภรณ์ สุวรรณวิทยาที่ให้คำปรึกษาและแนะนำแนวทางการแก้ไขที่มีประโยชน์ต่องานวิจัย บริษัท เสงเคิ้ลไทย (1999) จำกัด ที่เอื้อเฟื้อทุนวิจัยและสถานที่ที่ใช้ในการทดลอง รวมถึงพี่ๆทุกท่านที่ช่วยเหลือดูแลมาโดยตลอด ขอขอบพระคุณอาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่าน พี่อ้อม พี่หนู ออฟ และเพื่อนๆทุกคน

ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ คุณแม่บังอร ประดิษฐขำ พี่ชาย พี่สาว และหลานชาย ที่คอยเป็นกำลังใจ และขอขอบคุณ คุณสมกล้า ชาญธนกิจวานิชย์ ที่คอยช่วยเหลือดูแล และเป็นกำลังใจที่ดีตลอดมา ประโยชน์อันใดที่เกิดจากงานวิจัยนี้ ย่อมเป็นผลมาจากความกรุณาของท่านดังกล่าวข้างต้น ผู้วิจัยรู้สึกซาบซึ้งเป็นอย่างยิ่ง จึงใคร่ขอขอบพระคุณไว้ ณ โอกาสนี้

มณฑา ประดิษฐขำ

เมษายน 2550

สารบัญ

	หน้า
สารบัญ	(1)
สารบัญตาราง	(2)
สารบัญภาพ	(7)
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ	(9)
คำนำ	1
วัตถุประสงค์	3
การตรวจเอกสาร	4
ที่มาของน้ำเสียโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์	4
กระบวนการกำจัดซีโอดี	7
ปฏิกิริยาเฟนตันออกซิเดชั่น	11
การใช้สารละลายเฟนตันในงานวิจัยที่ผ่านมา	19
ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาของสารละลายเฟนตัน	20
อัตราการเกิดปฏิกิริยาของเฟนตันรีเอเจนท์	24
อุปกรณ์และวิธีการ	25
อุปกรณ์	25
วิธีการ	26
ผลและวิจารณ์	33
การบำบัดซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยวิธีเฟนตันออกซิเดชั่น	33
การกำจัดซีโอดีของน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้วของทางโรงงานฯ	
โดยใช้สารออกซิไดซ์	34
ผลของค่าพีเอชต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี	35
ผลของความเข้มข้นของ Fe^{2+} ต่อการบำบัดซีโอดีในน้ำเสีย	37
ผลของปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ต่อการบำบัดซีโอดีในน้ำเสีย	40
ระยะเวลาการเกิดปฏิกิริยาเฟนตันที่เหมาะสม	43
ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการลดค่าซีโอดีในน้ำเสีย	45

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
การนำวิธีการบำบัดซีโอดีโดยเฟนตันออกซิเดชัน มาปรับปรุงระบบบำบัด น้ำเสียของโรงงานเซกเคิล 1999 (ประเทศไทย) จำกัด	48
สรุปค่าสารเคมีที่ใช้ในการลดค่าซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานเซกเคิลฯ โดยใช้เฟนตันรีเอเจนต์	52
สรุปและข้อเสนอแนะ	54
สรุป	54
ข้อเสนอแนะ	55
เอกสารและสิ่งอ้างอิง	56
ภาคผนวก	62
ภาคผนวก ก ตารางและรูปการบำบัด ซีโอดี ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ โดยวิธีเฟนตันออกซิเดชัน	63
ภาคผนวก ข แสดงกราฟมาตรฐานในการวิเคราะห์ค่าโลหะหนัก ด้วยสเปคโตรโฟโตมิเตอร์	81
ภาคผนวก ค การคำนวณปริมาณสารเคมี และราคาสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดซีโอดี โดยวิธีเฟนตันออกซิเดชัน	87

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	คุณลักษณะทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมี	5
2	แสดงค่าพลังงานรีแอคทีฟออกซิเดชั่น	11
3	สรุปปฏิกิริยา Fenton's Oxidation	15
4	แสดงชนิดของน้ำเสียที่กำจัดได้โดยใช้เฟนตันออกซิเดชั่น	19
5	สรุปกระบวนการของเฟนตัน และเฟนตันที่มีการปรับปรุง	23
6	แสดงปริมาณสารเคมีที่ใช้ที่อัตราส่วนต่างๆกัน (ปริมาตรน้ำเสีย 250 มล.)	29
7	แสดงปริมาณและความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ใช้	30
8	แสดงผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียก่อนเข้าระบบ และหลังผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีมาแล้ว	33
9	แสดงการเปรียบเทียบประสิทธิภาพสารออกซิไดซ์ในการกำจัดซีโอดี	34
10	แสดงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในช่วงพีเอชต่างๆ	35
11	ผลของความเข้มข้น Fe^{2+} ที่มีต่อการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยเฟนตันออกซิเดชั่น	37
12	ผลของปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ที่มีต่อการลดค่าซีโอดีในน้ำเสียโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยเฟนตันออกซิเดชั่น	40
13	แสดงระยะเวลาที่เหมาะสมในการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียโดยปฏิกิริยาเฟนตัน	43
14	แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยเฟนตันออกซิเดชั่น ภายใต้สภาวะเหมาะสม	45
15	เปรียบเทียบวิธีการกำจัดโลหะหนักด้วยวิธีต่างๆ	47
16	แสดงค่าซีโอดีในน้ำทิ้งของทางโรงงานเฮกส์ 1999 (ประเทศไทย) จำกัด	48
17	สรุปค่าสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย	52

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางผนวกที่		หน้า
ก1	แสดงคุณภาพน้ำเสียของโรงงาน เสงเคิ้ล (1999) ประเทศไทย จำกัด	64
ก2	แสดงคุณภาพน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดทางเคมีมาแล้ว ของโรงงาน เสงเคิ้ล (1999) ประเทศไทย จำกัด	67
ก3	การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{Fe}^{2+} =$ 1.33 g/l) ที่ pH ต่างๆ ครั้งที่1	70
ก4	การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{Fe}^{2+} =$ 1.33 g/l) ที่ pH 3 ± 0.2 ต่างๆ ครั้งที่2	70
ก5	การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{Fe}^{2+} =$ 1.33 g/l) ที่ pH 3 ± 0.2 ต่างๆ ครั้งที่3	71
ก6	การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{Fe}^{2+} =$ 1.33 g/l) ที่ pH 3 ± 0.2 ต่างๆ ครั้งที่4	71
ก7	การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; pH 3 ± 0.2) ที่ Fe^{2+} ต่างๆ ครั้งที่1	72
ก8	การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; pH 3 ± 0.2) ที่ Fe^{2+} ต่างๆ ครั้งที่2	73
ก9	การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; pH 3 ± 0.2) ที่ Fe^{2+} ต่างๆ ครั้งที่3	74

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางผนวกที่	หน้า
ก10 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ H_2O_2 ต่างๆ ครั้งที่1	74
ก11 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ H_2O_2 ต่างๆ ครั้งที่2	75
ก12 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ H_2O_2 ต่างๆ ครั้งที่3	75
ก13 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 1.36 \text{ mg/l}$; $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ระยะเวลาต่างๆ ครั้งที่1	76
ก14 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 1.36 \text{ mg/l}$; $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ระยะเวลาต่างๆ ครั้งที่2	77
ก15 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 1.36 \text{ mg/l}$; $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ระยะเวลาต่างๆ ครั้งที่3	78
ก16 แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ภายใต้สภาวะที่เหมาะสม ครั้งที่1	79
ก17 แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ภายใต้สภาวะที่เหมาะสม ครั้งที่2	79
ก18 แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ภายใต้สภาวะที่เหมาะสม ครั้งที่3	80

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางผนวกที่		หน้า
ข1	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของฟลูออไรด์	82
ข2	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของโครเมียม ทั้งหมด	83
ข3	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของไอออน หกบวกโครเมียม	84
ข4	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของไอออน เหล็กทั้งหมด	85
ข5	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของฟอสเฟต ทั้งหมด	86

สารบัญภาพ

ภาพที่		หน้า
1	แฟงผังกระบวนการผลิต	4
2	แสดงแผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเฮงเกิ้ลฯ	6
3	แสดงการเกิดปฏิกิริยาระหว่าง Hydroxylradical กับ aromatic ring	16
4	แสดงปฏิกิริยาของเฟนตันที่สภาวะเป็นกรด	17
5	ภาพรวมของวิธีการทดลอง	26
6	แสดงขั้นตอนการหาค่า pH ที่เหมาะสม	28
7	แสดงขั้นตอนการหาความเข้มข้นเฟอร์ริลเฟดที่ที่เหมาะสม	29
8	ขั้นตอนการหาความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสม	31
9	แสดงวิธีการทดลองเพื่อหาเวลาตกตะกอนที่เหมาะสม	32
10	กราฟแสดงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ค่าพีเอชต่างๆ (ความเข้มข้นเริ่มต้น H_2O_2 คือ 6.64 g/l; ปริมาณ Fe^{2+} คือ 1.33 g/l; 25 °C)	36
11	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ Fe^{2+} กับประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี (ความเข้มข้นเริ่มต้น H_2O_2 คือ 6.64 g/l; 25 °C; pH 3±0.2)	38
12	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น Fe^{2+} ช่วง 0.33-2.21 mg/l กับประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี (ความเข้มข้นเริ่มต้น H_2O_2 คือ 6.64 g/l; 25 °C; pH 3±0.2)	38
13	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น H_2O_2 กับประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี (ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Fe^{2+} คือ 1.33 g/l; 25 °C; pH 3±0.2)	41
14	กราฟแสดงระยะในการทำปฏิกิริยาเฟนตันกับประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี	44
15	แสดงประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโดยเฟนตันออกซิเดชั่น	46
16	แสดงประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโดยเฟนตันออกซิเดชั่น เมื่อนำไปกรองด้วย 0.45 μm	46

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
17	แสดงแผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเสงเค็งฯ	49
18	แสดงการปรับปรุงแผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบที่ 1	50
19	แสดงการปรับปรุงแผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบที่ 2	51
ภาพผนวกที่		
ข1	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของฟลูออไรด์	82
ข2	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของโครเมียมทั้งหมด	83
ข3	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของไอออนหกวกโครเมียม	84
ข4	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของไอออนเหล็กทั้งหมด	85
ข5	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมชอบแบรนต์ของฟอสเฟตทั้งหมด	86

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

COD	=	ค่าความต้องการออกซิเจนทางเคมี
BOD	=	ค่าความต้องการออกซิเจนทางชีวเคมี
Fe^{2+}	=	เฟอรัสไอออน
Fe^{3+}	=	เฟอริกไอออน
H_2O_2	=	ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์
H_2SO_4	=	กรดซัลฟูริก
NaOH	=	โซเดียมไฮดรอกไซด์
SS	=	ของแข็งแขวนลอย
TDS	=	ของแข็งที่ละลายน้ำ
OH°	=	ไฮดรอกซิลแรดิคัล
%w/w	=	ร้อยละโดยน้ำหนัก

การปรับปรุงกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีของ โรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยฟentonออกซิเดชัน

Improvement of Chemical Wastewater Treatment Process of Chemical Manufacturing by Fenton's Oxidation

คำนำ

ในปัจจุบันความเจริญก้าวหน้าทางด้านอุตสาหกรรมในประเทศได้มีการพัฒนาอย่างต่อเนื่อง ทั้งอุตสาหกรรมขนาดใหญ่ กลาง และเล็ก โดยอุตสาหกรรมเคมีภัณฑ์ นับเป็นหนึ่งในอุตสาหกรรมที่มีอัตราการเจริญก้าวหน้าอย่างรวดเร็ว ปริมาณการผลิตที่เพิ่มสูงขึ้น ทำให้ปริมาณของเสียเพิ่มมากขึ้นด้วยเช่นกัน โรงงานผลิตเคมีภัณฑ์มีผลิตภัณฑ์ที่หลากหลาย ทำให้น้ำเสียของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์มีสารมลพิษที่หลากหลาย ที่จะส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม การบำบัดน้ำเสียเพื่อให้น้ำทิ้งผ่านค่ามาตรฐานที่กำหนดนั้นเป็นปัญหาสำคัญ เนื่องจากสารตั้งต้นในการผลิตเคมีภัณฑ์ของทางโรงงานมักเป็นสารเคมีที่มีโครงสร้างเป็นสารอินทรีย์เชิงซ้อน (complex organic chemical) ซึ่งเป็นตัวด้านการบำบัดโดยจุลชีพ (Tekin *et al.*, 2006) ดังนั้นการศึกษาหาวิธีการบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ให้เหมาะสม เพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียก่อนที่จะปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมจึงเป็นสิ่งที่จำเป็นที่ต้องทำ

นักวิจัยหลายท่านได้เสนอแนวทางในการกำจัดสารอินทรีย์ (ซีโอดี) ไว้หลากหลายทางเลือก เช่น การดูดซับ, เมมเบรน, โอโซน, Advance Oxidation Processes (AOPs) ฯลฯ AOPs ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้ค่อนข้างสูง หลังจากการบำบัดแล้วมีตะกอนเกิดขึ้นน้อยกว่าระบบอื่นๆ AOPs แบ่งออกได้เป็นดังนี้ Photochemical Oxidation ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, Fenton's reagent/UV), Semiconductor Photocatalytic (TiO_2/UV) และ Chemical Oxidation ($\text{Fe}^{2+/3+}/\text{H}_2\text{O}_2$)

การใช้สารละลายฟentonในการบำบัดซีโอดี จึงเป็นอีกวิธีหนึ่งที่น่าสนใจ ในการบำบัดซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ สารเคมีฟenton (Fenton's Reagent) เป็นสารเคมีที่ผสมกันระหว่าง ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) กับเหล็ก (Fe^{2+} , Fe^{3+}) ซึ่งทำปฏิกิริยากันได้อนุมูลไฮดรอกซิล ($\text{OH}^\bullet$, Hydroxyl Radicle) ออกมา โดยอนุมูลนี้มีความสามารถในการออกซิไดซ์ค่อนข้างสูง คือมีศักย์ออกซิเดชัน (Oxidation Potential) สูง โดยสูงกว่าคลอรีนถึง 200% และสูงกว่า โอโซน 25%

แต่มีค่าสูงรองจากอนุมูลฟลูออรีน (Fluorine Radicle) เท่านั้น ความสามารถในการออกซิไดซ์ที่สูงของอนุมูลไฮดรอกซิล ซึ่งได้จากสารละลายเฟนตันนั้น ทำให้มีการนำสารเฟนตันไปใช้งานกันอย่างแพร่หลาย ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมทั้งทางด้านน้ำ อากาศ ดิน และใช้บำบัดของเสียอันตรายด้วย ตลอดจนสามารถใช้ได้ในการบำบัดน้ำเสียขั้น Pretreatment เพื่อลดสารพิษ และ ผลพลอยได้ของผลิตภัณฑ์ (By-products) ก่อนจะเข้าระบบบำบัดทางชีวภาพได้อีกด้วย

วัตถุประสงค์

งานวิจัยครั้งนี้มีวัตถุประสงค์หลัก คือ เพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียทางเคมีของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยใช้สารละลายฟenanthen เป็นตัวออกซิไดซ์ ซึ่งมีวัตถุประสงค์เฉพาะดังนี้

เพื่อศึกษาถึงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ เมื่อใช้สารละลายฟenanthen โดยการหาค่า pH ที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยา ความเข้มข้นของเฟอร์รัสซัลเฟต และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยา และหาระยะเวลาการทำปฏิกิริยาฟenanthen ที่เหมาะสม

สมมติฐาน

- 1.) สารละลายฟenanthen กำจัดซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ได้ดีเมื่อ pH เหมาะสม
- 2.) สารละลายฟenanthen กำจัดซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ได้ดีเมื่อ ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับเหล็ก เหมาะสม

ขอบเขตการศึกษา

การศึกษาค้นสมบัติต่างๆ ในการวิจัยนี้จะใช้รูปแบบการวิจัยเชิงทดลอง (Experimental research) โดยมีข้อจำกัดของงานวิจัยดังนี้

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองนี้ เป็นน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้วขั้นหนึ่งด้วยการตกตะกอนด้วยสารส้มของโรงงาน เสงเคิล 1999 (ประเทศไทย) จำกัด

การตรวจเอกสาร

ที่มาของน้ำเสียโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์

ลักษณะของน้ำเสียโรงงานผลิตสารเคมีมีสารมลพิษหลากหลายชนิด เนื่องจากปริมาณสารตั้งต้น (Raw Materials) ที่ใช้ในกระบวนการผลิตที่มีจำนวนมาก กระบวนการผลิตโดยทั่วไปจะเป็นการผลิตแบบทีละเท (Batch Model) ซึ่งมีความแตกต่างไปจากโรงงานประเภทอื่นๆ ดังแสดงภาพที่ 1



ภาพที่ 1 แผนผังกระบวนการผลิต

น้ำเสียที่เกิดจากขั้นตอนการล้างถังผสมวัตถุดิบ เมื่อทำการผลิตเสร็จในแต่ละครั้งเพื่อเตรียมถังผสมวัตถุดิบไว้สำหรับผลิตภัณฑ์ชนิดต่อไป

ลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงงานผลิตเคมี

น้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีเป็นน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ปนเปื้อนสูงในลำดับต้นๆเมื่อเทียบกับโรงงานประเภทอื่นๆคือ มีค่าCOD ประมาณ 960-4280 มก./ล. ดังตารางที่ 1 แสดงคุณลักษณะของน้ำเสีย ซึ่งโดยทั่วไปแล้วน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีนั้นประกอบไปด้วยสารพิษ (toxic) และไม่สามารถที่จะย่อยสลายได้ทางชีวภาพ ดังนั้นจึงทำให้ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม และเป็นตัวรบกวนต่อระบบบำบัด (Badawy and Ali, 2006)

ตารางที่ 1 คุณลักษณะทางกายภาพและเคมีของน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมี

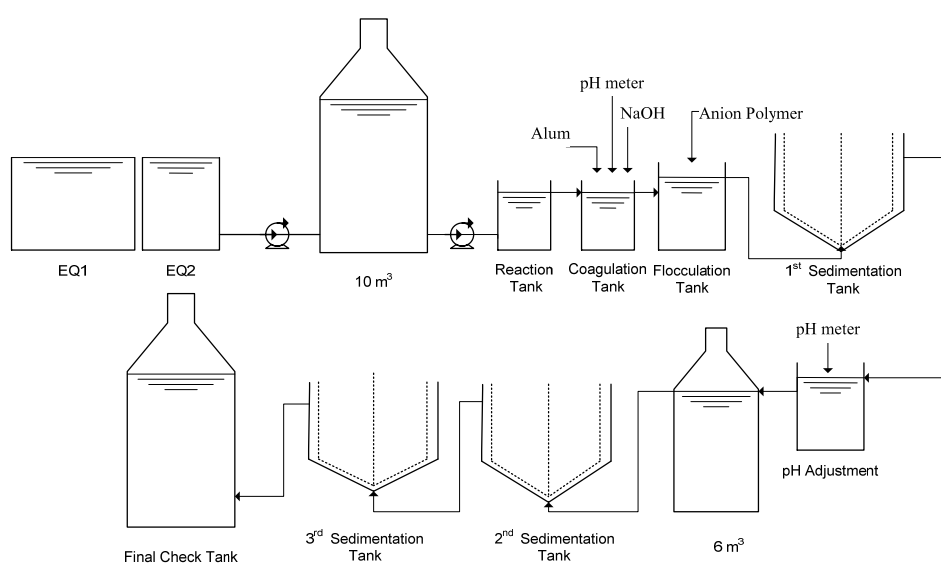
พารามิเตอร์	ช่วงค่า (มก./ล.)	ค่าเฉลี่ย (มก./ล.)
พีเอช	7.5-13.4	9.5
ปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (มก./ล.)	127-371	272
ปริมาณของแข็งทั้งหมด (มก./ล.)	1216-4448	3761
ซีไอดี (มก./ล.)	960-4280	2921
บีไอดี(มก./ล.)	315-942	699
น้ำมัน (มก./ล.)	8.4-670	359.5
Dyes (มก./ล.)	<1	
โลหะหนัก (มก./ล.)	NA	

NA : not analyzed

ที่มา : Badawy and Ali (2006)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเฮกส์ฯ

ระบบบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเฮกส์ฯ นั้นเป็นระบบบำบัดทางเคมี ซึ่งสารเคมีที่ใช้การบำบัดคือ สารส้ม และ anion polymer ภาพที่ 2 แสดงแผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสีย



ภาพที่ 2 แสดงแผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเฮกส์ฯ

พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียของทางโรงงานเฮกส์ฯ ได้ประมาณ 30% ซึ่งค่าซีโอดีหลังจากการบำบัดน้ำเสียไม่ผ่านตามเกณฑ์มาตรฐานที่ทางนิคมอุตสาหกรรมกำหนดไว้ ดังนั้นจึงควรทำการปรับปรุงกระบวนการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานฯ เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงและผ่านตามเกณฑ์ที่ทางนิคมอุตสาหกรรมฯ กำหนดไว้

กระบวนการกำจัดซีโอดี

การกำจัดซีโอดีในน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรม มีอยู่ด้วยกันหลากหลายวิธี เช่น การตกตะกอนทางเคมี (ปนัดดา, 2535; อารยา, 2549; Jiang *et al.*, 2004), การใช้สารห่วย (ชินจิต, 2542), White-Rot Fungi (Driessel and Christov, 2001), Enzymes (Akhtar *et al.*, 2005), membrane (Mutlu *et al.*, 2002), การดูดซับ (ประรัชกรณ์, 2546; นนทรัฐ, 2541; สันติ, 2546; Namane *et al.*, 2005), โอโซน (นนทพงษ์, 2548; วีรพงศ์, 2548), Advance Oxidation Processes (AOPs) ฯลฯ

