



การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน

Fenton's Treatment of Landfill Leachate

นฤมด ประดิษฐ์เสรี

Naruemoal Praditseree

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาเทคโนโลยีและการจัดการสิ่งแวดล้อม

มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of

Master of Science in Technology and Environmental Management

Prince of Songkla University

2556

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน
 ผู้เขียน นางสาวนฤมล ประดิษฐ์เสรี
 สาขาวิชา เทคโนโลยีและการจัดการสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

คณะกรรมการสอบ

.....

..... ประธานกรรมการ

(ดร.วรวิทย์ วงศ์นิรามัยกุล)

(รองศาสตราจารย์ ดร.พันธ์ ทองชุมนุม)

..... กรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุกัญญา วงศ์ธนะบุญ)

..... กรรมการ

(ดร.วรวิทย์ วงศ์นิรามัยกุล)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยนี้เป็น
 ส่วนหนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีและ
 การจัดการสิ่งแวดล้อม

.....

(รองศาสตราจารย์ ดร.ธีระพล ศรีชนะ)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

(3)

ขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้มาจากการศึกษาวิจัยของนักศึกษาเอง และได้แสดงความขอบคุณบุคคลที่มีส่วนช่วยเหลือแล้ว

ลงชื่อ _____

(ดร.วรวิทย์ วงศ์นิรามัยกุล)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์

ลงชื่อ _____

(นางสาวนฤมล ประดิษฐ์เสวี)

นักศึกษา

(4)

ข้าพเจ้าขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้ไม่เคยเป็นส่วนหนึ่งในการอนุมัติปริญญาในระดับใดมาก่อน และ
ไม่ได้ถูกใช้ในการยื่นขออนุมัติปริญญาในขณะนี้

ลงชื่อ _____

(นางสาวนฤมล ประดิษฐ์เสรี)

นักศึกษา

ชื่อวิทยานิพนธ์	การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน
ผู้เขียน	นางสาวนฤมล ประดิษฐ์เสรี
สาขาวิชา	เทคโนโลยีและการจัดการสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา	2555

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะโดยวิธีเฟนตัน ซึ่งผลของปัจจัยต่างๆ ได้แก่ ค่าพีเอช (pH) ของน้ำชะขยะ ความเข้มข้นเริ่มต้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ความเข้มข้นเริ่มต้นของเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) และความเข้มข้นเริ่มต้นซีโอดีของต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะซึ่งแสดงในรูป %การลดลงของค่าซีโอดีจะถูกศึกษา จากผลการทดลองพบว่า สภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะคือ ค่า pH 3 อัตราส่วนโดยมวลระหว่าง $[Fe^{2+}] : [H_2O_2] : [COD] = 0.2 : 7 : 1$ ที่สภาวะดังกล่าวนี้จะสามารถลดค่าซีโอดีของน้ำชะขยะได้ถึง 70% ภายในเวลา 30 นาที ดังสมการจลนพลศาสตร์ ดังนี้

$$\frac{d[COD]}{dt} = -49.86[Fe^{2+}]^{0.32}[H_2O_2]^{0.199}[Initial\ COD]^{0.661}$$

และในงานวิจัยนี้ยังทำการศึกษาพัฒนาวิธีการวิเคราะห์หาปริมาณ H_2O_2 ที่เหลือจากการบำบัด โดยใช้ปฏิกิริยาการทดสอบสีได้จากวิธีมาตรฐานไททานเนียมออกซาลेट ทำการถ่ายภาพผลิตภัณฑ์ของปฏิกิริยาด้วยกล้องถ่ายภาพดิจิทัลจากนั้นจึงทำการวิเคราะห์ค่าสีพื้นฐาน (RGB) ด้วยโปรแกรม Adobe Photoshop CS5 และค่าสี RGB นำมาทำการสร้าง Calibration curve ของ H_2O_2 จากผลการศึกษาพบว่าวิธีดังกล่าวที่พัฒนานี้จะให้ช่วงความเป็นเส้นตรง I_B (Intensity blue) = 0.02-0.1 มิลลิกรัมต่อลิตรและ A_B (Absorbance blue) = 0.02 - 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ชัดจำกัด การตรวจวัด $I_B = 0.0088 \pm 0.0003$ มิลลิกรัมต่อลิตรและ $A_B = 0.0101 \pm 0.00001$ มิลลิกรัมต่อลิตร มีร้อยละค่าความถูกต้องของความเข้มสี $I_B = 7.14\%$ และ $A_B = 4.29\%$ ความแม่นยำของความเข้มสี $I_B = 0.093\%$ และ $A_B = 0.196\%$ จากการวิธีประยุกต์ใช้วิธีที่พัฒนาขึ้นในการตรวจวัด H_2O_2 ที่เหลือจากการบำบัดจริงพบว่า วิธีที่พัฒนาขึ้นให้ผลการตรวจวัดไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญจากวิธีมาตรฐาน ซึ่งเป็นการบ่งชี้ให้เห็นถึงศักยภาพวิธีที่พัฒนาขึ้นในการตรวจวัด H_2O_2 ที่เหลือจากกระบวนการบำบัดด้วยวิธีเฟนตัน

คำสำคัญ: หลุมฝังกลบขยะ, น้ำชะขยะ, กระบวนการบำบัดด้วยวิธีเฟนตัน, ภาพถ่ายดิจิทัล, เทคนิคการวิเคราะห์สีระบบสีแดง เขียว น้ำเงิน

Thesis Title	Fenton's treatment of landfill leachate
Author	Miss Naruemoal Praditseree
Major Program	Technology and Environmental Management
Academic	2012

ABSTRACT

This research focused on the treatment of the landfill leachate by Fenton's oxidation. The effect of three parameters, the leachate pH, the initial H_2O_2 , Fe^{2+} concentration and the initial COD on the treatment efficiency in the form of % COD removal were studied. According to the experimental results, the optimum condition was found at pH 3, rate of the mass $[\text{Fe}^{2+}] : [\text{H}_2\text{O}_2] : [\text{COD}] = 0.2 : 7 : 1$. This was enough to reduce the COD up to 70% within 30 min reaction time. The treatment efficiency can be described by overall kinetic equation for COD degradation as:

$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -49.86[\text{Fe}^{2+}]^{0.32}[\text{H}_2\text{O}_2]^{0.199}[\text{InitialCOD}]^{0.661}$$

In addition to wastewater study, the residual H_2O_2 detection method was developed in the second part of this study. The colorimetric reaction obtained from the titanium oxalate standard method was applied. The color reaction product was photograph and then the RGB intensity was analyzed by photoshop CS5 in order to generate the calibration curve, According to the experimental results, the performance of the developed method in terms of the linear range was found at 0.02 - 0.1mg/l of I_B and 0.02 - 0.1 mg/l of A_B , the detection limit was 0.0088 ± 0.0003 mg/l of I_B and 0.0101 ± 0.00001 mg/l of A_B , Accuracy was 7.14% of I_B and 4.29% of A_B and the precision was 0.093% and 0.196% of A_B . When the developed method was applied to determine the residual H_2O_2 in the Fenton's treatment system, there was insignificantly difference between those method and the titanium oxalate standard method.

Keywords: Landfill, Leachate, Fenton's treatment, Colorimetry, Digital image analysis and RGB color

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบคุณคณะเทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตภูเก็ต ได้ให้โอกาสในการเข้าศึกษา รวมถึงคณาจารย์ในคณะทุกท่านที่ได้ให้ความรู้ตลอดระยะเวลาที่ได้ศึกษาในระดับปริญญาโท และให้ความอนุเคราะห์เครื่องมือและอุปกรณ์ในการทำวิจัย บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์และสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.) สำหรับทุนสนับสนุนการทำวิจัย

ขอขอบพระคุณ ดร.วรวิทย์ วงศ์นิรามัยกุล อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่คอยสนับสนุนตลอดมา และให้คำปรึกษาแนะนำที่ดีในการทำวิจัยจนเสร็จสิ้นสมบูรณ์

ขอขอบพระคุณ คณาจารย์ทุกท่านที่ได้สละเวลาอันมีค่าสำหรับการเป็นกรรมการผู้ทรงคุณวุฒิในการสอบปกป้องวิทยานิพนธ์ และให้คำแนะนำสำหรับการแก้ไขเล่มวิทยานิพนธ์จนเสร็จสิ้น

ขอขอบพระคุณ คณะเจ้าหน้าที่และทีมงานของเทศบาลนครภูเก็ต ที่คอยอำนวยความสะดวกและความรู้ เกี่ยวกับการบริหารจัดการขยะมูลฝอย และให้คำปรึกษาแนะนำที่ดีในการทำวิจัยจนเสร็จสิ้นสมบูรณ์

สุดท้ายนี้ขอขอบพระคุณ สมาชิกครอบครัวที่น่ารัก เพื่อน ๆ พี่ ๆ น้อง ๆ ทุกท่านที่ได้คอยสนับสนุนทั้งกำลังใจ และคำแนะนำอันมีค่าตลอดระยะเวลาในการทำวิจัยจนสำเร็จลุล่วงไปได้ได้อย่างสมบูรณ์

นฤมล ประดิษฐ์เสรี

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ (ภาษาไทย)	(5)
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ)	(6)
กิตติกรรมประกาศ	(7)
สารบัญ	(8)
รายการตาราง	(10)
รายการรูป	(11)
สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ	(13)
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 ความสำคัญและที่มาของการวิจัย	1
1.2 วัตถุประสงค์	3
1.3 ขอบเขตของการวิจัย	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	3
1.5 กรอบแนวคิดของงานวิจัย	4
บทที่ 2 การตรวจเอกสาร	5
2.1 ความรู้เกี่ยวกับน้ำชะขยะ	5
2.2 คุณสมบัติของน้ำชะขยะ	6
2.3 กระบวนการเฟนตัน	7
2.4 ข้อมูลทั่วไปของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์	8
2.5 การตรวจวิเคราะห์หา H_2O_2 ที่เหลือจากการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน	10
2.6 การวิเคราะห์ด้วยการเปรียบเทียบความเข้มข้นของสี และการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัล	11
2.7 ผลงานศึกษาและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	24

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
บทที่ 3 วิธีการวิจัย	31
3.1 วัสดุและสารเคมี	31
3.2 เครื่องมือและอุปกรณ์	32
3.3 วิธีการวิจัย	33
3.3.1 กระบวนการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน	33
3.3.2 การพัฒนาเทคนิคสำหรับการตรวจวัดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหลืออยู่ในกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัล	37
บทที่ 4 ผลและบทวิจารณ์ผลการวิจัย	39
4.1 คุณสมบัติของน้ำชะขยะเทศบาลนครภูเก็ต	39
4.2 สภาพที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน	41
4.3 ค่าจลนพลศาสตร์ (Kinetic)	47
4.4 การพัฒนาวิธีวิเคราะห์หา H_2O_2 ที่เหลือจากปฏิกิริยาเฟนตัน	53
บทที่ 5 บทสรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ	65
5.1 สรุปผลการวิจัย	65
5.2 ข้อเสนอแนะ	67
เอกสารอ้างอิง	68
ภาคผนวก	74
ประวัติผู้เขียน	94

รายการตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1 ศักย์ออกซิเดชันของอนุมูลอิสระชนิดต่างๆ โดยเปรียบเทียบกับสารออกซิเดนท์ที่เป็นโมเลกุลปกติ	8
3.1 พารามิเตอร์ของน้ำชะขยะที่ทำการวิเคราะห์และวิธีการวิเคราะห์	33
3.2 สภาพที่ใช้ในการหาค่า pH ที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตันที่สภาวะต่างๆ	35
3.3 การหาปริมาณความเข้มข้น Fe^{2+} ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน	35
3.4 การหาปริมาณความเข้มข้น H_2O_2 ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน	36
3.5 การหาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน ด้วยความเข้มข้นของ COD เริ่มต้นต่างๆ	37
4.1 คุณสมบัติของน้ำชะขยะหลุมฝังกลบเทศบาลนครภูเก็ต	
4.2 สมการเส้นตรง ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ (R^2) และช่วงความเป็นเส้นตรงของแต่ละค่าสี	41
4.3 สมรรถนะของวิธีที่พัฒนาขึ้นในการหาปริมาณ H_2O_2	60
4.4 การหาความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือในระบบบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตันที่เวลาต่างๆ จากการวิเคราะห์โดยใช้ค่า RGB Intensity เปรียบเทียบกับความเข้มข้นที่ได้จากการวิเคราะห์โดยใช้วิธีมาตรฐาน	
4.5 การหาความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือในระบบการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตันที่เวลาต่างๆ จากการวิเคราะห์โดยใช้ค่า Absorbance เปรียบเทียบกับความเข้มข้นที่ได้จากการวิเคราะห์โดยใช้วิธีมาตรฐาน	61

รายการรูป

รูปที่	หน้า
1.1 ภาพประกอบกรอบแนวคิดการศึกษา	4
2.1 แสดงวิธีการฟึงกลบขยะมูลฝอยแบบถูกหลักสุขาภิบาล	5
2.2 การเปลี่ยนระดับพลังงานของอิเล็กตรอน	13
2.3 กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง Absorbance กับความเข้มข้น	13
2.4 ภาพแสดงส่วนประกอบของตา	15
2.5 ภาพแสดงสเปกตรัมของคลื่นแสงขาว	16
2.6 ภาพแสดงการเกิดสเปกตรัมสีรุ้งของแสงเมื่อลำแสงผ่านปริซึม	17
2.7 แสดงการผสมแสงสีปฐมภูมิบนฉากขาว	18
2.8 แม่สี 3 สี R(แดง) G(เขียว) B(น้ำเงิน) และสีของการรวมของแม่สี	22
2.9 วงจรสีคู่หรือสีตรงกันข้าม (Complementary color)	23
3.1 อุปกรณ์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟ้นต้นแบบกะ	34
4.1 แสดงตำแหน่งที่ตั้งหลุมฝังกลบขยะเทศบาลนครภูเก็ต	39
4.2 แนวทางการไหลของน้ำชะขยะจากบ่อฝังกลบที่ 1-5	40
4.3 ผลของ pH ต่อ %การลดค่า COD ที่อัตราส่วนโดยมวลระหว่าง $[H_2O_2]:[Fe^{2+}]:[COD]$ = 1 : 0.2 : 1	42
4.4 ผลของความเข้มข้น Fe^{2+} เริ่มต้น ต่อ % การลดค่า COD ที่อัตราส่วน โดยมวล ระหว่าง $[H_2O_2]:[COD] = 1:1$ ที่ pH = 3	43
4.5 ผลของความเข้มข้น H_2O_2 เริ่มต้น ต่อ%การลดค่า COD ที่อัตราส่วนโดยมวล ระหว่าง $[Fe^{2+}]: [COD] = 0.2 : 1$ ที่ pH = 3	45
4.6 ผลของความเข้มข้น COD เริ่มต้น ต่อเปอร์เซ็นต์การลดลงของ COD ที่อัตราส่วน โดย มวลระหว่าง $[Fe^{2+}]: [H_2O_2] = 0.2 : 7$ ที่ pH 3	46
4.7 การหาค่าอัตราเร็วเริ่มต้นของปฏิกิริยาของ Fe^{2+}	48
4.8 ความสัมพันธ์ระหว่าง In (initial rate) และ In $[Fe^{2+}]$	48
4.9 การหาค่าอัตราเร็วเริ่มต้นของปฏิกิริยาของ H_2O_2	49

รายการรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.10 ความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln(\text{initialrate})$ และ $\ln[\text{H}_2\text{O}_2]$	50
4.11 การหาค่าอัตราเร็วเริ่มต้นของปฏิกิริยาของ COD	51
4.12 ความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln(\text{initialrate})$ และ $\ln[\text{Initial COD}]$	51
4.13 กราฟมาตรฐานของ H_2O_2 ซึ่งตรวจวัดโดยสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ความยาวคลื่น 400 nm.	54
4.14 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า RGB Intensity (I_R , I_G และ I_B) กับความเข้มข้นของ H_2O_2	55
4.15 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า Absorbance (A_R , A_G และ A_B) กับความเข้มข้นของ H_2O_2	56
4.16 กราฟเปรียบเทียบมาตรฐาน Intensity ของสีแดง (I_R) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O	57
4.17 กราฟเปรียบเทียบมาตรฐาน Intensity ของสีเขียว (I_G) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2	57
4.18 กราฟเปรียบเทียบมาตรฐาน Intensity ของสีฟ้า (I_B) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2	58
4.19 กราฟเปรียบเทียบมาตรฐาน Absorbance ของสีแดง (A_R) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2	58
4.20 กราฟเปรียบเทียบมาตรฐาน Absorbance ของสีเขียว (A_G) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2	59
4.21 กราฟเปรียบเทียบมาตรฐาน Absorbance ของสีฟ้า (A_B) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2	59
4.22 ปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลืออยู่ในระบบบำบัดแบบเฟ้นตัน เมื่อวิเคราะห์โดยใช้วิธีการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัลเปรียบเทียบกับวิธีมาตรฐาน	62

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ

A	Absorbance
A _B	Absorbance Blue
A _G	Absorbance Green
A _R	Absorbance Red
B	Blue
BOD	Biological Oxygen Demand
COD	Chemical Oxygen Demand
G	Green
I	Intensity
I _B	Intensity Blue
I _G	Intensity Green
I _R	Intensity Red
LOD	Limit of Detection
mg/l	มิลลิกรัมต่อลิตร
ml	มิลลิลิตร
pH	ค่าความเป็นกรด - ด่าง
R	Red
SS	Suspended solids

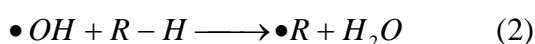
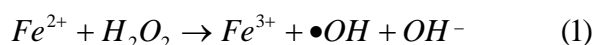
บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความสำคัญและที่มาของการวิจัย

ปัจจุบัน ประเทศไทยมีการเพิ่มจำนวนประชากร การขยายตัวของภาคอุตสาหกรรม และการกระจายความเจริญสู่ชนบทอย่างต่อเนื่อง ปัจจัยดังกล่าวเป็นสาเหตุที่ทำให้ปริมาณของขยะมูลฝอยเพิ่มขึ้น การกำจัดขยะมูลฝอยในประเทศไทย ส่วนใหญ่แล้วจะใช้วิธีการฝังกลบ ซึ่งวิธีดังกล่าวหากบริหารจัดการไม่ดีพอ จะส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมหลายประการ เช่น เกิดการปลดปล่อยของก๊าซมีเทนซึ่งเป็นสาเหตุของภาวะโลกร้อนออกสู่บรรยากาศ เป็นแหล่งเพาะพันธุ์ของพาหะนำโรคหรือเป็นแหล่งแพร่กระจายของเชื้อโรคต่างๆ เป็นต้น (มูลนิธิเพื่อการพัฒนาลำโพงและพลังงาน 2551) นอกจากนี้ ยังอาจเกิดปัญหาจากการรั่วซึมของน้ำชะขยะออกสู่ลำน้ำได้ดินหรือแหล่งน้ำธรรมชาติบริเวณใกล้เคียงหลุมฝังกลบขยะได้ มีงานวิจัยหลายชิ้นบ่งชี้ถึงความเปราะบางของน้ำชะขยะต่อสิ่งมีชีวิต เช่น น้ำชะขยะจะมีค่า COD สูงมาก เมื่อปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำจะทำให้ปริมาณออกซิเจนในน้ำต่ำลง และส่งผลทำให้สิ่งมีชีวิตในน้ำตายได้ (Clement 1997; Marttinen 2002; Pirbazari 1996; Silva 2004; Sisimmo 2000) ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่จะต้องมีการบำบัดน้ำชะขยะก่อนที่ปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม (Renoua 2008) เนื่องจากองค์ประกอบของสารอินทรีย์และอนินทรีย์น้ำชะขยะจะเปลี่ยนแปลงไปตลอดเวลา ขึ้นกับอายุของหลุมฝังกลบ (Gade 1996; Zygodlo 1998) โดยหลุมฝังกลบที่ผ่านการใช้งานมาเป็นเวลานาน จะเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพไปเป็นจำนวนมาก (successive phase of biodegradation) ทำให้เหลือแต่สารที่ไม่สามารถย่อยสลายได้โดยกระบวนการทางชีวภาพ (Bodzek 2006) ค่าอัตราส่วนระหว่าง BOD_5/COD จึงค่อนข้างต่ำ (Chian 1976; Harris 1989) โดยหลุมฝังกลบที่มีการใช้งานมานานจะมีค่า $BOD_5/COD < 0.3$ (Calace 2001; Tchobanoglous 2002) และบางหลุมอาจจะน้อยถึง 0.1 (Li 2002; Li 1999) ด้วยเหตุนี้กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจึงไม่เหมาะสมที่จะนำมาใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุการใช้งานมาเป็นเวลานาน ดังนั้นผู้วิจัยจึงสนใจที่จะนำกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมีมาใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะ โดยกระบวนการบำบัดน้ำเสียเคมีที่เลือกใช้ได้แก่ กระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีเฟนตัน (Fenton's treatment) ซึ่งมีการใช้งานอย่างแพร่หลาย (Kang 2002; Pirkanniemi 2007; Siedlecka 2007; Sun 2007) เนื่องจากเป็นกระบวนการที่มีราคาไม่แพง (Al-tawabini 2003) อุปกรณ์ที่ใช้และกระบวนการดำเนินการก็ไม่ยุ่งยาก (Chung 1993)

สามารถบำบัดมลสารในน้ำได้หลายชนิด (Gogate 2004; Neyens 2003) ใช้เวลาการบำบัดรวดเร็ว (Zazo 2005) และยังช่วยในการเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ (biodegradability) ของน้ำเสีย โดยกระบวนการนี้จะใช้สารเคมี 2 ชนิดที่เรียกว่า Fenton's reagent ได้แก่ Fe^{2+} และ H_2O_2 ในการผลิต $\bullet OH$ ขึ้นมาใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำดังสมการที่ (1) และ (2) (Hoigné 1998; Yoon 2001)



จากสมการข้างต้น จะเห็นได้ว่าปัจจัยที่ส่งผลต่อการผลิต $\bullet OH$ ขึ้นมาใช้ในการย่อยสลายมลสารในน้ำ ได้แก่ ความเข้มข้นของ Fe^{2+} ความเข้มข้น H_2O_2 และค่า pH ดังนั้นในงานวิจัยนี้ จึงจะศึกษาผลของปัจจัยเหล่านี้ต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน โดยทำการกำหนดสภาวะที่เหมาะสมเพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการบำบัดที่สูงที่สุดและใช้สารต่างๆในปริมาณน้อยที่สุด เพื่อเป็นการลดค่าใช้จ่ายที่เกี่ยวข้องกับค่าสารเคมี นอกจากนี้หากใช้ปริมาณสารเคมีในกระบวนการบำบัดมากเกินไปจะส่งผลให้มีสารที่เหลือจากกระบวนการบำบัดถูกปล่อยออกมาซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อระบบสิ่งแวดล้อมตามมา ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการตรวจวัดปริมาณสารที่เหลือจากการบำบัด โดยเฉพาะอย่างยิ่ง H_2O_2 ซึ่งเป็นสารที่มีความสามารถในการออกซิไดซ์สูง (Strong oxidation potential) ทำให้มีโอกาสส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมได้มาก

การหาปริมาณ H_2O_2 มีหลายวิธี เช่น Permanganate Titration และ Ceric Sulfate Titration เป็นต้น แต่วิธีที่มีประสิทธิภาพในการหาปริมาณ H_2O_2 ที่ระดับปริมาณต่ำ (0.1 - 50 mg/l) ที่นิยมกันคือ วิธี Titanium Oxalate ซึ่งอาศัยหลักการทำปฏิกิริยาระหว่าง H_2O_2 กับไททานเนียมออกซาลेट เกิดเป็นผลิตภัณฑ์สีเหลือง จากนั้นจึงทำการตรวจวัดด้วยเครื่อง UV-Vis spectrophotometer อย่างไรก็ตามวิธีการดังกล่าวไม่เหมาะสมกับการใช้งานในพื้นที่หลุมฝังกลบขยะ เนื่องจากจำเป็นต้องอาศัยเครื่อง UV-Vis spectrophotometer ซึ่งเป็นเครื่องมือวิเคราะห์ทางวิทยาศาสตร์ที่มีใช้อยู่ในห้องปฏิบัติการเท่านั้น ดังนั้นในงานวิจัยนี้ จึงจะมีการศึกษาเพิ่มเติมในส่วนที่ 2 ของงานวิจัย โดยจะพัฒนาวิธีการตรวจวัด H_2O_2 ด้วยการวิเคราะห์ค่า RGB ของภาพถ่ายดิจิทัลของผลิตภัณฑ์จากปฏิกิริยาระหว่าง H_2O_2 และ Titanium Oxalate และทำการสร้างสมการความสัมพันธ์ระหว่างค่าความเข้มสี RGB และความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือจากการบำบัด ซึ่งจะเป็นประโยชน์ต่อการตรวจวัดปริมาณของ H_2O_2 ต่อไป

1.2 วัตถุประสงค์

- 1.2.1 เพื่อศึกษาคุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะ
- 1.2.2 เพื่อกำหนดสถานะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะด้วยวิธีเฟนตัน
- 1.2.3 เพื่อศึกษาจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะด้วยวิธีเฟนตัน
- 1.2.4 เพื่อศึกษาพัฒนาวิธีการเบื้องต้น (Screening test) ที่มีประสิทธิภาพ และสะดวกต่อการใช้งานในการตรวจวิเคราะห์หาปริมาณ H_2O_2 ที่เหลือจากการบำบัดด้วยวิธีเฟนตัน

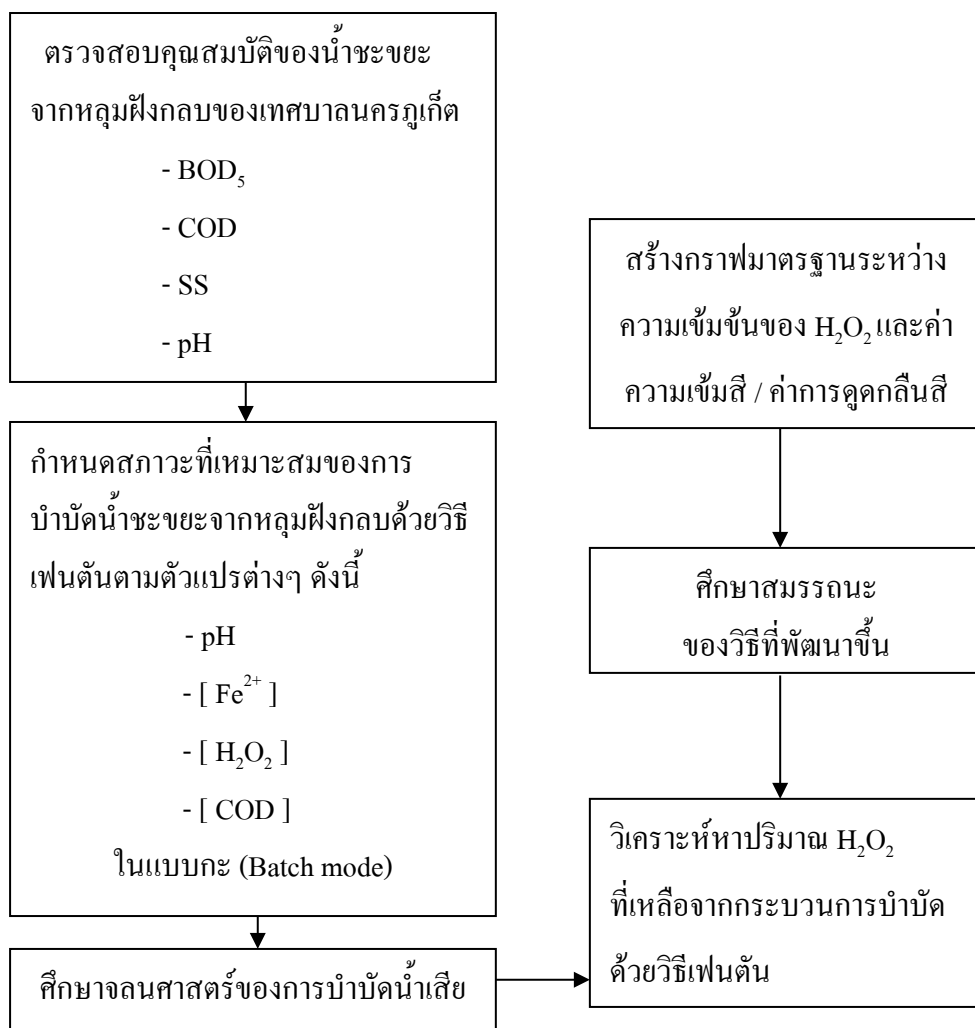
1.3 ขอบเขตของการวิจัย

- 1.3.1 ศึกษาคุณสมบัติได้แก่ BOD_5 COD SS pH ของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของเทศบาลนครภูเก็ตครอบคลุมทุกฤดูกาล
- 1.3.2 กำหนดสถานะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของเทศบาลนครภูเก็ตในรูปการลดค่า COD ด้วยวิธีเฟนตัน
- 1.3.3 ศึกษาจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำชะขยะหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน
- 1.3.4 ทดสอบความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ H_2O_2 และค่าความเข้มสี ค่าการดูดกลืนสีRGB
- 1.3.5 กำหนดสมรรถนะของระบบการตรวจวัด H_2O_2 ที่พัฒนาขึ้น
- 1.3.6 ทดสอบความเป็นไปได้ในการตรวจวัดปริมาณ H_2O_2 ที่เหลือจากระบบบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1.4.1 ทราบถึงคุณสมบัติทางกายภาพของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครภูเก็ต
- 1.4.2 ได้รับทางเลือกในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเบื้องต้น ซึ่งจะเป็นการลดภาระในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียรวม
- 1.4.3 ได้วิธีการตรวจวิเคราะห์หาปริมาณ H_2O_2 ที่มีประสิทธิภาพ โดยใช้เครื่องมือที่ไม่ซับซ้อน และสามารถดำเนินการได้สะดวก
- 1.4.4 ได้แนวทางในการวิเคราะห์ปริมาณสารอื่น โดยวัดสีจากภาพถ่ายดิจิทัล

1.5 กรอบแนวคิดของงานวิจัย



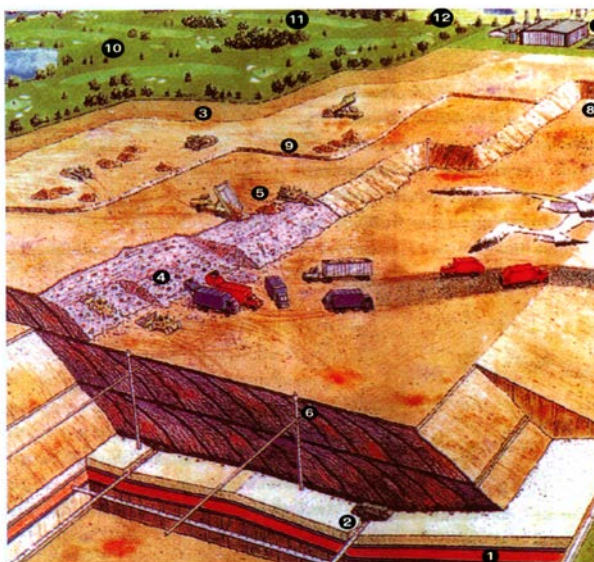
รูปที่ 1.1 ภาพประกอบกรอบแนวคิดการศึกษา

บทที่ 2

การตรวจเอกสาร

2.1 ความรู้เกี่ยวกับน้ำชะขยะ

น้ำชะขยะมูลฝอย (Leachate) หมายถึง ของเหลวที่ไหลซึมออกมาจากหลุมฝังกลบขยะมูลฝอย ซึ่งอาจมีตะกอนละเอียดปะปนมาด้วย น้ำชะขยะมูลฝอยนี้มีความสกปรกสูงและอาจปนเปื้อนแหล่งน้ำผิวดินและใต้ดิน จึงต้องควบคุมมิให้น้ำชะขยะมูลฝอยแพร่กระจายไปสู่สิ่งแวดล้อมโดยรอบ วิธีที่นิยมใช้ได้แก่ การรองพื้นด้วยวัสดุที่ป้องกันการไหลของน้ำได้ดี เช่น การใช้แผ่นพลาสติกที่มีความหนาแน่นสูง (High Density Polyethylene) ที่มีความหนาน้อย 1.5 มิลลิเมตร ปูทับบนชั้นดินที่อัดแน่นหรือดินเหนียวที่มีค่าความชื้นน้ำต่ำมาก หนาน้อย 60 เซนติเมตร นอกจากนี้ยังต้องมีการวางท่อรวบรวมน้ำเสียเพื่อไปบำบัด โดยวางเหนือชั้นแผ่นพลาสติกชนิดที่มีความหนาแน่นสูง



รูปที่ 2.1 แสดงวิธีการฝังกลบขยะมูลฝอยแบบถูกหลักสุขาภิบาล (กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2547)

1. ดินเหนียวบดอัดแน่นกับแผ่นพลาสติกกรองพื้น
2. ท่อรวบรวมขยะมูลฝอยเพื่อนำไปบำบัด
3. บ่อตรวจสอบการปนเปื้อนของน้ำบาดาล
4. ขยะมูลฝอยในระหว่างการเทและการบดอัดแน่นสนามกอล์ฟ
5. ดินกลบขยะมูลฝอยในแต่ละวัน
6. ท่อระบายก๊าซ
7. การใช้ก๊าซผลิตไฟฟ้า
8. การใช้ดินเหนียวปิดกลบครั้งสุดท้าย
9. วางระบายน้ำฝนรอบพื้นที่ฝังกลบขยะมูลฝอย
10. การใช้ประโยชน์พื้นที่หลังการฝังกลบเป็น
11. ใช้พื้นที่เป็นสถานที่พักผ่อนหย่อนใจ
12. สภาพการฝังกลบหลังเสร็จสิ้นสมบูรณ์

