

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

การเพิ่มประสิทธิภาพการรีดน้ำของตะกอนด้วยวิธีการเติมสารเฟนตันและการใช้แสงอัลตราไวโอเลตมีผู้ศึกษาและนำไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียหลายประเภท เช่น น้ำเสียจากโรงงานย้อมผ้า น้ำเสียจากโรงงานน้ำมัน น้ำเสียชุมชน น้ำเสียจากโรงกลั่นสุรา เป็นต้น โดยวิธีการเติมสารเฟนตันเป็นวิธีที่ใช้อย่างแพร่หลายรวมถึงการนำไปใช้ในการเพิ่มประสิทธิภาพการรีดน้ำออกจากตะกอน ขณะที่การใช้แสงอัลตราไวโอเลตยังไม่มีงานวิจัยอื่นๆที่ระบุว่าได้ใช้แสงอัลตราไวโอเลตเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการรีดน้ำจากตะกอน เพื่อให้เข้าใจแนวทางของการวิจัยซึ่งจะกล่าวถึงในบทที่ 3 ดังนั้นบทนี้จึงได้สรุป ทบทวนทฤษฎีและเอกสารงานวิจัยอื่นๆที่เกี่ยวข้องกับตะกอนและการบำบัด โดยในส่วนแรกจะเป็นการทบทวนทฤษฎีเกี่ยวกับประเภท องค์ประกอบ การจัดการและการรีดน้ำของตะกอน กระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมี (Chemical oxidation) กระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน (AOP) ความสัมพันธ์ระหว่างซีโอดีและบีโอดี และในส่วนตัว่ายจะทบทวนผลการศึกษาการประยุกต์ใช้วิธีการเติมสารของเฟนตันและการใช้แสงอัลตราไวโอเลตในการบำบัดน้ำเสียและตะกอนจากบทความวิจัยต่างๆ

2.1 การทบทวนทฤษฎีเกี่ยวกับตะกอนและการบำบัด

2.1.1 ตะกอน (Sludge)

กรมควบคุมมลพิษ และสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย (2538) ได้ให้คำจำกัดความของตะกอนไว้ว่า “ตะกอนเป็นของแข็งที่แยกออกจากน้ำเสียและจะจมสะสมตัวอยู่เบื้องล่าง หรือของแข็งซึ่งเกิดขึ้นเนื่องจากการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีการทางเคมีและเกิดการตกตะกอนหรือกลุ่มจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีววิทยา”

2.1.1.1 ประเภทของตะกอน

ตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสียมีการจัดกลุ่มตะกอนได้หลายประเภทดังนี้

- 1) แยกตามวิธีการบำบัด ได้แก่
 - ตะกอนขั้นแรก (Primary Sludge)
 - ตะกอนขั้นสอง (Secondary Sludge)
 - ตะกอนเคมี (Chemical Sludge)
- 2) แยกตามประเภทองค์ประกอบของตะกอน ได้แก่
 - ตะกอนที่ย่อยแล้ว (Digested Sludge)

● ตะกอนดิบ (Raw Sludge)

ตะกอนขั้นแรก (Primary Sludge) หมายถึง ตะกอนที่ระบายออกมาจากก้นถังตกตะกอนขั้นแรก ตะกอนส่วนนี้จะเป็นตะกอนแขวนลอยที่อยู่ในน้ำเสียที่มีน้ำหนักมากจนสามารถตกตะกอนได้เองในก้นถังตกตะกอนขั้นแรก ถ้าใช้สารเคมีช่วยให้เกิดการตกตะกอนที่เกิดขึ้นก็จะเรียกว่า ตะกอนเคมี ตะกอนขั้นแรกจึงมีทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์รวมกันซึ่งขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำเสีย

ตะกอนขั้นสอง (Secondary Sludge) หมายถึง ตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจากการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบต่างๆ ตะกอนส่วนนี้จึงมีสารอินทรีย์เป็นส่วนประกอบหลัก

ตะกอนดิบ (Raw Sludge) หมายถึง ตะกอนขั้นแรกและตะกอนขั้นสองที่ยังคงไม่คงตัว (สามารถเนาเหิมนได้ง่าย) ไม่ควรนำตะกอนดิบไปตากแห้งหรือบีบน้ำ เนื่องจากมักมีกลิ่นเหม็นในระหว่างดำเนินการ ควรย่อยตะกอนดิบให้กลายเป็นตะกอนคงตัวที่ย่อยแล้ว (Digested Sludge) ก่อนนำไปตากหรือบีบน้ำ ตะกอนดิบจำแนกได้เป็น 2 ประเภท คือ ตะกอนชีวภาพและตะกอนเคมี

ตะกอนชีวภาพ หมายถึง ตะกอนดิบที่ได้จากระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพแบบต่างๆ ส่วนประกอบหลักของตะกอนชีวภาพจึงเป็นแบคทีเรียที่ถูกกำจัดทิ้ง รวมทั้งตะกอนที่เกิดจากการตกตะกอนเบื้องต้นของน้ำเสีย

ตะกอนเคมี หมายถึง ตะกอนที่เกิดจากการตกตะกอนด้วยวิธีเคมี ซึ่งอาจเป็นตะกอนที่เกิดจากกระบวนการโคแอกกูเลชันของสารแขวนลอยต่างๆรวมทั้งน้ำมันและไขมันหรือตะกอนที่เกิดจากกระบวนการตกผลึก (Precipitation) ของโลหะหนัก ตะกอนเคมีอาจเป็นตะกอนอินทรีย์หรือตะกอนอนินทรีย์ก็ได้

การจำแนกความแตกต่างของน้ำเสียและตะกอนอาจทำได้โดยดูจากปริมาณตะกอนของแข็ง ตะกอนจะมีตะกอนของแข็งเข้มข้นมากๆ น้ำในถังเดิมอากาศของระบบเอเอสอาจเรียกได้ว่าเป็นน้ำตะกอน แต่ยังไม่เป็นตะกอน น้ำตะกอนที่ออกจากก้นถังตกตะกอนสุดท้ายของระบบเอเอสอาจเรียกว่าตะกอนได้ ดังนั้นจึงอาจบอกได้คร่าวๆว่าถ้ามีเปอร์เซ็นต์ของแข็งแขวนลอย (%SS) สูงกว่า 1% ก็อาจเรียกว่าเป็นตะกอนได้ ตะกอนที่มีเปอร์เซ็นต์ของแข็งแขวนลอย (%SS) ไม่เกิน 4% สามารถไหลได้ดี และจะยังเห็นเป็นของเหลวที่ขุ่นๆมีลักษณะคล้ายเลน ตะกอนที่เริ่มเป็นก้อนและโยนเป็นก้อนได้จะมีเปอร์เซ็นต์ของแข็งแขวนลอย (%SS) ประมาณ 20-30% เป็นอย่างน้อย ซึ่งแสดงว่าตะกอนยังมีเปอร์เซ็นต์น้ำหรือความชื้นอยู่เป็นจำนวนมาก ลักษณะของตะกอนที่มีความเข้มข้นต่างๆ

ตารางที่ 2.1 ลักษณะของตะกอนที่มีความเข้มข้นต่างๆ (วงศ์พันธ์, 2538)

เปอร์เซ็นต์ของแข็งแห้งทั้งหมด (%TS*)	ลักษณะของตะกอน
0 – 4	สามารถไหลได้ดี
5 – 20	เป็นโคลนที่ไหลหนืดๆ
20 – 25	เปียกแต่ปั้นเป็นก้อนและโยนได้เป็นก้อนได้

* เนื่องจาก TDS มักมีค่าไม่สูง จึงอาจใช้ค่า TS แทนค่า TSS ในการบอกความเข้มข้นของตะกอนของแข็งได้

2.1.1.2 แหล่งกำเนิดของตะกอน

ส่วนประกอบต่างๆของน้ำเสียเป็นแหล่งกำเนิดของตะกอนได้ทั้งสิ้น ทั้งนี้สามารถจำแนกแหล่งกำเนิดของตะกอนได้เป็น 2 ประเภทใหญ่ คือ ตะกอนแขวนลอย และสารละลาย ตะกอนแขวนลอยที่ถูกตกตะกอนหรือลอยตะกอนจะกลายเป็นตะกอนโดยตรง ส่วนสารละลายนั้นเป็นแหล่งกำเนิดตะกอนที่ซับซ้อนกว่าตะกอนแขวนลอยสารละลายอินทรีย์ เช่น อีออนของโลหะหนัก เป็นต้น จะกลายเป็นตะกอนโดยผ่านทางปฏิกิริยาตกผลึก (Chemical Precipitation) ตามด้วยการตกตะกอนส่วนสารละลายอินทรีย์ เช่น บีโอดี เป็นต้น บางส่วนจะกลายเป็นจุลินทรีย์ซึ่งกลายเป็นตะกอนที่ต้องการบำบัด รูปที่ 2.1 แสดงการเกิดตะกอนจากน้ำเสียโดยผ่านแหล่งกำเนิดต่างๆ ดังกล่าว



รูปที่ 2.1 ลักษณะการเกิดตะกอนแบบต่างๆ (วงศ์พันธ์, 2538)

ตะกอนส่วนใหญ่จะพบได้ที่ก้นถังตกตะกอนด้วยความเข้มข้นต่างๆ ขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนซึ่งมีความสามารถในการอัดตัวให้แน่นแตกต่างกันดังนี้

ตารางที่ 2.2 เปอร์เซนต์ของแข็งในตะกอน (วงศ์พันธ์, 2538)

ชนิดตะกอน	เปอร์เซนต์ของแข็ง (%SS)
ตะกอนสลัดจุลินทรีย์จากถังตกตะกอนสุดท้าย	0.8 - 1.2
ตะกอนชั้นแรก	1 - 2
ตะกอนสลัดเคมี	2 - 4

ข้อมูลข้างต้นมีความสำคัญมากในการคำนวณปริมาณของตะกอนชนิดต่างๆ ที่เกิดขึ้น เพื่อนำตัวเลขไปใช้ในการคำนวณออกแบบระบบบำบัดและกำจัดตะกอน

2.1.1.3 องค์ประกอบของตะกอน

ในระบบบำบัดน้ำเสีย ไม่ว่าจะบำบัดด้วยวิธีใดจะเกิดตะกอนขึ้นแทบทั้งสิ้น ตะกอนอาจมาจากแหล่งกำเนิดต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 แหล่งกำเนิดและลักษณะของตะกอน (Metcalf และ Eddy, 2003)

ชนิดของของแข็งหรือตะกอน	กระบวนการและแหล่งกำเนิด	ลักษณะและข้อสังเกต
ขยะและของแข็งหยาบ (ขนาดใหญ่) (Coarse solids)	ตะแกรงคัดขยะ (Screening)	ของแข็งขนาดใหญ่ ถูกกำจัดโดยขนาดของรูตะแกรงที่ทำความสะอาดด้วยมือ หรือ เครื่องกลในโรงบำบัดขนาดเล็ก บ่อยครั้ง ขยะจะถูกตัดเป็นชิ้นเล็กๆ สำหรับการบำบัดในหน่วยถัดไป หรือสามารถทิ้งไปในรูปของขยะชุมชนได้
ทรายและฝ้าไข (Grit and scum)	การกำจัดทราย (Grit removal)	ส่วนใหญ่เป็นสารอนินทรีย์ที่มีความถ่วงจำเพาะสูง เช่น ทราย เศษกระดูก เป็นต้น แต่ในบางแห่งที่ออกแบบรางคัดทรายไม่ถูกต้อง (มีความเร็วของน้ำต่ำ) จะมีของแข็งแขวนลอยที่เป็นสารอินทรีย์ปะปนอยู่ด้วย

ตารางที่ 2.3 แหล่งกำเนิดและลักษณะของตะกอน (Metcalf และ Eddy, 2003) (ต่อ)

ชนิดของของแข็งหรือตะกอน	กระบวนการและแหล่งกำเนิด	ลักษณะและข้อสังเกต
ตะกอนและฝ้าไขในชั้นแรก(Sludge and scum)	ถังตกตะกอนขั้นต้น (Primary sedimentation tank) หรือฝิวบนของบ่อเกรอะ(Septic tank)	ส่วนมากจะพบ คราบไข น้ำมันพืช เศษอาหาร เป็นต้น ที่ลอยอยู่ร่วมกันบริเวณผิวน้ำ โดยจะมีความถ่วงจำเพาะประมาณ 0.95 ส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์
ตะกอนขั้นต้น (Primary sludge)	ถังตกตะกอนขั้นต้น	ตะกอนสีเทา มีกลิ่นเหม็น ประกอบด้วยสารอินทรีย์และอนินทรีย์
ตะกอนเคมี (Chemical sludge)	ถังตกตะกอนของกระบวนการตกผลึก	ถ้าเป็นการตกตะกอนของโลหะหนัก จะมีสารประกอบโลหะหนักถือว่าเป็นของเสียอันตราย (Hazardous waste) สีของตะกอนจะขึ้นกับสารประกอบในตะกอน ส่วนใหญ่จะเป็นสีเทาหรือน้ำตาล อาจมีกลิ่นเหม็น
ตะกอนขั้นที่สอง (Secondary sludge) จากระบบตะกอนเร่ง	ถังตกตะกอนขั้นที่สอง (Secondary sedimentation tank)	ตะกอนสีน้ำตาล ถ้าสีอ่อนแสดงว่าการเติมออกซิเจนอาจไม่พอเพียง จะมีกลิ่นดิน (Earthy odor) ประกอบด้วยสารอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ (75-80%) และจะเน่าหรือย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนได้ง่าย
ตะกอนขั้นที่สองจากระบบไปรยกรองหรือระบบจานหมุนชีวภาพ	ถังตกตะกอนขั้นที่สอง	ตะกอนสีน้ำตาล ประกอบด้วยสารอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ ปกติไม่มีกลิ่นเหม็น
ตะกอนที่หมักแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic digested sludge)	ถังหมักตะกอนแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic digestion tank)	ตะกอนสีน้ำตาลถึงน้ำตาลเข้ม ไม่มีกลิ่นเหม็น ประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายได้ยาก และพวกวัสดุเฉื่อย (Inert materials) ต่างๆ ถือว่าเป็นตะกอนที่อยู่ตัว (stable)