กระบวนการตกตะกอนทางเคมีเป็นกระบวนการกำจัดซีโอดีที่ใช้กันอย่างกว้างขวาง โดยมักจะใช้ร่วมกับการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง และสามารถใช้เป็นกระบวนการกำจัดขั้นต้น ก่อนกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ สารตกตะกอนที่นิยมใช้คือ ปูนขาว (Lime) สารส้ม (Alum) และเฟอร์ริกคลอไรด์หรือเฟอร์ริกซัลเฟต เป็นต้น การกำจัดซีโอดีโดยกระบวนการตกตะกอนด้วยสารส้ม เป็นผลจากการทำให้โมเลกุลของสารอินทรีย์อยู่ในรูปของเกลืออะลูมินาที่ไม่ละลายน้ำ หรือเป็นการทำให้โมเลกุลของสารอินทรีย์ถูกดูดซับบนอนุภาคของสารส้ม ทำให้เกิดตะกอนของสารอินทรีย์จมตัวลงเป็นก้อน วิธีนี้สามารถกำจัดสารอินทรีย์ออกได้อย่างมีประสิทธิภาพอยู่ในระดับมาตรฐานที่ได้ตกลงและอนุญาต แต่เนื่องจากการตกตะกอนด้วยสารเคมีนั้นค่อนข้างจะไม่คุ้มต่อการลงทุน เพราะเนื่องจากจะเกิดตะกอนขึ้นจำนวนมาก ภายหลังจากการบำบัดแล้วจะต้องมีกระบวนการในการกำจัดสลัดจ์ที่เกิดขึ้น

การใช้เมมเบรน (Membrane) เป็นวิธีที่สามารถกำจัดซีโอดีได้เป็นอย่างดี โดยอาศัยเยื่อแผ่น (membrane) นี้ ซึ่งเป็นการทำให้โมเลกุลของสารอินทรีย์รวมกันอย่างหนาแน่นบนด้านหนึ่งของเยื่อแผ่น ในขณะที่น้ำจะผ่านทะลุเยื่อแผ่นไปได้ ซึ่งจะสามารถแยกโมเลกุลที่มีขนาดใหญ่ได้ ไม่เพียงเฉพาะโมเลกุลของสารอินทรีย์เท่านั้น เทคนิคนี้สามารถใช้บำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณมากได้รวดเร็ว แต่ต้นทุนของอุปกรณ์มีราคาสูง นอกจากนี้แล้วเมื่อน้ำเสียมีความสกปรกมาก (COD สูง) ประสิทธิภาพในการบำบัดจะลดน้อยลง ดังนั้นเทคโนโลยีด้านเยื่อแผ่นจะยังไม่เป็นที่นิยมมากนัก

การดูดซับ (Adsorption) เป็นวิธีหนึ่งที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพค่อนข้างสูง(70%) เทคนิคการดูดซับที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายก็คือ การใช้ถ่านกัมมันต์ (Activated Carbon) เป็นตัวดูดซับ แต่เนื่องจากถ่านกัมมันต์มีราคาต้นทุนในการผลิตสูง ดังนั้นนักวิจัยหลาย

ท่านได้ศึกษาหาตัวดูดซับตัวอื่นเพื่อมาใช้แทนถ่านกัมมันต์ อาทิ เช่น ซีโอไลต์ในการกำจัดสีจากโรงงานเลื่อยก (ประเสริฐ, 2546), ใช้ถ่านแกลบกำจัดสีย้อม reactive (นันทรัฐ, 2541), ใช้ถ่านไม้กำจัดซีโอดี และสีจากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ (สันติ, 2546) เป็นต้น ซึ่งล้วนแต่ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และสีได้ใกล้เคียงกับการใช้ถ่านกัมมันต์ ถึงแม้ว่าเราจะสามารถหาตัวดูดซับที่สามารถใช้แทนถ่านกัมมันต์ แต่ค่าใช้จ่ายก็ยังคงสูงอยู่ดี ดังนั้นก่อนจะเข้าสู่ระบบควรจะมีบำบัดมาแล้วขั้นหนึ่ง เพื่อเป็นการป้องกันไม่ให้ตัวดูดซับอุดตันเร็ว โดยทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดลดลง นอกจากนี้แล้วยังต้องเสียค่าใช้จ่ายในการปรับปรุงประสิทธิภาพของตัวดูดซับ (Regenerate) อีกด้วย ถึงแม้ว่ากระบวนการกำจัดสารอินทรีย์โดยวิธีดูดซับนั้นมีประสิทธิภาพได้ดี แต่อย่างไรก็ตามเมื่อใช้สารดูดซับไปนานๆ ประสิทธิภาพจะลดลงจะต้องนำไปทิ้ง

การใช้โอโซนในการกำจัดนั้นนักวิจัยหลายท่านได้ทำการศึกษาวิจัย เนื่องจากว่าโอโซนเป็นตัวออกซิไดซ์ที่แรง (Strong Oxidizing agent) มีประสิทธิภาพในการกำจัดสีจากโรงงานฟอกย้อมนั้นได้ผลสูง (90%) ซึ่งเมื่อเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสีและสารอินทรีย์กับวิธีตกตะกอนทางเคมีแล้วพบว่า การใช้โอโซนนั้นให้ประสิทธิภาพในการกำจัดได้ดีกว่ามาก (Selcuk, 2005) โดยที่ความเข้มข้นของโอโซนที่ใช้ไม่สูง แต่ในแง่ของความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ควบคู่ไปกับการกำจัดสีด้วยนั้น การใช้ปริมาณความเข้มข้นดังกล่าวนี้ สามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำได้เพียง 10% เท่านั้น (Szpyrkowicz *et al.*, 2001) ดังนั้นถ้าต้องการที่จะกำจัดทั้งสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำควบคู่ไปกับการกำจัดสีย้อม disperse dyes ด้วยแล้ว ความเข้มข้นที่ใช้นั้นต้องสูง ซึ่งจะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพของโอโซนที่ค่อนข้างสูงกว่ากระบวนการตกตะกอนจึงน่าจะเป็นทางเลือกหนึ่งที่เหมาะสม แต่เนื่องด้วยเหตุผลทางด้านค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้นจากการใช้โอโซนนั้นค่อนข้างสูง จึงทำให้นักวิจัยหลายท่านได้พยายามศึกษาวิจัยหาวิธีที่เหมาะสมกว่าวิธีดังกล่าวเพื่อเป็นการประหยัดค่าใช้จ่ายที่จะเกิดขึ้น Szpyrkowicz *et al.* (2001) ได้ทำการศึกษาวิจัยเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสีย้อม disperse dyes และซีโอดี ด้วย โอโซน, เฟนตันรีเอเจนต์(Fenton Reagent) พบว่าการใช้เฟนตันรีเอเจนต์นั้นให้ประสิทธิภาพการกำจัดสีย้อม disperse dyes ได้สูง (95%) และยังสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้สูง (80%) เช่นกัน

AOPs ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ค่อนข้างสูง (85-92%) ตะกอนที่เกิดขึ้นน้อยกว่าระบบอื่นๆ AOPs แบ่งออกได้เป็นดังนี้ Photochemical Oxidation (H_2O_2 /UV, Fenton's reagent/UV) (Kang *et al.*, 2000; Martin *et al.*, 2000; Liao *et al.*, 2001;), Semiconductor Photocatalytic (TiO_2 /UV) (สิริชัย, 2543; Martin *et al.*, 2000; Kuo and Ho, 2001; Li *et al.*, 2002;

Chang *et al.*, 2004; Mahmoodi, 2005) และ Chemical Oxidation ($\text{Fe}^{2+/3+}/\text{H}_2\text{O}_2$) (สงกรานต์, 2546; ตุลวิทย์ และคณะ, 2548; Meric *et al.*, 2004; Sires *et al.*, 2004)

กระบวนการสารกึ่งตัวนำของโฟโตแคตตาไลติก (Semiconductor Photocatalytic) เป็นส่วนหนึ่งของวิธี AOPs ซึ่งสารแคตตาไลติก (Catalytic) ที่ใช้นั้น เช่น ไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO_2), Supperoxide Ion Radical (O_2^-) เป็นต้น โดยนักวิจัยส่วนใหญ่พบว่าการใช้แสงอย่างเดียวในการกำจัดนั้น มีประสิทธิภาพค่อนข้างต่ำเมื่อเทียบกับการใช้ร่วมกับสารแคตตาไลติกต่างๆ นอกจากนี้จะสามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ (Organic Matter) (สิริชัย, 2543; Martin *et al.*, 2000; Kuo and Ho, 2001; Li *et al.*, 2002; Chang *et al.*, 2004) นอกจากนี้ได้มีนักวิจัยหลายท่านได้ทำการศึกษาวิจัยในการนำไทเทเนียมไดออกไซด์ไปประยุกต์ใช้กับกระบวนการอื่น เช่น นำไปประยุกต์ใช้กับกระบวนการ Photochemical Oxidation ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$) (Mahmoodi *et al.*, 2005) และ UV/O_2^- (สิริชัย, 2543) เนื่องจากว่าไทเทเนียมไดออกไซด์สามารถกำจัดพวกสารอินทรีย์ที่สำคัญๆ ได้ในสภาพธรรมชาติ และไม่ก่อให้เกิดอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตที่อยู่ในน้ำ อีกทั้งราคาไม่แพง และสามารถนำกลับมาใช้ได้ใหม่อีก

จากที่ได้กล่าวมาข้างต้นนี้พบว่าปัจจัยในเรื่องของความเข้มของแสงที่ส่องผ่านลงไปนั้นมีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสีและซีโอดี ในระดับสเกลขนาดเล็ก เช่น ทำการทดลองในห้องปฏิบัติการ ผู้ทำการทดลองสามารถที่จะควบคุมระดับความลึกของน้ำได้ ทั้งนี้เพื่อให้แสงสามารถส่องผ่านลงไปใต้น้ำเสียที่มีสีปนเปื้อนอยู่ได้โดยง่าย แต่ถ้าระดับสเกลขนาดใหญ่แล้วยากที่จะสามารถควบคุมระดับความลึกของน้ำได้ ทั้งนี้ก็ต้องขึ้นกับสีของน้ำเสียว่ามีความเข้มมากน้อยเพียงใด เช่น น้ำเสียมีสีค่อนข้างดำ, น้ำตาลเข้ม เป็นต้นนั้น ความสามารถที่แสงจะส่องผ่านลงไปใต้น้ำก็เป็นไปได้ยาก

กระบวนการเฟนตันออกซิเดชัน (Fenton's Oxidation; $\text{Fe}^{2+/3+}/\text{H}_2\text{O}_2$) หรือที่เรียกว่า Conventional Fenton's Oxidation เป็นส่วนหนึ่งของวิธี AOPs ซึ่งในการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยวิธีนี้นั้นมีอยู่หลายรูปแบบด้วยกัน กล่าวคือ การใช้เฟนตันโดยตรงอย่างเดียว (สงกรานต์, 2546; ตุลวิทย์ และคณะ, 2548; Meric *et al.*, 2004) หรือ การใช้เฟนตันร่วมกับการบำบัดด้วยแสงยูวี (Kang *et al.*, 2000)

นักวิจัยหลายท่านได้ทำการศึกษาปรับปรุงวิธีการต่างๆในการกำจัดสารอินทรีย์ เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการกำจัดเพิ่มสูงขึ้น โดย Arslan *et al.* (2000) ได้ใช้เฟอร์ริกออกซาเลต (Ferrioxalate) ใช้แทน เฟอร์ริกซัลเฟตหรือเฟอร์ริกคลอไรด์ที่นิยมใช้กันในการทำปฏิกิริยา โดยได้ศึกษาร่วมกับการใช้แสงยูวีร่วมด้วย (Ferrioxalate-Fenton/UV-A) พบว่าอัตราการกำจัดสารอินทรีย์นั้นเกิดได้เร็วกว่าวิธี Conventional Photo-Fenton และ Photocatalytic

ปฏิกิริยาฟentonออกซิเดชัน

1. ลักษณะโดยทั่วไปของสารละลายฟenton

สารละลายฟentonนั้นเป็นการผสมกันระหว่าง ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ กับเหล็ก(Fe^{3+}) โดยมีเหล็กเป็นคาตาลิสต์ โดยจะทำปฏิกิริยาก่อนให้เกิดไฮดรอกซิล แรดิคัล (hydroxyl radicle) ซึ่งมีค่า ศักย์ออกซิเดชัน (Oxidation Potentia) สูง ซึ่งสูงกว่าคลอรีน และสูงกว่าโอโซน (O_3) แต่มีค่า สูงรองจาก ฟลูออรีน ดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 แสดงค่าพลังงานรีแอคทีฟออกซิเดชัน

Oxidant Reagent	Relative Oxidation Power ($\text{Cl}_2 = 1.0$)
Fuourine	2.23
Hydroxyl radical	2.06
Atomicoxidation (singlet)	1.78
Hydrogen peroxide	1.31
Perhydroxyl radical	1.25
Permanganate	1.24
Hypobromous acid	1.17
Chlorine dioxide	1.15
Hypochlorous acid	1.10
Hypiodous acid	1.07
Chlorine	1.00
Bromine	0.80
Iodine	0.54

ที่มา: US Peroxide's Reference Library

ความสามารถในการออกซิไดซ์ที่สูงของอนุมูลไฮดรอกซิล ซึ่งได้จากสารละลายเฟนตันนั้น ทำให้มีการนำสารละลายเฟนตันไปใช้งานกันอย่างกว้างขวาง

2. ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เป็น strong oxidant (standard potential 1.80 V และ 0.87 V ที่ pH ศูนย์ และ 14 ตามลำดับ) ซึ่งถูกนำมาใช้ประโยชน์ในการกำจัดทั้งสารอนินทรีย์และสารอินทรีย์ที่เป็นพิษมากมายหลายชนิด เช่น ซัลไฟด์, ไนไตรท์, ไซยาไนต์, และคลอไรด์ เป็นต้น นอกจากนี้แล้ว H_2O_2 ยังใช้ประโยชน์ในการกำจัดสารพิษที่มีสถานะเป็นก๊าซ ได้แก่ ซัลเฟอร์ไดออกไซด์ และ ไนโตรเจนออกไซด์ โดยการเปลี่ยนรูปไปเป็นกรด ตัวอย่างของการใช้ประโยชน์จาก H_2O_2 ได้แก่

- 1.1 การสลายตัวของ perchloroethylene ในดิน (Kang *et al.*, 2005)
- 1.2 ใช้เป็นระบบบำบัดขั้นต้น (Pretreatment) ก่อนน้ำเสียเข้าสู่กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ สำหรับน้ำเสียจากโรงงาน
- 1.3 ใช้ในการกำจัดน้ำเสียจากโรงงานฟอกหนัง (Schrank *et al.*, 2005)
- 1.4 ใช้ในการบำบัดสลัดจ์ (Sludge) ที่เกิดขึ้นจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อม (Liu *et al.*, 2005)
- 1.5 ใช้ในการกำจัดสี และ ซีโอดี ในน้ำชะมูลฝอย (สงกรานต์, 2546)
- 1.6 ใช้ในการกำจัดสีย้อม เช่น Azo dye, Remazol Red dye, 4- chlorophenol, methylene blue เป็นต้น (Barros *et al.*, 2005; Meric *et al.*, 2005; Dutta *et al.*, 2001; Lipczynska-Kochany *et al.*, 1995)
- 1.7 ใช้ในการบำบัดก๊าซโซลีน (gasoline)ปนเปื้อนมาในน้ำ Tiburtius *et al.* (2005)

3. ชนิดของน้ำเสียที่ถูกบำบัด

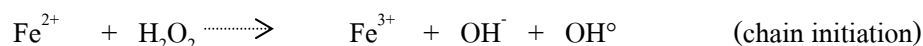
นักวิจัยหลายท่านได้ทำการศึกษาการกำจัดซีโอดีด้วยเฟนตันรีเอเจนท์ในน้ำเสียหลากหลายประเภท เช่น Badawy *et al.* (2006) ได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารฆ่าแมลงกลุ่มออกาโนฟอสเฟต (Organophosphorus Pesticides) จากน้ำเสียโดยวิธี Fenton's Reaction, UV/H_2O_2 และ photo-Fenton พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดได้ประมาณ 70%

ตุลวิทย์ และคณะ (2548) ได้ทำการศึกษาการใช้เฟนตัน ในการกำจัดสี และซีโอดีจากน้ำเสียด้วยกระบวนการออกซิเดชัน โดยน้ำเสียนั้นประกอบด้วยสี ชนิดต่างๆ จากโรงฟอกย้อมอุตสาหกรรมสิ่งทอ พบว่าชนิดของสีย้อมมีผลต่อประสิทธิภาพการใช้งานของสารละลายเฟนตัน Pala and Erden (2005) ได้ทำการศึกษาการกำจัดสี และซีโอดีที่เกิดจาก natural phenolic compound ในน้ำเสีย โดยใช้เฟนตัน ซึ่งสาร Phenolic นั้นมีอยู่ในองค์ประกอบของพืช

นอกจากนี้ได้ทำการศึกษาการกำจัดซีโอดีในน้ำชะมูลฝอย โดยวิธีเฟนตันรีเอเจนท์, electro-Fenton (Daniel *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2006) พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้สูงประมาณ 65-77 % เป็นต้น

4. การเกิดปฏิกิริยาของสารละลายเฟนตัน

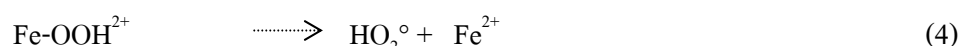
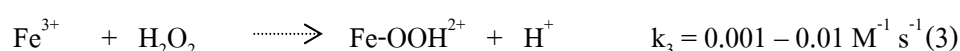
Neyens and Baeyens (2003) ได้อธิบายสมการการเกิดปฏิกิริยาของสารละลายเฟนตัน โดยสมการที่จะแสดงต่อไปนี้จะแสดงเฉพาะปฏิกิริยา ที่จะเกิดสำหรับสารละลายเฟนตันเท่านั้น



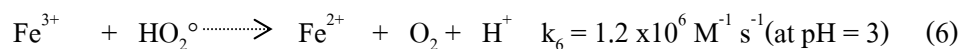
Ferrous ion (Fe^{2+}) เป็นตัวเริ่มต้น และเป็นตัวคาตาลิสต์ของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) เกิดอนุมูลอิสระของไฮดรอกซิล ($\text{OH}^\bullet$) โดย $\text{OH}^\bullet$ จะทำปฏิกิริยาสมมูลกับ aqueous solution



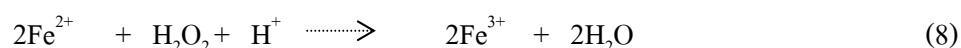
นอกจากนี้แล้ว Ferric ions (Fe^{3+}) นั้นอาจจะเป็นตัวคาตาลิสต์ (Catalyse) ของ H_2O_2 ได้ ซึ่งมันสามารถแตกตัวได้น้ำ และออกซิเจน



จาก (3) และ (4) ปฏิกิริยาของ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับ เฟอริกไอออนนั้น เราเรียกว่า Fenton-like reaction



ดังนั้นปฏิกิริยารวมของ Fenton 's Oxidation คือ



จากปฏิกิริยา(7) นั้นจะพบว่า H_2O_2 สามารถทำปฏิกิริยากับ อนุมูลอิสระของไฮดรอกซิลได้ (OH°) ดังนั้นผลที่ได้ก็คือ จะเกิดปฏิกิริยา(1)ขึ้นอีก ทำให้ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นนั้นเป็นปฏิกิริยาลูกโซ่ (chain) ขาวออกไปอีก ดังนั้นจึงทำให้เกิดการสลายตัวของสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ได้อย่าง สมบูรณ์ยิ่งขึ้น (สงกรานต์, 2546; Neyens and Baeyens; 2002)

โดยสมการทั้งหมด จะไม่ได้เกิดขึ้นทุกสมการ แต่ขึ้นอยู่กับอัตราส่วนของ เหล็ก (Fe^{2+}) และ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์โดยเมื่อ

- เฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) มีปริมาณมากเกินไป การเกิดปฏิกิริยาจะเป็นไปตามสมการ

(1) และ (2)

- ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ มีปริมาณมากเกินไป ในสถานะที่เป็นกรดการเกิดปฏิกิริยาตามสมการ (3) และ (6) จะไม่เกิดขึ้น แต่จะเกิดปฏิกิริยาตามสมการ (1), (5), (7) แทน