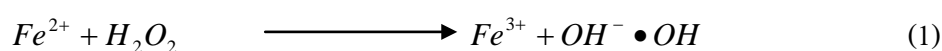
2.2 คุณสมบัติของน้ำชะขยะ

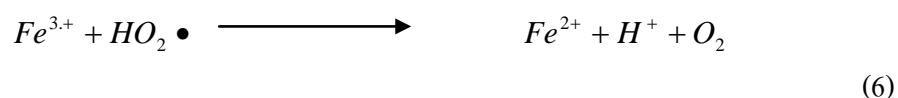
ได้มีหลายงานวิจัยหลายฉบับเล็งเห็นความสำคัญในการทำการศึกษาค้นคว้าคุณสมบัติทั้งทางกายภาพ ชีวภาพและทางเคมี เช่น สถานที่ฝังกลบขยะมูลฝอยเทศบาลนครพิษณุโลก ตำบลบึงกอก อำเภอบางระกำ จังหวัดพิษณุโลก ได้มีการตรวจวิเคราะห์การปนเปื้อนของมลพิษจากน้ำชะขยะในน้ำบาดาลที่เปลี่ยนแปลงตามฤดูกาล วิธีการศึกษามีดังนี้ (1) วัดระดับน้ำบาดาล (2) เก็บและตรวจวิเคราะห์น้ำบาดาลจากบ่อสังเกตการณ์จำนวน 6 บ่อ และจากบ่อบำบัดน้ำชะขยะจำนวน 1 จุด โดยเก็บจำนวน 3 ฤดูกาล ได้แก่ ฤดูฝน (ตุลาคม 2543) ฤดูแล้ง (กุมภาพันธ์ 2544) และฤดูร้อน (พฤษภาคม 2544) และ (3) เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาล พารามิเตอร์ที่ตรวจวิเคราะห์ได้แก่ อุณหภูมิ Conductivity pH COD BOD₅ SS Na K Ca Mg F Cl SO₄²⁻ 2CO₃²⁻ CO₃²⁻ NH₄-N NO₃-N Fe Cd Hg Ni และ Pb ผลจากการศึกษาพบว่า ระดับน้ำบาดาลในรอบหนึ่งปีขึ้นสูงสุดในเดือนพฤศจิกายนและลดลงต่ำสุดในเดือนพฤษภาคม มีทิศทางไหลจากทิศตะวันออกเฉียงใต้ไปสู่ทิศตะวันตกเฉียงเหนือ แต่ในบริเวณบ่อบำบัดน้ำชะขยะ น้ำบาดาลไหลไปทางทิศตะวันออกเฉียงเหนือ ผลการตรวจวิเคราะห์น้ำบาดาลพบการปนเปื้อนของ Cl และ SS ในน้ำชะขยะ และผลการเปรียบเทียบระหว่างฤดูกาลพบว่า เมื่อปริมาณน้ำบาดาลลดลง ความเข้มข้นของมลพิษส่วนใหญ่จะเพิ่มขึ้น ผลการวิจัยนี้เป็นประโยชน์อย่างยิ่งต่อการจัดการสิ่งแวดล้อมในสถานที่ฝังกลบ

ขยะ-มูลฝอย และต่อการสร้างองค์ความรู้เกี่ยวกับการปนเปื้อนของมลพิษจากน้ำชะขยะในน้ำบาดาลของพื้นที่เขตร้อน (สหัชยา ลาตปาละ, 2545) ซึ่งบ่งชี้ถึงความเป็นพิษของน้ำชะขยะต่อสิ่งมีชีวิต (Clément, 1997; Martinen, 2002; Pirbazari, 1996; Silva, 2004; Sisinno, 2000) ดังนั้นจึงจำเป็นที่จะต้องมีการบำบัดน้ำชะขยะก่อนที่ปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม (Renoua, 2008) องค์ประกอบของสารอินทรีย์และอนินทรีย์น้ำชะขยะจะเปลี่ยนแปลงไปตลอดเวลา ขึ้นกับอายุของหลุมฝังกลบ (Gade, 1996; Zygadłó, 1998) โดยหลุมฝังกลบที่ผ่านการใช้งานมาเป็นเวลานาน จะเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพไปเป็นจำนวนมาก (successive phase of biodegradation) ทำให้เหลือแต่สารที่ไม่สามารถย่อยสลายได้โดยกระบวนการทางชีวภาพ (Bodzek, 2006) ค่าอัตราส่วนระหว่าง BOD_5/COD จึงค่อนข้างต่ำ (Chian, 1976; Harris, 1989) โดยหลุมฝังกลบที่มีการใช้งานมานานจะมีค่า $BOD_5/COD < 0.3$ (Calace, 2001; Tchobanoglous, 2002) และบางหลุมอาจจะน้อยถึง 0.1 (Li, 1999; Li, 2002) ดังนั้นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจึงไม่เหมาะสมที่จะนำมาใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบที่มีอายุการใช้งานมาเป็นเวลานาน

2.3 กระบวนการเฟนตัน (Fenton's Process)

ปฏิกิริยาเฟนตันถูกค้นพบครั้งแรกโดย H.J.H Fenton ในปี ค.ศ.1894 เป็นปฏิกิริยาที่เกิดจากสารตั้งต้น 2 ชนิด (Fenton's reagent) ได้แก่ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) กับเกลือเหล็ก (Fe^{2+}) ซึ่งจะทำปฏิกิริยากัน ผลิตไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\bullet OH$) ซึ่งเป็นตัวออกซิไดส์ที่แรงกว่าคลอรีนถึง 200 % สูงกว่าโอโซน(O_3) 25% โดยมีค่ารองสูงจากอนุมูลพลูออรีนเท่านั้น แสดงดังตารางที่ 2.1 ดังนั้นจึงสามารถประยุกต์นำมาเป็นตัวออกซิไดส์สารอินทรีย์ มลพิษในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ปฏิกิริยาเฟนตันเป็นปฏิกิริยาที่ไม่คงตัว ทั้งนี้ที่ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเกลือเหล็กผสมกันปฏิกิริยาหลายปฏิกิริยาเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว ปฏิกิริยาเหล่านี้จะสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\bullet OH$), ไฮโดรเปอร์ออกซิล ($HO_2\bullet$), Fe^{3+} และ O_2 (ตั้งสมการที่ 1,3-8) (Tiyarattanachai *et. al.*, 2004) :





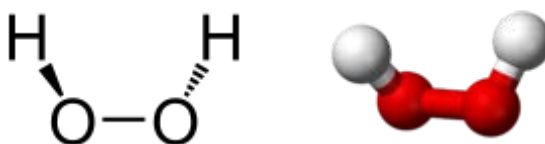
ตารางที่ 2.1 ศักย์ออกซิเดชันของอนุมูลอิสระชนิดต่างๆ โดยเปรียบเทียบกับสารออกซิเดนต์ที่เป็นโมเลกุลปกติ (Flaherty and Huang 1992)

Oxidant				Potential (volts)
F ₂	+ 2e ⁻	→	2F ⁻	2.87
HO [•]	+ H ⁺ + e ⁻	→	H ₂ O	2.33
O ₃	+ 2H ⁺ + 2e ⁻	→	O ₂ + H ₂ O	2.07
H ₂ O ₂	+ 2H ⁺ + 2e ⁻	→	2H ₂ O	1.77
MnO ₄ ⁻	+ 4H ⁺ + 2e ⁻	→	MnO ₂ + 2H ₂ O	1.68
Cl ₂	+ 2e ⁻	→	2Cl ⁻	1.39
ClO ₂ (g)	+ e ⁻	→	ClO ₂ ⁻	0.95
ClO ₂ ⁻	+ 2H ₂ O + 2e ⁻	→	Cl ⁻ + 2OH ⁻	0.90

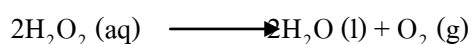
2.4 ข้อมูลทั่วไปของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

Hydrogen peroxide มีสูตรทางเคมีว่า H₂O₂ เป็นสารประกอบเปอร์ออกไซด์ (สารที่ประกอบด้วยออกซิเจนสองตัวและเชื่อมกันด้วยพันธะเดี่ยว) รูปแบบที่ง่ายที่สุด มีสภาพเป็นของเหลวใส หนักกว่าน้ำเล็กน้อย มีรสขม ไม่อยู่ตัว ซึ่งสามารถสลายตัวเป็นออกซิเจนกับน้ำ เมื่อ

เจือจางจะเป็นสารละลายไม่มีสี เนื่องจากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สามารถสลายตัวเป็นน้ำได้เมื่อถูกแสงและความร้อน จึงควรเก็บรักษาสารชนิดนี้ไว้ในภาชนะทึบแสง



คุณสมบัติของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ โดยปกติไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะสลายตัวไปเองอย่างช้า ๆ ซึ่งจะได้ผลิตภัณฑ์เป็นน้ำและแก๊สออกซิเจน แสงสว่างและความร้อนจะช่วยเร่งให้เกิดการสลายตัวเร็วขึ้น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีปฏิกิริยาการสลายตัวดังนี้



นอกจากนี้ หากมีส่วนผสมของโลหะ โดยเฉพาะเหล็ก แมงกานีส ทองแดง จะทำให้เกิดการสลายตัวเร็วยิ่งขึ้น

วิธีการเก็บรักษาไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ให้เก็บไว้ในที่มืด หรือในภาชนะสีน้ำตาลเข้ม ภาชนะทึบแสง และในที่เย็น นอกจากนี้อาจเติมสารบางชนิดลงไปเล็กน้อย เช่น แอลกอฮอล์ เพื่อป้องกันไม่ให้สลายตัวเร็วเกินไป

ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ยังมีคุณสมบัติเป็นสารไวไฟ ซึ่งภาชนะบรรจุสารอาจระเบิดได้เมื่อสัมผัสกับอุณหภูมิสูง ในกรณีเกิดเพลิงไหม้ให้ใช้น้ำฉีดเป็นฝอย หรืออาจใช้ผงเคมีแห้ง โฟม หรือคาร์บอนไดออกไซด์

ประโยชน์ของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ โดยทั่วไปไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะอยู่ในรูปสารละลายความเข้มข้นตั้งแต่ 3 - 90% มักใช้เป็นสารฟอกสีในอาหาร สารทำความสะอาด น้ำยาฆ่าเชื้อ ใช้ฆ่าเชื้อโรคบนผิวหนัง ใช้ล้างภาพสีน้ำมันเก่า ๆ ให้สดใสนิ่ง ทำน้ำยาบ้วนปาก และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เข้มข้น 90% สามารถใช้เป็นเชื้อเพลิงขับเคลื่อนจรวดและเป็นตัว oxidize (<http://th.wikipedia.org/wik/H2O2>)

2.5 การตรวจวิเคราะห์หา H_2O_2 ที่เหลือจากการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนต์ัน

กระบวนการบำบัดด้วยวิธีเฟนต์ันสามารถทำการบำบัดน้ำเสียให้ที่คุณสมบัติเป็นน้ำดีเพื่อใช้ประโยชน์ในการอื่นได้ แต่หลังจากกระบวนการบำบัดแล้วยังคงมีสารเคมีตกค้างด้วย อาทิ เช่น ตะกอนโลหะหนัก ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ตะกอนขยะตกค้างอยู่ (Neyens and baeyens, 2003; จันทิมา ชั่งศิริพร และคณะ, 2551) ซึ่งจำเป็นที่ต้องมีการบำบัดสารที่ตกค้างจากกระบวนการเฟนต์ันตามด้วย โดยเฉพาะไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ มีอันตรายต่อสุขภาพอนามัยได้ดังนี้ การหายใจเข้าไป เนื่องจากสารนี้มีฤทธิ์กัดกร่อนจะก่อให้เกิดอาการเจ็บคอ ไอ หายใจติดขัด การสัมผัสถูกผิวหนัง ทำให้ไวต่อการสัมผัส เกิดผื่นแดง และปวดแสบปวดร้อน การกลืนหรือกินเข้าไป เนื่องจากสารนี้มีฤทธิ์กัดกร่อน จะก่อให้เกิดอาการเจ็บคอ ปวดท้องและอาเจียนได้ การสัมผัสถูกตา จะก่อให้เกิดการระคายเคืองตา ตาแดง และปวดตา สายตาพร่ามัว การก่อมะเร็ง ความผิดปกติอื่นๆ สารนี้ทำลายตา ผิวหนัง ระบบหายใจ ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม(Environmental Impacts) ห้ามทิ้งลงสู่ระบบน้ำหรือดินและจะไม่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศน์หากมีการใช้และการจัดการกับผลิตภัณฑ์อย่างเหมาะสม ดังนั้นจึงต้องทำการวิเคราะห์หาปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือจากกระบวนการบำบัดด้วยวิธีเฟนต์ัน ซึ่งจะส่งผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดและผลต่อสิ่งแวดล้อมรอบข้างต่อไป ซึ่งเทคนิคที่นิยมอย่างแพร่หลายในการตรวจวิเคราะห์หา ได้แก่ Permanganate Titration, Ceric Sulfate Titration และ UV – Vis spectrophotometer เป็นต้น แต่วิธีที่มีประสิทธิภาพในการหาปริมาณ H_2O_2 ที่ระดับปริมาณต่ำ (0.1 – 50 mg/l) ที่นิยมกันคือ วิธี Titanium Oxalate

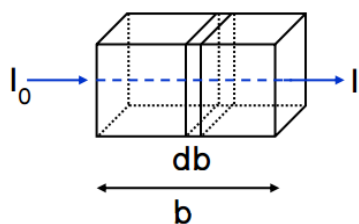
เทคนิคการตรวจวัดหาความเข้มข้นของ H_2O_2 ด้วยวิธี Potassium Titanium (IV) Oxalate Method ซึ่งจะเป็นการทำปฏิกิริยาของ H_2O_2 กับ Titanium Reagent ซึ่งประกอบด้วยกรดซัลฟูริก (H_2SO_4) 272 ml น้ำกลั่น 300 ml และ Potassium Titanium (IV) Oxalate [$K_2Ti(C_2O_4)_2 \cdot 2H_2O$] 35.4 g. แล้วเติมน้ำกลั่นให้ครบ 1,000 ml ที่สถานะที่เป็นกรด จะให้สารประกอบเชิงซ้อนสีเหลือง โดยจะต้องทำการหาสภาวะที่เหมาะสมในการใช้ทดลอง เช่น ความเข้มข้นของ H_2O_2 ระยะเวลาที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยา เป็นต้น หลังจากนั้นทำการผสมสารตั้งต้นเพื่อให้เกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อนด้วย titanium solution ดังนี้ เติมน้ำกลั่น 5 ml H_2O_2 ที่ความเข้มข้นที่ต้องการ 5 ml และน้ำกลั่น 15 ml ในหลอดเนสเลอร์ (Nessler Tube) หลังจากนั้นนำไปอ่านค่า Absorbance กับเครื่อง UV-Visible Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 400 nm.

ซึ่งการวิเคราะห์หาปริมาณ H_2O_2 นั้น จำเป็นจะต้องมีการเตรียมสารมาตรฐานที่มีความเข้มข้นต่างๆ ของ H_2O_2 เพื่อทำกราฟมาตรฐานในการใช้อ้างอิงกับผลที่ได้จากการวิเคราะห์จริง

2.6 การวิเคราะห์ด้วยการเปรียบเทียบความเข้มของสี และการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัล

Colorimetric method คือการวิเคราะห์ที่ทำให้เกิดสีในสารละลายโดยการเติมสารเคมีเพื่อให้ทำปฏิกิริยากับสารประกอบที่สนใจได้เป็นสารประกอบเชิงซ้อนที่มีสี ซึ่งความเข้มของสีจะเป็นสัดส่วนกับปริมาณของสารประกอบที่มีอยู่ในสารละลายนั้น ทั้งนี้เทียบกับสารละลายมาตรฐาน โดยอาศัยกฎการดูดกลืนแสงตามกฎของแลมเบิร์ต และเบียร์

กฎของแลมเบิร์ต (Lambert's law) กล่าวไว้ว่า “แสงที่มีความยาวคลื่นเดี่ยวผ่านตัวกลางเนื้อเดียว สัดส่วนของความเข้มของแสงที่ถูกดูดกลืนไม่ขึ้นอยู่กับความเข้มของแสง แต่จะขึ้นอยู่กับความหนาของตัวกลาง” ดังนั้นตัวกลางชนิดเดียวกันที่มีความหนา จะดูดกลืนพลังงานแสงได้เท่ากัน



I_0 = ความเข้มแสงเมื่อเริ่มตกกระทบสาร ($b = 0$)

I = ความเข้มแสงหลังผ่านสารตัวกลาง

b = ความหนาของตัวกลาง

ความสัมพันธ์ระหว่างความหนาของตัวกลางและการ

ดูดกลืนแสงเป็นดังสมการ

$$\log \frac{I_0}{I} = \frac{kb}{2.303}$$

เมื่อ k คือ ค่าคงตัวปฏิกิริยา (proportional constant)

กฎของเบียร์ (Beer's law) กล่าวไว้ว่า “อัตราการลดลงของความเข้มของแสงที่ถูกดูดกลืน เป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของสาร”

กฎของเบียร์ แลมเบิร์ต (Beer-Lambert's law): ความเข้มของแสงที่ถูกดูดกลืนขึ้นอยู่กับความเข้มข้นและความหนาของสารละลายตัวกลางดังสมการ

$$\log I_0/I = A = \epsilon lc$$

I_0	คือ ความเข้มของแสงที่ตกกระทบ (intensity of incident light)
I	คือ ความเข้มของแสงที่ผ่านออกมา (intensity of transmitted light)
A	คือ ค่าการดูดกลืนแสง (absorbance)
ϵ	คือ ค่าสภาพดูดกลืน โมลาร์ (molar absorptivity) มีหน่วยเป็น L/mol/cm
l	คือ ความยาวของสารละลายที่แสงผ่าน มีหน่วยเป็น cm
c	คือ ความเข้มข้นของสารละลาย มีหน่วยเป็น mol/l

เทคนิคอัลตราไวโอเลตและวิสิเบิลสเปกโทรสโกปี (UV-VIS Spectroscopy)

โมเลกุลที่ดูดกลืนคลื่นแสงในช่วงอัลตราไวโอเลตและวิสิเบิล จะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงระดับพลังงาน (การทรานซิชัน) ของอิเล็กตรอนใน โมเลกุล ไปอยู่ในระดับพลังงานที่สูงขึ้นกว่าเดิม พลังงานที่โมเลกุลดูดกลืนเข้าไปขึ้นอยู่กับความยาวคลื่นหรือความถี่ของคลื่นแสงนั้น รังสีแม่เหล็กไฟฟ้าในช่วง UV-VIS มีช่วงความยาวคลื่นคือ

รังสี Ultraviolet มีความยาวคลื่นในช่วงประมาณ 200–400 nm

รังสี Visible มีความยาวคลื่นในช่วงประมาณ 400– 800 nm

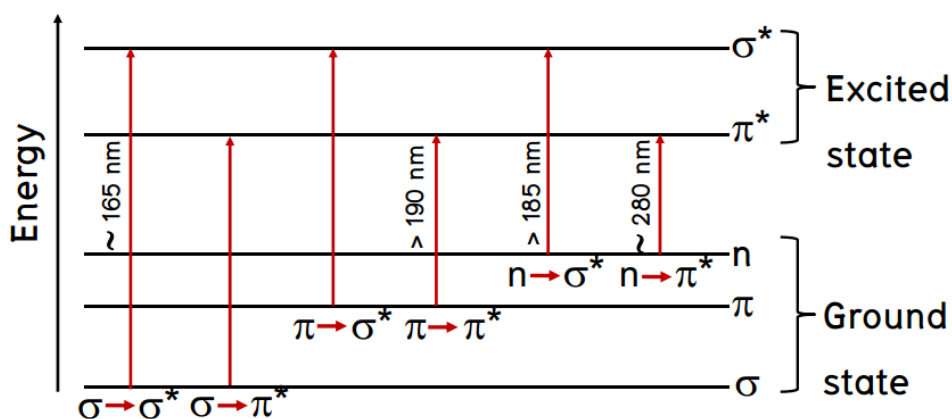
หลักการดูดกลืนรังสี UV ของสารอินทรีย์

เมื่อสารดูดกลืนรังสี UV เข้าไปจะทำให้อิเล็กตรอนถูกกระตุ้นขึ้นไปอยู่ที่ระดับพลังงานสูงกว่าเดิม อิเล็กตรอนเหล่านี้ เป็นอิเล็กตรอนวงนอกสุดที่หลุดได้ง่าย แบ่งออกเป็น 3 ชนิด ได้แก่

1. อิเล็กตรอนที่ทำให้เกิดพันธะซิกมา
2. อิเล็กตรอนที่ทำให้เกิดพันธะไพ
3. อิเล็กตรอนที่ไม่ได้สร้างพันธะ หรืออิเล็กตรอนคู่โดดเดี่ยว (n)

เมื่ออิเล็กตรอนวงนอกได้รับพลังงานจากรังสี UV จะเกิดการเปลี่ยนระดับพลังงาน จากออร์บิทัลเชิงโมเลกุลที่มีพลังงานสูงสุดและมีอิเล็กตรอนบรรจุอยู่ (highest occupied molecular orbital หรือ HOMO) ไปสู่ออร์บิทัลที่ว่างและมีพลังงานต่ำสุด (lowest unoccupied molecular orbital หรือ LUMO)

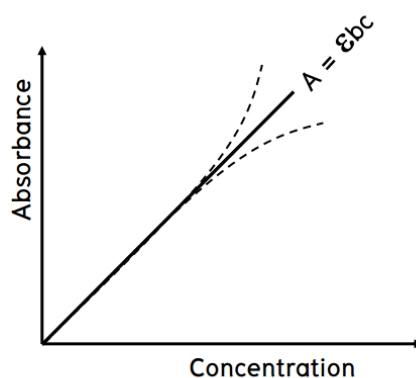
พลังงานที่อิเล็กตรอนได้รับมีค่าเท่ากับ: $E = h\nu = hc/\lambda$



รูปที่ 2.2 การเปลี่ยนระดับพลังงานของอิเล็กตรอน

ข้อจำกัดในการใช้กฎของ Beer-Lambert

กฎของ Beer-Lambert จะใช้ไม่ได้เมื่อ ค่า Absorbance ที่วัดได้ ไม่เป็นปฏิกิริยาโดยตรงกับความเข้มข้น เมื่อเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง Absorbance กับความเข้มข้นจะไม่ได้เส้นตรง



รูปที่ 2.3 กราฟความสัมพันธ์ระหว่าง Absorbance กับความเข้มข้น

สาเหตุการเบี่ยงเบนจากกฎของ Beer-Lambert อาจเกิดจาก

- สมดุลเคมี การเปลี่ยนแปลงสมดุลทำให้ความเข้มข้นของสารในระบบเปลี่ยนแปลง
- ความเข้มข้น กฎของ Beer-Lambert จะใช้ได้กับสารละลายที่มีความเข้มข้นต่ำ ๆ

- อุณหภูมิ บางปฏิกิริยาสมดุลเคมีเปลี่ยนเมื่ออุณหภูมิเปลี่ยน
- ตัวทำละลาย บางชนิดอาจดูดกลืนแสงในช่วง UV-Vis

เพราะฉะนั้น เมื่อมีการพัฒนาเทคนิคการวิเคราะห์ขึ้นมาใหม่นั้นจึงจำเป็นต้องมีการคำนึงถึงข้อจำกัด สมรรถนะของระบบการวิเคราะห์ โดยตัวชี้วัดที่บ่งบอกถึงกระบวนการควบคุมของระบบการวิเคราะห์ ได้แก่

ก. ความถูกต้องหรือความแม่นยำ (Accuracy) คือ ความใกล้เคียงระหว่างค่าที่แท้จริงหรือค่ามาตรฐานกับค่าที่ได้จากการตรวจวัด ยิ่งค่าทั้งสองนี้มีค่าใกล้เคียงกันมากเท่าไร ค่าความถูกต้องก็สูงขึ้นเท่านั้น ค่าความถูกต้องในการตรวจวัดแสดงในรูปของ เปอร์เซ็นต์ความแตกต่างที่ต่างไปจากค่ามาตรฐาน

ข. ความเที่ยงตรง (Precision) คือ การวัดระดับความสามารถในการทำซ้ำของวิธีวิเคราะห์ด้วยตัวแปรเดิม ซึ่งปกติจะรายงานเป็นค่าความเบี่ยงเบนมาตรฐานสัมพัทธ์ที่จำนวนครั้งใดๆ (Swart and Krull, 1997) ความแม่นยำในการตรวจวัดดูได้จากค่าร้อยละของค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานสัมพัทธ์ (Relative Standard Deviation: %RSD) ค่าเข้าใกล้ศูนย์หรือค่าน้อย ๆ ยิ่งดีเพราะแสดงว่าค่าที่วัดได้แตกต่างกันน้อยและก็หมายความว่ามีความเที่ยงตรงในการวิเคราะห์สูง และในงานวิจัยนี้จะศึกษา ความแม่นยำในการตรวจวัดทั้งแบบภายในวันเดียว (intra-day precision) และระหว่างวัน (inter-day precision)

ค. ความไวในการวิเคราะห์ (Sensitivity) หมายถึงความสามารถของเครื่องมือหรือวิธีในการจำแนกความแตกต่างของความเข้มข้นของ analyte ที่มีค่าน้อยๆ

ปัจจัยที่มีผลต่อ sensitivity คือ

1) ความชัน (slope) ของ calibration curve : ถ้า calibration curve มีความชันมาก sensitivity จะสูง

2) สภาพทำซ้ำได้ (reproducibility) หรือความเที่ยง(precision) ของเครื่องมือวัด : ถ้า reproducibility หรือ precision สูง sensitivity จะสูง

ง. ขีดจำกัดของการตรวจวัด (Detection limit or Limit of detection, LOD) คือ ความเข้มข้นหรือน้ำหนักต่ำสุดของ analyte ที่สามารถตรวจวัดได้ที่ระดับความเชื่อมั่นที่กำหนด Detection limit ขึ้นกับอัตราส่วนของ analytical signal กับขนาดของการแปรปรวนของ blank signal

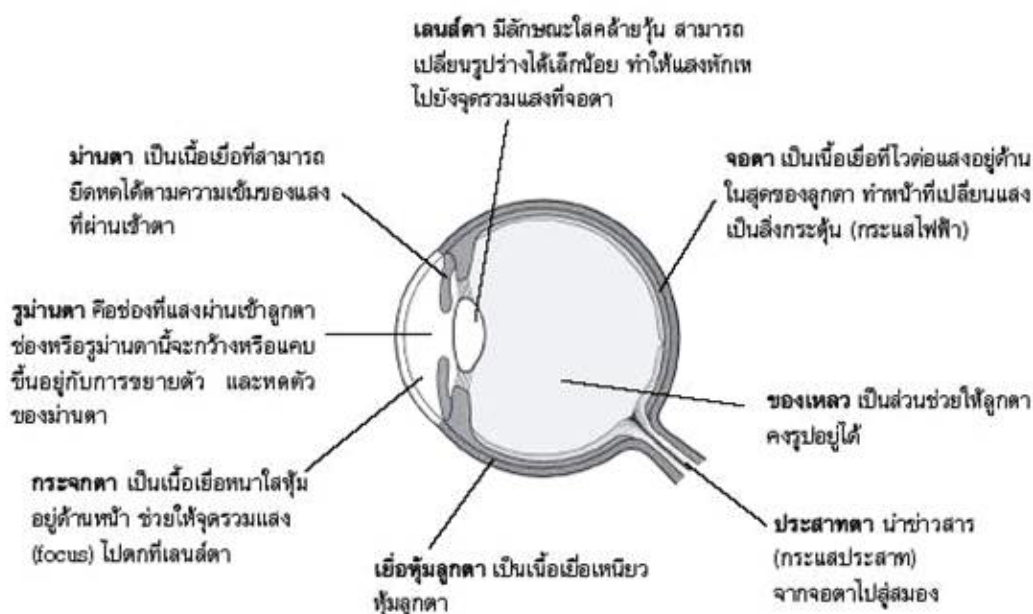
จ. ช่วงความเป็นเส้นตรง (linear dynamic range, LDR) คือ ช่วงความเข้มข้นของสารที่ต้องการวัดโดยมีความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงกับความเข้มแสงหรือค่าการดูดกลืนแสง ซึ่งช่วง

ความเป็นเส้นตรงที่ยอมรับได้ต้องมีค่าสหสัมพันธ์เชิงปริมาณ (R^2) มากกว่าหรือเท่ากับ 0.99 (Miller and Miller, 2005)

การวิเคราะห์ด้วยการเปรียบเทียบความเข้มของสีเพื่อหาปริมาณสารที่เกิดขึ้นนั้น ต้องอาศัยหลักการพื้นฐาน การมองเห็นวัตถุ สเปกตรัมของแสง สีของแสง กล้องดิจิทัล ระบบสีของแสง (RGB) เทคนิคในการถ่ายภาพ และเทคนิคการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัล

2.6.1 การมองเห็นวัตถุ

การมองเห็นวัตถุ เกิดจากการที่แสงไปตกกระทบสิ่งต่างๆ แล้วเกิดการสะท้อนเข้าสู่ตาเรา และผ่านเข้ามาในลูกตา ไปทำให้เกิดภาพบนจอ (Retina) ที่อยู่ด้านหลังของลูก ข้อมูลของวัตถุที่มองเห็นจะส่งขึ้นไปสู่สมองตามเส้นประสาท (optic nerve) สมองจะแปลข้อมูลเป็นภาพของวัตถุ นั้น



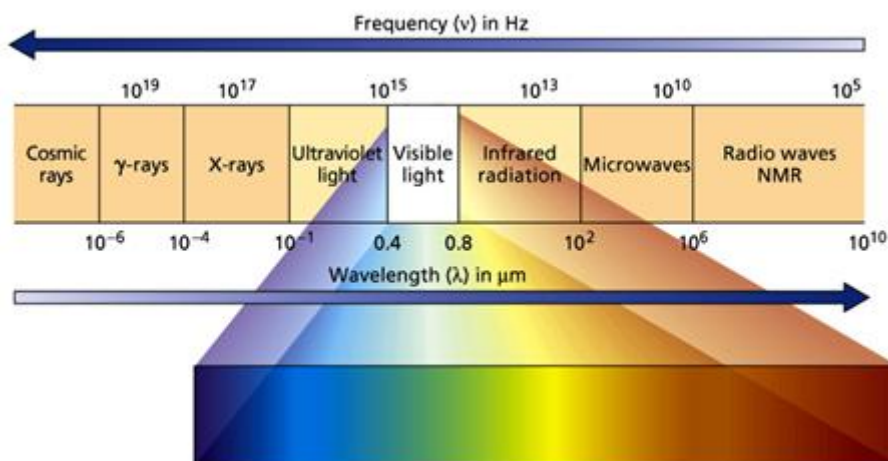
รูปที่ 2.4 ภาพแสดงส่วนประกอบของตา

ลำแสง แสงเป็นพลังงานรูปหนึ่ง เดินทางในรูปคลื่นด้วยอัตราเร็วสูง 300,000 กิโลเมตรต่อวินาที แหล่งกำเนิดแสงมีทั้งแหล่งกำเนิดที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติ เช่น แสงดวงอาทิตย์ที่เป็นแหล่งพลังงานของสิ่งมีชีวิต แหล่งกำเนิดแสงที่มนุษย์สร้างขึ้น เช่น แสงสว่างจากหลอดไฟ เป็นต้นเมื่อ

แสงเคลื่อนที่ผ่านกลุ่มควันหรือฝุ่นละออง จะเห็นเป็นลำแสงเส้นตรง และสามารถทะลุผ่านวัตถุได้ วัตถุที่ยอมให้แสงเคลื่อนที่ผ่านเป็นเส้นตรงไปได้นั้น เราเรียกวัตถุนี้ว่า **วัตถุโปร่งใส** เช่น แก้ว อากาศ น้ำ เป็นต้น ถ้าแสงเคลื่อนที่ผ่านวัตถุบางชนิดแล้วเกิดการกระจายของแสงออกไป โดยรอบ ทำให้แสงเคลื่อนที่ไม่เป็นเส้นตรง เราเรียกวัตถุนั้นว่า **วัตถุโปร่งแสง** เช่น กระจกฝ้า กระจาดายไข พลาสติกฝ้า เป็นต้น ส่วนวัตถุที่ไม่ยอมให้แสงเคลื่อนที่ผ่านไปได้ เราเรียกว่า **วัตถุทึบแสง** เช่น ผนังคอนกรีต กระจาดายแข็งหนาๆ เป็นต้น วัตถุทึบแสงจะสะท้อนแสงบางส่วนและดูดกลืนแสงบางส่วนไว้ทำให้เกิดเงาขึ้น

สเปกตรัมของแสง แสงจากดวงอาทิตย์เป็นแสงขาว ซึ่งเราสามารถใช้ปริซึมแยกแสงที่เป็นองค์ประกอบของแสงขาวออกจากกันได้เป็นแถบสีต่างๆ 7 สีเรียงติดกัน เราเรียกแถบสีที่เรียงติดกันนี้ว่า **สเปกตรัม** ดังรูปที่ 2.5

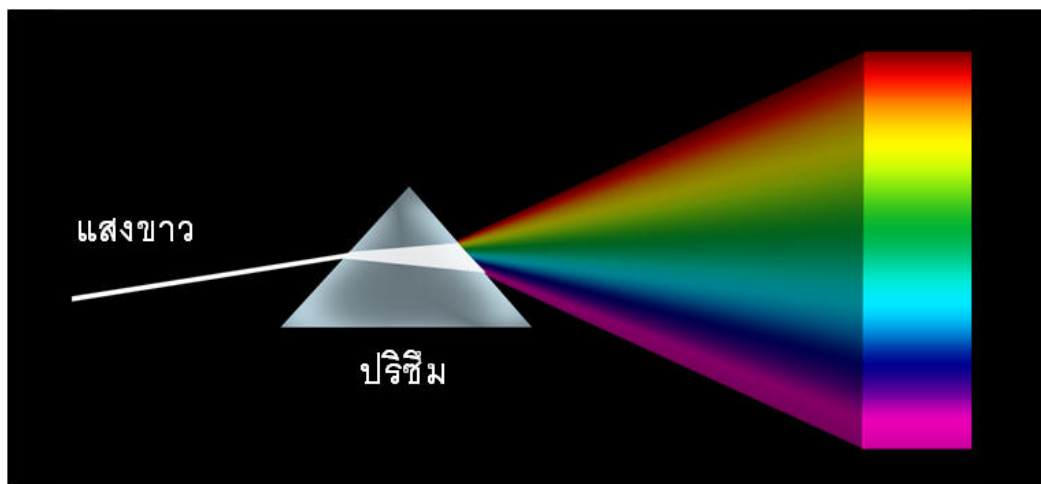
การมองเห็นสีของวัตถุขึ้นอยู่กับปัจจัย 3 ประการ ได้แก่ แสงตกกระทบ วัตถุ แสงจากวัตถุ สะท้อนเข้าสู่เนยน์ตาหรือแสงทะลุผ่านวัตถุ และตัวสีที่อยู่ในวัตถุนั้น ซึ่งเกิดจากการดูดกลืนสีบางสี และสะท้อนกลับของสีบางสีออกมา กระทบเนยน์ตาเรา โดยแสงที่ทำให้เราสามารถมองเห็นวัตถุได้นั้นจะเป็นแสงที่มีความยาวคลื่นอยู่ในช่วง 400 - 800 nm หรือที่เรียกว่าแสงขาว



