

การสลายตะกอนเหล็กและนำกลับมาใช้ใหม่โดยกระบวนการทางชีวภาพแบบไร้อากาศ-เติมอากาศ

นายณัฐ ทศนเปรมสิน



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

บทคัดย่อและแฟ้มข้อมูลฉบับเต็มของวิทยานิพนธ์ตั้งแต่ปีการศึกษา 2554 ที่ให้บริการในคลังปัญญาจุฬาฯ (CUIR)

เป็นแฟ้มข้อมูลของนิสิตเจ้าของวิทยานิพนธ์ ที่ส่งผ่านทางบัณฑิตวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

The abstract and full text of theses from the academic year 2011 in Chulalongkorn University Intellectual Repository (CUIR) are the thesis authors' files submitted through the University Graduate School.

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2557

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

IRON FLOC DEFLOCCULATION AND REUSE BY ANAEROBIC/AEROBIC PROCESS

Mr. Nat Tassanapremsin



A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Engineering Program in Environmental Engineering

Department of Environmental Engineering

Faculty of Engineering

Chulalongkorn University

Academic Year 2014

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์

การสลายตะกอนเหล็กและนำกลับมาใช้ใหม่โดย
กระบวนการทางชีวภาพแบบไร้อากาศ-เติมอากาศ

โดย

สาขาวิชา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้หัวข้อวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วน
หนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาโทบริหารธุรกิจ

.....คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(ศาสตราจารย์ ดร.บัณฑิต เอื้ออาภรณ์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

.....ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณ์ พิธีรัมย์)

.....อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน)

.....กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เบญจพร สุวรรณศิลป์)

.....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.ตะวัน ลิ้มปิยากร)

.....กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(ดร.กิตติคุณ ทรุยานนท์)

ณัฐ ทศนเปรมสิน : การสลายตะกอนเหล็กและนำกลับมาใช้ใหม่โดยกระบวนการทางชีวภาพแบบ
ไร้อากาศ-เติมอากาศ (IRON FLOC DEFLOCCULATION AND REUSE BY
ANAEROBIC/AEROBIC PROCESS) อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: ผศ. ดร.ศรัณย์ เตชะเสน, 121
หน้า.

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการสลายตะกอนโดยปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพของเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์
($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ที่เตรียมจากเฟอร์ริกคลอไรด์ ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) เพื่อเป็นแนวทางในการช่วยลดปริมาณการเติมเฟอร์ริก
คลอไรด์ในระบบเอเอส และสามารถประมาณขนาดของถังหมักไร้อากาศที่เหมาะสม โดยใช้ FeCl_3 5 ความ
เข้มข้น ได้แก่ 70 140 275 550 และ 1,100 มก./ล ใช้น้ำเสียสังเคราะห์โดยมีนมผงเป็นแหล่งอาหาร ความ
เข้มข้นซีโอดีเริ่มต้น 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร ตะกอนจุลินทรีย์จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนความเข้มข้นเริ่มต้น
4,000-5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการศึกษาพบว่าที่ความเข้มข้นของเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) 70 140 และ 275
มก./ล ลดลงมากกว่าร้อยละ 80 ภายในเวลา 3 วัน และที่ความเข้มข้น 550 และ 1,100 มก./ล ลดลง
มากกว่าร้อยละ 80 ภายในเวลา 5 วัน โดยสอดคล้องกับค่าความเข้มข้นของเฟอร์รัส (Fe^{2+}) ที่เพิ่มขึ้น โดย
ปฏิกิริยารีดักชันที่เกิดขึ้นเป็นแบบชีวภาพ ค่าพีเอชอยู่ในช่วงเป็นกลาง ค่าโออาร์พีอยู่ในช่วง -200 ถึง -500
mV อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันเป็นไปตามสมการโมนอด (Monod equation) โดยมีค่า k_{max} เท่ากับ
 337 ± 104 วัน⁻¹ และค่า K_s เท่ากับ 871.4 ± 501 มก./ล ส่วนเมื่อเติมอากาศพบว่าเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันขึ้น
อย่างรวดเร็วภายใน 1 ชั่วโมง โดยเป็นไปตามสมการปฏิกิริยาอันดับหนึ่งมีค่าเฉลี่ย k_1 เท่ากับ 229 ± 128 วัน⁻¹
นอกจากนี้ยังศึกษาผลของการเติมกรดฮิวมิก (Humic acid) 5 ความเข้มข้น ได้แก่ 0 25 50 100 และ 200
มก./ล ต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน และอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน ผลการทดลองพบว่ากรดฮิว
มิกไม่ส่งผลใดๆ โดยเฟอร์ริกเปลี่ยนรูปไปเป็นเฟอร์รัสมากกว่าร้อยละ 80 ภายในเวลา 3 วันเช่นกันในทุกความ
เข้มข้นของกรดฮิวมิก อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันเฉลี่ยเท่ากับ 111.74 ± 3.98 มก./ล/วัน ส่วนอัตราการ
เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันเกิดภายใน 10 นาที โดยมีค่า k_1 เพิ่มขึ้นเป็น 90, 314, 358, 542 และ 598 วัน⁻¹ เมื่อ
ความเข้มข้นของกรดฮิวมิกเพิ่มขึ้นตามลำดับ

ภาควิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ลายมือชื่อนิสิต

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก

ปีการศึกษา 2557

5570182921 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORDS: IRON REDUCTION, IRON OXIDATION, ACTIVATED SLUDGE, HUMIC ACID

NAT TASSANAPREMSIN: IRON FLOC DEFLOCCULATION AND REUSE BY ANAEROBIC/AEROBIC PROCESS. ADVISOR: ASST. PROF. SARUN TEJASEN, Ph.D., 121 pp.

This study investigated the dissolution by biological anaerobic reduction of ferric hydroxide ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) from addition of ferric chloride ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) for the reduction of ferric chloride addition in AS processes and the estimation of suitable anaerobic tank size. $\text{Fe}(\text{OH})_3$ were prepared at concentrations of 70, 140, 255, 550, and 1,100 mg/l. Synthesized wastewater was prepared from milk powder as COD 1,100 mg/l. MLSS was obtained from municipal wastewater treatment plant and used at concentrations of 4,000-5,000 mg/l. Results showed that more than 80% of 70, 140 and 275 mg/l of FeCl_3 was transformed to ferrous in 3 days, and 5 days for 550 and 1,100 mg/l of FeCl_3 . Control experiment showed that ferric reduction was biologically process. pH of the experiment was within neutral range. ORP values were from -200 to -500 mV. The equation can be described as monod's equation, k_{max} of $337 \pm 104 \text{ day}^{-1}$ and K_s of $871.4 \pm 501 \text{ mg/l}$. When aerated, the oxidation reaction occurred within an hour which can be described as first order equation, $k_1 = 229 \pm 128^{-1}$. Moreover, this study also investigated the effect of humic acid concentrations 0, 25, 50, 100, and 200 mg/l on the ferric ion reduction rates in anaerobic condition and ferrous ion (Fe^{2+}) oxidation rates in aerobic condition. The result showed that addition of humic acids had no effect. Fe^{3+} was converted to Fe^{2+} in anaerobic conditions more than 80% within 3-5 days in all humic acid concentrations. An average Fe^{3+} reduction rates were $111.74 \pm 3.98 \text{ mg/1/d}$. Whereas the oxidation of Fe^{2+} to Fe^{3+} was very rapid, occurring in the first 10 minutes. The first order kinetic constant (k_1) was increased from 90, 314, 358, 542 and 600 day^{-1}

Department: Environmental
Engineering

Student's Signature
Advisor's Signature

Field of Study: Environmental
Engineering

Academic Year: 2014

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จเสร็จลุล่วงไปได้ด้วยความช่วยเหลือจากบุคคลหลายท่าน ผู้วิจัยจึงขอกราบขอบพระคุณต่อผู้ให้ความอนุเคราะห์ดังต่อไปนี้

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ศรัณย์ เตชะเสน อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ผู้ให้คำปรึกษาและแก้ไขปัญหา รวมไปถึงข้อบกพร่องตลอดการดำเนินงานวิจัย จนทำให้งานวิจัยสำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

รองศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณะ พิ้งรัมย์ ที่กรุณาเป็นประธานในการสอบวิทยานิพนธ์ตลอดจน รองศาสตราจารย์ ดร.ตะวัน ลิ้มปิยากร ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เบญจพร สุวรรณศิลป์ กรรมการและ ดร. กิตติคุณ ตรียานนท์ กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัยที่ได้กรุณาชี้แนะแก้ไขจนวิทยานิพนธ์สำเร็จไปได้ด้วยดี

ขอขอบพระคุณคณาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ทุกๆท่านที่ได้อบรมสั่งสอนและให้ความรู้

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้ความเอื้อเฟื้อสถานที่ในการทำวิจัย

ขอขอบคุณโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ที่ให้ความอนุเคราะห์ตะกอนจากระบบเอเอสเพื่อใช้ในการทดลอง

ขอขอบคุณบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ได้สนับสนุนทุนอุดหนุนวิทยานิพนธ์ในงานวิจัยครั้งนี้

ขอขอบพระคุณ พี่บ๊าก พี่เป้า พี่พนม ลุงสมใจ และพี่หนึ่ง เจ้าหน้าที่ห้องธุรการ ครูจิรายุ และครูปอง ครูห้องปฏิบัติการ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ที่ช่วยให้คำชี้แนะ ให้ความช่วยเหลืองานด้านเอกสาร และอำนวยความสะดวกในการใช้เครื่องมือ

ขอขอบพระคุณ พี่หน่อง กิ๊ก เยน น้ำหอม กวาง มะปราง รัตน์ นิวิ มิน ตาล น้อย เฟิน พิโย กิ๊ก เพชร และเพื่อนๆ พี่ๆ น้องๆ ทุกคน ที่คอยให้ความช่วยเหลือ ให้กำลังใจ และคำปรึกษาตลอดการดำเนินงานวิจัย

ขอขอบพระคุณป้า แม่ เจ๊ยุก พี่กอฟและครอบครัว ที่คอยให้การสนับสนุนค่าใช้จ่าย และคอยให้กำลังใจตลอดการดำเนินงานวิจัย

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญรูป	ฎ
สารบัญตาราง.....	ฐ
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	3
1.3 ขอบเขตงานวิจัย	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	4
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	5
2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวตเต็ดสลัดจ์ (Activated sludge).....	5
2.2 กระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation).....	7
2.2.1 คุณสมบัติของคอลลอยด์ (มันซิน ตัณฑุลเวศน์, 2537).....	8
2.3 โคแอกกูแลนท์ (Coagulant) (มันซิน ตัณฑุลเวศน์, 2537).....	11
2.4 ความเป็นพิษของเฟอร์ริกคลอไรด์ (FeCl ₃).....	13
2.5 เหล็กที่พบในธรรมชาติ.....	13
2.6 กลไกพื้นฐานในการสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย.....	14
2.7 ปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox reaction).....	15
2.7.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ของเหล็กในน้ำ	16
2.7.2 ปัจจัยที่ส่งผลต่อกระบวนการรีดักชันของเฟอร์ริกไอออน	16

2.7.3 สารเคมีที่ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในกระบวนการรีดักชันของเฟอร์ริก.....	18
2.7.4 ปัจจัยที่ส่งผลต่อกระบวนการออกซิเดชันของเฟอร์รัสไอออน.....	20
2.8 ค่าความต่างศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP)	21
2.9 Iron bacteria	22
2.10 การวิเคราะห์ค่าทางจลนพลศาสตร์.....	24
2.11 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	28
2.11.1 การศึกษาเกี่ยวกับปฏิกิริยารีดักชันและออกซิเดชันของเหล็ก.....	28
2.11.2 การศึกษาเกี่ยวกับการเติมสารช่วยขนส่งอิเล็กตรอนต่อการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน ของเหล็ก.....	29
2.11.3 การศึกษาผลของการเติมเฟอร์ริกคลอไรด์	32
บทที่ 3 แผนการทดลองและวิธีดำเนินงานวิจัย.....	37
3.1 แผนการทดลอง	37
3.2 การเตรียมน้ำเสีย	38
3.3 เครื่องมือและสารเคมีใช้ในการทดลอง	40
3.4 ขั้นตอนวิธีการดำเนินงานวิจัย	41
3.5 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์.....	43
3.6 ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลอง.....	43
บทที่ 4 ผลการทดลองและวิจารณ์.....	44
4.1 ลักษณะของตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง.....	44
4.2 ผลการทดลองช่วงที่ 1 ผลของความเข้มข้นของเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ที่ ต่อการเกิดปฏิกิริยา รีดักชันทางชีวภาพในสภาวะไร้อากาศและปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยการเติมอากาศ.....	45
4.2.1 ปริมาณเหล็ก	45
4.2.2 ค่าพีเอช.....	49
4.2.3 ค่าโออาร์พี.....	49

4.2.4 ค่าซีไอดี	51
4.2.5 อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน	52
4.2.6 อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน	53
4.2.7 ความขุ่น	56
4.3 ผลการทดลองช่วงที่ 2 ผลของกรดฮิวมิกต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพและ ปฏิกิริยาออกซิเดชัน	57
4.3.1 ปริมาณเหล็ก	57
4.3.2 ค่าพีเอช	60
4.3.3 ค่าไออาร์พี	60
4.3.4 ค่าซีไอดี	61
4.3.5 อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน	61
4.3.6 อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน	63
4.3.7 ความขุ่น	66
4.4 การนำไปประยุกต์ใช้ออกแบบหมักถังไร้อากาศ	67
บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ	68
5.1 สรุปผลการทดลอง	68
5.1.1 การทดลองช่วงที่หนึ่ง	68
5.2.2 การทดลองช่วงที่สอง	68
5.2 ข้อเสนอแนะ	69
รายการอ้างอิง	70
ภาคผนวก	74
ภาคผนวก ก	75
ภาคผนวก ข	78

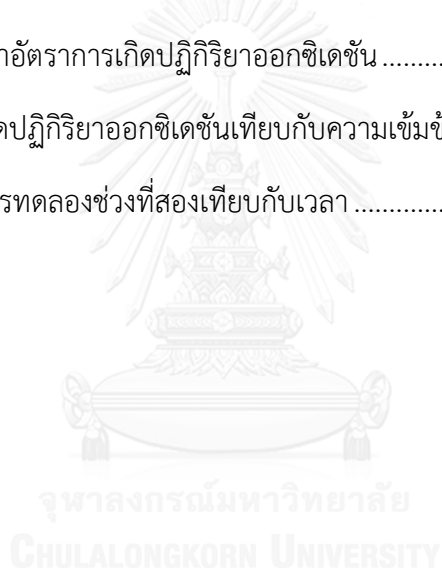
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์ 121



สารบัญรูป

รูปที่ 1.1 แนวคิดการเวียนตะกอนจุลชีพและเพอริกคลอไรด์.....	2
รูปที่ 2.1 แผนผังการเวียนน้ำเสียและตะกอนในระบบเอเอส.....	5
รูปที่ 2.2 แสดงรูปของฟล็อกจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอสโดยมีจุลินทรีย์ สารอินทรีย์	6
รูปที่ 2.3 แสดงโมเดลที่ใช้อธิบาย Electrical double layer theory	9
รูปที่ 2.4 แสดง Solubility diagram ของเพอริกคลอไรด์ (Pearse, 2003).....	12
รูปที่ 2.5 ปฏิกริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย	15
รูปที่ 2.6 แสดงสูตรโครงสร้างของ AQDS (Anthroquinone-2,6-disulfonate).....	20
รูปที่ 2.7 แสดงปฏิกริยารีดักชันของ AQDS (anthroquinone-2,6-disulfonate) กลายเป็น (Anthrahydroquinone-2,6-disulfonate)	20
รูปที่ 3.1 กราฟมาตรฐานซีไอโอดีที่เตรียมจากนมผง	38
รูปที่ 3.2 ภาพรวมของการทดลอง	39
รูปที่ 4.1 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์รัส (Fe^{2+}) เทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ	48
รูปที่ 4.2 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์ริก (Fe^{3+}) เทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ.....	48
รูปที่ 4.3 ชุดควบคุมของปฏิกริยารีดักชัน.....	49
รูปที่ 4.4 ค่าพีเอชและค่าไออาร์พีเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ.....	50
รูปที่ 4.5 ตัวอย่างค่าซีไอโอดีเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ.....	51
รูปที่ 4.6 ตัวอย่างการหาอัตราการเกิดปฏิกริยารีดักชันจากความชันในช่วงเริ่มต้น	52
รูปที่ 4.7 อัตราการเกิดปฏิกริยารีดักชันทางชีวภาพเทียบกับความเข้มข้นเริ่มต้นของเฟอร์ริก.....	53
รูปที่ 4.8 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์รัสเทียบกับเวลาในสภาวะเต็มอากาศ	54
รูปที่ 4.9 ตัวอย่างการหาอัตราการเกิดปฏิกริยาออกซิเดชัน	55
รูปที่ 4.10 อัตราการเกิดปฏิกริยาออกซิเดชัน	55
รูปที่ 4.11 ความชันของการทดลองช่วงที่หนึ่งเทียบกับเวลา	56

รูปที่ 4.12 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์รัส (Fe^{2+}) เทียบกับเวลา ในสภาวะไร้อากาศ.....	58
รูปที่ 4.13 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์ริก (Fe^{3+}) เทียบกับเวลา ในสภาวะไร้อากาศ.....	59
รูปที่ 4.14 ชุดควบคุมปฏิกิริยารีดักชัน.....	59
รูปที่ 4.15 ตัวอย่างค่าพีเอชและโออาร์พีในสภาวะไร้อากาศ.....	60
รูปที่ 4.16 ค่าซีไอดีลงเทียบกับเวลาในสภาวะเต็มอากาศ.....	61
รูปที่ 4.17 ตัวอย่างการหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน.....	62
รูปที่ 4.18 อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน ที่ความเข้มข้นของกรดฮิวมิกต่างๆ.....	63
รูปที่ 4.19 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์ริกเทียบกับเวลา ในสภาวะเต็มอากาศ.....	64
รูปที่ 4.20 ตัวอย่างการหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน.....	65
รูปที่ 4.21 ค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันเทียบกับความเข้มข้นของกรดฮิวมิก.....	65
รูปที่ 4.22 ความชุ่นในการทดลองช่วงที่สองเทียบกับเวลา.....	66



สารบัญตาราง

ตารางที่ 3.1 การทดลองช่วงที่ 1	41
ตารางที่ 3.2 การทดลองช่วงที่ 2	42
ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์.....	43
ตารางที่ 3.4 ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลอง.....	43
ตารางที่ 4.1 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ในตะกอนจากระบบเอเอส.....	44



บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

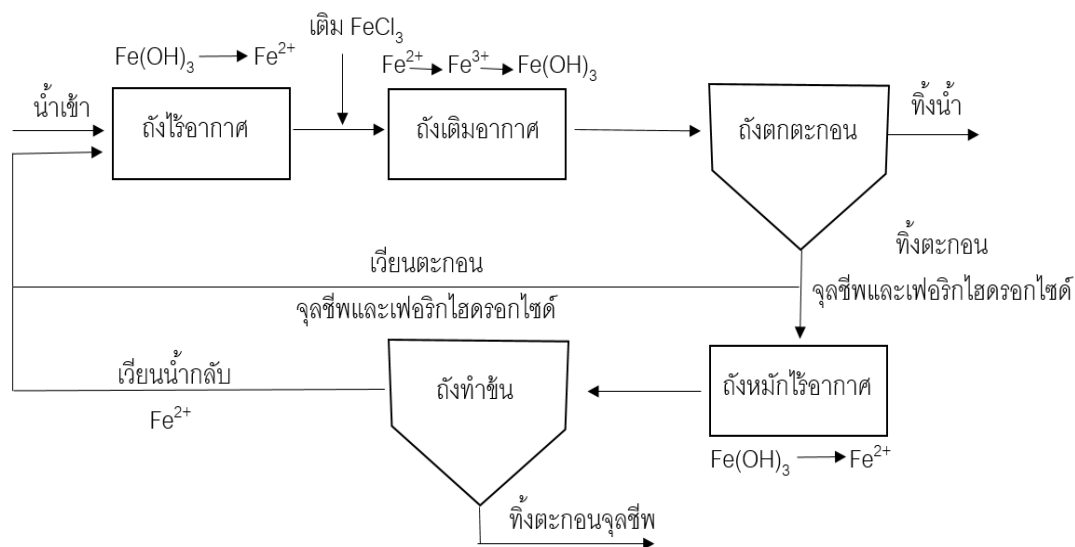
เฟอร์ริกคลอไรด์ (FeCl_3) เป็นสารช่วยตกตะกอนที่นิยมใช้ในระบบเอเอส (Activated sludge) เมื่อเฟอร์ริกคลอไรด์ละลายน้ำจะเกิดตะกอนในรูปเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ทำให้สารแขวนลอยที่ตกตะกอนได้ยากสามารถตกตะกอนได้ดี ทำให้กำจัดความขุ่นในน้ำเสียได้ ซึ่งส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้น ในระบบเอเอสจะมีการทิ้งตะกอนที่เป็นส่วนเกินไป โดยในตะกอนส่วนเกินนั้นจะมีเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์รวมอยู่ด้วย จึงทำให้ต้องมีการเติมเฟอร์ริกคลอไรด์เพิ่มเข้าไปในระบบตลอดเวลา โดยจากงานวิจัยพบว่า เฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) สามารถถูกรีดิวซ์เป็นเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) ในสภาวะไร้อากาศ ดังนั้นจึงมีความเป็นไปได้ที่จะเอาตะกอนเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์จากระบบเอเอสมาเปลี่ยนให้อยู่ในรูป Fe^{2+} ซึ่งละลายน้ำได้ดี ในระบบไร้อากาศโดยผ่านกระบวนการรีดักชัน ซึ่งเป็นกระบวนการที่สามารถเกิดได้ทางชีวภาพ โดยมีแบคทีเรียรีดิวซ์เหล็ก (Iron-reducing bacteria) เป็นตัวการสำคัญที่ทำให้เกิดปฏิกิริยา

จากงานวิจัยของ (Zhang และคณะ, 2009) พบว่ากระบวนการรีดักชันของเหล็ก นอกจากจะสามารถเปลี่ยนเฟอร์ริกไปเป็นเฟอร์รัสไอออนได้แล้ว ยังสามารถยับยั้งการเกิดกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน (Sulfate reduction) และกระบวนการสร้างมีเทน (Methanogenesis) ได้อีกด้วย โดยการปลดปล่อยของเหล็ก (iron salt) ที่เป็นส่วนสำคัญในการสร้างก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และไปยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทน นอกจากนี้ ยังพบว่าการเติมกรดฮิวมิก (Humic acid) จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการเกิดกระบวนการรีดักชันของเหล็กได้ดีขึ้น เนื่องจากจะไปช่วยทำหน้าที่เป็นตัวขนส่งอิเล็กตรอนระหว่างแบคทีเรียรีดิวซ์เหล็กและเฟอร์ริก และโครงสร้างของเหล็กก็มีผลต่อประสิทธิภาพในปฏิกิริยารีดักชันของเหล็กเช่นกัน ส่วนกระบวนการออกซิเดชัน สามารถเกิดได้ทางชีวภาพเช่นเดียวกับกระบวนการรีดักชัน แต่จะเกิดในสภาวะที่มีออกซิเจน โดยจะเปลี่ยนเฟอร์รัสไอออนที่ละลายน้ำให้กลายเป็นเฟอร์ริกไอออนแล้วตกตะกอนเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ลงมาได้ จากงานวิจัยของ (Malhotra และคณะ, 2002) ได้ทำการหาสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการเกิดออกซิเดชันของเหล็กทางชีวภาพโดย *Thiobacillus ferrooxidans* ซึ่งพบว่าสภาวะที่เหมาะสมมีอุณหภูมิประมาณ 20-30 องศาเซลเซียส เฟอร์ริก 50-500 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนปริมาณเฟอร์รัสไม่มีผลกระทบต่อ การเกิดปฏิกิริยา และแอมโมเนีย 3 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ จากงานวิจัยของ (Wilén และคณะ, 2004) ได้ทำการศึกษากระบวนการออกซิเดชัน โดยการเติมอากาศ ซึ่งมีตะกอนจุลินทรีย์จากระบบ

บำบัดน้ำเสียระบบเอเอสในการเวียนตะกอนจุลชีพและเฟอร์ริกคลอไรด์นั้น เริ่มแรกจะผ่านน้ำเสียเข้าไปที่ถังไร้อากาศ จากนั้นจะส่งไปยังถังเติมอากาศซึ่งจะมีการเติมเฟอร์ริกคลอไรด์ โดยจะเกิดเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ขึ้น จากนั้นน้ำเสียจะผ่านไปยังถังตกตะกอน น้ำที่ผ่านการบำบัดจะถูกปล่อยออก ส่วนตะกอนจุลชีพและเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์จะมีการเวียนกลับไปยังถังไร้อากาศ และมีการทิ้งตะกอนส่วนเกินไปที่ถังหมักไร้อากาศ (รูปที่ 1.1)

ตะกอนจุลชีพและเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ที่เวียนไปที่ถังไร้อากาศนั้นจะเข้าสู่กระบวนการเฟอร์ริไรต์กลายเป็นเหล็กเฟอร์รัส และเมื่อผ่านไปยังถังตกตะกอนจะเกิดกระบวนการเฟอร์รัสออกซิเดชันได้เป็นเฟอร์ริก และตกตะกอนเป็นเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ในที่สุด

ตะกอนจุลชีพและเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ส่วนเกินจะถูกส่งไปยังถังหมักไร้อากาศจะเกิดกระบวนการเฟอร์ริไรต์เช่นกัน จากนั้นจะส่งไปยังถังทำขึ้นซึ่งจะมีการทิ้งตะกอนจุลชีพและมีการเวียนน้ำกลับไปยังถังไร้อากาศ



รูปที่ 1.1 แนวคิดการเวียนตะกอนจุลชีพและเฟอร์ริกคลอไรด์

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพ และปฏิกิริยาออกซิเดชัน ของตะกอนเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ที่เตรียมจากเฟอร์ริกคลอไรด์ ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ในถังไร้อากาศ ถังเติมอากาศ และถังหมักไร้อากาศ เพื่อเป็นการลดปริมาณการเติมเฟอร์ริกคลอไรด์ นอกจากนี้ยังศึกษาผลของการเติมกรดฮิวมิก (Humic acid) ต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน ซึ่งเป็นการเปลี่ยนรูปของเฟอร์ริกไอออนเป็นเฟอร์รัสไอออน และการศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน ซึ่งเป็นการเปลี่ยนรูปของเฟอร์รัส

ไอออนไปเป็นเฟอริกไอออนโดยการเติมอากาศ โดยทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ค่าพีเอช ซีโอดี ปริมาณเหล็กทั้งหมด ความขุ่น และค่าไออาร์พี

1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1. เพื่อศึกษาปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพของตะกอนเฟอริกไฮดรอกไซด์
2. เพื่อศึกษาปฏิกิริยาออกซิเดชันของเหล็กเฟอร์รัสไปเป็นเหล็กเฟอริกโดยการเติมอากาศ
3. เพื่อศึกษาผลของการเติมกรดฮิวมิกต่อการเพิ่มประสิทธิภาพในปฏิกิริยารีดักชันและออกซิเดชัน

1.3 ขอบเขตงานวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในระดับปฏิบัติการ ดำเนินการที่อุณหภูมิตั้ง ณ ห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยมีขอบเขตงานวิจัยดังนี้

1. ใช้น้ำเสียสังเคราะห์จากนมผง โดยกำหนดความเข้มข้นให้มีค่าซีโอดี 1000 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็นแหล่งสารอินทรีย์
2. ดำเนินการทดลองแบบทีละเท (Batch) ภายใต้สภาวะไร้อากาศในการศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน และเติมอากาศในการศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน
3. ใช้ตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นจากถังตกตะกอนในระบบเอเอส จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ความเข้มข้น MLSS 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร
4. ตะกอนเฟอริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) เตรียมจากเฟอริกคลอไรด์ (FeCl_3) ความเข้มข้น 70, 140, 275, 550 และ 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร ในการศึกษาปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพของตะกอนเฟอริกไฮดรอกไซด์
5. เติมกรดฮิวมิกความเข้มข้น 0, 25, 50, 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตรของกรดฮิวมิกในการศึกษาผลของการเติมกรดฮิวมิกต่อการเพิ่มประสิทธิภาพในปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพ
6. ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ซีโอดี พีเอช ความขุ่น ความต่างศักย์รีดักชัน ปริมาณเหล็กทั้งหมด และเฟอร์รัสไอออน
7. ศึกษาค่าจลนพลศาสตร์เพื่อหาอัตราการสลายของเฟอริกและเฟอร์รัสเทียบกับความเข้มข้น

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ลดปริมาณการเติมเฟอริกคลอไรด์ในระบบเอเอส โดยสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้
2. ใช้ในการคำนวณหาขนาดของถังหมักและถังเติมอากาศ



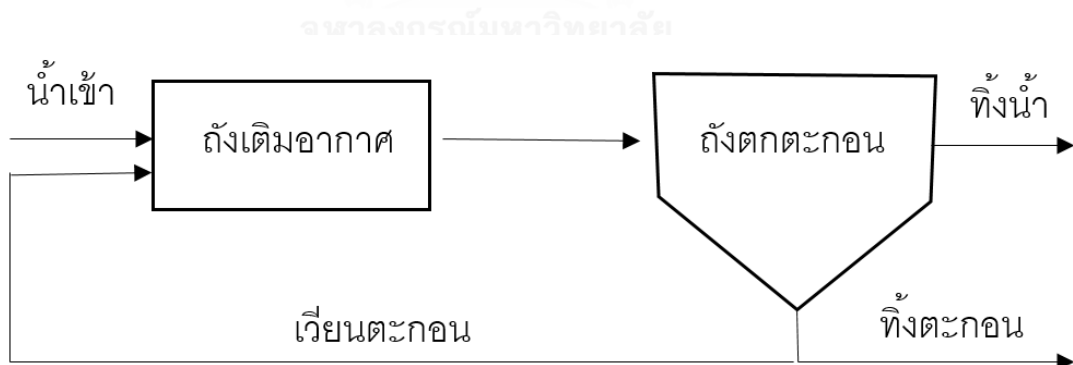
บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแอกติเวตเต็ดสลัดจ์ (Activated sludge)

ระบบบำบัดน้ำเสียเอเอสเป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่นิยมใช้กันมาก โดยใช้จุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนเป็นหลักในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ระบบนี้จัดอยู่ในการบำบัดขั้นที่สอง (Secondary treatment) โดยระบบนี้นอกจากจะสามารถบำบัดน้ำเสียจากแหล่งชุมชน (Municipal wastewater) ได้แล้วยังสามารถบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม (Industrial wastewater) ได้ด้วย