ตารางที่ 3 สรุปปฏิกิริยา Fenton's Oxidation

No.	การเกิดปฏิกิริยา	อัตราการเกิดปฏิกิริยา (โมล ⁻¹ วินาที ⁻¹) หรือ Equilibrium constant at 20-25 °C และ 1 atm
1	$\text{Fe(II)} + \text{H}_2\text{O}_2 \longrightarrow \text{Fe(III)} + {}^\circ\text{OH}$	$\text{Fe}^{2+} : 76$
2	$\text{Fe(III)} + \text{H}_2\text{O}_2 \longrightarrow \text{Fe-OOH(II)} + \text{H}^+$	$\text{Fe}^{3+} : \text{Ka} = 10^{-2.44}$
3	$\text{Fe-OOH(II)} \longrightarrow \text{Fe(II)} + \text{HO}_2^\circ$	$\text{Fe}^{3+} : 0.002\text{-}0.011 \text{ s}^{-1} \text{ (pH 3)}$
4	${}^\circ\text{OH} + \text{H}_2\text{O}_2 \longrightarrow \text{O}_2^\circ + \text{H}_2\text{O}$	$2.7 \times 10^7 \text{ (pH 7)}$
5	${}^\circ\text{OH} + \text{Fe(II)} \longrightarrow \text{Fe(III)} + \text{OH}^-$	$\text{Fe}^{2+} : 3.2\text{-}3.5 \times 10^8 \text{ (pH 4.5 - 7)}$
6	$2 {}^\circ\text{OH} \longrightarrow \text{H}_2\text{O}_2$	$5.2\text{-}6.2 \times 10^9 \text{ (pH 3, 7)}$
7	$\text{HO}_2^\circ \rightleftharpoons \text{O}_2^\circ + \text{H}^+$	$\text{Ka} = 10^{-4.8}$
8	$\text{HO}_2^\circ + \text{Fe(II)} \longrightarrow \text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe(III)}$	$\text{Fe}^{2+} : 1.2 \times 10^6 \text{ (pH 1 - 7)}$
9	$\text{O}_2^\circ + \text{Fe(II)} \longrightarrow \text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe(III)}$	$\text{Fe}^{2+} : 1 \times 10^7 \text{ (pH 1 - 7)}$
10	$\text{O}_2^\circ + \text{Fe(III)} \longrightarrow \text{Fe(II)} + \text{O}_2$	$\text{FeOH}^{2+} : 1.5 \times 10^8 \text{ (pH 7)}$
11	$\text{HO}_2^\circ + \text{O}_2^\circ \longrightarrow \text{H}_2\text{O}_2 + \text{O}_2 + \text{OH}^-$	9.7×10^7
12	${}^\circ\text{OH} + \text{HO}_2 \longrightarrow \text{H}_2\text{O}_2 + \text{O}_2$	$6.6 \times 10^9 \text{ (pH 0.5 - 6.75)}$
13	${}^\circ\text{OH} + \text{O}_2^\circ \longrightarrow \text{OH}^- + \text{O}_2$	$0.7 - 1 \times 10^{10} \text{ (pH 2.7 - 8.5)}$
14	$\text{Fe(II)} + \text{O}_2 + \text{OH}^- \longrightarrow \text{Fe(III)}$	$-\text{d}[\text{Fe(II)}]/\text{dt} = [\text{Fe(II)}][\text{O}_{2(\text{aq})}]/[\text{H}^+]^2; k=5 \times 10^{14} \text{ M s}^{-1}$

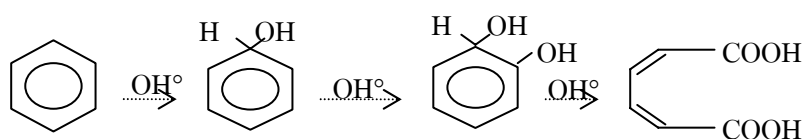
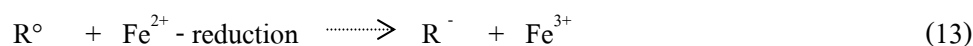
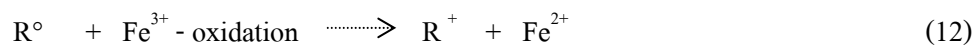
ที่มา: Kang *et al.* (2005)

5. ปฏิกิริยาของสารละลายเฟนตันกับสารอินทรีย์

อนุมูลอิสระของไฮดรอกซิล สามารถทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ได้โดย การทำปฏิกิริยาที่ตำแหน่งพันธะคู่ หรือ C=C (Unsaturated bonds) หรือการแตกพันธะคาร์บอนและอะตอมของออกซิเจน สำหรับโมเลกุลที่มีอะตอมแตกต่างกัน เช่น N หรือ S ก็สามารถเกิดปฏิกิริยาได้เช่นกัน (สงกรานต์, 2546; Neyens and Baeyens, 2003)



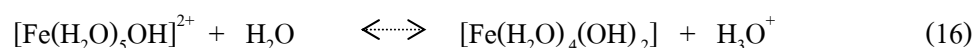
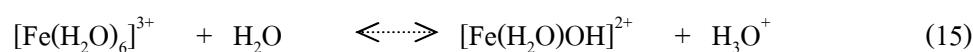
Organic free radical ที่เป็นผลิตภัณฑ์ที่ได้จากปฏิกิริยาที่(9) จะถูกออกซิไดซ์โดย Fe^{3+} (R° เป็นตัวให้อิเล็กตรอนแก่ Fe^{3+}) ได้เป็น ferrous ion (Fe^{2+})



ภาพที่ 3 แสดงการเกิดปฏิกิริยาระหว่าง Hydroxylradical กับ aromatic ring

ที่มา: Neyens and Baeyens (2003)

จากปฏิกิริยา redox ข้างต้น (8) และ (9) นั้นเป็นปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจาก hydroxide ion ที่เกิดมาจาก ferric hydroxo complexes

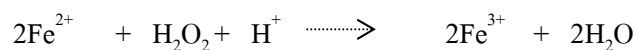


ซึ่งปฏิกิริยาข้างต้น (15) และ(16) นั้นจะเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ที่ pH 3 และ pH 7 ตามลำดับ

จากปฏิกิริยาข้างต้นนั้นจะเห็นได้ว่าอนุมูลสารอินทรีย์ (R°) ที่เกิดขึ้นจะสามารถเกิดปฏิกิริยา ออกซิเดชันได้ Fe^{2+} เป็นผลิตภัณฑ์ได้อีก

6. ชนิดและการเกิดปฏิกิริยาของไฮดรอกซิลเรดิคัล ($^{\circ}\text{OH}$)

จากปฏิกิริยารวมของ Fenton 's Oxidation สมการที่ (8)



จากปฏิกิริยาที่ (8) จะเห็นได้ว่า H^+ นั้นมีความจำเป็นต่อการสลายตัวของ H_2O_2 ดังนั้นก็คือในการศึกษาปฏิกิริยาของ Fenton นั้นสภาวะที่เหมาะสมที่สุดในการเกิดปฏิกิริยาก็คือ สภาวะเป็นกรด โดยมีนักวิจัยหลายท่านได้ศึกษาไว้ว่า ที่ระดับ pH ใกล้ๆกับ 3 เป็นสภาวะที่เกิดปฏิกิริยาได้ดีที่สุด (ตาราง 3)

Schrank *et al.* (2005) ได้กล่าวไว้ว่าที่ค่า pH มากกว่า 5 นั้นประสิทธิภาพของปฏิกิริยาออกซิไดซ์ของสารอินทรีย์ลดลง ผลมาจากความสามารถในการแตกตัวของสารไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ลดลง ไม่เพียงเท่านี้แต่ยังเป็นการลดความสามารถของ เฟอรัสแคตาไลติก ที่เกิดจาก Ferric hydroxo complexes เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาที่ลดลงเมื่อค่า pH สูงขึ้น ซึ่งสามารถอธิบายได้ด้วยการสร้างหรือตกตะกอนของ $\text{Fe}(\text{OH})_3$

การใช้สารละลายเฟนตันในงานวิจัยที่ผ่านมา

จากที่กล่าวมานั้นจะเห็นได้ว่าสารละลายเฟนตันในสถานะที่เป็นกรด จะสามารถทำปฏิกิริยาก่อให้เกิดอนุมูลไฮดรอกซิล ซึ่งเป็นออกซิแดนท์ ที่มีความสามารถในการออกซิไดซ์สูง สามารถใช้กับสารอินทรีย์ได้อย่างกว้างขวาง ดังนั้น จึงถูกนำไปใช้ในหลายรูปแบบ เช่น สำหรับสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างที่ซับซ้อน น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ดินที่มีการปนเปื้อน น้ำเสียจาก Landfill ที่มีสารพิษ โดยสิ่งที่จะได้รับการบำบัดตามที่กล่าวมานั้นมักจะมีสารเหล่านี้ปนอยู่ เช่น Aromatic Compounds, Phenolic Compound, Perchloroethylene(PCE), Organic Dye เป็นต้น โดยในการศึกษาที่ผ่านมาได้มีการนำเอาสารละลายเฟนตันไปใช้ในการทดลองบำบัดน้ำเสียต่างๆ แต่ในที่นี้จะแสดงเฉพาะการทดลองที่ใช้สารละลายเฟนตันในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยได้ดังแสดงในตารางที่ 4

ตารางที่ 4 แสดงชนิดของน้ำเสียที่กำจัดได้โดยใช้เฟนตันออกซิเดชัน

ประเภทของน้ำเสีย (Wastewater Original)	pH	T (°C)	Time (min)	Fe ²⁺ /H ₂ O ₂ ratio	COD Removal (%)	Reference
Leachate	2.5	-	120	0.083	60	Lopez <i>et al.</i> (2004)
Combined industrial ww	3	-	-	0.7	80	Badawy and Ali (2006)
Pharmaceutical ww	3	-	-	0.0067	45-60	Tekin <i>et al.</i> (2006)
Baker's yeast industry	4	-	20	1.5	88	Pala and Erden (2005)
Chemical manufacturing	3	-	10	0.1	90	Martinez <i>et al.</i> (2003)

ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาของสารละลายเฟนตัน

1. พีเอช

นักวิจัยหลายท่านได้ทำการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อการทำปฏิกิริยาเฟนตัน พบว่าค่า pH ที่มีความเหมาะสมอยู่ในช่วงระหว่าง 3-5 ดังที่ได้แสดงไว้ใน ตารางที่ 4 Meric et al. (2004) ได้กล่าวไว้ว่า H_2O_2 นั้นไม่คงสภาพ (unstable) จะเกิดแตกตัวได้ง่าย ที่ค่า pH มากกว่า 10 ขึ้นไป

2. อุณหภูมิ

ที่อุณหภูมิสูงอัตราการเกิดปฏิกิริยาของสารละลายเฟนตันนั้นจะเพิ่มมากขึ้น แต่อย่างไรก็ตามถ้าเพิ่มอุณหภูมิสูงขึ้นมากถึง 40-50 องศาเซลเซียสแล้ว กลับทำให้ประสิทธิภาพของการใช้ประโยชน์จากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ลดลง ผลที่เกิดขึ้นจากการเพิ่มอุณหภูมิ (40-50 °C) คือ H_2O_2 จะแตกตัวเป็น น้ำ และออกซิเจน (US Peroxide's Reference Library)

นักวิจัยหลายท่านได้ทำการศึกษาแล้วว่า อุณหภูมิที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยา คือ 20-40 องศาเซลเซียส ดังที่แสดงในตารางที่ 4 นอกจากนี้แล้ว ถ้าในการเกิดปฏิกิริยาของสารละลายเฟนตัน ได้เติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในปริมาณที่มาก (10-20 กรัมต่อลิตร) ยังส่งผลทำให้อุณหภูมิเพิ่มสูงขึ้นอีกด้วย ดังนั้นการเกิดปฏิกิริยาในสภาวะที่อุณหภูมิเหมาะสมนั้นจึงมีความสำคัญ ดังนั้นการใช้ปริมาณของ H_2O_2 ที่เหมาะสมไม่ใช่เพียงแต่ทางด้านความคุ้มค่า แต่ยังรวมถึงทางด้านความปลอดภัยอีกด้วย (US Peroxide's Reference Library)

3. สัดส่วนของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเหล็ก

Neyens and Baeyens (2003) ได้ทำการศึกษาการเกิดปฏิกิริยาที่สัดส่วนของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเหล็กที่แตกต่างกัน (โดยพิจารณาสภาวะที่ไม่มีสารอินทรีย์)

เมื่อสัดส่วนของ $[Fe^{2+}]_0 / [H_2O_2]_0$ เริ่มต้นสูง (≥ 2) การเกิดปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นเฉพาะปฏิกิริยาที่ (1) และ (2) โดยเริ่มจาก (1) ให้อนุมูลอิสระของไฮดรอกซิล และต่อด้วยปฏิกิริยาที่ (2) คือ

ทำปฏิกิริยากับ Fe^{2+} แต่จะไม่เกิดปฏิกิริยาที่ (7) เนื่องจากว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่(2)เกิดขึ้นเร็วกว่าปฏิกิริยาที่ (7) ถึง 10 เท่า

สัดส่วนของ $[\text{Fe}^{2+}]_0 / [\text{H}_2\text{O}_2]_0$ เริ่มต้นปานกลาง ($=1$) การเกิดปฏิกิริยาจะเกิดปฏิกิริยาที่ (1) และ (3) กล่าวคือ ปฏิกิริยาที่(1) จะได้ผลิตภัณฑ์เป็น Fe^{3+} หลังจากนั้นจะเกิดปฏิกิริยาที่ (3) และ (4) ต่อทันที (H_2O_2 จะทำปฏิกิริยากับ Fe^{3+}) แต่เกิดขึ้นอย่างช้าๆ ในกรณีนี้จะเกิดปฏิกิริยาที่(1)ได้ก็ต่อเมื่อ $[\text{H}_2\text{O}_2]$ มีความเข้มข้นลดลงอย่างต่อเนื่อง ดังนั้นจึงจะเกิดปฏิกิริยา Reduction ของ Fe^{3+} ได้ Fe^{2+} เป็นผลิตภัณฑ์ออกมา

สัดส่วนของ $[\text{Fe}^{2+}]_0 / [\text{H}_2\text{O}_2]_0$ เริ่มต้นต่ำ (≤ 1) หลังเกิดปฏิกิริยา(1) อย่างรวดเร็ว H_2O_2 แยกตัวได้โดย Fe^{3+} จะเกิดขึ้นอย่างช้าๆ (Ferric System) ที่สัดส่วนที่ต่ำมากนั้น ไฮดรอกซิลเรดิคัลที่เกิดขึ้นนั้นจะมีจำนวนมาก ซึ่งเป็นผลจากการแตกตัวของ H_2O_2 ไฮดรอกซิลเรดิคัลจะทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ได้ ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 7

4. ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของ Pollutant

ค่าความความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร Pollutant นั้นส่งผลต่อการเกิดปฏิกิริยาเฟนตัน โดยเฉพาะอย่างยิ่งถ้าปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นนั้นอยู่ภายใต้สภาวะความเข้มข้นของ reagent ที่แตกต่างกัน การเกิดปฏิกิริยาก็จะแตกต่างกัน

Neyens and Baeyens (2003) ได้ทำการศึกษาสภาวะที่มีสารอินทรีย์เริ่มต้น และมีสัดส่วนของ $[\text{Fe}^{2+}]_0 / [\text{H}_2\text{O}_2]_0$ เริ่มต้นสูง (≥ 2) นั้นพบว่าเกิดปฏิกิริยา(2) และ (9) (มีผลต่อ Fe^{2+} เท่านั้น) ดังนั้นผลจากการที่มีสารอินทรีย์เริ่มต้นนั้น จึงทำให้สัดส่วนของ $\Delta [\text{Fe}^{2+}] / \Delta [\text{H}_2\text{O}_2]$ เปลี่ยนแปลงไปคือ จะน้อยกว่า สัดส่วนของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเหล็กที่เริ่มต้น ($[\text{Fe}^{2+}]_0 / [\text{H}_2\text{O}_2]_0 \geq 2$)

ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์เริ่มต้น และมีสัดส่วนของ $[\text{Fe}^{2+}]_0 / [\text{H}_2\text{O}_2]_0$ เริ่มต้นปานกลาง ($=1$) จะส่งผลต่อพฤติกรรมของการสลายตัวของ H_2O_2 โดยแบ่งออกเป็น 2 แบบคือ เกิดการสลายตัวของ H_2O_2 ในปฏิกิริยาที่ (1) แล้วก็เกิดปฏิกิริยากับสารอินทรีย์(RH) เลย นอกจากนี้ยังครอบคลุมการเกิดปฏิกิริยาที่ (7) ได้อีกด้วย เมื่อมีสารอินทรีย์มากๆ จะเป็นตัวขัดขวางการเกิดปฏิกิริยาระหว่าง $\text{OH}^\bullet$ และ Fe^{2+}

ในสถานะที่มีสารอินทรีย์เริ่มต้น และมีสัดส่วนของ $[Fe^{2+}]_0 / [H_2O_2]_0$ เริ่มต้นต่ำ (≤ 1) จะเกิดการสลายตัวของ H_2O_2 โดยใช้ Fe^{3+} (Ferric System) นอกจากนี้ถ้าการสลายตัวของ H_2O_2 เกิดขึ้นใน Ferrous System จะส่งผลสัดส่วนของ $[Fe^{2+}]_0 / [H_2O_2]_0$ เริ่มต้นจะต่ำมาก ($\ll 1$) ได้ OH° มีขนาดใหญ่ขึ้น(ปริมาณมากขึ้น) แล้วจึงเกิดปฏิกิริยาที่ (7) ได้ OH_2° เป็นผลิตภัณฑ์จำนวนมาก ซึ่ง OH_2° ที่มากขึ้นนั้นส่งผลให้เกิดการรับอิเล็กตรอนของ Fe^{3+} ไปเป็น Fe^{2+} (เกิด ปฏิกิริยา (6)) ซึ่งผลที่เกิดขึ้น จะทำให้ ปริมาณ หรือขนาดของ H_2O_2 ที่เกิดขึ้นในสถานะที่มีสาร อินทรีย์นั้นมีขนาดใหญ่ มากกว่าในสถานะที่ไม่มีสารอินทรีย์

5. ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเหล็ก

ความหลากหลายทางธรรมชาติ ส่งผลต่ออนุโมลอิสระของไฮดรอกซิลที่อยู่ในสารอินทรีย์ ด้วย จากความแตกต่างที่ปรากฏขึ้น จึงเป็นสิ่งสำคัญต่อการเกิดปฏิกิริยาต่างๆ ในห้องปฏิบัติการ โดยในแต่ละขั้นของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นนั้นก็จะม้อัตรการเกิดปฏิกิริยาเฉพาะของแต่ละขั้น (reaction rate)

US Peroxide's Reference Library ได้กล่าวไว้ว่า จำเป็นที่จะต้องมีการเพิ่ม H_2O_2 ลงไปในแต่ละขั้นตอนหรือแต่ละจุดของการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งการเติม H_2O_2 ที่เพิ่มมากขึ้นนั้น มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของ Chemical Oxygen Demand (COD) เพียงเล็กน้อย และไม่มีการเปลี่ยนแปลงเลขสำหรับค่าความเป็นพิษ (กรณีที่มีการเพิ่ม H_2O_2 เพียงอย่างเดียว) แต่การเพิ่มของ H_2O_2 นั้นเป็นการเพิ่มความเร็วของการเกิดปฏิกิริยาลดค่าความเป็นพิษในน้ำเสีย

ตารางที่ 5 สรุปกระบวนการของเฟนตัน และเฟนตันที่มีการปรับปรุง

กระบวนการ	พารามิเตอร์หลักที่มีผลต่อปฏิกิริยาออกซิเดชัน	Reference
Fenton Oxidation ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$)	- pH - อุณหภูมิ - ชนิดของ Pollutant - Ratio of reagent - Dosage of reagent - ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Pollutant - ความเข้มข้น Dissolved Oxygen - ความเข้มข้นของ OH radical ที่อยู่ในน้ำเสีย (metal ions, anions, natural organic matter etc.)	ดุลวิทช์ และคณะ (2548), Gernjak <i>et al.</i> (2003), Kuo and Ho (2001), Liao <i>et al.</i> (2001),
Electro-Fenton Oxidation (Fe^{2+} / electro-generated H_2O_2)	- Fe^{2+} dosage - ประสิทธิภาพของ H_2O_2 (Current efficiency) - O_2 Supply - ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำเสีย	Sires <i>et al.</i> (2004)
Photo-Fenton Oxidation ($\text{UV}/\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ or $\text{UV}/\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$)	- Dosage of Reagent - ความเข้มของแสง และ ความยาวคลื่น - ความสามารถในการดูดซับแสงของน้ำเสีย	Kang <i>et al.</i> (2000), Arslan <i>et al.</i> (2000)

อัตราการเกิดปฏิกิริยาของเฟนตันรีเอเจนต์

จักรกฤษ และคณะ (2548) ได้กล่าวว่า อัตราการเกิดการออกซิไดซ์สี โดยอนุมูลอิสระของไฮดรอกซิล ซึ่งเป็นการเกิดปฏิกิริยาในอันดับที่สอง

$$\frac{d[C]}{dt} = k_{OH^\bullet} [C] [OH^\bullet]$$

โดย $[C]$ = ความเข้มข้นของสี

$[OH^\bullet]$ = ความเข้มข้นของ $OH^\bullet$

$k_{OH^\bullet}$ = ค่าคงที่ของการเกิดปฏิกิริยา (second order rate constant)

ทำให้ทราบว่า การกำจัดสีนั้นขึ้นกับอัตราการสลายตัวของอนุมูลอิสระของไฮดรอกซิล

อัตราการเกิดปฏิกิริยาของเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) โดยไฮโดเจนเปอร์ออกไซด์ สามารถเขียนได้ดังนี้ (Lipczynska-Kochany *et al.*, 1994)

$$\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = -k [Fe^{2+}] [H_2O_2]$$

โดย $[Fe^{2+}]$ = ความเข้มข้นของเฟอร์รัสไอออน

$[H_2O_2]$ = ความเข้มข้นของไฮโดเจนเปอร์ออกไซด์

k = ค่าคงที่ของการเกิดปฏิกิริยา (second order rate constant)

อุปกรณ์และวิธีการ

อุปกรณ์

1. อุปกรณ์สำหรับใช้ทดลองในห้องปฏิบัติการ

1. เครื่องจาร์เทสต์
2. ปีกเกอร์ขนาด 500 มิลลิลิตร จำนวน 6 ใบ
3. ชุดเครื่องแก้ว
4. น้ำปราศจากอ็อกซิเจน
5. กรวยบุคเนอร์
6. อุปกรณ์การกรองด้วยสุญญากาศ
7. กระดาษกรอง Whatman GF/C ขนาด 4.7 เซนติเมตร
8. เครื่องกวนและแท่งแม่เหล็ก
9. ตู้อบแห้ง
10. เครื่องวัดพีเอช
11. เครื่องชั่งไฟฟ้าแบบละเอียด (Digital Balance) ทศนิยม 4 ตำแหน่ง
12. Spectrophotometer รุ่น DR /4000V ของ HACH