รูปที่ 2.5 ภาพแสดงสเปกตรัมของคลื่นแสงขาว

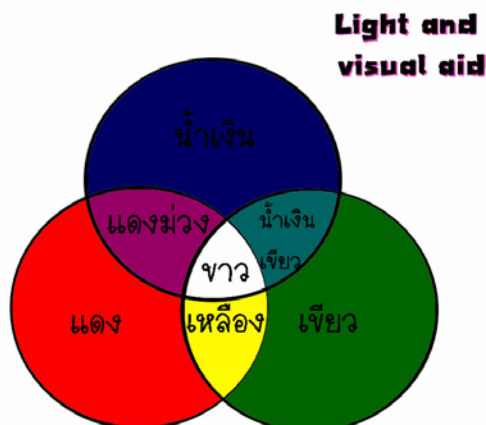
แสงขาว (visible light) หมายถึงแสงที่ฉายลงบนกระจาดายสีขาว หรือวัตถุสีขาว แล้วยังคงเห็นวัตถุเป็นสีขาวดังเดิม แสงขาวประกอบด้วยสีทุกสีในสเปกตรัม ดังนั้นเมื่อแสงขาวผ่านอุปกรณ์

ที่เหมาะสม เช่น ปริซึม และเกรตติง จะถูกแยกออกเป็นแถบแสงสีม่วง น้ำเงิน เขียว เหลือง ส้ม และแดง เป็นแถบต่อเนื่องกันตามลำดับแหล่งกำเนิดแสงที่ให้แสงขาว เช่น แสงอาทิตย์ และแสงจากหลอดไฟฟ้า เป็นต้น ดังรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 ภาพแสดงการเกิดสเปกตรัมสีรุ้งของแสงเมื่อลำแสงผ่านปริซึม

สีของแสง การมองเห็นสีต่าง ๆ บนวัตถุเกิดจากการผสมของแสงสี เช่น แสงขาวอาจเกิดจากแสงเพียง 3 สีรวมกัน แสงทั้ง 3 สี ได้แก่ แสงสีแดง แสงสีเขียว และแสงสีน้ำเงิน หรือเรียกว่า สีปฐมภูมิ และถ้านำแสงที่เกิดจากการผสมกันของสีปฐมภูมิ 2 สีมารวมกันจะเกิดเป็น สีทุติยภูมิ ซึ่งสีทุติยภูมิแต่ละสีจะมีความแตกต่างกันในระดับความเข้มสีและความสว่างของแสง เรามองเห็นวัตถุที่เปล่งแสงด้วยตัวเองไม่ได้ก็เพราะมีแสงสะท้อนจากวัตถุนั้นเข้าสู่เรตินาของเรา และสีของวัตถุก็ขึ้นอยู่กับคุณภาพของแสงที่สะท้อนนั้นด้วย โดยวัตถุสีน้ำเงินจะสะท้อนแสงสีน้ำเงินออกไปมากที่สุด สะท้อนแสงสีข้างเคียงออกไปบ้างเล็กน้อย และดูดกลืนแสงสีอื่น ๆ ไว้หมด ส่วนวัตถุสีแดงจะสะท้อนแสงสีแดงออกไปมากที่สุด มีแสงข้างเคียงสะท้อนออกไปเล็กน้อย และดูดกลืนแสงสีอื่น ๆ ไว้หมด สำหรับวัตถุสีดำจะดูดกลืนทุกแสงสีและสะท้อนกลับได้เพียงเล็กน้อยเท่านั้น ดังรูปที่ 2.7



รูปที่ 2.7 แสดงการผสมแสงสีปฐมภูมิตั้งแต่น้ำเงิน

2.6.2 กล้องดิจิทัล (Digital Camera)

กล้องดิจิทัล (Digital Camera) คือ กล้องถ่ายรูปที่ไม่ต้องใช้ฟิล์ม ภาพที่ถ่ายได้จะถูกบันทึกแบบดิจิทัลโดยวงจรอิเล็กทรอนิกส์ภายในกล้อง โดยอยู่ในรูปแบบของไฟล์ภาพซึ่งสามารถส่งเข้าไปยังคอมพิวเตอร์เพื่อพิมพ์ออกมาเป็นภาพ กล้องดิจิทัล (Digital Camera) ส่วนใหญ่จะแบ่งตามการใช้งานของ CCD และลักษณะการใช้เลนส์ได้ 3 ประเภทใหญ่ๆ ดังนี้

1) กล้องคอมแพค (Compact) เป็นกล้องที่ใช้ CCD ตลอดเวลาเพื่อส่งภาพไปที่จอ LCD มี CCD ขนาดเล็กเพื่อให้เกิดความร้อนใน CCD น้อยที่สุด เมื่อต้องการบันทึกภาพ ก็ Copy ข้อมูลบน CCD ในวินาทีที่ต้องการแล้วเอาไปโพรเซสต่อ มีเลนส์ที่ติดตั้งคู่กับ CCD ตลอดเวลาไม่สามารถถอดออกได้ในการใช้งานปกติ ภาพที่เห็นในช่องมองภาพเป็นคอนลระภาพ(ใกล้เคียง)กับภาพที่ต้องการถ่าย สามารถปรับรูรับแสงและความเร็วชัตเตอร์ได้น้อย ตัวกล้องมีขนาดเล็ก การทำงานเพื่อบันทึกภาพของกล้องดิจิทัลคอมแพค (Digital Compact) ก็เป็นหลักการเดียวกับกล้อง DSLR เพียงแต่กล้องดิจิทัลคอมแพค (Digital Compact) จะไม่มีกระจกสะท้อนภาพ ไม่มีม่านชัตเตอร์ แล้วก็ไม่มี Pentaprism จะถ่ายรูปออกมาได้ เมื่อแสงลอดผ่านเลนส์เข้ามามันก็จะตกกระทบบนเซนเซอร์รับภาพ นั่นก็คือเซนเซอร์จะได้รับแสงตลอดเวลาที่เปิดกล้อง ตรงนี้ทำให้เกิดข้อดีคือสามารถนำมาทำเป็นระบบ Live view อย่างที่ใช้นั่นอยู่ได้ (ระบบ Live View ก็คือการที่เรามองภาพก่อนถ่ายผ่านทางหน้าจอ LCD แทนที่จะเป็น Viewfinder) เวลาชัตเตอร์เพื่อถ่ายภาพ กล้องก็จะใช้ระบบควบคุมแบบ Electronics เพื่อปิด-เปิด การทำงานของเซนเซอร์รับภาพให้ได้ปริมาณแสงตามที่เรารองไว้ เมื่อนำค่าแสงที่ได้ไปประมวลผลต่อ ก็จะได้ภาพสวยๆออกมาตามที่เรารองการ

เพื่อให้เห็นภาพชัดขึ้น กล้องดิจิทัลคอมแพคไม่มีม่านชัตเตอร์ ถูกแทนที่ด้วยระบบ Electronics ตัดต่อการทำงานด้วยวงจรไฟฟ้า ไม่มีกระจกสะท้อนภาพเพราะใช้การแสดงผลภาพผ่านทาง Live View จึงทำให้กล้องดิจิทัลคอมแพค (Digital Compact) เป็นกล้องที่มีจุดเด่นอย่างที่มีน้ำหนัก มีขนาดเล็ก พกพาสะดวก และใช้งานง่าย เป็นที่นิยมของคนทั่วไป

2) กล้องคอมแพคระดับสูง (Prosumer) (DSLR - Like) พัฒนาขึ้นจากคอมแพคให้มีประสิทธิภาพที่ดีขึ้น CCD ใหญ่ขึ้น เมื่อ CCD ใหญ่ขึ้นเลนส์ก็จะต้องใหญ่ขึ้น ทำให้สามารถเก็บแสงได้มากขึ้นสีสันและมิติภาพจึงมีมากกว่าคอมแพค แต่การเก็บภาพยังใช้หลักการของคอมแพคคือ CCD รับภาพตลอดเวลาส่งให้ช่องมองภาพและจอ LCD การที่ CCD ต้องรับภาพตลอดเวลา กลายเป็นข้อจำกัดของกล้องชนิดนี้ทำให้ไม่สามารถขยายขนาด CCD ให้ใหญ่ทัดเทียมกับ DSLR ได้ เลนส์ที่ติดตั้งก็จะติดตั้งมากับตัวกล้อง ภาพที่เห็นในช่องมองภาพเป็นภาพเดียวกับภาพที่ต้องการถ่าย สามารถปรับรับแสงและความเร็วชัตเตอร์ได้แต่อยู่ในวงแคบหรืออาจจะได้เพียงอย่างเดียว

3) กล้อง Digital Single Lense Reflex (DSLR) SLR ย่อมาจาก Single Lense Reflex แปลว่าใช้การสะท้อนของเลนส์ชุดเดียวทั้งแสงที่จะตกลงใน CCD และแสงที่เข้าสู่ตาในช่องมองภาพ ส่วนใหญ่ภาพที่เกิดในช่องมองภาพจะเกิดจากแสงจริงสะท้อนผ่านชิ้นเลนส์เข้าสู่ตาไม่ได้เกิดจากการรับภาพของ CCD จึงไม่สามารถมองภาพผ่านทาง LCD ได้ มีเลนส์ขนาดใหญ่เพราะมีขนาด CCD ที่ใหญ่ CCD รับแสงเฉพาะตอนที่ม่านชัตเตอร์เปิดให้แสงผ่านเท่านั้น สามารถถอดเปลี่ยนเลนส์ได้ เพื่อให้ได้ภาพที่ต้องการ มีทั้งเลนส์ที่มีความยาวโฟกัสที่ตายตัว(Fixed) หรือ เปลี่ยนความยาวโฟกัสได้ (Zoom) แต่มีกล้อง DSLR บางชนิดที่สามารถมองภาพจาก LCD ได้โดยแยก CCD ออกเป็น 2 ชุด ชุดแรกเอาไว้ประมวลผลภาพออกทาง LCD อีกชุดไว้บันทึกภาพ กล้องประเภทนี้มีตัวกล้องที่ใหญ่ กลไกการทำงานของกล้องประเภทนี้ถือว่าเป็นพื้นฐานไปสู่การทำงานของกล้องอื่นๆ ด้วย กล้อง DSLR นั้น ชื่อเต็มๆของมันก็คือ Digital Single-Lens Reflect ว่าแต่ ทำไมต้องเป็น Single-Lens Reflect Single Lens แปลออกมาตรงตัวได้ว่าเลนส์เดียว นั่นก็คือกล้องที่มีเลนส์เพียงตัวเดียว ส่วนคำว่า Reflect นั้นเกิดขึ้นมาจากกระจกสะท้อนภาพอันหนึ่งซึ่งวางอยู่ด้านหน้าเซนเซอร์รับภาพ ซึ่งจะทำหน้าที่สะท้อนแสงที่ผ่านเข้ามาทางเลนส์ขึ้นสู่ช่องมองภาพ (Viewfinder)

หลักการการทำงานของกล้องดิจิทัลมีความคล้ายคลึงกับกล้อง 35 มม. ที่ใช้ฟิล์มธรรมดาทั่วไป คือมีเลนส์สำหรับรับแสงที่สะท้อนจากวัตถุ และมีรูรับแสง (Aperture) ซึ่งสามารถปรับขนาดได้ มีชัตเตอร์สำหรับเปิดรับแสงในปริมาณและนานเท่าใด ส่วนความแตกต่างจะอยู่ที่ตัวรับแสงของกล้อง กล้องดิจิทัลใช้ตัวรับแสงที่เรียกว่า CCD (Charge-Couply Device) ทำหน้าที่เป็นตัวรับแสงแทนฟิล์ม และ CCD นี้จะมีทางยาวโฟกัสที่สั้น ทำให้ได้มุมมองของภาพ (Angle of View) แคบ

เนื่องจากตัวรับภาพมีขนาดเล็กกว่าฟิล์ม กล้องดิจิทัลมีการทำงานในขั้นตอนต่าง ๆ ของกล้อง 35 มม. คือ การล้าง อัด ขยาย เอาไว้ในขั้นตอนเดียวกัน แบริเตอร์ที่ใช้ในกล้องดิจิทัลมี 2 แบบคือ แบริเตอร์ที่ใช้ได้ครั้งเดียว ไม่สามารถนำกลับมาใช้ได้อีก และแบริเตอร์ที่นำกลับมาใช้งานได้อีก โดยการชาร์จ กล้องดิจิทัลจึงมีความสิ้นเปลืองพลังงานมากกว่ากล้อง 35 มม. เนื่องจากกล้องดิจิทัลมีส่วนประกอบของการแสดงผลออกมาทางช่องมองภาพแบบ LCD ซึ่งเปรียบได้กับช่องมองภาพของ กล้องแบบธรรมดา และหากเป็นกล้องดิจิทัลรุ่นใหม่ที่มีความละเอียดสูงจะมีช่องมองภาพอยู่ทั้ง 2 แบบ คือ ช่องมองภาพแบบออพติคอลและแบบดิจิทัล การทำงานของกล้องดิจิทัลประกอบด้วยระบบต่าง ๆ ดังนี้

1. ระบบชุมภาพในกล้องดิจิทัลมี 2 ชนิด คือ

1.1 Digital Zoom เป็นการซูมที่มีอยู่ในกล้องทั่ว ๆ ไป ได้ภาพที่มีคุณภาพพอใช้ได้ แต่หากซูมภาพเข้ามามากเกินไปจะทำให้ความคมชัดของภาพลดลง เนื่องจากไม่ได้เป็นการซูมภาพอย่างแท้จริง แต่เป็นเพียงการขยายภาพให้ใหญ่ขึ้นเท่านั้น และการซูมภาพชนิดนี้จะมีระยะ โฟกัสที่มีสามารถปรับแต่งได้

1.2 Optical Zoom เป็นการซูมด้วยเลนส์ของกล้อง จะได้ภาพที่คมชัด และภาพไม่เบลอเมื่อซูมภาพเข้ามาในระยะใกล้ การซูมแบบ Optical นิยมใช้ในการถ่ายภาพระยะใกล้เพราะจะได้ภาพที่ออกมาชัดเจนมีความคมชัดทุกจุด

2. ตัวรับภาพ CCD และความละเอียดของภาพตัวรับภาพบนกล้องดิจิทัลมี 2 ชนิดคือ CCD (Charge-Coupled Device) และ CMOS (Complementary Metal Oxide Semiconductor)

กล้องดิจิทัลในปัจจุบันจะใช้ CCD เป็นส่วนใหญ่ ทำหน้าที่เป็นตัวรับแสงของกล้องและรับรู้ระดับของความสว่างหรือเข้มของแสงเท่านั้น แต่ไม่สามารถรับรู้หรือแยกสีได้ CCD ที่รับรู้สีต่าง ๆ ได้จะต้องวางฟิลเตอร์ลงบนชิป กล้องระดับกลางหรือกล้องที่ใช้ทั่วไปนิยมใช้ฟิลเตอร์ RGB (Red Green Blue) ซึ่งจะวางสลับกันเป็นตารางอย่างเป็นระเบียบ ตัวรับภาพ CCD ที่บันทึกได้นั้นเรียกว่า Bit Depth หรือค่าความชัดลึก กล้องดิจิทัลทั่วไปสามารถบันทึกค่าความลึกได้ที่ 24 บิต เช่น กล้องที่ใช้ฟิลเตอร์ RGB จะมีค่าความลึกอย่างละ 8 บิต ได้แก่ R=8 บิต G=8 บิต B=8 บิต ก็จะได้ค่าความลึกที่ 24 บิต โดยจะเรียกค่าความละเอียด เช่น 5 ล้านพิกเซล, 4.1 ล้านพิกเซล และ 3.34 ล้านพิกเซล จำนวนพิกเซลที่มากจะหมายถึงความคมชัดของภาพที่จะมีความคมชัดมากขึ้นตามไปด้วย เนื่องจากสามารถบันทึกรายละเอียดของภาพได้มากขึ้น ซึ่งความละเอียดของภาพจะระบุในคู่มือการใช้งานกล้องดิจิทัล หรือตรวจสอบได้จากขนาดของภาพสูงสุดที่กล้องสามารถถ่ายได้ เช่น ภาพที่มีขนาด 2,048 x 1,536 เมื่อคูณขนาดทั้งแนวตั้งและแนวนอนทั้ง 2 เข้าด้วยกันจะได้ความละเอียด

เท่ากับ 3,145,728 ซึ่งจะเป็นค่าพิกเซลโดยประมาณ คือ มีความละเอียดประมาณ 3 ล้านพิกเซลความละเอียดของภาพจากกล้องดิจิทัลหมายถึงจำนวนพิกเซล (Pixel) ที่อยู่บนตัวรับภาพทั้งหมด ความละเอียดของภาพหรือพิกเซล เป็นการนำจุดที่เป็นสีหลายสี หลายๆ จุดมาต่อกันให้ได้เป็นภาพออกมา หากมองโดยทั่วไปจะไม่เห็นความแตกต่างว่าภาพเหล่านั้นมีจุดจำนวนมากต่อกันอยู่ในทางทฤษฎีเรียกภาพนี้ว่า ภาพแบบ Raster หมายถึงภาพที่นำเอาเม็ดสีจำนวนนับหมื่นนับแสนมาเรียงต่อกันแล้วเกิดเป็นรูป และเมื่อขยายภาพเหล่านั้นออกมาจะพบว่าเม็ดสีจำนวนมากเรียงกันอยู่ ส่วนภาพอีกลักษณะหนึ่งจะเป็นภาพที่เรียกว่า ภาพแบบ Vector ซึ่งจะไม่ได้อยู่ภายในกล้องดิจิทัล เพราะเป็นภาพที่เกิดจากการใช้ซอฟต์แวร์และคอมพิวเตอร์สร้างขึ้นมา เมื่อขยายภาพเข้ามาในระยะใกล้ ๆ จะไม่พบอาการแตกของภาพเลย เนื่องจากภาพแบบ Vector เกิดจากการคำนวณทางคณิตศาสตร์ ไม่ได้เกิดจากพิกเซลเหมือนกับภาพแบบ Raster

2.6.3 ระบบสีของแสง

โดยทั่วไปสีในธรรมชาติและสีที่สร้างขึ้น จะมีรูปแบบการมองเห็นของสีที่แตกต่างกัน ซึ่งรูปแบบการมองเห็นสี ตามหลักการแสดงสีของเครื่องคอมพิวเตอร์ คือ ระบบสีแบบ RGB

ระบบสีแบบ RGB เป็นระบบสีที่ประกอบด้วยแม่สี 3 สีคือ แดง (Red), เขียว (Green) และน้ำเงิน (Blue) ในสัดส่วนความเข้มข้นที่แตกต่างกัน เมื่อนำมาผสมกันทำให้เกิดสีต่างๆ บนจอคอมพิวเตอร์ได้มากถึง 16.7 ล้านสี ซึ่งใกล้เคียงกับสีที่ตาเรามองเห็นได้โดยปกติ และจุดที่สีทั้งสามสีรวมกันจะกลายเป็นสีขาว นิยมเรียกการผสมสีแบบนี้ว่าแบบ “Additive” หรือการผสมสีแบบบวก ซึ่งเป็นการผสมสีขั้นที่ 1 หรือถ้านำเอา Red Green Blue มาผสมครั้งละ 2 สี ก็จะทำให้เกิดสีใหม่ เช่น

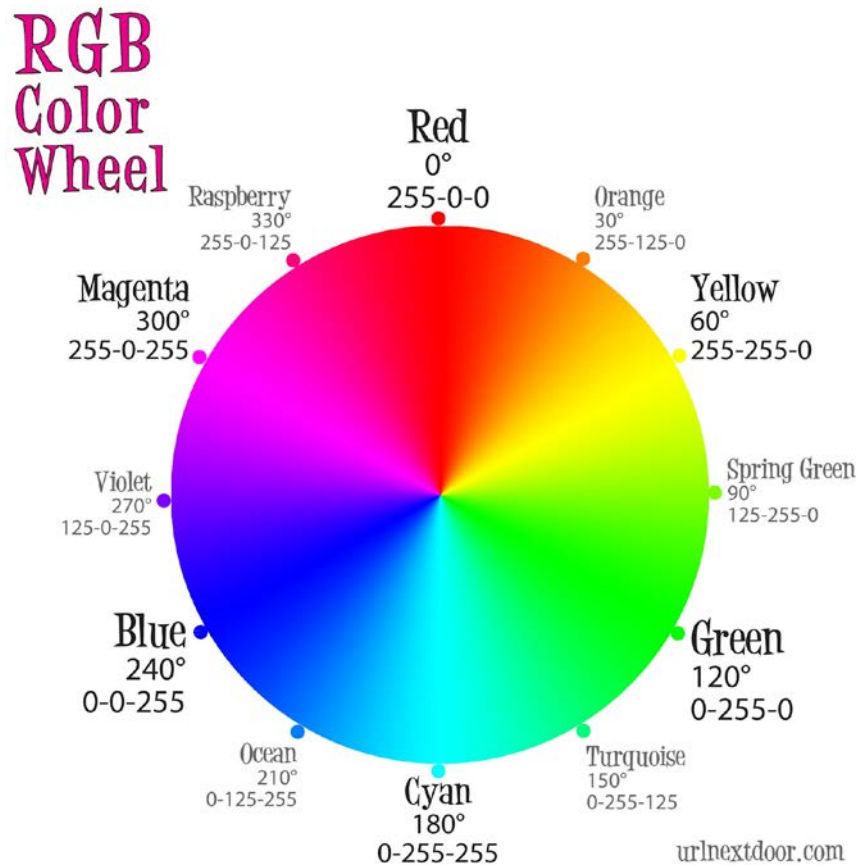
$$\text{Blue} + \text{Green} = \text{Cyan}$$

$$\text{Red} + \text{Blue} = \text{Magenta}$$

$$\text{Red} + \text{Green} = \text{Yellow}$$

แสงสี RGB มักจะถูกใช้สำหรับการส่องสว่างทั้งบนจอทีวีและจอคอมพิวเตอร์ ซึ่งสร้างจากการให้กำเนิดแสงสีแดง สีเขียว และสีน้ำเงิน ทำให้สีดูสว่างกว่าความเป็นจริง แสงที่ตามองเห็นแบ่งได้เป็น 3 ช่วง ดังนี้

- 1) ช่วงแสงน้ำเงินโดยมีความยาวคลื่นประมาณ 400 - 500 นาโนเมตร
- 2) ช่วงแสงเขียวโดยมีความยาวคลื่นประมาณ 500 - 600 นาโนเมตร
- 3) ช่วงแสงแดงโดยมีความยาวคลื่นประมาณ 600 - 700 นาโนเมตร



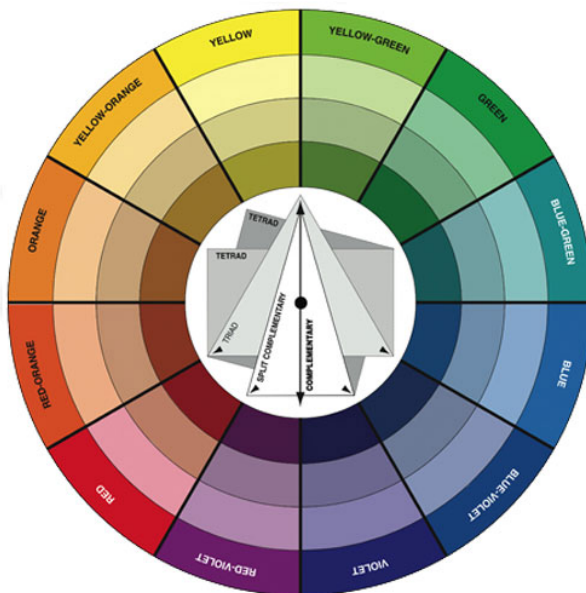
รูปที่ 2.8 แม่สี 3 สี R(แดง) G(เขียว) B(น้ำเงิน) และสีของการรวมของแม่สี

จากรูปที่ 2.8 แม่สีของแสงทั้ง 3 มาผสมกันในปริมาณแสงสว่างเท่ากันก็จะได้เป็นแสงที่สีขาว แต่ถ้าผสมกันระหว่างแสงระดับความสว่างต่างกัน ก็จะได้ผลที่เป็นแสงสีๆ มากมายหลายเฉดสี ระบบสี RGB จะการแสดงผลออกมา เป็นรูปแบบการรับแสงแสดงผลด้วยแสงที่เป็นแม่สีได้แก่ สีแดง สีเขียว สีน้ำเงิน ซึ่งอุปกรณ์อิเล็กทรอนิกส์ต่างๆ ไม่ว่าจะเป็น จอภาพ สแกนเนอร์ กล้องดิจิทัล หรือดวงตาคนเราล้วนแต่รับและแปลผลเป็นสีต่าง ๆ ด้วยแสงเหล่านี้

สีตรงข้าม หรือสีคู่ (Complementary Colors) หมายถึง สีสองสีที่อยู่ตรงข้ามกันบนวงจสี ดังรูปที่ 2.9 ให้ความรู้สึกที่ขัดแย้งกันอย่างรุนแรง มี 6 คู่ คือ

- | | | |
|-----------------------------|-----|--------------------------|
| 1. เหลือง (Yellow) | กับ | ม่วง(Violet) |
| 2. แดง (Red) | กับ | เขียว(Green) |
| 3. น้ำเงิน (Blue) | กับ | ส้ม(Orange) |
| 4. ส้มเหลือง(Yellow-Orange) | กับ | ม่วงน้ำเงิน (Blue-Green) |

5. ส้มแดง (Red-Orange) กับ เขียวน้ำเงิน (Blue-Green)
 6. เขียวเหลือง (Yellow-Green) กับ ม่วงแดง (Red-Violet)



รูปที่ 2.9 วงจรสีคู่หรือสีตรงกันข้าม (Complementary colour)

ค่า Intensity เป็นค่าที่ระบุความเข้มของสี หากมีค่ามากขึ้นก็จะทำให้สีที่ได้มีส่วนประกอบของสีขาวมากขึ้นและในทางกลับกันถ้ามีค่าน้อยสีที่ได้มีส่วนประกอบของสีดำมากขึ้น เช่นเดียวกับความสัมพันธ์ของสีตรงกันข้าม ถ้าผสมคู่สีเข้าด้วยกันจะทำให้เกิดเป็นสีขาว (Choodum and Daeid, 2011)

ค่า Absorbance เป็นค่าการดูดกลืนแสงของสาร ซึ่งสามารถนำมาหาความสัมพันธ์ของค่าการดูดกลืนแสงและความเข้มข้น (absorbance and concentration) และมีหลายงานวิจัย ได้นำข้อมูลความเข้มของสี RGB ที่ได้จากภาพถ่ายดิจิทัลมาประยุกต์ใช้การหาปริมาณสารแอมเฟตามีนและเมทิลแอมเฟตามีน (Choodum and Daeid, 2011)

2.6.4 การวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัล

การวิเคราะห์สีจากภาพถ่ายดิจิทัล (Digital image-based colorimetric analysis) คือ เป็นการนำเทคนิควิธีการวิเคราะห์ค่าสีระบบ RGB แล้วทำการเปรียบเทียบความเข้มของสีที่เกิดจากการทำ

ปฏิกิริยาของสารเคมีที่ได้จากการถ่ายภาพนั้นๆ โดยสีที่ปรากฏนั้นขึ้นอยู่กับชนิดของสารผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากปฏิกิริยา ซึ่งจะใช้หลักการเกี่ยวกับการวิเคราะห์ข้อมูลสีพื้นฐาน 3 สี (RGB) ที่ได้รับจากภาพถ่ายดิจิทัล แต่ละสีมีค่าอยู่ในช่วง 0 – 255 (Choodum and Daeid, 2011; Molinero *et al.*, 2010) นอกจากนี้ค่า RGB ที่ได้ จะขึ้นอยู่กับ ดันกำเนิดของแสง การสะท้อนของวัตถุที่ถ่าย ผลการการวิเคราะห์หรือตีความจากข้อมูลและสุดท้ายคือประสิทธิภาพของตัวกล้องดิจิทัลนั่นเอง (Molinero *et al.*, 2010)

2.7 ผลงานศึกษาและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.7.1 แนวทางในการบำบัดน้ำชะขยะ

มีหลายงานวิจัยที่ทำการศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีการทางเคมี ได้แก่ การบำบัดชะขยะด้วยวิธีการเติมสารเคมีโดยนำน้ำชะขยะมาจากที่ฝังกลบขยะ อ.สันทราย มาทำการทดสอบด้วยวิธี Jar test เพื่อดู pH และความเข้มข้นที่เหมาะสมของ Coagulant ชนิดต่างๆ และเปรียบเทียบประสิทธิภาพของ Coagulant แต่ละชนิดในการลดค่า BOD₅, COD, TP, TKN, NO₂, NO₃, SS, Turbidity, Conductivity ผลการศึกษาได้พบว่า เมื่อใช้ Polymer ร่วมกับคลอรีนเป็น Coagulant สามารถที่จะลดค่า BOD₅, COD, Turbidity ได้มีประสิทธิภาพสูงกว่า Coagulant ชนิดอื่นๆ โดยมีประสิทธิภาพเท่ากับ 53%, 65.1%, 79.3% ตามลำดับ เมื่อใช้ Polymer ปริมาณ 420 mg/l ร่วมกับคลอรีนที่ความเข้มข้นเท่ากับ 400 mg/l และควบคุม pH ให้คงที่ที่ 11 ส่วนการใช้ Polymer เพียงอย่างเดียวเป็น Coagulant นั้นจะให้ประสิทธิภาพการบำบัด TP ดีที่สุด เมื่อเทียบกับ Coagulant ชนิดอื่นๆ โดยความเข้มข้นของ Polymer ที่เหมาะสมจะเท่ากับ 480 mg/l ที่ pH 11 ซึ่งจากการทดลองสามารถลดค่า TP ได้เท่ากับ 92.6% ส่วนการบำบัด TKN นั้นการใช้ FeCl₃ ที่ความเข้มข้นเท่ากับ 1,200 mg/l และควบคุม pH เท่ากับ 10 นั้นจะสามารถลด TKN ได้เท่ากับ 66.2% แต่ถ้าต้องการบำบัดค่า NO₂, NO₃, SS นั้น ในงานวิจัยจะแนะนำให้ใช้ FeSO₄ เป็น Coagulant จะให้ผลการบำบัดดีที่สุด โดยความเข้มข้นของ FeSO₄ ที่เหมาะสมจะเท่ากับ 800 mg/l ที่ pH 10 ซึ่งจะสามารถลดค่า SS, NO₂, NO₃ ได้ 78.9%, 63.6% ตามลำดับ อย่างไรก็ตามถ้าต้องการลดค่า Conductivity ของน้ำชะขยะลง ต้องเพิ่มความเข้มข้นของ FeSO₄ เป็น 1,000 mg/l ซึ่งจะสามารถลดค่า Conductivity ได้เท่ากับ 23.3% (ไชยสันต์ ไชยวงศ์เกียรติและพิรุฬ ศรีไชยสัมฤทธิ์, 2539)

2.7.2 การใช้วิธีเฟนตันบำบัดน้ำเสีย

การบำบัดน้ำเสียมีประสิทธิภาพหรือไม่ ขึ้นอยู่กับว่าการดำเนินการบำบัดนั้นกระทำที่สภาวะที่เหมาะสมกับน้ำเสียชนิดนั้นๆหรือไม่ โดยตัวแปรที่มีผลต่อการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีเฟนตันนั้นมีหลายตัว อาทิเช่น pH ความเข้มข้นของ Fe^{2+} และ H_2O_2 รวมถึงความเข้มข้นของ COD นั้นเอง (Kurt, 2006) โดยจากงานวิจัยต่าง ๆ ได้แก่

2.7.2.1 สภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีเฟนตัน ในหลายงานวิจัยชี้ให้เห็นว่าค่า pH ที่เหมาะสมสำหรับการสร้างและทำงานของ $\bullet\text{OH}$ อยู่ในช่วง 2-4 (Kavitha, 2005; Kochany, 1998; Tang, 1997)

2.7.2.2 ประสิทธิภาพในการบำบัดจะเพิ่มขึ้นตามปริมาณ H_2O_2 และ Fe^{2+} ที่ใส่เข้าไป อย่างไรก็ตาม ปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 และ Fe^{2+} ที่มากเกินไปก็จะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการย่อยสลายมลสาร เนื่องจากสารทั้งสองชนิดนี้ สามารถไปแย่งใช้ $\bullet\text{OH}$ กับมลสาร เกิดเป็นปฏิกิริยาแข่งขันขึ้นมา (competitive reaction) ทำให้เหลือปริมาณ $\bullet\text{OH}$ ที่ใช้ในการกำจัดมลสารน้อยลง (Wongniramaikul, 2007) แม้ว่าจะมีการใช้ปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดน้ำเสียอย่างแพร่หลาย แต่ก็ไม่สามารถกำหนดปริมาณของ H_2O_2 และ Fe^{2+} ที่แน่นอนลงไปได้ ขึ้นกับชนิดของน้ำเสียที่ศึกษาเป็นหลัก (Schrank, 2005) ปัจจัยอีกตัวที่สำคัญต่อประสิทธิภาพการบำบัด คือ ความเข้มข้นเริ่มต้นของมลสารในน้ำเอง โดยประสิทธิภาพการบำบัดจะแปรผกผันต่อความเข้มข้นของมลสารในน้ำ (Modirshahla, 2007; Sun, 2007) ซึ่งโดยทั่วไปแล้ว ความเข้มข้นและการลดลงของมลสารในน้ำเสีย จะวัดในรูปของ COD (Kurt, 2006; Lucus, 2009)