ตารางที่ 2.3 แหล่งกำเนิดและลักษณะของตะกอน (Metcalf และ Eddy, 2003) (ต่อ)

ชนิดของของแข็งหรือตะกอน	กระบวนการและแหล่งกำเนิด	ลักษณะและข้อสังเกต
ตะกอนที่หมักแบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic digested sludge)	ถังหมักตะกอนแบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic digestion tank)	ตะกอนสีน้ำตาลเข้มถึงดำ และมีก๊าซชีวภาพปะปนในชั้นตะกอน ปกติจะมีกลิ่นเล็กน้อย ประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายได้ยาก และพวกวัสดุเฉื่อย (Inert materials) ต่างๆ ถือว่าเป็นตะกอนที่อยู่ตัว (Stable)
ตะกอนปุ๋ยหมัก (Composted sludge)	กระบวนการทำปุ๋ยหมักจากตะกอนระบบบำบัดน้ำเสีย	ตะกอนสีน้ำตาลเข้มถึงดำ ไม่มีกลิ่นรบกวน เป็นตะกอนที่อยู่ตัว
สิ่งปฏิกูล (Septage)	บ่อเกรอะ	ตะกอนสีดำ มีกลิ่นเหม็น ประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายบางส่วน และสารอนินทรีย์

ตารางที่ 2.4 ลักษณะทางกายภาพและเคมีของตะกอน (Metcalf และ Eddy, 2003)

ลักษณะของตะกอน	ตะกอนขั้นที่สอง	ตะกอนที่ผ่านการย่อยสลายแล้ว
ความถ่วงจำเพาะตะกอน	1.00-1.005	1.03-1.04
ความถ่วงจำเพาะของแข็ง	1.2-1.5	1.3-1.6
ของแข็งแห้งทั้งหมด ; %TS	0.4-1.2	5-12
ของแข็งระเหยง่าย ; %TS	60-85	30-60
เซลลูโลส ; %TS	5-10	8-15
ไขมัน(น้ำมัน) ; %TS	5-12	5-20
โปรตีน ; %TS	32-41	15-20
ไนโตรเจน ; %TS	2.4-7.0	1.6-6.0
ฟอสฟอรัส ; %TS	1.5-7.0	1.4-4.0

2.1.1.4 ปริมาณตะกอน

ดังแสดงในตารางที่ 2.5 ปริมาณตะกอนจากกระบวนการแต่ละขั้นตอนในระบบบำบัดน้ำเสียสามารถใช้ในการคาดคะเนปริมาณตะกอนที่ต้องกำจัด แต่ควรระลึกไว้ว่าอาจมีการเปลี่ยนแปลงได้มากเนื่องจากปริมาณตะกอนจะเปลี่ยนแปลงตามมวลสารและเปอร์เซ็นต์ของแข็งในตะกอน

ตารางที่ 2.5 ตัวอย่างปริมาณตะกอนน้ำเสียและเปอร์เซ็นต์ของแข็ง (วงศ์พันธ์, 2538)

กระบวนการ	ตะกอนของแข็ง กก./1000 ลบ.ม. น้ำเสีย	เปอร์เซ็นต์ของแข็งในตะกอน
ถังตกตะกอนขั้นแรก	110-170	5
ตะกอนจากถังเติมอากาศ	70-100	0.75
ตะกอนจากถังกรองชีวภาพ	55-90	1.5
ถังย่อยสลายแบบไร้อากาศ	-	4

2.1.1.5 การจัดการตะกอน

ตะกอนจากระบบบำบัดเบื้องต้นหรือระบบบำบัดขั้นที่สอง ก่อให้เกิดปัญหาในการจัดการขึ้น ตะกอนเหล่านี้ประกอบด้วย สารอินทรีย์เข้มข้นที่เน่าเปื่อยได้พร้อมกับสารอินทรีย์ที่ไม่เน่าเปื่อยและสารอนินทรีย์ สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ในตะกอนก่อให้เกิดปัญหาการเน่าเหม็นทำให้ต้องมีการจัดการขั้นต่อไป การจัดการตะกอนโดยปกติจะประกอบด้วย การทำให้ข้นหรือลดปริมาตรที่ต้องจัดการให้น้อยที่สุด แล้วทำการบำบัดทางชีววิทยา ทางเคมี หรือทางความร้อน เพื่อให้เกิดการ การปรับเสถียรก่อนปล่อยกลับคืนสู่สิ่งแวดล้อม

ระบบบำบัดตะกอนโดยทั่วไปจะประกอบด้วยหน่วยกำจัด คือ การทำข้น (Thickening) การปรับเสถียร (Stabilization) การรีดน้ำ (Dewatering) การปรับสภาพ (Conditioning) การฆ่าเชื้อโรค (Disinfection) การทำแห้งด้วยความร้อน (Heat drying), การหมัก (Composting) การย่อยแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic sludge digestion) การย่อยแบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic sludge digestion)

2.1.1.6 การรีดน้ำ (Dewatering)

การรีดน้ำเป็นหน่วยปฏิบัติการหน่วยหนึ่งที่ใช้ในการลดความชื้นที่อยู่ในตะกอนสลัดจ์โดยทั่วไปจะใช้ประโยชน์จากการรีดน้ำด้วยเหตุผลต่างๆ ดังต่อไปนี้ (Metcalf และ Eddy, 2003)

- 1) เพื่อให้ตะกอนสลัดจ์มีปริมาตรที่ลดลง ทำให้สามารถลดต้นทุนในการบำบัดต่อ
- 2) ตะกอนสลัดจ์ที่ผ่านการรีดน้ำแล้วจะสามารถจัดการได้ง่ายกว่าตะกอนสลัดจ์ที่เป็นของเหลวหรือที่ทำให้ชื้นเฉย ๆ
- 3) การรีดน้ำจะมีความจำเป็นมากเมื่อการนำตะกอนสลัดจ์ไปบำบัดด้วยวิธีการเผาเนื่องจากต้องมีการลดปริมาณน้ำในตะกอนสลัดจ์เพื่อให้เผาได้ง่าย
- 4) เมื่อนำตะกอนสลัดจ์ไปหมักทำปุ๋ย จะต้องทำการรีดน้ำก่อนเพื่อลดความชื้นเปลืองในการใช้สารเคมี
- 5) ในบางกรณี ทำการรีดน้ำเพื่อต้องการลดความชื้นส่วนเกิน ไม่ให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่น และไม่ให้เกิดการเน่าเหม็น
- 6) การรีดน้ำออกจากตะกอนสลัดจ์การนำสลัดจ์ไปฝังกลบในหลุมฝังกลบเพื่อลดการเกิดน้ำชะซึม (Leachate) จากตะกอนสลัดจ์

การรีดน้ำออกจากตะกอนสลัดจ์สามารถแยกออกได้เป็น 2 แบบ ตามลักษณะของการใช้งานดังนี้ (WEF และ ASCE, 1998)

- 1) การรีดน้ำแบบเครื่องกล เป็นการรีดน้ำโดยอาศัยเครื่องจักรกลเพื่อลดเวลาที่ต้องการในการรีดน้ำ แต่อาจจะต้องเติมสารเคมีเพื่อช่วยให้การยึดเกาะระหว่างอนุภาคของแข็งดีขึ้น ตัวอย่างของเครื่องรีดน้ำแบบนี้ได้แก่ เครื่องรีดน้ำแบบหมุนเหวี่ยง (Centrifuge) เครื่องอัดกรองแบบสายพาน (Belt filter presses) และเครื่องรีดน้ำแบบอัดกรองใช้ความดันสูง (Pressure filter presses)
- 2) การรีดน้ำแบบธรรมชาติ การรีดน้ำแบบนี้จะต้องอาศัยธรรมชาติในการแยกน้ำออกจากตะกอนสลัดจ์ ซึ่ง ได้แก่ ลานตากต่าง ๆ

2.1.1.7 โรงควบคุมคุณภาพน้ำเสียหนองแขม

โครงการบำบัดน้ำเสียหนองแขม-ภาษีเจริญ-ราษฎร์บูรณะเป็นโรงควบคุมคุณภาพน้ำ ตั้งกักศูนย์จัดการคุณภาพน้ำ 3 (หนองแขม) กองจัดการคุณภาพน้ำ สำนักการระบายน้ำ กรุงเทพฯ โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมเป็นโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนขนาดใหญ่ ทำหน้าที่บำบัดน้ำเสียที่รวบรวมโดยระบบท่อรวบรวมน้ำเสีย ในบางส่วนของพื้นที่เขตหนองแขม ภาษีเจริญและราษฎร์บูรณะ ให้ได้มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง ก่อนปล่อยทิ้งลงสู่คลองราษฎร์เจริญสุข และไหลสู่แม่น้ำเจ้าพระยาต่อไป โครงการบำบัดน้ำเสียหนองแขม-ภาษีเจริญ-ราษฎร์บูรณะเป็นโครงการบำบัดน้ำเสีย มีวัตถุประสงค์เพื่อ แก้ไขปัญหาน้ำเน่าเสียในแม่น้ำเจ้าพระยา และคลองต่าง ๆ ภายใน

พื้นที่โครงการ ได้แก่ คลองทวีวัฒนา คลองราชมนตรี คลองบางจาก คลองราษฎร์สามัคคี คลองบาง
 จี๊เก็ง คลองเจริญสุข คลองบางขมิ้น คลองบางปรกอก คลองสะพานควาย คลองราษฎร์บูรณะและ
 คลองแจรงร้อน สามารถบำบัดน้ำเสียได้ประมาณวันละ 222,000 ลบ.ม. ครอบคลุมพื้นที่ 86 ตร.กม.
 ซึ่งแบ่งออกเป็น 2 พื้นที่ ได้แก่

- 1) พื้นที่แรก ครอบคลุมพื้นที่เขตหนองแขม เขตภาษีเจริญ และบางส่วนของ
 เขตบางแค รวมพื้นที่ 44 ตร.กม.
- 2) พื้นที่หลัง ครอบคลุมพื้นที่เขตราษฎร์บูรณะ เขตทุ่งครุ และบางส่วนของเขต
 จอมทอง รวมพื้นที่ 42 ตร.กม.

โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขมประกอบด้วย 2 ส่วนหลัก ได้แก่

- 1) ระบบท่อรวบรวมน้ำเสีย (Collection System) เป็นระบบแบบท่อรวม คือ
 รับน้ำเสียและน้ำฝนรวมกัน โดยมีการวางท่อใหม่เพื่อดักน้ำเสียจากจากท่อ
 ระบายน้ำทั้งเดิมของกรุงเทพมหานคร ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นภายในพื้นที่
 โครงการ จะถูกรวบรวมโดยระบบท่อรวบรวมน้ำเสีย เข้าสู่ระบบท่อดักน้ำ
 เสีย (Interceptor System) ปริมาณน้ำเสียที่รวบรวมได้จะถูกสูบส่งเข้าไปยัง
 โรงบำบัดน้ำเสีย โดยสถานีสูบยกระดับ (Pumping Station) จำนวน 12
 สถานี โดยแบ่งอยู่ในส่วนของพื้นที่โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม 8
 สถานี และโรงควบคุมคุณภาพน้ำทุ่งครุ 4 สถานี
- 2) โรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม ตั้งอยู่ที่บริเวณโรงกำจัดขยะมูลฝอยหนอง
 แขวง เป็นอาคารบำบัดแบบชั้นเดียว ประกอบด้วย
 - ระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นระบบแบบตะกอนเร่งที่สามารถกำจัด
 ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ ทำหน้าที่บำบัดน้ำเสียที่รวบรวมได้จาก
 ระบบท่อรวบรวมน้ำเสีย ความสามารถในการบำบัดประมาณ 157,000
 ลบ.ม./ วัน ประกอบด้วยอาคารบำบัดต่างๆ ได้แก่ อาคารสูบยกระดับ
 น้ำเสีย อาคารบำบัดน้ำเสียเบื้องต้น บ่อเติมอากาศ และบ่อตกตะกอน
 - ระบบบำบัดตะกอนน้ำเสีย เป็นระบบย่อยสลายแบบไร้อากาศ เพื่อ
 บำบัดตะกอนน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากทุก โรงบำบัดน้ำเสียรวม
 กรุงเทพมหานคร ยกเว้น โรงควบคุมคุณภาพน้ำจตุจักร ความสามารถ
 บำบัดประมาณ 500 ลบ.ม. /วัน ประกอบด้วย การเตรียมตะกอนก่อน
 บำบัด และถังย่อยตะกอน

2.1.2 กระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมีและกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน