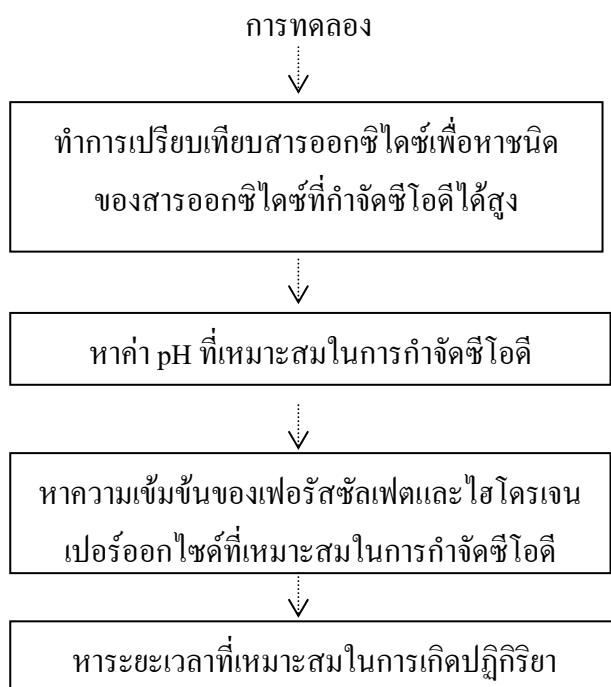
2. สารเคมีที่ใช้ทดลองในห้องปฏิบัติการ

1. ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 30% ชนิด AR Grade
2. เพอร์รัสซัลเฟต ชนิด AR Grade
3. กรดซัลฟูริก
4. โซเดียมไฮดรอกไซด์
5. โพตัสเซียมไดโครเมต ชนิด AR Grade
6. ซิลเวอร์ซัลเฟต

วิธีการ

การวิจัยครั้งนี้เป็นการวิจัยเชิงทดลอง (Experimental Research) โดยศึกษาการนำสารละลายเฟนตัน มาใช้ในการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วยวิธีโคแอกกูเลชัน ด้วยสารส้มมาแล้วขั้นหนึ่ง จากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์

ขั้นตอนการทดลอง



ภาพที่ 5 ภาพรวมของวิธีการทดลอง

การเก็บตัวอย่างน้ำเสีย

- แหล่งเก็บตัวอย่างน้ำเสีย คือ ถังตกตะกอนที่ 1
- วิธีการเก็บตัวอย่างน้ำเสีย
ใช้การเก็บแบบจ้วง (Grab Sampling)

การทดลองครั้งนี้ได้ใช้อุปกรณ์ jar test ในการกวนเพื่อผสมสารละลายเฟนตันและน้ำเสียให้เข้ากัน ในการทดลองได้เลือกใช้ความเร็วรอบในการกวนที่ 100 รอบต่อนาที

1. เปรียบเทียบประสิทธิภาพสารออกซิไดซ์ในการกำจัดซีโอดี

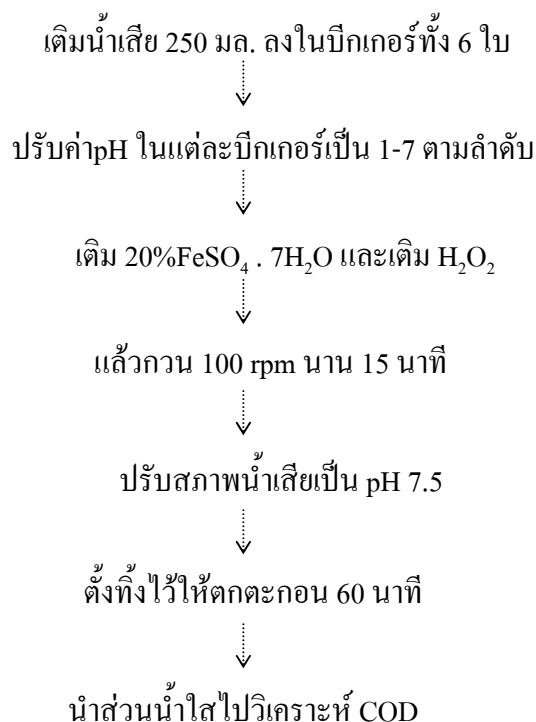
การทดลองนี้ได้ศึกษาเปรียบเทียบสารออกซิไดซ์ 2 ชนิด คือ สารเฟนตันรีเอเจนต์ และ โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต โดยกำหนดให้สภาวะเริ่มต้นของการทดลองคือ $\text{pH} = 3$, $\text{H}_2\text{O}_2 = 6.6 \text{ g/l}$, $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$, $\text{KMnO}_4 = 1.2 \text{ g/l}$ และระยะเวลาในการทำการทดลองคือ 15 นาที

2. การหาค่า pH ที่เหมาะสมในการกำจัดซีโอดีของเฟนตันออกซิเดชั่น

การทดลองนี้ได้ศึกษาถึงผลของค่า pH ว่าที่ pH ใดมีความเหมาะสมที่สุดในการกำจัดซีโอดี โดยทำการเปลี่ยนแปลงค่า pH ดังนี้ 1, 2, 3, 4, 5, 6 และ 7 ตามลำดับ

วิธีการ (แสดงดังภาพที่ 6)

- 1) เตรียมบีกเกอร์ ขนาด 500 มล. จำนวน 6 ใบ เติมน้ำเสียให้ได้ปริมาตร 250 มล.
- 2) ปรับพีเอชของน้ำเสียในแต่ละบีกเกอร์ดังนี้ 1, 2, 3, 4, 5, 6 และ 7 กวน
- 3) เติม 20% $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ปริมาณ 8.24 มล. (6.6 g/l) และเติม H_2O_2 ที่มีความเข้มข้น 30% ปริมาตร 5 มล. (6.64 g/l) ปรับความเร็วการกวนเป็น 100 รอบต่อนาที กวนเป็นเวลา 15 นาที
- 4) ปรับสภาพน้ำเสียเป็น pH ประมาณ 7.5
- 5) ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน (Setting) ประมาณ 60 นาที
- 6) นำส่วนน้ำใสไปวัดซีโอดี



ภาพที่ 6 แสดงขั้นตอนการหาค่า pH ที่เหมาะสม

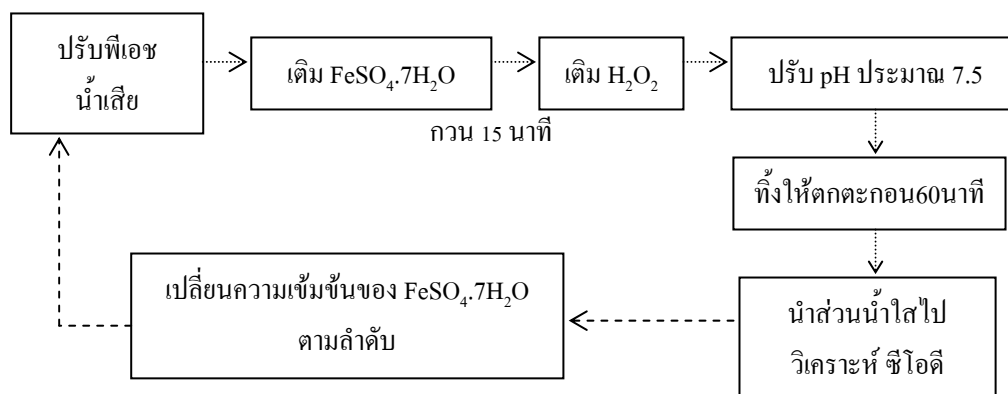
3. การหาปริมาณเฟอร์รัสซัลเฟตที่เหมาะสม

วิธีการ (แสดงดังภาพที่ 7)

- 1) เตรียมบีกเกอร์ ขนาด 250 มล. จำนวน 6 ใบ เติมน้ำเสียให้ได้ปริมาตร 250 มล.
- 2) ปรับค่าพีเอชในแต่ละบีกเกอร์ให้ได้ค่าเหมาะสมตามที่ได้จากการทดลองในข้อ 1
- 3) เติม 20%FeSO₄ . 7H₂O ให้มีความเข้มข้นต่างๆ และเติม 30% H₂O₂ ที่มีความเข้มข้น 6.64 g/l กวนโดยใช้เครื่องจาร์เทสต์ ด้วยความเร็ว 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา 15 นาที
- 4) ปรับสภาพน้ำเสียเป็น pH ประมาณ 7.5
- 5) ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน (Setting) ประมาณ 60 นาที
- 6) นำส่วนน้ำใสไปวัด ซีโอดี

ตารางที่ 6 แสดงปริมาณสารเคมีที่ใช้ที่อัตราส่วนต่างๆกัน (ปริมาตรน้ำเสีย 250 มล.)

ความเข้มข้นไฮโดรเจน เปอร์ออกไซด์ (g/l)	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (มิลลิลิตร)	ความเข้มข้นของ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (g/l)	ความเข้มข้นของ Fe^{2+} (g/l)
6.64	82.39	65.961	13.29
6.64	41.19	32.981	6.64
6.64	20.60	16.490	3.32
6.64	13.73	10.994	2.21
6.64	10.30	8.245	1.66
6.64	8.24	6.596	1.33
6.64	4.12	3.298	0.66
6.64	2.75	2.199	0.44
6.64	2.06	1.649	0.33



ภาพที่ 7 แสดงขั้นตอนการหาความเข้มข้นเฟอร์รัสซัลเฟตที่เหมาะสม

4. การหาความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสม

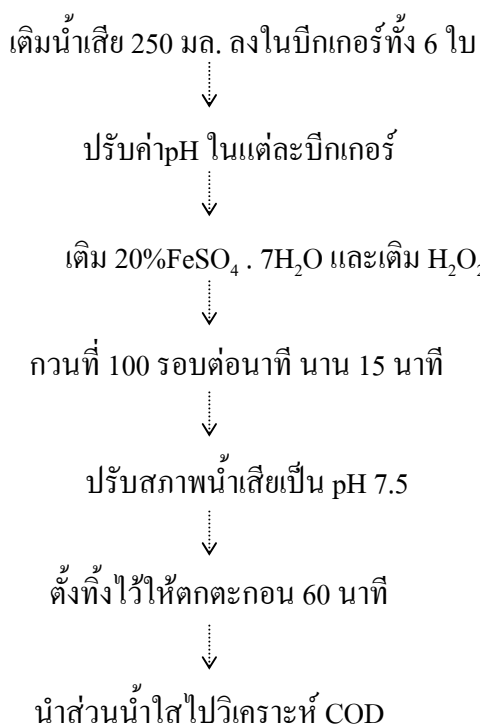
ในขั้นตอนนี้เป็นการทดลองเพื่อหาปริมาณสารเคมีเฟ้นต้นที่เหมาะสม โดยปริมาณและความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์แสดงดังตารางที่ 7

ตารางที่ 7 แสดงปริมาณและความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ใช้

H ₂ O ₂ (มิลลิลิตร)	ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (g/l)
0.5	0.66
1	1.36
2	2.72
3	3.99
4	5.31
5	6.64

วิธีการ (แสดงดังภาพที่ 8)

- 1) เตรียมบีกเกอร์ ขนาด 500 มล. จำนวน 6 ใบ เติมน้ำเสียให้ได้ปริมาตร 250 มล.
- 2) ปรับค่าพีเอชในแต่ละบีกเกอร์ให้ได้ค่าเหมาะสมตามที่ได้จากการทดลองในข้อ 1
- 3) เติม 20% FeSO₄ .7H₂O ในปริมาณที่หาได้จากการทดลองที่ 2 และเติม 30% H₂O₂ ที่มี
ความเข้มข้นที่ความเข้มข้นต่างๆ กัน โดยใช้เครื่องจาร์เทสต์ ด้วยความเร็ว 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา
15 นาที
- 4) ปรับค่า pH ประมาณ 7.5
- 5) ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน (Setting) ประมาณ 60 นาที
- 6) นำส่วนน้ำใสไปวัดค่าซีโอดี



ภาพที่ 8 ขั้นตอนการหาความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสม

5. การหาเวลาที่ใช้กวนที่เหมาะสม

การหาเวลาที่เหมาะสม ซึ่งเราทราบค่า pH ความเข้มข้นของเฟอร์รัสซัลเฟต และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสม ในการเกิดปฏิกิริยา จากนั้นจึงหาความสัมพันธ์ของการกำจัดซีโอดีโดยที่เวลาในการทำปฏิกิริยาต่างๆกัน โดยให้ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาดังนี้ 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 และ 60 นาที ตามลำดับ

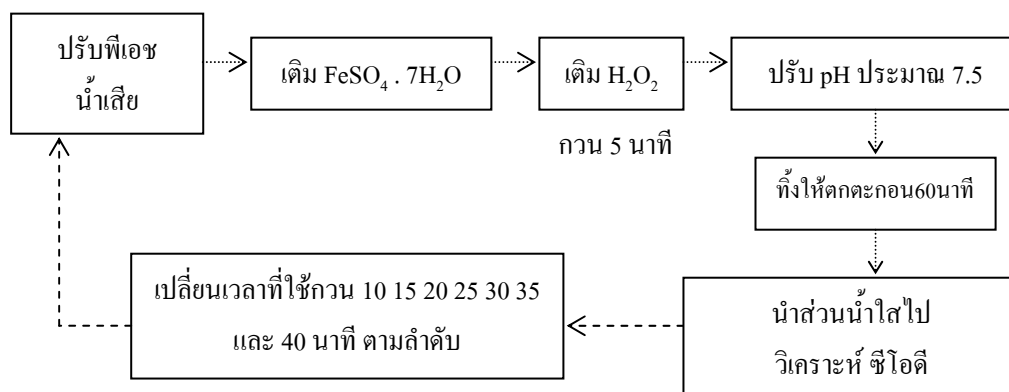
วิธีการ (แสดงดังภาพที่ 9)

- 1) เตรียมบีกเกอร์ ขนาด 500 มล. จำนวน 6 ใบ เติมน้ำเสียให้ได้ปริมาตร 250 มล.
- 2) ปรับค่าพีเอชในแต่ละบีกเกอร์ให้ได้ค่าเหมาะสมตามที่ได้จากการทดลองในข้อ 1
- 3) เติม 20% $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ในปริมาณที่หาได้จากการทดลองที่ 2 และเติม 30% H_2O_2 ในปริมาณที่หาได้จากการทดลองที่ 3 กวนโดยใช้เครื่องจาร์เทสต์ ด้วยความเร็ว 100 รอบต่อนาที ด้วยระยะเวลา 5 นาที
- 4) ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน (Setting) ประมาณ 60 นาที

5) นำส่วนน้ำใส่ไปวัด ซีไอดี

6) ทำซ้ำข้อ 1) ถึง 5) โดยเปลี่ยนระยะเวลาการกวนเป็น 10 15 20 25 30 และ 40 นาที

ตามลำดับ



ภาพที่ 9 แสดงวิธีการทดลองเพื่อหาเวลากวนที่เหมาะสม

ผลและวิจารณ์

การบำบัดซีโอटीในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยวิธีเฟ้นตันออกซิเดชัน

จากการศึกษาข้อมูลเกี่ยวกับการผลิตเคมีภัณฑ์ และแหล่งกำเนิดของน้ำเสียในโรงงานที่ใช้เป็นกรณีศึกษา พบว่าลักษณะเบื้องต้นของน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ที่ใช้ในการบำบัดโดยวิธีเฟ้นตันออกซิเดชันมีปริมาณของน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิตส่วนใหญ่เกิดขึ้นในขั้นตอนของการล้างถังผสม (Mixer Tanks) ถังผสมที่ใช้ในกระบวนการผลิตมีด้วยกันทั้งหมด 7 ถัง ซึ่งมีขนาดต่างๆกัน ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นประมาณ 15 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน น้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์มีสัดส่วนระหว่าง BOD/COD มีค่าน้อยกว่า 0.3

ตารางที่ 8 แสดงผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียก่อนเข้าระบบ และหลังผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีมาแล้ว

Parameter	Influence			Chemical Coagulation		
	Range	Peak	Mean	Range	Peak	Mean
pH	3-10	12	5	5.8-7.3	8.0	6.3
COD (mg/l)	1490-3800	8400	2478	3200-667	4400	1912
Grease and oil (mg/l)	5-30	200	25	2-24	180	18
SS (mg/l)	62-500	1600	330	42-89	900	62.25
TDS (mg/l)	5300-10674	11872	7900	8866-12234	17500	11232
Total Iron (mg/l)	0.1-0.95	4.3	0.76	0.1-0.85	0.95	0.43
Cr ⁶⁺ (mg/l)	0.1-1.05	1.05	0.35	0.1-0.75	2.8	0.16
Cr ³⁺ (mg/l)	3.3-39.5	39.7	23.09	0.1-13	21.15	2.7
F (mg/l)	2.6-4.5	9.6	3.7	0.2-2.4	2.6	1.25
Cl (mg/l)	10.5-194.2	523.7	54.1	0.1-10	96.65	26.4
PO ₄ ⁻ (mg/l)	28-582	811	324	0.1-31	247	59

การกำจัดซีโอดีของน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของทางโรงงานฯโดยใช้สารออกซิไดซ์

การทดลองครั้งนี้ได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของสารออกซิไดซ์ โดยใช้สารออกซิไดซ์ 2 ชนิดคือ เฟนตันรีเอเจนต์ ($\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+}$) และ โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต เพื่อหาสารออกซิไดซ์ที่เหมาะสม หลังจากนั้นจะทำการทดลองหาสภาวะที่เหมาะสมของสารออกซิไดซ์ในลำดับต่อไป

ผลการทดลองการเปรียบเทียบประสิทธิภาพของสารออกซิไดซ์โดย ค่าพีเอชเริ่มต้นของการทดลองคือ 3 ± 0.2 , ความเข้มข้นเริ่มต้นของโพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนตคือ 1.2 g/l และความเข้มข้นของสารเฟนตันรีเอเจนต์ H_2O_2 และ Fe^{2+} คือ 6.6 g/l และ 1.33g/l

ตารางที่ 9 แสดงการเปรียบเทียบประสิทธิภาพสารออกซิไดซ์ในการกำจัดซีโอดี

พารามิเตอร์	น้ำเสียก่อนการบำบัด	น้ำเสียหลังการบำบัดโดย	
		เฟนตันรีเอเจนต์	โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต
COD (mg/l)	1,411	549	1,000
SS (mg/l)	237	34	12
TDS (mg/l)	6,500	7,200	8,400

จากตารางที่ 9 แสดงให้เห็นว่าสารออกซิไดซ์ทั้งสองชนิดสามารถกำจัดซีโอดีได้ โดยเฟนตันรีเอเจนต์ให้ประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีได้สูงกว่าโพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต ดังนั้นจึงทำการศึกษาหาสภาวะที่เหมาะสมของสารเฟนตันรีเอเจนต์ในการทำปฏิกิริยาลดค่าซีโอดีในลำดับต่อไป

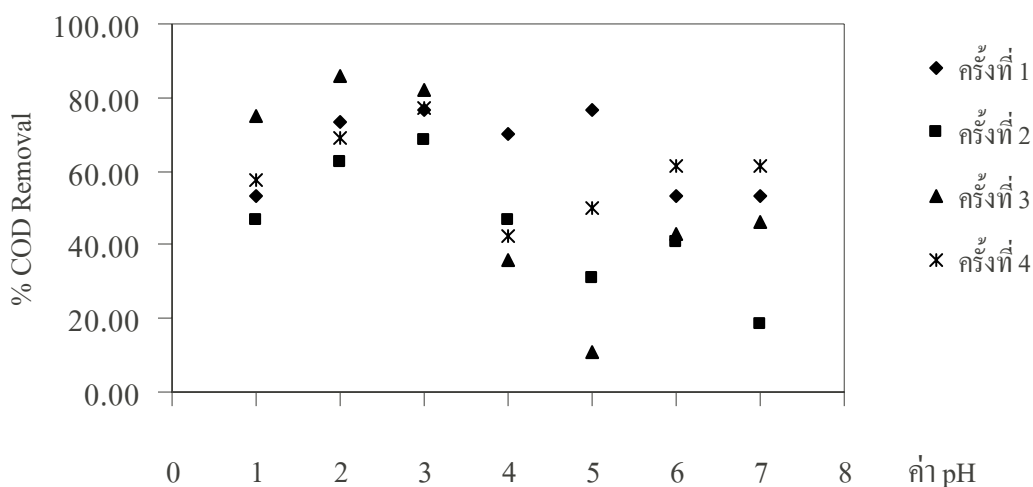
ผลของค่าพีเอชต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

ผลของค่าพีเอช ต่อการบำบัดซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยเฟนตันออกซิเดชันที่ค่าพีเอชตั้งแต่ 1 ± 0.2 ถึง 7 ± 0.2 เมื่อใช้ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงที่ ที่ 6.64 g/l และความเข้มข้นของเฟอร์รัส (Fe^{2+}) 1.33 g/l ทำการทดลอง ณ ที่อุณหภูมิห้อง 25°C ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาที่ 15 นาที ที่ค่าต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 10

ตารางที่ 10 แสดงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในช่วงพีเอชต่างๆ

ครั้งที่	1	2	3	4
$[\text{COD}]_0$	1200	1280	1008	4267
pH	เปอร์เซ็นต์การกำจัดค่าซีโอดี			
1	53.33	46.88	75	57.7
2	73.33	62.5	85.7	69.2
3	76.67	68.75	82.14	76.9
4	70	46.88	35.7	42.3
5	76.67	31.25	10.7	50
6	53.33	40.63	42.86	61.54
7	53.33	18.75	46.43	61.54

ในขณะที่ pH สูงนั้นความสามารถในการเกิดปฏิกิริยา Oxidation จะลดลง และ Fe^{3+} ยังตกตะกอนลงมาเป็น $\text{Fe}(\text{OH})_3$ เป็นการขัดขวางการเกิดปฏิกิริยาระหว่าง Fe^{3+} กับ H_2O_2 ถึงแม้ว่า Fe^{2+} จะสามารถกลับมาเกิดปฏิกิริยาภาพที่ 10 แสดงถึงแนวโน้มของค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับลดค่าซีโอดี