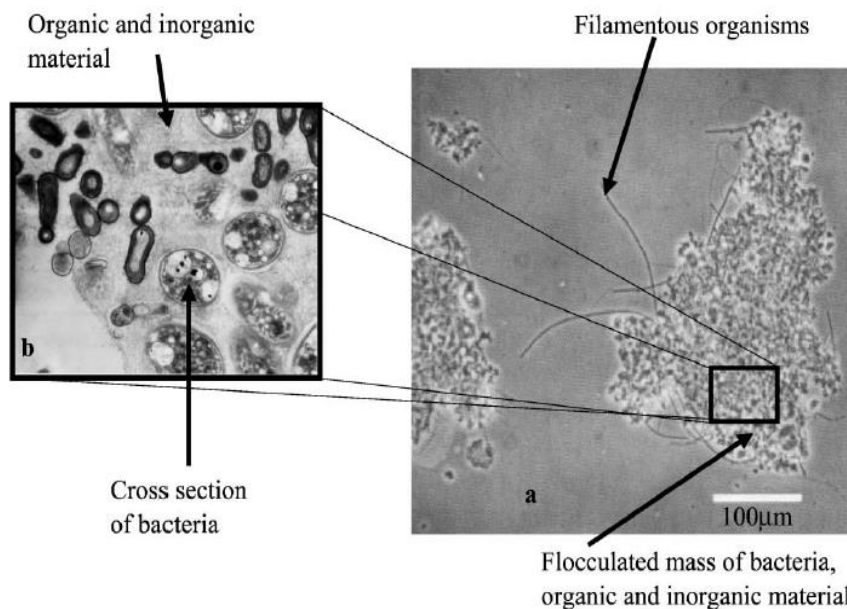
โดยทั่วไประบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอสประกอบไปด้วย 2 ส่วนหลัก คือ ถังเติมอากาศ (Aeration tank) และถังตกตะกอน (Sedimentation tank) น้ำเสียจะถูกส่งเข้าสู่ถังเติมอากาศ ซึ่งมีจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนในน้ำเสียเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ทำให้เกิดกระบวนการเมตาบอลิซึม (Metabolism) (Biggs and Lant, 2002) โดยสุดท้ายปริมาณสารอินทรีย์จะลดลง เนื่องจากถูกเปลี่ยนไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ และปริมาณจุลินทรีย์เพิ่มขึ้น จากนั้นน้ำเสียจะผ่านจากถังเติมอากาศไปยังถังตกตะกอน เพื่อแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำเสีย โดยจะมีการทิ้งตะกอนที่มากเกินไป (Excess sludge) และการเวียนตะกอนกลับมายังถังเติมอากาศเพื่อรักษาความเข้มข้นของตะกอนในถังเติมอากาศให้คงที่ แผนผังการเวียนน้ำเสียและตะกอนแสดงดังรูป 2.1



รูปที่ 2.1 แผนผังการเวียนน้ำเสียและตะกอนในระบบเอเอส

ตะกอนที่รวมตัวกันเป็นกลุ่ม (Floc) ส่งผลดีให้กับระบบ เนื่องจากจะไปช่วยในการควบคุมและช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัด โดยจะแยกฟล็อกในถังตกตะกอนโดยใช้หลักการของแรงโน้ม

ถ่วง (Gravitational solid-liquid separation) เพื่อไม่ให้ฟล็อกหลุดไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว หากไม่เกิดฟล็อกในระบบ จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดลดลง (รูปที่ 2.2)



รูปที่ 2.2 แสดงรูปของฟล็อกจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสโดยมีจุลินทรีย์ สารอินทรีย์ และสารอนินทรีย์เป็นส่วนประกอบ (Biggs and Lant, 2002)

ตะกอนในถังเติมอากาศ นอกจากจะเป็นการรวมกลุ่มของจุลินทรีย์แล้วยังหมายถึงฟล็อก ซึ่งเป็นการรวมกลุ่มของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ ฟล็อกส่วนใหญ่จะมีขนาดตั้งแต่ 10-200 ไมโครเมตร โดยฟล็อกเกิดจากการเติมสารช่วยตกตะกอน (Coagulant) ในถังเติมอากาศ ซึ่งจะรวมกลุ่มกันโดยวิธีโคแอกกูเลชัน (Coagulation) โดยสารช่วยตกตะกอนที่นิยมใช้ ได้แก่ สารส้ม (Alum) และ เฟอร์ริกคลอไรด์ (Ferric chloride) ไม่นิยมใช้ แคลเซียม (Calcium) เป็นสารช่วยตกตะกอน เนื่องจากจะไปลดประสิทธิภาพในการเกิดฟล็อก (Nguyen และคณะ, 2007)

เมื่อเฟอร์ริกคลอไรด์ละลายน้ำจะเกิดตะกอนในรูปเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ทำให้สารแขวนลอยที่ตกตะกอนได้ยากสามารถตกตะกอนได้เร็วขึ้น และสามารถกำจัดความขุ่นในน้ำเสียได้ จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบแอสสูงขึ้น แต่ต้องเพิ่มเฟอร์ริกคลอไรด์เข้าไปในระบบตลอดเวลา เนื่องจากตะกอนส่วนเกินที่ทิ้งไปมีตะกอนของเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์รวมอยู่ด้วย

จากงานวิจัยพบว่าเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) สามารถถูกรีดิวซ์เป็นเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) ในสภาวะไร้อากาศผ่านปฏิกิริยารีดักชัน ดังนั้นจึงสามารถนำตะกอนเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์จากระบบแอสมารีดิวซ์ให้อยู่ในรูปเฟอร์รัสซึ่งละลายน้ำได้ดี ในถังหมักไร้อากาศโดยผ่านปฏิกิริยารีดักชัน ซึ่งเป็น

กระบวนการที่สามารถเกิดได้ทางชีวภาพและทำให้อยู่ในรูปเฟอริกอีกครั้ง โดยการเติมอากาศผ่านปฏิกิริยาออกซิเดชัน ซึ่งจะช่วยลดปริมาณการเติมเฟอริกคลอไรด์ลงได้

2.1.1 โรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง

ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ตลอดการทดลองนำมาจากส่วนของถังตกตะกอนของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง โดยระบบบำบัดน้ำเสียที่โรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดงเป็นแบบ A2O ซึ่งประกอบไปด้วยถังไร้อากาศ (Anaerobic) ถังแอนน็อกซิก (Anoxic) และถังเติมอากาศ (aerobic) ในส่วนของถังไร้อากาศทำหน้าที่เป็นถังคัดพันธ์ (Selector) จุลินทรีย์แบบ (floc forming) และ ใช้เพื่อกำจัดสารอินทรีย์โดยกระบวนการหมัก (fermentation) นอกจากนี้ยังสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้อีกด้วย ถัง Anoxic เป็นถังที่ใช้กำจัดสารอินทรีย์และไนเตรทโดยใช้จุลินทรีย์พวกเฮเทอโรโทรป (heterotroph) ซึ่งใช้ในเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และสารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นแหล่งพลังงาน ไนเตรทจะถูกรีดิวซ์เป็นก๊าซไนโตรเจนออกสู่อากาศโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ส่วนในถังเติมอากาศ (Oxic) ทำหน้าที่กำจัดสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์พวกเฮเทอโรโทรป ซึ่งใช้น้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน และใช้ออกซิเจนเพื่อเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย นอกจากนี้ยังมีจุลินทรีย์พวกออโตโทรป (autotroph) ทำหน้าที่ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) เปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนไตรท์ (NO_2^-) และ ไนเตรท (NO_3^-) ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าตะกอนจุลินทรีย์ถูกเวียนไปในถังทั้งสามแบบ ดังนั้นจึงมีความเป็นไปได้ที่จะมีแบคทีเรียรีดิวซ์เหล็กอยู่ในฟล็อก และสามารถใช้ในกระบวนการรีดักชันได้

2.2 กระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation)

กระบวนการโคแอกกูเลชันหมายถึงกระบวนการที่ทำให้สารแขวนลอย และคอลลอยด์ ซึ่งมีขนาด 10^{-3} ถึง 10^{-6} มม. (มันซิน ตัณจุลเวศน์, 2537) ที่มีอยู่ในน้ำ รวมตัวกันและมีขนาดใหญ่ขึ้น ทำให้สามารถตกตะกอนได้เร็วและแยกตัวจากน้ำได้ง่าย หากปล่อยให้อนุภาคดังกล่าวตกตะกอนด้วยน้ำหนักตัวเองจะใช้เวลาานมาก จากการคำนวณการตกตะกอนอนุภาคคอลลอยด์ขนาด 10^{-4} มม. ต้องใช้เวลา 730 วัน ในระยะทาง 1 เมตร เนื่องจากขนาดที่เล็กมาก การตกตะกอนจะทำให้อนุภาคต่างๆรวมกัน โดยมี 2 ขั้นตอน คือ

1. การทำลายเสถียรภาพ (Destabilization) ของคอลลอยด์ ได้แก่ การลดแรงผลักที่เกิดจากประจุระหว่างอนุภาคของคอลลอยด์
2. การทำให้อนุภาคคอลลอยด์ เคลื่อนที่มาสัมผัสกันมากที่สุด (Transport of Colloidal Particles)

ในกระบวนการโคแอกกูเลชันที่สมบูรณ์นั้น จำเป็นต้องมีทั้ง 2 ขั้นตอน โดยในการทำลายเสถียรภาคคอลลอยด์จะทำให้ตะกอนขนาดเล็กรวมตัวกันเป็นตะกอนที่ใหญ่ขึ้น ซึ่งเกิดจากการทำลายประจุไฟฟ้าในอนุภาคคอลลอยด์ จากนั้นอนุภาคจะรวมกันเป็นกลุ่มก้อน และตกตะกอนลงมา ทำให้สามารถแยกออกจากน้ำได้ง่าย

แรงที่ส่งผลต่ออนุภาคคอลลอยด์ ได้แก่ แรงดึงดูดของโลก และแรงผลักรวมและดูดระหว่างอนุภาค ซึ่งในกรณีที่อนุภาคมีขนาดเล็กมากแรงดึงดูดและดูดระหว่างอนุภาค จะส่งผลมากกว่าแรงดึงดูด ซึ่งจะทำให้เกิดแรงยึดระหว่างอนุภาค ทำให้ไม่สามารถตกตะกอนหรือตกตะกอนได้ช้ามาก ดังนั้นจึงมีความจำเป็น ที่จะต้องใส่สารช่วยตกตะกอน เพื่อไปทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ ทำให้อนุภาคเล็กๆ สามารถรวมตัวกันเป็นอนุภาคที่ใหญ่ขึ้น และตกตะกอนลงมาได้

2.2.1 คุณสมบัติของคอลลอยด์ (มันสิน ตันจุลเวศน์, 2537)

1. คุณสมบัติทางไฟฟ้าของคอลลอยด์

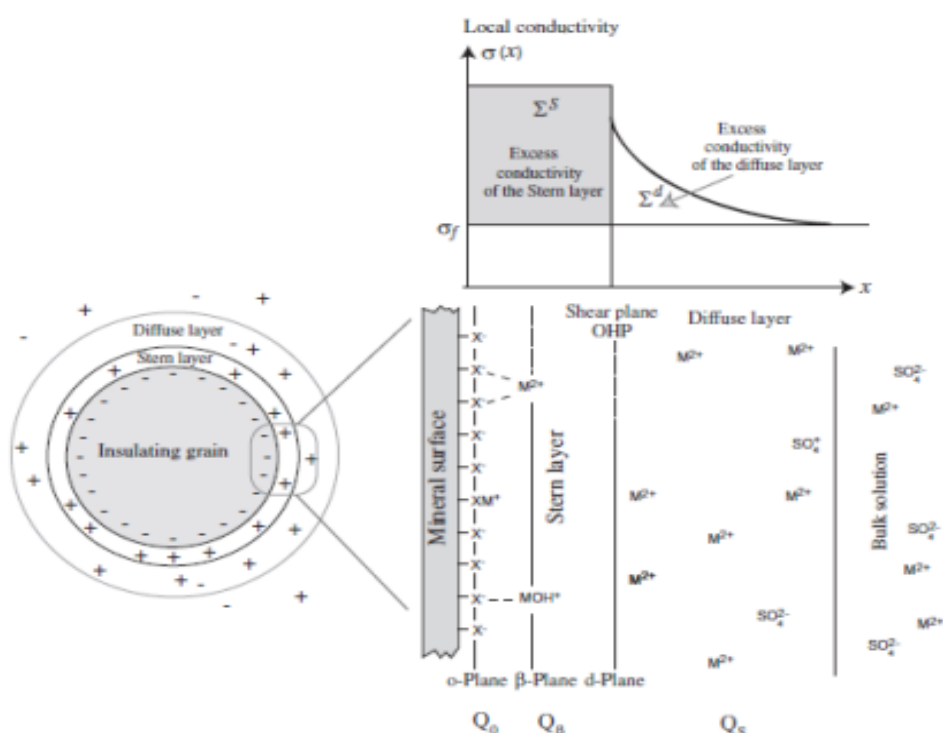
อนุภาคคอลลอยด์มีความต่างจากสารแขวนลอย อะตอม และโมเลกุลขนาดเล็กในเรื่องของขนาด และคุณสมบัติทางไฟฟ้า ซึ่งอาจเป็นประจุบวกหรือลบก็ได้ โดยในทางสิ่งแวดล้อมส่วนมากจะเป็นประจุลบและไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic) โดยจากการที่อนุภาคคอลลอยด์มีประจุไฟฟ้า จึงทำให้มีแรงผลักระหว่างอนุภาคทำให้ไม่รวมกันเป็นกลุ่ม (Floc) ด้วยเหตุนี้คอลลอยด์ในน้ำจึงมีเสถียรภาพ

อนุภาคคอลลอยด์มีประจุไฟฟ้ามาจาก ความไม่บริสุทธิ์ของสาร ประจุไฟฟ้าของไอออนที่ดูดติดผิวอนุภาคคอลลอยด์ การละลายตัวของไอออน และการแตกตัวเป็นไอออนของหมู่ฟังก์ชัน (Functional group)

2. Electrical double layer theory

เป็นทฤษฎีที่ใช้อธิบายคุณสมบัติทางไฟฟ้าของคอลลอยด์ ซึ่งคิดค้นโดย Helmholtz โดยในทฤษฎีนี้ได้บอกว่า การดูดไอออนบวกเข้ามาติดผิวของ อนุภาคคอลลอยด์ที่เป็นไอออนลบนั้น ไอออนบวกชั้นในสุดจะไม่สามารถดูดติดที่ผิวของอนุภาคได้ เนื่องจากไอออนบวกมีโมเลกุลของน้ำล้อมรอบอยู่ ซึ่งระยะห่างระหว่างผิวของอนุภาคและจุดศูนย์กลางของไอออนที่ใกล้ที่สุดจะเรียกว่า Stern layer ส่วนชั้นที่เคลือบคลุมจากเปลือกชั้นในไปถึงตำแหน่งที่อนุภาคคอลลอยด์หมดอำนาจไฟฟ้า เรียกว่าชั้น Diffuse layer (รูปที่ 2.3)

การวัดศักย์ไฟฟ้าบนผิวของอนุภาคคอลลอยด์ (Nernst potential) ไม่สามารถวัดได้โดยตรง แต่จะคำนวณจากอัตราการเคลื่อนที่ของอนุภาคในสนามไฟฟ้า (Electrophoretic mobility) ที่วัดได้ เรียกศักย์ไฟฟ้าที่คำนวณได้นี้ว่า Zeta potential ซึ่งเป็นค่าที่ใช้บอกถึงระดับความเสถียรของคอลลอยด์ หากคอลลอยด์มีความเสถียรสูง จะมีค่า Zeta potential สูง หากคอลลอยด์มีความเสถียรต่ำ ค่า Zeta potential ก็จะมีค่าต่ำ ทำให้รวมกันเป็นกลุ่มได้ง่าย



รูปที่ 2.3 แสดงโมเดลที่ใช้อธิบาย Electrical double layer theory (Vaudelet และคณะ, 2011)

3. ความเสถียรของคอลลอยด์ (มันส์ติน ตัณฑุลเวศน์, 2537)

ความเสถียรของคอลลอยด์นั้น จะทำให้คอลลอยด์แขวนลอยในน้ำและไม่ตกตะกอนลงมาในเวลาสั้น การทำให้คอลลอยด์ตกตะกอนลงมาและสามารถแยกออกจากน้ำได้ ถือว่าเป็นการทำลายความเสถียรของคอลลอยด์

ความเสถียรของคอลลอยด์ขึ้นกับแรงผลักรวมและแรงดึงดูดระหว่างอนุภาค โดยแรงดึงดูดระหว่างอนุภาคคือแรง van der Waals เป็นแรงอ่อนที่มีอำนาจเมื่ออนุภาคอยู่ใกล้กัน ส่วนแรงผลักรวมมาจากประจุไฟฟ้าของอนุภาค หากแรงผลักรวมมีมากกว่าแรงดึงดูด คอลลอยด์จะมี

ความเสถียรมาก ทำให้แขวนลอยในน้ำ แต่หากแรงดูดมากกว่าแรงผลัก จะทำให้อนุภาครวมตัวกันและตกตะกอนลงมา

4. การทำลายความเสถียรของคอลลอยด์

การทำลายความเสถียรของคอลลอยด์อาศัยกลไก 4 แบบ ได้แก่

1. การลดความหนาของชั้นกระจาย (Diffuse layer)

สามารถทำได้โดยเพิ่มจำนวนของไอออนที่มีประจุตรงข้ามกับอนุภาค ซึ่งถือว่าเป็นการเพิ่มจำนวน Counter Ion ซึ่งจะทำให้ความหนาของชั้นกระจายและ Zeta potential ลดลง เนื่องจากการประจุบวกที่เพิ่มขึ้น จะส่งผลให้อำนาจของอนุภาคประจุลบไม่สามารถส่งออกไปได้ไกลเท่าเดิม ความหนาของชั้นกระจายจึงลดลง ซึ่งไอออนที่มีการดูดติดดีที่สุดคือ ไอออนที่มีประจุ 3+ 2+ และ 1+ ตามลำดับ โดยในการเติมไอออนประจุบวกลงไป เป็นการทำลายความเสถียรของคอลลอยด์ ไม่ขึ้นกับความเข้มข้นของคอลลอยด์ และไม่ว่าจะเติมประจุบวกไม่มากเท่าใด จะไม่สามารถเปลี่ยนประจุของอนุภาคคอลลอยด์ได้ (Charge reversal)

2. การดูดติดและการทำลายประจุไฟฟ้าของคอลลอยด์ (Adsorption)

สารเคมีบางชนิดมีความสามารถการดูดติดผิวของอนุภาคคอลลอยด์ได้ โดยสารเคมีเหล่านั้นจะต้องมีประจุที่ตรงข้ามกับคอลลอยด์ ซึ่งการดูดติดผิวจะเป็นการลด Zeta potential ลงและเป็นการทำลายความเสถียรของคอลลอยด์ โดยจะแตกต่างจากการลดความหนาของชั้นกระจายโดย Counterion 3 ประการ ได้แก่

1. การดูดติดผิวต้องการไอออนต่างชนิดน้อยกว่าการลดความหนาของชั้นกระจาย เนื่องจากสามารถเข้าถึงผิวของอนุภาคคอลลอยด์ได้ จึงมีประสิทธิภาพมากกว่าการลดความหนาของชั้นกระจาย
2. ในการดูดติดผิวนั้น ปริมาณสารช่วยตกตะกอนที่ใช้เพิ่มหรือลดลงตามการเพิ่มหรือลดลงของคอลลอยด์ ซึ่งหมายความว่า การดูดติดผิวเป็นไปตามสโตยชิโอเมตริก (Stoichiometric) ส่วนการลดความหนาของชั้นกระจายไม่ได้เป็นไปตามสโตยชิโอเมตริก
3. การดูดติดผิวสามารถเปลี่ยนประจุของอนุภาคคอลลอยด์ให้เป็นประจุตรงข้ามได้ (Charge reversal) หากเติมสารช่วยตกตะกอนมากกว่าระดับที่เหมาะสม ส่วนการลดความหนาของชั้นกระจายไม่สามารถ

เปลี่ยนประจุของอนุภาคได้ จากจำนวนไอออนต่างชนิดในชั้นกระจาย ถูกจำกัดด้วยศักย์ไฟฟ้าของคอลลอยด์เสมอ ไอออนต่างประจุที่เติมมากเกินไปจะอยู่นอกชั้นกระจาย ดังนั้นไม่ว่าจะใช้สารมากเท่าใด ก็ไม่สามารถเปลี่ยนประจุได้

3. ใช้ผลึกสารอนินทรีย์เพิ่มน้ำหนักและขนาดอนุภาคคอลลอยด์

การเติมสารประกอบเกลือของโลหะบางชนิดในปริมาณที่เกินพอ จะทำให้เกิดการตกผลึกอย่างรวดเร็ว โดยอนุภาคคอลลอยด์อาจเป็นแกนของผลึกทำให้รวมกันมีขนาดใหญ่ขึ้น ถือว่าเป็นการเพิ่มน้ำหนักให้กับอนุภาคคอลลอยด์ ทำให้คอลลอยด์สูญเสียเสถียรภาพและตกตะกอนลงมาได้ในที่สุด สารเคมีที่ใช้ตกตะกอนเช่น สารส้ม เพอริกคลอไรด์ (FeCl_3) และปูนขาว ซึ่งสามารถทำให้ตกตะกอนได้โดยการเกิด $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ และ CaCO_3 เรียกว่ากำจัดคอลลอยด์แบบนี้ว่า Sweep-floc coagulation

โดยในกลไกนี้ไม่จำเป็นต้องทำลายประจุที่อนุภาคคอลลอยด์ การตกตะกอนจึงไม่จำเป็นต้องเกิดขึ้นในตอนที่มีค่า Zeta potential ต่ำที่สุด แต่สิ่งสำคัญที่ส่งผลต่อกลไกนี้คือค่าพีเอช เนื่องจากมีความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชและความสามารถในการตกผลึกของสารต่างๆ โดยสารช่วยตกตะกอนจะตกตะกอนได้ดีในช่วงพีเอชที่ต่างกัน

4. การใช้สารอินทรีย์โพลีเมอร์เป็นสะพานเชื่อมอนุภาคคอลลอยด์

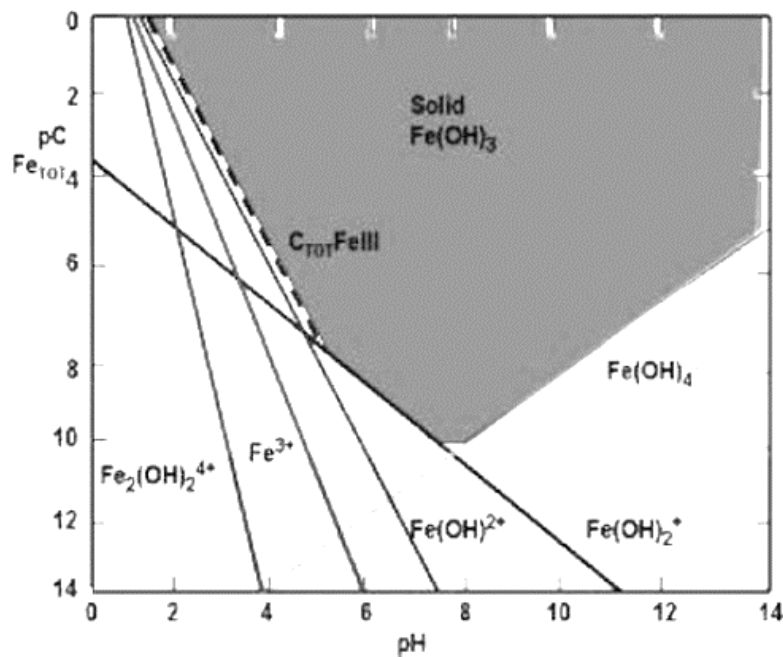
สารประกอบตามธรรมชาติ เช่น แป้ง เซลลูโลส น้ำตาลและโปรตีนบางชนิด รวมถึงสารอินทรีย์โพลีเมอร์สังเคราะห์ก็ขึ้นที่สามารใช้เป็นสารช่วยตกตะกอนได้ โดยสารเหล่านี้อาจมีประจุบวก ประจุลบ หรือไม่มีประจุก็ได้ โมเลกุลของโพลีเมอร์สามารถเกาะติดอนุภาคคอลลอยด์ได้หลายตำแหน่ง การเกาะติดอาจเป็นผลมาจากประจุที่ตรงข้ามกันของอนุภาคคอลลอยด์และโพลีเมอร์ หรือเป็นแรงของปฏิกิริยาทางเคมีที่เกิดขึ้นระหว่างประจุเหมือนกันของโพลีเมอร์และอนุภาคคอลลอยด์ อนุภาคที่มีโพลีเมอร์เกาะติดอยู่โดยมีปลายอิสระสำหรับเกาะอนุภาคอื่นถือได้ว่าเป็นอนุภาคที่ไม่มีเสถียรแล้ว โดยจะสามารถจับกับอนุภาคอื่นๆ ได้โดยใช้ตัวเองเป็นสะพานเชื่อม

2.3 โคแอกกูแลนต์ (Coagulant) (มันสิน ตัณฑุลเวศน์, 2537)

เป็นสารเคมีที่ช่วยทำให้เกิดการตกตะกอนดีขึ้น ได้แก่ ประเภทที่มีอลูมิเนียมเป็นส่วนประกอบ เช่น สารส้ม (Aluminium sulfate) และประเภทที่มีเหล็กเป็นส่วนประกอบ เช่น

เฟอร์ริกคลอไรด์ (Ferric chloride) และประเภทโพลีอิเล็กโทรไลต์ (Polyelectrolyte) เมื่อเติมสารช่วยตกตะกอนลงในน้ำ จะแตกตัวกลายเป็นประจุบวกและลบที่มีเวเลนซ์สูง ประจุบวกจะทำปฏิกิริยากับไฮดรอกไซด์ (OH⁻) ทำให้เกิดสารแขวนลอยของสารประกอบโลหะไฮดรอกไซด์ที่มีประจุบวก ซึ่งสารนี้จะสามารถจับกับอนุภาคความขุ่นซึ่งมีประจุลบ ทำให้เป็นการกำจัดความขุ่นลงได้

ระบบบำบัดน้ำเสียในปัจจุบัน นิยมใช้เฟอร์ริกคลอไรด์เป็นสารช่วยตกตะกอน โดยเฟอร์ริกคลอไรด์มีสูตรทางเคมีว่า FeCl₃·H₂O หรือ Ferric chloride anhydrous ผลึกจะมีสีน้ำตาลหรือเหลือง เมื่อละลายน้ำจะมีสีน้ำตาลแกมเหลือง เนื่องจากผลึกเฟอร์ริกคลอไรด์สามารถละลายน้ำได้ง่าย และตกตะกอนได้ดีในช่วงพีเอชกว้างตั้งแต่ 4-11 ซึ่งสามารถตกตะกอนได้ดีที่สุดที่ค่าพีเอชเท่ากับ 8 (รูปที่ 2.4) โดยตะกอนในรูปของเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ (Fe(OH)₃) จากสมการด้านล่าง ทั้งนี้ต้องคำนึงถึงปริมาณของสารที่เติมลงไปให้พอเหมาะด้วย เนื่องจากตะกอนที่เกิดขึ้นจะมาจากสารเคมีที่เติมลงไปส่วนใหญ่ และหากเติมในปริมาณที่มากเกินไปจะส่งผลกระทบต่อกระบวนการเมตาบอลิซึมของจุลินทรีย์ในระบบ (Clark, 1998)



รูปที่ 2.4 แสดง Solubility diagram ของเฟอร์ริกคลอไรด์ (Pearse, 2003)

2.4 ความเป็นพิษของเฟอริกคลอไรด์ (FeCl₃)

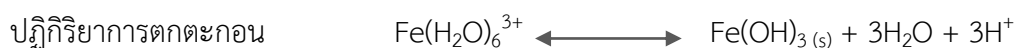
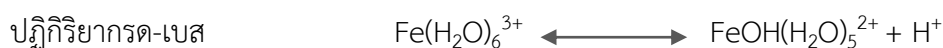
เฟอริกคลอไรด์ที่ละลายน้ำแล้วนั้น ในกรณีที่มีความเข้มข้นสูงมาก จะมีสมบัติกัดกร่อนและ แสบร้อนในบริเวณที่สัมผัส หากสูดไอระเหยเข้าไป จะไปทำลายเนื้อเยื่อของทางเดินหายใจส่วนบน อาจเกิดการระคายเคืองในบริเวณทางเดินหายใจส่วนบน ไอ จาม ปวดหัว หรือ อาเจียนได้ หากเข้าตาอาจทำให้ตาพล่าวามัว ตาแดง หากรับประทานเข้าไปอาจมีผลระยะยาวต่อดับ และส่งผลทำให้ตาบอดได้

ค่า LD₅₀ ของสารละลายเฟอริกคลอไรด์อยู่ที่ 450 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นสารก่อมะเร็ง และเป็นสารที่ส่งผลต่อระบบสืบพันธุ์

2.5 เหล็กที่พบในธรรมชาติ

เหล็กโลหะทรานซิชันที่มีอยู่มากที่สุดบนผิวโลก ซึ่งสามารถพบได้ทั้งใน ดิน ตะกอน น้ำ และ วัฏจักรของเหล็กในสิ่งแวดล้อม (Liu และคณะ, 2011) โดยสามารถส่งผลกระทบต่อแร่ธาตุอื่นๆได้อย่างมาก ในสิ่งแวดล้อม โดยส่วนใหญ่เหล็กที่พบในดินอยู่ในรูปของไอออนออกไซด์ (Iron oxide) ซึ่งประกอบไปด้วยเหล็กและออกซิเจน ได้แก่ ฮีมาไทต์ (Fe₂O₃) และ แมกนีไทต์ (Fe₃O₄)

ส่วนเหล็กที่พบในน้ำจะอยู่ในรูปแบบไอออนอิสระ (Free ionic species) ได้แก่ เฟอร์รัส (Fe²⁺) และเฟอริก (Fe³⁺) ซึ่งจะเป็นรูปแบบที่ไม่เสถียร ในการสร้างความเสถียร ไอออนของเหล็กจะใช้เวเลนซ์อิเล็กตรอนสร้างพันธะโคออร์ดิเนตกับไอออนอื่นๆ ที่แสดงคุณสมบัติของความเป็นผู้ให้อิเล็กตรอนได้รุนแรงกว่า เหตุนี้ไอออนของเหล็กที่อยู่ในน้ำจึงมักจะอยู่ในรูปไฮเดรตไอออน (Hydrated ion) คือ Fe(H₂O)_xⁿ⁺ และอาจทำให้เกิดความเสถียรมากขึ้นโดยการเกิดปฏิกิริยาในหลายรูปแบบ เช่น



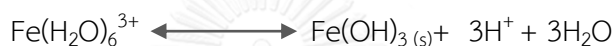
โดยปฏิกิริยาที่กล่าวมาจะทำให้เหล็กที่อยู่ในรูปไอออนอิสระมีความเสถียรมากกว่าเดิม ชนิดของการเกิดปฏิกิริยาจะขึ้นกับรูปแบบของไอออนที่พบ โดยนอกจากจะพบในรูปของไฮเดรตไอออน

(Hydrated ion) แล้วยังอาจเกิดปฏิกิริยาย้อนกลับกับไอออนลบของสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ กลายเป็นสารประกอบโลหะเชิงซ้อน (Metal complex) หรือสารประกอบที่เกิดจากการสร้างพันธะระหว่างคาร์บอนกับโลหะ (Organometallic) ได้อีกด้วย

โดยทั่วไป เฟอริกไอออน (Fe^{3+}) มีแนวโน้มที่เสียโปรตอนออกจากโมเลกุลของน้ำที่อยู่ล้อมรอบ ซึ่งจะแสดงความเป็นกรดออกมา ตามคำจำกัดความของ Bronsted



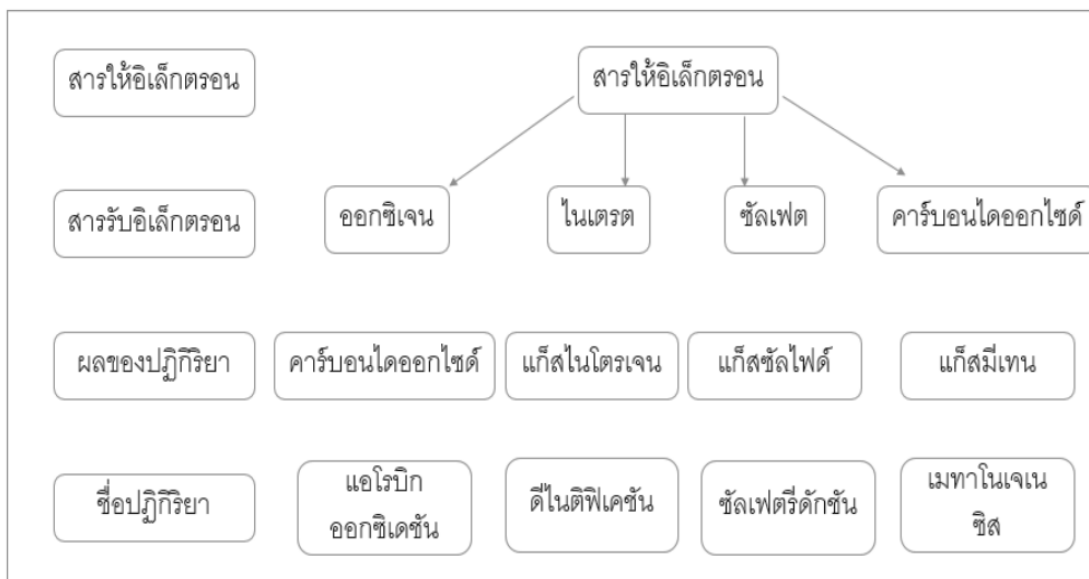
เนื่องจากไฮเดรตไอออนของเฟอริกแสดงความเป็นกรดออกมาจึงส่งผลกระทบต่อธรรมชาติ เช่น น้ำกรดจากเหมือง ซึ่งแสดงความเป็นกรดออกมาเพราะเสียโปรตรอนออกจากไฮเดรตไอออน ตามสมการ