2.1.2.1 กระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมี (Chemical oxidation)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมีเป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียโดยใช้สารเคมีเป็นสำคัญในการออกซิไดซ์สารประกอบต่าง ๆ ในน้ำเสีย โดยกระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมี สามารถใช้งานได้หลายจุดประสงค์ดังนี้

- การกำจัดสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ ที่มีความเข้มข้นต่ำในน้ำบาดาล
- การบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง แต่มีปริมาณน้อย เพื่อลดความเป็นพิษ
- การบำบัดน้ำเสียที่ย่อยสลายได้ยาก ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ให้สามารถถูกย่อยสลายได้ง่ายขึ้น เพื่อส่งไปเข้ากระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพต่อไปได้
- เพื่อลดเวลาที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย เพราะหากใช้กระบวนการบำบัดด้วยชีวภาพอย่างเดียว อาจทำให้ใช้เวลานานในการลดสารอินทรีย์ให้ได้ตามข้อกำหนด

ตัวออกซิเดนต์โดยปกติแล้วจะใช้โดยการเติมลงในน้ำเสียเพื่อให้เกิดการออกซิไดซ์ ตัวออกซิเดนต์ที่ใช้ในปัจจุบันมีดังนี้

- คลอรีน (Chlorine) เป็นตัวออกซิไดซ์ที่ดีที่สุดสำหรับการทำน้ำให้บริสุทธิ์ เนื่องจากคลอรีนจะไปทำลายจุลินทรีย์ คลอรีนมีความแรงและเป็นออกซิเดนต์ที่มีราคาถูก และเป็นาง่ายมากที่จะป้อนคลอรีนลงไปในระบบ นอกจากนี้คลอรีนยังเป็นที่รู้จักและใช้กันอย่างแพร่หลาย
- โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต (Potassium permanganate) เป็นออกซิเดนต์ที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำสำหรับทศวรรษที่ผ่านมา โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต สามารถใส่ลงไปในระบบได้ทั้งในรูปแบบที่เป็นของแข็ง หรือในรูปแบบของสารละลายที่เตรียมไว้ โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนตมีความแรงในการทำปฏิกิริยามาก แต่มีราคาแพง สามารถทำงานในช่วง pH ที่กว้าง ข้อเสียของโพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนตอย่างหนึ่งคือ จะเกิดการตกตะกอนของแมงนีเซียมไดออกไซด์ตลอดกระบวนการออกซิไดซ์ ซึ่งจะตกตะกอนและต้องถูกนำไปกำจัดหลังจากนั้น โดยการทำใส (Clarifying) หรือการกรอง (Filtration) ซึ่งจะทำให้เกิดต้นทุนที่เพิ่มขึ้น
- ออกซิเจน (Oxygen) การทำปฏิกิริยาของสารประกอบอินทรีย์กับออกซิเจนโดยปกติแล้วจะไม่เกิดขึ้นที่อุณหภูมิและความดันปกติ มักทำปฏิกิริยาได้ดีที่

อุณหภูมิและความดันสูง เพื่อเพิ่มลักษณะของการออกซิไดซ์ของออกซิเจนในปฏิกิริยาดังกล่าว ออกซิเจนเป็นตัวออกซิแดนท์ที่มีความแรงปานกลาง ต้องการการลงทุนสูงในการติดตั้ง อย่างไรก็ตาม มีค่าการดำเนินงานที่ต่ำทำให้กระบวนการเป็นที่น่าสนใจ

- ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (Hydrogen peroxide) เป็นออกซิแดนท์ที่ใช้ประโยชน์ได้หลายอย่างสำหรับระบบเป็นจำนวนมาก ใช้โดยตรงหรือใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ตัวเร่งปฏิกิริยาโดยส่วนมากจะใช้ร่วมกับ เฟอร์รัสซัลเฟต (Ferrous sulphate) ที่เรียกกันว่า กระบวนการเฟนตัน หรือเกลือของเหล็กอื่นๆ ก็สามารถใช้ได้ ข้อดีโดยทั่วไปของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ คือ

1. เป็นตัวออกซิแดนท์ตัวหนึ่งที่ใช้กันทั่วไปในน้ำเสียที่เหลือค้างอยู่
2. มีกำลังในการออกซิไดซ์สูง
3. จัดเก็บได้ง่าย
4. มีความสามารถในการละลายน้ำ
5. ไม่ผลิตส่วนที่เป็นพิษหรือสี ในผลพลอยได้

นอกจากนี้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ยังสามารถใช้ร่วมกับแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) และปฏิกิริยาออกซิเดชันจะผลิต ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) และกลายเป็นที่มาของกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน

- โอโซน (Ozone) ในระยะแรกมีการนำโอโซนไปใช้ในการฆ่าเชื้อแบคทีเรียและไวรัสโดยประสิทธิภาพในการทำลายมากกว่าคลอรีนถึง 600-3000 เท่า นอกจากนี้โอโซนยังไม่มีผลกับค่าพีเอช ต่อมาจึงได้มีการปรับใช้กับน้ำเสีย เช่น การขจัดสี ปัจจุบันการใช้โอโซนในการบำบัดน้ำเสียยังมีไม่มากนัก เนื่องจากมีราคาแพง

2.1.2.2 กระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน (AOP)

Glaze และคณะ (1997) นิยามกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชันว่าเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นที่อุณหภูมิและความดันปกติที่ใช้ในการบำบัดน้ำ กระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชันนี้มีการใช้ตัวออกซิแดนท์ เช่น ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) หรือโอโซน (O_3) ซึ่งจะมีตัวเร่งปฏิกิริยาหรือไม่ก็ได้ หรือ ใช้ร่วมกับแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) เพื่อก่อให้เกิดอนุมูลอิสระ (Free radical) ที่ว่องไวในการทำปฏิกิริยา เช่น ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ซึ่งจะทำลายสารประกอบอินทรีย์ ปัจจุบันรู้จักกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชันว่าเป็นกระบวนการที่ก่อให้เกิดไฮดรอกซิล

เรดิคัล(OH[•]) จากตารางที่ 2.6 แสดงให้เห็นว่าไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH[•]) เป็นตัวออกซิเดนต์ที่มีความสามารถมากกว่าสารเคมีอื่น ๆ ที่ใช้ในกระบวนการเคมีทั่วไป

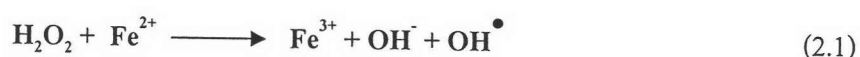
ตารางที่ 2.6 ความสามารถในการปฏิกิริยาออกซิเดชันของสารเคมีชนิดต่างๆ (Rodriguez, 2003)

สารเคมีในปฏิกิริยาออกซิเดชัน	ความสามารถในการทำปฏิกิริยาออกซิเดชัน (โวลต์)
ฟลูออรีน	3.03
ไฮดรอกซิลเรดิคัล	2.80
อะตอมมิก ออกซิเจน	2.42
โอโซน	2.07
ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์	1.77
เปอร์แมงกานेट	1.67
กรดไฮโดรโบรมัส	1.59
คลอรีนไดออกไซด์	1.50
กรดไฮโปคลอรัส	1.49
กรดไฮโปไอโอดัส	1.45
คลอรีน	1.36
โบรไมด์	1.09
ไอโอดีน	0.54

ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH[•]) ที่ได้จากกระบวนการแอดวานซ์ออกซิเดชัน จะสามารถเพิ่มอัตราการทำปฏิกิริยาได้ถึง 100-1000 เท่า ซึ่งมากกว่าการใช้ตัวออกซิเดนต์เดี่ยว ๆ

- สารเคมีของเฟนตัน (Fe²⁺/H₂O₂)

สารเคมีของเฟนตันเป็นที่รู้จักกันมาตั้งแต่ปี 1894 ว่าเป็นปฏิกิริยาที่ให้ความสามารถในการออกซิไดซ์สูง เป็นการรวมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂) และเฟอร์รัสไอออน (Fe²⁺) เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเข้าด้วยกัน ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂) จะถูกเปลี่ยนเป็นไฮดรอกไซด์ไอออน (OH⁻) และไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH[•]) ดังปฏิกิริยาที่ 2.1

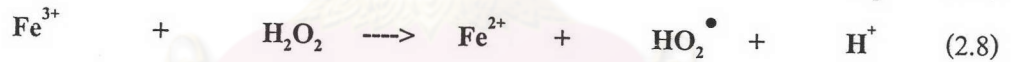
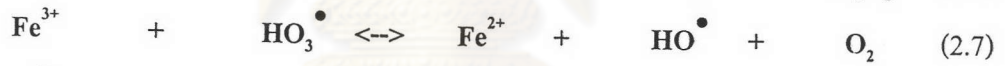
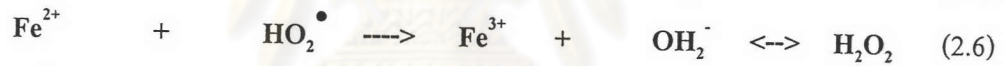
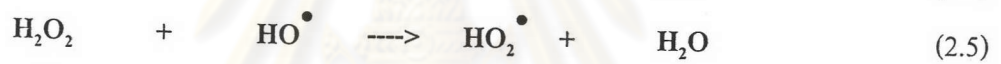
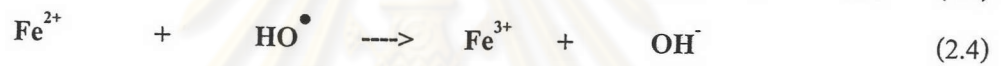
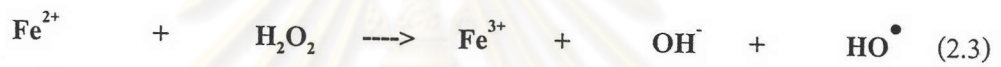


ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) เป็นปฏิกิริยาออกซิเดชันขั้นต้น (Primary oxidation) จะออกซิไดซ์และทำลายสารประกอบอินทรีย์ดังปฏิกิริยาที่ 2.2



ถ้าปฏิกิริยาสมบูรณ์จะได้เป็นน้ำ (H_2O) และ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เป็นผลิตภัณฑ์

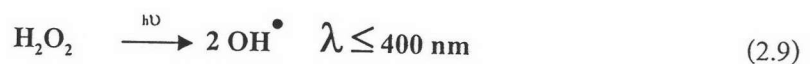
Flaherty และ Huang (1992) ได้ทดลองใช้สารเคมีเฟนตันในการลดซีโอดี ของน้ำเสียซึ่งประกอบด้วยสีย้อมชนิด Reactive Blue #15 โดยใช้อัตราส่วนในการทดลอง 1:1 ถึง 30:1 โดยโมล ปรากฏว่าอัตราส่วนระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่อเหล็กที่ใช้ มีผลต่อความสามารถในการลดซีโอดีโดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นระหว่าง ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับเหล็กมีดังนี้



สมการทั้งหมดจะไม่ได้เกิดขึ้นทุกสมการ แต่ขึ้นอยู่กับอัตราส่วนของเหล็ก (Fe^{2+}) และ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) โดยเมื่อเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) มีปริมาณมากเกินไป การเกิดปฏิกิริยาจะเป็นไปตามสมการที่ (2.3) และ (2.4) แต่ถ้าหากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีปริมาณมากเกินไปในสถานะที่เป็นกรดจะมีการเกิดปฏิกิริยา ตามสมการที่ (2.3), (2.4) และ (2.5) แทน โดยปฏิกิริยาตามสมการที่ (2.7) และ (2.8) จะไม่เกิดขึ้น

- แสงอัลตราไวโอเลต/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ($\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$)

เป็นระบบที่เกี่ยวข้องกับการเกิดไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) โดยการสลายตัวทางเคมีของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์โดยใช้แสงอัลตราไวโอเลต (UV) กลไกการสลายตัวทางเคมีจะปรากฏโมเลกุลในรูปของไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ดังปฏิกิริยาที่ 2.9



จากปฏิกิริยาที่ 2.9 จะเห็นว่าไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) 1 โมล จะแตกให้ ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) 2 โมล ซึ่งต่างจากปฏิกิริยาของเฟนตัน

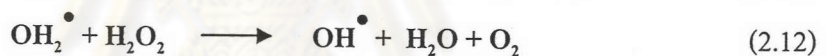
การฉายแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) ร่วมกับ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) หรือ โอโซน (O_3) ได้รับความสนใจอย่างมากในไม่กี่ปีมานี้ ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ที่ถูกผลิตโดยทางการฉายแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) กับ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) มีข้อดีคือมีความสามารถในการออกซิไดซ์สูงกว่าการใช้ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) หรือ โอโซน (O_3) เดี่ยวๆ

ต่อมา Bielsky และคณะ ปี 1985 ได้ศึกษาปฏิกิริยาลูกโซ่ของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในน้ำบริสุทธิ์ กับการฉายแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) ดังสมการที่ (2.10)-(2.15)

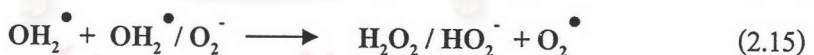
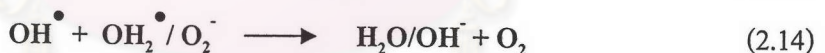
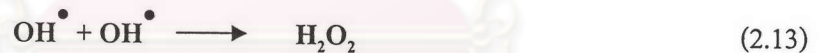
ปฏิกิริยาเริ่มต้น:



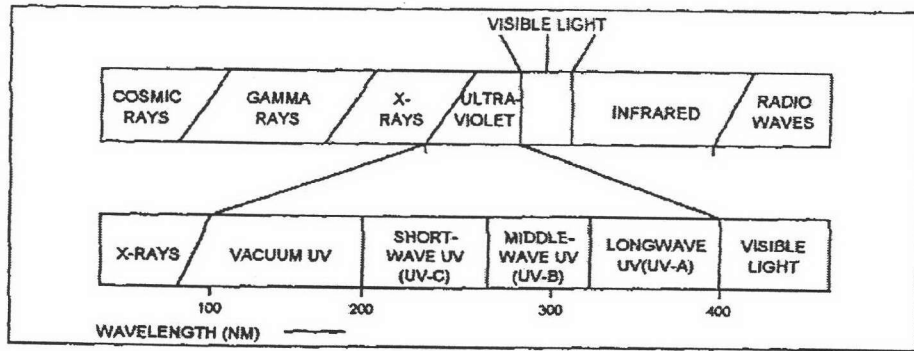
ปฏิกิริยาการแตกตัว:



ปฏิกิริยาลิ้นสุด:



แสงอัลตราไวโอเล็ต นั้นเป็นแสงที่อยู่ระหว่างช่วงของแสงที่มองเห็น (Visible light) ซึ่งมีความยาวคลื่นน้อยกว่า 400 นาโนเมตร และมากกว่ารังสีเอ็กซ์ (X-ray) ประมาณ 180 นาโนเมตร มีการจำแนกแสงอัลตราไวโอเล็ต ออกเป็นสามชนิดโดยใช้ เครื่องที่เอ็นสเป็คตร้า (TN spectra) โดยแบ่งเป็นแสงอัลตราไวโอเล็ต-เอ (UV-A) มีความยาวคลื่นประมาณ 315-400 นาโนเมตร แสงอัลตราไวโอเล็ต-บี (UV-B) มีความยาวคลื่นประมาณ 280-315 นาโนเมตร และแสงอัลตราไวโอเล็ต-ซี (UV-C) มีความยาวคลื่นต่ำกว่า 280 นาโนเมตร ความยาวคลื่นที่ 200-280 นาโนเมตร สามารถใช้ฆ่าเชื้อเนื่องจากจะไปยับยั้งพันธะระหว่างไฮโดรเจนกับโมเลกุลของคาร์บอน รูปที่ 2.2 แสดงช่วงความยาวคลื่นของอัลตราไวโอเล็ต



รูปที่ 2.2 ช่วงความยาวของแสงอัลตราไวโอเล็ต (Rodriguez, 2003)

การดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) ที่มากที่สุดของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) เกิดขึ้นที่ความยาวคลื่นประมาณ 200 นาโนเมตร และจะลดลงเรื่อยๆ ตามความยาวของคลื่นที่เพิ่มขึ้น

ปัจจุบันใช้หลอดอัลตราไวโอเล็ตที่บรรจุปรอทความดันต่ำ เป็นที่นิยมมากเพราะ 85 % ของที่ออกเป็นแสงที่มีความยาวคลื่นสม่ำเสมอที่ 253.7 นาโนเมตร ซึ่งอยู่ในช่วงที่เหมาะสมในการฆ่าเชื้อ (250-270 นาโนเมตร) หลอดอัลตราไวโอเล็ต ที่ใช้ในปัจจุบันยาวประมาณ 0.75-1.5 เมตร และมีเส้นผ่านศูนย์กลาง 15-20 มิลลิเมตร หลอดอัลตราไวโอเล็ต อาจใช้โดยวางไว้ข้างนอกหรือจุ่มในของเหลวได้ และหลอดจะต้องถูกหุ้มด้วยควอทซ์ เพื่อป้องกันการเย็นตัวของหลอด

แสงอัลตราไวโอเล็ตเป็นสารทางฟิสิกส์มากกว่าทางเคมี เนื่องจากผลของการทำงานเป็นทางฟิสิกส์มากกว่า ผลของความยาวคลื่นที่ 254 นาโนเมตรจะมีอำนาจทะลุทะลวงผนังของเซลล์จุลชีพ และถูกดูดซับโดยวัสดุภายในเซลล์ (Cellular material) ซึ่งรวมถึงดีเอ็นเอ (DNA) และอาร์เอ็นเอ (RNA) ซึ่งเป็นการป้องกันการแบ่งตัว หรือทำให้เกิดการตายของเซลล์ที่เกิดขึ้น น้ำที่บำบัดต้องปราศจากความขุ่น เนื่องจากความขุ่นจะบดบังแบคทีเรีย แสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) มักพบว่า ไม่มีประสิทธิภาพมากนัก ถ้าในน้ำมีปริมาณของแข็งมาก และแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) ยังมีผลต่อตัวแปรอื่นดังตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.7 ตัวแปรที่มีผลต่อการบำบัดด้วย UV ออกซิเดชัน (Rodriguez, 2003)

ปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อ การบำบัด	ความเข้มข้นที่ระบุ
รบกวนการทำงานของแสงอัลตราไวโอเล็ต	
ไนเตรท (NO_3^-)	> 10 ส่วนในล้าน
ไนไตรต์ (NO_2^-)	> 10 ส่วนในล้าน
ฟอสเฟต (PO_4^{3-})	> 1%
คลอไรด์ (Cl^-)	> 1%
ซีโอดี (COD)	> 1000 ส่วนในล้าน
เฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+})	> 50 ส่วนในล้าน
ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solids)	≈ 30 ส่วนในล้าน
ของแข็งละลายทั้งหมด (Total Dissolved Solids)	> 400 ส่วนในล้าน
น้ำมันและไข (Oil & Grease)	> 50 ส่วนในล้าน
การทำลายไฮดรอกซิล	
คลอไรด์ (Cl^-)	> 1000 ส่วนในล้าน
ไนเตรต (NO_3^-)	> 10 ส่วนในล้าน
คาร์บอเนต ($\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$)	> 300 ส่วนในล้าน
ซัลไฟด์ (SO_3^{2-})	> target contaminant
ซัลไฟด์ (S^{2-})	> target contaminant
การตกตะกอน:	
แคลเซียม (Ca^{+2})	> 50 ส่วนในล้าน
เฟอร์ริก (Fe^{3+})	> 50 ส่วนในล้าน
แมกนีเซียม (Mg^{+2})	> 1000 ส่วนในล้าน

David และ Cornwell (1998) กล่าวว่าเนื่องจากแสงอัลตราไวโอเล็ต (UV) ไม่ได้เป็นสารเคมี ดังนั้นจึงไม่มีตะกอนที่มีพิษเกิดขึ้น อย่างไรก็ตาม สารประกอบทางเคมีต่าง ๆ อาจถูกเปลี่ยนเมื่อโดนรังสีได้ และเชื่อว่าสารประกอบจะแตกตัวอยู่ในรูปของสารที่ไม่มีพิษ

2.1.3 ความสัมพันธ์ระหว่างซีโอดีและบีโอดี

ซีโอดี (COD) และบีโอดี (BOD) เป็นพารามิเตอร์ที่ใช้แสดงหรือบอกถึงค่าความเข้มข้นของความสกปรก (หมายถึงสารอินทรีย์ที่เน่าเหม็นได้) ถ้าซีโอดีและบีโอดีมีค่าสูง แสดงว่าความสกปรกมีมาก แต่ถ้าพารามิเตอร์ทั้งสองมีค่าต่ำ ก็แสดงว่าความสกปรกมีน้อย หากจะกล่าวถึง บีโอดี เป็นความต้องการออกซิเจนที่วัดโดยวิธีชีวภาพ ก็อาจกล่าวได้ว่า ซีโอดีเป็นความต้องการออกซิเจนที่วัดด้วยวิธีเคมี และบีโอดีเป็นความต้องการออกซิเจนทางชีวภาพ พารามิเตอร์ทั้งสองตัวนี้ใช้แสดงถึงปริมาณความสกปรกของน้ำ แต่หลักการวิเคราะห์แตกต่างกันจึงเรียกชื่อต่างกัน (มันสินและมันรักษ์, 2545)

อัตราส่วนของซีโอดีและบีโอดีสำหรับน้ำเสียชนิดต่าง ๆ มีค่าไม่เท่ากันเนื่องจากส่วนประกอบของน้ำเสียแตกต่างกัน อัตราส่วนระหว่างบีโอดีและซีโอดี (BOD/COD) อาจเป็นได้ตั้งแต่ 0.1-0.8 (หรืออยู่นอกช่วงดังกล่าวก็ได้) แต่ไม่เกิน 1 น้ำเสียที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีควรมี BOD/COD ไม่น้อยกว่า 0.5 อัตราส่วน BOD/COD ยิ่งต่ำก็ยิ่งแสดงว่า การย่อยสลายทางชีวภาพเกิดขึ้นได้ยาก

ตัวอย่างอัตราส่วน BOD/COD ของน้ำเสียอุตสาหกรรมบางอย่างแสดงในตารางที่ 2.8 – 2.10 บางครั้งน้ำเสียย่อยได้ง่าย แต่มีอัตราส่วน BOD/COD มีค่าต่ำ กรณีเช่นนี้ มักเกิดจากน้ำเสียมี VSS เข้มข้นสูง การอ่านความหมายของอัตราส่วน BOD/COD จึงต้องตระหนักในข้อนี้ให้ดีและควรใช้เฉพาะกับน้ำเสียที่มี VSS เข้มข้นต่ำเท่านั้น

สารอินทรีย์ต่าง ๆ มีความยากง่ายในการย่อยสลายทางชีวภาพได้แตกต่างกัน บางอย่างก็ย่อยง่าย บางอย่างก็ย่อยได้ยาก อย่างไรก็ตาม แม้ว่าอัตราส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดี จะไม่ใช่ค่าคงที่เฉพาะสำหรับน้ำเสียทุกชนิด แต่ในระบบน้ำเสียใด ๆ นั้น บีโอดีและซีโอดีก็ยังมีความสัมพันธ์กันและเป็นความสัมพันธ์เฉพาะระบบนั้นเท่านั้น ความรู้ทางสถิติจะทำให้อัตราส่วนซึ่งแสดงความสัมพันธ์ระหว่างบีโอดีและซีโอดีได้

ตารางที่ 2.8 อัตราส่วน BOD/COD ของน้ำเสียอุตสาหกรรมเคมีภัณฑ์ (Eckenfelder, 2000)

น้ำเสีย	BOD มก./ล.	COD มก./ล.	TOC มก./ล.	BOD/TOC	COD/TOC	BOD/COD
เคมีภัณฑ์	24000	41300	9500	2.53	4.35	0.58
เคมีภัณฑ์	-	580	160	-	3.62	-
ปิโตรเคมี	-	3340	900	-	3.32	-
เคมีภัณฑ์	850	1900	580	1.47	3.28	0.45
เคมีภัณฑ์	700	1400	450	1.55	3.12	0.50
เคมีภัณฑ์	8000	17500	5800	1.38	3.02	0.46
เคมีภัณฑ์	60700	78000	26000	2.34	3.00	0.78
เคมีภัณฑ์	9700	15000	5500	1.76	3.72	0.65

ตารางที่ 2.9 อัตราส่วน BOD/COD ในน้ำเสียต่างๆ (มันสิ้นและมันรักรษ์, 2545)

ประเภทอุตสาหกรรม	BOD มก./ล.	COD มก./ล.	BOD/COD	หมายเหตุ
ฟอกย้อมผ้าฝ้ายแบบหนา	512	2108	0.24	ส่วนใหญ่เป็นผ้าฝ้าย
ฟอกย้อมผ้าฝ้ายแบบธรรมดา	403	1403	0.29	ส่วนใหญ่เป็นผ้าฝ้าย
ฟอกย้อมด้าย	113	423	0.27	ส่วนใหญ่เป็นผ้าฝ้าย
ขนมขบเคี้ยว	1711	4236	0.40	
ก๋วยเตี๋ยว	2520	3410	0.74	
มันฝรั่งทอด				
น้ำล้างเตาทอด	475	9300	0.05	
น้ำล้างหัวมันฝรั่ง	2220	3200	0.69	
น้ำล้างพื้นและภาชนะ	2160	6250	0.35	
หมากฝรั่ง, ลูกกวาด	5238	8925	0.59	
โพลีอะเซทิล (Polyacetyl)	270	2100	0.13	
อควิคลอร์ไฮดริน (ECH)	644	1495	0.43	TS 90000 มก./ล.
สารเคมีฟอกย้อมต่างๆ	580	1644	0.35	
สีฟอกย้อม	1410	7000	0.20	
น้ำเสียลาเท็กซ์	2940	37548	0.08	SS 23300 มก./ล.
เรซิน	299	1531	0.20	
ลูกชิ้นปลา, กุ้ง	1493	2447	0.61	
สับปะรดกระป๋อง	8405	14095	0.60	
บะหมี่สำเร็จรูป	1387	2160	0.64	
แป้งข้าวโพด	1725	6773	0.25	
น้ำยา Coolant	2000	8000	0.25	FOG 5674 มก./ล.
(โรงงานผลิตจกยานยนต์)				

ตารางที่ 2.10 อัตราส่วนระหว่าง BOD₅/COD ของสารประกอบอินทรีย์ต่างๆ (Kate, 1984)