จากเหตุปัจจัยดังกล่าวข้างต้นทำให้มีหลายงานวิจัยที่ทำการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมและหาประสิทธิภาพสูงสุดด้วยวิธีเฟนตันไปใช้ในการบำบัดน้ำเสีย เช่น จากการศึกษากระบวนการเฟนตันในการบำบัดน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัดทางชีวภาพเพื่อต้องการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_4\text{-N}$) ซึ่งรับน้ำชะขยะหลุมฝังกลบขยะชุมชนที่มีค่าซีโอดีในช่วง 4,000 – 7,000 mg/l โดยทำการทดลองแบบกะพบว่าที่ pH เท่ากับ 3.5 อัตราส่วนระหว่าง $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ต่อ H_2O_2 เท่ากับ 1:1 ระยะเวลาในการทดลอง 3 ชั่วโมง 20 นาที โดยแบ่งเป็นการกวนผสมเร็ว 3 ชั่วโมงที่ความเร็ว 200 รอบต่อนาที และปล่อยให้เกิดการรวมตะกอน 20 นาที พบว่า สามารถกำจัด COD ได้เฉลี่ยร้อยละ 63 ทั้งนี้ยังพบว่าในระหว่างกระบวนการเฟนตันจะมีการกำจัด COD โดยกระบวนการสร้างและรวมตะกอน (coagulation) และยังสามารถเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้ โดยมีค่าอัตราส่วนระหว่าง BOD_5/COD น้อยกว่า 0.15 และเมื่อนำไปผ่านระบบแอกติเวเตดสลัดจ์อีกครั้งพบว่าค่า COD จะอยู่ในช่วง 150-200

mg/l ในเตรทไนโตรเจนมีค่าประมาณ 200 mg/l (Bae, 1997) และได้มีการศึกษาผลกระทบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ โดยทำการทดลองกับน้ำเสียที่ออกมาจากระบบบำบัดทางชีวภาพซึ่งรับน้ำชะจากหลุมฝังกลบขยะชุมชนด้วยกระบวนการเฟนตัน ค่า COD สูงถึง 1,200 – 1,700 mg/l แต่ BOD₅ มีค่าเพียง 30 mg/l และเมื่อทำการศึกษาผลจากการเปลี่ยนแปลงค่า pH ต่อปฏิกิริยาเฟนตัน โดยกำหนดสถานะการทดลองที่ความเข้มข้นของ H₂O₂ เท่ากับ 1.650 mg/l และ FeSO₄·7H₂O เท่ากับ 1,750 mg/l พบว่าที่ pH 3.5 จะให้ประสิทธิภาพในการออกซิเดชันสูงสุดคือมากกว่าร้อยละ 70 และเมื่อค่า pH เพิ่มขึ้นประสิทธิภาพในการกำจัด COD จะลดลง จากนั้นศึกษาผลที่เกิดจาก FeSO₄·7H₂O เมื่อกำหนดสถานะการทดลองที่ความเข้มข้นของ H₂O₂ เท่ากับ 1.650 mg/l pH 3.5 พบว่าเมื่อมีปริมาณของ FeSO₄·7H₂O เพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเพิ่มขึ้นแต่เมื่อปริมาณของ FeSO₄·7H₂O มากกว่า 500 mg/l การกำจัด COD จะลดลงอย่างช้า แต่ประสิทธิภาพของการออกซิเดชันจะเพิ่มขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพของการกำจัด COD โดยรวมคงที่ จากนั้นศึกษาผลของ H₂O₂ ต่อประสิทธิภาพการบำบัด เมื่อกำหนดสถานะการทดลองที่ความเข้มข้นของ FeSO₄·7H₂O เท่ากับ 875, 1310 และ 1750 mg/l pH 3.5 พบว่าประสิทธิภาพของการออกซิเดชันจะเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของ H₂O₂ ที่เพิ่มขึ้น สำหรับผลการทดลองเพื่อหา pH ที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยา เมื่อกำหนดสถานะการทดลองที่ความเข้มข้นของ H₂O₂ เท่ากับ 1.650 mg/l, FeSO₄·7H₂O เท่ากับ 1.750 mg/l โดยกำหนดให้ pH เริ่มต้นที่ใช้ในการทำปฏิกิริยาเท่ากับ 2 และ 3.5 เมื่อสิ้นสุดระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา ทำการปรับ pH ให้สูงขึ้นเพื่อดูผลของกระบวนการเกิดปฏิกิริยาพบว่าที่ pH = 3.5 จะให้ผลในการกำจัด COD สูงกว่าที่ pH ในการทำปฏิกิริยาเท่ากับ 2 แต่ทั้งสองการทดลองนั้นมีช่วง pH ที่เหมาะสมอยู่ที่ 3-6 (Kang, 2000) และได้มีการศึกษาการบำบัดน้ำชะจากหลุมฝังกลบขยะชุมชนด้วยกระบวนการเฟนตัน เพื่อเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพให้เป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพซึ่งมีค่า COD และ BOD₅ เริ่มต้นเท่ากับ 10,540 และ 2,300 mg/l (BOD₅/COD เท่ากับ 0.2) ในการทดลองจะคงที่อัตราส่วนระหว่าง FeSO₄·7H₂O ต่อ H₂O₂ เท่ากับ 1:12 (จากการทดลองสถานะที่เหมาะสมในการบำบัด) จนได้อัตราส่วน BOD₅/COD มากกว่าหรือเท่ากับ 0.5 พบว่าที่ pH 3, FeSO₄·7H₂O 275 mg/l, H₂O₂ 3,300 mg/l และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาเท่ากับ 2 ชั่วโมง พบว่าสามารถเพิ่มอัตราส่วน BOD₅/COD ได้เท่ากับ 0.5 อย่างไรก็ตาม จากการศึกษาพบว่าสามารถเพิ่มอัตราส่วน BOD₅/COD ได้มากกว่า 0.55 เมื่อเพิ่ม FeSO₄·7H₂O และ H₂O₂ เป็น 830 และ 10,000 mg/l (Lopez, 2004)

นอกจากการใช้กระบวนการเฟนตันในการบำบัดน้ำชะขยะโดยตรงแล้ว ยังมีงานวิจัยที่ศึกษาเกี่ยวกับการใช้กระบวนการอิเล็กโตรเฟนตัน (electro – Fenton) ในการจัดการกับน้ำเสีย

ประเภทนี้ด้วย ดังเช่นในงานวิจัยของ (Lin, 2000) ได้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำชะจากหลุมฝังกลบขยะชุมชนเก่า (อายุมากกว่า 5 ปี) ใช้กระบวนการอิเล็กโทรเฟนตันเป็นการบำบัดขั้นต้นก่อนนำเข้าสู่ระบบบำบัดทางชีวภาพแบบเอสปีอาร์ โดยก่อนบำบัดจะผ่านน้ำชะขยะเข้าสู่กระบวนการสร้างและรวมตะกอน โดยใช้โพลีลูมินัมคลอไรด์และโพลีเมอร์ เป็นตัวช่วยในการสร้างตะกอน ซึ่งสภาวะที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการสร้างและรวมตะกอนคือ อัตราส่วนระหว่างโพลีลูมินัมคลอไรด์ต่อโพลีเมอร์เท่ากับ 100 ต่อ 1 pH เริ่มต้นประมาณ 5 จะสามารถลด COD และสีได้มากกว่าร้อยละ 55 จากนั้นนำไปบำบัดด้วยกระบวนการอิเล็กโทรเฟนตันโดยที่ขั้วลบจะทำมาจากเหล็กหล่อเมื่อปล่อยกระแสไฟฟ้า แผ่นขั้วลบจะปล่อยไอออนเหล็กออกมาละลายอยู่ในน้ำเสีย โดยจะมีพื้นที่ประสิทธิผลของขั้วไฟฟ้า (Effective Area of Electrode) เท่ากับ 22.6 cm^2 พบว่าสภาวะที่เหมาะสมที่ pH 4 ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา 30 นาที H_2O_2 เท่ากับ 750 mg/l เมื่อผ่านกระบวนการสองขั้นตอนแล้วสามารถกำจัด NO_2^- , NO_3^- และ PO_4^{3-} และสีได้ทั้งหมด COD ลดลงจาก $1,941 \text{ mg/l}$ เหลือ 295 mg/l และกลิ่นลดลงอย่างมากทั้งยังสามารถเพิ่มอัตราส่วนระหว่าง BOD_5/COD จาก 0.1 เป็น 0.3

อย่างไรก็ตามได้มีการใช้วิธีเฟนตันในการบำบัดน้ำเสียที่เกิดจากแหล่งอื่นๆ อีกเช่น ใช้กระบวนการเฟนตันกำจัดน้ำมันดิบที่เกิดจากการรั่วของท่อขนส่งทางทะเลพบว่าสามารถกำจัดน้ำมันและไขมันได้มากถึง 97% เมื่อใช้ปริมาณของ H_2O_2 เท่ากับ 4 mol/l , $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ เท่ากับ 2.7 g/l , ทราซีที่ปนเปื้อนเท่ากับ 25 mg/l และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาเท่ากับ 6 ชั่วโมง ทั้งนี้ยังพบว่า น้ำส่วนที่ใสที่ได้จากการทำปฏิกิริยานั้นสามารถนำไปบำบัดทางชีวภาพต่อได้ นอกจากนี้ ผลการวิเคราะห์ทางโครมาโตกราฟีชี้ให้เห็นว่ากระบวนการเฟนตันสามารถเปลี่ยนและลดสัดส่วนระหว่างสารอะโรมาติกอิมิตัวกับสารอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนในน้ำมันได้ (Millioi, 2002) สำหรับน้ำเสียอุตสาหกรรม ได้มีผู้วิจัยโดยใช้ประโยชน์จากการออกซิเดชันและกระบวนการสร้างและรวมตะกอนของกระบวนการเฟนตันในการกำจัดสีและ COD ของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เลียนแบบจากน้ำเสียที่เกิดขึ้นในกระบวนการทอผ้าซึ่งมีส่วนผสมของโพลีไวนิลแอลกอฮอล์และสีย้อมชนิด R94H ทำการทดลองที่ pH เท่ากับ 4.0 ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา 30 นาที โดยใช้ปริมาณ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ เท่ากับ 50 mg/l H_2O_2 ในช่วง $5-10 \text{ mg/l}$ พบว่าสามารถกำจัดสีได้ 92-96% แต่กำจัด COD ได้เพียงร้อยละ 16-22 เท่านั้น และเมื่อเพิ่มปริมาณ H_2O_2 ในช่วง $10-100 \text{ mg/l}$ พบว่าสามารถกำจัดสีได้เพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 94-96 ในขณะที่ความสามารถในการกำจัด COD ลดลงจากร้อยละ 22 เป็นร้อยละ 17 (Kang, 2002)

จากการศึกษากระบวนการเฟนตันในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำที่ออกจากระบบบำบัดทางชีวภาพซึ่งรับน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตกระดาษ โดยทำการทดลองที่ pH 3 อุณหภูมิ 25 °C และแบ่งการทดลองเป็น 2 แบบ คือแบบแรกให้ความเข้มข้นของ H_2O_2 เริ่มต้นเท่ากับ 10,000 ppm และแปรผันความเข้มข้นของ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ ตั้งแต่ 50-800 ppm พบว่าเมื่อเข้มข้นของ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ เพิ่มมากขึ้นจะทำให้ความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (Total Organic Carbon) เพิ่มมากขึ้น อย่างไรก็ตาม เมื่อเพิ่มความเข้มข้น $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ มากกว่า 400 ppm ขึ้นไป ความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดจะมีค่าใกล้เคียงกัน ที่ระยะเวลาในการบำบัด 60 นาที แบบที่สองคือให้ความเข้มข้นของ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ เท่ากับ 100 ppm และแปรผันความเข้มข้นของ H_2O_2 ในช่วง 0 -10,000 ppm พบว่าเมื่อมีการเพิ่มความเข้มข้นของ H_2O_2 จะทำให้ความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดเพิ่มขึ้น H_2O_2 ที่ความเข้มข้น 5,000 และ 10,000 ppm จะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดที่ดีแต่ก็ไม่มี ความแตกต่างกันมากนัก ในช่วง 15 นาทีแรกมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดได้อย่างรวดเร็ว จึงเป็นที่สังเกตได้ว่าความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่มากเกินไปก็ไม่สามารถที่จะเพิ่มความสามารถในการกำจัดได้ (Perez, 2002) และจากการศึกษาการกำจัด COD และสีจากน้ำเสียของโรงงานย้อมผ้าด้วยกระบวนการเฟนตัน ทำการทดลองที่ pH ของน้ำเสียประมาณ 2.4 ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาเท่ากับ 120 นาที พบว่าที่ 10 นาทีแรกจะมีการกำจัด COD และสีได้อย่างรวดเร็ว หลังจากนั้นประสิทธิภาพในการกำจัด COD จะมีค่าคงที่ตลอดระยะเวลาการทดลอง ความสามารถกำจัด COD ได้ประมาณร้อยละ 66 และประสิทธิภาพในการกำจัดสีที่ 10 นาทีแรกประมาณร้อยละ 32 และค่อนข้างคงที่จนถึงระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาประมาณ 60 นาที จากนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดจะค่อยๆเพิ่มขึ้นจนที่ระยะเวลาที่ 120 นาที ประสิทธิภาพในการกำจัดสีอยู่ที่ร้อยละ 40 (Kang, 1999) เมื่อได้สภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงสุด จึงมีนักวิจัยศึกษาด้านจลนพลศาสตร์ (Kinetic Model) ในการบำบัดต่อมา ดังที่จะกล่าวในลำดับต่อไป

2.7.2.3 การศึกษาและพัฒนาด้านจลนพลศาสตร์ (Kinetic Model) ในการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีเฟนตันเพื่อใช้ในการคาดการณ์การเกิดปฏิกิริยาเมื่อคุณสมบัติของน้ำเสียและสภาวะในการเกิดปฏิกิริยาเปลี่ยนแปลงไป ดังเช่น ในการบำบัดเบนโซไทอะโซล (benzothiazole) ด้วย

กระบวนการโฟโตเฟนตัน ในถึงปฏิกรณ์แบบกะ ซึ่งปัจจัยที่ส่งผลต่อการเกิดปฏิกิริยา ได้แก่ pH ความเข้มข้นของ H_2O_2 กับ Fe^{3+} และความเข้มข้นของ COD น้ำเสียเริ่มต้น และนำไปทำสมมูลมวสาร ศึกษาจลนพลศาสตร์ของการเกิดปฏิกิริยา คำนวณหาค่าคงที่ (k) และอันดับ (order) ปฏิกิริยา จนสามารถนำมาคาดการณ์ปัจจัยที่เกี่ยวข้องในกระบวนการบำบัด (Andreozzi et al., 2000) นอกจากนี้ มีนักวิจัยได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบระหว่างจลนพลศาสตร์ของกระบวนการเฟนตัน และอิเล็กโตรเฟนตันในการย่อยสลายสารอะนิลีน จากสมการจลนพลศาสตร์ที่ได้พบว่า ความเข้มข้นของ H_2O_2 Fe^{2+} pH และระยะเวลาในการทดลอง เป็นปัจจัยที่ส่งผลต่อการเกิดปฏิกิริยาการบำบัดสารอะนิลีน ดังอัตราการผลิตปฏิกิริยา

$$\left(\frac{d[Aniline]}{dt} \right)_{Fenton} = -6.4 \times 10^{-3} [Fe^{2+}]^{-1.23} [H_2O_2]^{1.58} [Aniline]^{1.10}$$

$$\left(\frac{d[Aniline]}{dt} \right)_{electro-Fenton} = -2.6 \times 10^{-3} [Fe^{2+}]^{-0.08} [H_2O_2]^{-0.14} [Aniline]^{0.46}$$

(Anotai et al., 2006)

2.7.3 การวิเคราะห์สีจากภาพถ่ายดิจิทัล

ปัจจุบัน ได้มีผู้วิจัยหลายท่านนำการวิเคราะห์สีจากภาพถ่ายดิจิทัล (digital image-based analysis) มาประยุกต์ใช้ เพื่อแก้ข้อเสียของการเทียบปริมาณสารที่เกิดจากปฏิกิริยากับสีตัวอย่างที่ใช้ตาของมนุษย์ในการเทียบสีซึ่งมีข้อจำกัดไม่สามารถแยกแยะความแตกต่างของสีได้มากนัก จึงได้มีการนำการวิเคราะห์สีจากภาพถ่ายดิจิทัล (digital image-based analysis) โดยใช้หลักการเกี่ยวกับการวิเคราะห์ข้อมูลสีพื้นฐาน 3 สี ได้แก่ สีแดง สีเขียว และสีน้ำเงิน (RGB) ที่ได้รับจากภาพถ่ายดิจิทัล (Byrne, et al., 2000) ซึ่งเกิดขึ้น จากการสะท้อนแสงของผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากปฏิกิริยาการเกิดสี โดยข้อมูลสีพื้นฐานที่ได้รับของแต่ละสีมี ค่าอยู่ในช่วง 0-255 (Byrne, et al., 2000; Maleki, et al., 2004; Gaiao, et al., 2006; Lopez-Molinero, et al., 2010) ซึ่งสัมพันธ์กับปริมาณของสารที่เราต้องการศึกษาและช่วงความยาวคลื่นของแสงที่สารดูดซับ และยังมีการใช้เทคนิคการวิเคราะห์ภาพถ่าย

ดิจิทัลในงานหลายประเภท ตัวอย่างเช่น ทางด้านวัสดุศาสตร์ โดยนำมาใช้ในการกำหนดปริมาณ โลหะ Fe^{3+} และ Al^{3+} ในโลหะอัลลอยด์ (Maleki, *et al.*, 2004) การวัดโลหะไทเทเนียมในพลาสติก (Lopez-Molinero, *et al.*, 2010) ทางด้านเคมี โดยนำมาช่วยในการไตเตรทกรดไฮโดรคลอริกและ กรดฟอสฟอริก (Gaiao, *et al.*, 2006) และใช้สำหรับวัดระดับฟิเอชด้วยกระดาษฟิเอช (Abbaspour, *et al.*, 2006) ทางด้านนิติวิทยาศาสตร์โดยใช้วิเคราะห์ปริมาณสารแอมเฟตามีน และเมทแอมเฟตามีนในตัวอย่างยาบ้า (Choodum and Nic Daeid, 2011) และงานทางด้านสิ่งแวดล้อมโดยการ ตรวจสอบคุณภาพน้ำชายฝั่งโดยประเมินจากอินทรีย์วัตถุที่ละลายน้ำ (dissolved organic matter) (Goddijn and White, 2006) เป็นต้น ซึ่งการประยุกต์ใช้เทคนิคนี้กับงานทางสิ่งแวดล้อมจำกัด ดังนั้น ทางผู้วิจัยจึงนำเทคนิคการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัลมาใช้ในการตรวจวัดปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 เพื่อใช้ในการแก้ไขปัญหาด้านสิ่งแวดล้อมได้อย่างรวดเร็วที่ทันทั่วถึง

บทที่ 3

วิธีการวิจัย

3.1 สารเคมีที่ใช้ในการวิจัย

3.1.1 สารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์ปัสสาวะ

- 1) แคลเซียมคลอไรด์ (CaCl_2) (Merck)
- 2) เฟอริกคลอไรด์ ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (Merck)
- 3) แมกนีเซียมซัลเฟต ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) (Fisher Scientific)
- 4) โพแทสเซียมไฮดรอกไซด์ (KOH) (Merck)
- 5) โพแทสเซียมไฮดรอกไซด์ไอโอไดด์ (KI) (Merck)
- 6) โซเดียมไทโอซัลเฟต ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) (Ajax Finechem)

3.1.2 สารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์ซีโรไลต์

- 1) โพแทสเซียมไดโครเมต ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) (Merck)
- 2) ซิลเวอร์ซัลเฟต (Ag_2SO_4) (Merck)
- 3) อีร์ออน (II) แอมโมเนียมซัลเฟต ($\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (Merck)
- 4) เมอร์คิวรีซัลเฟต (HgSO_4) (Ajax Finechem)
- 5) 1,10-ฟีนาโทรลีนโมโนไฮไดรด์ ($\text{C}_{12}\text{H}_{18}\text{N}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$) (Merck)

3.1.3 สารเคมีที่ใช้ในการบำบัดน้ำด้วยกระบวนการฟenton

- 1) ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 30% โดยปริมาตร (H_2O_2 30% (V/V)) (Merck)
- 2) เฟอรัสไอออน ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) (Ajax Finechem)
- 3) โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) (Ajax Finechem)
- 4) กรดซัลฟูริก (H_2SO_4) (Merck)

3.1.4 สารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์หาไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์

- 1) โพแทสเซียมไทเทเนียมออกซาลเตด [$K_2Ti(C_2O_4)_2 \cdot 2H_2O$] (Merck)
- 2) กรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น (conc.HCl) (Merck)

3.2 อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิจัย

- 1) หลอดรีฟลักซ์ (Digestion tube) สำหรับวิเคราะห์ซีโอดี
- 2) ขวดวิเคราะห์บีโอดี
- 3) อุปกรณ์ให้ความร้อน (Heating Block) (Wissenschaftlich Technishche Werstätten รุ่น Thermoreaktor cR4200)
- 4) เครื่องเติมออกซิเจน
- 5) ตู้ควบคุมอุณหภูมิ (Incubator) (Green banyan รุ่น TS606/3)
- 6) กระดาษกรองใยแก้ว (Whatman GF/C) เส้นผ่าศูนย์กลาง 47 mm.
- 7) ตู้อบ (Oven) ยี่ห้อ Memmert รุ่น BE500
- 8) pH Meter (Denver Instrument รุ่น model50)
- 9) ปัมพ์สุญญากาศ (knf NEUBERGER รุ่น N022 AN.18)
- 10) อุปกรณ์ให้ความร้อน (Heating Plate (Heidolph รุ่น MR3001)
- 11) หลอดเนสเลอร์ (Nessler Tube)
- 12) เยื่อแผ่นชนิด mixed cellulose ester ขนาดรูพรุน $0.45 \mu m$ และมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 25 mm.
- 13) UV-Visible Spectrophotometer (Shimadzu รุ่น UV-1601)
- 14) กล้องถ่ายภาพดิจิทัล (FujiFilm FinePix J38)
- 15) Syringe Filter Holder ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 25 mm. (Sartorius stedim, Germany)
- 16) เครื่องชั่ง (Sartorius รุ่น BP210S)

3.3 วิธีการวิจัย

ในงานวิจัยนี้ ได้ทำการศึกษาแบ่งออกเป็น 2 ตอน ได้แก่ การศึกษากระบวนการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน และการพัฒนาเทคนิคสำหรับการตรวจวัด H_2O_2 ที่เหลืออยู่ในระบบบำบัดด้วยวิธีการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัล โดยมีรายละเอียดขั้นตอนการศึกษาดังนี้

3.3.1 กระบวนการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน

1) ตัวอย่างน้ำชะขยะและการเก็บตัวอย่าง

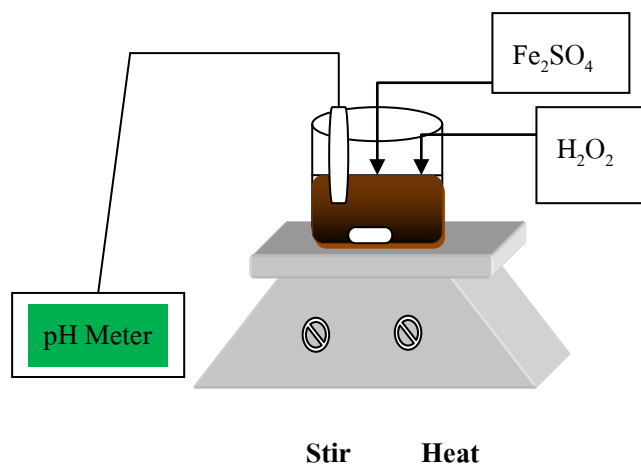
เก็บตัวอย่างน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบของเทศบาลนครภูเก็ต โดยจะทำการเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะตลอดปี (ก.ค. 52 – มิ.ย. 53) เพื่อให้ครอบคลุมทุกฤดูกาลด้วยวิธีจ้วงตัก (grab sampling) จากบ่อเก็บกักน้ำชะขยะ โดยจะทำการสุ่มเก็บตัวอย่างน้ำครั้งละ 5 ลิตร และทำการเก็บรักษาที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส ก่อนทำการตรวจสอบคุณสมบัติของตัวอย่างน้ำชะขยะ โดยพารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวิเคราะห์ ได้แก่ COD BOD₅ SS และ pH (วิธีการวิเคราะห์แสดงดังตารางที่ 3.1)

ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์ของน้ำชะขยะที่ทำการวิเคราะห์และวิธีการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
COD	Standard Method 5200 CHEMICAL OXYGEN DEMAND (COD)
BOD ₅	Standard Method 5210 BIOCHEMICAL OXYGEN DEMAND (BOD)
SS	Standard Method 5240 D. Total Suspended Solid Dried at 103-105 °C

2) การกำหนดสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน

ทำการทดลองหาสภาวะที่เหมาะสมในถังปฏิกรณ์แบบกะ (Batch Reactor) โดยใช้ตัวอย่างน้ำชะขยะปริมาตร 1 ลิตร แสดงดังรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 อุปกรณ์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตันแบบกะ

ปัจจัยต่างๆที่มีผลต่อประสิทธิภาพสถานะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตันในงานวิจัยนี้ได้แก่ ค่า pH ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Fe^{2+} ความเข้มข้นเริ่มต้นของ H_2O_2 และค่า COD เริ่มต้น โดยมีขั้นตอนการศึกษาดังต่อไปนี้

2.1) ศึกษาผลของค่า pH ต่อประสิทธิภาพการบำบัด โดยปรับ pH ของน้ำเสียให้เท่ากับค่าที่ต้องการ ด้วยกรด H_2SO_4 เข้มข้น และควบคุม pH โดยใช้ $0.1\ N\ NaOH$ และ $0.1\ N\ H_2SO_4$ ให้เปลี่ยนได้ไม่เกิน 0.2 โดยระมัดระวังไม่ให้ปริมาณของน้ำชะขยะเกิดการเปลี่ยนแปลง

2.2) เติม Fe^{2+} ลงในน้ำชะขยะที่ความเข้มข้นเท่ากับ $266\ mg/l$ พร้อมกับ H_2O_2 ที่ความเข้มข้น $1,320\ mg/l$

2.3) เก็บตัวอย่างปริมาตร $5\ ml$. ตามช่วงเวลาที่กำหนดตลอดระยะเวลา $1\ ชม.$ ที่เวลา $0.17\ 0.5\ 1\ 3\ 5\ 10\ 15\ 20\ 25\ 30\ 60\ 120$ นาที โดยควบคุม pH และหยุดปฏิกิริยาหลังการเก็บตัวอย่างด้วย $1\ N\ NaOH$ ปริมาตร $0.5\ ml$.

2.4) ทำซ้ำข้อ 2.1) – 2.3) โดยเปลี่ยนค่า pH เป็น $1\ 2\ 3\ 4\ 5$ และ 6 (แสดงดังตารางที่ 3.2) เพื่อกำหนดค่า pH ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสีย

ตารางที่ 3.2 สภาวะที่ใช้ในการหาค่า pH ที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตัน

ที่สภาวะต่างๆ

COD (mg/l)	Fe ²⁺ (mg/l)	H ₂ O ₂ (mg/l)	pH
1,320	266	1,320	1
			2
			3
			4
			5
			6

2.5) จากนั้นทำการศึกษาผลของความเข้มข้น Fe²⁺ เริ่มต้น โดยการทำซ้ำข้อ 2.1) – 2.3) แล้วทำการแปรผันความเข้มข้นของ Fe²⁺ ในช่วง 27 – 798 mg/l หรือ 0.02- 0.6 เท่าของ COD และความเข้มข้นของ H₂O₂ เท่ากับ 1,320 mg/l ที่ค่า pH ที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดที่ได้จากผลการศึกษาในข้อ 2.4) ดังแสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 การหาปริมาณความเข้มข้น Fe²⁺ ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน

COD (mg/l)	pH	H ₂ O ₂ (mg/l)	[Fe ²⁺]:[COD]
1,320	pH ที่เหมาะสม	1,320	0.02 : 1
	จาก ข้อ 2.4		0.05 : 1
			0.1 : 1
			0.2 : 1
			0.4 : 1
			0.6 : 1

2.6) ทำการศึกษาปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหมาะสมสำหรับการเกิดปฏิกิริยาเฟนตัน โดยในการศึกษานี้จะศึกษาความเข้มข้นเริ่มต้นของ H_2O_2 ในช่วง 330 – 19,785 mg/l หรือ 0.25 – 15 เท่าของ COD โดยการทำซ้ำข้อ 2.1) – 2.3) และความเข้มข้นของ Fe^{2+} เท่ากับ 266 mg/l และค่า pH = 3 ซึ่งให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุด ดังแสดงในตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.4 การหาปริมาณความเข้มข้น H_2O_2 ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน

COD (mg/l)	pH	Fe^{2+} (mg/l)	$[H_2O_2]:[COD]$
1,320	pH ที่เหมาะสม จาก ข้อ 2.4	$[Fe^{2+}]$ ที่ เหมาะสม จาก ข้อ 2.5	0.25 : 1
			0.5 : 1
			1 : 1
			3 : 1
			5 : 1
			7 : 1
			10 : 1
			15 : 1

2.7) ทำการศึกษาผลของค่า COD เริ่มต้น โดยการทำซ้ำข้อ 2.1) – 2.3) แล้วทำการแปรผันค่า COD เริ่มต้นโดยใช้การเจือจางน้ำเสียด้วยน้ำปราศจากไอออน (De-ionized Water) ที่ 330, 660, 990 และ 1,320 mg/l โดยใช้ปัจจัยอื่นๆที่มีผลต่อกระบวนการบำบัดด้วยค่าที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุด จากการศึกษาที่ได้จากข้อ 2.4) – 2.6) ดังแสดงในตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3.5 การหาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน ด้วยความเข้มข้นของ COD เริ่มต้นต่างๆ

pH	Fe ²⁺ (mg/l)	H ₂ O ₂ (mg/l)	COD (mg/l)
pH ที่เหมาะสม	[Fe ²⁺] ที่เหมาะสม	[H ₂ O ₂] ที่เหมาะสม	330
จาก ข้อ 2.4	เหมาะสม	จากข้อ 2.6	660
	จาก ข้อ 2.5		990
			1.320

3) การศึกษาจลนพลศาสตร์ (Kinetic Study) ของการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน

3.1) ทำการกำหนดค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาเริ่มต้น (initial rate) ของแต่ละพารามิเตอร์ซึ่งได้ทำการศึกษาที่ความเข้มข้นต่างๆ ในข้อ 2)

3.2) นำข้อมูลดังกล่าวมาเขียนกราฟ log – log scale ระหว่างค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาเริ่มต้นของแต่ละปัจจัยที่ทำการศึกษา กับค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของปัจจัยนั้น โดยค่าความชัน (Slope) ของกราฟที่ได้คือ ค่าอันดับของปฏิกิริยาของปัจจัยต่างๆ

3.3) กำหนดค่าคงที่ของอัตราการเกิดปฏิกิริยารวม (Overall Kinetic Constant) ด้วยวิธี Non-Linear Least Square Error โดยสมการอัตราการเกิดปฏิกิริยารวม สามารถเขียนได้ดังสมการที่ (3.3.1)

$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -k[\text{Fe}^{2+}]^a[\text{H}_2\text{O}_2]^b[\text{Initial COD}]^c \quad (3.3.1)$$

3.3.2 การพัฒนาเทคนิคสำหรับการตรวจวัดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหลืออยู่ในกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัล

การพัฒนาเทคนิคในส่วนนี้ จะเป็นการพัฒนาเทคนิคการตรวจวัดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหลือจากกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน เนื่องจากปริมาณ •OH ที่ผลิตขึ้นมากนัก โดยประยุกต์ใช้วิธีการหาปริมาณความเข้มข้นของ H₂O₂ ด้วยวิธีมาตรฐานไทเทเนี่ยมออกซาลेट กับเทคนิคการวิเคราะห์ด้วยภาพถ่ายดิจิทัล โดยมีขั้นตอนการศึกษาดังต่อไปนี้

1) สร้างกราฟมาตรฐาน (Calibration Curve) ของ H_2O_2 ด้วยวิธีมาตรฐาน โดยการเตรียมสารละลายมาตรฐาน H_2O_2 ที่ช่วงความเข้มข้น 0.05 – 100 mg/l และทำการเติมสาร $[K_2Ti(C_2O_4)_2 \cdot 2H_2O]$ เพื่อทำปฏิกิริยา เกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อนสีเหลือง จากนั้นจึงนำสารละลายที่ได้ไปวัด Absorbance ด้วยเครื่อง UV-vis Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 400 nm และเขียนกราฟระหว่างความเข้มข้นของ H_2O_2 กับ Absorbance ที่ได้

2) สร้างกราฟมาตรฐานของ Fe^{2+} ด้วยวิธีการถ่ายภาพดิจิทัล

เตรียมสารละลายมาตรฐาน H_2O_2 ที่ช่วงความเข้มข้น 0.05 – 100 mg/l ทำการเติม $K_2Ti(C_2O_4)_2 \cdot 2H_2O$ ที่ความเข้มข้น ปริมาตร เกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อนสีเหลือง จากนั้นจึงนำสารละลายที่ได้ไปถ่ายภาพด้วยกล้องดิจิทัล (FujiFilm Fine PixJ38) โดยมีการควบคุมสภาวะและตำแหน่งที่ถ่ายภาพที่แน่นอน ได้แก่ ความเร็วชัตเตอร์ 8 - 1/1400 ระยะโฟกัส 60 cm. เก็บบันทึกภาพในรูปแบบไฟล์ JPEG (8 bit) ความละเอียดภาพ 14 ล้านพิกเซล ในแต่ละความเข้มข้นของ H_2O_2 ทำทั้งหมด 6 หลอดและทำการถ่ายภาพทั้งหมด 6 ครั้ง เขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ H_2O_2 กับความเข้มสี (Intensity) และความเข้มข้นของ H_2O_2 กับค่า Absorbance และได้ นำภาพถ่ายที่ได้มาทำการวิเคราะห์ค่า RGB Intensity โดยใช้โปรแกรม Photoshop CS5 จากนั้นจึงทำการ

3) เปรียบเทียบสมรรถนะของวิธีการวิเคราะห์จากภาพถ่ายดิจิทัล ได้แก่ ความแม่นยำ (Precision) และความถูกต้อง (Accuracy) กับวิธีมาตรฐาน

4) ประยุกต์ใช้วิธีที่พัฒนาขึ้นในการตรวจวัด H_2O_2 ที่เหลือจากกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะ ด้วยวิธีเฟนตัน และทำการเปรียบเทียบผลที่ได้กับวิธีมาตรฐาน เปรียบเทียบวิธีตรวจวัด H_2O_2 โดยการนำน้ำตัวอย่างมาบำบัดด้วยวิธีเฟนตัน และทำการเก็บตัวอย่างน้ำที่ผ่านการบำบัดเป็นเวลา 0.17 0.5 1 3 5 10 15 20 25 30 60 นาที และนำมากรองด้วยเยื่อแผ่น mixed cellulose ester เพื่อกรองตะกอนเหล็กในรูปของ $Fe(OH)_3$ ออกจากนั้นจึงนำส่วนของน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัด (สีใส) มาวิเคราะห์หาปริมาณ H_2O_2 ที่เหลืออยู่หลังการบำบัดที่เวลาต่าง ๆ ด้วยวิธีมาตรฐานและวิธีการวิเคราะห์จากภาพถ่ายดิจิทัล