กลุ่มไฮดรอกซิล (OH) ที่เกาะอยู่กับไอออนของเหล็กอาจทำหน้าที่เชื่อมโมเลกุลของเหล็กเข้าด้วยกัน สารประกอบเหล็กที่เกิดขึ้นอาจเป็นโพลิเมอร์ได้ โดยโมเลกุลของน้ำอาจเสียโปรตอนออกมาทำให้เกิดไฮดรอกซีซิสทีส ซึ่งจะเป็นการเพิ่มความสามารถในการสร้างพันธะกับไอออนของเหล็กจนเกิดเป็นโพลิเมอร์ที่มีขนาดใหญ่กว่าเดิม หากกระบวนการดังกล่าวยังดำเนินต่อไปจะเกิดเป็นสารประกอบคอลลอยด์ (Colloidal hydroxy polymer) ซึ่งจะมีขนาดใหญ่และสามารถตกตะกอนลงมาได้ สิ่งที่ตกตะกอนลงมาก็คือตะกอนของเฟอริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) นั่นเอง

2.6 กลไกพื้นฐานในการสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

กลไกพื้นฐานในการสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียคือเป็นการถ่ายเทอิเล็กตรอน ในปฏิกิริยารีดอกซ์ ประกอบไปด้วยตัวให้อิเล็กตรอนและตัวรับอิเล็กตรอน โดยสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียจะทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอน ส่วนออกซิเจน ไนเตรต เฟอริก ซัลเฟต และคาร์บอนไดออกไซด์ จะเป็นตัวรับอิเล็กตรอน การถ่ายเทอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์จะได้พลังงานเกิดขึ้นจำนวนหนึ่ง พลังงานที่เกิดขึ้นนี้ส่วนหนึ่งสูญเสียไปในรูปของพลังงานความร้อน (Catabolism) อีกส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้การดำรงชีวิตและสร้างเซลล์ใหม่ (Anabolism) หากเป็นปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจน ตัวรับอิเล็กตรอนจะเป็นออกซิเจน ส่วนปฏิกิริยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะมีไนเตรต เฟอริก ซัลเฟต และคาร์บอนไดออกไซด์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน และถ้าหากสารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นทั้งตัวให้และรับอิเล็กตรอน จะเรียกว่ากระบวนการหมัก (Fermentation) ซึ่งปฏิกิริยาขั้นพื้นฐานได้แสดงไว้ดังรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 ปฏิกริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย
(กรมควบคุมมลพิษ, 2544)

ในกรณีที่ในน้ำเสียมิตัวรับอิเล็กตรอนหลายชนิดไม่ว่าจะเป็นออกซิเจน ไนเตรต เพอริก ซัลเฟต และคาร์บอนไดออกไซด์ จุลินทรีย์จะใช้สารรับอิเล็กตรอนโดยเรียงจากพลังงานที่ได้รับจากมากไปน้อยตามปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิกส์ ซึ่งก็คือ ออกซิเจน ไนเตรต เพอริก ซัลเฟต และคาร์บอนไดออกไซด์ ตามลำดับ

นอกจากจะขึ้นกับปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิกส์แล้ว ยังขึ้นกับปัจจัยด้านอื่นด้วย เช่น พีเอช อุณหภูมิ และชนิดของน้ำเสีย ซึ่งจะส่งผลต่อการเจริญของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

2.7 ปฏิกริยารีดอกซ์ (Redox reaction)

ปฏิกริยารีดอกซ์ คือปฏิกิริยาที่มีการเปลี่ยนแปลงสถานะออกซิเดชัน ซึ่งเป็นปฏิกิริยาที่มีการถ่ายโอนอิเล็กตรอน เมื่อมีการเพิ่มเลขออกซิเดชันหรือการให้อิเล็กตรอนจะเรียกออกซิเดชัน (Oxidation) ส่วนเมื่อมีการลดเลขออกซิเดชัน หรือการรับอิเล็กตรอนจะเรียกรีดักชัน (Reduction) โดยที่ปฏิกิริยาทั้งสองนี้จะต้องเกิดพร้อมกัน ปฏิกริยารีดอกซ์จึงจะเกิดขึ้นสมบูรณ์

เราสามารถแบ่งชนิดของปฏิกริยารีดอกซ์ที่เกิดขึ้นภายในเซลล์ของจุลินทรีย์ออกได้เป็น 2 ประเภท ตามสารรับอิเล็กตรอน คือ

1. การหมัก (Fermentation) คือ ปฏิกริยารีดอกซ์ของสารประกอบอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในภาวะที่ไม่มีสารรับอิเล็กตรอนภายนอก

2. การหายใจ (Respiration) คือ ปฏิกิริยารีดอกซ์ที่มีสารรับอิเล็กตรอนภายนอก เป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ซึ่งสามารถแบ่งย่อยลงไปได้อีก 2 ประเภท
- Aerobic Respiration เป็นการหายใจที่มีโมเลกุลของออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย
 - Anaerobic Respiration เป็นการหายใจที่ไม่ใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย สารรับอิเล็กตรอนที่ใช้ในกรณีนี้ได้แก่ ไนเตรท เพอริก ซัลเฟต และคาร์บอนไดออกไซด์

2.7.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ของเหล็กในน้ำ

ปฏิกิริยารีดอกซ์ของเหล็กมีความสำคัญกับแหล่งน้ำธรรมชาติและในน้ำเสีย โดยเราสามารถใช้ออกซิเจนในการอธิบายการละลายและการตกตะกอนของเหล็กเฟอรัส (Fe^{2+}) และ เพอริก (Fe^{3+}) ได้ ซึ่งทำให้เกิดการปนเปื้อนของเหล็กในสิ่งแวดล้อม

ปฏิกิริยารีดอกซ์ของเหล็กจะเปลี่ยนจากเพอริก (Fe^{3+}) เป็นเฟอรัสไอออน (Fe^{2+}) ในสภาวะไร้ออกซิเจน (Anaerobic) และทำให้การละลายเพิ่มขึ้น ซึ่งสามารถสังเกตปฏิกิริยานี้ได้ในน้ำใต้ดินและในถังหมักไร้อากาศ ปฏิกิริยารีดอกซ์จะทำให้เกิดการสลายตะกอนฟล็อก (Deflocculation)



ปฏิกิริยาออกซิเดชันของเหล็กจะเปลี่ยนจากเฟอรัส (Fe^{2+}) เป็นเพอริกไอออน (Fe^{3+}) ในสภาวะที่มีออกซิเจน (Aerobic) ทำให้การละลายลดลง โดยจะทำให้เกิดการสร้างตะกอน (Reflocculation) ในถังเติมอากาศของระบบเอเอส



ความสามารถในการละลายและการตกตะกอนของเพอริก (Fe^{2+}) และเพอริกไอออน (Fe^{3+}) มีความต่างกัน ทั้งสองละลายน้ำได้ในสภาวะที่เป็นกรด แต่ตกตะกอนได้ในช่วงพีเอชที่ต่างกัน

2.7.2 ปัจจัยที่ส่งผลต่อกระบวนการรีดักชันของเพอริกไอออน

เนื่องจากการเกิดกระบวนการรีดักชันของเหล็ก เป็นกระบวนการที่ซับซ้อนในธรรมชาติ ดังนั้นเราจึงควรจะต้องศึกษาปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อกระบวนการรีดักชัน ปัจจัยในการเกิดปฏิกิริยารีดักชันมี 2 อย่างได้แก่

1. โครงสร้างของเหล็ก (Crystalline structure)

โดยเราจะพบเฟอร์ริก (Fe^{3+}) อยู่ในรูปของออกไซด์ในน้ำและดินเป็นส่วนใหญ่ และจะไม่ละลายน้ำในพีเอชที่เป็นกลาง เฟอร์ริกออกไซด์ที่พบนั้น อยู่ในรูปของของแข็งสัณฐานหรือเป็นผลึก(Crystalline) และ ของแข็งอสัณฐานหรือไม่เป็นผลึก (Amorphous) ซึ่งเหล็กในรูปผลึกเช่น แมกนีไทต์ (Magnetite) และ จีโอไทต์ (Goethite) จะไม่ค่อยมีส่วนในการเกิดปฏิกิริยารีดักชันขึ้น ส่วนที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการรีดักชันนั้น คือเหล็กที่ไม่เป็นผลึก (Amorphous) ได้แก่ เฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$)

2. สารที่ช่วยในการขนส่งอิเล็กตรอน (Natural electron shuttle)

เป็นสารที่ช่วยกระตุ้นปฏิกิริยารีดักชันของจุลินทรีย์ โดยทำหน้าที่ขนส่งอิเล็กตรอนระหว่างจุลินทรีย์และสารอาหาร ได้แก่ กรดฮิวมิก (Humic acid) กรดฟัลวิก (Fulvic acid) และสารประกอบควิโนน (Quinone-containing compound) โดยอิเล็กตรอนจากสารอินทรีย์ที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอน (Electron donor) จะส่งให้ตัวรับอิเล็กตรอนซึ่งก็คือ เฟอร์ริก (Fe^{3+}) ได้โดยอาศัยกลไกต่างๆดังนี้

2.1 ส่งผ่านโดยตรง (Direct contact electron transfer) เป็นการส่งผ่านอิเล็กตรอนโดยการสัมผัสระหว่างจุลินทรีย์และเฟอร์ริก (Fe^{3+}) โดยอาจเกิดการส่งผ่านแบบฟาซิลิเทต (Facilitated) เรียกว่า Bacterial nanowires ซึ่งถูกสร้างขึ้นจากแบคทีเรียบางชนิด เช่น *Geobacter metallireducens*

2.2 ส่งผ่านทางอ้อม (Indirect electrontransfer) เป็นการส่งอิเล็กตรอนจากสารอินทรีย์ไปให้แบคทีเรียโดยไม่ได้สัมผัส แต่จะส่งผ่านสารที่ช่วยในการขนส่งอิเล็กตรอน ได้แก่

- Redox-active organic electron shuttle หรือ เฟอร์ริกคีเลเตอร์ (Ferric chelator) เป็นการใช้สารอินทรีย์เป็นตัวขนส่งอิเล็กตรอน ซึ่งถูกสร้างและปล่อยจากแบคทีเรียบางชนิด เช่น *Shewanella sp.*
- Redox-active humic substance electron shuttle เป็นการใช้กรดฮิวมิกหรือสารประกอบอินทรีย์อื่นๆในการขนส่งอิเล็กตรอน

2.7.3 สารเคมีที่ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในกระบวนการรีดักชันของเฟอริก

1. สารฮิวมิก (Humic Substance)

เป็นสารประกอบและของผสมต่างๆ ระหว่างสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ ในดิน ตะกอน และในน้ำ ซึ่งมาจากการย่อยสลายของซากพืชซากสัตว์ โดยปฏิกิริยาทางเคมีและชีวเคมี สารฮิวมิกมีส่วนเกี่ยวข้องกับหลายกระบวนการทั้งในดินและ ในแหล่งน้ำธรรมชาติ โดยจะพบในระดับความเข้มข้นที่ต่างกัน ตัวอย่างเช่นเป็นส่วนหนึ่งในการสลายตัวของดิน (Soil weathering) เป็นสารอาหารให้แก่พืช ควบคุมค่า พีเอช รวมตัวกับโลหะหนักเพื่อลดความเป็นพิษและการเคลื่อนที่ นอกจากนี้ยังมีส่วนใน Bioavailability และยังมีรายงานว่าสามารถใช้เป็นสารที่ช่วยในการขนส่งอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดักชันของเฟอริกและจุลินทรีย์ด้วย

สารฮิวมิกสามารถแบ่งได้เป็น 3 ส่วน ได้แก่ กรดฮิวมิก กรดฟัลวิก และฮิวมิน โดยงานวิจัยนี้จะให้ความสำคัญกับกรดฮิวมิก

กรดฮิวมิก (Humic acid)

มีสูตรโมเลกุลคือ $C_9H_9NO_6$ น้ำหนักโมเลกุล 227.17 กรดฮิวมิกมักจะมีหมู่ฟังก์ชันทั้งพวกอัลคิล (Alkyl) และอะโรมาติก (Aromatic) เกาะอยู่ด้วย เช่น คาร์บอกซิลิก (Carboxylic group) ฟีนอลิกไฮดรอกซิล (Phenolic hydroxyl) และควิโนน (Quinone) (Wershaw, 1983) และ (Yudov และคณะ, 2005) โดยพบว่าควิโนน ซึ่งพบมากในกรดฮิวมิก เป็นหมู่ฟังก์ชันหลักในการถ่ายทอดอิเล็กตรอน (Electron transferring capacity) (Cory and McKnight, 2005) และ (Klapper และคณะ, 2002) กรดฮิวมิกสามารถทำหน้าที่เป็นสารช่วยขนส่งอิเล็กตรอนระหว่างแบคทีเรียและเฟอริก ทำให้ช่วยเพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันของเฟอริก โดยมีความเข้มข้นตั้งแต่ 20-240 มิลลิกรัมต่อลิตร (Wolf และคณะ, 2009) นอกจากนี้ (Lovley และคณะ, 1996) ทำการศึกษาปฏิกิริยารีดักชันของเฟอริกไฮดรอกไซด์กับจุลินทรีย์ โดยมีสารฮิวมิก และ ควิโนน ทำหน้าที่เป็นตัวช่วยในการขนส่งอิเล็กตรอน ซึ่งกรดฮิวมิกสามารถเพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันได้ดีกว่ากรดฟัลวิก

2. AQDS (Anthroquinone-2,6-disulfonate)

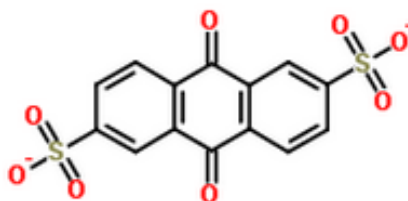
เป็นหนึ่งในสารประกอบควิโนน มีโครงสร้างโมเลกุลเป็น aromatic organic compound มีสูตรโมเลกุล $C_{14}H_6O_8S_2$ และมีคุณสมบัติทางเคมีคล้ายกับกรดฮิวมิก ซึ่งเป็น natural organic matter (NOM)

มีงานวิจัยมากมาย (Royer และคณะ, 2002) (Lovley and Blunt-Harris, 1999) (Jiang and Kappler, 2008) (Liu และคณะ, 2007) ที่กล่าวว่าสาร AQDS ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการเกิดปฏิกิริยารีดักชันของเฟอร์ริก ได้ดีกว่าสารประกอบควิโนนชนิดอื่น รวมไปถึงกรดฮิวมิกและกรดฟัลวิกด้วย โดยทำหน้าที่เป็นตัวช่วยขนส่งอิเล็กตรอน (Natural electron shuttle) ซึ่งจะทำให้เซลล์แบคทีเรียเข้าถึงสารอาหารได้ง่ายขึ้น และยังช่วยเพิ่มความสามารถในการขนส่งอิเล็กตรอนอีกด้วย และจากการทดลองของ (Jiang and Kappler, 2008) พบว่าค่าความต่างศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน ที่ทำให้ AQDS เกิดประสิทธิภาพได้สูงที่สุด จะอยู่ในช่วง -137 ถึง -225 มิลลิโวลต์ vs NHE ที่พีเอชเท่ากับ 7

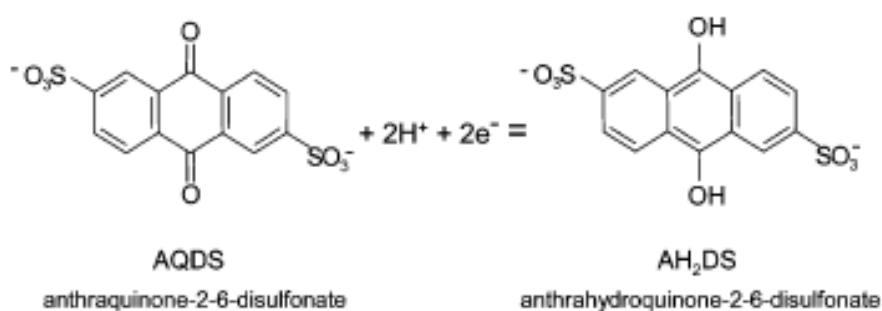
การขนส่งอิเล็กตรอนระหว่างแบคทีเรียกับเฟอร์ริกไอออนจะไม่เกิดขึ้น แม้ว่าทั้งสองสัมผัสกันโดยตรงหากขาดควิโนนซึ่งทำหน้าที่เป็นตัวขนส่งอิเล็กตรอนในสารฮิวมิกไป (Lovley และคณะ, 1996)

(Scott และคณะ, 1998) ได้ใช้เทคนิค Electron spin resonance (ESR) พบว่าสารฮิวมิกที่มีความสามารถในการเป็นตัวรับอิเล็กตรอน (Electron-accepting capacity) ที่สูงกว่ามักมี Free radical ที่ประกอบด้วย สารประกอบควิโนนเป็นหลัก โดยสารฮิวมิกที่มีองค์ประกอบหลักเป็นสารประกอบควิโนนนั้นจะถูกรีดิวซ์โดยแบคทีเรียกลายเป็นไฮโดรควิโนน (Hydroquinones) และจะถูกออกซิไดซ์โดยเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ กลายเป็นเซมิควิโนน (Semiquinones) และ ควิโนน (Quinones) ตามลำดับ

นอกจากนี้ (Liu, 2006) ยังถือว่า AQDS เป็น สารประกอบที่ใช้เป็นตัวรับส่งอิเล็กตรอนภายนอก (Exogenous electron accepting/donating compounds; ESC) ก็ได้ โดยรูปออกซิไดซ์ของ ESC ซึ่งก็คือ AQDS (Anthraquinone-2,6-disulfonate) (รูปที่ 2.6) จะถูกแบคทีเรียรีดิวซ์กลายเป็น AH₂DS (Anthrahydroquinone-2,6-disulfonate) (รูปที่ 2.7)



รูปที่ 2.6 แสดงสูตรโครงสร้างของ AQDS (Anthraquinone-2,6-disulfonate)



รูปที่ 2.7 แสดงปฏิกิริยารีดักชันของ AQDS (anthraquinone-2,6-disulfonate) กลายเป็น (Anthrahydroquinone-2,6-disulfonate)

2.7.4 ปัจจัยที่ส่งผลต่อกระบวนการออกซิเดชันของเฟอร์รัสไอออน

ปฏิกิริยาออกซิเดชันสามารถเกิดได้จากกระบวนการทางเคมีและทางชีวภาพ แต่ในกระบวนการทางเคมีนั้นจำเป็นต้องใช้อุณหภูมิที่สูง 100 องศาเซลเซียส ดังนั้นจึงให้ความสำคัญกับการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันจากกระบวนการทางชีวภาพมากกว่า

1. โลหะ(Metals) (Mazuelos และคณะ, 2010)

โลหะหนักที่ละลายน้ำสามารถยับยั้งหรือชะลอการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันทางชีวภาพของเหล็กได้ โดยสามารถแบ่งโลหะได้ 2 ชนิด

1. โลหะที่เป็นพิษ (Toxic metals) ได้แก่ เงิน (Ag), ปรอท (Hg), และ ยูเรเนียม (U) โดยจะไปยับยั้งการเจริญของจุลินทรีย์และทำให้ตายได้ แม้ในหน่วยความเข้มข้น มิลลิกรัมต่อลิตรเท่านั้น
2. โลหะที่จุลินทรีย์ทนได้ (Tolerated metals) ได้แก่ สังกะสี (Zn) โดยโลหะหนักชนิดนี้จะไม่ทำให้เซลล์จุลินทรีย์แตก หรือไปยับยั้งการเจริญ แต่จะไปชะลอการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันทางชีวภาพ

2. ตัวรับอิเล็กตรอน(Electron acceptor) (Lemmer และคณะ, 1994) (Wilén และคณะ, 2004)

ตัวรับอิเล็กตรอนเป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่สำคัญต่อปฏิกิริยาออกซิเดชันทางชีวภาพเนื่องจากการมีตัวรับอิเล็กตรอนต่างชนิดกันในน้ำเสีย ก็จะมีประชากรของจุลินทรีย์ต่างชนิดกัน โดยจากการทดลองการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันทางชีวภาพของ (Wilén และคณะ, 2004) พบว่า ออกซิเจน เป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ดีที่สุด รองลงมาคือไนเตรท และคาร์บอนไดออกไซด์ สาเหตุเนื่องจากจุลินทรีย์เป็นตัวหลักในการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ Aerobic heterotrophic bacteria จึงใช้ออกซิเจนเป็นหลักในการเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ส่วนไนเตรทนั้น Aerobic heterotrophic bacteria ส่วนน้อยที่จะใช้ได้จึงเกิดปฏิกิริยาได้น้อยกว่า

2.8 ค่าความต่างศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (ORP)

โออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) เป็นพารามิเตอร์ที่แสดงถึงปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยแสดงปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้า ที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในระบบ โดยทั่วไปจะวัดค่าโออาร์พีได้ค่าบวกในน้ำที่มีออกซิเจนหรือไนเตรตได้ดีกว่าและวัดค่าโออาร์พีได้ค่าลบในน้ำที่ไม่มีออกซิเจน โดยค่าโออาร์พีจะแสดงถึงความสามารถในการรับอิเล็กตรอนของสารละลาย ถ้าวัดโออาร์พีมีค่าบวกมาก แสดงว่าสารละลายนี้มีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดี สำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้น้อย หรือมีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนได้ดี ค่าโออาร์พีที่เหมาะสมกับปฏิกิริยารีดักชันจะอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลต์

จากตารางที่ 2.1 จะเห็นว่าออกซิเจนมีค่าต่างศักย์ไฟฟ้ามาตรฐานมากที่สุดตามมาด้วยไนเตรท เฟอริก ซัลเฟต และ คาร์บอนไดออกไซด์ตามลำดับ แสดงว่าออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้ดีที่สุดในจุลินทรีย์ที่เป็น Facultative จะเลือกใช้ออกซิเจนก่อนเป็นลำดับแรก เนื่องจากออกซิเจนให้พลังงานสูงที่สุด หากต้องการให้เกิดปฏิกิริยาเฟอริกรีดักชัน ต้องกำจัดออกซิเจนและไนเตรทออกจากระบบให้หมด หากมีตัวรับอิเล็กตรอนทั้งสองนี้อยู่ จุลินทรีย์จะไม่ใช้เฟอริกเป็นตัวรับอิเล็กตรอน แต่จะใช้ออกซิเจน และไนเตรทจนหมดก่อน หากต้องการสร้างก๊าซมีเทนซึ่งความที่ใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ต้องกำจัด ออกซิเจน ไนเตรท เฟอริก และซัลเฟต ออกจากระบบ เนื่องจากคาร์บอนไดออกไซด์มีพลังงานน้อยที่สุดจุลินทรีย์จะเลือกใช้เป็นอย่างสุดท้าย

ตารางที่ 2.1 ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้ามาตรฐานที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส (ดัดแปลงจาก (Lagrega, 2001))

ตัวรับอิเล็กตรอน	ครึ่งปฏิกิริยา	E ⁰ โวลต์
ออกซิเจน (O ₂)	O ₂ + 4H ⁺ + 4e ⁻ = 2H ₂ O	+1.27
ไนเตรท (NO ₃ ⁻)	2NO ₃ ⁻ + 12H ⁺ + 10e ⁻ = N ₂ + 6H ₂ O	+1.24
เฟอร์ริก (Fe ³⁺)	Fe ³⁺ + e ⁻ = Fe ²⁺	+0.77
ซัลเฟต (SO ₄ ²⁻)	SO ₄ ²⁻ + 10H ⁺ + 8e ⁻ = H ₂ S + 2H ₂ O	+0.34
คาร์บอนไดออกไซด์ (CO ₂)	CO ₂ + 8H ⁺ + 8e ⁻ = CH ₄ + 2H ₂ O	+0.17

2.9 Iron bacteria

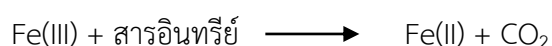
ในการเกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ของเหล็กทางชีวภาพนั้น แบคทีเรียใช้เหล็กเป็นกลไกสำคัญในการทำให้ปฏิกิริยานั้นเกิดขึ้น ไม่ว่าจะเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันหรือรีดักชันก็ตาม โดยสามารถแบ่งไอออนแบคทีเรียได้เป็น 2 กลุ่ม ดังนี้

1. Iron reducing bacteria

เป็นแบคทีเรียที่สามารถใช้เฟอร์ริก (Fe³⁺) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนในปฏิกิริยาเฟอร์ริก รีดักชันได้เป็นเฟอร์รัส (Fe²⁺) ขึ้น จะเกิดในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน และไนเตรท ดังนั้นจึงพบแบคทีเรียชนิดนี้ในลักษณะไบโอฟิล์ม (biofilm) ในสิ่งแวดล้อม ส่วนใหญ่จะพบในดินตะกอนที่ปนเปื้อนเหล็ก นอกจากนี้เรายังสามารถแบ่งแบคทีเรียรีดิวซ์เหล็กได้เป็น 2 กลุ่มตามลักษณะเมตาบอลิซึม (Berthelin และคณะ, 2006)

- Non-fermentative iron reducing bacteria

จะเกิดเพียงปฏิกิริยาเฟอร์ริก รีดักชันเท่านั้น โดยแบคทีเรียที่มีลักษณะ Facultative anaerobic bacteria เช่น *Shewanella* sp. และ Strict anaerobic bacteria เช่น *Geobacter* sp. การใช้เฟอร์ริกเป็นตัวรับอิเล็กตรอน และใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนจะทำให้เกิดปฏิกิริยาตามสมการ



- Fermentative iron reducing bacteria

จะเกิดปฏิกิริยาเฟอร์ริก รีดักชันร่วมกับการหมัก โดยแบคทีเรียที่มีลักษณะเป็น Facultative anaerobic bacteria เช่น *Bacillus* sp. และ Strict

anaerobic bacteria เช่น *Clostridium* sp. ในกรณีนี้ เฟอร์ริกจะเป็น เพียง Supplementary terminal acceptor

2. Iron oxidizing Bacteria

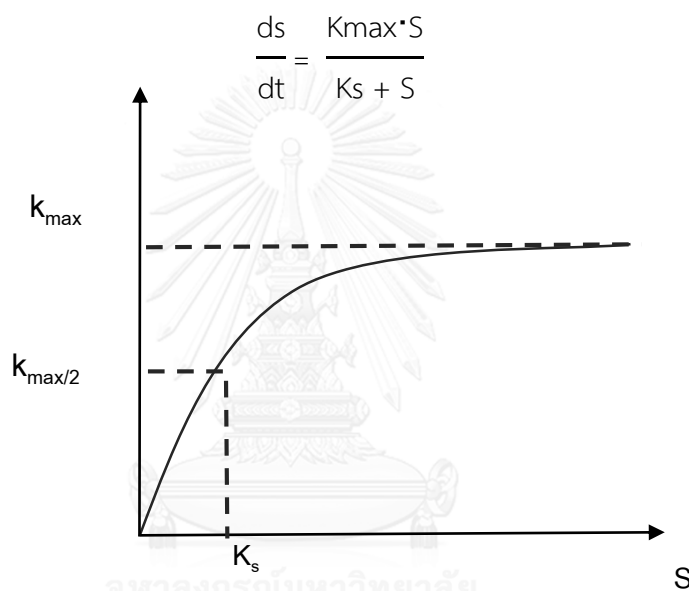
เป็นแบคทีเรียที่สามารถใช้เฟอร์รัส (Fe^{2+}) เป็นตัวให้อิเล็กตรอนในกระบวนการออกซิเดชัน และใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอน หรือเป็น Acidophilic chemolithotrophic bacteria เช่น *Thiobacillus ferrooxidans* และ *Leptospirillum ferrooxidans* (Sugio และคณะ, 1995) เนื่องจากแบคทีเรียชนิดนี้ใช้คาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งมีพลังงานน้อยเป็นแหล่งคาร์บอน จึงจำเป็นที่จะต้องใช้เฟอร์รัสไอออนจำนวนมากในการเจริญโดยเฟอร์รัสไอออนที่ได้จะมาจากการรีดิวซ์เฟอร์ริกไอออน ที่อยู่ในรูปของ เฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ปฏิกิริยาออกซิเดชันทางชีวภาพจะใช้เวลาานานกว่าปฏิกิริยาออกซิเดชันทางเคมี (Lovley and Blunt-Harris, 1999) นอกจากนี้ยังมีแบคทีเรียออกซิไดซ์เฟอร์รัสไอออน ที่ใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนด้วย เช่น *Gallionella* sp. และ *Leptothrix* sp.