ภาพที่ 10 กราฟแสดงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่ค่าพีเอชต่างๆ

(ความเข้มข้นเริ่มต้น H_2O_2 คือ 6.64 g/l; ปริมาณ Fe^{2+} คือ 1.33 g/l; 25 °C)

จากผลการทดลองพบว่าที่ค่าพีเอชเริ่มต้น 3.0 ± 0.2 มีแนวโน้มให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้มากที่สุด โดยวิธีเฟ้นต้นออกซิเดชัน ทั้งนี้เพราะไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) และเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) มีเสถียรภาพดีมากขึ้นที่สภาวะเป็นกรด ซึ่งทำให้ปฏิกิริยาของเฟ้นต้นออกซิเดชันเกิดได้ดียิ่งขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ดีขึ้นด้วย แต่ที่ pH ต่ำมากๆ จะถูกรบกวนการนำกลับมาใช้ใหม่ (Regeneration) ของ Fe^{2+} เนื่องจากปฏิกิริยาระหว่าง Fe^{3+} กับ H_2O_2 จะถูกยับยั้ง และ H_2O_2 เปลี่ยนสภาพอยู่ในรูป H_3O_2^+ (Bautista *et al.*, 2006)

ในทางตรงกันข้ามที่พีเอชสูงขึ้นเฟอร์รัสไอออนจะไม่เสถียรและเปลี่ยนรูปไปเป็นเฟอร์ริกไอออนได้ง่าย ซึ่งเป็นการลดปริมาณเฟอร์รัสที่จะเข้าทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ในการกำจัดสารอินทรีย์โดยกลไกออกซิเดชัน นอกจากนี้ที่พีเอชสูงขึ้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ก็ไม่เสถียรและเกิดการสลายตัวให้ออกซิเจน (O_2) และน้ำ (H_2O) ได้ง่าย ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ (1) ทำให้ประสิทธิภาพในการออกซิไดซ์ลดลง (ธีระดา, 2541; Jeong and Yoon, 2005) นอกจากนี้แล้วการเลือกช่วงค่าพีเอชต่างๆมีความสำคัญต่อการเกิดสารประกอบหลักต่างๆ



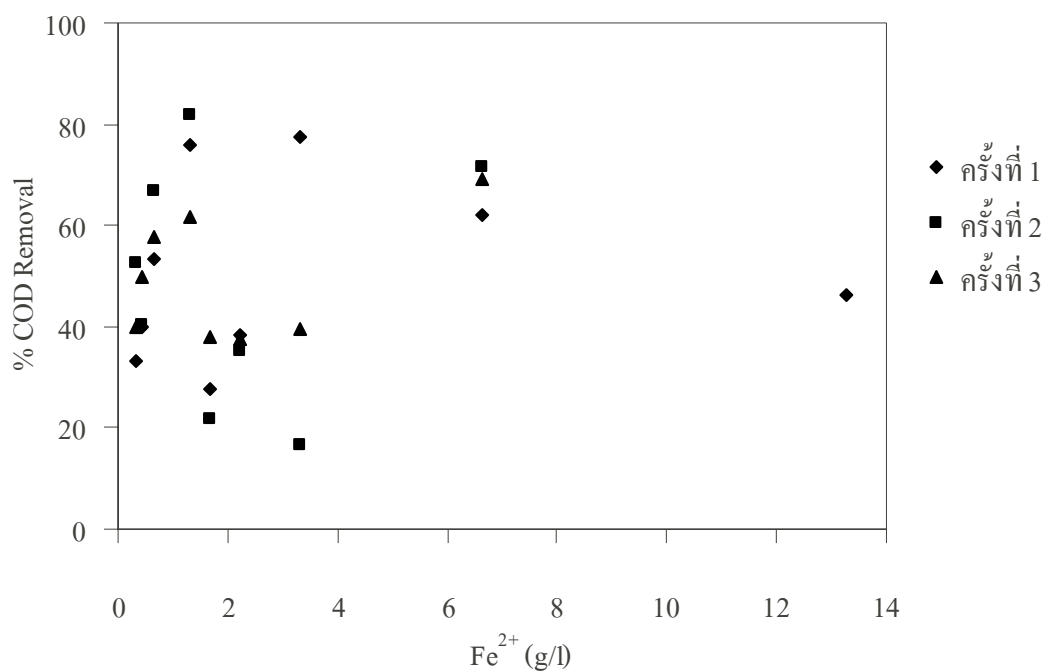
ผลของความเข้มข้นของ Fe^{2+} ต่อการบำบัดชีโอดีในน้ำเสีย

ผลของความเข้มข้นของ Fe^{2+} ต่อการบำบัดชีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยเฟนตันออกซิเดชันที่ค่าพีเอช 3 ± 0.2 เมื่อใช้ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) คงที่ที่ 6.64 g/l ทำการทดลอง ณ ที่อุณหภูมิห้อง 25°C และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาที่ 15 นาที แล้วเปรียบเทียบกับความเข้มข้นของ Fe^{2+} ที่ค่าต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 11

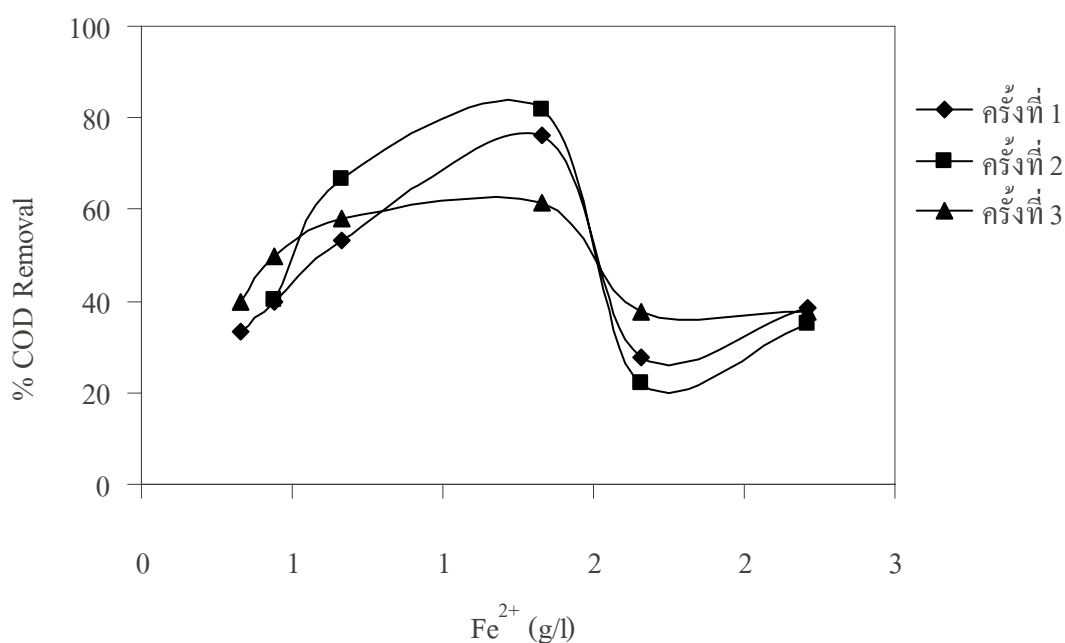
ตารางที่ 11 ผลของความเข้มข้น Fe^{2+} ที่มีต่อการกำจัดชีโอดีในน้ำเสียโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยเฟนตันออกซิเดชัน

ครั้งที่	1	2	3
$[\text{COD}]_0$	1027	1440	1535
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (g/l)	เปอร์เซ็นต์การกำจัดค่าชีโอดี		
13.29	46.50	38	41
6.64	61.87	71.7	69
3.32	77.4	16.5	39.6
2.21	38.4	35.27	37.62
1.66	27.8	21.92	37.75
1.33	76.1	81.8	61.54
0.66	53.33	66.67	57.89
0.44	40	40.48	50
0.33	33.33	52.38	40

จากตารางที่ 11 ซึ่งเป็นผลการทดลองลดค่าชีโอดีในน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วยวิธีโคแอกกูเลชัน (Coagulation) โดยใช้สารส้มมาแล้วขั้นหนึ่ง จากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ โดยให้ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงที่และแปรผันความเข้มข้นของเฟอร์รัสซัลเฟตที่ใช้เพื่อหาปริมาณของ Fe^{2+} ที่เหมาะสมสำหรับน้ำเสียแต่ละชนิด ซึ่งในขั้นตอนนี้จะใช้พีเอชที่เหมาะสม ซึ่งเป็นค่าพีเอชที่ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด (ตามที่ได้หาได้จากข้อ 2)

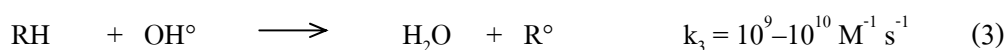
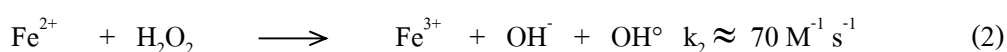


ภาพที่ 11 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ Fe^{2+} กับประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี (ความเข้มข้นเริ่มต้น H_2O_2 คือ 6.64 g/l; 25 °C; pH 3±0.2)



ภาพที่ 12 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น Fe^{2+} ช่วง 0.33-2.21 mg/l กับประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี (ความเข้มข้นเริ่มต้น H_2O_2 คือ 6.64 g/l; 25 °C; pH 3±0.2)

จากภาพที่ 11 พบว่าแนวโน้มของความเข้มข้นเฟอร์รัส (Fe^{2+}) จะมีผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี ภาพที่ 12 แสดงให้เห็นว่าเมื่อใส่ Fe^{2+} ในปริมาณที่น้อยลงเท่าไรหรือความเข้มข้นที่ลดลงประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดียิ่งลดลงเท่านั้น ในทางตรงกันข้ามถ้าเติม Fe^{2+} มากเกินกว่าปริมาณที่เหมาะสมแล้ว จะทำให้ประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีลดลงเช่นกัน ที่เป็นเช่นนี้เนื่องจากในช่วงแรกที่เคยเติม Fe^{2+} ลงไปน้อย Fe^{2+} ที่เข้าทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เกิดเป็นอนุมูลของไฮดรอกซิล ($\text{OH}^\bullet$) มีน้อย ไม่เพียงพอที่จะเข้าทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้อย่างสมบูรณ์ ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ (2) และ (3)



ในทางกลับกันเมื่อเติม Fe^{2+} ที่ปริมาณมากกว่าปริมาณที่เหมาะสมแล้ว เฟอร์รัสไอออนที่มากเกินไป Fe^{2+} จะทำปฏิกิริยากับ $\text{OH}^\bullet$ ดังแสดงในปฏิกิริยา ที่ (4) ซึ่งมีความสำคัญน้อยกว่าปฏิกิริยาที่ (2) และ (3)



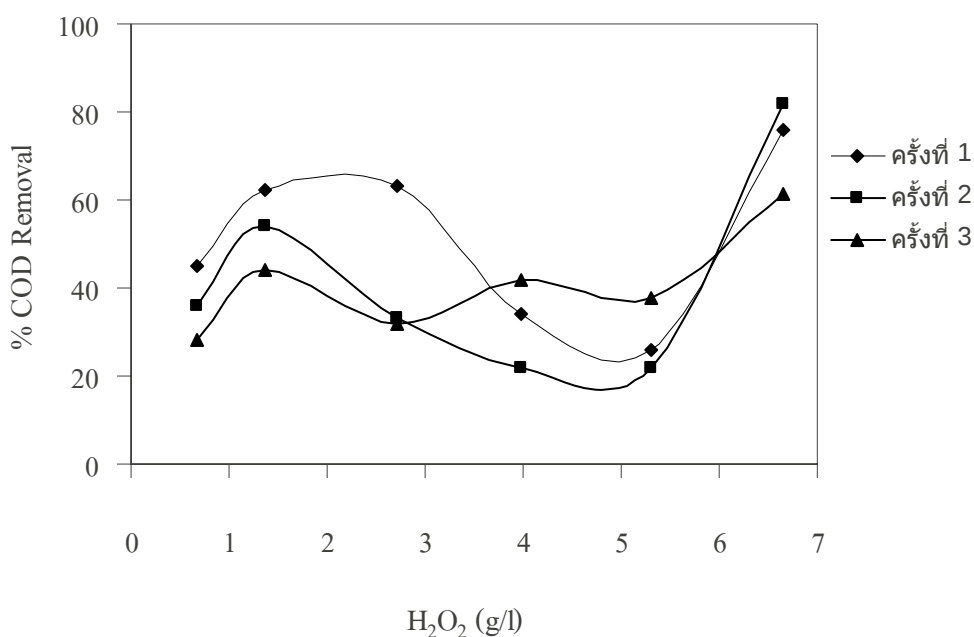
การใช้ Fe^{2+} ในปริมาณที่มากกว่าความจำเป็น ทำให้มีเหล็กไอออนหลงเหลือในน้ำเสีย จึงมีของแข็งแขวนลอยมาก กากตะกอน ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ที่เกิดมากขึ้นตามมาด้วย นอกจากนี้ยังส่งผลให้ประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีลดลง ดังนั้น เพื่อความเหมาะสมทั้งในแง่ของประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี และในแง่ของการประหยัดค่าใช้จ่ายด้านสารเคมี และค่ากำจัดกากตะกอน ดังนั้นจึงควรเลือกเติมเฟอร์รัสซัลเฟตในปริมาณหรือความเข้มข้นที่เหมาะสมดังแสดงในตารางที่ 11 ปริมาณความเข้มข้นของ Fe^{2+} ที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ เท่ากับ 1.33 g/l (0.024 mol/l) ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีได้ประมาณ 71 %

ผลของปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ต่อการบำบัดชีโอดีในน้ำเสีย

จากตารางที่ 12 แสดงถึงความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ที่เหมาะสมในการลดค่าชีโอดีในน้ำเสียโดยเฟนตันออกซิเดชัน ซึ่งในการทดลองนี้ ได้ทำการแปรผันหาความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสม โดยให้ปริมาณ Fe^{2+} คงที่ ที่ 1.33 g/l (จากการทดลองที่ผ่านมา) ให้ค่าพีเอชเริ่มต้นในการทำปฏิกิริยา คือ 3 ± 0.2 (จากการทดลองที่ 2) และทำการทดลอง ณ ที่อุณหภูมิห้อง $25^\circ C$ โดยให้ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาที่ 15 นาที

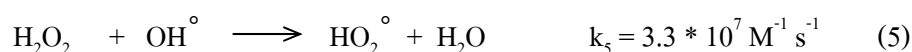
ตารางที่ 12 ผลของปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ที่มีต่อการลดค่าชีโอดีในน้ำเสียโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์โดยเฟนตันออกซิเดชัน

ครั้งที่	1	2	3
$[COD]_0$	1293	1280	1440
H_2O_2 (g/l)	เปอร์เซ็นต์การกำจัดค่าชีโอดี		
0.66	45	36	28
1.36	62	54.29	44
2.72	63.31	33	31.6
4	34.14	21.78	41.8
5.31	25.88	21.9	37.75
6.64	76	81.82	61.54



ภาพที่ 13 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น H₂O₂ กับประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี (ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Fe²⁺ คือ 1.33 g/l; 25 °C; pH 3±0.2)

จากภาพที่ 13 แสดงแนวโน้มของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีผลต่อประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีน้ำเสียโดยตรง เช่นเดียวกับความเข้มข้นของ Fe²⁺ ที่กล่าวมาแล้ว พบว่าเมื่อความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มมากขึ้นประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีจะมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นด้วย ทั้งนี้เนื่องจากปฏิกิริยาที่เกิดจากสารเคมีเฟ้นต้นเป็นปฏิกิริยาออกซิเดชัน โดยมีอนุมูลไฮดรอกซิล เป็นตัวออกซิไดซ์ ดังนั้นเมื่อปริมาณมาก ก็จะทำให้ความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์(ซีโอดี) ได้มากขึ้น ดังแสดงในปฏิกิริยา ที่ (2) และ (3) แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ไปมากกว่าค่าที่เหมาะสมแล้ว ประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีลดลง กลับมาแนวโน้มลดลง (Bautista et al., 2006; Neyens and Baeyens, 2003) ทั้งนี้เนื่องจากว่าในสภาวะที่มีความเข้มข้นของ H₂O₂ ต่ำ OH[•] ที่จะเข้าไปจับกับสารอินทรีย์ในน้ำเสียก็จะมีน้อย แต่ในทางกลับกัน เมื่อให้ความเข้มข้นของ H₂O₂ มาก OH[•] นั้น นอกจากจะจับกับสารอินทรีย์แล้วยังสามารถทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ได้เป็น perhydroxyl radical (HO₂[•]) ซึ่งมีความแรงต่ำกว่าเมื่อเทียบกับ OH[•] ดังแสดงในปฏิกิริยา ที่ (5) และ (7)





ดังนั้นการเลือกช่วงความเข้มข้นหรือปริมาณของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จึงมีความสำคัญ ไม่ว่าจะเป็นในเรื่องของประสิทธิภาพในการบำบัด หรือในแง่ของค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้นจากการใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (Dutta *et al.*, 2001) จากตารางที่ 12 แสดงปริมาณหรือความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ เท่ากับ 1.36g/l (0.04 mol/l) ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอไซด์ได้ประมาณ 58 %นอกจากนั้นแล้วได้พบว่าที่สภาวะที่เหมาะสมดังกล่าวนี้มีสัดส่วน $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ คือ 2 (M/M)

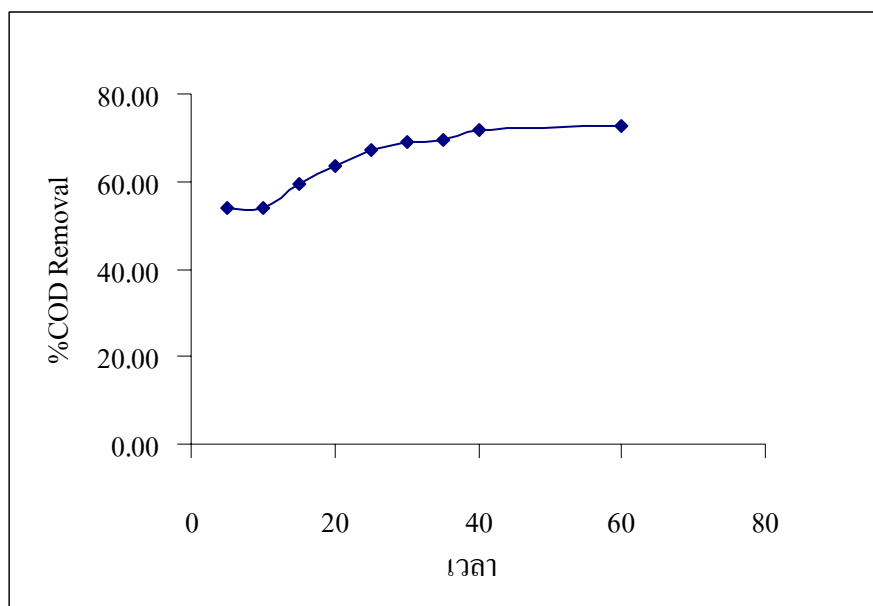
ระยะเวลาการเกิดปฏิกิริยาเฟนตันที่เหมาะสม

ระยะเวลาการเกิดปฏิกิริยาเฟนตันเปลี่ยนแปลงในช่วงระหว่าง 5 ถึง 40 นาที เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี โดยให้ค่า pH คงที่ที่ 3 จากผลการทดลองที่ 4 พบว่าความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และ Fe^{2+} ที่เหมาะสมคือ 1.36g/l และ 1.33 g/l ตามลำดับ และสถานะที่เหมาะสมดังกล่าวมีส่วนโดยโมล ของ $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ คือ 2 นักวิจัยหลายท่านได้กล่าวถึงความสัมพันธ์ระหว่างสัดส่วน $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ ในการกำจัดน้ำเสียโดยเฟนตัน พบว่าการเลือกสัดส่วนที่เหมาะสมทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้สูง (Gulkaya *et al.*, 2006; Tekin *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2005)

ตารางที่ 13 แสดงระยะเวลาที่เหมาะสมในการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียโดยปฏิกิริยาเฟนตัน

Time(min.)	Fe^{2+} (mg/l)	H_2O_2 (mg/l)	$\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ Ratio (M:M)	%COD Removal
5	1.33	1.36	2	53.80
10	1.33	1.36	2	53.80
15	1.33	1.36	2	59.44
20	1.33	1.36	2	63.45
25	1.33	1.36	2	67.05
30	1.33	1.36	2	69.14
35	1.33	1.36	2	69.29
40	1.33	1.36	2	71.79
60	1.33	1.36	2	72.81

จากตารางที่ 13 แสดงให้เห็นว่าที่ ระยะเวลาการทำปฏิกิริยาต่างกัน ในสถานะเดียวกันให้ผลประสิทธิภาพในการบำบัดแตกต่างกัน ดังจะเห็นได้ว่าสถานะที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาเฟนตันในน้ำเสียนี้ คือ 30 นาที



ภาพที่ 14 กราฟแสดงระยะในการทำปฏิกิริยาเฟนตันกับประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี

จากภาพที่ 14 แสดงถึงช่วงระยะเวลาของการเกิดปฏิกิริยาในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จะเห็นได้ว่าสารอินทรีย์นั้นลดลงอย่างรวดเร็วโดยใช้เฟนตันออกซิเดชั่น ซึ่งการกำจัดสารอินทรีย์เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในช่วงแรกของการเกิดปฏิกิริยาคือ 20 นาที หลังจากนั้นการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียก็จะค่อยๆลดลงเรื่อยๆ จนไม่เห็นการเปลี่ยนแปลง เนื่องจากว่าในช่วงเริ่มต้นของปฏิกิริยานั้น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เข้าทำปฏิกิริยากับ Fe^{2+} จะแตกตัวให้ $OH^\bullet$ เข้าทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย

ผลการศึกษาสถานะที่เหมาะสมในการลดค่าซีโอดีในน้ำเสีย

จากตารางที่ 14 แสดงถึงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ ภายใต้สถานะที่เหมาะสมที่ได้จากการทดลอง คือ $\text{pH} = 3 \pm 0.2$, ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และปริมาณ Fe^{2+} ที่เหมาะสมคือ 1.36 g/l และ 1.33 g/l ตามลำดับ (สัดส่วนโดยโมล $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ คือ 2) และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาคือ 30 นาที

ตารางที่ 14 แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยเฟนตันออกซิเดชัน ภายใต้สถานะเหมาะสม

Parameter	Standards	น้ำเสียก่อน การบำบัด	น้ำเสียหลังการบำบัด โดย Fenton's oxidation	% Removal
COD (mg/l)	750	2,160	653.33	69
BOD ₅ (mg/l)	500	215	135	37
BOD ₅ /COD	-	0.1	0.2	-
SS (mg/l)	200	140	11.67	92.3
TDS (mg/l)	3,000	6,509	7,200	-
Grease and oils (mg/l)	10	35	18	48.6
Total Iron (mg/l)	10	38	0.15	99.6
Cr^{6+} (mg/l)	0.25	0.45	0.06	80.7
Cr^{3+} (mg/l)	0.75	0.97	0.31	69.3
F^- (mg/l)	5	2.70	1.70	36.2
Cl^- (mg/l)	2,000	365.83	221.23	64.1

ผลจากการทดลองพบว่าปฏิกิริยาเฟนตันออกซิเดชันมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีได้ประมาณ 69 % นอกจากนั้นปฏิกิริยาเฟนตันออกซิเดชันยังให้ประสิทธิภาพในการกำจัดโครเมียมได้ประมาณ 70-80% นอกจากนี้ยังสามารถลดค่า SS และ Total Iron ได้มากกว่า 90% อย่างไรก็ตามการใช้เฟนตันรีเอเจนต์ จะก่อให้เกิดปัญหาการเพิ่มปริมาณ TDS อย่างมาก



ภาพที่ 15 แสดงประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโดยฟenantรีนออกซิเดชัน



ภาพที่ 16 แสดงประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโดยฟenantรีนออกซิเดชัน เมื่อนำไปกรองด้วย 0.45 μm

จากผลการทดลองพบว่าการบำบัดน้ำเสียด้วยเฟนตันออกซิเดชันสามารถกำจัดโลหะหนักได้สูง ดังแสดงในตารางที่ 14 การกำจัดโลหะหนักสามารถกำจัดได้หลายขั้นตอน คือกำจัดโลหะหนักด้วยการตกตะกอน, การทำปฏิกิริยากับเฟอร์รัสซัลเฟต และ การทำปฏิกิริยาเฟนตันออกซิเดชัน เมื่อเปรียบเทียบถึงประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะหนักในแต่ละขั้นตอนพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดโครเมียมได้มากที่สุดคือ การทำปฏิกิริยาเฟนตันออกซิเดชัน รองลงมาคือการทำปฏิกิริยากับเฟอร์รัสซัลเฟต และ การตกตะกอน ตามลำดับ แสดงในตารางที่ 15

ตารางที่ 15 เปรียบเทียบวิธีการกำจัดโลหะหนักด้วยวิธีต่างๆ

เปอร์เซ็นต์การกำจัดของ	น้ำเสียก่อน	น้ำเสียที่ผ่านการบำบัด		
	การบำบัด	Ferrous sulfate	Precipitation	Fenton
COD (mg/l)	2040	35.3	21.21	70
SS (mg/l)	264	59	30.56	90
Total Iron (mg/l)	0.2	-	50	50
Cr ⁶⁺ (mg/l)	0.5	40	20	69
Cr ³⁺ (mg/l)	39.5	68.6	75.24	97

หมายเหตุ : ความเข้มข้นของเฟอร์รัสซัลเฟตที่ใช้คือ 1.33 g/l

เฟนตันรีเอเจนต์ที่ใช้คือ $[H_2O_2]_0 = 1.33 \text{ g/l}$; $[Fe^{2+}]_0 = 1.33 \text{ g/l}$

**การนำวิธีการบำบัดชีโอดีโดยเฟนตันออกซิเดชั่น มาปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสีย
ของโรงงานเฮงเคิล 1999 (ประเทศไทย) จำกัด**

กระบวนการบำบัดน้ำเสียของโรงงานเฮงเคิลฯ แสดงดังภาพที่ 17 จะเห็นได้ว่าน้ำเสียจากการกระบวนการผลิต (Influent) จะไหลรวมกันที่บ่อรวบรวมน้ำเสีย(Equalization tank) 1 และ 2 เพื่อปรับให้คุณลักษณะของน้ำเสียคงที่ ก่อนทำการบำบัดต่อไป ดังภาพที่ 17

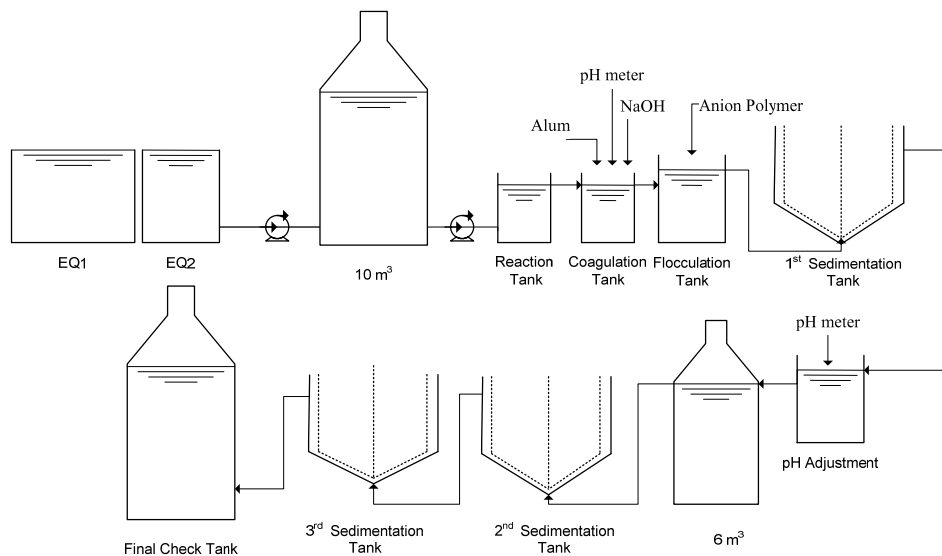
ตารางที่ 16 แสดงค่าชีโอดีในน้ำทิ้งของทางโรงงานเฮงเคิล 1999 (ประเทศไทย) จำกัด

เดือน	Standards COD (mg/l)	COD (mg/l)
มกราคม	750	2217
กุมภาพันธ์	750	1499
มีนาคม	750	1516
เมษายน	750	1586
พฤษภาคม	750	1614
มิถุนายน	750	1964

หมายเหตุ : รายงานคุณภาพน้ำเสียในช่วงเดือน มกราคม ถึง มิถุนายน พ.ศ. 2549

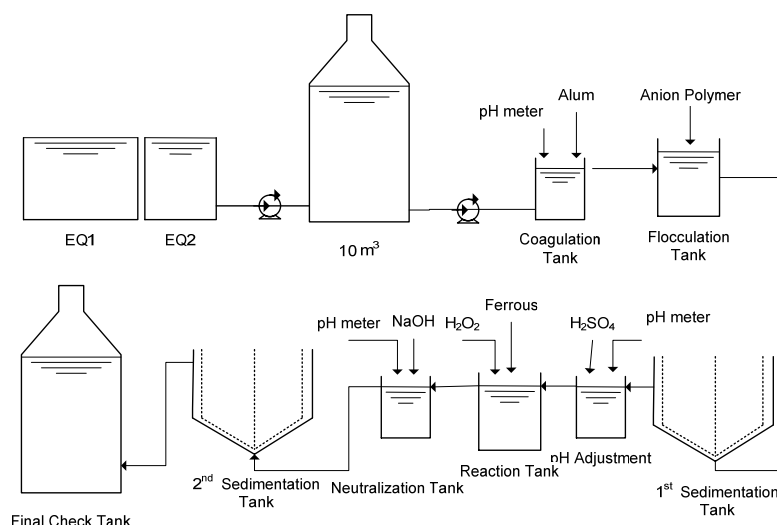
ที่มา : รายงานคุณภาพน้ำเสียจากห้องปฏิบัติการของทางโรงงานเฮงเคิล 1999(ประเทศไทย) จำกัด

ในระบบบำบัดน้ำทิ้งของโรงงานเฮงเคิลฯ จะปล่อยน้ำจากถังสุดท้าย (Final check tank) ที่ส่งสู่อุตสาหกรรม คุณภาพของน้ำทิ้งนั้นมีค่าชีโอดีที่สูงเกินกว่าการนิคมฯกำหนด (ดังแสดงในตารางที่ 16) จากภาพที่ 17 เมื่อพิจารณาถึงประสิทธิภาพในการบำบัดของสารเคมีที่ใช้ในกระบวนการบำบัด คือ สารส้มแล้ว พบว่าคุณภาพน้ำหลังการบำบัดยังไม่ได้ตามมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งดังแสดงในตารางที่ 8 ข้างต้น



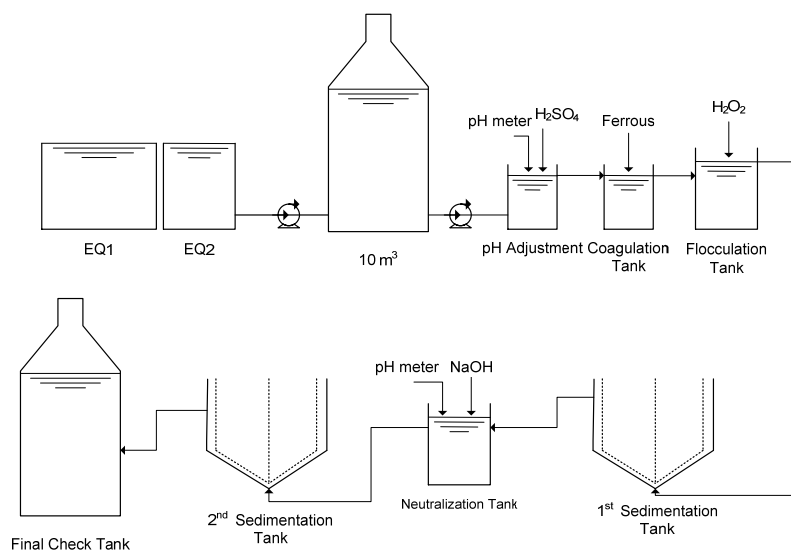
ภาพที่ 17 แสดงแผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเสกเค็ลฯ

จากผลการทดลองการบำบัดซีโอไซด์ของน้ำเสียโรงงานเสกเค็ลฯ (ที่ผ่านการบำบัดโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันมาก่อนแล้ว) โดยเฟ้นต้นออกซิเดชันดังผลที่แสดงไปแล้วในข้างต้นนั้น ซึ่งพบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอไซด์ได้เป็นอย่างดี ดังนั้นจึงเสนอทำการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเสกเค็ลฯ ดังแสดงในภาพที่ 18 โดยเพิ่มหน่วยการบำบัดทางเคมีโดยใช้เฟ้นต้นรีเอเจนต์ และลดขั้นตอนการบำบัดเดิมเพื่อประหยัดค่าใช้จ่ายที่สูญเสียไป เช่น ค่าไฟฟ้า เป็นต้น ในหน่วยที่เพิ่มเติมนั้นประกอบไปด้วย ถึง pH Adjustment (ปรับ pH ให้ได้ตามที่ต้องการ), ถึงปฏิกิริยาเคมี (เดิมเฟอรรัสซัลเฟต และ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์) ซึ่งเวลาที่ใช้ในการกวนที่เหมาะสมคือ 30 นาที, Neutralization Tank ใช้ปรับ pH ประมาณ 7.5 จากนั้นจะตกตะกอนในถังตกตะกอนที่ 2 (Sedimentation Tank 2) หน่วยที่เพิ่มเติมขึ้นมาในทางโรงงานเสียค่าใช้จ่ายในการซื้อถังเพิ่ม 1 ถัง คือ Neutralization Tank เท่านั้น นอกเหนือจากนั้นทางโรงงานมีอยู่แล้วจากหน่วยบำบัดเดิม



ภาพที่ 18 แสดงการปรับปรุงแผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบที่ 1

จากผลการทดลองพบว่าของแข็งที่สามารถละลายน้ำได้ (TDS) นั้นมีสูงเกินกว่าค่ามาตรฐานมาก เนื่องจากว่าในระบบบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานฯ ใช้ปริมาณสารส้มในการบำบัดค่อนข้างสูง ซึ่งทำให้ค่า TDS ในน้ำเสียมีค่าสูงขึ้น ดังแสดงในตารางที่ 8 พบว่าค่า TDS เพิ่มขึ้นเป็น TDS ก่อนการบำบัดมีค่าประมาณ 7900 mg/l แต่หลังจากได้รับการบำบัดด้วยสารส้มแล้วค่า TDS คือ 11,232 mg/l ปริมาณ TDS ที่เพิ่มขึ้นหลังจากบำบัดนั้นประมาณ 3000 mg/l แต่เมื่อพิจารณาถึงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยเฟนตันออกซิเดชันอย่างเดียวพบว่าทำให้ค่า TDS ในน้ำเสียเพิ่มมากขึ้นประมาณ 1,000 mg/l ดังแสดงในตารางที่ 13 ดังนั้นจึงเสนอทำการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเฮงเคี๊ยะฯ อีกทางเลือกหนึ่ง ดังแสดงในภาพที่ 19 คือ ใช้เฟนตันรีเอเจนต์เพียงอย่างเดียวในการบำบัดน้ำเสีย



ภาพที่ 19 แสดงการปรับปรุงแผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบที่ 2

สรุปค่าสารเคมีที่ใช้ในการลดค่าซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานเฮงเคี๊ยะ โดยใช้เฟนตันรีเอเจนต์

จากผลการทดลองการลดค่าซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์(โรงงานเฮงเคี๊ยะ) เมื่อพิจารณาปริมาณความต้องการของเฟอร์รัสซัลเฟตและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ใช้ในการบำบัดซีโอดีในน้ำเสียโดยใช้เฟนตันรีเอเจนต์ สามารถคำนวณหาค่าใช้จ่ายของสารเคมีที่ใช้ได้ดังตารางที่ 15 ซึ่งจะแสดงการเปรียบเทียบค่าใช้จ่ายสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเฮงเคี๊ยะเสียในแต่ละเดือน กับค่าใช้จ่ายในการบำบัดด้วยวิธีเฟนตันออกซิเดชัน ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นโดยเฉลี่ยของทางโรงงานฯ คือ 10 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน

ตารางที่ 17 สรุปค่าสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

รายละเอียด	Influent	ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเดิม	ระบบบำบัดน้ำเสียโดยใช้เฟนตันรีเอเจนต์	
			เฟนตันรีเอเจนต์ อย่างเดียว	เฟนตันรีเอเจนต์ หลังจากการบำบัด โดยโคแอกกูเลชัน
ชนิดของสารเคมี		Alum+Anion	H ₂ O ₂ + FeSO ₄ .7H ₂ O	Alum และ H ₂ O ₂ + FeSO ₄ .7H ₂ O
ประสิทธิภาพในการบำบัด		% Removal	% Removal	% Removal
COD (mg/l)	2,304	40%	60%	68%
Grease and oils (mg/l)	50	20%	48%	55%
SS (mg/l)	366	86.9%	90.7%	75%
TDS (mg/l)	6,509	-	-	-
Total Iron(mg/l)	0.8	-	62.5%	87.5%
Cr ⁶⁺ (mg/l)	0.3	33.33%	66.67%	90%
Cr ³⁺ (mg/l)	12.73	21.45%	93.7%	95%
F ⁻ (mg/l)	1.3	23.8%	23.8%	30%
Cl ⁻ (mg/l)	19.27	52%	53.3%	48.85%
ค่าใช้จ่ายต่อลูกบาศก์เมตร		100	75	-

ค่าใช้จ่ายสารเคมีเฉพาะสารส้มและโพลิเมอร์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานเอง
เฉลี่ยประมาณ 100 บาทต่อลูกบาศก์เมตร ตารางที่17 แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย
โดยเปรียบเทียบการใช้สารส้ม กับเฟนตันรีเอเจนต์ และใช้เฟนตันรีเอเจนต์หลังจากบำบัดโดยใช้
สารส้มมาแล้ว พบว่าค่าใช้จ่ายที่เกิดจากการใช้เฟนตันรีเอเจนต์เพียงอย่างเดียวประมาณ 75 บาทต่อ
ลูกบาศก์เมตร แต่เนื่องจากการบำบัดน้ำเสียด้วยเฟนตันออกซิเดชันนั้นให้ประสิทธิภาพในการ
บำบัดชีโอดีได้ประมาณ 70%

สรุปและข้อเสนอแนะ

สรุป

การปรับปรุงกระบวนการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานฯ โดยใช้สารออกซิไดซ์ พบว่าสารเฟนตันรีเอเจนต์ให้ประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีได้สูง การบำบัดซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ โดยวิธีเฟนตันออกซิเดชันต่อจากการบำบัดด้วยการโคแอกกูเลชัน โดยใช้น้ำเสียรวมที่ผ่านการบำบัดโดยการโคแอกกูเลชันด้วย 25% Alum ที่พีเอช 6.00 ± 0.5 นำมาบำบัดต่อโดยเฟนตันรีเอเจนต์สามารถลดค่าซีโอดีได้อีกประมาณ 50-70 % โดยที่สภาวะเริ่มต้นมีค่า pH คือ 3 ± 0.2 ความเข้มข้นเฟอร์รัสไอออน 1.33 g/l และความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 1.36 g/l ซึ่งปริมาณที่เติมลงไปนี้ส่วนหนึ่งจะไปใช้ในการทำปฏิกิริยากับสารเคมีอื่นๆ ที่ปนอยู่ในน้ำเสียจริงด้วย ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในแต่ละครั้งจะแตกต่างกันออกไป เนื่องมาจากคุณลักษณะของน้ำเสียที่เข้ามาในแต่ละครั้งแตกต่างกัน ขึ้นกับประเภทของสารตั้งต้น (raw materials) ที่ใช้ในฝ่ายผลิต นอกจากนี้ที่สภาวะดังกล่าวสามารถกำจัดโครเมียมได้มากถึง 90% ดังนั้นเมื่อคิดเป็นประสิทธิภาพรวมของการกำจัดซีโอดีคือ 70-82 %

การปรับปรุงกระบวนการบำบัดน้ำเสียของทางโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์นั้นสามารถใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชันมาใช้แทนสารเคมีเดิมได้เป็นอย่างดี หรือใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชันในการบำบัดในขั้นที่สอง (Secondary Treatment) หลังจาก que บำบัดด้วยการตกตะกอนทางเคมี (สารส้ม) มาแล้วก็ได้ แต่ควรระวังค่าของแข็งละลายน้ำที่สูงขึ้น เนื่องจากใช้สารส้มในความเข้มข้นที่มาก ทั้งนี้เพื่อให้ค่าน้ำทิ้งผ่านตามมาตรฐานกำหนด ก่อนระบายออกสู่คลองสาธารณะ

ข้อเสนอแนะ

1. จากคุณสมบัติของน้ำเสียเริ่มต้นของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ที่ใช้ในการทดลองนั้นมีความหลากหลาย จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีลดลง ดังนั้นจึงควรมีการศึกษาว่าตัวที่ยับยั้งการทำปฏิกิริยาทางเคมีระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียกับสารเคมีคืออะไร ทั้งนี้เพื่อจะได้ทราบและหาทางแก้ไข เพื่อให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น
2. ควรศึกษาประสิทธิภาพการใช้เฟนตันออกซิเดชันในการบำบัดน้ำเสียที่ไม่ได้ผ่านกระบวนการบำบัดมาก่อนของโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์
3. ควรศึกษาการกำจัดชีโอดีโดยเฟนตันร่วมกับแคตตาลิสต์ตัวอื่น เช่น ใช้เฟนตันร่วมกับแสงยูวี เป็นต้น

เอกสารและสิ่งอ้างอิง

- ชินจิต ชาญชิตปรีชา. 2542. การใช้สาหร่ายกำจัดสี และซีโอटीในน้ำทิ้งจากโรงงานสุราที่ใช้กากน้ำตาลเป็นวัตถุดิบ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยมหิดล.
- ศุภวิทย์ สถาปนาจารุ, จักรกฤษ มหัจฉริยวงศ์ และ พัฒนา อนุรักษพงษ์พร. 2548. การนำน้ำเสียจากกระบวนการฟอกของอุตสาหกรรมสิ่งทอกลับมาใช้ใหม่เพื่อการลดสีโดยวิธีเฟ้นตัลออกซิเดชั่น. วารสารวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย 2548 (19): 67-80.
- ธีระดา ไสลำพะอะ. 2541. การลดค่าซีโอटीของน้ำเสียจากโรงงานผลิตยาปฏิชีวนะโดยเฟ้นตอนรีเอเจนต์. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- นนทพงษ์ ภาณุคุณกิตติ. 2548. การบำบัดน้ำทิ้งโรงงานเยื่อกระดาษโดยกระบวนการโอโซน. วิทยานิพนธ์วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- ประรัชกรณ์ สาริตคุณ. 2546. การกำจัดสีในน้ำเสียจากโรงงานเยื่อกระดาษโดยใช้ซีโอไลต์. วิทยานิพนธ์วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- ปนัดดา ปลั่งกลาง. 2546. การกำจัดสีที่เกิดจากกรดฮิวมิกในน้ำโดยกระบวนการตกตะกอน. วิทยานิพนธ์วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- ปวีณา ธนะสังข์. 2539. การกำจัดสีจากน้ำเสียฟอกย้อมสิ่งทอ โดยวิธีออกซิเดชั่น-รีดักชัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- วีรพงศ์ เลิศรัตนเทวี. 2548. การลดสีจากน้ำทิ้งที่บำบัดแล้วของโรงงานสุราโดยกระบวนการโอโซนเนชั่น. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- สงกรานต์ คำศรี. 2546. การกำจัดสีและซีโอटीในน้ำชะมูลฝอยโดยการออกซิไดซ์ด้วยสารละลายเฟ้นตัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท. มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

สันติ สกลไชย. 2546. การกำจัดสี ซีโอดี และลิกนิน ในน้ำเสียของโรงงานผลิตเยื่อกระดาษด้วยถ้ำ
ไม้. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท. มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

สิริชัย ภิบาลจอมมี. 2543. การกำจัดสีของน้ำเสียสีย้อมด้วยกระบวนการโฟโตแคตาไลติกโดยใช้
ไททาเนียมไดออกไซด์ เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท.
มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.