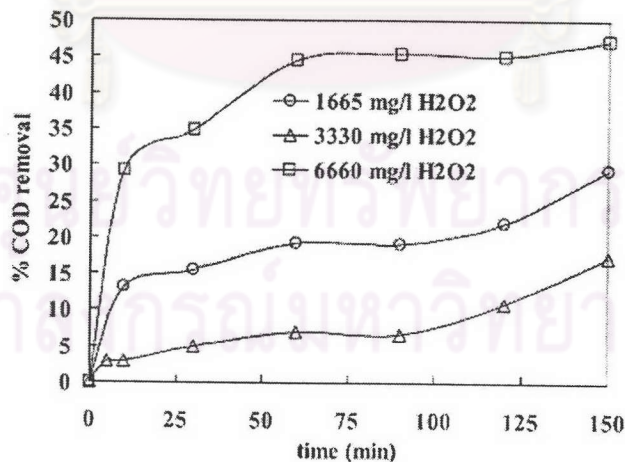
สารประกอบ	BOD ₅ /COD	สารประกอบ	BOD ₅ /COD
ย่อยได้ง่ายทางชีวภาพ			
n-Propyl alcohol	0.20-0.63	Corn syrup	~ 0.50
Methyl methacrylate	0.24	Maleic anhydride	≥ 0.51
Acrylic acid	0.26	Propionic alcohol	0.52
Sodium alkyl sulfates	~ 0.30	Acetone	0.55
Triethylene glycol	0.31	Aniline	0.56
Acetic acid	0.31-0.37	Isopropyl alcohol	0.56
Acetic anhydride	≥ 0.32	n-Amyl alcohol	0.57
Ethylenediamine	≤ 0.35	Isoamyl alcohol	0.57
Formaldehyde solution	0.35	Cresols	0.57-0.68
Ethyl acetate	≤ 0.36	Crotonaldehyde	< 0.58
Octanol	0.37	Phthalic anhydride	0.58
Sorbitol	≤ 0.38	Benzaldehyde	0.62
Benzene	< 0.39	Isobutyl alcohol	0.63
n-Butyl alcohol	0.42-0.74	2,4-Dichlorophenol	0.78
Propionaldehyde	< 0.43	Tallow	~ 0.80
n-Butyraldehyde	≤ 0.43	Phenol	0.81
Ethyleneimine	0.46	Benzoic acid	0.84
Monoethanolamine	0.46	Carbolic acid	0.84
Pyridine	0.46-0.58	Methyl ethy ketone	0.88
Dimethylformamide	0.48	Benzoyl chloride	0.94
Dextrose solution	0.50	Hydrazine	1.0
Valeraldehyde	≤ 0.10	Oxalic acid	1.1
n-Decyl alcohol	> 0.10	Methylethylpyridine	< 0.20
p-Xylene	< 0.11	Vinyl acetate	< 0.20
Urea	0.11	Diethylene glycol	
Toluene	< 0.12	Monomethyl ether	≤ 0.02
Potassium cyanide	0.12	Naphthalene (molten)	≤ 0.02
Isopropyl acetate	≤ 0.13	Dibutyl phthalate	0.02
Amyl acetate	0.13-0.34	Hexanol	~ 0.02
Furfural	0.17-0.46	Soybean oil	~ 0.02
2-Ethyl-3-propylacrolin	< 0.19	Paraformaldehyde	0.02

ตารางที่ 2.10 อัตราส่วนระหว่าง BOD₅/COD ของสารประกอบอินทรีย์ต่างๆ (Kate, 1984) (ต่อ)

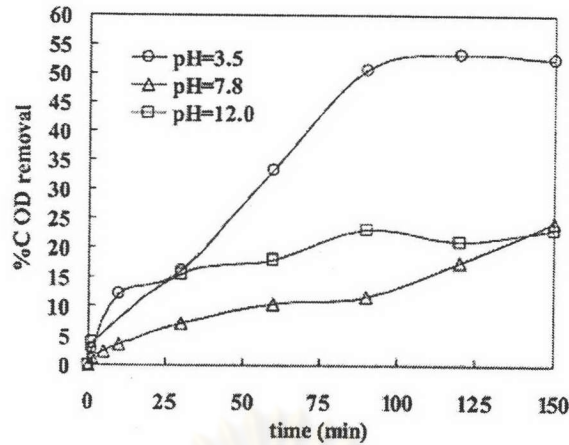
สารประกอบ	BOD ₅ /COD	สารประกอบ	BOD ₅ /COD
ย่อยได้ปานกลางทางชีวภาพ		ย่อยได้ยากทางชีวภาพ	
Acrylonitrile	0.031	Butane	~ 0
Nonanol	> 0.033	Butylene	~ 0
Undecanol	≤ 0.04	Carbon tetrachloride	~ 0
Methylethylpyridine	0.04-0.75	Chloroform	~ 0
1-Hexene	< 0.044	1,4 Dioxane	~ 0
Methyl isobutyl ketone	≤ 0.044	Ethane	~ 0
Diethanolamine	≤ 0.049	Heptane	~ 0
Formic acid	0.05	Hexane	~ 0
Styrene	> 0.06	Isobutane	~ 0
Heptanol	≤ 0.07	Isobutylene	~ 0
Sec-Butyl acetate	0.07-0.23	Liquefied natural gas	~ 0
n-Butyl acetate	0.07-0.24	Liquefied petroleum gas	~ 0
Methyl alcohol	0.07-0.73	Methane	~ 0
Acetonitrile	0.079	Methyl bromide	~ 0
Ethylene glycol	0.081	Methyl chloride	~ 0
Ethylene glycol	< 0.09	Monochloro difluoromethane	~ 0
monoethyl ether		Nitrobenzene	~ 0
Sodium cyanide	≤ 0.09	Propylene	~ 0
Linear alcohols (12-15 carbons)	> 0.09	Propylene oxide	~ 0
Allyl alcohol	0.091	Tetrachloroethylene	~ 0
Dodecanol	0.097	Tetrahydronaphthalene	~ 0
Ethyl ether	0.012	1-Pentene	< 0.002
Sodium alkylbenzenesulfonates	~ 0.017	Ethylene dichloride	0.002
Monoisopropanolamine	≤ 0.02	1-Octene	> 0.003
Gas oil (cracked)	~ 0.02	Morpholine	≤ 0.004
Gasolines (various)	~ 0.02	Ethylenediamine tetracetic acid	0.005
Mineral spirits	~ 0.02	Triethanolamine	≤ 0.006
Cyclohexanol	0.03	o-Xylene	< 0.008
		m-Xylene	< 0.008
		Ethylbenzene	< 0.009

2.2 การทบทวนเอกสารงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

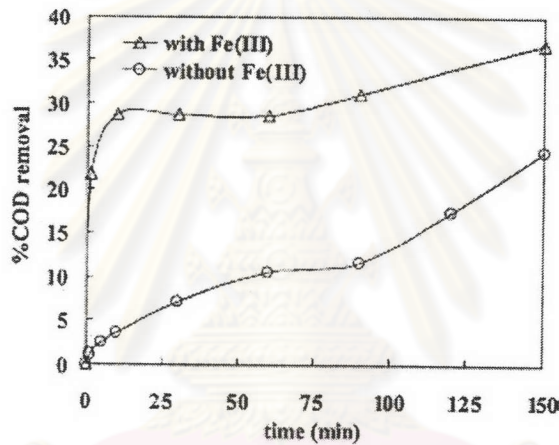
Philippopoulos และ Poulopoulos (2003) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากน้ำมันหล่อลื่นซึ่งมีส่วนประกอบหลักเป็นไขมัน โดยใช้แสงอัลตราไวโอเลตร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (UV/H_2O_2) โดยศึกษาอิทธิพลของความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 3 ระดับคือ 1665 มก./ลิตร, 3,330 มก./ลิตร และ 6,660 มก./ลิตร ค่าพีเอชเริ่มต้นและและค่าความเข้มข้นของเฟอริกไอออนที่มีต่อซีไอดี ผลการศึกษาพบว่าเมื่อเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ปริมาณ 1,665- 6,660 มก./ลิตร ซีไอดีที่ถูกกำจัดจะมีค่าระหว่าง 20-45 % สาเหตุที่ค่าซีไอดีที่ถูกกำจัดมีค่าไม่สูงมากเนื่องจาก UV/H_2O_2 ย่อยและเปลี่ยนสารประกอบอินทรีย์ให้เป็นกรดอินทรีย์ซึ่งต้านทานการออกซิเดชันด้วยแสงประเด็นที่น่าสนใจอีกประการหนึ่งคือเมื่อเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มขึ้นจาก 1,665 มก./ล. เป็น 3,330 มก./ล. ค่าซีไอดีที่ถูกกำจัดกลับมีค่าลดลง เนื่องจากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหลือจากการทำปฏิกิริยาจะจับตัวกับไฮดรอกซิลเรดิคัล ซึ่งก่อให้เกิดออกซิเจนและเปอร์ไฮดรอกซิลเรดิคัล ทำให้ไฮดรอกซิลเรดิคัลอิสระที่ทำหน้าที่กำจัดสารประกอบอินทรีย์มีปริมาณน้อยลง แต่เมื่อเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 6,660 มก./ล. ค่าซีไอดีที่ถูกกำจัดกลับมีค่าเพิ่มขึ้นอย่างมาก เนื่องจากที่ความเข้มข้นดังกล่าวทำให้ไฮดรอกซิลเรดิคัลเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะอย่างยิ่งในช่วงเวลาที่แรกดังแสดงในรูปที่ 2.3 กระบวนการออกซิเดชันของน้ำเสียจะมีประสิทธิภาพอย่างเห็นได้ชัดในช่วงพีเอชเป็นกรดดังแสดงในรูปที่ 2.4 และการเติมเฟอริกไอออนจะเพิ่มประสิทธิภาพในการออกซิเดชันด้วยดังแสดงในรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.3 ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่มีผลต่อการกำจัดซีไอดีในการออกซิเดชันด้วยแสงในน้ำเสียที่มีน้ำมันเป็นส่วนประกอบ (Philippopoulos และ Poulopoulos, 2002)



รูปที่ 2.4 ค่าพีเอชที่มีผลต่อซีโอดีของกระบวนการออกซิเดชันด้วยแสงในน้ำเสียที่มีน้ำมันเป็นส่วนประกอบ (Philippopoulos และ Pouloupoulos, 2002)



รูปที่ 2.5 ผลการเติมเฟอร์ริกไอออนในกระบวนการออกซิเดชันด้วยแสงในน้ำเสียที่มีน้ำมันเป็นส่วนประกอบ (Philippopoulos และ Pouloupoulos, 2002)

Perkowski และ Kos (2002) ศึกษาการประยุกต์ใช้เกลือของเหล็ก 2 ชนิด ($\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ และ $\text{FeCl}_2 \times 4\text{H}_2\text{O}$) และเกลือของเหล็ก 2 ชนิดร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในการบำบัดน้ำเสียที่มีส่วนประกอบของสีย้อมผ้า 3 ประเภท คือน้ำเสียที่ใช้ในการย้อมผ้าฝ้าย, ผ้าโพลีเอทิลีนไทรล (Polyacrylonitrile) และผ้าโพลีเอสเตอร์ (Polyester) โดยศึกษาปริมาณเกลือของเหล็กและปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เหมาะสมที่สุดในการลดปริมาณซีโอดีและสี ผลการศึกษาพบว่าปริมาณเกลือของเหล็กที่เหมาะสมขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของมลพิษในน้ำเสีย โดยปริมาณเกลือของเหล็กที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียสีย้อมผ้าฝ้ายและโพลีเอสเตอร์อยู่ในช่วง 800-1000 มก./ลบ.เดซิเมตร ส่วนน้ำเสียสีย้อมผ้าอครีโลไนไตรล ปริมาณเกลือของเหล็กที่เหมาะสมคือ 1400-1600 มก./ลบ.เดซิเมตร เนื่องจากน้ำเสียที่ได้จากการย้อมผ้าอครีโลไนไตรลมีการปนเปื้อนมากกว่าน้ำเสียอีก 2 ชนิด นอกจากนี้ยังพบว่าเมื่อมีการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ร่วมกับเกลือของเหล็ก ค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด

จะมีค่าแปรผันตามปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ยกเว้นน้ำเสียที่มาจากฟาร์มเลี้ยงหมู ซึ่งซีโอไซด์จะถูกกำจัดได้ดีเมื่อปริมาณความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ต่ำ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอไซด์และการลดสีด้วยการเติมเกลือของเหล็กและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ แสดงในตารางที่ 2.11

ตารางที่ 2.11 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอไซด์และการลดสีของน้ำเสียจากโรงงานย้อมผ้าโดยใช้เกลือของเหล็กและไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (Perkowski และ Kos, 2002)

	น้ำเสียจากสีย้อมผ้าฝ้าย		น้ำเสียจากสีย้อมผ้า โพลีเอสเตอร์		น้ำเสียจากสีย้อมผ้า โพลีครีโกลไนตริก	
	COD ที่ถูก กำจัด (%)	การลดสี (%)	COD ที่ถูก กำจัด (%)	การลดสี (%)	COD ที่ถูก กำจัด (%)	การลดสี (%)
$\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$	65	75	62	59	47	50
$\text{FeCl}_2 \times 4\text{H}_2\text{O}$	72	50	51	61	60	90
$\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}/\text{H}_2\text{O}_2$	88	100	76	71	78	82
$\text{FeCl}_2 \times 4\text{H}_2\text{O}/\text{H}_2\text{O}_2$	85	100	63	71	80	95