2.10 การวิเคราะห์ค่าทางจลนพลศาสตร์

ในการศึกษาอัตราการเพิ่มขึ้นและลดลงของเฟอริกและเฟอร์รัสไอออนนั้น จะนำค่าที่ได้มาคำนวณและเปรียบเทียบกับแบบจำลองของ โมนอด (Monod) ปฏิกริยาลำดับศูนย์ (Zero order reaction) หรือ ปฏิกริยาลำดับหนึ่ง (First order reaction)

1. Monod equation (Liu, 2006)

เป็นแบบจำลองทางจลนพลศาสตร์ที่อธิบายถึงความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกริยากับความเข้มข้นของสารตั้งต้น



รูปที่ 2.8 แสดงกราฟของสมการโมนอด

จากกราฟ (รูปที่ 2.8) จะเห็นได้ว่า หากปริมาณสารอาหารที่มีอยู่จำกัดลดลงแล้ว อัตราการเจริญของจุลินทรีย์ก็จะลดลงเช่นกัน แต่หากปริมาณสารอาหารเพิ่มขึ้นจนถึงค่าจำกัดแล้ว อัตราการเจริญของจุลินทรีย์จะอยู่ที่ค่าคงที่สูงสุด K_{max} นอกจากนี้ยังสามารถหาค่า K_s ได้จากกราฟนี้ โดยเป็นครึ่งหนึ่งของค่า K_{max}

โดยทั่วไปแล้ว สมการโมนอดใช้เพื่อหาปริมาณของการบำบัดสารเริ่มต้นในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยส่วนใหญ่สารอินทรีย์จะเป็นปริมาณสารเริ่มต้นในน้ำเสียที่มีอยู่อย่างจำกัด หากต้องการให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูง (high substrate removal) จะต้องมีค่าสัมประสิทธิ์ K_s ต่ำ

2. Zero-order equation

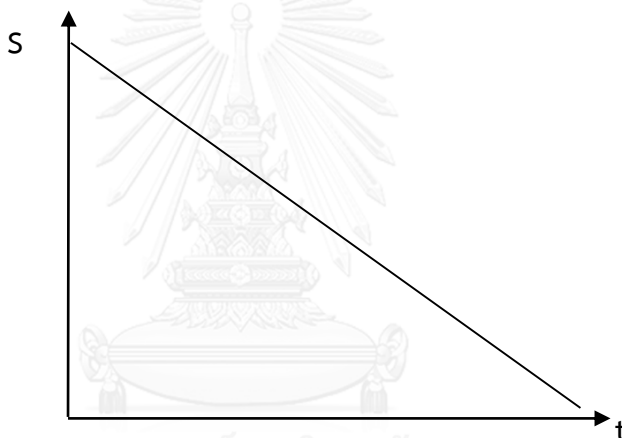
ปฏิกิริยาชนิดนี้จะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาคงที่เสมอ การเพิ่มหรือลดความเข้มข้นของสารตั้งต้น จะไม่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยา ดังนั้นปฏิกิริยาอันดับศูนย์จะไม่ขึ้นกับความเข้มข้นของสารตั้งต้น ดังสมการ

$$\text{อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับศูนย์} = \frac{ds}{dt} = ks^0$$

หากอินทิเกรตปฏิกิริยาอันดับศูนย์จะได้ว่า

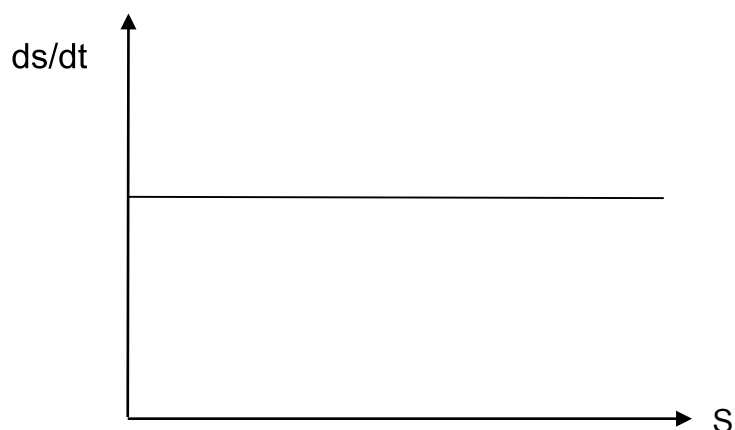
$$[S] = -kt + [S]_0$$

สามารถนำไปสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและเวลาจะได้กราฟที่มีความเข้มข้นลดลงเมื่อเทียบกับเวลา โดยมีความชันเป็น k ดังรูปที่ 2.9



รูปที่ 2.9 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นและเวลาของปฏิกิริยาอันดับศูนย์

หากนำอัตราการเกิดปฏิกิริยามาสร้างกราฟแสดงความสัมพันธ์กับความเข้มข้นจะได้กราฟที่เป็นลักษณะเส้นตรง ซึ่งมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาคงที่เมื่อเทียบกับความเข้มข้นที่เพิ่มขึ้น (รูปที่ 2.10)



รูปที่ 2.10 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยา
และความเข้มข้นของสารตั้งต้น

3. First-order equation

อัตราการเกิดของปฏิกิริยาชนิดนี้จะแปรผันตรงกับความเข้มข้นของสารตั้งต้น

$$\text{อัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง} = \frac{ds}{dt} = ks^1$$

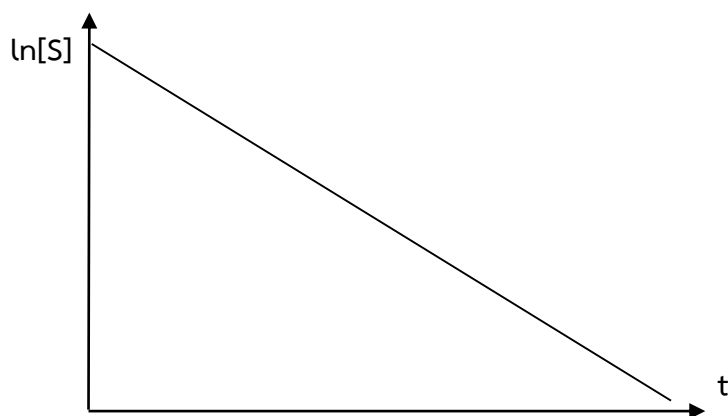
หากอินทิเกรตปฏิกิริยาอันดับหนึ่งจะได้ว่า

$$\ln[S] - \ln[S]_0 = -kt$$

เมื่อนำมาสร้างกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารตั้งต้นกับเวลาจะได้ดังสมการ

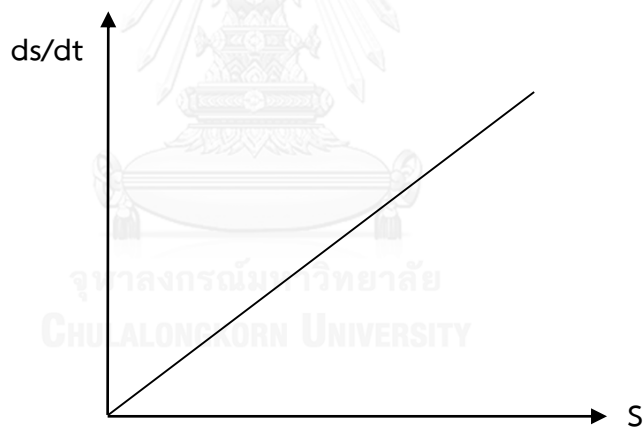
$$\ln[S] = -kt + \ln[S]_0$$

โดยลักษณะของกราฟที่ได้คือของความเข้มข้นลดลง เมื่อเทียบกับเวลาที่เพิ่มขึ้น ดังรูปที่ 2.11



รูปที่ 2.11 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างลอการิทึมของความเข้มข้นและเวลาของปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง

หากนำอัตราการเกิดปฏิกิริยามาสร้างกราฟแสดงความสัมพันธ์กับความเข้มข้นจะได้ดังรูปที่ 2.12 โดยอัตราการเกิดปฏิกิริยาจะเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับความเข้มข้นที่เพิ่มขึ้น



รูปที่ 2.12 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยาและความเข้มข้นของสารตั้งต้น

2.11 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.11.1 การศึกษาเกี่ยวกับปฏิกิริยารีดักชันและออกซิเดชันของเหล็ก

Yamamoto-Ikemoto และคณะ (2002) ทำการศึกษาปฏิกิริยาออกซิเดชันและรีดักชันของเหล็กจากน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดโดยระบบเอเอส โดยมีปริมาณเหล็กในน้ำเสียประมาณ 1-2 เปอร์เซ็นต์ โดยอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันมีความสัมพันธ์กับปริมาณเหล็กเริ่มต้น ส่วนปฏิกิริยารีดักชันของเหล็กนั้นเป็นไปตามสมการโมนอด (Monod equation) นอกจากนี้ปฏิกิริยารีดักชันของเหล็ก ยังยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันได้อีกด้วย

Wilén และคณะ (2004) ได้ทำการศึกษาปฏิกิริยารีดักชันและออกซิเดชันของเหล็กในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอส ศึกษาผลของจุลินทรีย์ต่อการสร้างและสลายของฟล็อก โดยในการสร้างตะกอนจะทำการให้ออกซิเจน ไนเตรทและคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นตัวรีดิวซ์เล็กน้อย ส่วนการสลายตะกอนจะให้นิเตรทเป็นตัวรีดิวซ์เล็กน้อยเพียงอย่างเดียว และยังทำการศึกษาผลของสารอินทรีย์ได้แก่ กลูโคส เอทานอล อะซิเตท และแลคเตท ต่อการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันในจุลินทรีย์ นอกจากนี้ยังเติมสาร azide และ chloramphenicol เพื่อยับยั้งการเจริญของจุลินทรีย์ เพื่อศึกษาปฏิกิริยาออกซิเดชันที่ไม่ได้เกิดจากกระบวนการทางชีวภาพ โดยเปรียบเทียบกับน้ำเสียที่มาจาก 2 แหล่ง ผลการทดลองพบว่า การเกิดกระบวนการสลายตะกอนจะเกิดขึ้นพร้อมกับกระบวนการรีดักชันของเหล็กที่สภาวะไร้อากาศ ส่วนการสร้างตะกอนจะเกิดขึ้นพร้อมกับกระบวนการออกซิเดชันของเหล็กในสภาวะที่มีออกซิเจนและไนเตรท ในสภาวะที่มีออกซิเจนจะเพิ่มประสิทธิภาพในการออกซิเดชันของเฟอร์รัสและตะกอนได้มากกว่าในสภาวะที่มีไนเตรทและคาร์บอนไดออกไซด์ โดยใช้เวลา 1-2 ชั่วโมงเท่านั้น โดยในกระบวนการสร้างตะกอนนี้จะขึ้นกับจุลินทรีย์ ซึ่งหมายถึงกระบวนการทางชีวภาพมากกว่ากระบวนการทางเคมี เนื่องจากเมื่อทำการเติมสารยับยั้งการเจริญของจุลินทรีย์แล้ว จะไม่เกิดการสร้างตะกอนขึ้น นอกจากนี้ การลดอุณหภูมิเหลือ 4 องศาเซลเซียส และสภาวะไร้อากาศ ส่งผลต่อการยับยั้งการสร้างตะกอนด้วยเช่นกัน ในการเติมสารอินทรีย์นั้นพบว่า เอทานอลและกลูโคส ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการสร้างตะกอน เนื่องจากทำให้การสร้าง Extracellular polysaccharide (EPS) ในจุลินทรีย์เพิ่มขึ้น ทำให้การสร้างตะกอนเป็นได้ง่ายขึ้น ส่วนอะซิเตทและแลคเตท ลดประสิทธิภาพในการสร้างตะกอน เนื่องจากจะไปเพิ่มค่าพีเอช การเพิ่มพีเอชแม้เพียงปริมาณเล็กน้อย จะส่งผลต่อจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้การสร้างตะกอนลดลง

ภัทธา ธรรมมาพิมล (2554) ได้ทำการศึกษาปฏิกิริยารีดักชันของเหล็กจากเฟอร์ริกคลอไรด์ โดยนำน้ำเสียและตะกอนจากถังเติมอากาศซึ่งมีเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ มาทำการทดลองในไร้อากาศ ปริมาณ 1 ลิตร ซึ่งผ่านก๊าซไนโตรเจน แบบที่ละเท (Batch) เทียบกับเวลา เพื่อต้องการหาขนาดถังที่เหมาะสม และติดตามการเปลี่ยนรูปของเหล็กทางชีวภาพ โดยการเติมสารเมอร์คิวรีคลอไรด์ ($HgCl_2$) เพื่อฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ และใส่ในเครื่องเขย่า เพื่อให้เกิดการกวนผสมกันตลอดเวลา วิเคราะห์ปริมาณเหล็กทั้งหมด และเฟอร์รัส โดยใช้วิธีพีแวนโทโรลีน ผลการทดลองพบว่าการเกิดปฏิกิริยารีดักชันจากเติมและไม่เติมสารเมอร์คิวรีคลอไรด์ มีค่าใกล้เคียงกันมาก จึงสรุปว่าปฏิกิริยารีดักชันไม่ได้เกิดจากวิธีทางชีวภาพ ซึ่งอาจเกิดจากการมีในเตรทเป็นตัวรีดิวซ์เหล็กตรอน เฟอร์ริกจึงไม่เกิดปฏิกิริยารีดักชัน และอาจมีปริมาณสารอินทรีย์ไม่เพียงพอในน้ำเสีย

2.11.2 การศึกษาเกี่ยวกับการเติมสารช่วยขนส่งอิเล็กตรอนต่อการเกิดปฏิกิริยารีดักชันของเหล็ก

Royer และคณะ (2002) ทำการศึกษาผลของสารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural organic matter, NOM) โดยใช้วิธีเฟอโรซีน (Ferrozine) และ AQDS (Anthraquinone-2,6-disulfonate) ต่อการรีดักชันของฮีมาไทต์ (Fe_2O_3) จาก *Shewanella putrefaciens* CN32 โดยพบว่า NOM ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในปฏิกิริยา เฟอร์ริกรีดักชันโดยเป็นเป็นช่วยในการรับส่งอิเล็กตรอน ซึ่งใช้เวลามากกว่า 1 วัน ส่วน AQDS ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในปฏิกิริยาเฟอร์ริกรีดักชันโดยเป็นเป็นช่วยในการรับส่งอิเล็กตรอน แต่ใช้เวลา 1 วัน ซึ่งเร็วกว่า NOM

Wolf และคณะ (2009) ได้ทำการศึกษาผลของสารฮิวมิก (Humic substance) ซึ่งประกอบไปด้วยกรดฮิวมิก (Humic acid) และกรดฟัลวิก (Fulvic acid) และสารประกอบควิโนน ที่ความเข้มข้นต่ำต่อการเกิดปฏิกิริยารีดักชันของเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ จาก *Geobacter metallireducens* ผลการทดลองพบว่าทั้งสารฮิวมิกและสารประกอบควิโนนสามารถเพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันของเฟอร์ริกได้ โดยทำหน้าที่ตัวรับส่งอิเล็กตรอนระหว่างแบคทีเรียและเฟอร์ริก โดยกรดฮิวมิก สามารถเพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยาได้ดีกว่ากรดฟัลวิก ส่วนผลของสารประกอบควิโนน มีทั้งเพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยา (AQDS) และลดอัตราการเกิดปฏิกิริยา นอกจากนี้ยังพบว่า ค่าโคเนติกของการรีดิวซ์เฟอร์ริกโดยใช้สารรับส่งอิเล็กตรอน ควบคุมโดย เทอร์โมไดนามิกส์ พารามิเตอร์ (Thermodynamic parameter) เป็นหลัก เช่น ศักยภาพในการเกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox potential) ของสารขนส่งอิเล็กตรอน

Liu และคณะ (2011) ทำการศึกษาค่าไคเนติกของการเกิดกระบวนการรีดักชันของ เหล็กออกไซด์จาก *Klebsiella pneumoniae* L17 ที่พีเอช 7 และใช้คาร์บอนเนตเป็นบัฟเฟอร์ โดยเตรียมเฟอร์ริกออกไซด์จากเฟอร์ริกคลอไรด์ ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) 0.4 มิลลิโมลาร์ รวมกับ NaOH 0.1 มิลลิโมลาร์ และนำไปปั่นเหวี่ยงที่ 3,600g เป็นเวลา 20 นาที จากนั้นนำไปล้างด้วยน้ำกลั่น เพื่อเป็นการทำให้มีคลอรีนน้อยกว่า 1 มิลลิโมลาร์ และเติมสาร 9,10-Anthraquinone-2,6-disulfonic acid (AQDS) ที่ความเข้มข้น 0 10 100 และ 1000 ไมโครโมลาร์ พบว่าอัตราการเกิดกระบวนการรีดักชันจาก L17 ได้รับผลมาจากพื้นที่ผิวของเหล็กออกไซด์ แต่ไม่ได้ขึ้นกับ Hydrus ferric oxide เพียงอย่างเดียวทั้งหมด การเพิ่มปริมาณผลึกของเหล็ก จะลดอัตราการเกิดกระบวนการรีดักชัน เนื่องจากการเพิ่มปริมาณผลึกของเหล็กนั้นจะเป็นการยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียรีดิวซ์เหล็ก นอกจากนี้การเพิ่มความเข้มข้นของ AQDS ยังส่งผลต่อการเพิ่มอัตราการเกิดกระบวนการรีดักชัน โดยกระบวนการรีดักชันเกิดดีที่สุดที่ 1000 ไมโครโมลาร์ เนื่องจาก AQDS เป็นสารที่ช่วยขนส่งอิเล็กตรอน จึงช่วยให้จุลินทรีย์และสารอินทรีย์พบกันได้ง่ายขึ้น

Zhang และคณะ (2012) ทำการศึกษาความสามารถของ *Methanosarcina mazei* ซึ่งเป็นแบคทีเรียสร้างมีเทน (Mesophilic methanogen) ต่อการเกิดปฏิกิริยาเฟอร์ริกรีดักชัน ในดินเหนียว 4 ชนิด (nontronite NAu-2, mixed-layer illite-smectite RAr-1 and ISCz-1, and illiteMt-1) ทำการทดลองเป็นแบบทีละเท (Batch) โดยมีการเติมและไม่เติม AQDS (Anthraquinone-2,6-disulfonate) เพื่อเป็นสารที่ช่วยในการขนส่งอิเล็กตรอน และทำการวิเคราะห์ปริมาณเหล็กด้วยวิธีพีแนนโทรอลีน (Phenanthroline method) ผลการทดลองพบว่า *M.mazei* สามารถรีดิวซ์เฟอร์ริก (Fe^{3+}) ให้กลายเป็นเฟอร์รัส (Fe^{2+}) ได้ โดยเกิดดีที่สุดที่ดินชนิด Smectite และเกิดไม่ดีใน Illite ซึ่งความสามารถในการย่อยสลายเฟอร์ริกจะแปรผันตรงกับสัดส่วนของ Smectite ที่ประกอบอยู่ในดิน การเติม AQDS ช่วยเพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันได้ กระบวนการสร้างมีเทน (Methanogenesis) จะถูกยับยั้งโดยกระบวนการเฟอร์ริกรีดักชัน เนื่องจากอิเล็กตรอนจะถูกส่งไปยังเฟอร์ริกแทนที่จะส่งไปที่คาร์บอนไดออกไซด์

Amstaetter และคณะ (2012) ศึกษาผลของกรดฮิวมิก (humic acid) ต่อการเกิดปฏิกิริยารีดักชันของ เฟอร์ริกที่ความเข้มข้นของเฟอร์ริกต่ำสุดคือ 5 มิลลิโมลาร์ และความเข้มข้นสูงสุดคือ 30 มิลลิโมลาร์ ในสภาวะที่มีและไม่มีฟอสเฟต (PO_4^{3-}) โดยใช้แบคทีเรีย *Shewanella oneidensis* ซึ่งเป็นแบคทีเรียที่สามารถรีดิวซ์เฟอร์ริกได้ในสภาวะเป็นกลาง (neutral) ระยะเวลาประมาณสองสัปดาห์ นอกจากนี้ยังหาช่วงความเข้มข้นของกรดฮิวมิกที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยามากที่สุดตั้งแต่ 20 ถึง 400 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการทดลองพบว่ากรดฮิวมิก สามารถเพิ่มอัตราการ

เกิดปฏิกิริยารีดักชันของเฟอร์ริกได้ที่ความเข้มข้น 5 มิลลิโมลาร์ โดยจะไปทำหน้าที่เป็นตัวรับส่งอิเล็กตรอนระหว่างแบคทีเรียและเฟอร์ริก และสามารถลดอัตราการเกิดปฏิกิริยาของเฟอร์ริกได้เช่นกัน ที่ความเข้มข้นของกรดฮิวมิก 30 มิลลิโมลาร์ โดยจะไปช่วยให้เฟอร์ริกไฮดรอกไซด์รวมกลุ่มกันได้ดีขึ้น ทำให้ไปคบบังพื้นที่ผิวระหว่างแบคทีเรียและเฟอร์ริก เช่นเดียวกับฟอสเฟต หากมีฟอสเฟตปริมาณมาก ฟอสเฟตจะไปลดพื้นที่ผิวในการเกิดปฏิกิริยารีดักชันระหว่างเฟอร์ริกและแบคทีเรีย

Piepenbrock และคณะ (2014) ได้ทำการศึกษาประชากรจุลินทรีย์ที่สามารถรีดิวซ์เฟอร์ริก ฮิวมิก และ AQDS ได้ใน aquifer โดยใช้เทคนิค DGGE โดยอยากทราบว่าจุลินทรีย์ที่รีดิวซ์เหล็กและฮิวมิกได้นั้น เป็นชนิดเดียวกันหรือไม่ โดยสารฮิวมิกทำหน้าที่เป็นตัวขนส่งอิเล็กตรอนระหว่างจุลินทรีย์และเฟอร์ริก ผลการทดลองพบว่าตัวที่ใช้ ฮิวมิกกับ AQDS ไม่ใช่ชนิดเดียวกัน แต่มีความคล้ายกันมากในการตรวจ 16sRNA โดย DGGE และการทดสอบทางกายภาพ นอกจากนี้ยังพบว่ากลุ่มจุลินทรีย์ที่สามารถรีดิวซ์เฟอร์ริกในสภาวะไร้อากาศได้มีหลายชนิด เช่น Methanogen Sulfate-reducer และ Fermenter

Li และคณะ (2012) ทำการศึกษาผลของการเติมสารช่วยตกตะกอนต่อการเกิดกระบวนการรวมกลุ่ม (Flocculation) โดยพบว่าการเติม Al^{3+} และ Fe^{3+} จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการรวมกลุ่มได้ดีกว่าเมื่อเทียบกับ Ca^{2+} ที่ความเข้มข้น 2 mEq/L ซึ่งเท่ากับ 40 18 และ 37.3 มิลลิกรัมต่อลิตรของ Ca^{2+} Al^{3+} และ Fe^{3+} ตามลำดับ สาเหตุเนื่องจากการเติม Ca^{2+} จะลด energy barrier ลง 30 เปอร์เซ็นต์ และนอกจากนี้ยังพบว่า การเติม Ca^{2+} จะทำให้การเกิด Extracellular polymeric substance (EPS) ลดลง ส่งผลให้เกิดเป็น Bulk Solution ในขณะที่ Fe^{3+} และ Al^{3+} จะทำให้เกิด pellet

Azam and Finneran, (2013) ได้ทำการศึกษาผลของการเติมเฟอร์ริกต่อกระบวนการคาร์บอนออกซิเดชัน และประชากรจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียจริง โดยใน Septic tank จะต้องควบคุมให้อยู่ในสภาวะไร้อากาศ ดังนั้นกระบวนการหมักจึงเป็นกระบวนการหลักในถังนี้ การเติมไนเตรต เฟอร์ริก หรือ ซัลเฟต จะทำให้ช่วยให้เกิดคาร์บอนออกซิเดชันได้ดีขึ้น แต่เนื่องจากไนเตรตและซัลเฟตจะไปกีดกร่อน Septic tank ได้ ดังนั้นจึงเติมเฟอร์ริกเพื่อให้เกิดกระบวนการเฟอร์ริกเรีดักชัน ผลการทดลองพบว่าความเข้มข้นของเฟอร์ริกที่เหมาะสมคือ 50-150 mg/L เมื่อมีการเติมเฟอร์ริกเข้าไปในระบบจะทำให้อัตราการเกิด Carbon mineralization เพิ่มขึ้น 2-5 เท่า นอกจากนี้ยังพบว่าการเติมเฟอร์ริกทำให้ประชากรของจุลินทรีย์หลักเปลี่ยนไปเป็นแบคทีเรียรีดิวซ์เหล็ก

2.11.3 การศึกษาผลของการเติมเพอริกคลอไรด์

Zhang และคณะ (2009) ทำการศึกษาผลของการเติมเพอริกต่อการยับยั้งการเกิด การเกิดกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน และกระบวนการสร้างมีเทน โดยทำการทดลองเปรียบเทียบ สองการทดลอง ซึ่งมีการเติมเพอริกและไม่มีการเติมเพอริกลงไป เป็นระยะเวลาทั้งสิ้น 8 เดือน ผล การทดลองพบว่า ในการทดลองที่มีเพอริกนั้นจะมีการยับยั้งการเกิดกระบวนการซัลเฟตรีดักชันและ กระบวนการสร้างมีเทน น้ำเสียที่ออกจากการทดลองที่เติมเพอริกจะมีความเข้มข้นของซัลเฟตมาก กว่า และปริมาณมีเทนน้อยกว่าน้ำเสียที่ออกจากการทดลองที่ไม่ได้เติมเพอริก นอกจากนี้ผู้วิจัยยังได้ ทำการทดลองแบบทีละเท (Batch) พบว่าการเติมเพอริกจะช่วยลดการเกิดกระบวนการซัลเฟตรีดัก ชัน ร้อยละ 60 และการสร้างมีเทน ร้อยละ 80 โดยการปลดปล่อยของเหลือที่เป็นส่วนสำคัญในการ สร้างก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และไปยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทน และยังพบว่าการเติมเพ อริกที่ตำแหน่ง upstream จะใช้ปริมาณเกลือเพอริกน้อยที่สุดซึ่งสามารถลดปริมาณซัลไฟด์เท่ากัน

Zhang และคณะ (2013) ทำการศึกษาผลของการเติมเพอริกคลอไรด์ต่อสลัดจ์ ชีวภาพภายใต้สภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการตกตะกอนฟอสฟอรัส โดยผลการทดลองพบว่า ปริมาณ MLSS ของ CPR (Co-precipitation phosphorus removal process) มีความเข้มข้น เริ่มต้นอยู่ที่ 2436 mg/l ส่วน BPR (Biological phosphorous removal process) มีความเข้มข้น เริ่มต้นที่ 2385 mg/l หลังจากเติมเพอริกคลอไรด์แล้ว พบว่ากระบวนการรีดักชันของสลัดจ์ลดลงทั้ง ในถังเติมอากาศและถังไร้อากาศทั้งใน CPR และ BPR แต่ใน BPR มีการลดลงมากกว่า CPR เล็กน้อย ทั้งนี้เป็นผลมาจากสารอินทรีย์ที่อยู่ใน CPR รวมตัวกับสารเคมีในน้ำ ทำให้พื้นที่ผิวของสารอาหาร ลดลง จุลินทรีย์จึงสัมผัสกับสารอาหารได้น้อยลง ปริมาณของสลัดจ์เริ่มต้นของ CPR มีมากกว่า BPR เล็กน้อย เนื่องจากมีการเติมสารเคมีลงไป แต่ไม่มีผลกับการเกิดกระบวนการรีดักชันทั้งในถังเติม อากาศและถังไร้อากาศ เมื่อเปรียบเทียบ CPR และ BPR ในด้าน SVI พบว่า CPR มีค่าต่ำกว่า จึง สามารถสรุปได้ว่าการเติมสารเคมีในปริมาณที่เหมาะสมจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด ฟอสฟอรัสและการตกตะกอนด้วย

บทที่ 3

แผนการทดลองและวิธีดำเนินงานวิจัย

3.1 แผนการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพของตะกอนเพอริกไฮดรอกไซด์ที่เตรียมจากเพอริกคลอไรด์ ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ในสภาวะไร้อากาศ เพื่อเป็นการช่วยลดปริมาณการเติมเพอริกคลอไรด์นอกจากนี้ยังศึกษาผลของการเติมกรดฮิวมิก (Humic acid) ต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน ซึ่งเป็นการเปลี่ยนรูปของเพอริกไอออนเป็นเฟอร์รัสไอออน และการศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน ซึ่งเป็นการเปลี่ยนรูปของเฟอร์รัสไอออนไปเป็นเพอริกไอออนโดยการเติมอากาศ โดยขั้นตอนการทำงานทั้งหมดจะแบ่งเป็น 3 ช่วงการทดลองดังนี้

การทดลองช่วงที่ 1 ศึกษากระบวนการรีดักชันของเพอริกไฮดรอกไซด์

การทดลองช่วงนี้จะทำการศึกษากระบวนการรีดักชันของเพอริกไฮดรอกไซด์ที่เตรียมจากเพอริกคลอไรด์โดยเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์จากนมผงยี่ห้อ Isomil เพื่อเป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชน ที่ความเข้มข้น 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร ใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสเซสของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง จากนั้นทำการแปรผันความเข้มข้นของเพอริกไฮดรอกไซด์ซึ่งเตรียมจากเพอริกคลอไรด์ทั้งหมด 5 ความเข้มข้น ได้แก่ 70 140 275 550 และ 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อหาความเข้มข้นของเพอริกคลอไรด์ที่เหมาะสมที่สุดจากการหาค่าจลนพลศาสตร์ แล้วนำไปทดลองต่อในการทดลองช่วงที่สองโดยทำการทดลองที่สภาวะไร้อากาศ และใช้เครื่องเขย่าเพื่อให้เกิดการกวนผสม พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ได้แก่ ปริมาณเหล็กทั้งหมด เฟอร์รัสไอออน ซีไอดี พีเอช และโออาร์พี

การทดลองช่วงที่ 2 ศึกษาผลของการเติมกรดฮิวมิกต่อการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

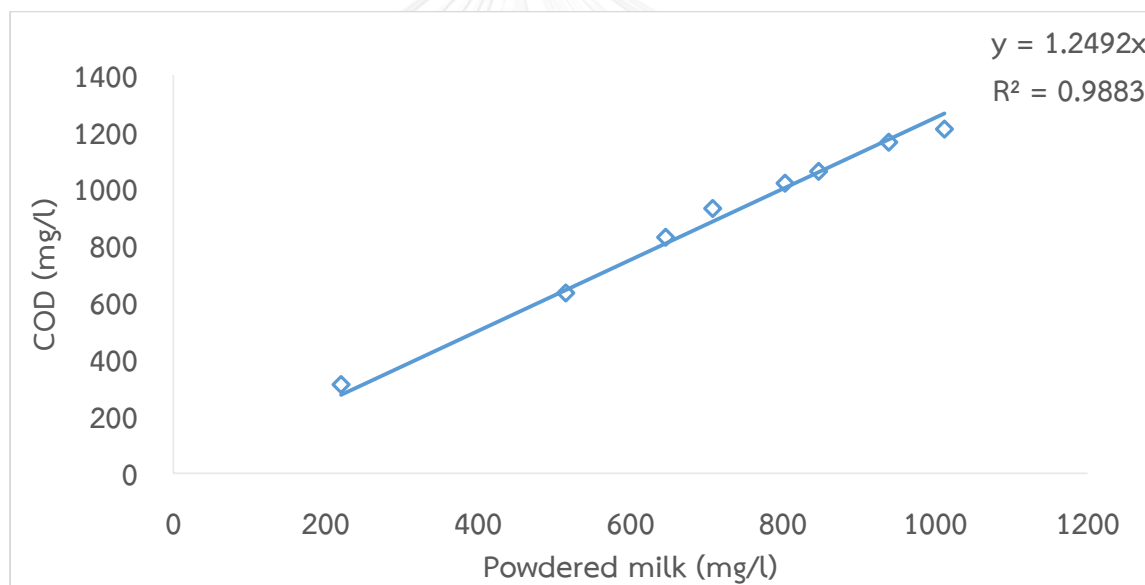
การทดลองช่วงนี้จะนำค่าความเข้มข้นของเพอริกคลอไรด์ที่ความเข้มข้น 275 มิลลิกรัมต่อลิตรซึ่งเป็นความเข้มข้นที่เหมาะสมจากการทดลองในช่วงที่หนึ่งมาทำการเติมกรดฮิวมิก ที่ความเข้มข้นต่างๆตั้งแต่ 0 25 50 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันของ ความเข้มข้นของกรดฮิวมิกที่ต่างกัน นอกจากนี้ยังทำการศึกษาอัตราการลดลงเพอริกและอัตราการเพิ่มขึ้นเฟอร์รัส เทียบกับเวลาจนมีค่าคงที่ โดยทำการทดลองภายใต้สภาวะไร้อากาศ พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ได้แก่ ปริมาณเหล็กทั้งหมด เฟอร์รัสไอออน ซีไอดี พีเอช และโออาร์พี