อารยา รานอก. 2549. การกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียซีโอดีโดยการตกตะกอนทางเคมีและโคแอก
กูเลชัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

Arslan, I., I.A. Dalcioglu and D.W. Bahnemann. 2000. Advance Chemical Oxidation of
reactive dye in simulated dyehouse effluents by Ferrioxalate Fenton/UV-A and TiO_2 /UV-
A process. **Dyes and Pigments** 2000 (47): 207-218.

Azbar, N., T. Yonar and K. Kestioglu. 2006. Comparison of various advanced oxidation
processes and chemical treatment methods for COD and color removal from a polyester
and acetate fiber dyeing. **Chemosphere** 2004 (55): 35-43.

Badawy, M.I., Montaser Y. Ghaly and Tarek A. Gad-Allah. 2006. Advanced oxidation processes
for the removal of organophosphorus pesticides from wastewater. **Desalination** 2006
(194): 166-175.

Badawy, M.I. and M.E.M. Ali. 2006. Fenton's peroxidation and coagulation processes for the
treatment of combined industrial and domestic wastewater. **Journal of Hazardous
Materials** 2006 (B136): 961-966.

Barros, A.L., T.M. Pizzolato, E. Carissimi and I.A.H Schneider. 2006. Decolorizing dye
wastewater from the agate industry with Fenton oxidation process. **Minerals
Engineering** 2006 (19): 87-90.

- Bautista, P., A.F. M., M.A. G., J.A. Casas and J.J Rodriguez. 2006. Application of Fenton oxidation to cosmetic wastewater treatment. **Journal of Hazardous Materials** 2006 (B138): 112-120.
- Benatti, Claudia T., C.R.G. Tavares and T.A. Guedes. 2006. Optimization of Fenton's oxidation of chemical laboratory wastewater using the response surface methodology. **Journal of Environmental Management** 2006 (80): 66-74.
- Canizares, P., R. Paz, J. L., C. S. and M.A. Rodrigo. 2006. Electrochemical treatment of the effluent of a fine chemical manufacturing plant. **Journal of Hazardous Materials** 2006 (B138): 173-181.
- Chang, C.N., Y.S. Ma, G.C. Sang, A.C. Chou, M.C. Tsai and H.F. Sung. 2004. Decolorization of lignin wastewater using the photochemical UV/TiO₂ process. **Chemosphere** 2004 (56): 1011-1017.
- Driessel, Brian van and Lew Christov. 2001. Decolorization of Bleach Plant Effluent by Mucoralean and White-Rot Fungi in a Rotation Biological Contactor Reactor. **Bioscience and Bioengineering** 2001 (92): 271-276.
- Dutta, Kabita, S. M., S. B. and B. Chaudhuri. 2001. Chemical oxidation of methylene blue using a Fenton-like reaction. **Journal of Haz Materials** 2001 (B84): 57-71.
- Gao, Yingxin, Yang M., Hu J. and Zhang Yu. 2004. Fenton's process for simultaneous removal of TOC and Fe²⁺ from acidic waste liquor. **Desalination** 2004 (160): 123-130.
- Gulkaya, Ipek, G.A. Surucr and F.B. Dilek. 2006. Importance of H₂O₂/Fe²⁺ ratio in Fenton's treatment of a carpet dyeing wastewater. **Journalof Hazardous Materials** 2006 (B136): 763-769.

- Jeong, Joonseon and Jeyong Yoon. 2005. pH effect on OH radical production in photo/ferrioxalate system. **Waste Research** 2005 (39): 2893-2900.
- Kang, Namgoo,, I. H., P. S. and C. Rao. 2005. Enhanced Fenton's destruction of non-aqueous phase perchloroethylene in soil systems. **Chemosphere** 2005 (63): 1685-1698.
- Kang, S.F., Chih-Hsiang Liao and Shei-Tue Po. 2000. Decolorization of textile wastewater by Photo-Fenton Oxidation technology. **Chemosphere** 2000 (41): 1287-1294
- Kuo, W.S. and P.H. Ho. 2001. Solar photocatalytic decolorization of methylene blue in water. **Chemosphere** 2001 (45): 77-83.
- Laat, Joseph D., G.T. Le and B. Legube. 2003. A comparative study of the effects of chloride, sulfate and nitrate ions on the rates of decomposition of H_2O_2 and organic compounds by $Fe(II)/H_2O_2$ and $Fe(III)/H_2O_2$. **Chemosphere** 2004 (55): 715-723.
- Liao, C.H., M.C. Lu and S.H. Su. 2001. Role of cupric ions in the HO/UV oxidation of humic acid. **Chemosphere** 2001 (44): 913-919.
- Li, X.Z., C.M. Fan and Y.P. Sun. 2002. Enhancement of photocatalytic oxidation of humic acid in TiO_2 suspensions by increasing cation strength. **Chemosphere** 2002 (48): 1103-1111.
- Liao, C.H., M.C. Lu and S.H. Su. 2001. Role of cupric ions in the HO/UV oxidation of humic acid. **Chemosphere** 2001 (44): 913-919.
- Lipczynska-Kochany, Ewa, G. S., S. Harms. 1994. Influence of some groundwater and surface waters constituents on the degradation of 4-chlorophenol by the Fenton Reaction. **Chemosphere** 1995 (30): 9-20.

- Lopez, Antonio, Michele Pagano, A. V. and A.C. D.Pinto. 2004. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. **Chemosphere** 2004 (54): 1005-1010.
- Mahmoodi, N.M., M. Arami, N.Y. Limaee and N.S. Tabrizi. 2005. Decolorization and aromatic ring degradation kinetics of Direct Red 80 by UV oxidation in the presence of hydrogen peroxide Utilizing TiO_2 as a photocatalyst. **Chemical Engineering Journal** 2005 (112): 191-196.
- Martin, C.A., O.M. Alfano and A.E. Cassano. 2000. Decolorization of water for domestic supply employing UV radiation and hydrogen peroxide. **Catalysis Today** 2000 (60): 119-127.
- Martinez, Nora S. S., J.F. F., X.F. S. and A.S. Ferrer. 2003. Pre-oxidation of an extremely polluted industrial wastewater by the Fenton's reagent. **Journal of Hazardous Materials** 2003 (B101): 315-322.
- Meric, S., Deniz Kaptan and Tugba Olmez. 2004. Color and COD removal from wastewater containing Reactive Black 5 using Fenton's oxidation process. **Chemosphere** 2004 (54): 435-441.
- Mutlu, S.H., U. Yetis, T. Gurkan and L. Yilmaz. 2002. Decolorization of wastewater of a baker's yeast plant by membrane process. **Water Research** 2002 (36): 609-616.
- Namane, A. and A. Hellal. 2006. The dynamic adsorption characteristics of phenol by granular activated carbon. **Journal of Hazardous Materials** 2006 (137): 618-625.
- Neyens, E. and J. Baeyens. 2003. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. **Journal of Hazardous Materials** 2003 (B98): 33-50.

- Pala, A. and G. Erden. 2005. Decolorization of a baker's yeast industry effluent by FO. **Jour of Hazardous Materials** 2005 (B127): 141-148.
- Schrank, S.G., H.J. Jose, R.F.P.M. Moreira and H.Fr. Schroder. 2004. Applicability of Fenton and H_2O_2 /UV reactions in the treatment of tannery wastewater. **Chemosphere** 2004 (60): 644-655.
- Selcuk, H. 2005. Decolorization and detoxification of textile wastewater by ozonation and coagulation process. **Dyes and pigment** 2005 (64): 217-222.
- Sires, Ignasi, Conchita Arias, T.L. Cabot, F. Centellas, R.M. Rodrituez, J.A. Garrido and E. Brillas. 2004. Paracetamol Mineralization by Advanced Electrochemical Oxidation process for wastewater treatment. **Environmental Chemical** 2004 (1): 26-28.
- Szpyrkowicz L., C. Juzzolino and S.N. Kaul. 2001. Comparative study on Oxidation of Disperse Dyes by Electrochemical Process, Ozone, Hypochlorite and Fenton Reagent. **Water Research** 2001 (35): 2129-2136.
- Tekin, Huseyin, O. B., S. A., Tolga H. Balta, I.H. C., F.D. Sanin, F.B. D. and Ulku Y. 2006. Use of Fenton oxidation to improve the biodegradability of a pharmaceutical wastewater. **Journal of Hazardous Materials** 2006 (B136): 258-265.
- Tiburtius, E.R.Lopes, Patricio P.Z. and A. Emmel. 2005. Treatment of gasoline-contaminated waters by advanced oxidation processes. **Journal of Hazardous Materials** 2005 (B126): 86-90.
- Zhang, Hui, Daobin Zhang and Jiayong Zhou. 2006. Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. **Journal of Hazardous Materials** 2006 (B135): 106-111.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก

ตารางและรูปการบำบัด ซีโอดี ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตเคมีภัณฑ์ โดยวิธีเฟนตันออกซิเดชัน

Date	Item	COD (mg/l)	SS (mg/l)	TDS (mg/l)	Total Iron (mg/l)	Total Chromium (mg/l)	Cr ⁶⁺ (mg/l)	Cr ³⁺ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	PO ⁴⁻ (mg/l)
4-Jul-2006	Influence	3200	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5-Jul-2006	Influence	4800	240	4860	-	-	-	-	-	-	-
10-Jul-2006	Influence	800	197	2904	-	-	-	-	-	-	-
11-Jul-2006	Influence	1280	78	4080	-	-	-	-	-	-	-
12-Jul-2006	Influence	1920	950	4440	-	-	-	-	-	-	-
14-Jul-2006	Influence	1440	479	13049	0.2	17.5	0.014	17.486	0.9	7.49	43.9
16-Jul-2006	Influence	2240	320	9700	-	-	-	-	-	-	-
17-Jul-2006	Influence	2160	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18-Jul-2006	Influence	8400	297	11872	4.3	0.9	0.012	0.888	1.7	7.67	27.8
19-Jul-2006	Influence	4000	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20-Jul-2006	Influence	2160	401	8418	«0.01	1.6	0.013	1.587	1.3	19.27	«0.01
21-Jul-2006	Influence	2720	366	5920	-	2.4	0.014	2.386	0.7	51.1	7.7
24-Jul-2006	Influence	3760	428	7600	0.8	4.4	0.16	4.24	0.979		811

Date	Item	COD (mg/l)	SS (mg/l)	TDS (mg/l)	Total Iron (mg/l)	Total Chromium (mg/l)	Cr ⁶⁺ (mg/l)	Cr ³⁺ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	PO ⁴⁻ (mg/l)
25-Jul-2006	Influence	3200	-	-	0.95	6.4	1.05	5.35	2	52.77	1186
26-Jul-2006	Influence	2880	500	5300	0.8	46	0.2	45.8	1.039	44.38	582
27-Jul-2006	Influence	2160	1600	10674	0.85	22.7	0.65	22.05	2.4	43.89	104.9
31-Jul-2006	Influence	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-Aug-2006	Influence	2560	100	7400	-	-	-	-	-	-	-
2-Aug-2006	Influence	3120	100	9396	0.1	4.28	0.2	4.08	0.6	18.33	340
3-Aug-2006	Influence	2730	354.1	6332	-	-	-	-	-	-	-
4-Aug-2006	Influence	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5-Aug-2006	Influence	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7-Aug-2006	Influence	2900.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8-Aug-2006	Influence	2665.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15-Aug-2006	Influence	2038.4	-	-	0.9	30.4	1.05	29.35	4.8	19.2	482
17-Aug-2006	Influence	2214.8	62	6970	0.95	4.4	0.175	4.225	1.1	«0.01	241.5

Date	Item	COD (mg/l)	SS (mg/l)	TDS (mg/l)	Total Iron (mg/l)	Total Chromium (mg/l)	Cr ⁶⁺ (mg/l)	Cr ³⁺ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	PO ⁴⁻ (mg/l)
18-Aug-2006	Influence	1489.6	253	6963	0.95	46.8	0.65	46.15	1.1	38.39	482
24-Aug-2006	Influence	2304	191	6509	«0.01	29.1	«0.01	29	2.6	24.4	196
28-Aug-2006	Influence	1382.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29-Aug-2006	Influence	1075.2	332	7704	0.1	40	0.3	39.7	3.8	523.7	221
30-Aug-2006	Influence	537.6	-	-	0.1	9.1	0.3	8.8	4.2	16	71
31-Aug-2006	Influence	1640	400	-	0.1	29.1	0.1	29	3.1	10.5	273
4-Sep-2006	Influence	2040	264	5458	0.2	3.5	0.167	3.333	9.6	32.02	177
7-Sep-2006	Influence	2040	264	6000	1	40	0.5	39.5	3.7	N/A	102
11-Sep-2006	Influence	1248	-	-	0.3	30.9	«0.01	30.9	4.5	7.94	162
12-Sep-2006	Influence	4800	400	6064	62	1.4	0.1	1.3	2.5	194.2	150
18-Sep-2006	Influence	1440	-	-	-	21.3	0.188	21.112	3.8	47.24	-

Date	Item	COD (mg/l)	SS (mg/l)	TDS (mg/l)	Total Iron (mg/l)	Total Chromium (mg/l)	Cr ⁶⁺ (mg/l)	Cr ³⁺ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	PO ⁴⁻ (mg/l)
	Standards	750	200	3,000	10	-	0.25	0.75	5	2,000	-
4-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	2000	158	10000	-	-	-	-	-	-	-
5-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	1200	34.9	6100	-	-	-	-	-	-	-
10-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	1200	83	5487	-	-	-	-	-	-	-
11-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	1200		10310	-	-	-	-	-	-	-
12-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	1280	66	5486	-	-	-	-	-	-	-
14-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	1200	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	1840	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	1760	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	1040	59	8866	0.04	1.3	0.01	1.29	0.2	8.92	«0.01
19-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	4400	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	2960	42	13330	0.2	0.1	0.01	0.09	0.5	«0.01	19.7
21-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	2480	40	9738	-	-	-	-	-	-	-
25-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	3200	-	-	0.85	4.6	2.8	1.8	1.1	8.38	247.5
26-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	2400	900	17500	0.8	13.1	0.175	12.93	1.05	9.77	28.5

Date	Item	COD (mg/l)	SS (mg/l)	TDS (mg/l)	Total Iron (mg/l)	Total Chromium (mg/l)	Cr ⁶⁺ (mg/l)	Cr ³⁺ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	PO ⁴⁻ (mg/l)
	Standards	750	200	3,000	10		0.25	0.75	5	2,000	
27-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	1200	89	12234	0.85	21.9	0.75	21.15	2.4	«0.01	26.5
31-Jul-2006	Sedimentation Tank 1	800	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	480	6	14100	-	-	-	-	-	-	-
2-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	2000	6	14678	-	-	-	-	-	-	-
3-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	2080	26	9728	-	-	-	-	-	-	-
4-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	1440	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	2720	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	1960	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	627.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	666.4	-	-	0.1	0.1	0.039	0.061	2.6	8.38	11.5
17-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	1822.8	18	8126	0.85	2.7	0.6	2.1	2.2	«0.01	16.5
18-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	1411.2	5	8582	0.8	1	0.15	0.85	2.1	16.93	11.5
24-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	1459.2	237	6107	0.1	0.7	0.25	0.45	1.6	386.9	59.4

Date	Item	COD (mg/l)	SS (mg/l)	TDS (mg/l)	Total Iron (mg/l)	Total Chromium (mg/l)	Cr ⁶⁺ (mg/l)	Cr ³⁺ (mg/l)	F ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	PO ⁴⁻ (mg/l)
	Standards	750	200	3,000	10		0.25	0.75	5	2,000	
25-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	1305.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	1766.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	998.4	-	-	0.1	0.8	0.5	0.3	4.4	1159	«0.01
30-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	998.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31-Aug-2006	Sedimentation Tank 1	1200	87	-	0.1	0.5	0.1	0.4	1.6	20.54	-
4-Sep-2006	Sedimentation Tank 1	1320	50	6014	0.2	0.8	0.21	0.59	1.4	«0.01	4
7-Sep-2006	Sedimentation Tank 1	1320	108	10000	1	12.7	0.5	12.2	1.8	134.5	«0.01
11-Sep-2006	Sedimentation Tank 1	960	-	-	0.2	1	0.6	0.4	2.8	«0.01	«0.01
12-Sep-2006	Sedimentation Tank 1	1840	100	5250	38	0.8	0.2	0.6	2.6	112.3	«0.01
18-Sep-2006	Sedimentation Tank 1	2000	-	-	-	1.9	0.1	1.8	3.9	76.53	-

ตารางผนวกที่ ก3 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$) ที่ pH ต่างๆ ครั้งที่1

pH	H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
1	6.64	1.33	1200	560.00	53.33
2	6.64	1.33	1200	320.00	73.33
3	6.64	1.33	1200	280.00	76.67
4	6.64	1.33	1200	360.00	70.00
5	6.64	1.33	1200	280.00	76.67
6	6.64	1.33	1200	560.00	53.33
7	6.64	1.33	1200	440.00	63.33

ตารางผนวกที่ ก4 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$) ที่ pH 3 ± 0.2 ต่างๆ ครั้งที่2

pH	H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$[\text{COD}]_0$ mg/l	$[\text{COD}]$ mg/l	%COD Removal mg/l
1	6.64	1.33	1280	680.00	46.88
2	6.64	1.33	1280	480.00	62.50
3	6.64	1.33	1280	400.00	68.75
4	6.64	1.33	1280	680.00	46.88
5	6.64	1.33	1280	880.00	31.25
6	6.64	1.33	1280	760.00	40.63
7	6.64	1.33	1280	1040.00	33.00

ตารางผนวกที่ ก5 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$) ที่ pH 3 ± 0.2 ต่างๆ ครั้งที่ 3

pH	H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
1	6.64	1.33	1000	250.00	75.00
2	6.64	1.33	1000	142.86	85.71
3	6.64	1.33	1000	178.57	82.14
4	6.64	1.33	1000	642.86	35.71
5	6.64	1.33	1000	892.86	10.71
6	6.64	1.33	1000	571.43	42.86
7	6.64	1.33	1000	535.71	46.43

ตารางผนวกที่ ก6 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$) ที่ pH 3 ± 0.2 ต่างๆ ครั้งที่ 4

pH	H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
1	6.64	1.33	4270	2721.91	36.25
2	6.64	1.33	4270	2001.41	53.13
3	6.64	1.33	4270	2315.63	45.77
4	6.64	1.33	4270	3282.31	23.13
5	6.64	1.33	4270	3362.36	21.26
6	6.64	1.33	4270	3602.53	15.63
7	6.64	1.33	4270	3682.59	13.76

ตารางผนวกที่ ก7 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel
ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่
 Fe^{2+} ต่างๆ ครั้งที่ 1

$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (g/l)	H_2O_2 (g/l)	pH	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
13.28	6.64	3.0,	1920	1027.20	46.50
6.64	6.64	3.0	1920	732.13	61.87
3.32	6.64	2.9	1920	433.85	77.40
2.21	6.64	2.9	1920	1182.65	38.40
1.66	6.64	2.9	1920	1385.60	27.83
1.33	6.64	2.9	1920	459.13	76.09
0.66	6.64	3.0	1920	896.00	53.33
0.44	6.64	3.0	1920	1142.86	40.48
0.33	6.64	3.0	1920	1280.00	33.33

ตารางผนวกที่ ก8 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel
ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่
 Fe^{2+} ต่างๆ ครั้งที่2

Fe^{2+} (g/l)	H_2O_2 (g/l)	pH	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
13.28	6.64	2.8	1440	892.80	38.00
6.64	6.64	3.0	1440	407.46	71.70
3.32	6.64	3.1	1440	1202.59	16.49
2.21	6.64	2.9	1440	932.18	35.27
1.66	6.64	2.9	1440	1124.36	21.92
1.33	6.64	3.0	1440	261.82	81.82
0.66	6.64	3.0	1440	480.00	66.67
0.44	6.64	2.9	1440	857.14	40.48
0.33	6.64	3.0	1440	685.71	52.38

ตารางผนวกที่ ก9 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชัน ($\text{H}_2\text{O}_2 = 6.64 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ Fe^{2+} ต่างๆ ครั้งที่3

Fe^{2+} (g/l)	H_2O_2 (g/l)	pH	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
13.28	6.64	3.0	1535	905.65	41.00
6.64	6.64	3.0	1535	475.85	69.00
3.32	6.64	3.1	1535	926.94	39.61
2.21	6.64	3.0	1535	957.50	37.62
1.66	6.64	2.9	1535	955.53	37.75
1.33	6.64	3.0	1535	590.38	61.54
0.66	6.64	3.0	1535	646.32	57.89
0.44	6.64	3.0	1535	767.50	50.00
0.33	6.64	2.9	1535	921.00	40.00

ตารางผนวกที่ ก10 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชัน ($\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ H_2O_2 ต่างๆ ครั้งที่1