บทที่ 4

ผลและบทวิจารณ์ผลการวิจัย

4.1 คุณสมบัติน้ำชะขยะเทศบาลนครภูเก็ต

เทศบาลนครภูเก็ตสร้างระบบฝังกลบขยะในปี 2537 จำนวน 5 บ่อ เนื้อที่ 120 ไร่ และบ่อบำบัดน้ำเสียขยะ 14 ไร่ ฝังกลบขยะไม่เกิน 3 ชั้น พื้นที่ดำเนินการใช้พื้นที่ ป่าเสื่อมสภาพ คลองเกาะผี ถนนรัตนโกสินทร์ 200 ปี อำเภอเมือง จังหวัดภูเก็ต



รูปที่ 4.1 แสดงตำแหน่งที่ตั้งหลุมฝังกลบขยะเทศบาลนครภูเก็ต

(<http://maps.google.co.th/maps?hl=th&tab=w1>)



รูปที่ 4.2 แนวทางการไหลของน้ำชะขยะจากบ่อฝังกลบที่ 1-5

น้ำชะขยะจะถูกเก็บจากบ่อน้ำดิบน้ำชะขยะรวม (แสดงดังรูปที่ 4.2) ผลการตรวจสอบคุณสมบัติน้ำชะขยะหลุมฝังกลบของเทศบาลนครภูเก็ต แสดงดังตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 คุณสมบัติ น้ำชะขยะหลุมฝังกลบเทศบาลนครภูเก็ต

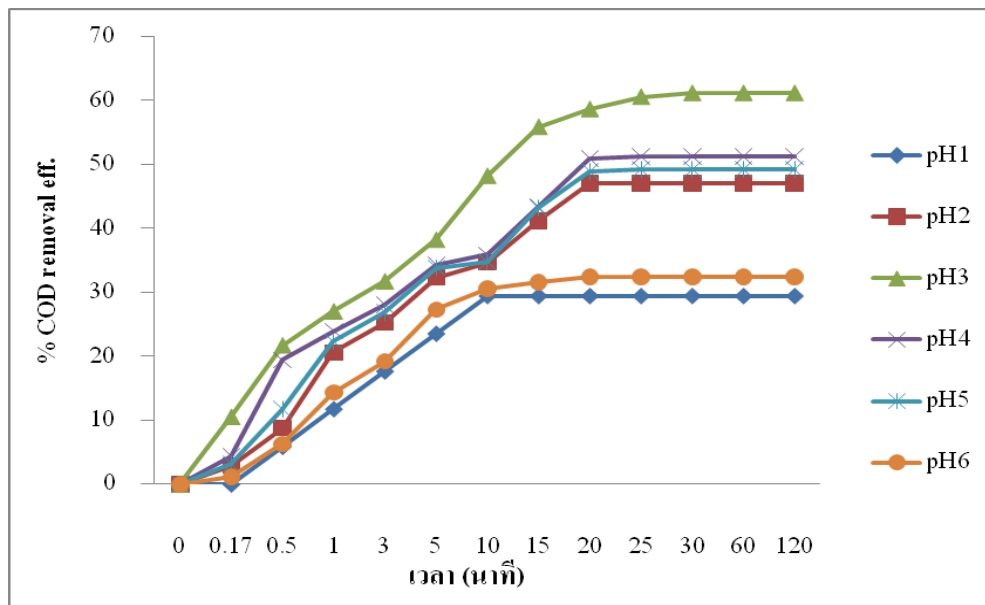
พารามิเตอร์	ผลการวิเคราะห์ น้ำชะขยะ	ค่ามาตรฐานน้ำทิ้ง
pH	8.2 – 8.5	5.5 – 9.0
BOD ₅	150 - 200 mg/l	≤ 20 mg/l
COD	1,250 - 1,320 mg/l	≤ 120 mg/l
SS	510 - 550 mg/l	≤ 50 mg/l

ถึงแม้ว่าน้ำชะขยะหลุมฝังกลบของเทศบาลนครภูเก็ต จะมีค่า pH อยู่ระหว่าง 8.2 - 8.5 ซึ่งผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งโรงงานอุตสาหกรรม แต่จากการศึกษาพารามิเตอร์อื่นๆของน้ำชะขยะหลุมฝังกลบพบว่ายังสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนดไว้ กล่าวคือ ค่า BOD₅ อยู่ในช่วง 150 - 200 mg/l COD = 1,250 – 1,320 mg/l และ SS = 510 - 550 mg/l 4.2 สถานะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตัน

4.2 สถานะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตัน

4.2.1 ผลของค่า pH

ค่า pH ของน้ำชะขยะจะถูกศึกษาในช่วง 1 - 6 โดยใช้กรดซัลฟูริกในการปรับ pH ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.3



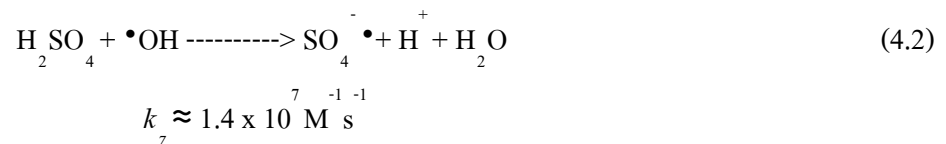
รูปที่ 4.3 ผลของ pH ต่อ %การลดค่า COD ที่อัตราส่วนโดยมวลระหว่าง $[H_2O_2]:[Fe^{2+}]:[COD] = 1:0.2:1$

จากรูปที่ 4.3 จะเห็นได้ว่า อัตราการย่อยสลายมลสารในน้ำจะสูงสุดที่ pH 3 สามารถลดค่า COD ได้ถึง 61.18% ทั้งนี้เนื่องมาจากที่ pH ดังกล่าวเหล็กจะอยู่ในรูปของ $Fe(OH)^+$ ซึ่งเป็นรูปที่ว่องไวในการทำปฏิกิริยาสูงกว่าเหล็กในรูปอื่น (Malik 2003) จึงทำให้ $\bullet OH$ ถูกผลิตขึ้นจากปฏิกิริยาเฟนตันเป็นจำนวนมาก ดังนั้นอัตราการย่อยสลายของมลสารในน้ำจึงสูงหรือกล่าวอีกนัยหนึ่งคือทำให้ %COD ลดลงมากนั่นเอง

ที่ $pH > 3$ อัตราการลดลงของค่า COD มีค่าต่ำ เนื่องจากไอออนของเหล็กเปลี่ยนรูปและตกตะกอนอยู่รูปของ $Fe(OH)_3$ ทำให้ $\bullet OH$ ผลิตขึ้นได้จากปฏิกิริยาเฟนตัน (สมการที่ (1)) น้อยลง อัตราการย่อยสลายมลสารจึงน้อยตามไปด้วย (Chiou et al. 2006) เช่นเดียวกันที่ $pH < 3$ ประสิทธิภาพการบำบัดในรูปของ %การลดค่า COD มีต่ำ เนื่องจากปริมาณ H^+ ที่มีเป็นจำนวนมาก จะทำปฏิกิริยากับ $\bullet OH$ เกิดเป็น H_2O (แสดงดังสมการที่ (4.1)) ทำให้ปริมาณ $\bullet OH$ เหลือน้อยลง ดังนั้นอัตราการย่อยสลายมลสารจึงลดลง



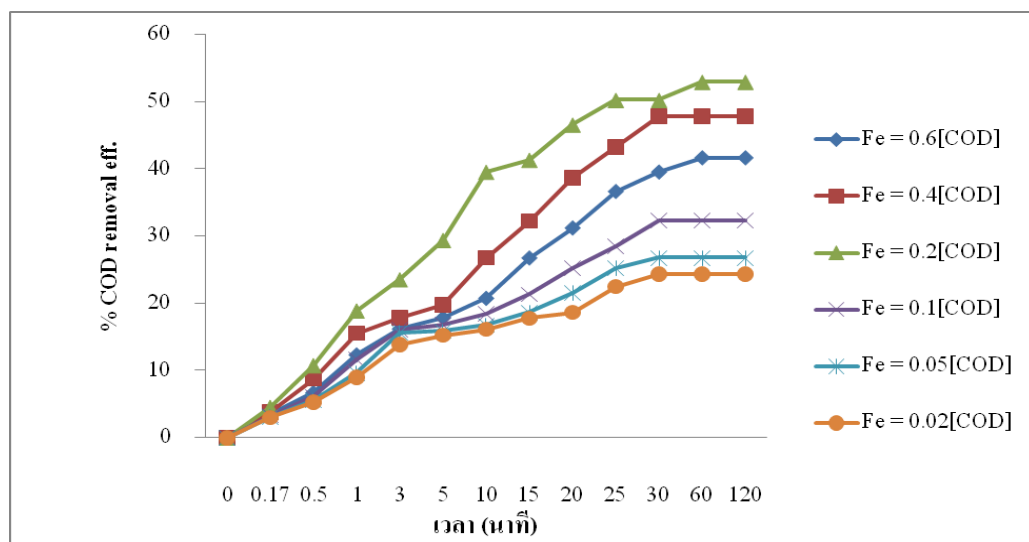
นอกจากนี้ ปริมาณกรดซัลฟูริกที่ใช้ในการปรับ pH ซึ่งมีปริมาณมากเกินไปจะสามารถแย่งสารอินทรีย์ในการทำปฏิกิริยากับ $\bullet\text{OH}$ ได้ด้วยอัตราเกิดปฏิกิริยาที่สูง (competitive reaction) แสดงดังสมการที่ (4.2) (Laat and Legube, 2004)



ดังนั้น pH ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ คือ pH 3

4.2.2 ผลของความเข้มข้น Fe^{2+} เริ่มต้น

ในปฏิกิริยาเฟนตัน Fe^{2+} จะทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาสำหรับการผลิต $\bullet\text{OH}$ โดยในการศึกษาี้ จะทำการศึกษาผลของความเข้มข้นเริ่มต้นของ Fe^{2+} ต่อประสิทธิภาพการบำบัดในรูป % การลดลงของ COD ในช่วงความเข้มข้นของ Fe^{2+} 27 – 798 mg/l หรือ 0.02 - 0.6 เท่าของ COD ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.4



รูปที่ 4.4 ผลของความเข้มข้น Fe^{2+} เริ่มต้น ต่อ % การลดค่า COD ที่อัตราส่วนโดยมวลระหว่าง $[\text{H}_2\text{O}_2]:[\text{COD}] = 1:1$ ที่ pH = 3

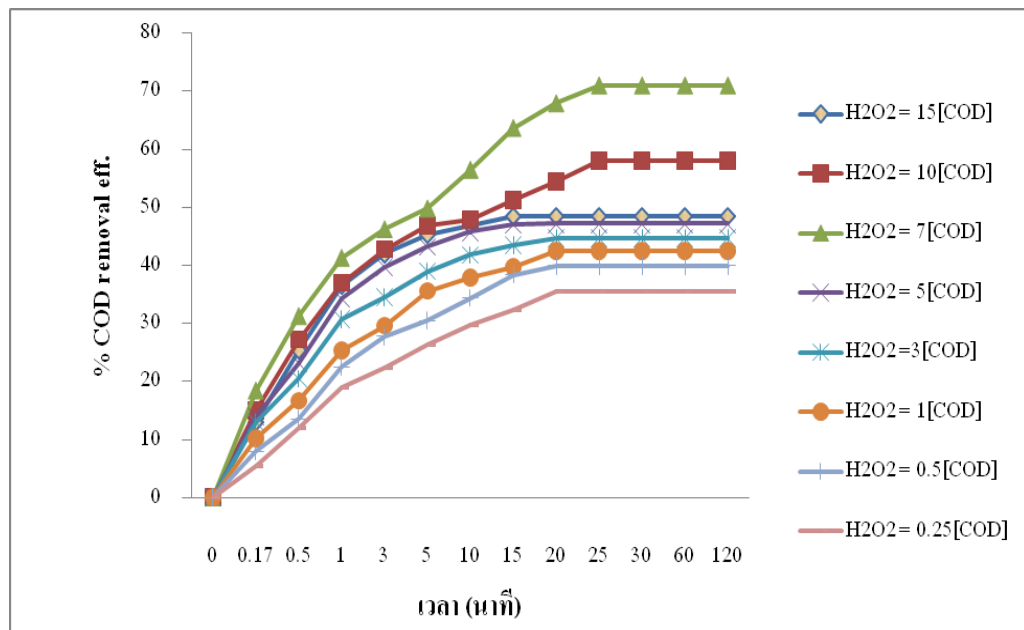
จากรูปที่ 4.4 พบว่า ประสิทธิภาพในการย่อยสลายมลสารอินทรีย์ในรูป % การลดค่า COD จะเพิ่มขึ้น เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ Fe^{2+} เริ่มต้นในช่วง 0.02 - 0.2 เท่าของ COD ทั้งนี้เนื่องมาจากการเพิ่มขึ้นของ Fe^{2+} จะทำให้ปริมาณของ $\bullet OH$ ที่ผลิตได้จากปฏิกิริยาเฟนตันในสมการที่ (1) มีมากขึ้นทำให้มลสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะมีค่าต่ำลง ดังนั้น % การลดค่า COD จึงสูงขึ้น และสูงที่สุดที่ความเข้มข้นของ Fe^{2+} เริ่มต้น 0.2 เท่าของ COD สามารถลดค่า COD ได้ถึง 52.94 % อย่างไรก็ตาม เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ Fe^{2+} เริ่มต้นมากกว่า 0.2 เท่าของ COD % การลดลงของค่า COD จะมีค่าต่ำลง เนื่องจาก Fe^{2+} ส่วนเกิน (excess ferrous) จะเกิดปฏิกิริยาแข่งขัน (competitive reaction) ในการแย่งใช้ $\bullet OH$ กับมลสารในน้ำ (แสดงดังสมการที่ (4.3)) ทำให้มลสารอินทรีย์ในน้ำถูกย่อยสลายลดลง ดังนั้น % การลดค่า COD จึงมีค่าต่ำเมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นของ Fe^{2+} สูงเกินไป (Gernjak et al., 2006) เพราะฉะนั้นเมื่อมีการนำกระบวนการบำบัดด้วยวิธีเฟนตันไปใช้งานในการบำบัดน้ำชะขยะจริง ควรที่จะมีการกำหนดปริมาณของความเข้มข้นของ Fe^{2+} เริ่มต้นในช่วง ไม่เกิน 0.2 เท่าของ COD ซึ่งจะทำให้ได้ประสิทธิภาพสูงสุดลดค่าใช้จ่ายค่าสารเคมีของ Fe^{2+} และสามารถลดปริมาณตะกอนของ Fe^{2+} ที่เกิดขึ้นหลังกระบวนการบำบัด ดังนั้นจึงจำเป็นที่จะต้องมีการเพิ่มระบบการบำบัดเพิ่มเติมหลังจากระบบบำบัดด้วยวิธีเฟนตันแล้ว



ดังนั้น ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Fe^{2+} ที่เหมาะสม คือ 0.2 เท่าของค่า COD เริ่มต้นของน้ำชะขยะ

4.2.3 ผลของความเข้มข้น H_2O_2 เริ่มต้น

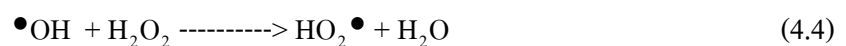
ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีเฟนตันนั้น ค่าใช้จ่ายส่วนใหญ่จะมาจากค่าสารเคมี โดยสารเคมีที่มีราคาสูงที่สุดนั้นคือ H_2O_2 ดังนั้นจึงมีความจำเป็นต้องมีการกำหนดปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหมาะสมสำหรับการเกิดปฏิกิริยาเฟนตัน โดยในการศึกษานี้จะศึกษาความเข้มข้นเริ่มต้นของ H_2O_2 ในช่วง 330 – 19,785 mg/l หรือ 0.25 – 15 เท่าของ COD



รูปที่ 4.5 ผลของความเข้มข้น H₂O₂ เริ่มต้น ต่อ%การลดค่า COD ที่อัตราส่วนโดยมวลระหว่าง [Fe²⁺]: [COD] = 0.2 : 1 ที่ pH = 3

จากรูปที่ 4.5 จะเห็นได้ว่า เมื่อเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของ H₂O₂ ในช่วง 0.25 – 7 เท่าของ COD % การลดของค่า COD มีค่าสูงขึ้น เนื่องมาจากปริมาณ •OH ที่ผลิตขึ้นได้จากสมการที่ (1) มีจำนวนมากขึ้น การย่อยสลายมลสารในน้ำชะขยะจึงสูงขึ้นตามไปด้วย

อย่างไรก็ตาม เมื่อเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของ H₂O₂ สูงขึ้นกว่า 7 เท่าของ COD กลับทำให้ %การลดค่า COD มีค่าต่ำลง ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากปริมาณ H₂O₂ ที่มากเกินไปจะไปแย่งมลสารอินทรีย์ในการใช้ออกซิเจน •OH (สมการที่ (4.4)) ทำให้ปริมาณ •OH เหลือน้อยลง ดังนั้นประสิทธิภาพในการบำบัดจึงลดลง (Yang et al., 2005)



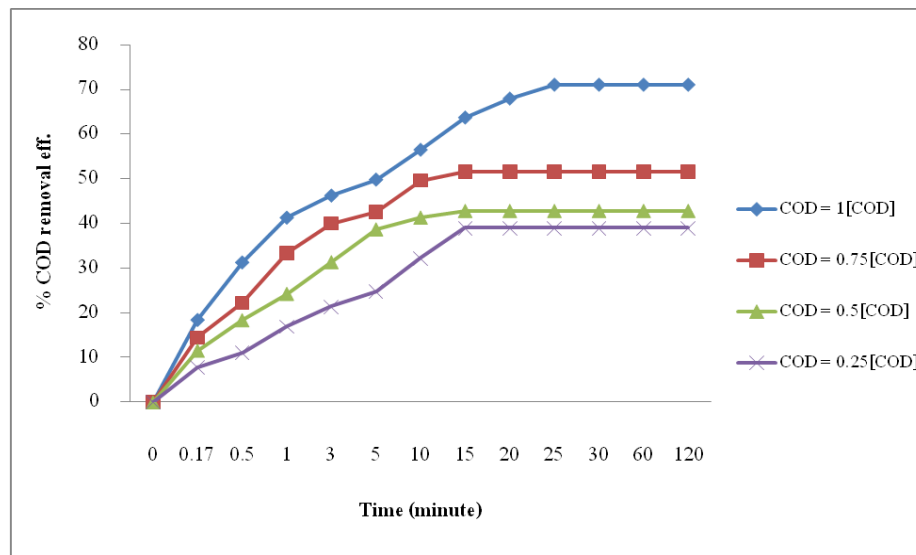
นอกจากนี้ ปริมาณ •OH ที่ผลิตขึ้นมากนี้ อาจเกิดปฏิกิริยารวมตัวกันเองกลับไปเป็น H₂O₂ (แสดงดังสมการที่ (4.5)) ทำให้อัตราการย่อยสลายมลสารในรูปการลดลงของค่า COD มีค่าต่ำลง



ดังนั้น จากผลการศึกษาข้างต้น จึงสามารถสรุปได้ว่า สภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน คือ ค่า pH 3 ความเข้มข้นเริ่มต้นของ Fe^{2+} เท่ากับ 0.2 เท่าของ COD และความเข้มข้นเริ่มต้น H_2O_2 เท่ากับ 7 เท่าของ COD ต่อค่า COD ของน้ำชะขยะเริ่มต้น เท่ากับ 1,320 mg/l จากสมการปฏิกิริยาที่ (1) จะเห็นได้ชัดว่าค่า pH ส่งผลโดยตรงต่ออัตราการผลิต $\bullet OH$ ที่ใช้ในการย่อยสลายมลสารในน้ำ โดย $\bullet OH$ จะถูกผลิตได้ดีในสภาวะที่เป็นกรด นอกจากนี้ ค่า pH ยังส่งผลต่อรูปของเหล็กที่ปรากฏอยู่ในน้ำอีกด้วย

4.2.4 ผลของ COD เริ่มต้นต่อประสิทธิภาพการบำบัด

เนื่องจากปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียขึ้นอยู่กับปริมาณมลสารที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการศึกษาผลของปริมาณมลสารต่อประสิทธิภาพการบำบัด และเนื่องจากปริมาณมลสารประเภทสารอินทรีย์สามารถถูกตรวจวัดทางอ้อมในรูปของค่า COD ได้ งานวิจัยนี้จึงทำการ ศึกษาผลของค่า COD ต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีเฟนตัน



รูปที่ 4.6 ผลของความเข้มข้น COD เริ่มต้น ต่อเปอร์เซ็นต์การลดลงของ COD ที่อัตราส่วนโดยมวลระหว่าง $[Fe^{2+}] : [H_2O_2] = 0.2 : 7$ ที่ pH 3

จากรูปที่ 4.6 เมื่อความเข้มข้นของ COD เริ่มต้นลดลง ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดด้วยกระบวนการเฟนตันลดลงด้วย เนื่องจากอัตราส่วนของปริมาณ $\bullet\text{OH}$ ที่เหลือจากปฏิกิริยาเฟนตันเพิ่มมากขึ้นจึงทำให้เกิดปฏิกิริยาตามสมการที่ 4.3 และ $\bullet\text{OH}$ ที่เหลือบำบัดมลสารได้น้อยลงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลงด้วย

ดังนั้น จากผลการศึกษข้างต้น จึงสามารถสรุปได้ว่า สภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน คือ ค่า pH 3 อัตราส่วนโดยมวลระหว่าง $[\text{Fe}^{2+}] : [\text{H}_2\text{O}_2] : [\text{COD}] = 0.2 : 7 : 1$

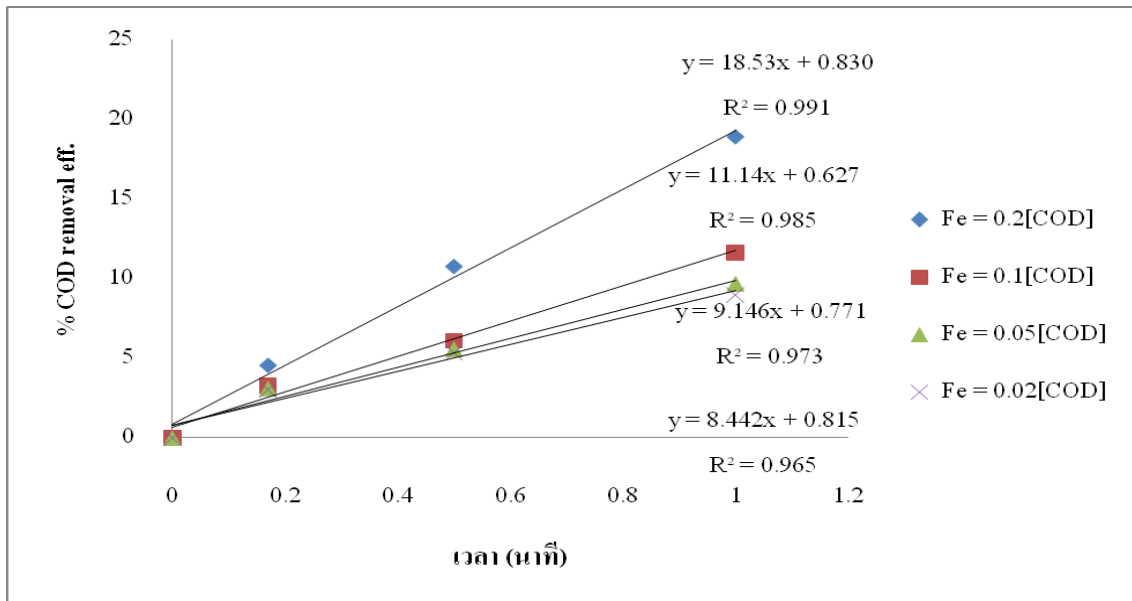
4.3 ค่าจลนพลศาสตร์ (Kinetic)

การศึกษาจลนพลศาสตร์ เป็นการบอกถึงอัตราการเกิดปฏิกิริยา (reaction rate) และกลไกการเกิดปฏิกิริยาเคมีรวมถึงปัจจัยต่างๆ ที่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งจะมีประโยชน์ในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียให้อยู่ในสภาวะที่เหมาะสมต่อการบำบัดที่ต้องการได้ โดยทั่วไปแล้วสมการอัตราการเกิดปฏิกิริยาจะแสดงในรูปของความเข้มข้นของสารต่างๆ ที่เข้าทำปฏิกิริยาหรือส่งผลต่อการเกิดปฏิกิริยา โดยรูปทั่วไปของสมการอัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาแสดงได้ดังนี้

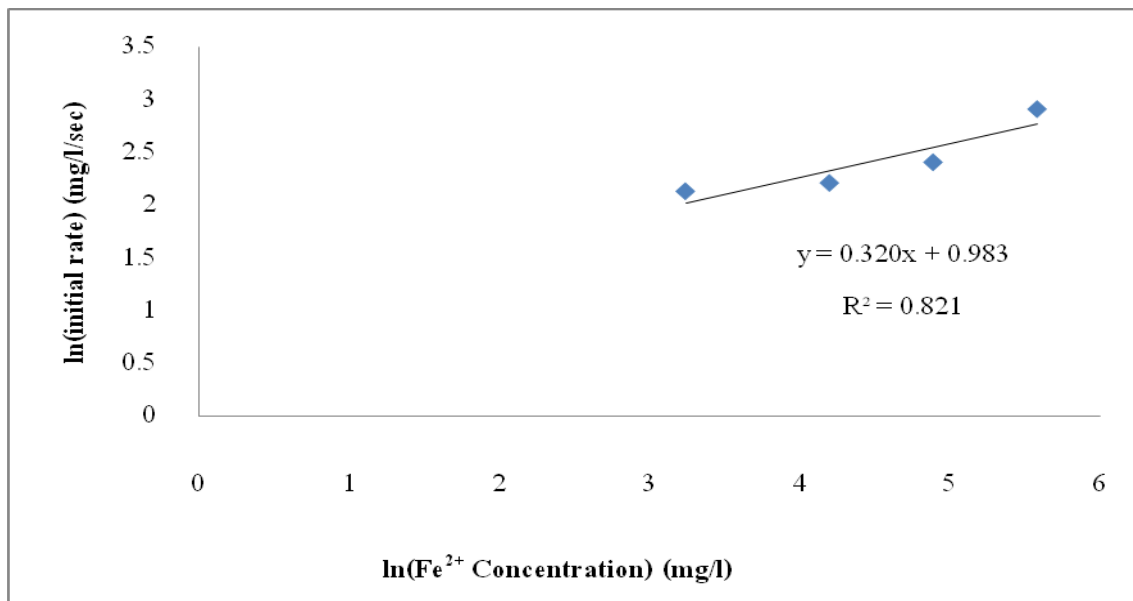
$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -k[\text{Fe}^{2+}]^a[\text{H}_2\text{O}_2]^b[\text{InitialCOD}]^c \quad (4.6)$$

เมื่อ k คือ ค่าคงที่ของการเกิดปฏิกิริยารวม (Coverall Kinetic constant) ของระบบ

t	= เวลาที่ใช้ในการเกิดปฏิกิริยา
a	= อันดับของปฏิกิริยย่อย (partial order) ของ Fe^{2+}
b	= อันดับของปฏิกิริยย่อย (partial order) ของ H_2O_2
c	= อันดับของปฏิกิริยย่อย (partial order) ของ COD เริ่มต้น
$[\text{Fe}^{2+}]$	= ความเข้มข้นของ Fe^{2+}
$[\text{H}_2\text{O}_2]$	= ความเข้มข้นของ H_2O_2
[InitialCOD]	= ค่า COD เริ่มต้น



รูปที่ 4.7 การหาค่าอัตราเร็วเริ่มต้นของปฏิกิริยาของ Fe^{2+}



รูปที่ 4.8 ความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln(\text{initial rate})$ และ $\ln[\text{Fe}^{2+}]$

อันดับของปฏิกิริยาของ Fe^{2+} สามารถหาจากการเปลี่ยนรูปสมการ อัตราเร็วของปฏิกิริยาให้อยู่ในรูปสมการ logarithm ดังนี้ และการใช้ข้อมูลการศึกษาเรื่องผลของความ

เข้มข้นเริ่มต้นของ Fe^{2+} ในหัวข้อ 4.2.2 มาหาค่า initial rate จากค่าความชันของกราฟ (แสดงดังรูปที่ 4.7) เพื่อนำไปใช้ในการหาค่าอันดับของปฏิกิริยาย่อย a โดยการพล็อตกราฟระหว่างค่า $\ln(\text{initial rate})$ และค่า $\ln[\text{Fe}^{2+}]$ (แสดงดังรูปที่ 4.8)

$$r = -k C_A^a \quad (4.7)$$

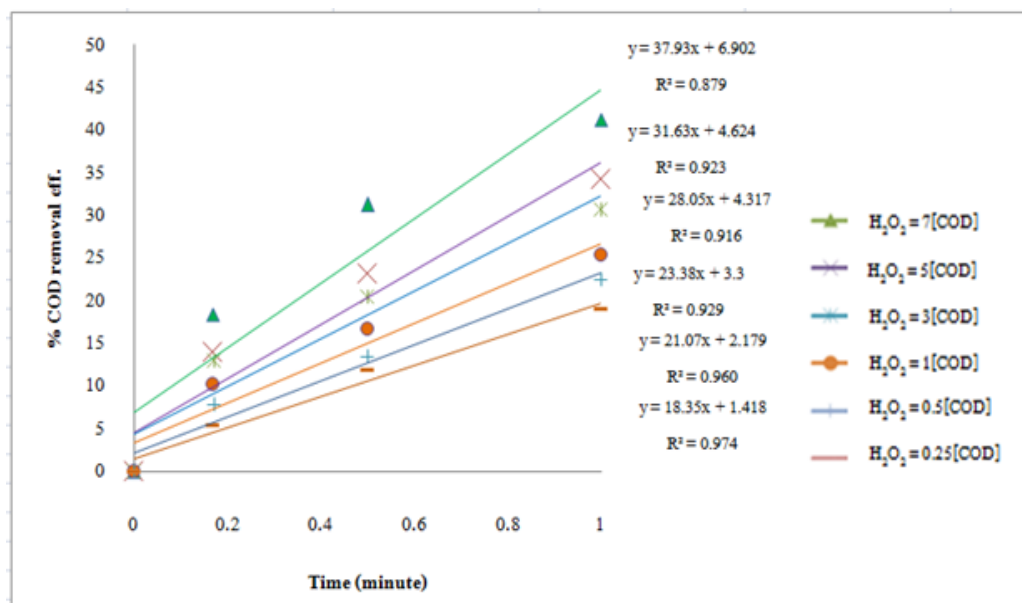
$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -k[\text{Fe}^{2+}]^a \quad (4.8)$$

$$-\ln[\text{initial rate}] = \ln k + a \ln[\text{Fe}^{2+}] \quad (4.9)$$

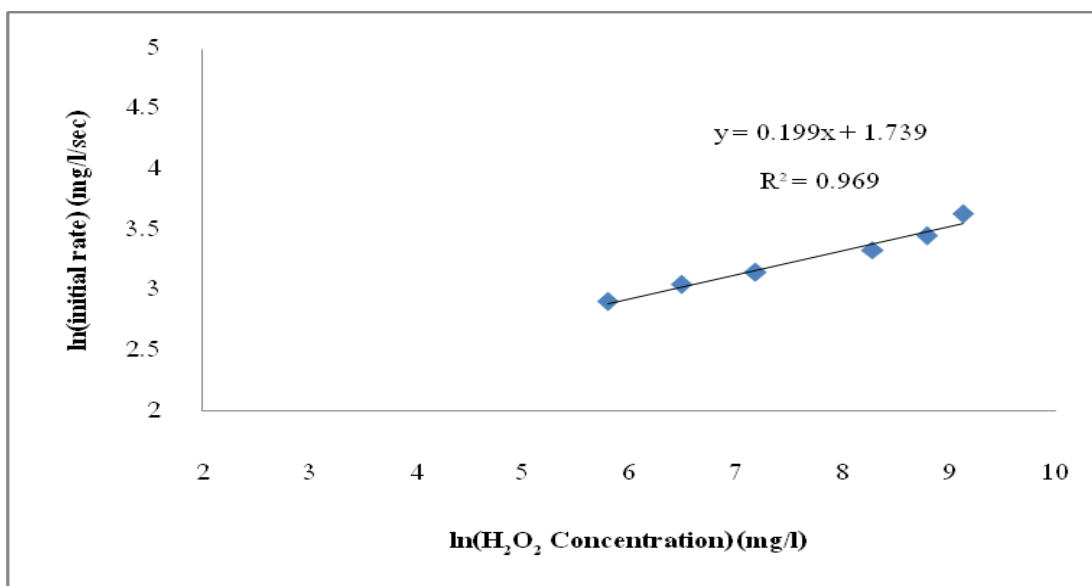
จากรูปที่ 4.8 พบว่า ค่าความชันของสมการเส้นตรงที่ได้คือ 0.32 กล่าวอีกนัยหนึ่ง ค่าอันดับของปฏิกิริยาย่อยของ Fe^{2+} (a) เท่ากับ 0.32 ดังนั้น สมการ (4.7) สามารถเขียนได้เป็น

$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -k[\text{Fe}^{2+}]^{0.32} \quad (4.10)$$

เมื่อ k คือ ค่าคงที่ของปฏิกิริยาของ Fe^{2+}



รูปที่ 4.9 การหาค่าอัตราเร็วเริ่มต้นของปฏิกิริยาของ H_2O_2



รูปที่ 4.10 ความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln(\text{initial rate})$ และ $\ln[\text{H}_2\text{O}_2]$