การทดลองช่วงที่ 3 ศึกษากระบวนการออกซิเดชันของเพอร์สไอออน

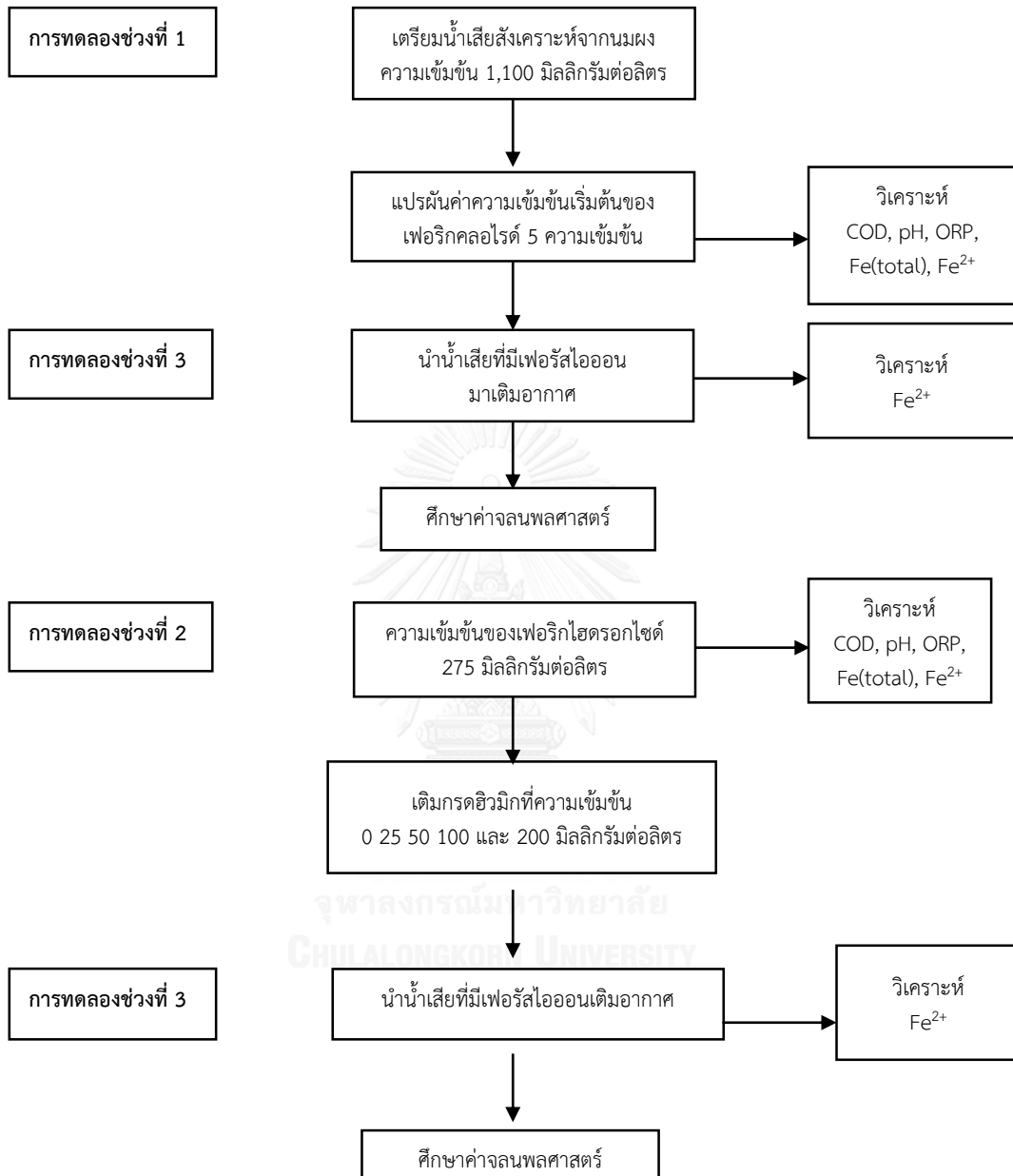
การทดลองช่วงนี้จะนำน้ำเสียจากการทดลองที่ 1 และ 2 มาทำการเติมอากาศเพื่อศึกษากระบวนการออกซิเดชันของเพอร์สไอออนเป็นเวลา 1 ชั่วโมง และหาอัตราการลดลงของเพอร์สและอัตราการเพิ่มขึ้นของเพอริก นอกจากนี้ยังทำการศึกษาผลของกรดฮิวมิกต่อการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

3.2 การเตรียมน้ำเสีย

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองนี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมจากนมผงเพื่อให้เป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชน โดยได้จากการทดลองหาปริมาณนมผงที่ทำให้ได้ซีโอติเริ่มต้น 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าต้องเตรียมนมผงที่มีความเข้มข้น 800 มิลลิกรัมต่อลิตร (รูปที่ 3.1)



รูปที่ 3.1 กราฟมาตรฐานซีโอติที่เตรียมจากนมผง



รูปที่ 3.2 ภาพรวมของการทดลอง

3.3 เครื่องมือและสารเคมีใช้ในการทดลอง

1. เครื่องมือ

1. ถังเตรียมน้ำเสีย
2. ขวดพลาสติกปริมาตร 300 มิลลิลิตร
3. เครื่องวัดพีเอช (pH meter)
4. เครื่องวัดความต่างศักย์ออกซิเดชันรีดักชัน (ORP meter)
5. เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
6. เครื่องเขย่า (shaker)
7. บิวเรต
8. เครื่องแก้วต่างๆ

2. สารเคมี

1. เฟอร์ริกคลอไรด์ ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)
2. สารละลายฟีนานโทลีน ($\text{C}_{12}\text{H}_8\text{N}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$)
3. สารละลายสต็อกเหล็ก (stock iron solution)
4. สารละลายมาตรฐานเหล็ก (Standard iron solution)
5. ไดโพแทสเซียมไฮโดรเจนฟอสเฟต (K_2HPO_4)
6. โพแทสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต (KH_2PO_4)
7. กรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น (HCl)
8. สารละลายไฮดรอกซีลามีน ($\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$)
9. สารละลายแอมโมเนียมอะซิเตตบัฟเฟอร์ ($\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$)
10. สารละลายโซเดียมอะซิเตต ($\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$)
11. สารละลายโพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต 0.02 โมลาร์ (KMnO_4)
12. เฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต ($\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)
13. กรดฮิวมิก
14. นมผง Isomil

3.4 ขั้นตอนวิธีการดำเนินงานวิจัย

การทดลองช่วงที่ 1 ศึกษากระบวนการรีดักชันของเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์

1. เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์จากนมผงยี่ห้อ Isomil เพื่อให้เป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชน ที่ความเข้มข้น 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร
2. เตรียมเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) จากเฟอร์ริกคลอไรด์ 70 140 270 550 และ 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตรและโซเดียมไฮดรอกไซด์ โดยสารละลายที่ได้จะมีตะกอนสีแดง
3. ตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge) นำมาจากถังตกตะกอน ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง เจือจางความเข้มข้น MLSS ให้อยู่ในช่วง 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร
4. เติมนิวทริเจนเพื่อปรับพีเอชให้อยู่ในช่วงเป็นกลาง
5. ทำการทดลองทั้งหมดในขวดพลาสติก ขนาด 300 มิลลิลิตร รวมทั้งหมด 8 ชุดการทดลอง โดยมีชุดควบคุม 3 การทดลอง ได้แก่ เฟอร์ริกคลอไรด์เพียงอย่างเดียว เฟอร์ริกคลอไรด์และน้ำเสีย สังเคราะห์ และเฟอร์ริกคลอไรด์ น้ำเสียสังเคราะห์และตะกอน
6. ศึกษาปฏิกิริยารีดักชันของเฟอร์ริก โดยพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ในการทดลอง ได้แก่ ปริมาณเหล็กทั้งหมด เพอร์รัส ซีไอดี พีเอช และโออาร์พี

ตารางที่ 3.1 การทดลองช่วงที่ 1

ชุดการทดลอง	1	2	3	4	5	6	7	8
	ชุดทดลอง					ชุดควบคุม		
COD (mg/l)	1,100					-	1,100	-
FeCl_3 (mg/l)	70	140	275	550	1100	140	140	140
MLSS (mg/l)	5,000					-	-	5,000

7. ศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ โดยหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาจากความเข้มข้นเริ่มต้น ($\frac{\Delta \text{Fe(II)}}{\Delta T}$) แล้วนำไปสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยาและความเข้มข้นของเฟอร์ริก เพื่อศึกษาการลดลงของเฟอร์ริกและการเพิ่มขึ้นของเพอร์รัสเป็นไปตามสมการปฏิกิริยาแบบ ชั้นที่ 0 (Zero order) ชั้นที่ 1 (First order) หรือ โมโนด (Monod)

การทดลองช่วงที่ 2 ศึกษาผลของการเติมกรดฮิวมิกต่อการเปลี่ยนรูปของเฟอร์ริก

1. เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์จากนมผงยี่ห้อ Isomil ความเข้มข้น 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร
2. ใช้ความเข้มข้นของเฟอร์ริกคลอไรด์ที่เหมาะสมจากการทดลองช่วงที่ 1
3. แปรผันกรดฮิวมิกที่ความเข้มข้น 0 25 50 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร
4. ตะกอน (Sludge) นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศ ปริมาณ MLSS ประมาณ 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร
5. ทำการทดลองในขวดพลาสติกขนาด 300 มิลลิลิตร
6. นำไปเข้าเครื่องเขย่า (Shaker) เพื่อให้เกิดการกวนผสม
7. ศึกษาปฏิกิริยาเฟอร์ริกที่ตกชั้นต่อการเติมกรดฮิวมิก ที่ความเข้มข้นต่างๆ
8. วิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ปริมาณเหล็กทั้งหมด เฟอร์รัส ซีโอดี พีเอช และโออาร์พี

ตารางที่ 3.2 การทดลองช่วงที่ 2

ชุดการทดลอง	1	2	3	4	5
	ชุดทดลอง				
COD (mg/l)	1,100				
MLSS (mg/l)	5,000				
FeCl ₃ (mg/l)	ค่าที่เหมาะสมจากการทดลองที่ 1				
Humic acid (mg/l)	0	25	50	100	200

การทดลองช่วงที่ 3 ศึกษากระบวนการออกซิเดชันของเฟอร์รัสไอออน

1. นำชุดทดลองจากช่วงการทดลองที่ 1 และ 2 มาทำการเติมอากาศ โดยใช้ปั๊มและหัวฟู่เติมอากาศเป็นเวลา 1 ชั่วโมง เพื่อให้เฟอร์รัสเปลี่ยนรูปไปเป็นเฟอร์ริกไอออน
2. วิเคราะห์ปริมาณเฟอร์รัสที่ลดลง
3. ศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันของเฟอร์รัส โดย solver function ของ Microsoft excel

3.5 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์

ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
ปริมาณเหล็กทั้งหมด (Fe^{3+}/Fe^{2+})	พีแนนโทรลีน
เฟอร์รัส (Fe^{2+})	พีแนนโทรลีน
พีเอช	พีเอชมิเตอร์
ความต่างศักย์ ออกซิเดชัน -รีดักชัน	โอมาร์พี มิเตอร์
ซีโอดี	Closed reflux

3.6 ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลอง

ตารางที่ 3.4 ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลอง

ตัวแปรอิสระ	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. ความเข้มข้นของเฟอร์ริกคลอไรด์	70 140 275 550 1100 มิลลิกรัมต่อลิตร
2. ความเข้มข้นของกรดฮิวมิก	0 25 50 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร
ตัวแปรควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. น้ำเสียสังเคราะห์	เตรียมจากนมผง Isomil
2. ซีโอดีเริ่มต้นของน้ำเสียสังเคราะห์	1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร
3. พีเอช	7
4. ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์	5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร
ตัวแปรตาม	พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์
1. ปริมาณเหล็กทั้งหมด (Fe^{3+}/Fe^{2+})	พีแนนโทรลีน
2. พีเอช	พีเอชมิเตอร์
3. ความต่างศักย์ ออกซิเดชัน -รีดักชัน	โอมาร์พี มิเตอร์

บทที่ 4

ผลการทดลองและวิจารณ์

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของปฏิกริยารีดักชันทางชีวภาพของตะกอนเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ที่เตรียมจากเฟอร์ริกคลอไรด์ ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ในสภาวะไร้อากาศ นอกจากนี้ยังศึกษาผลของการเติมกรดฮิวมิก (Humic acid) ต่ออัตราการเกิดปฏิกริยารีดักชัน และการศึกษาอัตราการเกิดปฏิกริยาออกซิเดชัน โดยการเติมอากาศ ทำการทดลองแบบแบทช์ในขวดปริมาตร 250 มิลลิลิตร โดยมีผลการทดลองดังนี้

4.1 ผลการวิเคราะห์ตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง

4.2 ผลการทดลองแปรค่าความเข้มข้นของเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ต่อการเกิดปฏิกริยารีดักชันทางชีวภาพในสภาวะไร้อากาศและปฏิกริยาออกซิเดชันโดยการเติมอากาศ

4.3 ผลการทดลองการเติมกรดฮิวมิกต่ออัตราการเกิดปฏิกริยารีดักชันทางชีวภาพและปฏิกริยาออกซิเดชัน

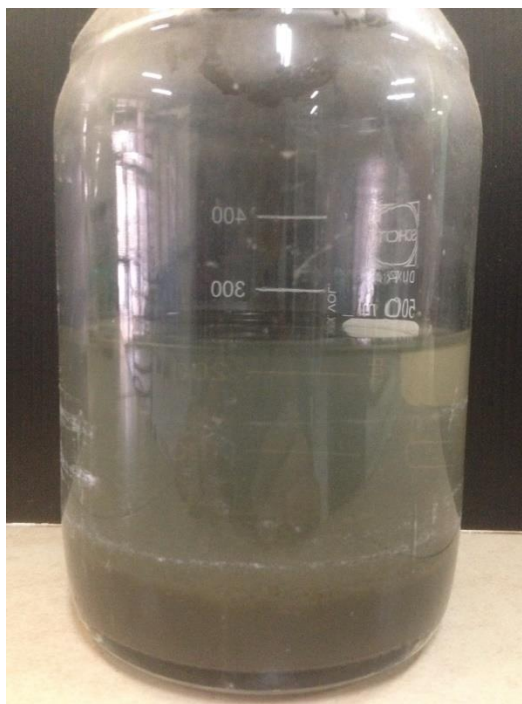
4.4 การนำอัตราการเกิดปฏิกริยารีดักชันและออกซิเดชันไปประยุกต์ใช้ออกแบบถังไร้อากาศ

4.1 ลักษณะของตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง

ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลอง นำมาจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง ในส่วนล่างสุดของถังตกตะกอนของระบบเอเอส ลักษณะของตะกอนที่ได้ มีสีน้ำตาลเข้ม (รูปที่ 4.1) และมีความเข้มข้นสูง ดังนั้นจึงต้องทำการเจือจางกับน้ำในอัตราส่วนหนึ่งต่อหนึ่ง ปริมาตร 1 ลิตร ซึ่งในการทำ การทดลองแต่ละครั้งจะใช้ตะกอนใหม่ทุกครั้ง ส่วนพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ ได้แก่ ปริมาณของแข็งทั้งหมด มีค่าใกล้เคียงกับของแข็งแขวนลอย ซึ่งทำให้ทราบว่าของแข็งส่วนใหญ่ที่อยู่ในตะกอน เป็นของแข็งแขวนลอย ส่วนของแข็งละลายน้ำพบในปริมาณน้อย นอกจากนี้ยังพบว่าในตะกอนมี เฟอร์ริก และเฟอร์รัสปนมาอยู่ด้วยตั้งแต่เริ่มต้น มีโดยค่าพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ แสดงดังตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ในตะกอนจากระบบเอเอส

พารามิเตอร์	ผลการวิเคราะห์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)
ของแข็งทั้งหมด (TS)	5,343.33 \pm 895
ของแข็งแขวนลอย (MLSS)	5,322.5 \pm 825
เฟอร์รัส (Fe^{2+})	242 \pm 29
เฟอร์ริก (Fe^{3+})	253 \pm 53
เหล็กทั้งหมด (Fetot)	495 \pm 82



รูปที่ 4.1 ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลอง

4.2 ผลการทดลองช่วงที่ 1 ผลของความเข้มข้นของเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ที่ ต่อการเกิดปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพในสภาวะไร้อากาศและปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยการเติมอากาศ

4.2.1 ปริมาณเหล็ก

ในการทดลองช่วงที่ 1 นี้ได้ทำการแปรผัน FeCl_3 5 ความเข้มข้นซึ่งก็คือ 70 140 275 550 และ 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันในสภาวะไร้อากาศ จากการทดลองพบว่าความเข้มข้นของ Fe^{2+} เพิ่มขึ้น ในขณะที่ความเข้มข้นของ Fe^{3+} ลดลง แม้ว่าความเข้มข้นของปริมาณ FeCl_3 เริ่มต้นจะมีความแตกต่างกัน แต่ปริมาณ Fe^{2+} เริ่มต้นของทุกความเข้มข้นมีความใกล้เคียงกันมาก สังเกตได้จากวันแรกที่เริ่มทำการทดลอง (197, 204, 220, 218, 244 มิลลิกรัมต่อลิตร) เนื่องจากเหล็กส่วนใหญ่ยังอยู่ในรูปของ Fe^{3+} และมีเหล็กปนมากับตะกอนจุลินทรีย์ โดยในชุดทดลองที่เติม FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 70, 140 และ 275 มิลลิกรัมต่อลิตร เปลี่ยนไปเป็น Fe^{2+} มากกว่าร้อยละ 80 เมื่อเทียบกับความเข้มข้นสูงสุดในแต่ละความเข้มข้น ในวันที่ 3 ของการทดลอง (435, 500 และ 550 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ) ส่วนในชุดทดลองที่เติม FeCl_3 550 และ 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร ต้องใช้เวลา 5 วัน ในการเปลี่ยนไปเป็น Fe^{2+} มากกว่าร้อยละ 80 (908 และ 1,383 มิลลิกรัมต่อลิตร) ปริมาณเฟอร์รัสที่เกิดขึ้นชุดการทดลองที่เติม FeCl_3 70, 140, 275 และ 550 มิลลิกรัมต่อลิตร

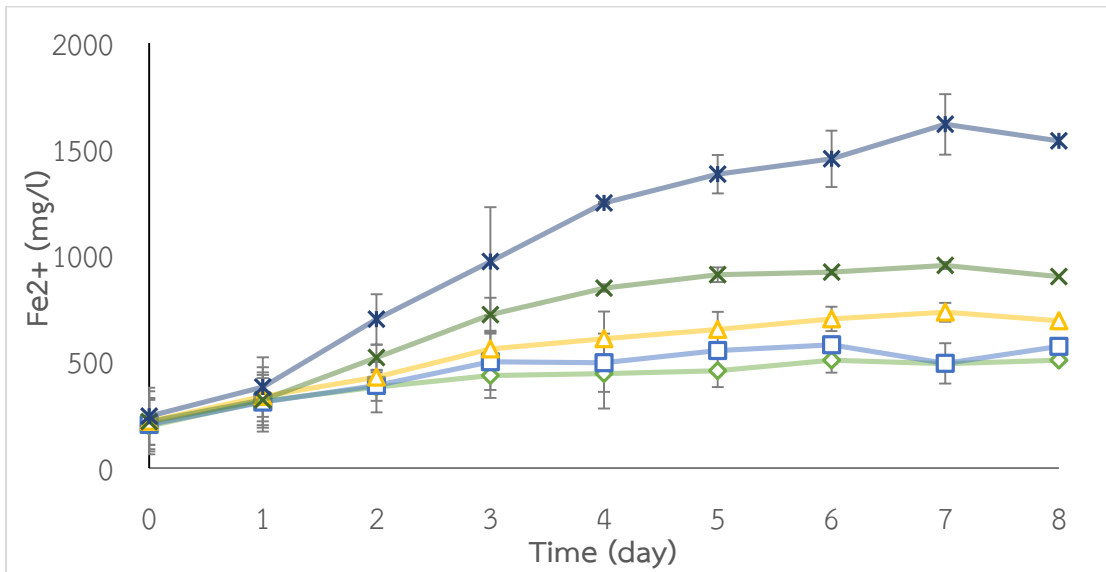
จะเริ่มคงที่ในวันที่ 5 ของการทดลอง ส่วนชุดการทดลองที่เติม FeCl_3 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเริ่มคงที่ในวันที่ 6 ของการทดลอง (รูปที่ 4.1) โดยสาเหตุของการเพิ่มขึ้นของ Fe^{2+} นี้ มาจากการเปลี่ยนรูปของ Fe^{3+} ใน FeCl_3 โดยปริมาณเฟอร์ริกของชุดทดลองทั้ง 5 เริ่มต้นที่ความเข้มข้นต่างกัน เนื่องจาก FeCl_3 ที่เติมไป นอกจากนี้ยังมีเฟอร์ริกที่ปนมากับตะกอนจุลินทรีย์ เริ่มต้น ทำให้มีความเข้มข้นมากกว่าที่เติมลงไป ปริมาณเฟอร์ริกในชุดทดลองที่เติม FeCl_3 70, 140, 275 และ 550 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงมากกว่าร้อยละ 65 ในวันที่ 3 ของการทดลอง (83, 98, 163 และ 252 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ) ส่วนในชุดทดลองที่เติม FeCl_3 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงร้อยละ 80 ในวันที่ 4 ของการทดลอง (282 มิลลิกรัมต่อลิตร) และเริ่มคงที่ในวันที่ 6 ของทุกชุดการทดลอง โดยการลดลงของเฟอร์ริกนั้น เป็นการลดลงที่ผ่านกระบวนการรีดักชันภายใต้สภาวะไร้อากาศ ดังแสดงในรูปที่ 4.2 โดยแบคทีเรียรีดิวซ์เหล็กเป็นตัวการสำคัญในการทำให้เกิดปฏิกิริยารีดักชัน

จากการทดลองสามารถตรวจพบความเข้มข้นของ Fe^{2+} ตั้งแต่เริ่มการทดลอง สาเหตุเนื่องมาจากในตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำดินแดงนั้น มีเหล็กทั้ง Fe^{2+} และ Fe^{3+} ปนมาด้วยตามตารางที่ 4.1 จึงทำให้ความเข้มข้นของเหล็กทั้งหมดนั้นมีมากกว่าความเป็นจริง แม้ว่าจะเติม FeCl_3 เริ่มต้นเท่ากันในแต่ละชุดการทดลอง

จุลินทรีย์ในตะกอนจากระบบเอเอสเป็นตัวการสำคัญในการเกิดปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพ เนื่องจากชุดควบคุมปฏิกิริยารีดักชัน ซึ่งมีทั้งหมด 4 ชุด (รูปที่ 4.3) ชุดที่หนึ่งเป็นชุดที่มีการเติม FeCl_3 ลงไปเพียงอย่างเดียว ทำขึ้นเพื่อศึกษาว่าปฏิกิริยารีดักชันสามารถเกิดขึ้นเองได้หรือไม่ ชุดที่สองเติม FeCl_3 ความเข้มข้น 140 มิลลิกรัมต่อลิตรและน้ำเสียสังเคราะห์ ทำขึ้นเพื่อศึกษาว่าปฏิกิริยารีดักชันสามารถเกิดขึ้นได้หรือไม่หากไม่เติมจุลินทรีย์เริ่มต้น ชุดที่สามเติม FeCl_3 ความเข้มข้น 140 มิลลิกรัมต่อลิตรและตะกอนจุลินทรีย์ ทำขึ้นเพื่อศึกษาว่าปฏิกิริยารีดักชันสามารถเกิดขึ้นได้หรือไม่หากไม่เติมน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งเป็นแหล่งพลังงานให้จุลินทรีย์ ชุดที่สี่เติมเพียงตะกอนจุลินทรีย์ โดยทำขึ้นเพื่อศึกษาว่าปฏิกิริยารีดักชันสามารถเกิดขึ้นได้หรือไม่หากไม่เติม FeCl_3 และน้ำเสียสังเคราะห์ โดยผลการทดลองพบว่าในชุดทดลองที่หนึ่งมีความเข้มข้น Fe^{2+} เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับชุดทดลองอื่น ทั้งช่วงเริ่มต้นและตลอดการทดลองมีค่า Fe^{2+} คงที่โดยมีค่าเฉลี่ยตลอดการทดลองเท่ากับ 1.56 ± 2.37 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนในชุดควบคุมที่สอง มีปริมาณ Fe^{2+} มากกว่าชุดควบคุมที่หนึ่ง ทั้งนี้อาจมาจากปริมาณเหล็กที่มีอยู่ในน้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งเตรียมจากนมผง ความเข้มข้น Fe^{2+} ตลอดการทดลอง มีค่าเฉลี่ยตลอดการทดลองเท่ากับ 29.38 ± 12 มิลลิกรัมต่อลิตร ในชุดการทดลองที่สามและสี่ มีการเติม FeCl_3 และตะกอนจุลินทรีย์ และตะกอน

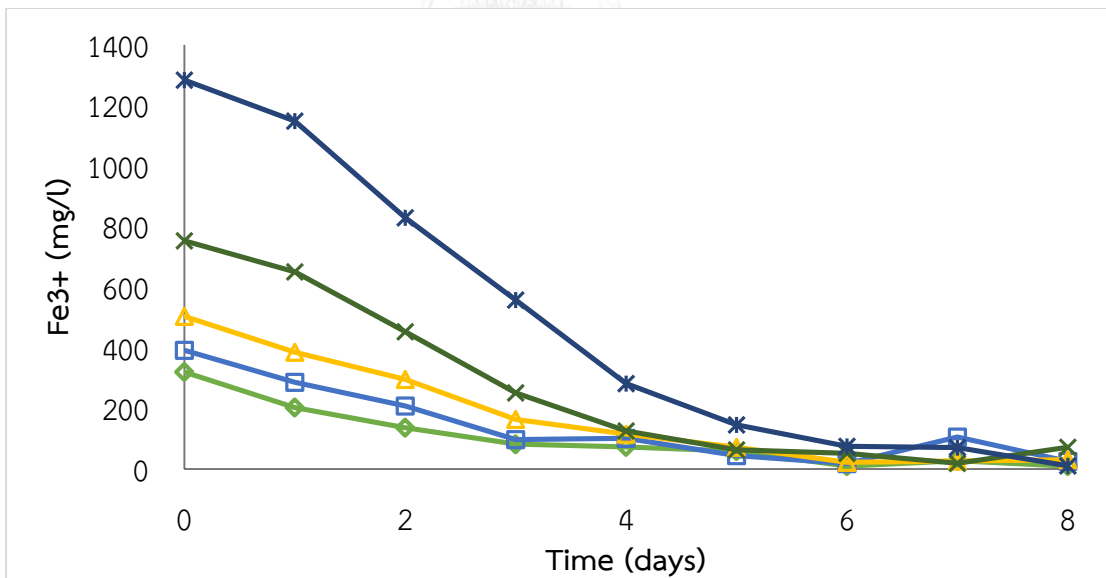
จุลินทรีย์เพียงอย่างเดียวตามลำดับ ซึ่งพบว่ามีความเข้มข้น Fe^{2+} เพิ่มขึ้นสูงสุดในวันสุดท้ายของการทดลอง 160 และ 161 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ซึ่งถือว่าปฏิกิริยารีดักชันเกิดขึ้นน้อยมาก เมื่อเปรียบเทียบกับชุดทดลอง โดยมีความเข้มข้น Fe^{2+} ต่ำกว่า 200 มิลลิกรัมต่อลิตร จากชุดทดลองที่สามและสี่ทำให้เห็นว่า ปฏิกิริยารีดักชันเกิดขึ้นได้น้อยหรือไม่ได้เลย หากไม่มีการเติมตะกอนจุลินทรีย์ลงไป ซึ่งสังเกตได้จากชุดควบคุมที่หนึ่งและสอง ปฏิกิริยารีดักชันที่เกิดขึ้นได้ต้องมีการเติมตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นและต้องมีการเติมน้ำเสียสังเคราะห์เพื่อให้จุลินทรีย์ใช้เพื่อเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ดังนั้นจึงสามารถสรุปได้ว่าปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นนั้นเกิดขึ้นโดยทางชีวภาพ โดยมีแบคทีเรียรีดิวซ์เหล็กเป็นตัวการสำคัญ

เมื่อเปรียบเทียบผลการทดลองที่ได้กับงานวิจัยที่ผ่านมาของภัทรา ธรรมาพิมล (2554) พบว่าเกิดปฏิกิริยารีดักชันขึ้นน้อยมาก โดยสังเกตจากปริมาณเฟอร์รัสที่เกิดขึ้นเพียงเล็กน้อย ทั้งนี้อาจเกิดมาจากการออกซิเจนที่เข้าไปในระบบขณะที่เก็บตัวอย่างน้ำมาวิเคราะห์ ซึ่งปัญหานี้เกิดขึ้นกับผู้วิจัยเช่นกัน ซึ่งสามารถแก้ปัญหาได้โดยการเก็บตัวอย่างหนึ่งขวดต่อหนึ่งชุดการทดลองต่อหนึ่งวัน นอกจากนี้ภัทรา ธรรมาพิมล (2004) ยังกล่าวว่า แบคทีเรียส่งผลการเกิดปฏิกิริยารีดักชันเพียงเล็กน้อย เพราะผลการทดลองของการเปรียบเทียบระหว่างชุดทดลองที่มีการเติมเมอคิวริกคลอไรด์เพื่อฆ่าแบคทีเรียและไม่เติมนั้นไม่มีความแตกต่างกัน ในส่วนผลการทดลองของผู้วิจัย พบว่าแบคทีเรียมีส่วนสำคัญในการเกิดปฏิกิริยารีดักชันจากชุดควบคุม ทั้งนี้สาเหตุอาจเกิดมาจากการเก็บตัวอย่างทำให้ออกซิเจนและไนโตรเจนเข้าไปส่งผลให้แบคทีเรียรีดิวซ์เหล็กไม่สามารถใช้เฟอร์ริกไอออนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ปฏิกิริยารีดักชันจึงไม่เกิดขึ้นหรือเกิดขึ้นได้น้อย



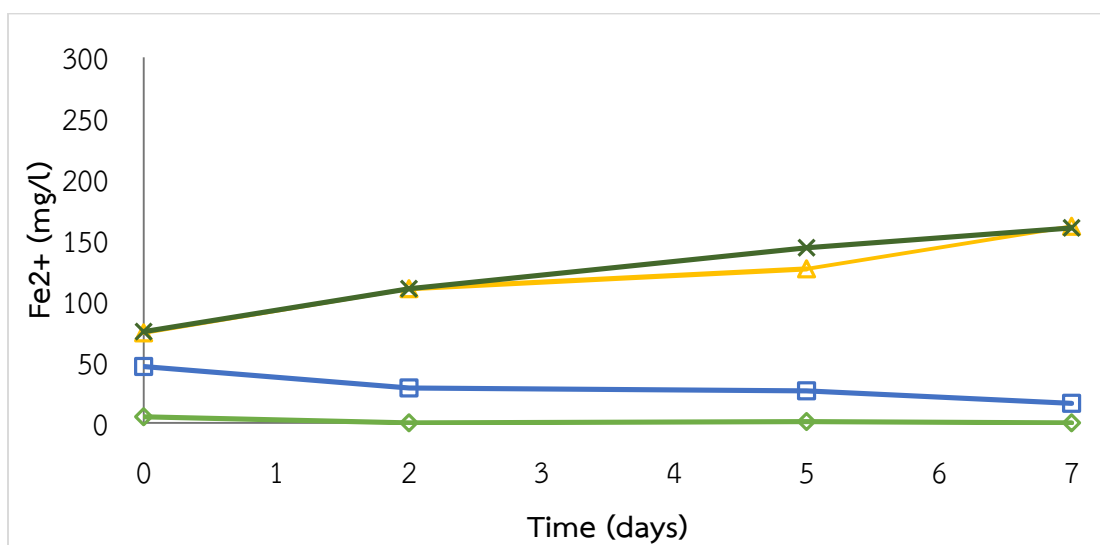
รูปที่ 4.1 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์รัส (Fe^{2+}) เทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ

◇; FeCl_3 70 มก./ล. , □; FeCl_3 140 มก./ล., △; FeCl_3 275 มก./ล.,
 ×; FeCl_3 550 มก./ล. ✱; FeCl_3 1,100 มก./ล.



รูปที่ 4.2 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์ริก (Fe^{3+}) เทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ

◇; FeCl_3 70 มก./ล. , □; FeCl_3 140 มก./ล., △; FeCl_3 275 มก./ล.,
 ×; FeCl_3 550 มก./ล. ✱; FeCl_3 1,100 มก./ล.