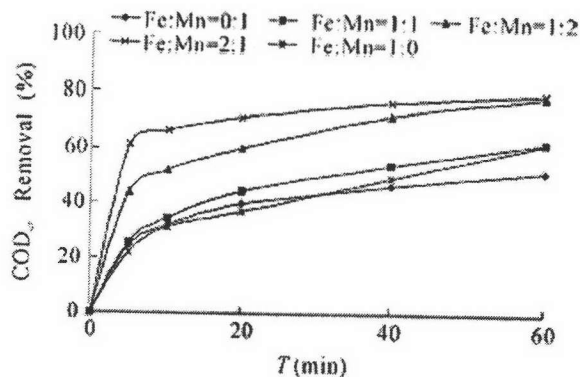
ประเด็นสำคัญที่ได้จากการศึกษานี้คือ การใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพียงอย่างเดียวไม่สามารถกำจัดซีโอไซด์ได้เลย แต่ในขณะที่มีการใช้ร่วมกับเกลือของเหล็กโดยเฉพาะอย่างยิ่ง Fe^{2+} ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์จะเพิ่มขึ้นอย่างมาก นอกจากนี้ น้ำเสียที่ผ่านขั้นตอนการบำบัดด้วยขบวนการออกซิเดชันจะมีความไวต่อการย่อยสลายทางชีวภาพสูง (Susceptibility to biodegradation) ซึ่งทำให้การบำบัดในขั้นตอนถัดไปง่ายและมีประสิทธิภาพดียิ่งขึ้น

Zheng และคณะ (2004) ศึกษากระบวนการใช้แสงอัลตราไวโอเล็ตร่วมกับสารเคมีของเฟนต์อน (UV/Fenton) ในการย่อยสลายฟีนอลในน้ำเสียโดยใช้ไอออนของโลหะหลายชนิดซึ่งได้แก่ Fe, Mn, Cu เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาร่วมกัน เพื่อเปรียบเทียบกับการย่อยสลายจากการใช้ Fe เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเพียงอย่างเดียว เนื่องจากการใช้ Fe เพียงอย่างเดียวมีข้อจำกัดว่าต้องปรับพีเอชให้อยู่ในช่วง 3-5 เท่านั้นเพื่อป้องกันการตกตะกอนของ Fe ซึ่งส่งผลให้มีค่าใช้จ่ายเพิ่มขึ้นในขั้นตอนการปรับพีเอช ขณะที่การใช้ไอออนของโลหะหลายชนิดร่วมกันสามารถทำได้ในช่วงพีเอชที่กว้างกว่า ทำให้ประหยัดค่าใช้จ่ายมากกว่า ขั้นตอนแรกของการวิจัยเป็นการศึกษาผลของการใช้ Fe และ Mn เป็นตัวเร่งร่วมกัน ผลการศึกษาระบุว่าที่สัดส่วน $\text{Fe}^{2+} : \text{Mn}^{2+}$ เท่ากับ 2:1 ที่เวลา 40 นาที ค่าซีโอไซด์จะลดลงถึง 76.7% ซึ่งสูงกว่าการใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเพียงตัวเดียวดังแสดงในรูปที่ 2.6 สาเหตุที่การใช้ไอออนโลหะ 2 ชนิดเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาร่วมกันสามารถกำจัดซีโอไซด์ได้ดีกว่า เนื่องจากความต่างศักย์ปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox potential) ของไอออนโลหะที่ต่างกัน หลังจากนั้น Zheng และคณะได้

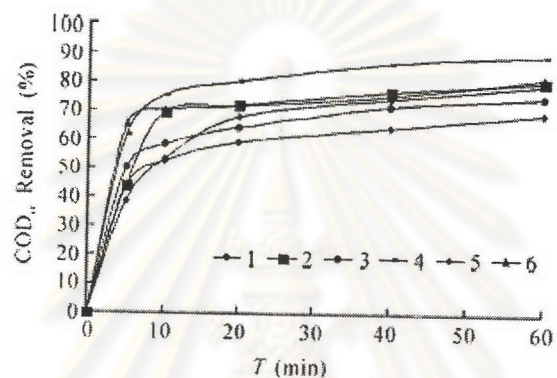
ศึกษาผลของการใช้ Cu ร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา 2 ตัวดังกล่าวมาแล้ว พบว่าการใช้ Fe, Mn และ Cu เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาร่วมกันให้ผลดียิ่งขึ้นในการกำจัดฟีนอลและซีโอดี แต่สัดส่วนปริมาณ Fe: Mn: Cu ที่แตกต่างกันไม่มีผลต่อการกำจัดฟีนอล ในขณะที่มีผลอย่างเห็นได้ชัดในการกำจัดซีโอดี โดยอัตราส่วน Fe: Mn: Cu ที่เหมาะสมที่สุดคือ 2:3:1 (เส้นหมายเลข 4) ดังแสดงในรูปที่ 2.7 โดยสามารถกำจัดซีโอดีได้ถึง 86% ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงสรุปว่าการเติม Cu^{2+} มีผลทำให้การกำจัดซีโอดีและฟีนอลมีประสิทธิภาพมากขึ้น เนื่องจากผลของการทำงานร่วมกันของ Cu กับตัวเร่งปฏิกิริยาอื่นๆ

นอกจากนี้ Zheng และคณะ ยังได้ศึกษาผลของการใช้ Fe, Mn และ Cu ร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในปริมาณที่แตกต่างกันในการกำจัดซีโอดี พบว่าการใช้ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 2 เท่าของปริมาณที่คำนวณจากทฤษฎีให้ผลดีที่สุด โดยกำจัดซีโอดีได้เกือบ 100% ที่เวลา 40 นาที ซึ่ง Zheng และคณะ ได้ให้เหตุผลว่าปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ส่วนที่เกินนั้นจะไปทำให้ขบวนการย่อยสลายฟีนอลสมบูรณ์ขึ้น ในขณะที่เมื่อเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็น 4 เท่า กลับพบว่าสามารถกำจัดซีโอดีได้เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยเท่านั้น ทั้งนี้เพราะสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ย่อยสลายจนเกือบหมดด้วยปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพียง 2 เท่าจากที่คำนวณได้ทางทฤษฎีดังแสดงในรูปที่ 2.8 นอกจากนี้ยังได้ศึกษาอิทธิพลของค่าพีเอชเริ่มต้นที่มีต่อการกำจัดซีโอดี โดยทำการทดลองที่พีเอช 2, 4, 6, 8 และ 10 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่พีเอช 4, 6 และ 8 ก่อนข้างสูง ขณะที่ที่พีเอช 2 และ 10 มีประสิทธิภาพต่ำกว่าดังรูปที่ 2.9

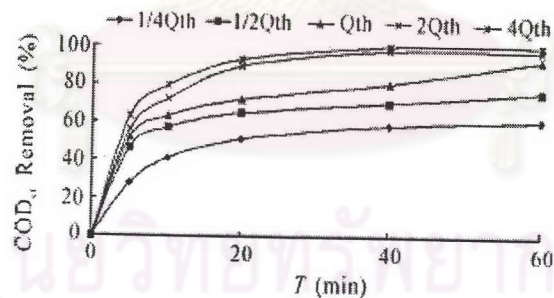
ประเด็นสุดท้ายที่ Zheng และคณะ ศึกษาคือการเปรียบเทียบประสิทธิภาพกระบวนการ UV/Fenton โดยมี Fe, Mn และ Cu เป็นตัวเร่งปฏิกิริยากับกระบวนการอื่นๆซึ่งได้แก่ Fenton, UV/Fenton/Air, UV/ H_2O_2 , H_2O_2 และ UV พบว่าประสิทธิภาพของกระบวนการต่างๆเรียงลำดับจากดีที่สุดดังนี้ UV/Fenton/Air > UV/Fenton > UV/ H_2O_2 > Fenton > UV > H_2O_2 และสรุปด้วยการเติม H_2O_2 เพียงอย่างเดียวไม่สามารถย่อยสลายฟีนอลได้เลย นอกจากนี้ยังได้ให้เหตุผลว่าการที่กระบวนการ UV/Fenton/Air และ UV/Fenton มีประสิทธิภาพมากกว่ากระบวนการ UV/ H_2O_2 และ Fenton เนื่องจากการใช้ Fe, Mn และ Cu ร่วมกับแสงอัลตราไวโอเล็ตเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีประสิทธิภาพสูงในการออกซิไดซ์ฟีนอล การศึกษานี้ยังแนะนำว่าถ้าต้องการให้มีอัตราการย่อยสลายสูง จำเป็นต้องใช้แสงอัลตราไวโอเล็ตร่วมด้วย และการเติมออกซิเจนหรือไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะช่วยเร่งปฏิกิริยาของกระบวนการ



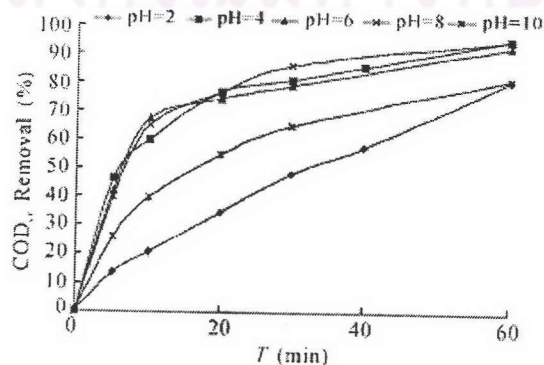
รูปที่ 2.6 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ความเข้มข้นของ Fe:Mn ต่างๆ (Zheng และคณะ, 2004)



รูปที่ 2.7 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ความเข้มข้นของ Fe:Mn:Cu ต่างๆ (Zheng และคณะ, 2004)



รูปที่ 2.8 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ความเข้มข้นของ H₂O₂ ต่างๆ (Zheng และคณะ, 2004)



รูปที่ 2.9 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ช่วงของพีเอชต่างๆ (Zheng และคณะ, 2004)

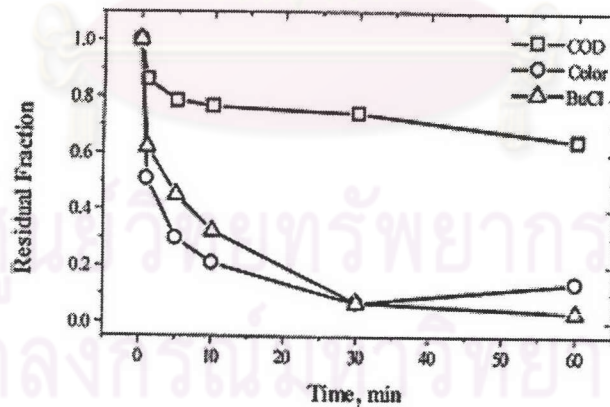
Buyukkamaci (2004) ศึกษาประสิทธิภาพการรีดน้ำของตะกอนชุมชน โดยใช้สารเคมีของเฟนตัน โดยการเน้นที่การหาสัดส่วนความเข้มข้นระหว่าง Fe^{2+} และ H_2O_2 ที่เหมาะสมที่สุด ความเข้มข้นของ Fe^{2+} ที่ใช้คือ 1,000, 2,000, 3,000, 4,000, 5,000 และ 6,000 มก./ล. ส่วนความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่ใช้คือ 2,000, 4,000 และ 6,000 มก./ล. โดยใช้ความต้านทานจำเพาะต่อการกรองและเวลาที่ใช้ในการดึงน้ำออก (Capillary suction time) เป็นดัชนีในการวัดประสิทธิภาพการรีดน้ำ ตะกอนที่นำมาศึกษาถูกปรับให้มีค่าพีเอชต่ำกว่า 3.5 ผลการศึกษาพบว่าเมื่อใช้ความเข้มข้นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเฟอร์รัสไอออน ($\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$) ที่สูงขึ้น ค่าความต้านทานจำเพาะต่อการกรองและเวลาที่ใช้ในการดึงน้ำออกจะมีค่าลดลง ซึ่งแสดงถึงประสิทธิภาพในการรีดน้ำที่ดีขึ้น โดยอัตราส่วน $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ ที่ทำให้เวลาที่ใช้ในการดึงน้ำออกต่ำที่สุดคือ 6,000:6,000 มก./ล. ขณะที่กำหนดให้ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์คงที่ และความเข้มข้นของเฟอร์รัสสูงขึ้น ผลปรากฏว่าความต้านทานจำเพาะต่อการกรองมีค่าลดลง นอกจากนี้เมื่อเปรียบเทียบปริมาณของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เติมลงในปฏิกิริยาของเฟนตัน พบว่าความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 6,000 มก./ล. ทำให้เวลาในการดึงน้ำออกและค่าความต้านทานจำเพาะต่อการกรองต่ำที่สุด ดังแสดงในตารางที่ 2.12

ตารางที่ 2.12 ค่า SRF, SRF reduction ของเงื่อนไขการทดลองที่ต่างกัน (Buyukkamaci, 2004)