ในทำนองเดียวกัน อันดับของปฏิกิริยา b สามารถหาได้จาก การพล็อตกราฟระหว่าง $\ln(\text{initial rate})$ และ $\ln[\text{H}_2\text{O}_2]$ โดยค่าความชันที่ได้ คือ ค่าอันดับปฏิกิริยา b (แสดงสมการที่ (4.14)) และ รูปที่ 4.9 – 4.10

$$r = -k C_A^b \quad (4.11)$$

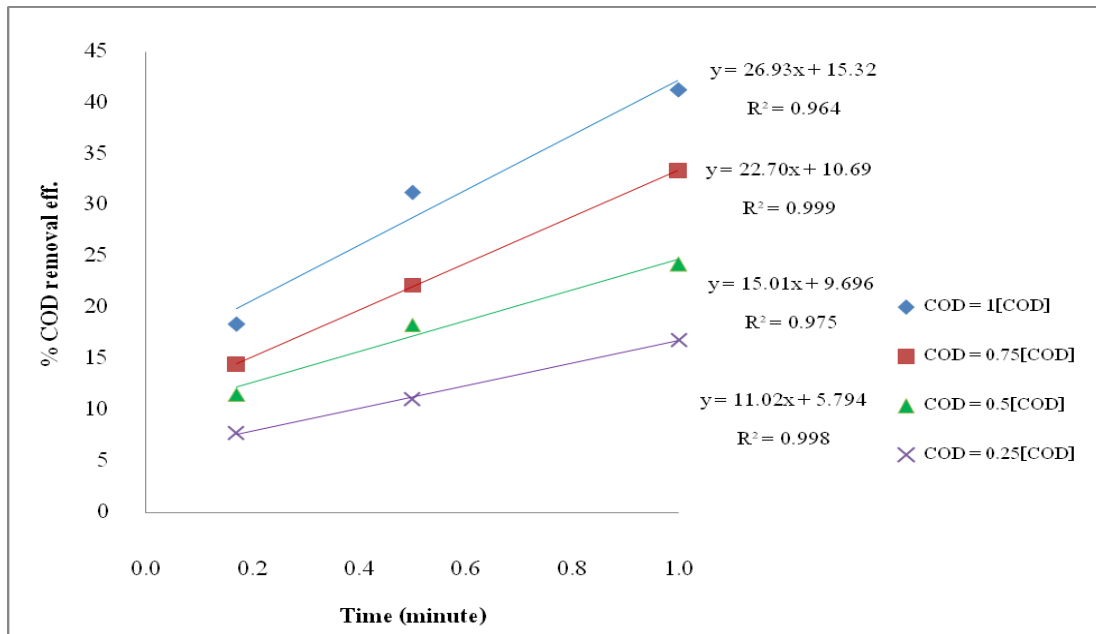
$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -k[\text{H}_2\text{O}_2]^b \quad (4.12)$$

$$-\ln[\text{initial rate}] = \ln k + b \ln[\text{H}_2\text{O}_2] \quad (4.13)$$

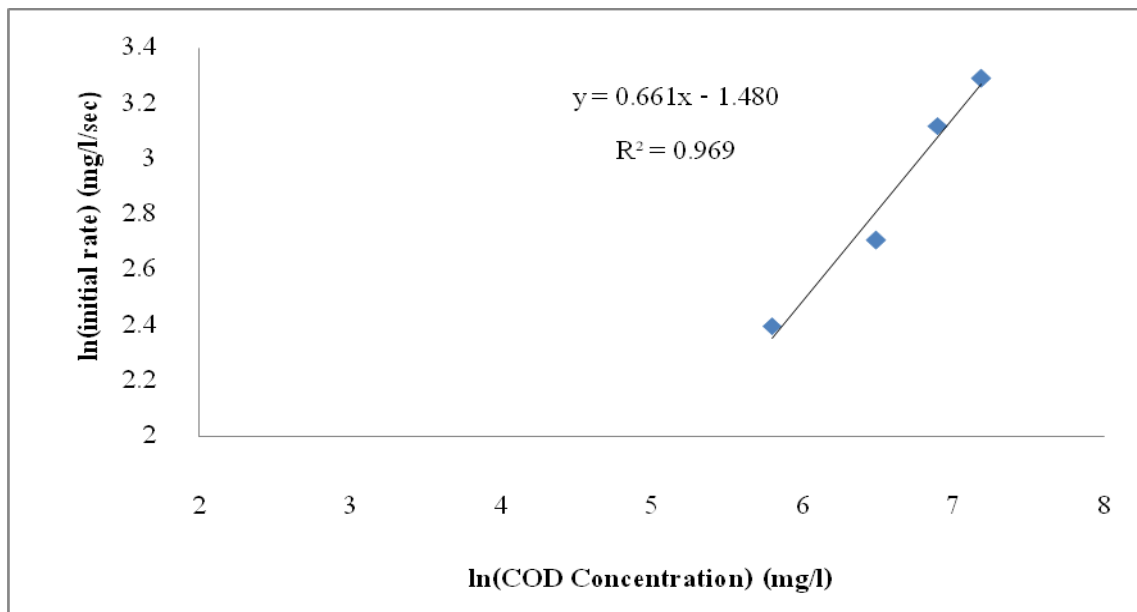
ดังนั้น สมการอัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาของ H_2O_2 จึงสามารถเขียนดังนี้

$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -k[\text{H}_2\text{O}_2]^{0.199} \quad (4.14)$$

เมื่อ k คือ ค่าคงที่ของปฏิกิริยาของ H_2O_2



รูปที่ 4.11 การหาค่าอัตราเร็วเริ่มต้นของปฏิกิริยาของ COD



รูปที่ 4.12 ความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln(\text{initial rate})$ และ $\ln[\text{Initial COD}]$

เช่นเดียวกัน อันดับของปฏิกิริยา c สามารถหาได้จากการพล็อตกราฟระหว่าง $\ln(\text{initial rate})$ และ $\ln[\text{COD Concentration}]$ โดยค่าความชันที่ได้ คือ ค่าอันดับปฏิกิริยา c (แสดงสมการที่ (4.18)) และ รูปที่ 4.11 – 4.12

$$r = -k C_A^c \quad (4.15)$$

$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -k[\text{Initial COD}]^c \quad (4.16)$$

$$-\ln[\text{initial rate}] = \ln k + c \ln[\text{Initial COD}]^c \quad (4.17)$$

ดังนั้น สมการอัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาของ Initial COD จึงสามารถเขียนดังนี้

$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -k[\text{Initial COD}]^{-0.636} \quad (4.18)$$

เมื่อ k คือ ค่าคงที่ของปฏิกิริยาของ Initial COD

จากข้อมูลการหาสถานะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตัน และการหาค่าอันดับย่อยของ Fe^{2+} , H_2O_2 และ COD เริ่มต้น สามารถนำมาเขียนเป็นสมการอัตราปฏิกิริยารวมได้ดังนี้

$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -k[\text{Fe}^{2+}]^{0.32}[\text{H}_2\text{O}_2]^{0.199}[\text{InitialCOD}]^{0.661} \quad (4.19)$$

จากสมการที่ (4.19) เมื่อพิจารณาค่าอันดับของปฏิกิริยาของสารแต่ละตัว พบว่า ความเข้มข้นของ COD มีผลต่ออัตราเร็วของปฏิกิริยามากที่สุด ดังนั้นในการใช้งานระบบบำบัดแบบเฟนตันจริง จำเป็นต้องคำนึงถึงปริมาณของสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำชะขยะ ที่เข้าสู่ระบบบำบัดด้วย การหาค่า k ค่าจลนพลศาสตร์รวมสามารถหาโดยใช้วิธี Non-linear Least Square Method ซึ่งพบว่ามีค่าเท่ากับ 49.86 และมีค่า Sum Square Error เท่ากับ 1.78 ดังนั้นสมการอัตราการเกิดปฏิกิริยาเฟนตันในบำบัดน้ำชะขยะคือ

$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -48.86[\text{Fe}^{2+}]^{0.32}[\text{H}_2\text{O}_2]^{0.199}[\text{InitialCOD}]^{0.661} \quad (4.20)$$

4.4 การพัฒนาวิธีวิเคราะห์หา H_2O_2 ที่เหลือจากปฏิกิริยาเฟนตัน

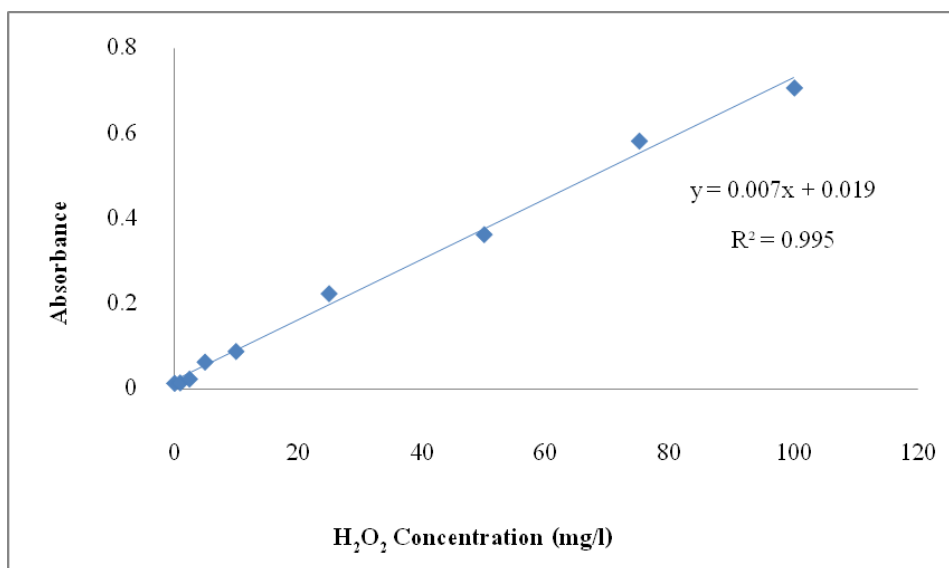
ในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน การควบคุมปริมาณของ H_2O_2 มีความสำคัญต่อการบำบัดสูง เนื่องจากปริมาณ H_2O_2 ส่งผลโดยตรงต่อการผลิต $\bullet OH$ ขึ้นมาเพื่อใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำ การที่มีปริมาณ H_2O_2 ต่ำเกินไป จะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำ ขณะที่ ถ้ามีปริมาณ H_2O_2 มากเกินไปจะทำให้ H_2O_2 ถูกย่อยสลายลงด้วย $\bullet OH$ ส่วนเกินดังแสดงในสมการที่ (4.4) ประสิทธิภาพการบำบัดจึงลดลง นอกจากนี้ ยังส่งผลต่อต้นทุนในการบำบัดอีกด้วย ดังนั้นเพื่อควบคุมปริมาณ H_2O_2 ให้พอเหมาะ การหาปริมาณ H_2O_2 ที่เหลือในระบบการบำบัดด้วยวิธีเฟนตันจึงเป็นสิ่งจำเป็น แต่เนื่องจากวิธีมาตรฐานในการตรวจวัด H_2O_2 นั้นจะต้องใช้เครื่องมือวิเคราะห์ ที่มีราคาสูงและไม่ค่อยใช้ในสถานที่ฝังกลบขยะทั่วไป ดังนั้นในงานวิจัยส่วนที่ 2 นี้ จะพัฒนาวิธีการตรวจวัด H_2O_2 ขึ้นมา โดยอาศัยหลักการ การเกิดปฏิกิริยาระหว่าง H_2O_2 และ titanium oxalate เพื่อให้เกิดผลิตภัณฑ์ที่มีสี และทำการวิเคราะห์สีของภาพถ่ายดิจิทัลของผลิตภัณฑ์จากปฏิกริยานั้น

4.4.1 การตรวจวัดปริมาณ H_2O_2 ด้วยวิธีมาตรฐาน Titanium Oxalate

(<http://www.h2o2.com/into/highrange.html>)

วิธีนี้จะอาศัยการทำปฏิกิริยาระหว่าง H_2O_2 กับ Titanium Reagent ซึ่งประกอบด้วยกรดซัลฟิวริก (H_2SO_4) และ Potassium Titanium (IV) Oxalate [$K_2Ti(C_2O_4)_2 \cdot 2H_2O$] ในสถานะที่เป็นกรด ให้สารประกอบเชิงซ้อนสีเหลือง สถานะที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาคือตัวอย่างสารละลาย H_2O_2 : กรดซัลฟิวริก (H_2SO_4): Potassium Titanium (IV) Oxalate [$K_2Ti(C_2O_4)_2 \cdot 2H_2O$] ; 10 mg/l : 272 ml : 35.4 g. ภายในเวลา 2 นาที จากนั้นจึงนำตัวอย่างไปวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ความยาวคลื่น 400 นาโนเมตร

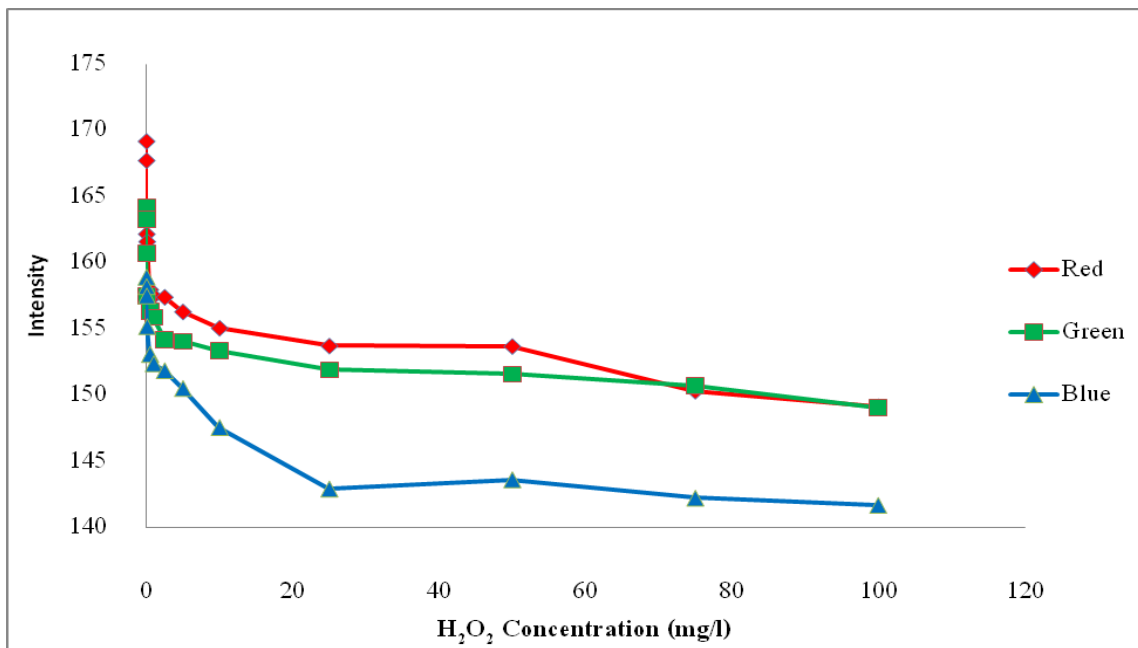
ในการใช้ Potassium Titanium (IV) Oxalate Method วิเคราะห์หาปริมาณ H_2O_2 นั้น จำเป็นจะต้องมีการเตรียมสารมาตรฐานที่ความเข้มข้นต่างๆของ H_2O_2 เพื่อทำกราฟมาตรฐานซึ่งเป็นกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ H_2O_2 และค่าการดูดกลืนแสง จะมีประโยชน์ในการวิเคราะห์เชิงปริมาณต่อไป กราฟมาตรฐาน H_2O_2 ในช่วงเส้นตรงที่ความเข้มข้น 0.1 - 100 mg/l แสดงดังรูปที่ 4.12



รูปที่ 4.13 กราฟมาตรฐานของ H₂O₂ ซึ่งตรวจวัดโดยสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ ที่ความยาวคลื่น 400 nm.

4.4.2 การตรวจวัดปริมาณ H₂O₂ ด้วยวิธีการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัล

ในการวิเคราะห์เชิงปริมาณ (quantitative analysis) จำเป็นจะต้องมีการสร้างกราฟมาตรฐานขึ้นมาก่อนการวิเคราะห์ใช้งานกับตัวอย่างจริง การสร้างกราฟมาตรฐานจะทำได้โดยการสังเคราะห์ตัวอย่างน้ำที่มี H₂O₂ ละลายอยู่ที่ความเข้มข้นต่างๆ จากนั้นจึงนำตัวอย่างน้ำสังเคราะห์ มาทำปฏิกิริยากับ Titanium Oxalate Reagent ที่สภาวะเดียวกับวิธีมาตรฐานและทำการถ่ายภาพสีของสารประกอบเชิงซ้อนที่เกิดขึ้นด้วยกล้องดิจิทัล (FujiFilm FinePix J38) ความเร็วชัตเตอร์ 8 - 1/1400 ระยะโฟกัส 60 cm. เก็บบันทึกภาพในรูปแบบไฟล์ JPEG (8 bit) ความละเอียดภาพ 14 ล้านพิกเซล ในแต่ละความเข้มข้นของ H₂O₂ ทำทั้งหมด 6 หลอดโดยทำการถ่ายภาพทั้งหมด 6 ครั้ง ของแต่ละความเข้มข้น จากนั้นจึงนำไฟล์ภาพมาทำการวิเคราะห์หาค่า RGB Intensity โดยใช้โปรแกรม Photoshop CS5 ผลที่ได้แสดงดังรูปที่ 4.14



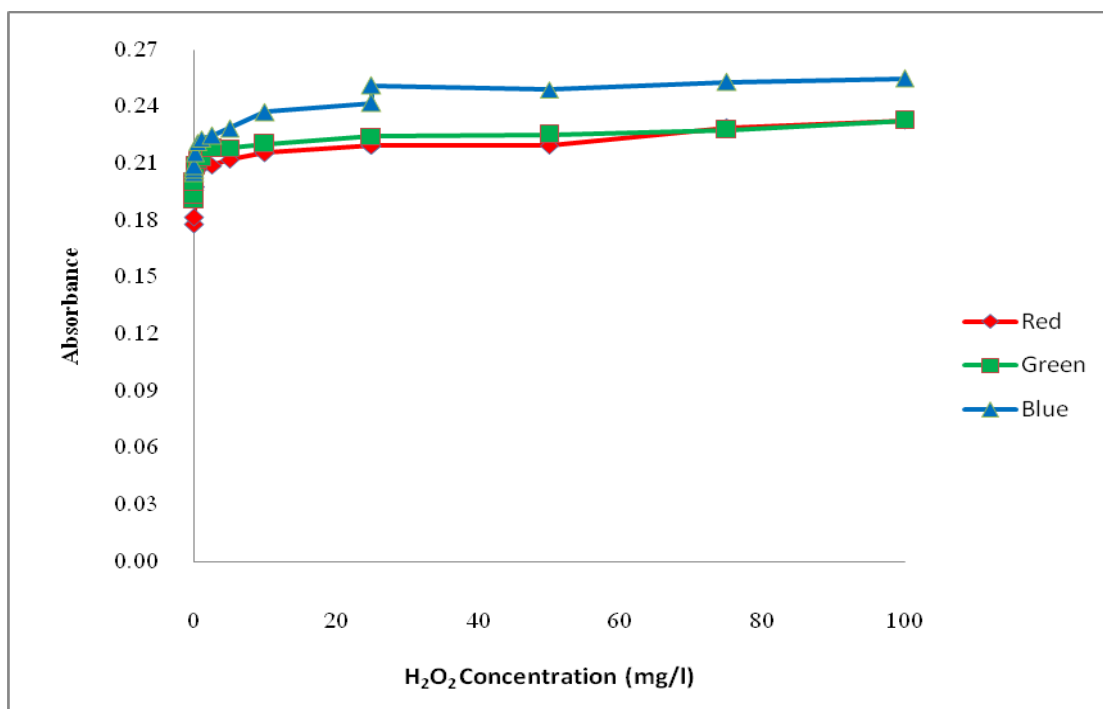
รูปที่ 4.14 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า RGB Intensity (I_R , I_G และ I_B) กับความเข้มข้นของ H_2O_2

จากรูปที่ 4.14 พบว่าค่า RGB Intensity (I_R , I_G และ I_B) และความเข้มข้นของ H_2O_2 มีความสัมพันธ์อย่างมีนัยสำคัญดังจะเห็นได้ว่าเมื่อความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2 เพิ่มขึ้น จะส่งผลให้ค่า RGB Intensity น้อยลง เนื่องจากความเข้มของสีสารประกอบเชิงซ้อนสีที่เพิ่มขึ้นนั่นเอง นอกจากนี้ จะเห็นได้ว่าความเข้มสีแดงและสีเขียว ให้ค่า Intensity สูงกว่า และสีน้ำเงิน สอดคล้องกับสีของสารประกอบเชิงซ้อนซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากปฏิกิริยาที่มีสีเหลือง ดังนั้นจึงให้การสะท้อนกลับของแสงสีแดงและแสงสีเขียวสูงกว่าสีน้ำเงิน จากงานวิจัยก่อนหน้านี้พบว่า ข้อมูล RGB Intensive สามารถเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของการดูดกลืนแสง (Absorbance) ของแต่ละความเข้มข้นของสารโดยใช้สมการที่ (4.21) (Choodum and Daeid, 2011)

$$A_x = -\log(I_x - I_{x,b}) = -\log(I_x)c = -\log R_x \quad (4.21)$$

$$\frac{I_{x,w} - I_{x,b}}{I_{x,w}c}$$

สำหรับค่าสีแต่ละสี (R G B) เมื่อ A_x เป็นค่า Absorbance ของ X, I_x เป็นค่า intensity ของ X, $I_{x,b} = 0$, $I_{x,w} = 255$ และ R_x เป็นค่าการสะท้อนกลับของแสง X และ (I_x) เป็นค่า intensity ของ X ที่ความเข้มข้น C ค่าที่ได้จากคำนวณนี้สามารถนำมาเขียนเป็นความสัมพันธ์ระหว่างค่า Absorbance ของแต่ละสี RGB Intensity (A_R A_G และ A_B) กับความเข้มข้นของสารมาตรฐาน H_2O_2 แสดงดังรูปที่ 4.14

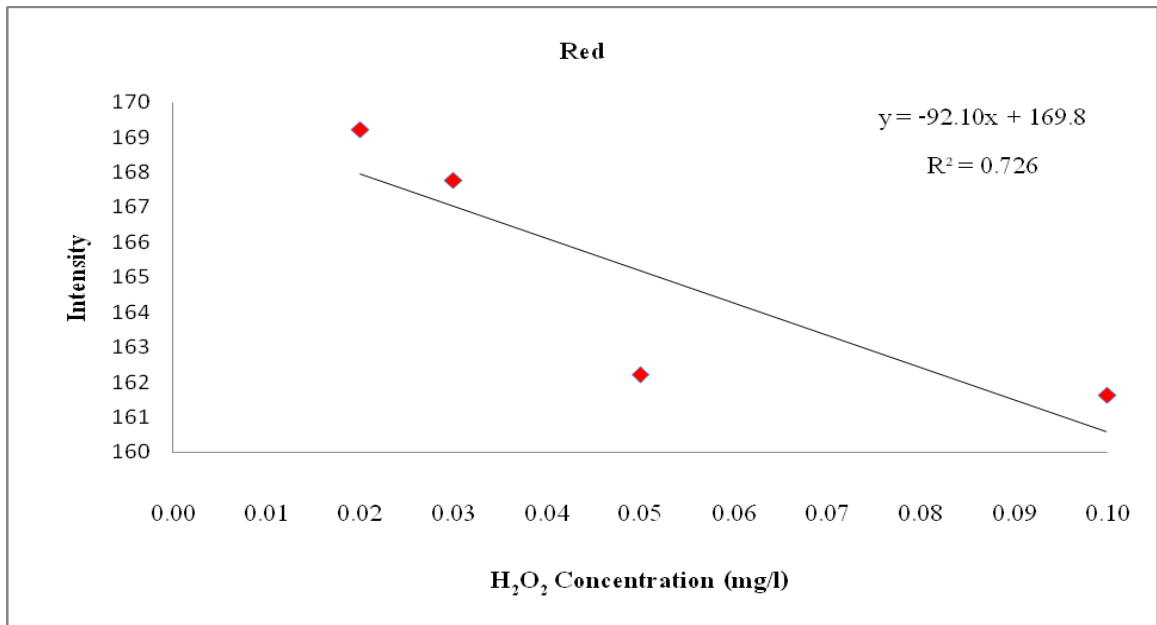


รูปที่ 4.15 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า Absorbance (A_R A_G และ A_B) กับความเข้มข้นของ H_2O_2

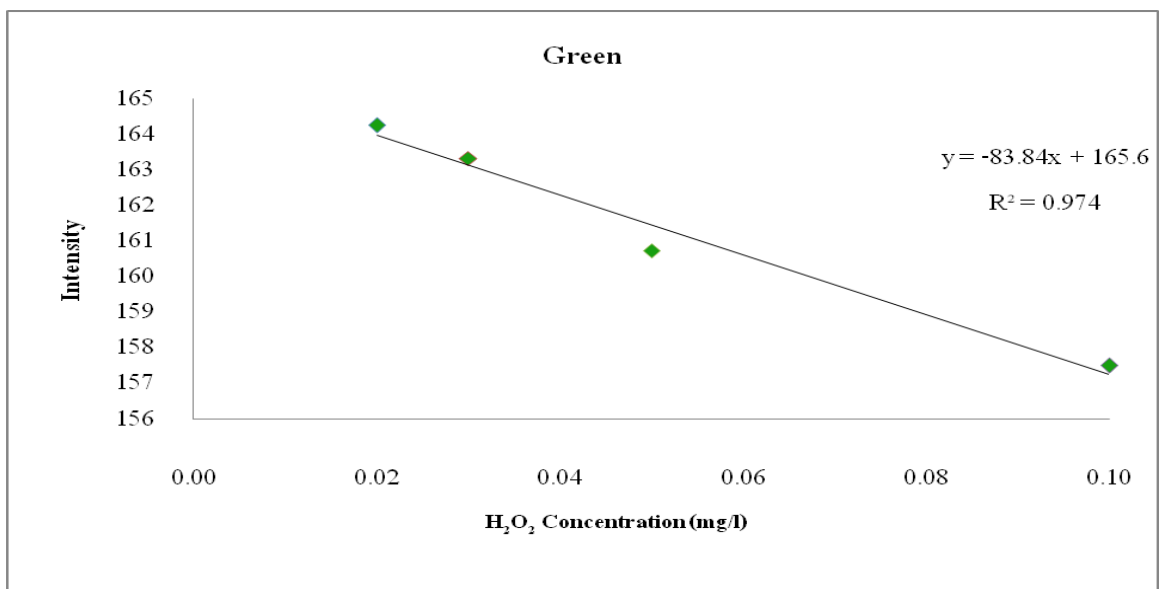
ในรูปที่ 4.15 พบว่าค่า Absorbance ของสารประกอบเชิงซ้อนของสีน้ำเงิน A_B มีค่าสูงสุด รองลงมาเป็นสีเขียว A_G และสีแดง A_R ตามลำดับ และค่า Absorbance จะเพิ่มขึ้น เมื่อมีความเข้มข้น H_2O_2 เพิ่มขึ้น เนื่องจากสีน้ำเงินเป็น Complementary color ของสีเหลืองซึ่งเป็นสีของผลิตภัณฑ์ และค่า Absorbance ที่ได้จะมีผลตรงกันข้ามกับค่า Intensity ซึ่งเป็นการสะท้อนกลับของแสงนั่นเอง

จากข้อมูล ความสัมพันธ์ของค่า RGB Intensity ($I_{R,B,G}$) และค่า Absorbance ($A_{R,G,B}$) กับความเข้มข้นของ H_2O_2 สามารถนำมาใช้ในการสร้างกราฟมาตรฐาน ซึ่งพิจารณาเฉพาะช่วง ซึ่งความสัมพันธ์ของตัวแปรต้นและตัวแปรตามมีลักษณะเป็นเส้นตรง โดยกราฟมาตรฐานของค่า

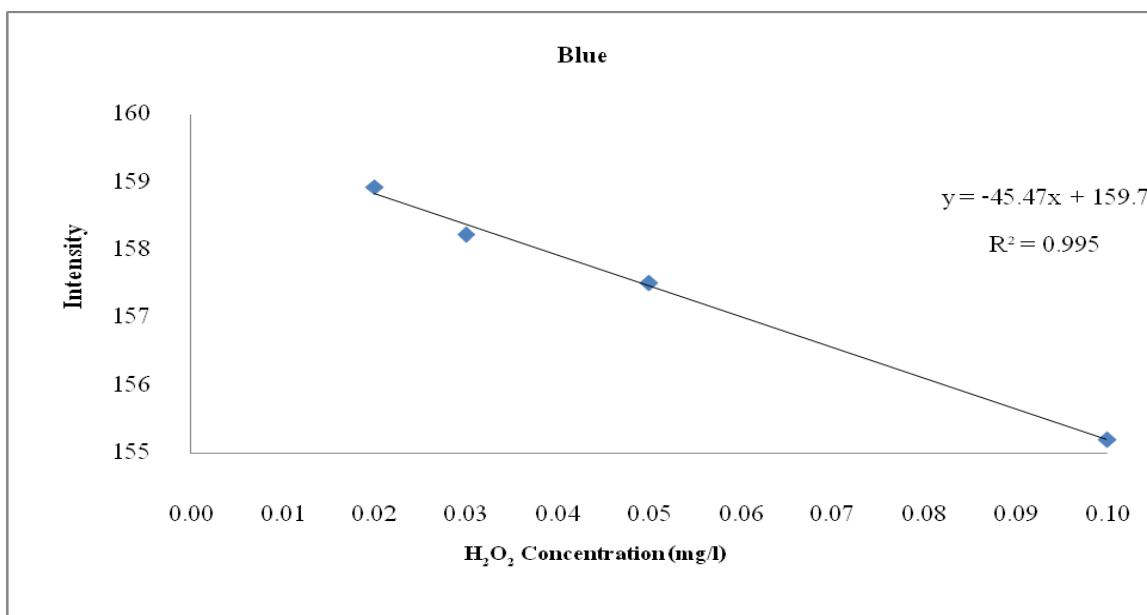
Intensity ของสีต่างๆ แสดงดังรูปที่ 4.16 – 4.18 และกราฟมาตรฐานของค่า Absorbance ของสีต่างๆ แสดงดังรูปที่ 4.19 – 4.21



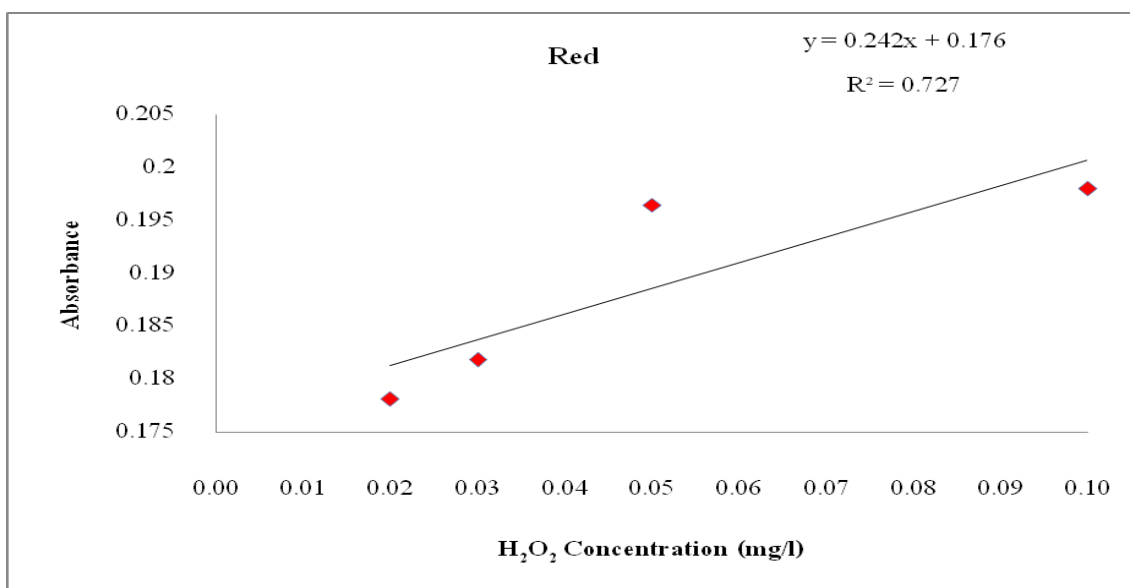
รูปที่ 4.16 กราฟมาตรฐาน Intensity ของสีแดง (I_R) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H₂O₂



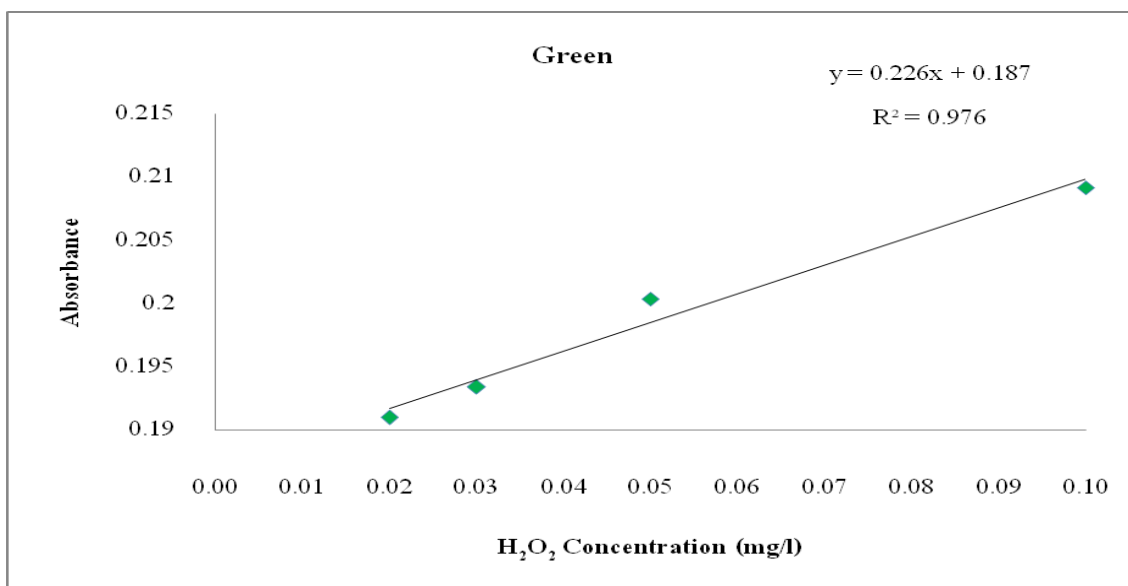
รูปที่ 4.17 กราฟมาตรฐาน Intensity ของสีเขียว (I_G) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H₂O₂