รูปที่ 4.3 ชุดควบคุมของปฏิกริยารีดักชัน

◇; FeCl₃ เท่านั้น , □; FeCl₃ และน้ำเสียสังเคราะห์, △; FeCl₃ และตะกอนจุลินทรีย์,
×; ตะกอนจุลินทรีย์เท่านั้น

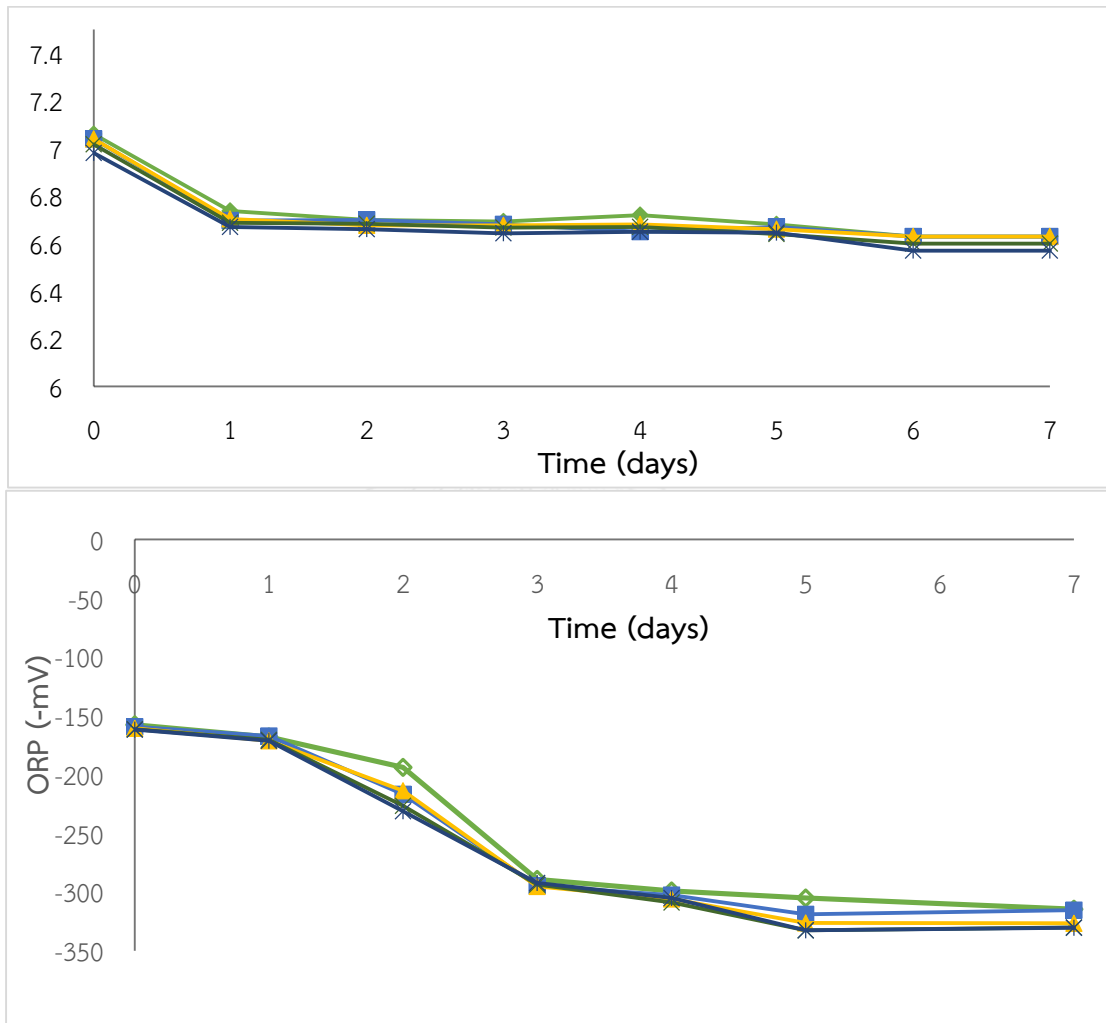
4.2.2 ค่าพีเอช

พีเอชของชุดการทดลองทั้ง 5 ชุดค่อนข้างคงที่ เนื่องจากมีการคุมค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงเป็นกลางโดยฟอสเฟตบัฟเฟอร์ ในวันแรกของการทดลองพีเอชอยู่ในช่วงประมาณ 7.04 และเริ่มลดลงเมื่อเวลาผ่านไปจนอยู่ในช่วงประมาณ 6.7 ชุดทดลองที่มีความเข้มข้นโดยค่าเฉลี่ยของพีเอชทั้งหมดอยู่ที่ 6.75 ± 0.12 (รูปที่ 4.4)

4.2.3 ค่าโออาร์พี

ค่าโออาร์พีค่อนข้างคงที่ในวันแรกและวันที่ 2 ของการทดลอง ซึ่งอยู่ในช่วงประมาณ -150 มิลลิโวลต์ จากนั้นลดลงไปถึง -350 มิลลิโวลต์ในวันที่ 3 ของการทดลอง และค่อยๆ ลดลงจนคงที่ในวันที่ 5 ของการทดลอง ซึ่งอยู่ในช่วงประมาณ -350 มิลลิโวลต์ (รูปที่ 4.4) ค่าโออาร์พีจะแสดงถึงความสามารถในการรับและให้อิเล็กตรอนของสารละลาย ถ้าค่าโออาร์พีมีค่าบวก แสดงว่าในน้ำมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดี หมายความว่าในน้ำมีออกซิเจนมาก หากค่าโออาร์พีเป็นลบ หมายความว่าในน้ำนั้นให้อิเล็กตรอนได้ดี หมายความว่าออกซิเจนในน้ำน้อย ทำให้เหมาะกับการเกิดปฏิกริยารีดักชัน โดยค่าโออาร์พีที่เหมาะสมกับปฏิกริยารีดักชันจะอยู่ในช่วง -200 ถึง -500 มิลลิโวลต์

จากการทดลอง ออกซิเจนถูกจุลินทรีย์ใช้หมด โดยทราบได้จากค่าโออาร์พีที่ลดลง จุลินทรีย์จึงใช้ Fe^{3+} ที่มีอยู่ในระบบเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทน จึงทำให้เกิดปฏิกิริยารีดักชันขึ้น ส่งผลให้ค่าพีเอชและโออาร์พีลดต่ำลง



รูปที่ 4.4 ค่าพีเอชและค่าโออาร์พีเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ

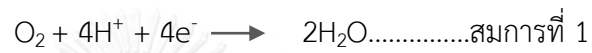
◇;เฟอรัส 300 มก./ล, □;เฟอรัส 400 มก./ล, △;เฟอรัส 500 มก./ล.,

×;เฟอรัส 800 มก./ล, *;เฟอรัส 1300 มก./ล.

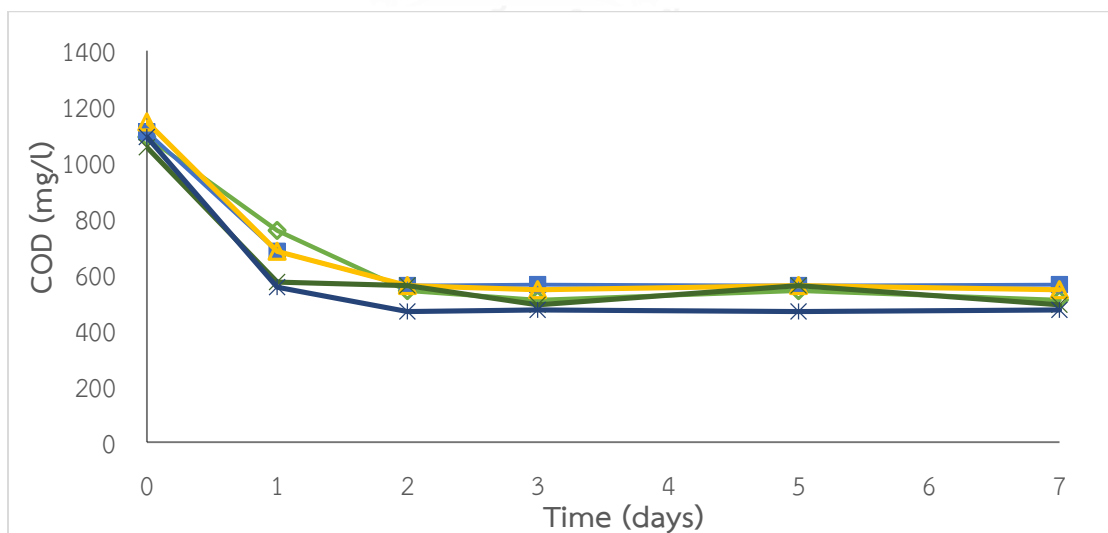
4.2.4 ค่าซีโอดี

ค่าซีโอดีของชุดการทดลองทั้ง 5 นี้ มาจากน้ำเสียสังเคราะห์ที่มาจากนมผง ทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนให้แก่จุลินทรีย์ โดยมีความเข้มข้นเริ่มต้นประมาณ 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าซีโอดีจะลดลงอย่างรวดเร็วในวันแรกของการทดลองจากนั้นคงที่ โดยพบว่าที่ความเข้มข้น FeCl_3 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร มีค่าการเปลี่ยนแปลงซีโอดีสูงสุด จากนั้นก็จะคงที่ ซึ่งอยู่ในช่วงประมาณ 400 – 600 มิลลิกรัมต่อลิตร (รูปที่ 4.5)

ค่าซีโอดีในการทดลองนี้ เป็นค่าที่แสดงถึงสารที่ให้อิเล็กตรอนแก่จุลินทรีย์ซึ่งเราสามารถเทียบค่าสมมูลของซีโอดีกับ Fe^{3+} จากอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในสมการดังนี้



จากสมการที่กล่าวไว้ข้างต้นเมื่อทำการเปรียบเทียบอิเล็กตรอนแล้วพบว่า ปริมาณออกซิเจนจากซีโอดี 8 กรัมจะเท่ากับ Fe^{3+} 55.84 กรัม โดยในระบบมีปริมาณ Fe^{3+} สูงสุดประมาณ 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงเทียบเท่ากับ ซีโอดี 215 มิลลิกรัมต่อลิตร หมายความว่า จุลินทรีย์จะใช้ปริมาณ ซีโอดีสูงสุด 215 มิลลิกรัมต่อลิตร ในการใช้ Fe^{3+} ความเข้มข้น 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่จากผลการทดลองพบว่าค่าซีโอดีหายไปประมาณ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยนอกจากจุลินทรีย์จะใช้ซีโอดีกับ Fe^{3+} แล้ว ยังใช้ในกิจกรรมอื่นๆอีกด้วย โดยคาดว่า อาจจะเป็นก๊าซชีวภาพ เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ และ มีเทน



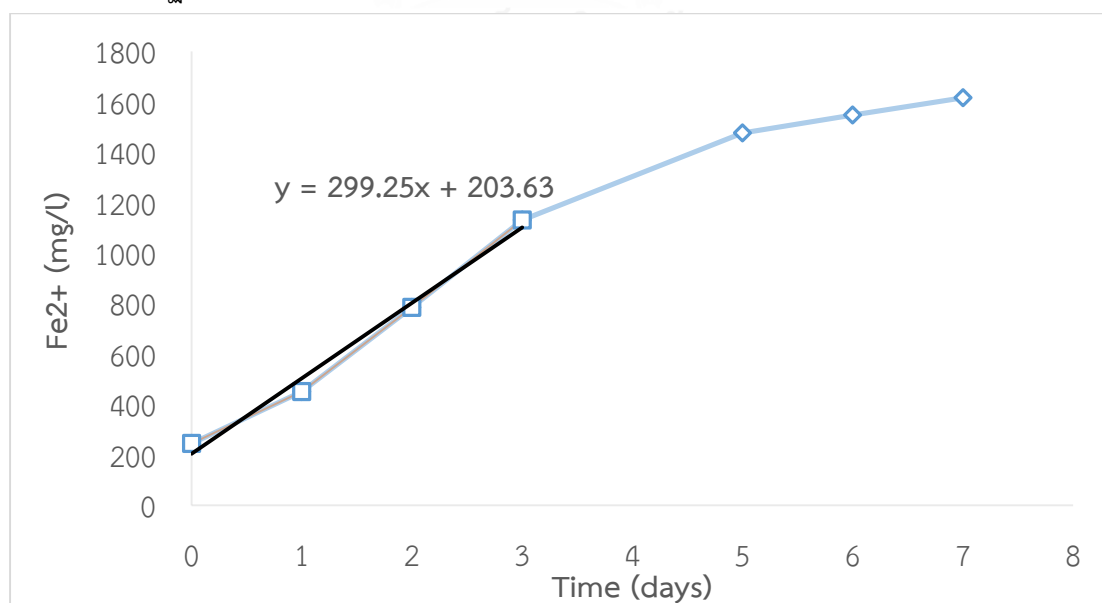
รูปที่ 4.5 ตัวอย่างค่าซีโอดีเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ

◇; FeCl_3 70 มก./ล, □; FeCl_3 140 มก./ล, △; FeCl_3 275 มก./ล,
×; FeCl_3 550 มก./ล., *; FeCl_3 1,100 มก./ล.

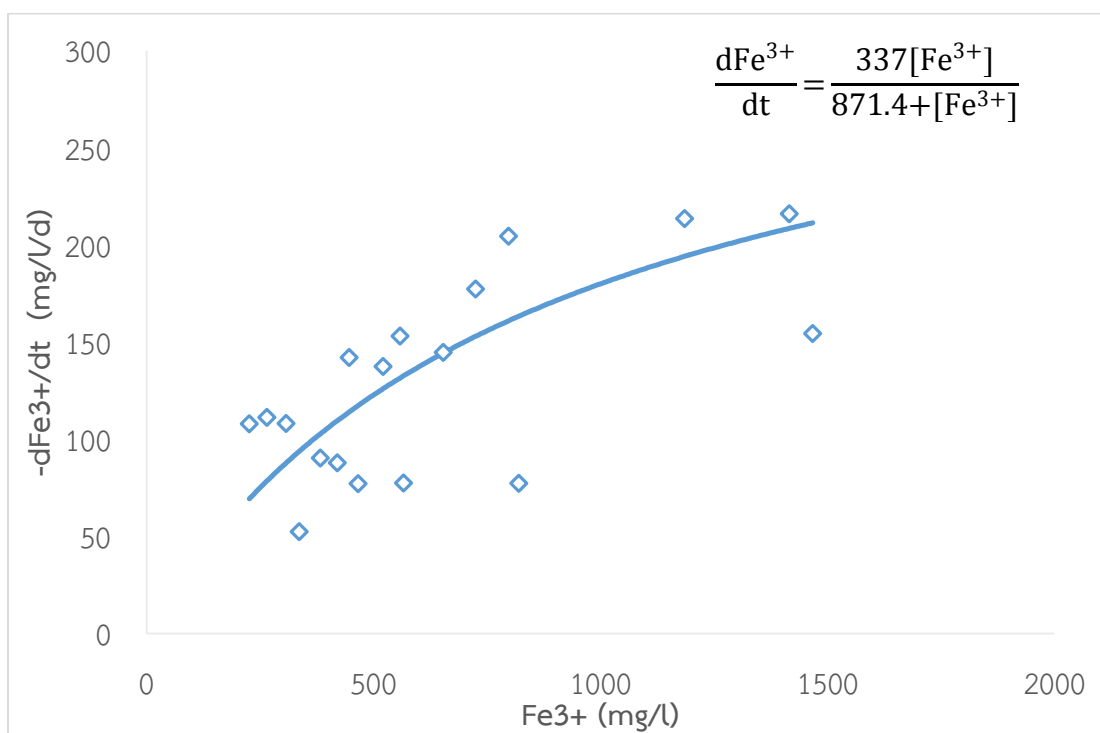
4.2.5 อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพคือกระบวนการเปลี่ยนรูป Fe^{3+} ไปเป็น Fe^{2+} ในสภาวะไร้อากาศโดยแบคทีเรียรีดิวซ์เหล็กเทียบกับเวลา ซึ่งสามารถหาได้จากค่าความเข้มข้นเริ่มต้นที่เป็นเส้นตรงระหว่างกราฟความเข้มข้นของ Fe^{2+} และเวลา ระยะเวลาที่เป็นเส้นตรงจะอยู่ในช่วงประมาณสัปดาห์แรกของการทดลอง ดังรูปที่ 4.6 ค่าความชันที่ได้จะแสดงถึงอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันที่เกิดขึ้นทางชีวภาพ เมื่อนำอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันที่ได้มาสร้างกราฟกับความเข้มข้นของ Fe^{3+} ได้กราฟลักษณะเป็นไปตามสมการโมนอด (Monod equation) ซึ่งมีค่า k_{\max} เท่ากับ $337 \pm 104 \text{ วัน}^{-1}$ และค่า K_s เท่ากับ 871.4 ± 501 มิลลิกรัมต่อลิตร (รูปที่ 4.7) โดยอัตราการเกิดของปฏิกิริยาชนิดนี้จะแปรผันตามความเข้มข้นของสารตั้งต้น ดังนั้นจึงสามารถบอกได้ว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันโดยจุลินทรีย์นี้เปลี่ยนแปลงตามความเข้มข้นของ Fe^{3+} เริ่มต้น โดยยิ่งความเข้มข้น Fe^{3+} มากขึ้น อัตราการเกิดปฏิกิริยาก็จะมากขึ้น

ผลการทดลองที่ได้มีความสอดคล้องกับ และนอกจากนี้ผลการทดลองที่ได้ยังมีความสอดคล้องกับ wilén และคณะ ที่กล่าวว่าปฏิกิริยารีดักชันของเหล็กเกิดที่สภาวะไร้อากาศ โดยแบคทีเรียที่อยู่ในตะกอนจากระบบเอเอส และนอกจากนี้ Yamamoto-Ikemoto และคณะ, 2002 ที่ทำการศึกษาปฏิกิริยารีดักชันในน้ำเสียชุมชนผ่านระบบเอเอส ซึ่งอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันที่เกิดขึ้นนั้น เป็นไปตามสมการโมนอด



รูปที่ 4.6 ตัวอย่างการหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันจากความชันในช่วงเริ่มต้น



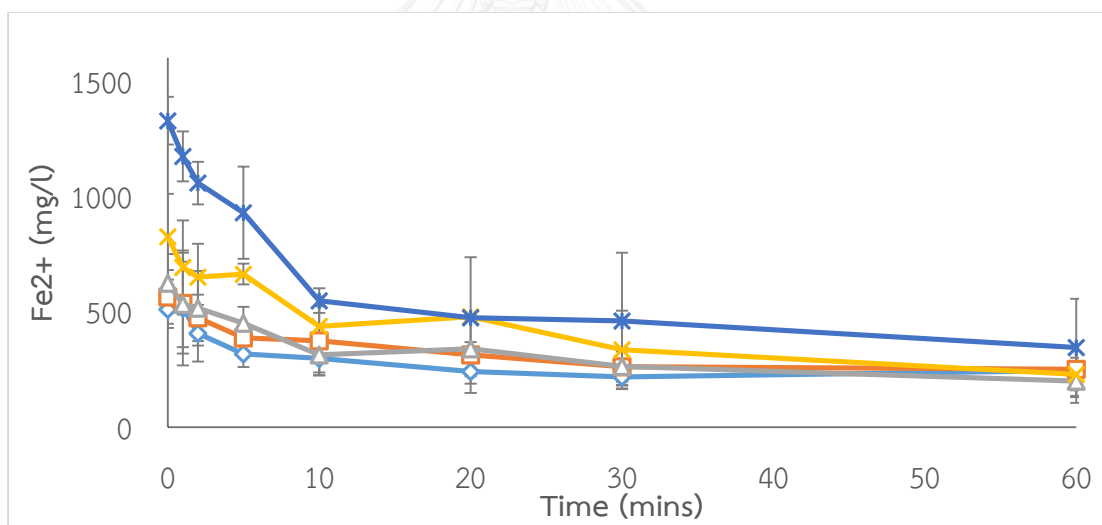
รูปที่ 4.7 อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพเทียบกับความเข้มข้นเริ่มต้นของเฟอร์ริก

4.2.6 อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันสามารถหาได้โดยทำการเติมอากาศในวันสุดท้ายของการทดลอง โดยเป็นกระบวนการเปลี่ยน Fe^{2+} ที่เกิดขึ้นมาจากกระบวนการรีดักชันในสภาวะไร้อากาศไปเป็น Fe^{3+} ผ่านการเติมอากาศ ความเข้มข้นของ Fe^{2+} ลดลงเมื่อทำการเติมอากาศผ่านปฏิกิริยาออกซิเดชัน โดย Fe^{2+} มีแนวโน้มลดลงและเริ่มคงที่ ปริมาณเฟอร์รัสเริ่มต้นของชุดการทดลองที่เติม $FeCl_3$ ความเข้มข้น 70, 140, 275, 550 และ 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร มีค่าเท่ากับ 510, 564, 623, 824 และ 1,327 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อทำการเติมอากาศเป็นเวลา 20 นาที พบว่า เฟอร์รัสถูกออกซิไดซ์ไปเป็นเฟอร์ริกมากกว่าร้อยละ 50 และเริ่มคงที่ในเวลาที่ 30 (รูปที่ 4.8) เมื่อสิ้นสุดการทดลองพบว่าเฟอร์รัสในชุดการทดลองที่เติม $FeCl_3$ ความเข้มข้น 70, 140, 275, 550 และ 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตรถูกออกซิไดซ์ไปเป็นเฟอร์ริกร้อยละ 57, 55, 68, 72 และ 74 ซึ่งหมายความว่ายังมีปริมาณเฟอร์รัสไม่สามารถออกซิไดซ์กลับไปเป็นเฟอร์ริกได้หมด โดยในชุดการทดลองที่เติม $FeCl_3$ 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือเฟอร์รัสน้อยที่สุดเมื่อเทียบกับความเข้มข้นเริ่มต้น ส่วนในชุดการทดลองที่เติม $FeCl_3$ 140 มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือเฟอร์ริกมากที่สุด โดยปริมาณเฟอร์รัสที่เหลือและไม่สามารถ

ออกซิไดซ์กลับไปเป็นเฟอร์ริกได้หมดที่ได้สอดคล้องกับผลการทดลองของ wilen และคณะ (2004) ซึ่งกล่าวว่า ปฏิกิริยาออกซิเดชันสามารถเกิดได้เกือบสมบูรณ์ภายใน 1 ชั่วโมง หลังจากทำการให้อากาศ ยังมีเฟอร์รัสที่ไม่สามารถออกซิไดซ์ไปเป็นเฟอร์ริกได้ ทั้งนี้ wilen ได้ให้เหตุผลว่าแบคทีเรียมีส่วนในการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน การเติมสารอาหารบางชนิด เช่น เอทานอล และกลูโคส สามารถเพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันได้ ในขณะที่การเติม แลคเตท อะซิเตท สารที่ยับยั้งการเจริญของจุลินทรีย์ และการลดอุณหภูมิลงเหลือ 4 องศาเซลเซียส สามารถทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันลดลง

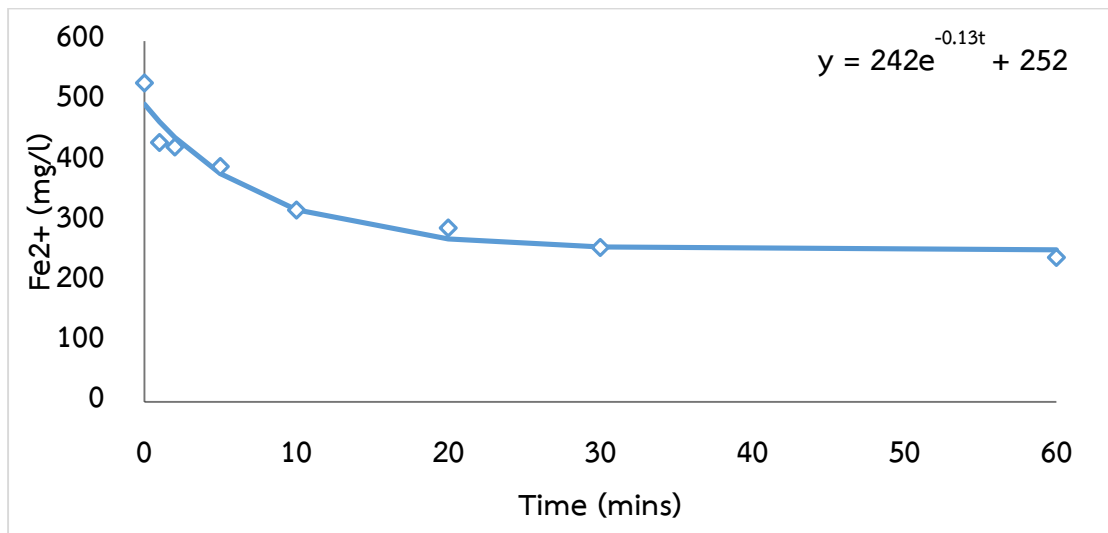
เมื่อนำค่าที่ได้จากรูปที่ 4.8 ไปหาค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยา k_1 ผ่านโปรแกรม solver ของ Microsoft excel ได้ผลออกมาตามรูปที่ 4.9 และเมื่อนำค่า k_1 ไปสร้างกราฟกับ Fe^{2+} (รูปที่ 4.10) พบว่าที่ทุกความเข้มข้นของ Fe^{2+} มีค่า k_1 ใกล้เคียงกันโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $229 \pm 128 \text{ วัน}^{-1}$



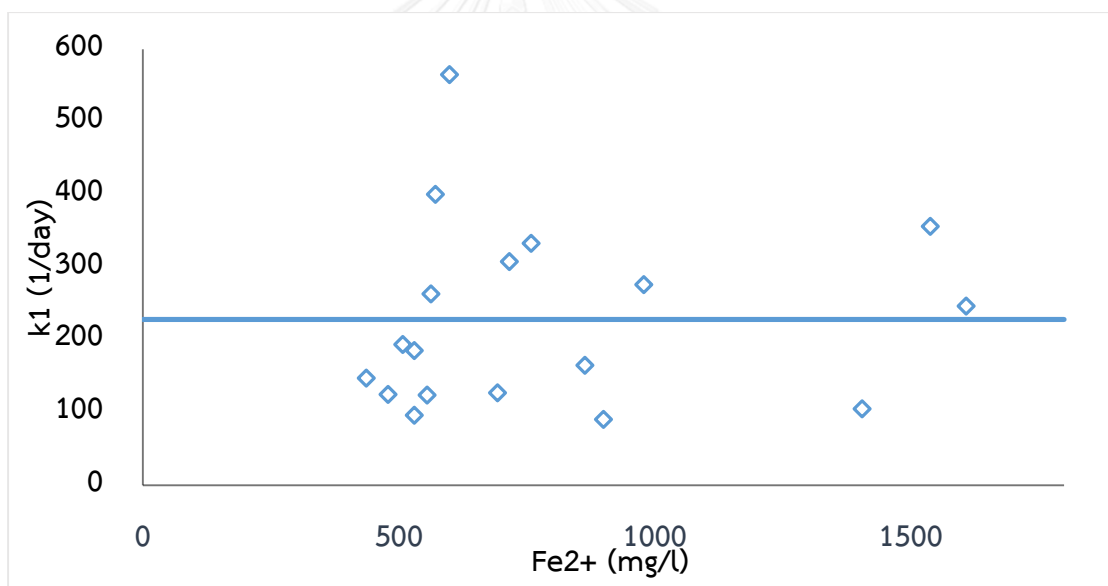
รูปที่ 4.8 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์รัสเทียบกับเวลาในสภาวะเติมอากาศ

◇; $FeCl_3$ 70 มก./ล. , □; $FeCl_3$ 140 มก./ล., △; $FeCl_3$ 275 มก./ล.,

×; $FeCl_3$ 550 มก./ล. *; $FeCl_3$ 1,100 มก./ล.



รูปที่ 4.9 ตัวอย่างการหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน



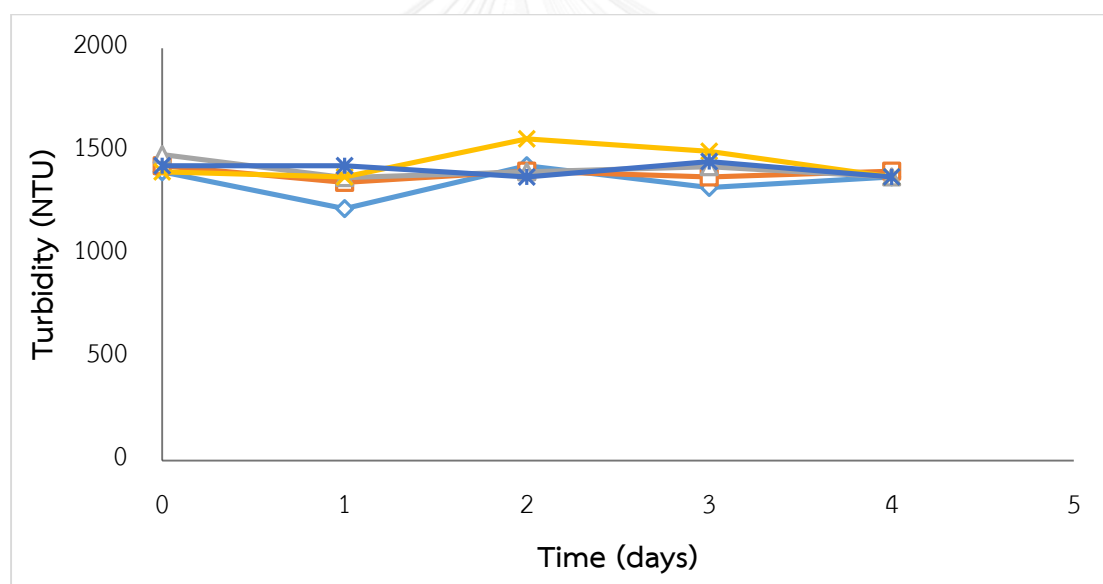
รูปที่ 4.10 อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

เมื่อเปรียบเทียบปฏิกิริยารีดักชันและออกซิเดชันของการทดลองช่วงที่หนึ่ง พบว่าปฏิกิริยารีดักชันนั้น เกิดในสภาวะไร้อากาศ และใช้ระยะเวลาอย่างน้อย 3 วันในการเปลี่ยนรูป Fe²⁺ เป็น Fe³⁺ ให้มากกว่าร้อยละ 70 ตัวการสำคัญที่ทำให้เกิดปฏิกิริยารีดักชันคือจุลินทรีย์ที่อยู่ในตะกอนน้ำเสีย อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันเป็นไปตามสมการโมนอด แต่สำหรับปฏิกิริยาออกซิเดชันนั้น สามารถเกิดได้เร็วกว่าปฏิกิริยารีดักชันมาก ใช้เวลาเพียง 1 ชั่วโมง ก็ทำให้ในการเปลี่ยน Fe³⁺ เป็น Fe²⁺ ให้

มากกว่าร้อยละ 70 ตัวการสำคัญที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันในการทดลองครั้งนี้คือ ออกซิเจนจากการเติมอากาศ อัตราเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันเป็นไปตามปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง

4.2.7 ความขุ่น

จากการทดลองพบว่าความขุ่นของทุกความเข้มข้นเริ่มต้นมีค่าใกล้เคียงกันที่ 1,400 เอ็นทียู และส่วนใหญ่ค่อนข้างคงที่ในวันที่หนึ่งของการทดลอง ค่าความขุ่นที่วัดได้นี้ ไม่สามารถบอกได้ถึงอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน หรือปริมาณความเข้มข้นของเหล็กที่มีอยู่ในระบบได้เลย ความขุ่นที่เกิดขึ้นมาจากตะกอนจุลินทรีย์ที่เติมลงไปในระบบ ผลของการวัดความขุ่นโดยใช้เครื่องวัดความขุ่นที่ได้มีความขัดแย้งกับ wilcoxon ซึ่งกล่าวว่าปริมาณความขุ่นแปรผันตรงกับปฏิกิริยารีดักชัน ทั้งนี้อาจจะต้องใช้เครื่องวัดค่าดูดกลืนแสงเพื่อให้ได้ผลการทดลองตามที่ wilcoxon กล่าว



รูปที่ 4.11 ความขุ่นของการทดลองช่วงที่หนึ่งเทียบกับเวลา

◇; FeCl₃ 70 มก./ล., □; FeCl₃ 140 มก./ล., △; FeCl₃ 275 มก./ล.,
X; FeCl₃ 550 มก./ล., *; FeCl₃ 1,100 มก./ล.