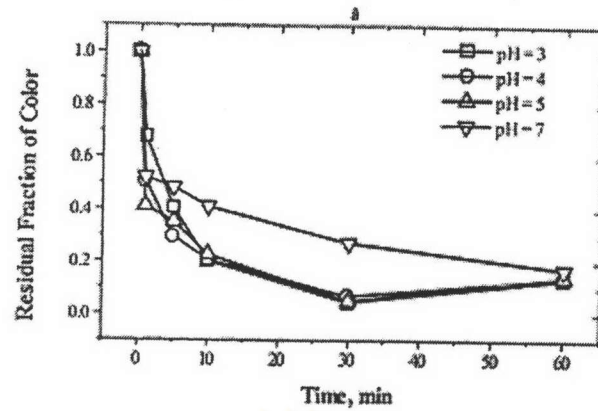
H_2O_2 (mg l^{-1})	Fe^{2+} (mg l^{-1})	SRF (mkg^{-1})	SRF reduction (%)	CST (s)
2 000	1 000	2.679×10^{10}	70.77	22.2
2 000	2 000	1.599×10^{10}	82.56	20.4
2 000	3 000	1.591×10^{10}	82.65	20.9
2 000	5 000	1.282×10^{10}	86.03	19.2
2 000	6 000	8.649×10^9	90.58	19.2
4 000	1 000	2.068×10^{10}	77.44	21.0
4 000	2 000	1.724×10^{10}	81.20	19.1
4 000	3 000	1.524×10^{10}	83.39	19.7
4 000	5 000	1.214×10^{10}	86.76	20.5
4 000	6 000	8.278×10^9	90.98	17.2
6 000	1 000	1.487×10^{10}	83.79	19.3
6 000	2 000	1.005×10^{10}	89.05	19.8
6 000	3 000	9.726×10^9	89.40	17.7
6 000	5 000	6.149×10^9	93.31	17.4
6 000	6 000	7.228×10^9	92.13	15.7

Kang และคณะ (2000) ศึกษาการกำจัดสีออกจากน้ำเสียที่มาจากโรงงานอุตสาหกรรมย้อมผ้า โดยใช้กระบวนการออกซิเดชันด้วยสารเคมีของเฟนตันร่วมกับแสงอัลตราไวโอเล็ต (Photo-Fenton Oxidation) เนื่องจากโรงงานย้อมผ้าส่วนใหญ่ในไต้หวันยังคงใช้วิธีระบบแอดติเวเตดสลักจ์ร่วมกับการตกตะกอนทางเคมีในการกำจัดสี ซึ่งสามารถกำจัดได้เพียง 10-20% ทำให้น้ำทิ้งไม่ผ่าน

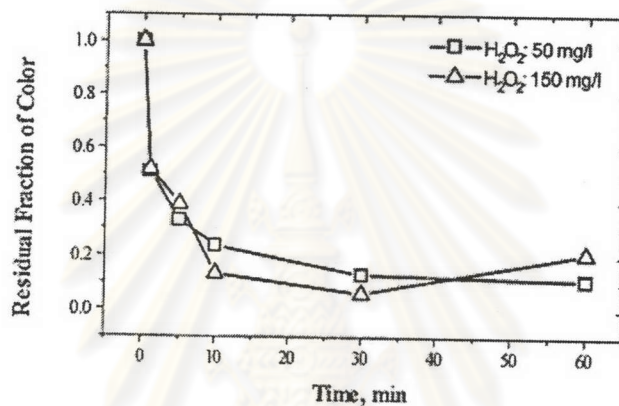
มาตรฐาน ผลการศึกษาพบว่าการใช้สารเคมีของเฟนตันร่วมกับแสงอัลตราไวโอเลตมีประสิทธิภาพในการกำจัดสีมากกว่าการกำจัดซีโอดี โดยเมื่อเวลาผ่านไป 60 นาที ซีโอดีถูกกำจัดได้เพียง 36% ขณะที่สามารถกำจัดสีได้มากถึง 93% ที่เวลา 30 นาที ดังแสดงในรูปที่ 2.10 นอกจากนี้ยังได้ศึกษาอิทธิพลของความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่มีผลต่อการกำจัดสี โดยใช้ความเข้มข้น 2 ค่าคือ 50 มก./ล. และ 150 มก./ล. ขณะที่กำหนดให้ความเข้มข้นของ Fe^{2+} คงที่เท่ากับ 20 มก./ล. ผลการศึกษาระบุว่าสีส่วนใหญ่ถูกกำจัดจนเกือบหมดที่เวลาเพียง 5 นาทีแรกของการทำปฏิกิริยา และความเข้มข้นของ H_2O_2 ที่แตกต่างกันไม่มีผลต่อความสามารถในการกำจัดสี ดังแสดงในรูปที่ 2.11 ทั้งนี้ Kang และคณะได้ให้เหตุผลว่าเนื่องจาก H_2O_2 เพียงพอในการทำปฏิกิริยากับ Fe^{2+} แล้ว ดังนั้นปริมาณ H_2O_2 ส่วนที่เกินจึงไม่ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสีเพิ่มขึ้นแต่อย่างใด นอกจากนี้ยังได้ศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ Fe^{2+} ที่มีต่อความสามารถในการกำจัดสี โดยใช้ค่าความเข้มข้นของ Fe^{2+} ทั้งหมด 5 ค่า ตั้งแต่ 0 มก./ล. ถึง 40 มก./ล. ซึ่งผลการศึกษาระบุว่ายิ่งความเข้มข้นของ Fe^{2+} มากขึ้น ความสามารถในการกำจัดสีจะยิ่งเพิ่มขึ้นด้วย งานวิจัยนี้ยังได้ศึกษากำล้างของแสงอัลตราไวโอเลตที่มีผลต่อการกำจัดสีด้วย โดยแปรผันกำลังของแสงอัลตราไวโอเลต 5 ค่า ได้แก่ ไม่ใช่แสงอัลตราไวโอเลตเลย (กระบวนการเฟนตัน), 32, 64, 96 และ 128 วัตต์ ซึ่งพบว่ากำลังของแสงอัลตราไวโอเลตมีผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสี โดยกำลังของแสงอัลตราไวโอเลตที่ 64 วัตต์ ที่เวลา 30 นาทีมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกับกำลังของแสงอัลตราไวโอเลตที่ 96 และ 128 วัตต์



รูปที่ 2.10 ค่าซีโอดี สี และ BuCl ที่เวลาต่างๆ โดยที่ $H_2O_2 = 100$ มก./ลิตร, $Fe^{2+} = 20$ มก./ลิตร, UV = 64 วัตต์, พีเอช = 4 (Kang และคณะ, 2000)



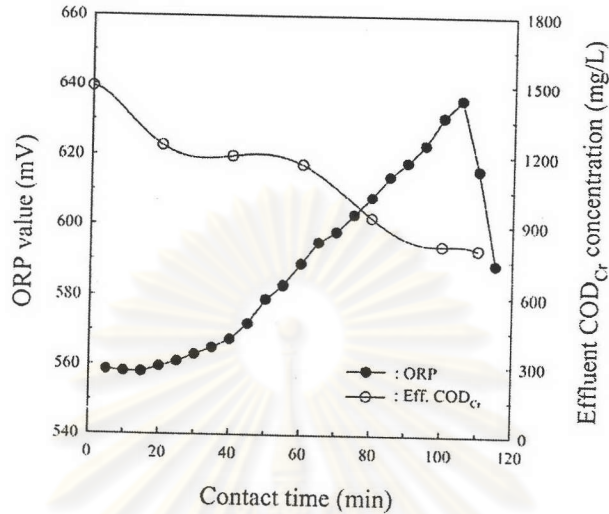
รูปที่ 2.11 อิทธิพลของพีเอชในการกำจัดสี (Kang และคณะ, 2000)



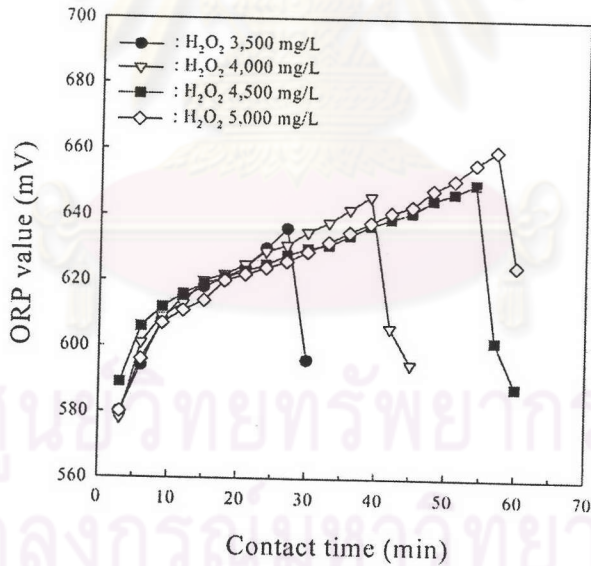
รูปที่ 2.12 อิทธิพลของปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในการกำจัดสีโดยที่ $Fe^{2+} = 20$ มก./ลิตร, UV = 64 วัตต์, พีเอช = 4 (Kang และคณะ, 2000)

Kim และคณะ (2004) ตระหนักถึงปัญหาที่กระบวนการฟentonมีข้อจำกัดในกรณีที่คุณภาพของน้ำเข้าไม่คงที่ ทำให้ปริมาณสารเคมีของฟenton (H_2O_2) ที่ใช้จำเป็นต้องปรับเปลี่ยนตามคุณภาพน้ำเข้าที่เปลี่ยนแปลงตลอดเวลา โดยได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนด้วยสีด้วยการทดลองแปรเปลี่ยนคุณภาพของน้ำเข้าและทำการวัดศักย์ของการออกซิเดชัน/รีดักชัน (Oxidation-Reduction potential) แบบต่อเนื่อง ผลการศึกษาแสดงว่าเมื่อเติมสารเคมีของฟentonลงไป ค่าศักย์ของการออกซิเดชัน/รีดักชันเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องจาก 560 mV จนถึง 640 mV ภายในระยะเวลา 100 นาที และหลังจากนั้นจะลดลง ขณะที่ค่าศักย์ของการออกซิเดชัน/รีดักชันเพิ่มขึ้น ซีไอดีของน้ำออกจะลดลงด้วย สาเหตุที่ค่าศักย์ของการออกซิเดชัน/รีดักชันลดลงอย่างรวดเร็วหลังจาก 100 นาทีไปแล้วนั้น เนื่องจากสารเคมีของฟentonซึ่งให้ไฮดรอกซิลเรดิคัลหมดลงนั่นเอง ดังอธิบายในรูปที่ 2.13 หลังจากนั้นเป็นการทดลองปรับเปลี่ยนปริมาณ H_2O_2 เพื่อศึกษาว่ามีผลต่อค่าศักย์ของการออกซิเดชัน/รีดักชันอย่างไร โดยปรับเปลี่ยนปริมาณ H_2O_2 ทั้งหมด 4 ค่าคือ 3,500, 4,000, 4,500 และ 5,000 มก./ล. ซึ่งผลการศึกษาระบุว่าเมื่อเติมปริมาณ H_2O_2 มากขึ้น ค่าศักย์ของการออกซิเดชัน/รีดักชันสูงสุดจะเพิ่มขึ้นด้วย และเวลาตั้งแต่ค่าศักย์ของการออกซิเดชัน/รีดักชันเริ่มเพิ่มขึ้น

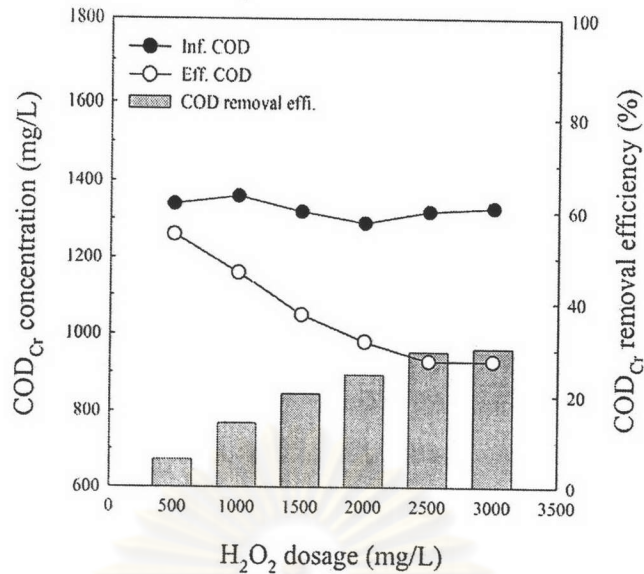
จนกระทั่งลดลงจะมากขึ้นด้วยดังแสดงในรูปที่ 2.14 นอกจากนี้ปริมาณ H_2O_2 ที่เพิ่มมากขึ้นจะทำให้ซีโอไซด์ถูกกำจัดได้มากขึ้น อย่างไรก็ตามเมื่อเพิ่มปริมาณ H_2O_2 จนถึง 3,000 มก./ล. ค่าซีโอไซด์จะเริ่มคงที่ดังแสดงในรูปที่ 2.15



รูปที่ 2.13 การเปลี่ยนแปลงของค่า ORP และ COD_{cr} หลังจากเติมสารเคมีของเฟนตัน โดยที่ COD_{cr} เริ่มต้น=1500มก./ลิตร, $H_2O_2 = 3000$ มก./ลิตร, $Fe^{2+} 0.1$ โมล, พีเอช = 3 (Kim และคณะ, 2004)



รูปที่ 2.14 ผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณ H_2O_2 ต่อ ORP สำหรับปฏิกิริยาออกซิเดชันด้วยกระบวนการเฟนตัน โดยที่ COD_{cr} เริ่มต้น = 1750มก./ลิตร, $Fe^{2+} / H_2O_2 = 0.1$ โมล, พีเอช = 3 (Kim และคณะ, 2004)