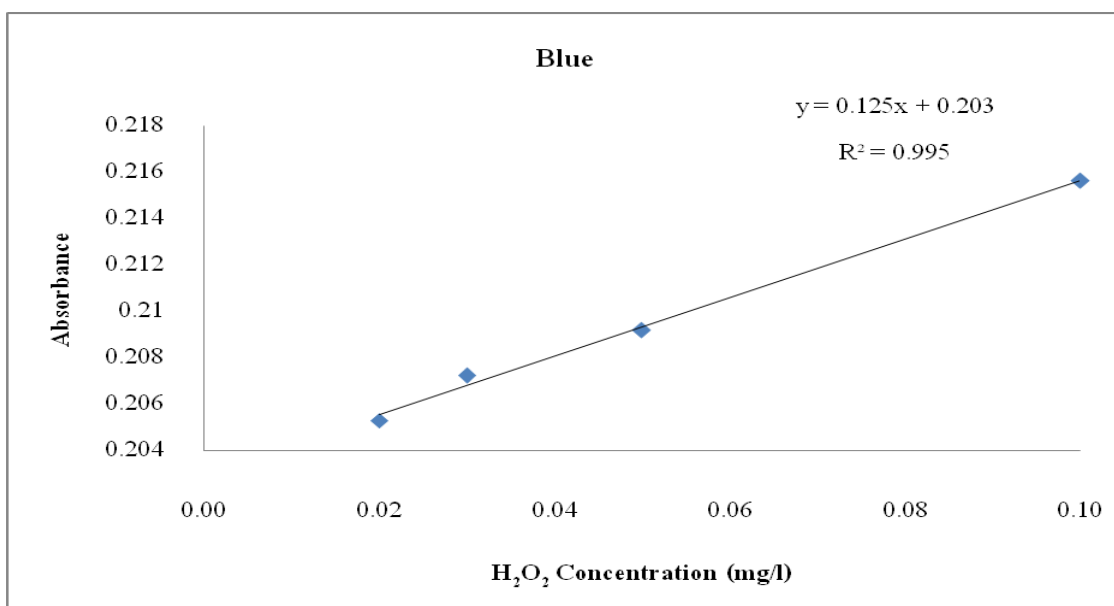
รูปที่ 4.18 กราฟมาตรฐาน Intensity ของสีน้ำเงิน (I_B) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2



รูปที่ 4.19 กราฟมาตรฐาน Absorbance ของสีแดง (A_R) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2



รูปที่ 4.20 กราฟมาตรฐาน Absorbance ของสีเขียว (A_G) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2



รูปที่ 4.21 กราฟมาตรฐาน Absorbance ของสีน้ำเงิน (A_B) กับความเข้มข้นมาตรฐานของ H_2O_2

จากรูปที่ 4.16 - 4.21 สามารถนำข้อมูลที่ได้มาหาความสัมพันธ์ในรูปสมการเส้นตรง ผลที่ได้สรุปดังตารางที่ 4.2

ตารางที่ 4.2 สมการเส้นตรง ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ (R^2) และช่วงความเป็นเส้นตรงของแต่ละค่าสี

ความสัมพันธ์	สมการเส้นตรง	R^2	ช่วงความเป็นเส้นตรง
I_R และ C	$y = -92.10x + 169.8$	0.726	-
I_G และ C	$y = -83.84x + 165.6$	0.974	-
I_B และ C	$y = -45.47x + 159.7$	0.995	0.02 - 0.10
A_R และ C	$y = 0.242x + 0.176$	0.727	-
A_G และ C	$y = 0.226x + 0.187$	0.976	-
A_B และ C	$y = 0.125x + 0.203$	0.995	0.02 - 0.10
A* และ C	$y = 0.007x + 0.019$	0.995	0.10 - 100

I = Colour Intensity, A = Colour Absorbance ที่คำนวณจากสมการที่ (4.21), C คือ ความเข้มข้นของ H_2O_2 *A = Absorbance จากวิธีมาตรฐาน โดยใช้เครื่อง Spectrophotometer

จากตารางที่ 4.2 ความสัมพันธ์ ระหว่าง RGB Intensity กับความเข้มข้นของ H_2O_2 ของแต่ละองค์ประกอบสี คือ สีแดง (I_R) และสีเขียว (I_G) ไม่พบช่วงความสัมพันธ์ที่เป็นเส้นตรง จะพบช่วงความสัมพันธ์ที่เป็นเส้นตรงเฉพาะสีน้ำเงิน (I_B) โดยช่วงความเป็นเส้นตรงเท่ากับ 0.02 - 0.10 mg/l สอดคล้องกับความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ H_2O_2 และค่าการดูดกลืนแสงของสี สีแดง (A_R) และสีเขียว (A_G) ซึ่งไม่พบช่วงความสัมพันธ์ที่เป็นตรง แต่จะพบช่วงความสัมพันธ์ที่เป็นเส้นตรงของสีน้ำเงิน (A_B) ซึ่งเท่ากับ 0.02 - 0.10 mg/l ขณะที่วิธีมาตรฐาน โดยใช้เครื่อง Spectrophotometer จะให้ช่วงความเป็นเส้นตรงของค่าการดูดกลืนแสงที่ช่วง 0.10 - 100 mg/l

ข้อมูลจากรูปที่ 4.15 - 4.20 นอกจากจะมีประโยชน์ในการนำไปใช้ในการหาสมการเส้นตรง ของแต่ละความสัมพันธ์ของค่า Intensity และ Absorbance แล้ว ยังสามารถนำข้อมูลที่ได้มาวิเคราะห์สมรรถนะของระบบการวิเคราะห์หา H_2O_2 ที่พัฒนาขึ้นในแง่ของความไวในการวิเคราะห์ และขีดจำกัดต่ำสุดของการตรวจวัด ผลที่ได้ดังตารางที่ 4.3

ตารางที่ 4.3 สมรรถนะของวิธีที่พัฒนาขึ้นในการหาปริมาณ H_2O_2

ความสัมพัทธ์	ความไวในการวิเคราะห์ (mg/l)	LOD** (mg/l)	Precision % RSD	Accuracy (mg/l) ความเข้มข้นจริง	ทดลอง	% Different
I_B และ C	45.47	0.0088 ± 0.0003	0.093	0.07	0.065	7.14
A_B และ C	0.125	0.0101 ± 0.00001	0.196	0.07	0.067	4.29
A* และ C	0.007	8.992 ± 0.00004	-	0.07	0.068	2.86

A* = Absorbance จากวิธีมาตรฐานโดยใช้เครื่อง Spectrophotometer

LOD** = Limit of Detection (ขีดจำกัดการตรวจวัด) = $y_B + 3S_B$ (Miller and Miller 2005)

S_B = ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของความเข้มแสงหรือการดูดกลืนแสงสี RGB ของ สารละลายที่ไม่มีสารที่ต้องการวัด (blank)

y_B = ความเข้มข้นของสารที่ทำให้ความเข้มแสงหรือการดูดกลืนแสงเท่ากับ ความเข้มแสงหรือการดูดกลืนแสงของสารละลายที่ไม่มีสารที่ต้องการวัด (blank)

จากตารางที่ 4.3 พบว่า สมรรถนะของระบบด้านต่างๆเป็นดังนี้

-ระบบมีความไวในการวิเคราะห์สูงถึง 45.47 mg/l สำหรับการวัดค่าความเข้มแสงสีน้ำเงินในการวิเคราะห์ ขณะที่ค่าการดูดกลืนแสงของสีน้ำเงิน จะให้ความไวในการวิเคราะห์ที่น้อยกว่าคือ 0.125 mg/l

-ค่าความถูกต้อง (Accuracy) ทำโดยการวิเคราะห์สารมาตรฐาน H_2O_2 ซึ่งทราบความเข้มข้นที่แน่นอน (0.07 mg/l) ด้วยวิธีการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัล พบว่าสามารถวัดความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานนั้นได้เท่ากับ 0.065 mg/l และ 0.067 mg/l เมื่อใช้สมการความสัมพันธ์ของค่าความเข้มข้นและค่าการดูดกลืนแสงตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบกับวิธีมาตรฐาน ซึ่งใช้เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ในการตรวจวัด (ตรวจวัดความเข้มข้น ได้เท่ากับ 0.068 mg/l) พบว่ามีความแตกต่างอยู่ 2.86%

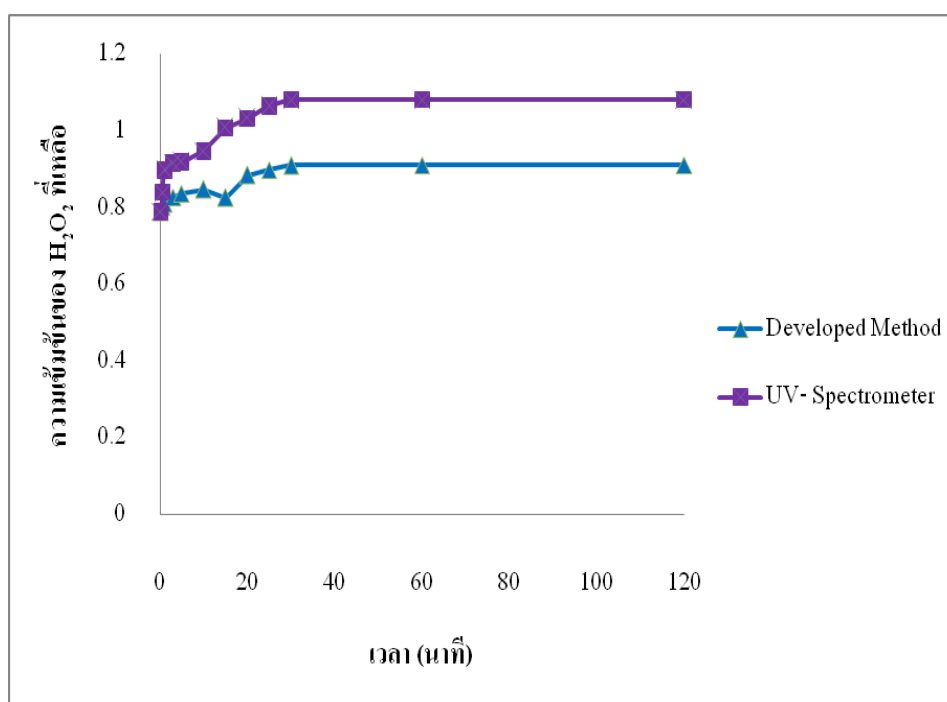
-ค่าขีดจำกัดของการตรวจวัด (Limit of Detection, LOD) คำนวณโดยใช้วิธีของ Miller and Miller (2005) ได้ค่าขีดจำกัดการตรวจวัด สำหรับการวิเคราะห์ด้วยค่าเข้มสีน้ำเงิน เท่ากับ

0.0088 ± 0.0003 mg/l ขีดจำกัดของการตรวจวัดสำหรับการใช้ค่าการดูดกลืนแสงในการตรวจวัด เท่ากับ 0.0101 ± 0.00001 mg/l

-ความแม่นยำของวิธีที่พัฒนาขึ้น ทำการศึกษาความแม่นยำระหว่างวันที่ 1 3 5 7 วัน (Inter day precision) พบว่าระบบมีค่า %RSD ของ Intensity เท่ากับ 0.093% และมีค่า %RSD ของ Absorbance เท่ากับ 0.196% จากค่า %RSD คำนี้นี้ แสดงให้เห็นว่าวิธีที่พัฒนาขึ้นนี้มีความแม่นยำสูง ช่วงความสัมพันธ์ที่เป็นเส้นตรง

4.4.3 ประยุกต์ใช้วิธีการตรวจวัด H_2O_2 ที่พัฒนาขึ้นในการตรวจวัด H_2O_2 ที่เหลือจากปฏิกิริยา ฟেনตัน

จากการทดลองบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีฟenton แล้วทำการเก็บตัวอย่างหลังการบำบัด ช่วงเวลาต่างๆ ในเวลา 2 ชั่วโมง เพื่อหาปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือด้วยวิธีที่พัฒนาขึ้น มาเปรียบเทียบกับวิธีมาตรฐานสามารถตรวจวิเคราะห์ความเข้มข้นของ H_2O_2 จากค่า RGB Intensity และค่า Absorbance แสดงดังตารางที่ 4.4 - 4.5 และรูปที่ 4.22



รูปที่ 4.22 ปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลืออยู่ในระบบบำบัดแบบฟenton เมื่อวิเคราะห์โดยใช้วิธีการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัลเปรียบเทียบกับวิธีมาตรฐาน

ตารางที่ 4.4 การหาความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือในระบบการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ด้วยวิธีเฟนตันที่เวลาต่างๆ จากการวิเคราะห์โดยใช้ค่า RGB Intensity เปรียบเทียบกับความเข้มข้นที่ได้จากการวิเคราะห์โดยใช้วิธีมาตรฐาน

เวลา (นาท)	ความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือ (mg/l)		% Different
	วิธีที่พัฒนาขึ้น	เครื่อง Spectrophotometer	
0.17	0.788	0.79	0.25
0.5	0.802	0.84	4.52
1	0.811	0.897	9.6
3	0.827	0.917	9.82
5	0.837	0.919	8.93
10	0.848	0.948	10.55
15	0.826	1.008	14.46
20	0.885	1.033	14.28
25	0.899	1.065	15.59
30	0.910	1.082	15.87
60	0.911	1.082	15.79
120	0.911	1.082	15.83

จากรูปที่ 4.22 พบการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัลที่ให้ค่า RGB Intensity และค่า Absorbance สามารถหาปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือได้ใกล้เคียงกับวิธีมาตรฐาน ซึ่งเป็นการชี้บ่งว่าวิธีที่พัฒนาขึ้นนี้ เป็นวิธีที่มีศักยภาพสูงสามารถใช้ในการหาปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือจากกระบวนการบำบัดน้ำด้วยวิธีเฟนตันได้

ตารางที่ 4.5 การหาความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือในระบบการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตันที่เวลาต่างๆ จากการวิเคราะห์โดยใช้ค่า Absorbance เปรียบเทียบกับความเข้มข้นที่ได้จากการวิเคราะห์โดยใช้วิธีมาตรฐาน

เวลา (นาท)	ความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือ		% Different
	วิธีที่พัฒนาขึ้น	เครื่อง Spectrophotometer	
0.17	0.885	0.79	-11.97
0.5	0.903	0.84	-7.45
1	0.914	0.897	-1.88
3	0.935	0.917	-1.92
5	0.947	0.919	-3.09
10	0.962	0.948	-1.48
15	0.981	1.008	2.71
20	1.011	1.033	2.12
25	1.029	1.065	3.39
30	1.044	1.082	3.50
60	1.045	1.082	3.39
120	1.045	1.082	3.44

บทที่ 5

บทสรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

5.1.1 คุณสมบัติของน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครภูเก็ต

น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเทศบาลนครภูเก็ต จะมีค่า pH อยู่ระหว่าง 8.2 - 8.5 ค่า BOD₅ อยู่ในช่วง 150 - 200 mg/l COD = 1,250 - 1,320 mg/l และ SS = 510 - 550 mg/l

5.1.2 สภาพที่เหมาะสมของกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟินต้น

จากผลการศึกษาพบว่า ปัจจัยต่างๆที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟินต้นสูงสุดในสภาพที่เหมาะสมคือที่ pH 3 อัตราส่วนโดยมวลระหว่าง [Fe²⁺]: [H₂O₂]: [COD] = 0.2 : 7 : 1 โดยสามารถลดค่า COD ได้ถึง 70% ในเวลาสั้นเพียง 30 นาที โดยมีค่า COD ของน้ำชะขยะเริ่มต้นเท่ากับ 1,320 mg/l

5.1.3 ร้อยละการลดลงของค่า COD ในกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟินต้นนั้นสามารถอธิบายได้ด้วยสมการจลนพลศาสตร์ดังนี้

$$\frac{d[\text{COD}]}{dt} = -49.86[\text{Fe}^{2+}]^{0.32}[\text{H}_2\text{O}_2]^{0.199}[\text{Initial COD}]^{0.661}$$

และจากสมการจลนพลศาสตร์ที่ได้สามารถนำไปประยุกต์ใช้ที่ pH 3 ความเข้มข้นของ Fe²⁺ = 0.02[COD] - 0.2[COD] ความเข้มข้นของ H₂O₂ = 0.25[COD] - 5[COD] และ COD เริ่มต้นที่ 1,320 mg/l

5.1.4 การศึกษาพัฒนาวิธีการวิเคราะห์หาปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2

การศึกษาพัฒนาวิธีการวิเคราะห์หาปริมาณความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลืออยู่ในกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีเฟนตัน เป็นงานวิจัยส่วนที่สอง โดยอาศัยวิธีการของปฏิกิริยาการเกิดสีหรือวิธีมาตรฐาน Potassium Titanium (IV) Oxalate Method และการวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัลของสารผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากปฏิกิริยาเฟนตัน ซึ่งวิธีการนี้ได้ทำการตรวจสอบค่าความถูกต้อง การใช้สารเคมีในปริมาณที่เหมาะสมต่อการเกิดสี ขีดความสามารถในการตรวจวิเคราะห์ ตลอดจนเป็นแนวทางลดค่าใช้จ่ายในการใช้เครื่องมือที่มีราคาแพง การเคลื่อนย้ายไม่สะดวกในการวิเคราะห์ จากผลการศึกษาสามารถสรุปได้ดังนี้

1) การใช้สารเคมีในปริมาณที่เหมาะสมต่อการเกิดสีจากวิธีมาตรฐาน Potassium Titanium (IV) Oxalate Method ซึ่งปริมาณที่เหมาะสมในการใช้งาน คือ ปริมาณตัวอย่างสารละลาย H_2O_2 : กรดซัลฟูริก (H_2SO_4): Potassium Titanium (IV) Oxalate [$K_2Ti(C_2O_4)_2 \cdot 2H_2O$] ; 10 mg/l : 272 ml : 35.4 g. ภายในเวลา 2 นาที

2) การวิเคราะห์ภาพถ่ายดิจิทัลด้วยปฏิกิริยาการเกิดสีของวิธีมาตรฐาน Potassium Titanium (IV) Oxalate Method

I_B มีช่วงความเป็นเส้นตรง 0.02 – 0.10 ความไวในการวิเคราะห์ 45.47 mg/l

LOD** 0.0088 ± 0.0003 mg/l Precision % RSD เท่ากับ 0.093 และ Accuracy ($H_2O_2 = 0.07$ mg/l) % Different เท่ากับ 7.14

A_B มีช่วงความเป็นเส้นตรง 0.02 – 0.10 ความไวในการวิเคราะห์ 0.125 mg/l

LOD** 0.0101 ± 0.00001 mg/l Precision % RSD เท่ากับ 0.196 และ Accuracy ($H_2O_2 = 0.07$ mg/l) % Different เท่ากับ 4.29

A* มีช่วงความเป็นเส้นตรง 0.10 – 100 ความไวในการวิเคราะห์ 0.007 mg/l

LOD** 8.992 ± 0.00004 mg/l และ Accuracy ($H_2O_2 = 0.07$ mg/l) % Different เท่ากับ 2.86

A* = Absorbance จาก Potassium Titanium (IV) Oxalate Method

3) วิธีที่พัฒนาขึ้นสามารถหาปริมาณ H_2O_2 ที่เหลือจากปฏิกิริยาเฟนตันในกระบวนการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบได้และมีผลการวิเคราะห์ใกล้เคียงกับวิธีมาตรฐาน จึงสรุปได้ว่าวิธีที่พัฒนาขึ้นในงานวิจัยนี้สามารถนำไปใช้งานได้จริง และมีข้อดีว่าการวัดด้วยวิธีมาตรฐานเนื่องจากอุปกรณ์พกพาสะดวก วิธีการวิเคราะห์ไม่ยุ่งยาก และยังสามารถลดค่าใช้จ่ายและมลพิษต่อสิ่งแวดล้อมในการวิเคราะห์ได้

5.2 ข้อเสนอแนะ

5.2.1 ควรมีการศึกษาผลของไอออนเหล็กเพิ่มเติมอีก เนื่องจากโลหะหนักส่วนใหญ่มีผลกระทบต่อค่าการดูดกลืนแสงของสารเชิงซ้อน

5.2.2 ควรมีการศึกษาของข้อจำกัดของกล้องดิจิทัลในการถ่ายภาพเพื่อทำการวิเคราะห์การเกิดสีที่มีประสิทธิภาพ

เอกสารอ้างอิง

- กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. (2547). *การกำจัดขยะมูลฝอยแบบฝังกลบอย่างถูกหลักสุขาภิบาล*, กรุงเทพมหานคร. *คู่มือการปฏิบัติงาน*.
- กลุ่มงานสิ่งแวดล้อม สำนักการช่าง เทศบาลนครภูเก็ต. (2551). "สถิติปริมาณน้ำหนักรวมของหน่วยงานส่วนท้องถิ่นจังหวัดภูเก็ต ประจำปีงบประมาณ 2551." (ออนไลน์) เข้าถึงได้ที่ www.phuketcity.go.th/files/excel/environment/solidwaste/solidwaste_statistic51.xls2551 (วันที่ 16 พฤศจิกายน 2556).
- จันทิมา ชั่งสิริพร ณรงค์พล ทองสังข์ วุฒิกุไร วงษ์มะบูรา และจรรยา อินทมณี. "การกำจัดสีและ COD ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตกล่องกระดาษด้วยปฏิกิริยาเฟนตันร่วมกับการรวมตะกอน." *การประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์*, สงขลา, 58-63.
- ไชนสันต์ ไชยวงศ์เกียรติ และพิรุฬ สุรไชยสัมฤทธิ์. (2539). "การบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีการเคมี." *ปริญญาตรี, มหาวิทยาลัยเชียงใหม่, เชียงใหม่*.
- มูลนิธิเพื่อการพัฒนาสิ่งแวดล้อมและพลังงาน. (2551). "สถานการณ์ขยะ: บทสรุปและแนวทางการแก้ไข." *โครงการปรับปรุงระบบการจัดการขยะมูลฝอย จังหวัดภูเก็ต โรงแรมภูเก็ตเมอร์ลิน, ภูเก็ต, 1-4*.
- สหัตยา ลาดปลาชะ (2545). "การปนเปื้อนของมลพิษจากน้ำชะขยะในน้ำบาดาลบริเวณสถานที่ฝังกลบขยะมูลฝอยเทศบาลนครพิษณุโลก." *วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต, มหาวิทยาลัยนเรศวร, พิษณุโลก*.
- Abbaspour, A., Mehrgardi, M. A., Noori, A., Kamyabi, M. A., Khalafi-Nezhad, A., and Soltani Rad, M. N. (2006). "Speciation of iron(II), iron(III) and full-range pH monitoring using paptode: A simple colorimetric method as an appropriate alternative for optodes." *Sensors and Actuators B: Chemical*, 113(2), 857-865.
- Al-tawabini, B. (2003). "Treatment of Water Contaminated with Di-n-butyl Phthalate by Photo-Fenton Process." *Global Nest Int*, 5 (1), 23–28.
- Andreozzi, R., D'Apuzzo, A., and Marotta, R. (2000). "A kinetic model for the degradation of benzothiazole by Fe³⁺-photo-assisted Fenton process in a completely mixed batch

reactor."

Hazardous Materials, 80 (1-3), 241-257.

Anotai Jin, L. M.-C., Chewpreecha Parichat (2006). "Kinetics of aniline degradation by Fenton and eletro-Fenton processes." *Wat. Res.*, 40, 1841 - 1847.

Anotai, J., Sakulkittimasak, P., Boonrattanakij, N., and Lu, M.-C. (2009). "Kinetics of nitrobenzene oxidation and iron crystallization in fluidized-bed Fenton process." *Journal of Hazardous Materials*, 165(1-3), 874-880.

Bae, J. H., Kim, S.K. and Chang, H.S., (1997). "Treatment of Landfill Leachates : Ammonia Removal via Nitrification and Denitrification via Fenton's treatment Followed by Activated sludge." *Water Science Technology*, 36(12), 341-348.

Bodzek, M., Łobos-Moysa, E., Zamorowska, M. (2006). "Removal of Organic Compounds from Municipal Landfill Leachate in a Membrane Bioreactor." *Desalination*, 198, 16 – 23.

Byrne, L., Barker, J., Pennarun-Thomas, G., Diamond, D., and Edwards, S. (2000). "Digital imaging as a detector for generic analytical measurements." *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 19(8), 517-522.

Calace, N., Liberatori, A., Petronio, B.M. and Pietroletti, M. (2001). "Characteristics of Different Molecular Weight Fractions of Organic Matter in Landfill Leachate and Their Role in Soil Sorption of Heavy Metals." *Environ. Pollut.*, 113, 331–339.

Chian, E., DeWalle, F. (1976). "Sanitary Landfill Leachates and Their Treatment." *Environ. Eng. Div*, 411–431.

Choodum, A., and Daeid, N. N. (2011). "Digital image-based colourimetric tests for amphetamine and methylamphetamine." *Drug Testing and Analysis*(263), 6.

Chung, K. a. S., S. (1993). "Degradation of Azo Dyes by Environmental Microorganisms and Helminthes." *Environ. Toxicol. Chem*, 54, 435-441.

Clément, B., Janssen, R. and Le D^u-Delepierre, A. (1997). "Estimation of the Hazard of Landfills through Toxicity Testing of Leachates." *Chemosphere*, 35, 2783–2796.

F.J. Rivas. V.Navarrete, F. J. b., J.F. Garcia - araya (2004). "Simazine Fenton's oxidation in a continuous reactor " *Applied Catalysis B: Environmental*, 48, 249 - 258.

- Gade, B., Layh, M., Westermann, H. and Amsoneit, N. (1996). "Determination of Organic Parameters in Water and Leachates from the Hazardous Waste Landfill of Rainndorf." *Water Mng. Res*, 14, 553–569.
- Gaiao, E. d. N., Martins, V. L., Lyra, W. d. S., Almeida, L. F. d., Silva, E. C. d., and Araújo, M. C. U. (2006). "Digital image-based titrations." *Analytica Chimica Acta*, 570(2), 283-290.
- Goddijn, L. M., and White, M. (2006). "Using a digital camera for water quality measurements in Galway Bay." *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(3–4), 429-436.
- Gogate, P. a. P., A. (2004). "Review: Imperative Technologies for Wastewater Treatment I: Oxidation Technologies at Ambient Conditions." *Adv. Environ. Res*, 8 (3-4), 501-551.
- Harris, J. a. G., J. "Management of Leachate from Sanitary Landfills." *Proc., ASCE environmental engineering conference proceedings*, 320–333.
- Hoigné, J. (1998). *In the Handbook of Environment Chemistry*
<http://maps.google.co.th/maps?hl=th&tab=wl>
<http://th.wikipedia.org/wik/H2O2>
<http://www.h2o2.com/into/highrange.html>
- Kang, S., Liao, C. and Chen, M., (2002). "Pre-oxidation and Coagulation of Textile Wastewater by the Fenton Process." *Chemosphere*, 46(6), 923-928.
- Kang, S. F., Liao, C.H. and Hung, H.P., (1999). "Peroxidation Treatment of Dry Manufacturing Wastewater in the Presence of Ultraviolet Light and Ferrous Ions." *Journal of Hazardous Materials*, B65, 317-333.
- Kang, Y. W. a. H., K.Y., (2000). "Effects of Reaction Condition on The Oxidation Efficiency in the Fenton Process." *Water Research*, 33(9), 2110-2118.
- Kavitha, K. a. P., K., (2005). "Destruction of Cresols by Fenton Oxidation Process." *Water Research*, 39, 3062-3072.
- Kochany, J. a. L., A., (1998). "Application of Fenton's Reagent and Activated Carbon for Removal of Nitrification Inhibitors." *Environ. Technol.*, 19, 425-429.
- Kurt, U., Avsar, Y. and Gonullu, M., (2006). "Treatability of Water-based Paint Wastewater with Fenton process in Different Reactor Types." *Chemosphere*, 64, 1536-1540.

- Li, X., and Zhao, Q., (2002). "MAP Precipitation from Landfill Leachate and Seawater Bitter Waste." *Environ. Technol.*, 23(9), 989-1000.
- Li, X., Zhao, Q., and Hao, X., (1999). "Ammonium Removal from Landfill Leachate by Chemical Precipitation." *Waste Manage*, 19, 409-415.
- Lin, S. H. a. C., C.C., (2000). "Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method." *Water Research*, 34(17), 4243-4249.
- Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A. and Di Pinto, A.C., (2004). "Fenton's Pre-Treatment of Mature Landfill Leachate." *Chemosphere*, 54, 1005-1010.
- Lopez-Moliner, A., Liñan, D., Sipiera, D., and Falcon, R. (2010). "Chemometric interpretation of digital image colorimetry. Application for titanium determination in plastics." *Microchemical Journal*, 96(2), 380-385.
- Lucas, M. a. P., J., (2009). "Removal of COD from Olive Mill Wastewater by Fenton's Reagent:Kinetic Study." *J. Hazard. Mater.*, 168, 1253-1259.
- Maleki, N., Safavi, A., and Sedaghatpour, F. (2004). "Single-step calibration, prediction and real samples data acquisition for artificial neural network using a CCD camera." *Talanta*, 64(4), 830-835.
- Marttinen, S., Kettunen, R., Sormunen, K., Soimasuo, R., Rintala, J., (2002). "Screening of Physical-chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates." *Chemosphere*, 46, 851-858.
- Miller, J. N., and Miller, J. C. (2005). "Statistics and Chemometricsfor Analytical Chemistry"
Pearson Education Limited.
- Millioli, V. S., Freire, D.D.C. and Magali, C.C., (2002). "Testing Efficiency of Fenton's reagent in Treatment of Petroleum-Contaminated Sand." *Engenharia Termica, Edicao Especial*, 44-47.
- Modirshahla, M., Behnajady, M. and Ghanbary, F., (2007). "Decolorization and Mineralization of C.I. Acid Yellow 23 by Fenton and Photo-Fenton processes." *Dye and Pigments*, 73, 305-310.

- Molinero, A. L., Liñan, D. E., Sipiera, D., and Falcon, R. (2010). "Chemometric interpretation of digital image colorimetry. Application for titanium determination in plastics." *Microchemical Journal*, 96, 380-385.
- Neyens, E. a. B., J., (2003). "Review: Classic fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique." *J. Hazard. Mater.*, B 98(1-3), 33-50.
- Perez, M., Torrades, F., Garcia-Hortal, J.A., Domenech, X. and Jose, P., (2002). "Removal of Organic Contaminants in Paper Pulp treatment effluents under Fenton and photo-Fenton condition." *Applied Catalysis B: Environmental*, 36, 63-74.
- Pirbazari, M., Ravindran, V., Badriyha, B. and Kim, S., (1996). "Hybrid Membrane Filtration Process for Leachate Treatment." *Water Research*, 30, 2691-2706.
- Pirkanniemi, K., Metsärinne, S. and Sillanpää, M., (2007). "Degradation of EDTA and Novel Complexing Agents in Pulp and Paper Mill Process and Waste Water by Fenton's Reagent." *J. Hazard. Mater.*, 147(1-2), 556-561.
- Renoua, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., (2008). "Review: Landfill leachate treatment: Review and opportunity." *J. Hazard. Mater.*, 150, 468-493.
- Schrank, S., José, H., Moreira, R. and Schröder, H., (2005). "Applicability of Fenton and H₂O₂/UV Reactions in the Treatment of Tannery Wastewaters." *Chemosphere*, 60, 644-655.
- Siedlecka, E., Wieckowska, A. and Stepnowski, P., (2007). "Influence of Inorganic Ions on MTBE Degradation by Fenton's Reagent." *J. Hazard. Mater.*, 147(1-2), 497-502.
- Silva, M., Dezotti, G. and Sant'Anna Jr., (2004). "Treatment and Detoxication of a Sanitary Landfill Leachate." *Chemosphere*, 55, 207-214.
- Sisinno, C., Oliveira-Filho, E., Dufrayer, M., Moreira, J. and Paumgarten, F., (2000). "Toxicity Evolution of a Municipal Leachate Using Zebrafish Acute Tests." *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* , 64, 107-113.
- Sun, J., Sun, S., Fan, M., Guo, H., Qiao, L. and Sun, R., (2007). "A kinetic study on the degradation of p-Nitroaniline by Fenton oxidation process." *J. Hazard. Mater.*, 148(1-2), 172-177.