4.3 ผลการทดลองช่วงที่ 2 ผลของกรดฮิวมิกต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพและปฏิกิริยาออกซิเดชัน

4.3.1 ปริมาณเหล็ก

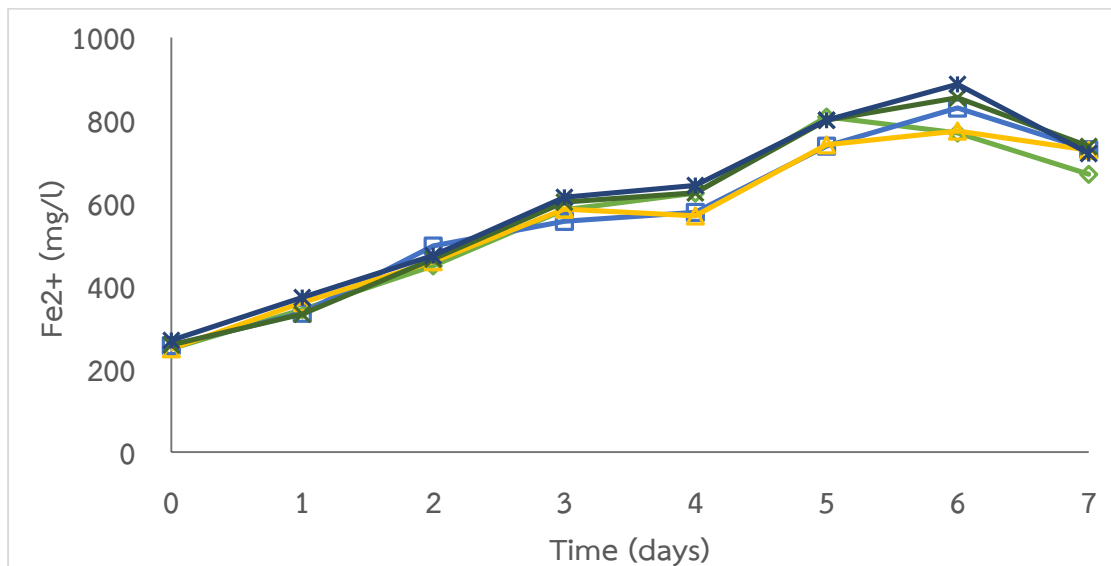
ในช่วงการทดลองที่สองนี้ได้ใช้ FeCl_3 ที่ความเข้มข้น 275 มิลลิกรัมต่อลิตร มาทำการทดลอง เนื่องจากผลการทดลองช่วงที่หนึ่งทำให้ทราบถึงอัตราการเกิดปฏิกิริยาของปฏิกิริยารีดักชันเป็นปฏิกิริยาไปตามสมการโมนอด ค่าความเข้มข้น 275 มิลลิกรัมต่อลิตรนั้นอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยา โดยในการทดลองช่วงนี้จะทำการแปรผันความเข้มข้นของกรดฮิวมิก ที่ 0 25 50 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อศึกษาผลของความเข้มข้นกรดฮิวมิกต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพ

ความเข้มข้นของ Fe^{2+} เพิ่มขึ้นตามระยะเวลาที่เพิ่มขึ้น โดยความเข้มข้น Fe^{2+} ค่อยๆ เพิ่มขึ้นจนมีค่าสูงสุดในวันที่ 5 ของการทดลองในทุกชุดการทดลองที่เติมกรดฮิวมิก 0, 25, 50 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยความเข้มข้นเริ่มต้นเพอร์สมีค่าใกล้เคียงกัน เนื่องจากมีการเติม FeCl_3 และตะกอนจุลินทรีย์ลงไปในความเข้มข้นที่เท่ากันในทุกชุดการทดลอง (250, 257.5, 250, 258 และ 270 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ) ความเข้มข้นของเพอร์สเพิ่มขึ้นมากกว่าร้อยละ 80 เทียบกับความเข้มข้นเริ่มต้น ในวันที่ 3 ของการทดลอง (585, 557, 586, 603 และ 615 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ) ปริมาณเพอร์สเกิดมากที่สุดในวันที่ 5 ของทุกชุดการทดลอง (809, 740, 741, 800 และ 800 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ) และลดลงเล็กน้อยในวันที่ 6 และ 7 ของการทดลอง (รูปที่ 4.13) ความเข้มข้นของ Fe^{2+} ที่เพิ่มขึ้นนี้มาจากการเปลี่ยนรูปจาก Fe^{3+} ผ่านปฏิกิริยารีดักชันทางชีวภาพในสภาวะไร้อากาศ

ความเข้มข้นของ Fe^{3+} เริ่มต้นใกล้เคียงกันได้แก่ 540, 497, 520, 516 และ 502 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยจะลดลงตามเวลาที่เพิ่มขึ้น ในทุกความเข้มข้นของกรดฮิวมิก โดย Fe^{3+} จะลดลง และคงที่ภายในระยะเวลาเจ็ดวัน โดยปริมาณเพอร์สลดลงมากกว่าร้อยละ 60 ในวันที่ 3 ของการทดลอง (212, 192, 168, 146 และ 289 มิลลิกรัมต่อลิตร) และเริ่มคงที่ในวันที่ 5 ของการทดลอง (รูปที่ 4.13)

ชุดควบคุมในการทดลองช่วงที่สองนี้มีสามชุด ชุดที่หนึ่งไม่เติมบัพเพอร์ ใช้เพื่อศึกษาผลของบัพเพอร์ต่อการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน ชุดที่สองไม่เติม FeCl_3 ใช้เพื่อศึกษาผลของกรดฮิวมิกต่อปริมาณเหล็กที่มีอยู่ในตะกอนจุลินทรีย์ และชุดที่สามไม่เติม FeCl_3 และบัพเพอร์ใช้เพื่อศึกษาผลของกรดฮิวมิกต่อการเกิดปฏิกิริยารีดักชันต่อปริมาณเหล็กที่มีอยู่ในตะกอนจุลินทรีย์โดยไม่มีการคุมพีเอช ซึ่งพบว่าชุดที่หนึ่งแบบไม่เติมบัพเพอร์นั้น จะมีค่าพีเอช

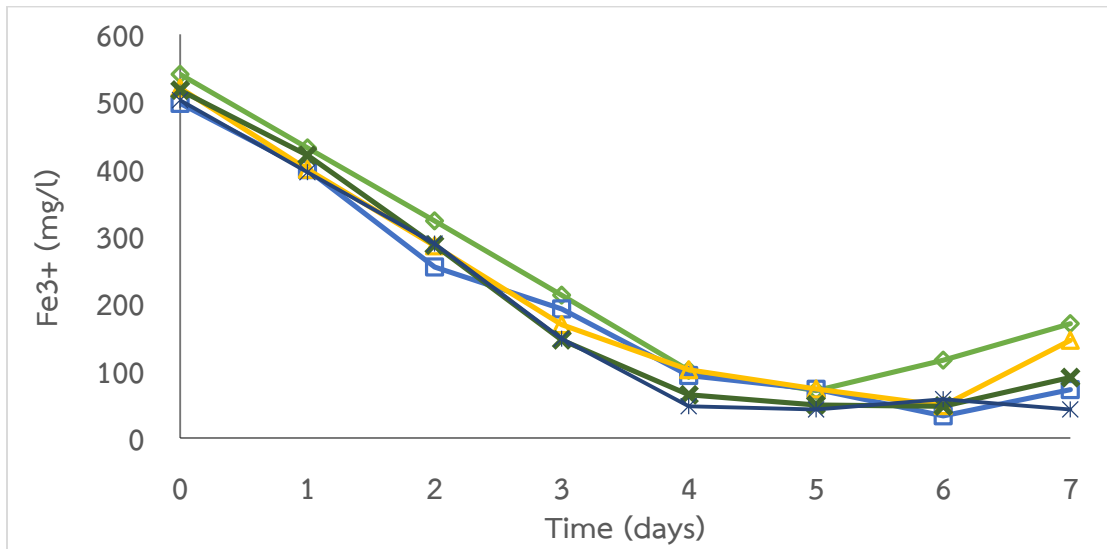
เริ่มต้นประมาณ 6.44 ซึ่งเป็นค่าพีเอชเริ่มต้นที่ต่ำที่สุดในการทดลอง จากนั้นลดลงเรื่อยๆ จนอยู่ที่ 6.07 ในด้านการเกิดปฏิกิริยารีดักชันพบว่าเกิดได้ดี แต่เกิดได้ช้ากว่าเมื่อเทียบกับชุดทดลอง ในชุดควบคุมที่สองแบบไม่เติม FeCl_3 พบว่าการเกิดปฏิกิริยารีดักชันเกิดได้เร็วกว่าแบบที่ไม่เติมบัพเฟอร์ ซึ่งเริ่มคงที่ตั้งแต่วันที่สองของการทดลอง สาเหตุมาจากไม่มีการเติม FeCl_3 ลงไป ส่วนในควบคุมที่สามแบบที่ไม่เติมทั้งสองอย่างนั้น พบว่าการเกิด Fe^{2+} ช้ากว่าแบบที่ไม่เติม FeCl_3 อย่างเห็นได้ชัด (รูปที่ 4.14) โดยเมื่อเปรียบเทียบกับชุดควบคุมแล้วพบว่าชุดทดลองมีประสิทธิภาพในการเกิดปฏิกิริยารีดักชันดีกว่า



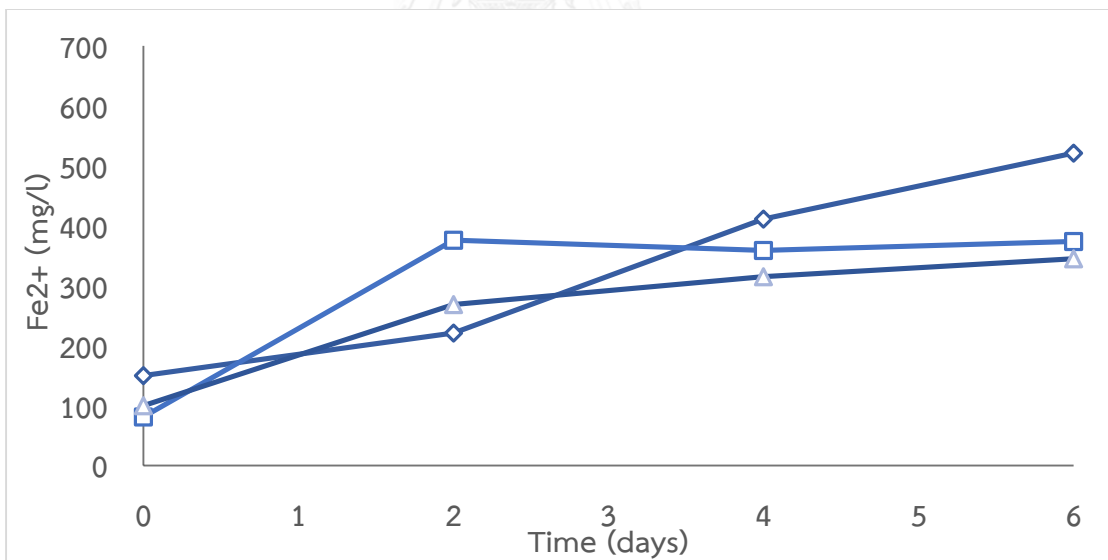
รูปที่ 4.12 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์รัส (Fe^{2+}) เทียบกับเวลา ในสภาวะไร้อากาศ

◇; กรดฮิวมิก 0 มก./ล. , □; กรดฮิวมิก 25 มก./ล., △; กรดฮิวมิก 50 มก./ล.,

×; กรดฮิวมิก 100 มก./ล. *; กรดฮิวมิก 200 มก./ล.



รูปที่ 4.13 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์ริก (Fe^{3+}) เทียบกับเวลา ในสภาวะไร้อากาศ
 ◇; กรดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 0 มก./ล., □; กรดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 25 มก./ล., △; กรดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 50 มก./ล.,
 ×; กรดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 100 มก./ล. *; กรดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 200 มก./ล.



รูปที่ 4.14 ชุดควบคุมปฏิกิริยารีดักชัน

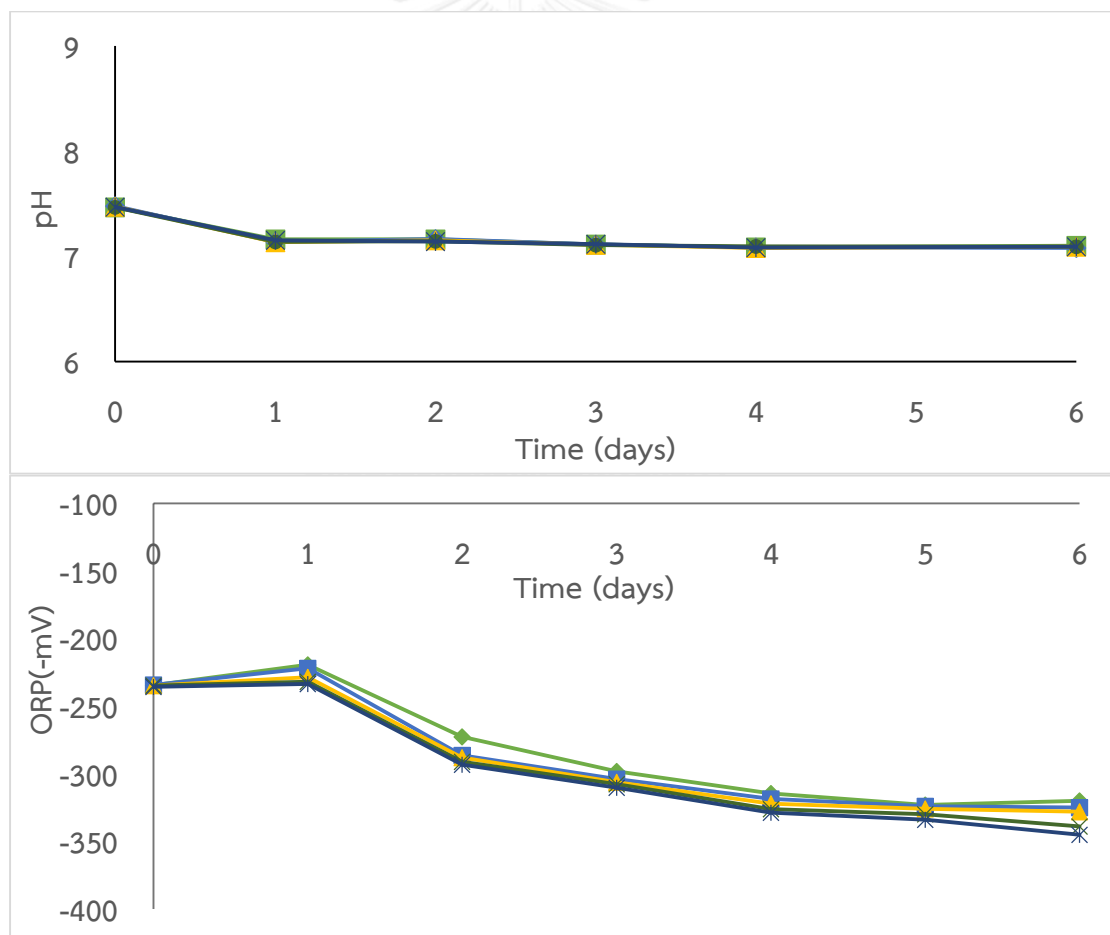
◇; ไม่เติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์, □; ไม่เติม FeCl_3 , △; ไม่เติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และ FeCl_3

4.3.2 ค่าพีเอช

ค่าพีเอชค่อนข้างคงที่ตลอดการทดลอง แม้ว่าความเข้มข้นกรดฮิวมิกจะเพิ่มขึ้น เนื่องจากมีการเติมฟอสเฟตบัฟเฟอร์ เพื่อคุมพีเอชให้อยู่ในช่วงเป็นกลาง โดยในวันแรกของการทดลองมีค่าเฉลี่ยพีเอชอยู่ที่ 7.47 ± 0.004 จากนั้น พีเอชมีแนวโน้มลดลง จนในวันสุดท้ายของการทดลองพีเอชมีค่า 7.09 ± 0.007 (รูปที่ 4.15)

4.3.3 ค่าโออาร์พี

ค่าโออาร์พีเพิ่มขึ้นเล็กน้อยในวันที่หนึ่งของการทดลอง และเริ่มลดลงจนคงที่ โดยค่าโออาร์พีอยู่ในช่วงประมาณ -200 ถึง -350 มิลลิโวลต์ ซึ่งถือว่าเหมาะสมสำหรับปฏิกิริยารีดักชันในสภาวะไร้อากาศ (รูปที่ 4.15)



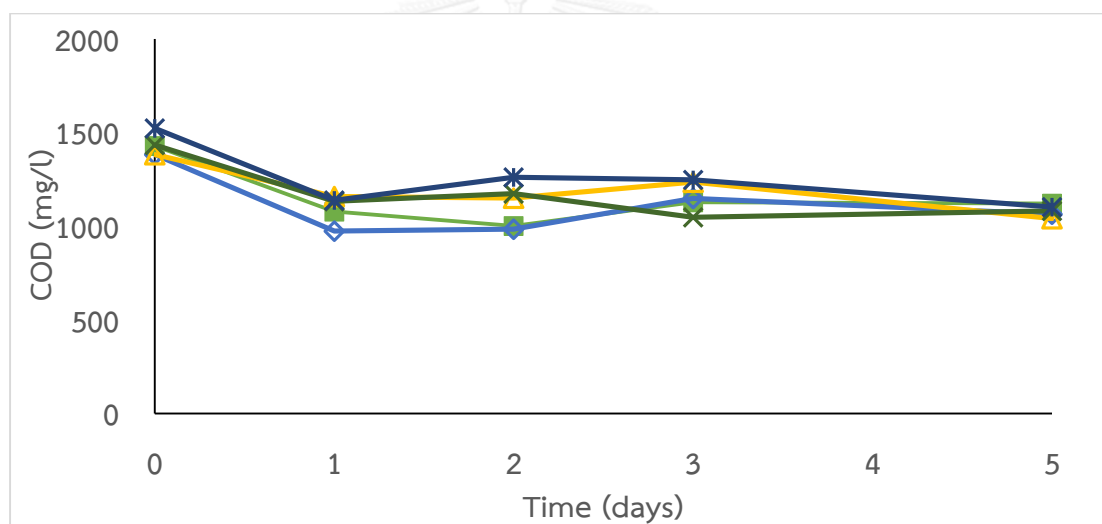
รูปที่ 4.15 ตัวอย่างค่าพีเอชและโออาร์พีในสภาวะไร้อากาศ

◇;กรดฮิวมิก 0 มก./ล , □;กรดฮิวมิก 25 มก./ล, △;กรดฮิวมิก 50 มก./ล,
×;กรดฮิวมิก 100 มก./ล, *;กรดฮิวมิก 200 มก./ล

4.3.4 ค่าซีไออดี

ค่าซีไออดีของทุกชุดการทดลองลดลงประมาณ 400 มิลลิกรัมต่อลิตร ภายในวันแรก ในการทดลอง (รูปที่ 4.16) จากนั้นค่าซีไออดีเพิ่มขึ้นเล็กน้อย และคงที่ในที่สุด ซึ่งค่าซีไออดี เริ่มต้นของแต่ละการทดลองนั้นมีความแตกต่างกัน ทั้งๆที่ใช้นมผงซึ่งเป็นค่าซีไออดีในปริมาณ เท่ากัน สาเหตุมาจากกรดฮิวมิกมีซีไออดีเช่นกัน ปริมาณซีไออดีเมื่อเทียบกับความเข้มข้นของ กรดฮิวมิกเท่ากับหนึ่งต่อหนึ่ง

ปริมาณซีไออดีที่ใช้ในปฏิกิริยารีดักชันโดยมี Fe^{3+} เข้มข้น 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ตาม สมการเท่ากับ 72 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามสมการที่กล่าวไว้ในช่วงการทดลองที่ 1 ซึ่งค่าซีไออดีที่ หายไปนั้น เพียงพอที่จะทำให้เกิดปฏิกิริยาได้สมบูรณ์



รูปที่ 4.16 ค่าซีไออดีลงเทียบกับเวลาในสภาวะเต็มอากาศ

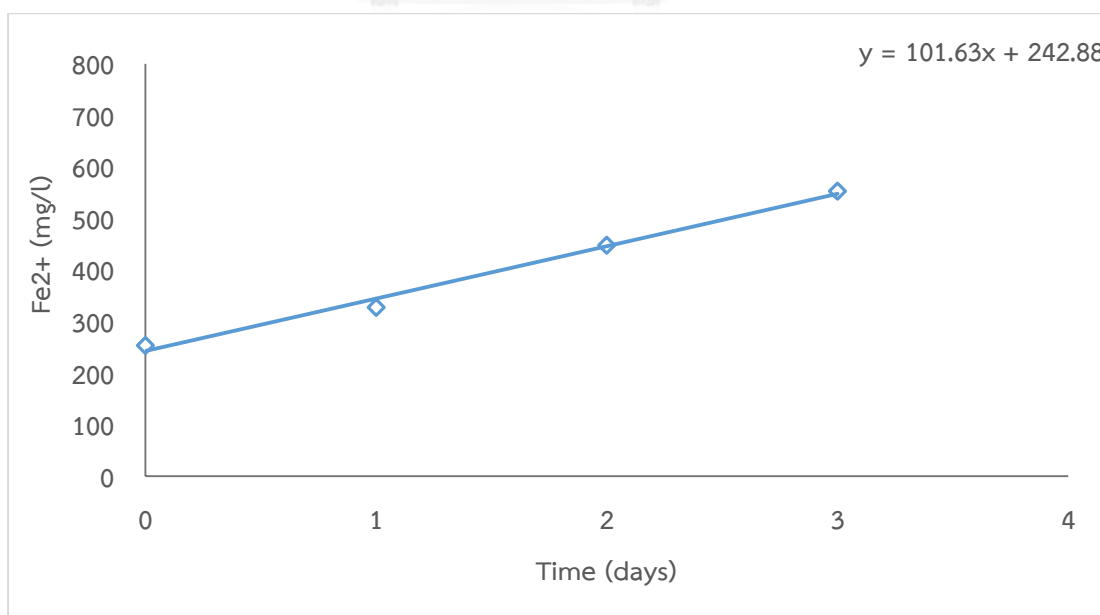
◇;กรดฮิวมิก 0 มก./ล , □;กรดฮิวมิก 25 มก./ล, △;กรดฮิวมิก 50 มก./ล,
×;กรดฮิวมิก 100 มก./ล, *;กรดฮิวมิก 200 มก./ล

4.3.5 อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

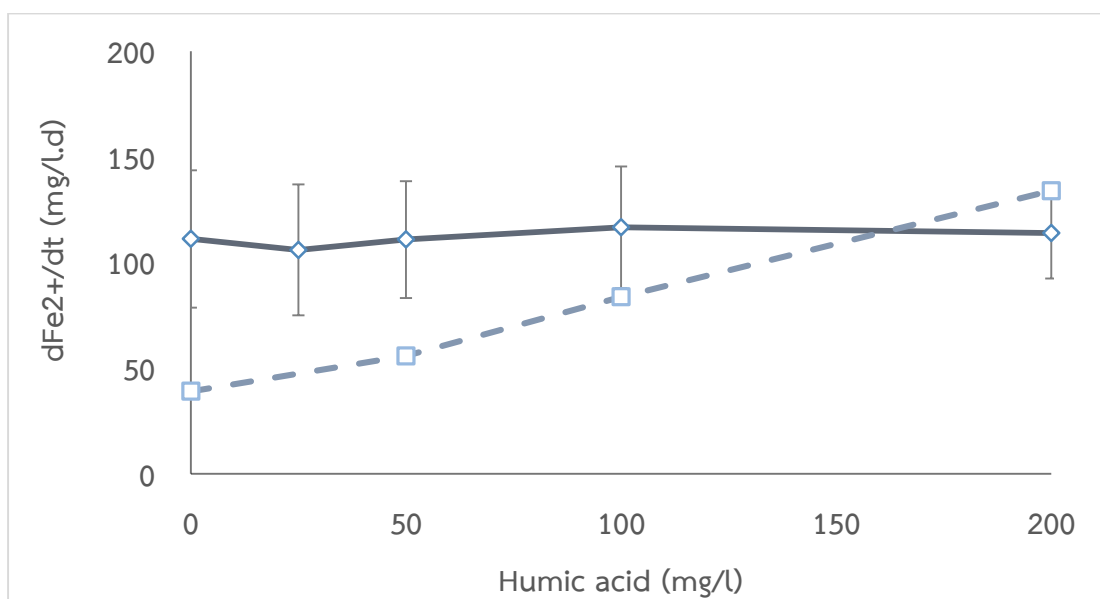
อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันนั้น สามารถหาได้จากการหาความชันของกราฟระหว่างความ เข้มข้นของเฟอร์รัสและเวลาดังรูป 4.17 โดยจากรูปเป็นตัวอย่างแสดงการหาอัตราการเกิดปฏิกิริยา รีดักชัน โดยไม่มีการเติมกรดฮิวมิกซึ่งมีค่าเท่ากับ 101.63 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน เมื่อหาอัตราการ เกิดปฏิกิริยาของทั้งหมดแล้ว นำมาสร้างกราฟระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยาและความเข้มข้นของ กรดฮิวมิกตามรูปที่ 4.18 ซึ่งจากรูปพบว่ากรดฮิวมิกส่งผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาน้อยมาก โดยมี

อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันเท่ากับ 111.21 106.0 110.87 116.71 และ 113.92 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน โดยเรียงตามลำดับปริมาณความเข้มข้นของกรดฮิวมิก (0 25 50 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร) ซึ่งจากค่าของอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันที่กล่าวมา ทำให้ทราบว่า การเติมกรดฮิวมิก 25 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้มีอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันน้อยที่สุด ในขณะที่การเติมกรดฮิวมิก 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้มีอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันมากที่สุด ซึ่งเมื่อนำผลการทดลองไปเปรียบเทียบกับ (Amstaetter และคณะ, 2012) พบว่ามีความต่างกัน โดยการทดลองของ Amstaetter อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันมีการเพิ่มขึ้นได้แก่ 39 55 84 และ 134 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน ตามการเพิ่มปริมาณกรดฮิวมิก (0 50 100 200 มิลลิกรัมต่อลิตร) โดยสาเหตุอาจเกิดมาจาก เชื้อจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ทดลองมีความแตกต่างกันทั้งชนิดและปริมาณ รวมถึงสถานะต่างๆ ได้แก่ อุณหภูมิ ค่าพีเอช และค่าไออาร์พีในการทดลอง แต่อย่างไรก็ตามอัตราการเกิดปฏิกิริยาของกรดฮิวมิกความเข้มข้นตั้งแต่ 0 - 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ได้จากการทดลองครั้งนี้มีค่ามากกว่าของ Amstaetter

สาเหตุที่กรดฮิวมิกส่งผลต่อการทดลองเพียงเล็กน้อยอาจเกิดมาจาก ตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาจากโรงบำบัดควบคุมคุณภาพน้ำดินแดง มีแบคทีเรียที่สามารถใช้ฮิวมิกเป็นสารช่วยขนส่งอิเล็กตรอนในปริมาณน้อย (*Shewanella* sp.) หรืออาจเกิดจากการรวมกลุ่มกันระหว่างตะกอนเพอริกไฮดรอกไซด์ ทำให้ bioavailability ของจุลินทรีย์กับตัวรับอิเล็กตรอนลดลง และสุดท้ายกรดฮิวมิกที่เติมลงไปอาจจะละลายน้ำไม่หมด ทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถนำกรดฮิวมิกไปใช้ได้



รูปที่ 4.17 ตัวอย่างการหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน



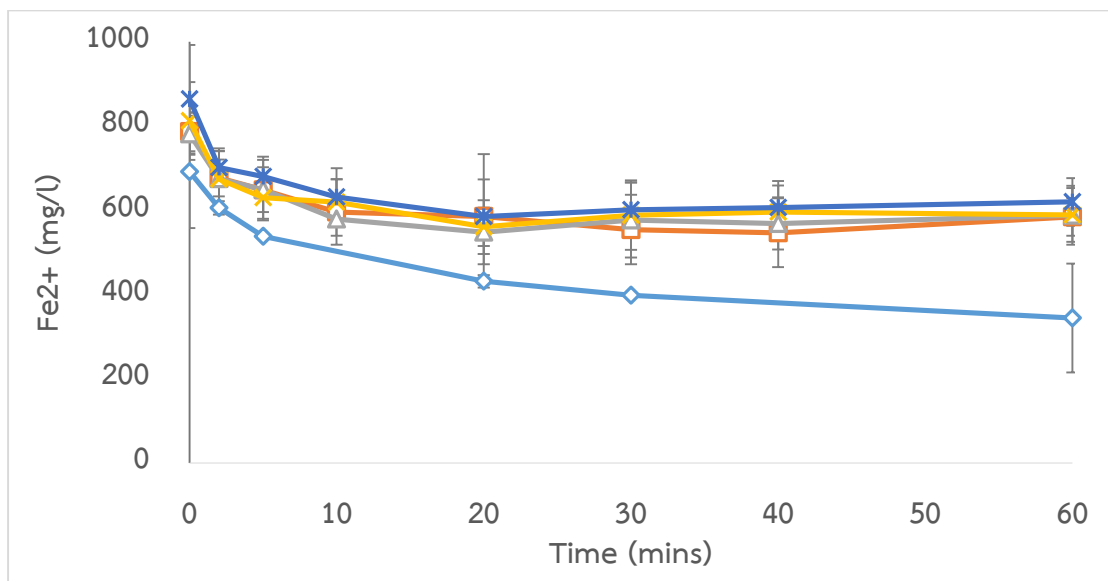
รูปที่ 4.18 อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน ที่ความเข้มข้นของกรดฮิวมิกต่างๆ