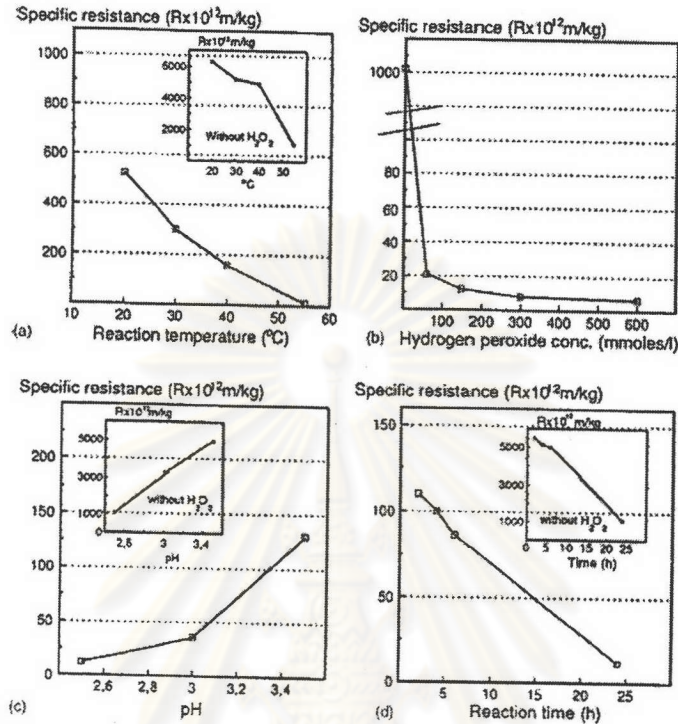
รูปที่ 2.15 ผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณ H₂O₂ ต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD_{cr} โดยที่ COD_{cr} เริ่มต้น = 1320 มก./ลิตร, H₂O₂ 3000 มก./ลิตร, Fe²⁺ 0.3 โมล, พีเอช = 3 (Kim และคณะ, 2004)

Fernado และคณะ (1997) ศึกษาการออกซิเดชันของน้ำเสีย 2 ชนิด คือ โรงกลั่นสุรา และ โรงแปรรูปมะเขือเทศ โดยใช้แสงอัลตราไวโอเล็ตที่มีความยาวคลื่น 254 นาโนเมตรเพียงอย่างเดียว เปรียบเทียบกับการใช้แสงอัลตราไวโอเล็ตร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ผลการศึกษาการใช้แสงอัลตราไวโอเล็ตเพียงอย่างเดียวระบุว่าน้ำเสียจากโรงกลั่นสุราทนต่อการฉายแสงอัลตราไวโอเล็ต เนื่องจากไม่สามารถกำจัดซีโอดีได้เลย ขณะที่ซีโอดีในน้ำเสียจากโรงแปรรูปมะเขือเทศถูกกำจัดได้เล็กน้อย แต่เมื่อใช้แสงอัลตราไวโอเล็ตร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์พบว่าซีโอดีในน้ำเสียจากโรงงานกลั่นสุราลดลง 38% ขณะที่น้ำเสียจากโรงแปรรูปมะเขือเทศสามารถกำจัดซีโอดีได้มากกว่า 60%

Guzzella และคณะ (2002) ประเมินประสิทธิภาพของวิธีการบำบัดน้ำดื่มแบบใหม่ที่ต้องการกำจัดสารพิษและสารปนเปื้อนอินทรีย์ขนาดเล็ก (Mutagenic organic micropollutants) จากแหล่งน้ำธรรมชาติที่ใช้เป็นแหล่งน้ำดื่ม โดยงานวิจัยนี้ได้ทำการเปรียบเทียบวิธีการบำบัดโดยใช้ตัวกรองด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดเม็ด (Granular activated carbon :GAC) กับวิธีแอดวานซ์ออกซิเดชันที่ใช้ UV/O₃ และ UV/O₃/H₂O₂ ผลการศึกษาแสดงว่าการลดสารปนเปื้อนจะมีประสิทธิภาพเมื่อใช้กระบวนการออกซิเดชันแล้วตามด้วยวิธีการกรองด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดเม็ด (Granular activated carbon :GAC) นอกจากนี้การเพิ่มไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะสามารถเพิ่มประสิทธิภาพของระบบน้ำดื่ม

Neyens และBaeyens (2003a) อธิบายความสำคัญเกี่ยวกับการหาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดขั้นต้นเพื่อเพิ่มความสามารถในการรีดน้ำ และความสามารถในการย่อยตะกอน โดยใช้สารเคมีของเฟนตันในการบำบัดขั้นต้น พบว่าตัวแปรที่ส่งผลต่อค่าความต้านทานจำเพาะ (SR) ได้แก่ พีเอช อุณหภูมิ ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ และเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยาดัง

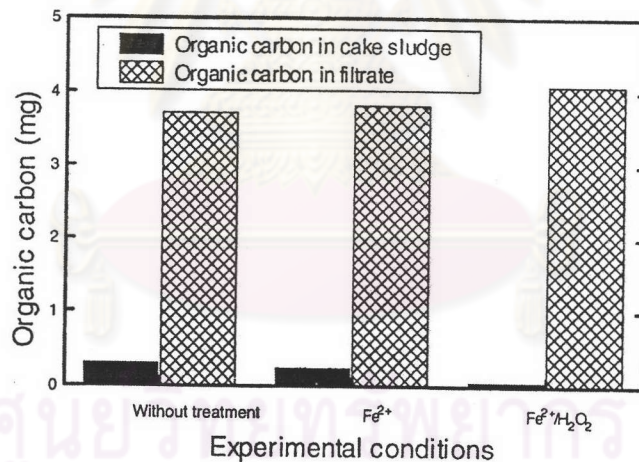
แสดงในรูปที่ 2.16 นอกจากนี้ยังพบว่าสามารถย่อยตะกอนได้อย่างมีประสิทธิภาพเนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำกรองมีปริมาณเพิ่มขึ้น ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในกากตะกอนลดลง



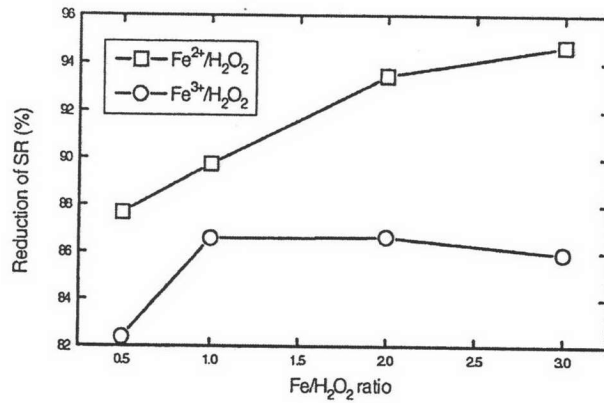
รูปที่ 2.16 ผลของ (a) อุณหภูมิ (600 mM H₂O₂; 0.5 mM FeSO₄ × H₂O; pH 2.5; 24 h) (b) ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (55 °C; 0.5 mM FeSO₄ × H₂O; pH 2.5; 24 h) (c) pH (55 °C; 150 mM H₂O₂; 0.5 mM FeSO₄ × H₂O; 24 h) และ (d) เวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยา (55 °C; 150 mM H₂O₂; 0.5 mM FeSO₄ × H₂O; pH 2.5) ที่มีอิทธิพลต่อค่า SR (Neyens และคณะ, 2003)

Neyens และคณะ (2003b) ศึกษาการใช้สารเคมีของเฟนตัน (Fenton's reagent) ในการบำบัดขั้นต้นเพื่อลดปริมาณตะกอนสลัดจ์และเพิ่มประสิทธิภาพในการรีดน้ำของสลัดจ์ ซึ่งเป็นการทดลองแบบนำร่อง (Pilot scale) และสรุปว่าปริมาณ H₂O₂ ที่เหมาะสมที่สุดคือ 25 ก. ต่อน้ำหนักตะกอนแห้ง (Dry solids content) และปริมาณ Fe²⁺ ที่ใช้คือ 1.67 ก. ต่อน้ำหนักตะกอนแห้งที่พีเอชเท่ากับ 3 และอุณหภูมิที่สภาวะแวดล้อม จากนั้นทำการปรับสภาพ (Neutralization) ด้วย Ca(OH)₂ ปริมาณ 55.6 ก. ต่อน้ำหนักตะกอนแห้ง ใช้เวลาในการทำปฏิกิริยา 60-90 นาที โดยพบว่าจำนวนตะกอนสลัดจ์ลดลงจาก 60 ก. เป็น 33.1 ก. และปริมาณตะกอนแห้งในกากตะกอนเพิ่มขึ้นจาก 20-25 % เป็น 47% นอกจากนี้ยังได้ประเมินค่าใช้จ่ายที่ใช้ในโรงบำบัดจริงพบว่ามีความคุ้มค่า เพราะสามารถเพิ่มคุณสมบัติในการรีดน้ำ และสามารถลดจำนวนปริมาณตะกอนสลัดจ์ที่จะนำไปกำจัดด้วยวิธีการเผาได้

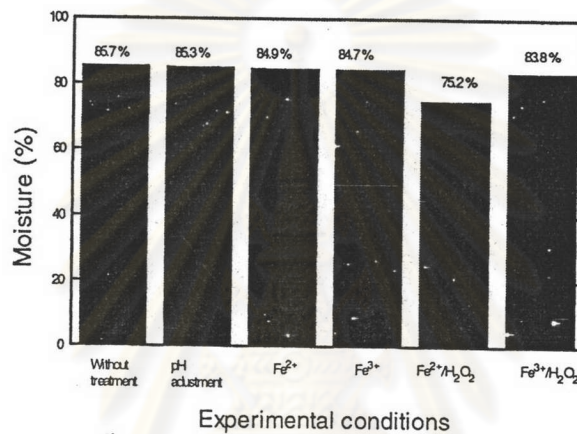
Lu และคณะ (2003) ศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพในการรีดน้ำของตะกอนสลัดจ์ด้วยเฟอร์รัสไอออน/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) และ เฟอร์ริกไอออน/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ($\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$) โดยใช้อัตราส่วนของ เฟอร์รัสไอออน/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) และเฟอร์ริกไอออน/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ($\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$) 4 อัตราส่วนคือ 0.5, 1, 2 และ 3 ซึ่งพบว่าเมื่อใช้ Fe^{2+} ที่ความเข้มข้น 6,000 มก./ล. และ H_2O_2 3,000 มก./ล. จะให้ผลการทดลองที่ดีที่สุดคือจะสามารถลดค่าความต้านทานจำเพาะ (Specific resistance :SR) ลงได้ถึง 90 % และพบว่าความชื้นในตะกอนสลัดจ์ลดลงจาก 85.7 % เป็น 75.2 % ทั้งนี้ทำทดลองโดยควบคุมอุณหภูมิที่ 30 องศาเซลเซียส และพีเอชเท่ากับ 3 โดยค่าความต้านทานจำเพาะที่เวลาต่างๆไม่มีความแตกต่างกันมากนัก ผลการทดลองระบุว่าปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำกรองมีปริมาณเพิ่มขึ้น และปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในกากตะกอนจะมีปริมาณลดลง ดังรูปที่ 2.17 ซึ่งอธิบายได้ว่ากลไกในการเพิ่มประสิทธิภาพในการรีดน้ำของตะกอนสลัดจ์ จะมาจากการที่เซลล์จุลชีพในตะกอนสลัดจ์ถูกทำลายและปล่อยของเหลวภายในเซลล์ออกมา รูปที่ 2.18 แสดงเปอร์เซ็นต์ของการลดลงของความต้านทานจำเพาะ(% Reduction of SR) ที่มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราส่วนระหว่าง $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ สูงขึ้น และพบว่าสารเคมีของเฟนตันไปทำลายโครงสร้างเซลล์ ซึ่งทำให้น้ำในเซลล์หลุดออกมา ทำให้ประสิทธิภาพในการรีดน้ำดีขึ้น



รูปที่ 2.17 ปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำกรองและในกากตะกอน (Lu และคณะ, 2003)



รูปที่ 2.18 อัตราส่วน Fe/ H₂O₂ ที่มีผลต่อความต้านทานจำเพาะ (Lu และคณะ, 2003)



รูปที่ 2.19 ปริมาณความชื้นของตะกอนสลัดจ์ก่อนการทดลองและหลังทำการทดลอง (Lu และคณะ, 2003)

Zhao และคณะ (2004) ศึกษาการย่อยสลาย ของไดเมทิลฟทาเลท (Dimethyl Phthalate) ซึ่งเป็นส่วนหนึ่งในการผลิตพลาสติกและพีวีซีโดยใช้แสงอัลตราไวโอเล็ต, ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂) และเฟอร์รัสไอออน (Fe²⁺) เป็นตัวออกซิไดซ์ จากการศึกษพบว่าสามารถย่อยสลายไดเมทิลฟทาเลทได้มากถึง 81% ที่พีเอชเท่ากับ 3 ภายในเวลา 120 นาที จึงสรุปได้ว่าการใช้ขบวนการออกซิเดชั่นด้วยสารเคมีของเฟนตันร่วมกับแสงอัลตราไวโอเล็ตมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายไดเมทิลฟทาเลทที่สภาวะเป็นกรด