- Swart M.E. and Krull I. S. (1997). "*Analysis Method development and validation.*" USA Marcel Dekker Inc.
- Tang, W. a. T., S., (1997). "Oxidation Kinetics and Mechanisms of Trihalomethanes by Fenton's Reagent" *Water Research*, 31, 1117-1125.
- Tchobanoglous, G. a. K., F., (2002). *In Handbook of Solid Waste Management*, USA: McGraw-Hill, Inc
- Tiyarattanachai et. al. (2004). "Removal of Organic Using Solar – Fenton Technology." Bachelor Degree University Teknologi Malaysia.
- Wongniramaikul, W. L., C. Kanatharana, P., (2007). "Diisobutyl Phthalate Degradation by Fenton Treatment." *Journal of Environmental Science and Health*, 42(5), 567-572.
- Yoon, J., Lee, Y. and Kim, S., (2001). "Investigation of the Reaction Pathway of OH Radicals Produced by Fenton Oxidation in the Conditions of Wastewater Treatment." *Water Science Technology*, 44(5), 15-21.
- Zhang Hui, C. H. J., Huang Chin-Pao (2006). "Treatment of landfill leachate by Fenton's reagent in a continuous stirred tank reactor." *Hazardous Materials*, 136, 618 - 623.
- Zazo, J., Casa, J. Moledano, A., Gilarranz, M. and Rodriguez, J., (2005). "Chemical Pathway and Kinetics of Phenol Oxidation by Fenton's Reagent." *Environ. Sci. Technol*, 39, 9295-9302.
- Żygadło, M. (1998). *In Municipal Waste Management*, Poland: Kielce University of Technology Press

ภาคผนวก

1. วิธีการวิเคราะห์บีโอดี (Biological Oxygen Demand, BOD)

บีโอดี เป็นการวัดความสกปรกของน้ำคิดเปรียบเทียบในรูปของปริมาณออกซิเจน (O_2) ที่ลดลงเนื่องจากจุลชีพจำพวกแบคทีเรีย (Bacteria) นำไปใช้ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ (organic) โดยการหาค่าความต่างของปริมาณออกซิเจนที่ละลายในตัวอย่างน้ำที่วัดได้วันแรก (DO_0) กับปริมาณออกซิเจนที่ละลายในตัวอย่างน้ำเดียวกันที่เก็บไว้ในตู้ควบคุมอุณหภูมิ (incubator) $20 \pm 1^\circ C$ เป็นเวลา 5 วัน (DO_5)

$$BOD = DO_0 - DO_5$$

DO_0 = ค่าออกซิเจนละลายในน้ำที่ไตเตรตได้ในวันแรก

DO_5 = ค่าเฉลี่ยออกซิเจนละลายในน้ำที่ไตเตรตได้หลังจากเก็บไว้ในตู้ควบคุม

อุณหภูมิ

$20 \pm 1^\circ C$ เป็นเวลา 5 วัน

1.2 เครื่องมือและอุปกรณ์ (Apparatus)

1.2.1 ขวดบีโอดี ขนาด 300 ml พร้อมจุกแก้ว และฝาพลาสติกที่ปิดได้สนิท

1.2.2 ขวดวัดปริมาตร (volumetric flask)

1.2.3 บิวเรต (burette)

1.2.4 ขวดรูปชมพู่ (erlenmeyer flask) ขนาดความจุ 500 ml

1.2.5 ตู้ควบคุมอุณหภูมิ (incubator) ควบคุมอุณหภูมิที่ $20 \pm 1^\circ C$

1.2.6 ปิเปต (pipette)

1.2.7 กระบอกลวง (cylinder) ขนาด 1000 ml

1.2.8 อุปกรณ์เติมอากาศ

1.3 สารเคมี (Reagents)

1.3.1 น้ำกลั่น (Distilled Water : DW)

1.3.2 Sulphuric acid เข้มข้น (conc.H₂SO₄)

1.3.3 Sulfuric acid (H₂SO₄) ความเข้มข้น 1 N

ปีเปิด conc.H₂SO₄ ปริมาตร 2.8 ml ลงในน้ำกลั่น และปรับปริมาตรเป็น 100 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร

1.3.4 Starch solution

ซังแป้ง (Soluble starch) ชนิด laboratory grade 20 g และ salicylic acid (C₇H₆O₃) 2 g (เพื่อป้องกันการบูดของแป้ง) ละลายในน้ำกลั่นร้อน 1000 ml

1.3.5 Manganese sulfate solution

ซัง Manganese sulfate tetrahydrate (MnSO₄.4H₂O) 480 g หรือ Manganese sulfate dihydrate (MnSO₄.2H₂O) 400 g หรือ Manganese sulfate monohydrate (MnSO₄.H₂O) 364 g

ละลายในน้ำกลั่น จากนั้นนำไปกรอง และปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml สารละลายนี้จะต้องไม่เกิดสีกับน้ำแป้งเมื่อเติม potassium iodide solution ในสภาพที่เป็นกรด

1.3.6 Alkali – Iodide – Azide solution

ซัง Sodium hydroxide (NaOH) 500 g หรือ Potassium hydroxide (KOH) 700 g และ Sodium iodide (NaI) 135 g หรือ Potassium iodide (KI) 150 g ละลายในน้ำกลั่น และเติม โซเดียมเอไซด์ (NaN₃) (ซัง NaN₃ 10 g ละลายในน้ำกลั่น 40 ml) ลงในสารละลาย Alkali – Iodide และปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร

1.3.7 Standard sodium thiosulfate titrant ความเข้มข้น 0.025 N

ซัง Sodium thiosulfate pentahydrate (Na₂S₂O₃.5H₂O) 6.205 g และ Sodium hydroxide (NaOH) 0.4 g ละลายในน้ำกลั่นและปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร standardize กับ Standard potassium bi-iodate solution

1.3.8 Standard potassium bi-iodate solution ความเข้มข้น 0.025 N

ซัง Potassium bi-iodate [KH(IO₃)₂] 0.8124 g ละลายในน้ำกลั่น และปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร

1.3.9 Magnesium sulfate solution

ชั่ง Magnesium sulfate heptahydrate ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 22.5 g ละลายในน้ำกลั่น และปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร

1.3.10 Calcium chloride solution

ชั่ง Calcium chloride (CaCl_2) 27.5 g ละลายในน้ำกลั่นและปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร

1.3.11 Ferric chloride solution

ชั่ง Ferric chloride hexahydrate ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) 0.25 g ละลายในน้ำกลั่นและปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร

1.3.12 Phosphate buffer solution

ชั่ง Potassium dihydrogen phosphate (KH_2PO_4) 8.5 g Dipotassium hydrogen phosphate (K_2HPO_4) 21.75 g และ Disodium hydrogen phosphate heptahydrate ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 33.4 g และ Ammonium chloride (NH_4Cl) 1.7 g ละลายในน้ำกลั่น 500 ml และปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร สารละลายนี้จะมีค่า pH เท่ากับ 7.2

1.3.13 Glucose-Glutamic acid solution

ชั่ง Glucose และ Glutamic acid ชนิด reagent grade (อบที่อุณหภูมิ 103°C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง) อย่างละ 0.15 g ละลายในน้ำกลั่น และปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร สารละลายนี้ควรเตรียมใหม่ทุกครั้ง

1.3.14 Sodium hydroxide (NaOH) ความเข้มข้น 1 N

NaOH 40 g ละลายในน้ำกลั่น และปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร

1.3.15 Sulfuric acid ความเข้มข้น 1 N

เติม Conc. H_2SO_4 ปริมาตร 28 ml ลงในน้ำกลั่นประมาณ 600 ml และปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ในขวดปรับปริมาตร เก็บในขวดแก้วสีชาที่อุณหภูมิห้อง

1.3.16 Sodium sulfite solution

ชั่ง Sodium sulfite (Na_2SO_3) 1.575 g ละลายในน้ำกลั่น และปรับปริมาตรเป็น 1,000 ml ในขวดปรับปริมาตร (สารละลายนี้จะต้องเตรียมใหม่ทุกครั้ง)

1.4 ขั้นตอนการทดสอบ

1.4.1 Standardization

Standardize สารมาตรฐาน Sodium thiosulfate titrant ด้วย Potassium bi-iodate solution ความเข้มข้น 0.025 N

1.4.1.1 ชั่ง Potassium iodide (KI) ประมาณ 2 g ละลายในน้ำกลั่นประมาณ 100–150 ml

1.4.1.2 เติม conc.H₂SO₄ ปริมาตร 0.5 ml

1.4.1.3 เติม Standard potassium bi-iodate solution ปริมาตร 20 ml

1.4.1.4 ปรับปริมาตรเป็น 200 ml ด้วยน้ำกลั่นในขวดปรับปริมาตร

1.4.1.5 นำไปไทเตรตกับ Standard sodium thiosulfate titrant โดยใช้ น้ำแป้ง เป็น indicator เมื่อถึงจุดยุติ (end point) สารละลายจะเปลี่ยนจากสีน้ำตาลเป็นสารละลายไม่มีสี

1.4.1.6 กำหนดความเข้มข้นของ Standard sodium thiosulfate titrant จากสูตร

$$N_1 V_1 = N_2 V_2$$

โดย $N_1 = N$ ของ Standard sodium thiosulfate titrant

$V_1 =$ ปริมาตรของ Standard sodium thiosulfate titrant ที่ใช้ในการไท

เตรต

$N_2 = N$ ของ Standard potassium bi-iodate solution

$V_2 =$ ปริมาตรของ Standard potassium bi-iodate solution

1.4.2 การเตรียมตัวอย่าง

1.4.2.1 นำตัวอย่างน้ำมาวัด pH ถ้าไม่อยู่ในช่วง 6.0-8.0 ให้ปรับ pH ให้อยู่ในช่วง 7.0-7.2 โดยการเติม 1 N H₂SO₄ หรือ 1 N NaOH โดยปริมาณของ 1 N H₂SO₄ หรือ 1 N NaOH ที่ใช้ปรับ pH ต้องไม่ทำให้ตัวอย่างน้ำมีปริมาณเกิน 0.5% ของปริมาตรเดิม

1.4.2.2 ในกรณีที่ตัวอย่างน้ำมีคลอรีนตกค้าง (residual chlorine) จำเป็นจะต้องกำจัดออกก่อน โดยปกติคลอรีนตกค้างจะลดลงเองเมื่อตั้งตัวอย่างทิ้งไว้ 1 – 2 ชั่วโมง แต่ในตัวอย่างที่คลอรีนตกค้างปริมาณมากๆ จะต้องกำจัดโดยเติม Sodium sulfite solution ซึ่งปริมาณที่จะต้องเติมลงไปหาได้จาก การนำตัวอย่างน้ำปริมาตร 100 – 1,000 ml เติม H₂SO₄ 1 + 50 (H₂SO₄ 1 ml + น้ำ

กลั่น 50 ml) 10 ml เติม Potassium iodide solution 10 ml (ซึ่ง Potassium iodide 10 g ละลายน้ำกลั่น 100 ml) จากนั้นไตเตรตด้วย Standard sodium thiosulfate titrant 0.025 N โดยใช้ น้ำแป้งเป็น indicator จะทราบ

ปริมาณของ Standard sodium thiosulfate titrant ที่ต้องเติมในตัวอย่างน้ำ หลังจากเติม Sodium

sulfite solution ตามปริมาณที่คำนวณได้ในตัวอย่างน้ำแล้วควรรวให้เข้ากัน ตั้งทิ้งไว้ 10 – 20 นาที

1.4.2.3 ในกรณีที่ตัวอย่างน้ำมีสารพิษเจือปนอยู่ปริมาณมากจะฆ่าเชื้อแบคทีเรียตาย เช่น น้ำทิ้งจากโรงงานชุบโลหะ โรงงานผลิตสารเคมี เป็นต้น จะต้องศึกษาวิธีกำจัดออกก่อน

1.4.2.4 กรณีตัวอย่างน้ำที่มีความเข้มข้นของ DO มากกว่าจุดอิ่มตัวที่ 20 °C ซึ่งสามารถพบได้ในน้ำตัวอย่างที่มีอุณหภูมิต่ำหรือในแหล่งน้ำที่เกิดกระบวนการสังเคราะห์แสง (photosynthesis) เพื่อป้องกันการสูญเสียปริมาณออกซิเจนระหว่างการบ่มจึงต้องลดปริมาณ DO ลง โดยการนำตัวอย่างไปแช่เย็นที่อุณหภูมิ 20±3 °C ในภาชนะปิด แล้วนำไปแช่เย่ หรือเติมอากาศจากนั้นนำไปกรอง

1.4.2.5 กรณีตัวอย่างน้ำที่มี Hydrogen peroxide ปนเปื้อน โดย Hydrogen peroxide ในน้ำเสียจะมาจากกระบวนการฟอกสีของโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภท เช่น โรงงานกระดาษ บ่อบำบัดของโรงงานทอผ้า สำหรับการวิเคราะห์ BOD ให้ใช้น้ำตัวอย่างใส่ภาชนะเปิดแล้วแช่เย่เพื่อให้ Hydrogen peroxide สลายตัว หลังจากนั้นให้ตรวจดูปริมาณ peroxide ที่สลายตัวไปโดยใช้ Peroxide specific test strip วัดความเข้มข้นของ DO ตลอดระยะเวลาการแช่เย่ ระยะเวลาการแช่เย่ควรอยู่ในช่วง 1-2 ชั่วโมง ทั้งนี้ต้องขึ้นกับปริมาณของ Hydrogen peroxide (ปฏิกิริยา peroxide จะเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์เมื่อค่า DO ไม่เพิ่มขึ้นภายในช่วง 30 นาที

1.4.3 การทดสอบตัวอย่าง

การทดสอบตัวอย่างมี 2 วิธีได้แก่ วิธีโดยตรง (direct method) และวิธีทำให้เจือจาง (Dilution Method)

1.4.3.1 วิธีโดยตรง (direct method)

ใช้ในกรณีตัวอย่างน้ำมีค่า BOD น้อยกว่า 7 mg/l ได้แก่ น้ำประปา แม่น้ำ คลอง บึง สระ ฯลฯ

1.4.3.2 วิธีทำให้เจือจาง (dilution method)

ใช้กับตัวอย่างน้ำที่มีความสกปรกมาก เช่น น้ำเสียจากบ้านเรือน โรงงาน อุตสาหกรรม น้ำเหล่านี้จะมีค่า BOD₅ เกิน 7 mg/l ดังนั้นถ้าไม่ทำให้เจือจางลงปริมาณออกซิเจนใน ตัวอย่างจะไม่พอที่จะใช้ย่อยสารอินทรีย์ในน้ำ ค่า DO₅ จะเป็นศูนย์ การเจือจางอาจใช้แบบ %mixture หรือ direct pipetting (ตารางที่ ก.2) ลงสู่ขวด BOD โดยตรงเลยก็ได้ การเลือกใช้ dilution เท่าใดสำหรับน้ำที่นั้นๆ เราควรทราบค่า BOD โดยประมาณก่อน ซึ่งส่วนมากจะประมาณจาก ค่า COD (คือประมาณ 60 % ของ COD) แล้วพิจารณาค่า dilution ที่จะใช้ตามตารางด้านล่าง ตัวอย่าง เช่น ถ้า น้ำที่มีค่า COD 1,000 mg/l ค่า BOD โดยประมาณจะเท่ากับ 600 mg/l จากตารางควรเลือกใช้ 1.0 % mixture แล้วจึงเลือก % ตัวอย่างเจือจางที่สูงกว่าและต่ำกว่าที่อยู่ติดกันอีก 2 % mixture เพื่อให้ครอบคลุมค่า BOD ที่ต้องการทราบ

ช่วงของค่า BOD กับวิธีการเจือจางต่างๆ ของตัวอย่าง Using Percent mixtures		By direct pipetting into BOD bottles	
%mixture	Range of BOD	ml	Range of BOD
0.01	20,000-70,000	0.02	30,000-105,000
0.02	10,000-35,000	0.05	12,000-42,000
0.05	4,000-14,000	0.10	6,000-21,000
0.1	2,000-7,000	0.20	3,000-10,500
0.2	1,000-3,500	0.50	1,200-4,200
0.5	400-1,400	1.0	600-2,100
1.0	200-700	2.0	300-1,050
2.0	100-350	5.0	120-420
5.0	40-140	10.0	60-210
10.0	20-70	20.0	30-105
20.0	10-35	50.0	12-42
50.0	2-14	100	6-21
100	0-7	300	0-5

วิธีวิเคราะห์

1. ปรับ pH ของน้ำตัวอย่างให้อยู่ระหว่าง 6.5-7.5 ด้วยสารละลายกรดหรือด่าง
 2. แช่น้ำตัวอย่างให้มีอุณหภูมิประมาณ 20 °C
 3. ฟันอากาศลงในน้ำตัวอย่างให้มีออกซิเจนอิ่มตัว
 4. รินน้ำตัวอย่างลงในขวด BOD จนเต็ม 3 ขวดต่อ 1 ตัวอย่างน้ำ ปิดจุกให้แน่น คอยดูให้มีน้ำหล่ออยู่ที่ปากขวดตลอดระยะเวลา 5 วันที่แช่อยู่ในตู้ incubator
 5. นำ 1 ขวดมาวิเคราะห์ปริมาณ DO₀ โดยวิธี Azide Modification อีก 2 ขวดแช่ไว้ใน incubator อุณหภูมิ 20 ± 1°C
 6. เมื่อครบกำหนด 5 วัน นำตัวอย่างที่เหลือมาวิเคราะห์หาปริมาณ BOD
- การคำนวณ

$$\text{BOD}_5 \text{ (mg/l)} = \frac{\text{DO}_0 - \text{DO}_5}{\% \text{ mixture}}$$

2. วิธีวิเคราะห์หาค่า COD (Chemical Oxygen Demand)

การไทเทรตกลับ (Back titration) เป็นการประยุกต์ที่สำคัญชนิดหนึ่งในการหาปริมาณออกซิเจนที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์ (Oxidize) สารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างแสดงในเทอมของมิลลิกรัมออกซิเจนที่ต้องใช้น้ำ 1 ลิตร

ค่า COD หมายถึง ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ต้องการเพื่อใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่าง โดยที่สารอินทรีย์เกือบทั้งหมด (95-100%) จะถูกออกซิไดซ์ โดยตัวเติมออกซิเจนอย่างแรง (Strong oxidizing agent) ภายใต้สภาวะที่เป็นกรด และที่อุณหภูมิสูงได้คาร์บอนไดออกไซด์กับน้ำ นอกจากนั้นสารประกอบไนโตรเจนจะถูกออกซิไดซ์ได้สารประกอบแอมโมเนียไนโตรที่และไนเตรต ตามลำดับ

รีเอเจนต์ในการวิเคราะห์หาค่า COD

1. สารละลาย digestion reagent

ละลาย $K_2Cr_2O_7$ 4.913 g ซึ่งอบแห้งที่ $103^\circ C$ เป็นเวลา 2 ชม. ในน้ำกลั่น 500 ค่อย ๆ เติม conc. H_2SO_4 167 ml เติม $HgSO_4$ ลงไป 33.3 g คนให้ละลาย ตั้งทิ้งไว้ให้เย็นที่ อุณหภูมิห้อง แล้วปรับปริมาตรให้เป็น 1 l ด้วยน้ำกลั่น

2. Sulfuric Acid reagent (กรด Sulfuric เข้มข้นที่ผสม Ag_2SO_4)

ละลาย Ag_2SO_4 22 g ใน Conc. H_2SO_4 ซึ่งมีน้ำหนัก 4.1 kg (2.5 l) แล้วตั้งทิ้งไว้ 1-2 วัน เพื่อให้สารละลาย

3. สารละลายมาตรฐาน Ferrous ammonium sulfate (FAS) 0.05 N

ละลาย $Fe(NH_4)_2(SO_4)_6 \cdot 6H_2O$ 19.6 g ในน้ำกลั่น แล้วเติม conc. H_2SO_4 ลงไป 20 ml ทำให้เย็นแล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นให้มีปริมาตรเป็น 1 l สารละลายนี้ต้องนำมาหาความ เข้มข้นที่แน่นอนด้วยสารละลายมาตรฐาน $K_2Cr_2O_7$ 0.25 N ดังนี้ คือ นำสารละลายมาตรฐาน $K_2Cr_2O_7$ 0.25 N 5 ml มาเติมน้ำกลั่น 50 ml แล้วเติม conc. H_2SO_4 ลงไป 15 ml ทิ้งไว้ให้เย็น แล้ว นำมาไทเทรตกับสารละลาย ferrous ammonium sulfate (FAS) โดยใช้ ferroin จำนวน 2-3 หยด เป็น อินดิเคเตอร์ สารละลายจะเปลี่ยนจากสีเหลืองเป็นสีฟ้าอมเขียวและเป็นสีน้ำตาลแดงที่จุดยุติ

$$\text{Normality of FAS solution} = \frac{K_2Cr_2O_7 \times 0.25}{Fe(NH_4)_2(SO_4)_6}$$

4. สารละลาย ferroin อินดิเคเตอร์

ละลาย 1-10 phenantroline monohydrat 1.485 g และ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 695 mg ในน้ำกลั่น แล้วเติมน้ำกลั่นจนมีปริมาตรครบ 100 ml

วิธีทดลอง

1. ล้างหลอดทดลอง และฝาจุกด้วยกรด H_2SO_4 20 % ก่อนเพื่อป้องกันการปนเปื้อนจากสารอินทรีย์

2. ปิเปตตัวอย่างนำมา 10 ml ใส่ลงในหลอดทดลอง แล้วเติม digestion reagent ลงไป 6 ml

3. ค่อย ๆ เติม กรด sulfuric เข้มข้นที่ผสม AgSO_4 ลงไป 14 ml ให้ไหลลงก้นหลอดแก้ว เพื่อให้ชั้นของกรดอยู่ที่ชั้นของน้ำตัวอย่างและ digestion reagent

หมายเหตุ ภายหลังจากเติมกรดซัลฟิวริก ให้สังเกตสีของตัวอย่างดังต่อไปนี้

- ถ้าได้สีเขียว แสดงว่าปริมาณ $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ เหลืออยู่มาก ใช้ปริมาณน้ำตัวอย่างน้อยเกินไปต้องเพิ่มปริมาณน้ำตัวอย่างอีก

- ถ้าได้สีเขียวอมเหลือง แสดงว่าปริมาณน้ำตัวอย่างเหมาะสม สามารถนำตัวอย่างไปรีฟลักซ์ได้

- ถ้าได้สีเขียวอมฟ้า แสดงว่าปริมาณน้ำตัวอย่างมากเกินไป ต้องทำการเจือจางน้ำตัวอย่างให้มีความเข้มข้นน้อยกว่านี้ โดยจะใช้อัตราส่วนระหว่างน้ำตัวอย่าง : น้ำกลั่น เท่าไหร่ก็ได้ แต่ผลรวมของปริมาตรน้ำตัวอย่างต้องเท่ากับ 10 ml

4. ปิดจุกหลอดแก้วให้แน่น แล้วคว่ำหลอดแก้วไปมาหลาย ๆ ครั้งอย่างทั่วถึงก่อนจะนำตัวอย่างไปรีฟลักซ์ เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดความร้อนสะสมอยู่ที่ก้นหลอด ซึ่งอาจแตกได้ในขณะทำการรีฟลักซ์

5. ให้ทำ blank โดยใช้น้ำกลั่นแทนน้ำตัวอย่างด้วยวิธีการทดลองเช่นเดียวกันกับการวิเคราะห์น้ำตัวอย่าง ประมาณ 1-2 หลอด

6. นำหลอดแก้วทั้งหมดที่ใส่น้ำตัวอย่างและ Blank วางบนที่ตั้งหลอดทดลอง แล้วเข้าเตาอบที่ทำให้อุณหภูมิสูงถึง 150 ± 2 °C ก่อนหน้านี้แล้ว เมื่อครบเวลา 2 ชม. ให้นำตัวอย่างออกมาทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องจนกระทั่งเย็น

7. เทตัวอย่างจากหลอดใส่ลงในขวดรูปชมพู่ แล้วไทเทรตกับสารละลาย FAS จนกระทั่งถึงจุดยุติ จะเห็นการเปลี่ยนแปลงจากสีเหลืองเป็นสีฟ้าอมเขียวและเป็นสีน้ำตาลแดงที่จุดยุติอ่านปริมาตรที่ไทเทรตตอนเริ่มเปลี่ยนสีเป็นสีน้ำตาลแดงทันที

การคำนวณ

$$\text{COD (mg/l)} = \frac{(a - b) \times N \times 8000}{\text{sample}}$$

sample

a = ml ของ $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ ที่ใช้ไทเทรต Blank

b = ml ของ $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ ที่ใช้ไทเทรต น้ำตัวอย่าง

N = Normality ของ $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ ที่ใช้

3. วิธีการวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอย (Suspended solids, SS)

กรองตัวอย่างน้ำผ่านกระดาษกรอง GF/C ที่ทราบน้ำหนักตะกอนที่ติดอยู่บนกระดาษกรอง นำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 °C และทำให้เย็นในโถทำแห้ง แล้วชั่งน้ำหนักที่เพิ่มคือ น้ำหนักของของแข็งแขวนลอยทั้งหมด ต่อปริมาตรตัวอย่างน้ำที่ใช้

ของแข็งแขวนลอยหรือเอสเอส หมายถึง ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่สามารถกรองได้ด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (“Whatman” GF/C)

วิธีทำ

1. อบกระดาษกรองให้แห้งที่อุณหภูมิ 103 - 105 °C เป็นเวลา 1 ชม. ทิ้งให้เย็นในโถดูดความชื้นแล้วชั่งน้ำหนักที่แน่นอน
2. วางกระดาษกรองลงในกรวยบุคเนอร์ซึ่งต่อเข้ากับเครื่องดูดสุญญากาศ
3. ใช้น้ำกลั่นฉีดกระดาษกรองให้เปียกแล้วเปิดเครื่องดูดอากาศเพื่อให้กระดาษกรองติดกับกรวยบุคเนอร์
4. กรองน้ำตัวอย่างที่ผสมเข้ากันด้วยดี 50 - 100 ml โดยใช้เครื่องดูดอากาศ แล้วล้างด้วยน้ำกลั่น 10 ml เปิดเครื่องทิ้งไว้ 3 นาที
5. เมื่อแห้งแล้วนำกระดาษออกมาวางในภาชนะเดิม แล้วนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103 - 105 °C อย่างน้อย 1 ชม. ทิ้งให้เย็นในโถดูดความชื้น แล้วชั่งน้ำหนักจนได้น้ำหนักคงที่

การคำนวณ

$$SS = (A-B) \times 1000/C$$

SS = ปริมาณสารแขวนลอย (mgL⁻¹)

A = น้ำหนักกระดาษรองและสารแขวนลอย (mg)

B = น้ำหนักของกระดาษกรอง (mg)

C = ปริมาตรน้ำตัวอย่างที่ใช้ (mg)



รูปภาพผนวกที่ 1 แสดงการวิเคราะห์ BOD



รูปภาพผนวกที่ 2 แสดงการวิเคราะห์ COD



รูปภาพผนวกที่ 3 แสดงการวิเคราะห์ SS

4. ข้อมูลคุณสมบัติน้ำชะขยะหลุมฝังกลบเทศบาลนครภูเก็ต

ตารางภาคผนวกที่ 1 คุณสมบัติน้ำชะขยะหลุมฝังกลบเทศบาลนครภูเก็ต ระหว่างเดือน ก.ค. 52 – มี.ย. 53

พารามิเตอร์	pH	BOD ₅	COD	SS
ก.ค. 52	8.2	150	1,250	512
ค.ค. 52	8.3	163	1,286	510
ก.ย. 52	8.3	174	1,295	524
ต.ค. 52	8.4	184	1,280	530
พ.ย. 52	8.5	196	1,312	525
ธ.ค. 52	8.5	200	1,305	540
ม.ค. 53	8.4	196	1,320	545
ก.พ. 53	8.3	184	1,319	550
มี.ค. 53	8.4	183	1,302	550
เม.ย. 53	8.3	192	1,283	530
พ.ค. 53	8.2	178	1,305	520
มิ.ย. 53	8.2	164	1,320	510

5. ข้อมูลการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเฟนตันแบบกะ

ตารางภาคผนวกที่ 2 ผลของ pH ต่อ %การลดค่า COD ที่อัตราส่วนโดยมวลระหว่าง



เวลา (นาที)	% การลดลงของ COD					
	pH1	pH2	pH3	pH4	pH5	pH6
0	0	0	0	0	0	0
0.17	0	2.94	10.58	4.35	3.26	1.18
0.5	5.88	8.82	21.76	19.41	11.78	6.35
1	11.76	20.59	27.06	23.92	22.29	14.37
3	17.65	25.29	31.76	28.08	26.94	19.22
5	23.53	32.35	38.24	34.26	33.88	27.34
10	29.41	34.7	48.24	35.88	34.81	30.57
15	29.41	41.18	55.88	43.28	43.15	31.56
20	29.41	47.06	58.67	50.92	48.93	32.46
25	29.41	47.06	60.59	51.24	49.28	32.46
30	29.41	47.06	61.18	51.24	49.28	32.46
60	29.41	47.06	61.18	51.24	49.28	32.46
120	29.41	47.06	61.18	51.24	49.28	32.46

ตารางภาคผนวกที่ 3 ผลของความเข้มข้น Fe^{2+} เริ่มต้น ต่อ % การลดค่า COD ที่อัตราส่วนโดยมวล ระหว่าง $[H_2O_2]:[COD] = 1:1$ ที่ $pH = 3$

เวลา (นาที)	% การลดลงของCOD					
	Fe = 797.24 mg/l	Fe = 531.36 mg/l	Fe = 265.88 mg/l	Fe = 132.94 mg/l	Fe = 66.48 mg/l	Fe = 26.56 mg/l
0	0	0	0	0	0	0
0.17	3.54	3.88	4.57	3.32	3.12	3.05
0.5	6.75	8.78	10.78	6.13	5.57	5.34
1	12.36	15.57	18.92	11.67	9.67	8.97
3	16.23	17.87	23.56	16.13	15.67	13.87
5	17.89	19.79	29.41	16.87	15.89	15.24
10	20.78	26.78	39.56	18.46	16.78	16.12
15	26.78	32.24	41.34	21.35	18.67	17.77
20	31.24	38.67	46.57	25.24	21.56	18.63
25	36.67	43.26	50.25	28.45	25.24	22.45
30	39.56	47.86	50.25	32.34	26.79	24.32
60	41.67	47.86	52.94	32.34	26.79	24.32
120	41.67	47.86	52.94	32.34	26.79	24.32

ตารางภาคผนวกที่ 4 ผลของความเข้มข้น H_2O_2 เริ่มต้น ต่อ%การลดค่า COD ที่อัตราส่วนโดยมวล
ระหว่าง $[Fe^{2+}]$: $[COD] = 0.2 : 1$ ที่ $pH = 3$

เวลา (นาที)	% การลดลงของCOD							
	$H_2O_2 =$ 19,785 mg/l	$H_2O_2 =$ 13,190 mg/l	$H_2O_2 =$ 9,233 mg/l	$H_2O_2 =$ 6,595 mg/l	$H_2O_2 =$ 3,957 mg/l	$H_2O_2 =$ 1,319 mg/l	$H_2O_2 =$ 659.50 mg/l	$H_2O_2 =$ 329.75 mg/l
0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.17	12.9	14.94	18.42	13.94	13.02	10.24	7.88	5.47
0.5	25.34	27.21	31.26	23.15	20.45	16.67	13.56	11.89
1	36.45	36.98	41.28	34.23	30.65	25.34	22.47	18.97
3	41.94	42.76	46.21	39.67	34.45	29.56	27.71	22.34
5	45.27	46.87	49.78	43.21	38.94	35.58	30.46	26.26
10	46.78	47.87	56.45	45.65	41.78	37.89	34.35	29.67
15	48.39	51.23	63.65	46.98	43.45	39.65	38.31	32.34
20	48.39	54.46	67.89	47.13	44.67	42.46	39.87	35.45
25	48.39	58.06	70.97	47.13	44.67	42.46	39.87	35.45
30	48.39	58.06	70.97	47.13	44.67	42.46	39.87	35.45
60	48.39	58.06	70.97	47.13	44.67	42.46	39.87	35.45
120	48.39	58.06	70.97	47.13	44.67	42.46	39.87	35.45

ตารางภาคผนวกที่ 5 ผลของความเข้มข้น COD เริ่มต้น ต่อเปอร์เซ็นต์การลดลงของ COD ที่อัตราส่วน โดยมวล ระหว่าง $[\text{Fe}^{2+}]$: $[\text{H}_2\text{O}_2] = 0.2 : 7$ ที่ pH 3

เวลา (นาที)	% การลดลงของ COD			
	COD = 0.25[COD]	COD = 0.5[COD]	COD = 0.75[COD]	COD = 1[COD]
0	0	0	0	0
0.17	18.42	14.45	11.56	7.78
0.5	31.26	22.23	18.35	11.12
1	41.28	33.33	24.26	16.89
3	46.21	39.98	31.34	21.35
5	49.78	42.56	38.67	24.78
10	56.45	49.56	41.32	32.24
15	63.65	51.56	42.8	38.98
20	67.89	51.56	42.8	38.98
25	70.97	51.56	42.8	38.98
30	70.97	51.56	42.8	38.98
60	70.97	51.56	42.8	38.98
120	70.97	51.56	42.8	38.98

ตารางภาคผนวกที่ 6 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ H_2O_2 และค่า Absorbance ช่วงคลื่น 400 nm.

ความเข้มข้นของ H_2O_2	Absorbance		
	X	SD	%RSD
0.1	0.014	0.00022	1.5762
1	0.015	0.00022	1.4451
2.5	0.024	0.00025	1.048
5	0.064	0.00052	0.8179
10	0.089	0.00019	0.2178
25	0.225	0.00037	0.1656
50	0.364	0.00015	0.04134
75	0.584	0.0002	0.0341
100	0.709	0.00008	0.0107

ตารางภาคผนวกที่ 7 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า RGB Intensity (I_R , I_G และ I_B) กับความเข้มข้นของ

H_2O_2

[H ₂ O ₂]	I _R			I _G			I _B		
	x	SD	%RSD	x	SD	%RSD	x	SD	%RSD
0	172.74	6.282	3.637	165.45	7.071	4.273	159.53	2.444	1.532
0.02	169.21	0.742	0.439	164.26	1.104	0.672	158.94	0.796	0.500
0.03	167.76	1.105	0.659	163.34	1.211	0.741	158.23	1.440	0.910
0.05	162.20	4.240	2.614	160.75	3.342	2.079	157.52	1.422	0.903
0.1	161.63	5.921	3.664	157.52	1.422	0.903	155.20	1.714	1.105
0.5	158.00	1.357	0.859	156.39	1.420	0.908	153.10	3.059	1.998
1	157.52	1.422	0.903	155.93	5.695	3.653	152.40	2.365	1.552
2.5	157.43	5.883	3.738	154.25	1.697	1.100	151.87	2.841	1.871
5	156.32	1.472	0.941	154.12	1.800	1.165	150.52	0.625	0.415
10	155.09	0.620	0.400	153.40	0.365	0.237	147.57	1.288	0.873
25	153.74	0.919	0.598	151.96	1.118	0.736	142.92	0.544	0.373
50	153.71	0.935	0.608	151.64	0.623	0.411	143.62	0.111	0.077
75	150.33	0.212	0.141	150.77	0.065	0.043	142.23	0.357	0.251
100	149.15	0.170	0.114	149.09	0.160	0.106	141.68	0.251	0.177

ตารางภาคผนวกที่ 8 การหาความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่เหลือในระบบการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟ้นต้นที่เวลาต่างๆ จากการวิเคราะห์โดยใช้ค่า Absorbance เปรียบเทียบกับความเข้มข้นที่ได้จากการวิเคราะห์โดยใช้วิธีมาตรฐาน

เวลา (นาที)	Red	Green	Blue	UV
0.17	0.482	0.489	0.788	0.79
0.5	0.491	0.496	0.802	0.84
1	0.504	0.497	0.811	0.897
3	0.508	0.501	0.827	0.917
5	0.525	0.515	0.837	0.919
10	0.529	0.531	0.848	0.948
15	0.534	0.544	0.826	1.008
20	0.543	0.552	0.885	1.033
25	0.553	0.566	0.899	1.065
30	0.57	0.567	0.91	1.082
60	0.586	0.572	0.911	1.082
120	0.608	0.577	0.911	1.082

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล นางสาวนฤมล ประดิษฐ์เสรี

รหัสประจำตัวนักศึกษา 5130220009

วุฒิการศึกษา

วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีการศึกษาที่สำเร็จ
วิทยาศาสตรบัณฑิต (สาธารณสุขศาสตร์)	มหาวิทยาลัยทักษิณ วิทยาเขตสงขลา	2548

ตำแหน่งและสถานที่ทำงาน

นักวิชาการสุขาภิบาล 6ว. สำนักงานเทศบาลตำบลวิชิต อำเภอเมือง จังหวัดภูเก็ต

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

นฤมล ประดิษฐ์เสรี, วรวิทย์ วงศ์นิรามัยกุล. (2556). " การบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบด้วยวิธีเฟนตัน. การประชุมวิชาการเสนอผลงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษาแห่งชาติครั้งที่ 27 “การวิจัยระดับบัณฑิตศึกษาหนทางสู่การพัฒนาประเทศในบริบทประชาคมอาเซียน” ระหว่างวันที่ 28 กุมภาพันธ์ – 1 มีนาคม 2556 ณ มหาวิทยาลัยนเรศวร จังหวัดพิษณุโลก