H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ Ratio (M/M)	pH	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
0.66	1.33	1	3.0	1293	711.15	45.00
1.36	1.33	2	2.9	1293	490.57	62.06
2.72	1.33	3	3.0	1293	474.44	63.31
3.99	1.33	5	2.9	1293	851.51	34.14
5.31	1.33	7	3.0	1293	958.41	25.88
6.64	1.33	8	3.0	1293	309.20	76.09

ตารางผนวกที่ ก11 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ H_2O_2 ต่างๆ ครั้งที่2

H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ Ratio (M/M)	pH	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
0.66	1.33	1	3.0	1280	819.20	36.00
1.36	1.33	2	3.0	1280	585.08	54.29
2.72	1.33	3	3.0	1280	857.60	33.00
3.99	1.33	5	3.0	1280	1001.33	21.77
5.31	1.33	7	3.0	1280	999.43	21.92
6.64	1.33	8	3.0	1280	232.73	81.82

ตารางผนวกที่ ก12 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ H_2O_2 ต่างๆ ครั้งที่3

H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ Ratio (M/M)	pH	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
0.66	1.33	1	3.0	1440	1036.80	28.00
1.36	1.33	2	2.9	1440	806.40	44.00
2.72	1.33	3	3.0	1440	985.03	31.60
3.99	1.33	5	2.9	1440	838.44	41.78
5.31	1.33	7	3.0	1440	896.39	37.75
6.64	1.33	8	3.0	1440	553.85	61.54

ตารางผนวกที่ ก13 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 1.36 \text{ mg/l}$; $76 \text{ Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; pH 3 ± 0.2) ที่ระยะเวลาต่างๆ ครั้งที่1

Reaction Time (min)	pH	H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ Ratio (M/M)	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
5	3.0	1.36	1.33	2	960	400.00	58.33
10	2.9	1.36	1.33	2	960	320.00	66.67
15	3.0	1.36	1.33	2	960	240.00	75.00
20	2.9	1.36	1.33	2	960	240.00	75.00
25	3.0	1.36	1.33	2	960	240.00	75.00
30	3.0	1.36	1.33	2	960	220.00	77.08
35	3.0	1.36	1.33	2	960	220.00	77.08
40	3.0	1.36	1.33	2	960	200.00	79.17
60	3.0	1.36	1.33	2	960	120.00	87.50

ตารางผนวกที่ ก14 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 1.36 \text{ mg/l}$; $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; pH 3 ± 0.2) ที่ระยะเวลาต่างๆ ครั้งที่2

Reaction Time	pH	H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ Ratio (M/M)	$[\text{COD}]_0$ (mg/l)	$[\text{COD}]$ (mg/l)	%COD Removal (mg/l)
5	3.0	1.36	1.33	2	1440	340.00	76.39
10	3.0	1.36	1.33	2	1440	340.00	76.39
15	3.0	1.36	1.33	2	1440	320.00	77.78
20	3.0	1.36	1.33	2	1440	160.00	88.89
25	3.0	1.36	1.33	2	1440	160.00	88.89
30	2.9	1.36	1.33	2	1440	160.00	88.89
35	3.0	1.36	1.33	2	1440	160.00	88.89
40	2.9	1.36	1.33	2	1440	160.00	88.89
60	3.0	1.36	1.33	2	1440	160.00	88.89

ตารางผนวกที่ ก15 การบำบัด COD น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดมาแล้ว ของบริษัท Henkel ประเทศไทย จำกัด โดยใช้วิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ($\text{H}_2\text{O}_2 = 1.36 \text{ mg/l}$; $\text{Fe}^{2+} = 1.33 \text{ g/l}$; $\text{pH } 3 \pm 0.2$) ที่ระยะเวลาต่างๆ ครั้งที่3

Reaction Time	pH	H_2O_2 (g/l)	Fe^{2+} (g/l)	$\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ Ratio (M/M)	$[\text{COD}]_0$ mg/l	$[\text{COD}]$ mg/l	%COD Removal mg/l
5	3.0	1.36	1.33	2	2720	1680.00	38.24
10	3.0	1.36	1.33	2	2720	1680.00	38.24
15	3.0	1.36	1.33	2	2720	1720.00	36.76
20	3.0	1.36	1.33	2	2720	1640.00	39.71
25	3.0	1.36	1.33	2	2720	1360.00	50.00
30	2.9	1.36	1.33	2	2720	1360.00	50.00
35	3.0	1.36	1.33	2	2720	1320.00	51.47
40	2.9	1.36	1.33	2	2720	1320.00	51.47
60	3.0	1.36	1.33	2	2720	1280.00	52.94

ตารางผนวกที่ ก16 แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ภายใต้
สภาวะที่เหมาะสม ครั้งที่1

Parameter	Standards	น้ำเสียก่อนการบำบัด	น้ำเสียหลังการบำบัด โดย Fenton's oxidation	% Removal
COD (mg/l)	750	2,000	520	74
SS (mg/l)	200	200	15	92.5
TDS (mg/l)	3,000	6,963	7,804	-
Total Iron (mg/l)	10	<0.1	<0.1	-
Cr ⁶⁺ (mg/l)	0.25	<0.1	<0.1	-
Cr ³⁺ (mg/l)	0.75	0.6	0.1	83.33
F ⁻ (mg/l)	5	3.7	2.2	40.54
Cl ⁻ (mg/l)	2,000	858.58	523.66	39

ตารางผนวกที่ ก17 แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ภายใต้
สภาวะที่เหมาะสม ครั้งที่2

Parameter	Standards	น้ำเสียก่อนการบำบัด	น้ำเสียหลังการบำบัด โดย Fenton's oxidation	% Removal
COD (mg/l)	750	2,480	760	69.35
SS (mg/l)	200	120	12	92.5
TDS (mg/l)	3,000	6,358	8,806	-
Total Iron (mg/l)	10	<0.1	<0.1	-
Cr ⁶⁺ (mg/l)	0.25	0.7	0.06	91.4
Cr ³⁺ (mg/l)	0.75	1.7	0.6	64.7
F ⁻ (mg/l)	5	1.8	1.2	33.33
Cl ⁻ (mg/l)	2,000	126.60	127.98	-

ตารางผนวกที่ ก18 แสดงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีเฟนตันออกซิเดชั่น ภายใต้
สภาวะที่เหมาะสม ครั้งที่3

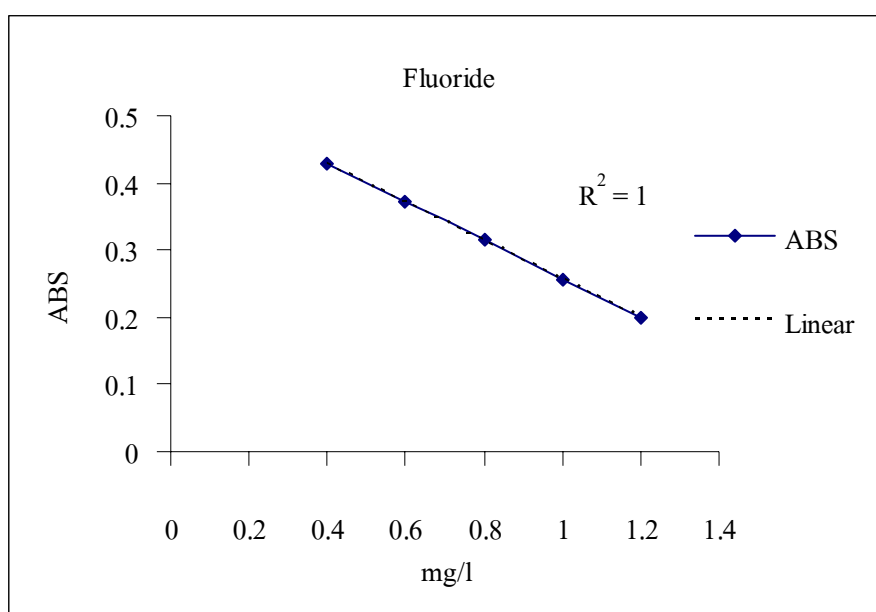
Parameter	Standards	น้ำเสียก่อนการบำบัด	น้ำเสียหลังการบำบัด โดย Fenton's oxidation	% Removal
COD (mg/l)	750	1,840	680	63.04
SS (mg/l)	200	100	8	92
TDS (mg/l)	3,000	6,464	9,100	-
Total Iron (mg/l)	10	38	0.15	99.6
Cr ⁶⁺ (mg/l)	0.25	0.2	0.06	70
Cr ³⁺ (mg/l)	0.75	0.6	0.24	60
F ⁻ (mg/l)	5	2.6	1.7	34.6
Cl ⁻ (mg/l)	2,000	112.32	12.05	89.27

ภาคผนวก ข

แสดงกราฟมาตรฐานในการวิเคราะห์ค่าโลหะหนักด้วย สเปกโตรโฟโตมิเตอร์

ตารางผนวกที่ ข1 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมซอบเบรนต์ของฟลูออไรด์

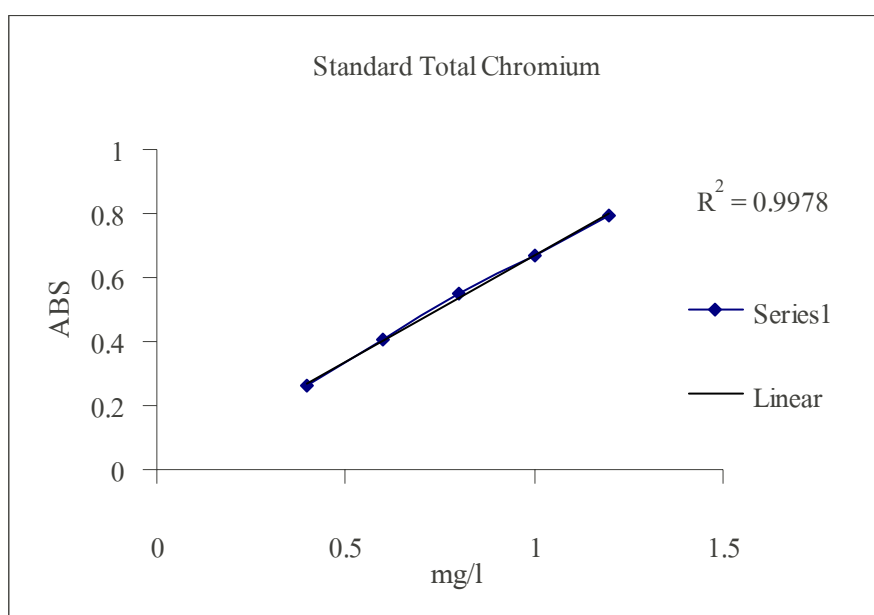
Fluoride (mg/l)	Absorbant (ABS)
0.4	0.428
0.6	0.372
0.8	0.314
1.0	0.257
1.2	0.2



ภาพผนวกที่ ข1 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมซอบเบรนต์ของฟลูออไรด์

ตารางผนวกที่ ข2 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมพลิจูดของโครเมียมทั้งหมด

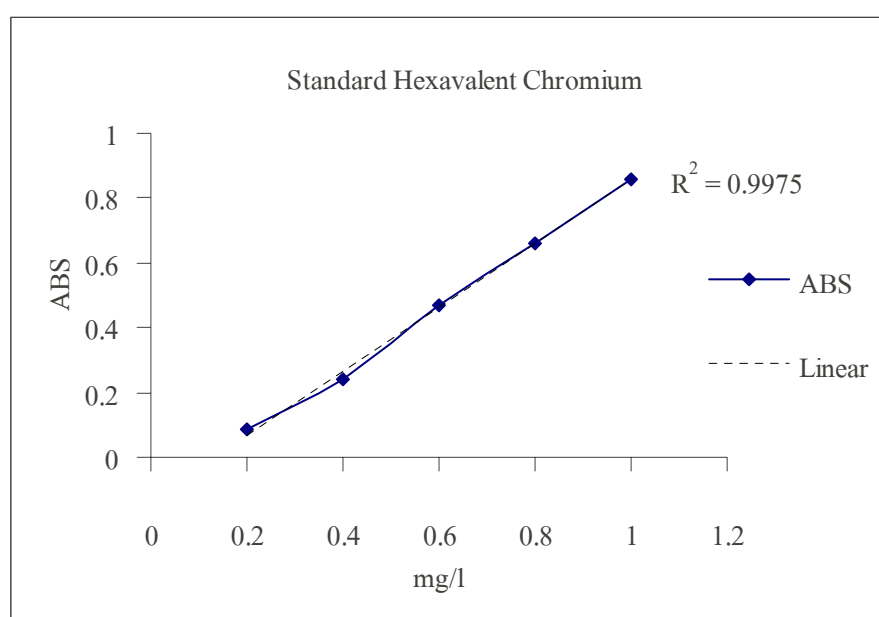
Total Chromium (mg/l)	Absorbant (ABS)
0.4	0.263
0.6	0.405
0.8	0.552
1.0	0.670
1.2	0.793



ภาพผนวกที่ ข2 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมพลิจูดของโครเมียมทั้งหมด

ตารางผนวกที่ ข3 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมซอบเบรนต์ของไอออนหก
บวกโครเมียม

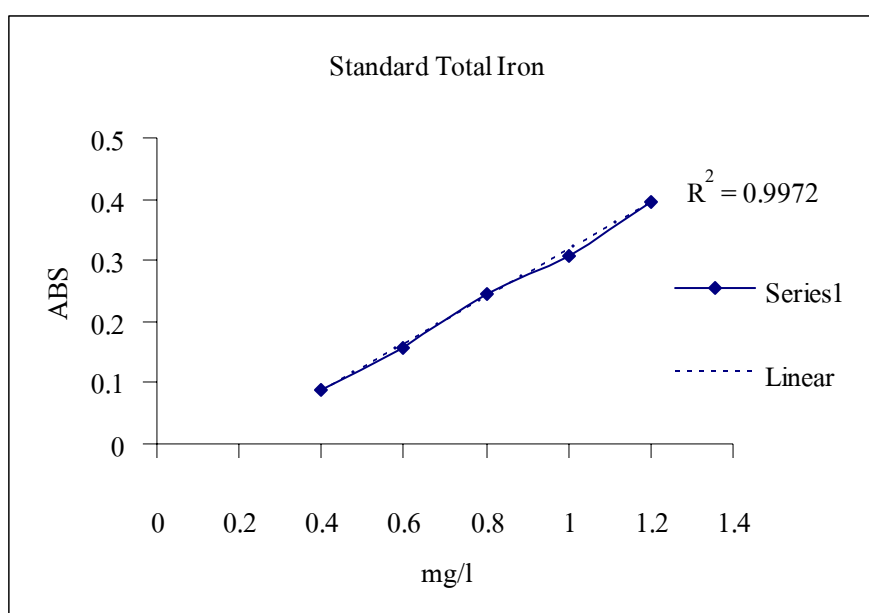
Hexavalent Chromium (mg/l)	Absorbant (ABS)
0.2	0.084
0.4	0.24
0.6	0.472
0.8	0.661
1.0	0.856



ภาพผนวกที่ ข3 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมซอบเบรนต์
ของไอออนหกบวกโครเมียม

ตารางผนวกที่ ข4 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมซอบเบรนต์ของไอออนเหล็กทั้งหมด

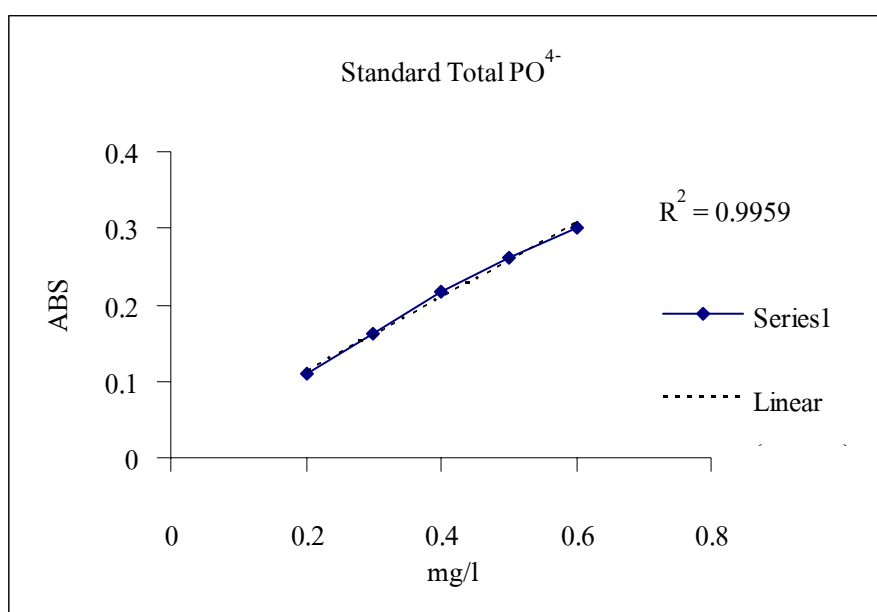
Total Iron (mg/l)	Absorbant (ABS)
0.4	0.087
0.6	0.156
0.8	0.244
1.0	0.306
0.2	0.396



ภาพผนวกที่ ข4 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมซอบเบรนต์ของไอออนเหล็กทั้งหมด

ตารางผนวกที่ ข5 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมพลิจูดของฟอสเฟตทั้งหมด

Total Phosphate (mg/l)	Absorbant (ABS)
0.2	0.109
0.3	0.163
0.4	0.216
0.5	0.261
0.6	0.301



ภาพผนวกที่ ข5 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและแอมพลิจูดของฟอสเฟตทั้งหมด

ภาคผนวก ค

การคำนวณปริมาณสารเคมี และราคาสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดซีโอดีโดยวิธีเฟนตันออกซิเดชัน

ตัวอย่างการคำนวณปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

1. การเตรียมสารละลาย H_2O_2 ความเข้มข้น 1.36 กรัมต่อลิตร

จากการทดลองใช้ 30% H_2O_2

$$\begin{aligned}
 & 30\% \text{H}_2\text{O}_2 \text{ (w/w)} && \text{Density } 1.1 \text{ g/cm}^3 \\
 \text{จาก } C \text{ (mol /l)} &= && 10 \text{ d\% / M} \\
 C &= && \text{ความเข้มข้นของสารละลาย (mol/l)} \\
 D &= && \text{ค่าความหนาแน่นของสาร} \\
 M &= && \text{มวลโมเลกุลของสาร} \\
 \text{ความเข้มข้นของ } \text{H}_2\text{O}_2 &= && 10 \text{ d\% / M} \\
 &= && 10 \times 1.1 \times 30 / 34 \\
 &= && 9.77 \text{ mol / l} \quad \text{หรือ } 330 \text{ g/l}
 \end{aligned}$$

ถ้าต้องการเตรียม H_2O_2 ที่ความเข้มข้น 1.33 กรัมต่อลิตร ในน้ำเสีย 250 มิลลิลิตร

$$\begin{aligned}
 \text{จาก } C_1 V_1 &= C_2 V_2 \\
 1.33 \times 250 &= 330 \times V_2 \\
 C_2 &= 1 \text{ ml}
 \end{aligned}$$

2. การเตรียมสารละลาย Fe^{2+} ความเข้มข้น 1.33 กรัมต่อลิตร

จากการทดลองใช้ 20% $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ มีความเข้มข้น 200 g/l หรือ 0.72 mol/l (มวลโมเลกุลของ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ มีค่าเท่ากับ 278 g/mol และ Fe^{2+} 56 g/mol) ดังนั้นที่ 20% $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ จะมี Fe^{2+} 40.29 g/l

$$\begin{aligned}
 C_1 V_1 &= C_2 V_2 \\
 40.29 \times V_1 &= 1.33 \times 250 \\
 V_1 &= 1.33 \times 250 / 40.29 \\
 V_1 &= 8.25 \text{ ml}
 \end{aligned}$$

การคำนวณค่าใช้จ่ายในการลดค่าซีโอดีโดยใช้ฟenantรีเอเจนต์

1. ค่าใช้จ่ายของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2)

ความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่ใช้คือ 1.36 g/l

ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 30% (w/w) ชนิด Commercial grade ราคา 17 บาท/กิโลกรัม

การคำนวณ

ดังนั้นในน้ำเสีย 1 m^3 จะใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ทั้งสิ้น

$$= \frac{1.36 \text{ g}}{1} \times \frac{1000 \text{ l}}{1 \text{ m}^3} \times \frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}}$$

$$= 1.36 \text{ kg} / \text{m}^3$$

ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 30% (w/w) ชนิด Commercial grade ราคา 17 บาท/กิโลกรัม

$$= \frac{1.36 \text{ kg}}{\text{m}^3} \times \frac{17 \text{ บาท}}{\text{กิโลกรัม}}$$

$$= 23.12 \text{ บาท} / \text{m}^3$$

2. ค่าใช้จ่ายของเฟอร์รัสซัลเฟต

ความเข้มข้นของ Fe^{2+} คือ 1.33 g/l โดยใช้สารละลาย 20% $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ในปริมาณ 6.6 g/l

เฟอร์รัสซัลเฟต ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ชนิด Commercial grade 1 kg ราคา 9 บาท/กิโลกรัม

การคำนวณ

เตรียมเฟอร์รัสซัลเฟต 20 g ละลายในน้ำ DI 100 ml

ใช้เฟอร์รัสซัลเฟตปริมาณ 8.24 ml ในน้ำเสีย 250 ml

ดังนั้นในน้ำเสีย 1 m^3 จะใช้เฟอร์รัสซัลเฟตทั้งสิ้น

$$= \frac{6.6 \text{ g}}{1} \times \frac{1000 \text{ l}}{1 \text{ m}^3} \times \frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}}$$

$$= 6.6 \text{ kg/m}^3$$

เฟอร์ริสซัลเฟตชนิด Commercial grade ราคา 8 บาท/กิโลกรัม

$$= \frac{6.6 \text{ kg}}{1 \text{ m}^3} \times \frac{8 \text{ บาท}}{1 \text{ kg}}$$

$$= 52.75 \text{ บาท/m}^3$$