◇;ผลที่ได้จากการทดลอง, □;การทดลองของ Amstetter, 2012

4.3.6 อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

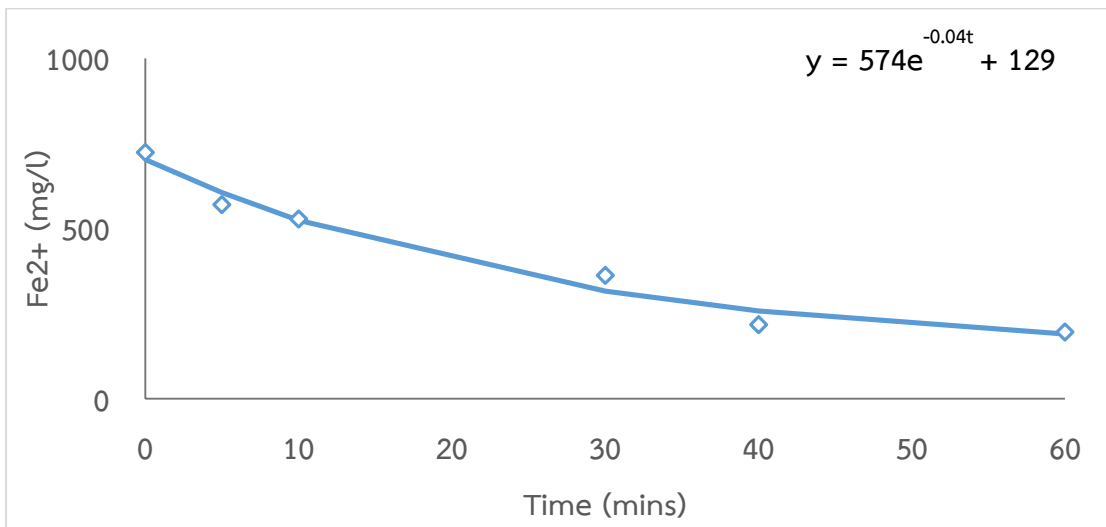
เมื่อทำการเติมอากาศเพื่อศึกษาปฏิกิริยาออกซิเดชันระยะเวลา 1 ชั่วโมง พบว่าปริมาณเฟอร์รัสในกรดฮิวมิกทุกความเข้มข้นตั้งแต่ 0, 25, 50, 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงเมื่อเวลาผ่านไป โดยมีปริมาณเฟอร์รัสเริ่มต้นเท่ากับ 691, 786, 781, 812 และ 863 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อเวลาผ่านไป 30 นาที ปริมาณเฟอร์รัสของการทดลองที่เติมกรดฮิวมิก 0 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงไปร้อยละ 42 หรือเท่ากับ 400 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนปริมาณเฟอร์รัสในการทดลองที่เหลือลดลงใกล้เคียงกันประมาณร้อยละ 30 เมื่อสิ้นสุดการทดลอง ในชุดทดลองที่ไม่ได้เติมกรดฮิวมิกลดลงมากที่สุดคือ ร้อยละ 50 เท่ากับ 344 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนชุดการทดลองที่เหลือลดลงค่อนข้างคงที่ที่ร้อยละ 30 (รูปที่ 4.19) จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่า กรดฮิวมิกทำให้ปริมาณเฟอร์รัสที่ไม่สามารถออกซิไดซ์กลับไปเป็นเฟอร์ริกมากขึ้น ซึ่งผลการทดลองสอดคล้องกับกรดฮิวมิกมีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน โดยจะไปทำให้เฟอร์รัสมีความเสถียรมากขึ้น จึงทำให้ออกซิไดซ์กลับไปเป็น เฟอร์ริกได้ยากขึ้น (Blodau, 2006) เมื่อนำค่าที่ได้จากรูปที่ 4.19 ไปหาค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยา k_1 ผ่านโปรแกรม solver ของ Microsoft excel ตามรูปที่ 4.20 โดยมีค่า k_1 เท่ากับ 0.004 นาที^{-1} ซึ่งคิดเป็น 57.6 วัน^{-1} นอกจากนี้ยังสามารถบอกได้ถึงค่าของเฟอร์รัสที่ไม่สามารถย่อยสลายได้โดยการเติมอากาศอีก ซึ่งก็คือ 129 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อนำค่า k_1 ที่ได้มาสร้างกราฟเทียบกับความเข้มข้นของกรดฮิวมิก ทำให้ทราบว่าเมื่อมีปริมาณกรดฮิวมิกมากขึ้น ค่า k_1 ก็มากขึ้นตามไปด้วย โดยมีค่าเฉลี่ย k_1 เท่ากับ 130 237 352

574 และ 594 วัน⁻¹ โดยเรียงตามลำดับความเข้มข้นของกรดฮิวมิกตั้งแต่ 0 25 50 100 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร และอัตราการเกิดปฏิกิริยาจะคงที่ประมาณ 715.56 วัน⁻¹ ค่า k_1 มีค่ามากที่สุดที่ความเข้มข้นของกรดฮิวมิกเท่ากับ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่าน้อยที่สุดที่ความเข้มข้นของกรดฮิวมิก 0 มิลลิกรัมต่อลิตร (รูปที่ 4.21) จากการทดลองทำให้ทราบว่าความเข้มข้นของกรดฮิวมิกมีผลต่อการเพิ่มขึ้นของค่า k_1 ในปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยการเติมอากาศ

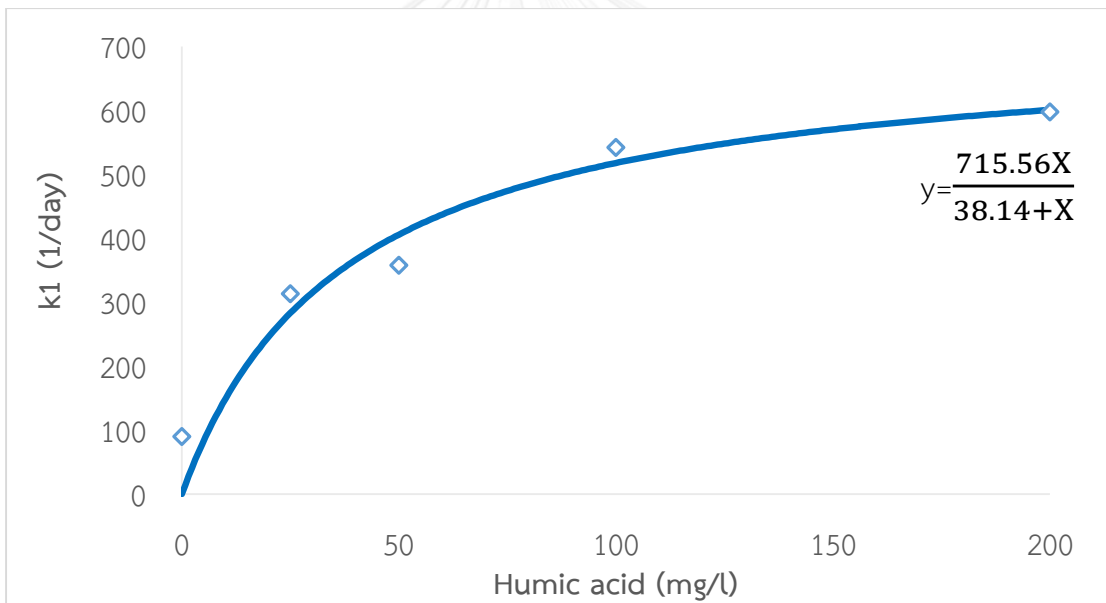


รูปที่ 4.19 ความเข้มข้นเฉลี่ยของเฟอร์ริกเทียบกับเวลา ในสภาวะเติมอากาศ

◇;กรดฮิวมิก 0 มก./ล , □;กรดฮิวมิก 25 มก./ล, △;กรดฮิวมิก 50 มก./ล,
×;กรดฮิวมิก 100 มก./ล, *;กรดฮิวมิก 200 มก./ล



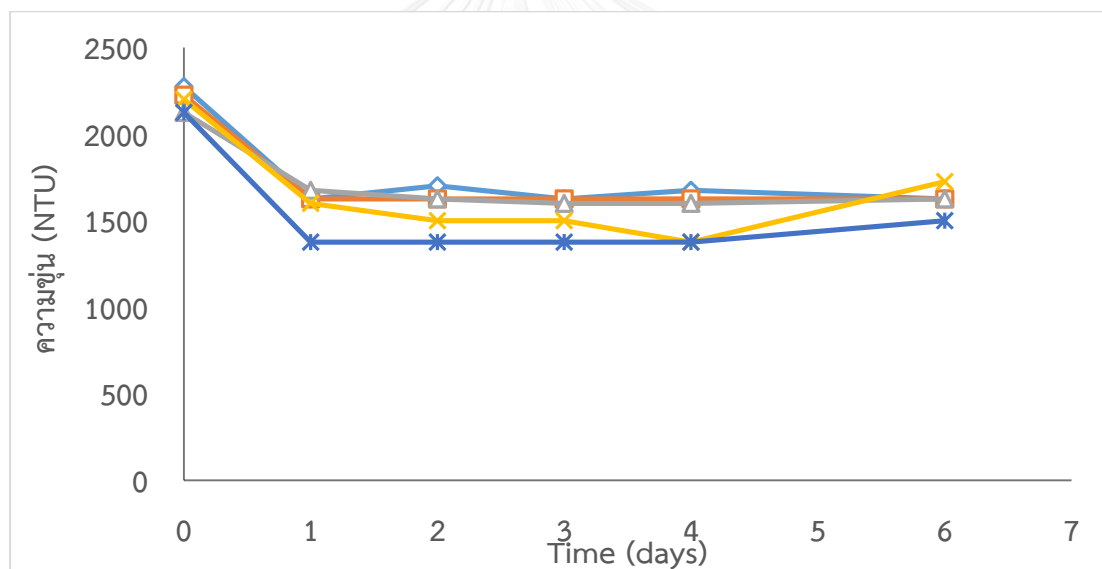
รูปที่ 4.20 ตัวอย่างการหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน



รูปที่ 4.21 ค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันเทียบกับความเข้มข้นของกรดฮิวมิก

4.3.7 ความขุ่น

ความขุ่นที่หาได้จากการทดลองในวันแรกมีค่าใกล้เคียงกันในทุกความเข้มข้นของกรดฮิวมิก อยู่ที่ประมาณ 2,200 ปีทียู ในวันที่สองของการทดลอง ความขุ่นในแต่ละความเข้มข้นของกรดฮิวมิกส่วนใหญ่เริ่มลดลงอยู่ที่ประมาณ 1,600 ปีทียู ส่วนที่ความเข้มข้นกรดฮิวมิก 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ความขุ่นลดลงอยู่ที่ 1,400 ปีทียูและคงที่ โดยจากการทดลองพบว่าความขุ่นที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่มาจากตะกอนที่นำมาจากระบบเอเอส ไม่สามารถบอกได้ถึงปริมาณความเข้มข้นของเหล็กที่อยู่ในตะกอน เมื่อเทียบกับความขุ่นในช่วงการทดลองที่หนึ่งพบว่าในช่วงที่สองมีความขุ่นมากกว่า ทั้งนี้เนื่องมาจากมีการเติมกรดฮิวมิกลงไปในช่วงการทดลองที่สอง ไม่สัมพันธ์กับอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน (รูปที่ 4.22)



รูปที่ 4.22 ความขุ่นในการทดลองช่วงที่สองเทียบกับเวลา

◇;กรดฮิวมิก 0 มก./ล , □;กรดฮิวมิก 25 มก./ล, △;กรดฮิวมิก 50 มก./ล,
×;กรดฮิวมิก 100 มก./ล, *;กรดฮิวมิก 200 มก./ล

4.4 การนำไปประยุกต์ใช้ออกแบบหมักถังไร้อากาศ

จากผลการทดลองในช่วงที่หนึ่งและสองทำให้ทราบถึงค่าคงที่ของอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันและออกซิเดชัน และสามารถเอามาคำนวณเพื่อออกแบบถังเติมอากาศและไร้อากาศแบบกวนสมบูรณ์ (completely mixed) โดยในปฏิกิริยารีดักชันได้สมการเป็นไปตามสมการโมนอดดังนี้

$$\text{rate} = \frac{337 \cdot C_{out}}{871.4 + C_{out}} = \frac{C_{in} - C_{out}}{t}$$

กำหนดให้ ความเข้มข้นของเพอริคลอไรด์เริ่มต้น เท่ากับ 300 มิลลิกรัมต่อลิตร
ความเข้มข้นเพอริคลอไรด์ออกจากระบบ เท่ากับ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร

$$\frac{337 \cdot 50}{871.4 + 50} = \frac{300 - 50}{t}$$

$$t = 13.67 \text{ day}$$

ได้เวลากักเก็บเท่ากับ 13.67 วัน โดยสามารถนำไปหาขนาดของถังหมักไร้อากาศได้ตามสมการ

$$t = \frac{V}{Q}$$

กำหนดให้ อัตราการไหลเท่ากับ 3,000 ลบ.ม./วัน

$$13.67 \text{ day} = \frac{V}{3000 \text{ m}^3/\text{day}}$$

$$V = 41,010 \text{ m}^3$$

ถังหมักไร้อากาศที่ได้จากการคำนวณมีขนาดเท่ากับ 41,010 ลูกบาศก์เมตร

ในส่วนของถังเติมอากาศนั้นไม่จำเป็นต้องออกแบบใหม่ เนื่องจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันเกิดขึ้นเร็วมาก จึงสามารถใช้ถังเติมอากาศของเดิมที่มีอยู่ได้

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

5.1.1 การทดลองช่วงที่หนึ่ง

- ปริมาณเฟอร์สทุกความเข้มข้นมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นมากกว่าร้อยละ 80 ภายในวันที่ 5 ของการทดลอง และหลังจากนั้นจะเริ่มคงที่ ในขณะที่ปริมาณเฟอร์กนั้น มีแนวโน้มลดลงมากกว่าร้อยละ 80 ภายในวันที่ 5 ของการทดลอง
- ปริมาณเหล็กในการทดลองพบว่ามีมากกว่าที่เดิมลงไป เนื่องจากจากมีเหล็กปนมาในตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาจากโรงบำบัดน้ำเสียดินแดง
- อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันที่เกิดขึ้นเป็นไปตามสมการโมนอด (Monod equation) ซึ่งมีค่า k_{max} เท่ากับ 337 ± 104 วัน⁻¹ และค่า K_s เท่ากับ 871.4 ± 501 มิลลิกรัมต่อลิตร
- อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันนั้นเป็นไปตามสมการปฏิกิริยาอันดับหนึ่งมีค่าเฉลี่ย k_1 เท่ากับ 229 ± 128 วัน⁻¹

5.2.2 การทดลองช่วงที่สอง

- ปริมาณเฟอร์สค่อยๆ เพิ่มขึ้น และปริมาณเฟอร์กลดลง มากกว่าร้อยละ 80 ภายในวันที่ 5 ของทุกชุดการทดลองและเริ่มคงที่
- กรดฮิวมิกส่งผลต่อการเกิดปฏิกิริยาเพียงเล็กน้อยหรือไม่เกิดเลยต่อปฏิกิริยารีดักชัน โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 111.74 ± 3.98 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน
- ค่า k_1 ในปฏิกิริยาออกซิเดชันมีการเพิ่มขึ้นเมื่อมีปริมาณกรดฮิวมิก มากขึ้น 130, 237, 352 574 และ 594 วัน⁻¹

5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ควรนำตะกอนจุลินทรีย์มาจากระบบบำบัดน้ำเสียที่เป็นแบบไร้อากาศและเติมอากาศ อาจจะ
ทำให้เพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันได้มากขึ้น



รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

กรมควบคุมมลพิษ (2544). คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ กทม.

ภัทรา ธรรมาพิมล (2554). "การหมุนเวียนสร้างตะกอนเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศและเติมอากาศ." วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมศาสตร์ สิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มันสิน ตัณฑุลเวศน์ (2537). วิศวกรรมประปา1. กรุงเทพมหานคร, สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ภาษาอังกฤษ

Amstaetter, K., T. Borch and A. Kappler (2012). "Influence of humic acid imposed changes of ferrihydrite aggregation on microbial Fe(III) reduction." Geochimica et Cosmochimica Acta 85: 326-341.

Azam, H. M. and K. T. Finneran (2013). "Ferric iron amendment increases Fe (III)-reducing microbial diversity and carbon oxidation in on-site wastewater systems." Chemosphere 90(4): 1435-1443.

Berthelin, J., G. Ona-Nguema, S. Stemmler, C. Quantin, M. Abdelmoula and F. Jorand (2006). "Bioreduction of ferric species and biogenesis of green rusts in soils." Comptes Rendus Geoscience 338(6): 447-455.

Biggs, C. A. and P. A. Lant (2002). "Modelling activated sludge flocculation using population balances." Powder Technology 124(3): 201-211.

Cory, R. M. and D. M. McKnight (2005). "Fluorescence spectroscopy reveals ubiquitous presence of oxidized and reduced quinones in dissolved organic matter." Environmental science & technology 39(21): 8142-8149.

Jiang, J. and A. Kappler (2008). "Kinetics of microbial and chemical reduction of humic substances: implications for electron shuttling." Environmental science & technology 42(10): 3563-3569.

- Klapper, L., D. M. McKnight, J. R. Fulton, E. L. Blunt-Harris, K. P. Nevin, D. R. Lovley and P. G. Hatcher (2002). "Fulvic acid oxidation state detection using fluorescence spectroscopy." Environmental science & technology 36(14): 3170-3175.
- Lagrega, M. D., Buckingham, P.L. and Evans, J.C. (2001). Hazardous waste management. 2nd ed. Singapore, McGraw-Hill.
- Lemmer, H., D. Roth and M. Schade (1994). "Population density and enzyme activities of heterotrophic bacteria in sewer biofilms and activated sludge." Water Research 28(6): 1341-1346.
- Li, H., Y. Wen, A. Cao, J. Huang, Q. Zhou and P. Somasundaran (2012). "The influence of additives (Ca²⁺, Al³⁺, and Fe³⁺) on the interaction energy and loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) of activated sludge and their flocculation mechanisms." Bioresource technology 114: 188-194.
- Liu, C., J. M. Zachara, N. S. Foster and J. Strickland (2007). "Kinetics of reductive dissolution of hematite by bio-reduced anthraquinone-2, 6-disulfonate." Environmental science & technology 41(22): 7730-7735.
- Liu, T.-x., X.-m. Li, F.-b. Li, W. Zhang, M.-j. Chen and S.-g. Zhou (2011). "Reduction of iron oxides by *Klebsiella pneumoniae* L17: Kinetics and surface properties." Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 379(1-3): 143-150.
- Liu, Y. (2006). "A simple thermodynamic approach for derivation of a general Monod equation for microbial growth." Biochemical engineering journal 31(1): 102-105.
- Lovley, D. R., J. D. Coates, E. L. Blunt-Harris, E. J. Phillips and J. C. Woodward (1996). "Humic substances as electron acceptors for microbial respiration." Nature 382(6590): 445-448.
- Lovley, D. R. and E. L. Blunt-Harris (1999). "Role of humic-bound iron as an electron transfer agent in dissimilatory Fe (III) reduction." Applied and environmental microbiology 65(9): 4252-4254.

- Malhotra, S., A. Tankhiwale, A. Rajvaidya and R. Pandey (2002). "Optimal conditions for bio-oxidation of ferrous ions to ferric ions using *Thiobacillus ferrooxidans*." Bioresource technology 85(3): 225-234.
- Mazuelos, A., N. Iglesias, R. Romero, M. Ángel Mejías and F. Carranza (2010). "Influence of zinc on ferrous iron bio-oxidation: Biological or physical nature?" Biochemical engineering journal 49(2): 235-240.
- Nguyen, T. P., N. P. Hankins and N. Hilal (2007). "A comparative study of the flocculation behaviour and final properties of synthetic and activated sludge in wastewater treatment." Desalination 204(1-3): 277-295.
- Pearse, M. J. (2003). "Historical use and future development of chemicals for solid-liquid separation in the mineral processing industry." Minerals Engineering 16(2): 103-108.
- Piepenbrock, A., S. Behrens and A. Kappler (2014). "Comparison of humic substance- and Fe (III)-reducing microbial communities in anoxic aquifers." Geomicrobiology Journal 31(10): 917-928.
- Royer, R. A., W. D. Burgos, A. S. Fisher, B.-H. Jeon, R. F. Unz and B. A. Dempsey (2002). "Enhancement of hematite bioreduction by natural organic matter." Environmental science & technology 36(13): 2897-2904.
- Scott, D. T., D. M. McKnight, E. L. Blunt-Harris, S. E. Kolesar and D. R. Lovley (1998). "Quinone moieties act as electron acceptors in the reduction of humic substances by humics-reducing microorganisms." Environmental science & technology 32(19): 2984-2989.
- Sugio, T., K. Kishimoto, M. Takai, K. Oda and T. Tano (1995). "Growth of moderately thermophilic iron-oxidizing bacterium strain TI-1 in synthetic medium." Journal of fermentation and bioengineering 79(3): 290-293.
- Vaudelet, P., A. Revil, M. Schmutz, M. Franceschi and P. Bégassat (2011). "Changes in induced polarization associated with the sorption of sodium, lead, and zinc on silica sands." Journal of Colloid and Interface Science 360(2): 739-752.

- Wershaw, R. L. (1983). "Humus chemistry: Genesis, composition, reactions: by F. J. Stevenson. Wiley-Interscience, New York, 1982, xiii + 443 pp." Organic Geochemistry 4(3-4): 223.
- Wilén, B.-M., K. Keiding and P. H. Nielsen (2004). "Flocculation of activated sludge flocs by stimulation of the aerobic biological activity." Water Research 38(18): 3909-3919.
- Wolf, M., A. Kappler, J. Jiang and R. U. Meckenstock (2009). "Effects of humic substances and quinones at low concentrations on ferrihydrite reduction by *Geobacter metallireducens*." Environmental science & technology 43(15): 5679-5685.
- Yamamoto-Ikemoto, R., T. Komori and S. Matsui (2002). "Biological iron oxidation-reduction and the effects on sulfur oxidation-reduction, denitrification and poly-P accumulation in an anaerobic-oxic activated sludge." Water Science & Technology 46(1-2): 55-60.
- Yudov, M., D. Zhilin, A. Pankova, A. Rusanov, I. Perminova, V. Petrosyan and D. Matorin (2005). "Synthesis, metal-binding properties and detoxifying ability of sulphonated humic acids." Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice, NATO Science Series: IV: Earth and Environmental Sciences 52: 485-498.
- Zhang, J., H. Dong, D. Liu, T. B. Fischer, S. Wang and L. Huang (2012). "Microbial reduction of Fe (III) in illite-smectite minerals by methanogen *Methanosarcina mazei*." Chemical Geology 292: 35-44.
- Zhang, L., J. Keller and Z. Yuan (2009). "Inhibition of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms by ferric iron dosing." Water Research 43(17): 4123-4132.
- ZHANG, Z., L. Yi, W. Leilei, L. Yufeng, W. Meng and G. Baoyu (2013). "Effect of ferric chloride on the properties of biological sludge in co-precipitation phosphorus removal process." Chinese Journal of Chemical Engineering 21(5): 564-568.



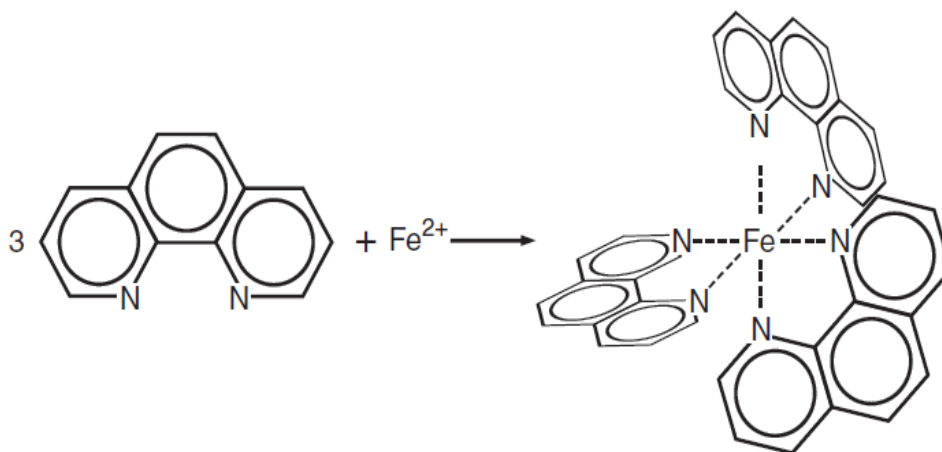
ภาคผนวก

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

ภาคผนวก ก

วิธีวิเคราะห์เหล็กโดยวิธีฟิแนทโธลีน (1,10-Phenanthroline method)

วิธีนี้เป็นวิธีมาตรฐาน (Standard method) ที่ใช้หาปริมาณเหล็กในน้ำ หลักการของวิธีนี้คือเป็นการวิเคราะห์ด้วยการเปรียบเทียบความเข้มของสีหรือ Colorimetric method โดยสารฟิแนทโธลีน(1,10-Phenanthroline method) จะทำปฏิกิริยากับเฟอร์รัสไอออนเกิดเป็นสารประกอบสีส้มแดงออกมา ปริมาณความเข้มของสีที่เกิดขึ้นจะแปรผันตรงกับปริมาณของเฟอร์รัสไอออนที่มีในตัวอย่าง



รูปที่ 1 แสดงปฏิกิริยาการเกิดสารประกอบที่ให้สีส้มแดงระหว่างฟิแนทโธลีนและเฟอร์รัสไอออน

หากต้องการวิเคราะห์ปริมาณเหล็กทั้งหมด(เฟอร์รัสและเฟอร์ริกไอออน) ต้องเปลี่ยนเฟอร์ริกไอออนให้เป็นเฟอร์รัสไอออนแล้วจึงวิเคราะห์

สารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์

1. กรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น (HCl)
2. สารละลายไฮดรอกซีลามีน ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$) โดยละลาย $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 10 กรัมในน้ำ 100 มิลลิลิตร
3. สารละลายแอมโมเนียมอะซิเตดบัฟเฟอร์ ($\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$) โดยละลาย $\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 200 กรัมในน้ำ 150 มิลลิลิตร และเติมกรดอะซิติกเข้มข้น 700 มิลลิลิตร
4. สารละลายโซเดียมอะซิเตท ($\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2\cdot\text{H}_2\text{O}$) โดยละลาย $\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2\cdot\text{H}_2\text{O}$ 200 กรัม ในน้ำ 800 มิลลิลิตร

5. สารละลายฟิแนนโทรีน ($C_{12}H_8N_2 \cdot H_2O$) โดยละลาย $C_{12}H_8N_2 \cdot H_2O$ 100 มิลลิกรัม ในน้ำ 100 มิลลิลิตร ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 80 องศาเซลเซียส และใช้แท่งแม่เหล็กกวน ห้ามต้มจนเดือด หากไม่ต้องการต้มให้หยุดกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้นลงไป 2 หยด
6. สารละลายสต็อกเหล็ก (Stock iron solution) โดยการใส่กรดซัลฟิวริกเข้มข้น (H_2SO_4) 20 มิลลิลิตร ในน้ำ 50 มิลลิลิตร และ ใส่เฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$) 1.404 กรัม จากนั้นค่อยๆเติมสารละลายโพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต จนเห็นเป็นสีชมพู แล้วเติมน้ำให้ครบ 1 ลิตรแล้วผสมให้เข้ากัน โดยสารละลายที่ได้ 1.00 มิลลิลิตรจะเท่ากับ ปริมาณเหล็ก 200 ไมโครกรัม

ขั้นตอนการวิเคราะห์ปริมาณเหล็กทั้งหมด

1. ผสมตัวอย่างให้เข้ากันแล้วนำมา 50 มิลลิลิตร ใส่ใน flask 125 มิลลิลิตร หากตัวอย่างมีเหล็กมากกว่า 200 ไมโครกรัม ให้ลดปริมาณลงแล้วเติมน้ำให้เท่ากับ 50 มิลลิลิตร
2. เติมกรดไฮโดรคลอริก 2 มิลลิลิตร และสารละลายไฮดรอกซีรามีน ($NH_2OH \cdot HCl$) 1 มิลลิลิตร เติม glass bead ลงไป 2-3 เม็ด แล้วต้มจนให้เดือดจนเหลือปริมาณ 15-20 มิลลิลิตร แล้วทำให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง
3. เทสารละลายใส่ volumetric flask 50-100 มิลลิลิตร หรือ หลอดเนสเลอร์ จากนั้นเติมสารละลายแอมโมเนียมอะซิเตดบัฟเฟอร์ ($NH_4C_2H_3O_2$) 10 มิลลิลิตร และสารละลายฟิแนนโทรีน ($C_{12}H_8N_2 \cdot H_2O$) 4 มิลลิลิตร จากนั้นเจือจางตัวอย่างด้วยน้ำกลั่นให้ครบปริมาตร ผสมและทิ้งไว้ 10 นาที เพื่อให้สีเกิดมากที่สุด
4. นำไปวัดค่าดูดกลืนแสงด้วยเครื่องเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer) ที่ 510 นาโนเมตร โดยใช้น้ำกลั่นเป็น blank
5. อ่านค่าเทียบกับกราฟมาตรฐานในหน่วยไมโครกรัม

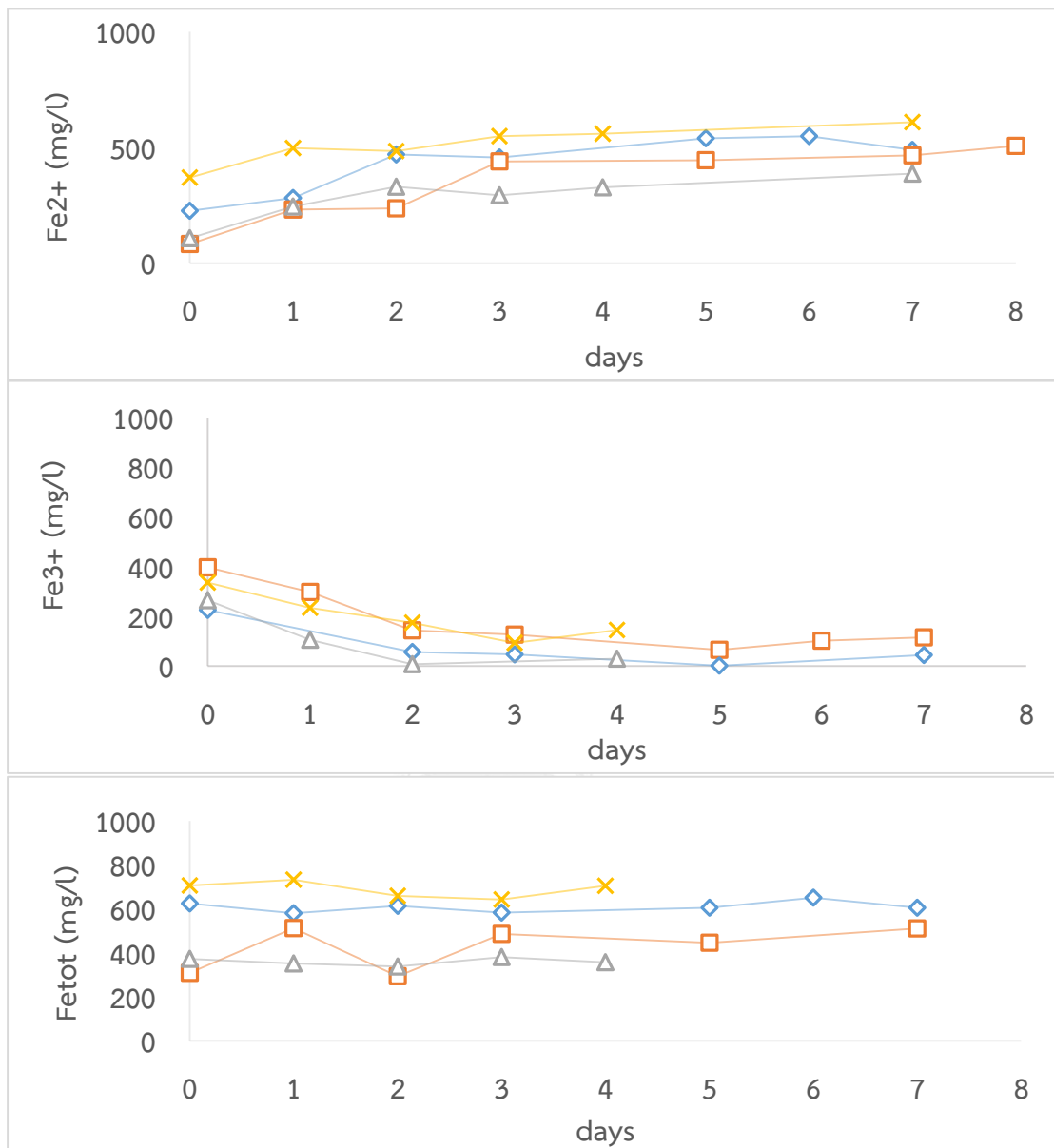
ขั้นตอนการทำกราฟมาตรฐาน (Standard curve)

1. ปิเปตต์สารละลายเหล็กมาตรฐานที่มี ที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิลิตร เท่ากับ 10 ไมโครกรัม มา 1 2 3 4 5 และ 6 มิลลิลิตร ใส่ในหลอดเนสเลอร์ 50 มิลลิลิตร

2. เติมน้ำกลั่นให้ครบ 50 มิลลิลิตร แล้วเทใส่ปิเกตอร์ 250 มิลลิลิตร แล้วทำตามขั้นตอนที่ 2-4
3. จากนั้นสร้างกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นเหล็กในหน่วยไมโครกรัม และ %T
4. คำนวณปริมาณเหล็กในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตรจาก ค่าที่อ่านได้จากกราฟในหน่วยไมโครกรัมหารด้วยปริมาณตัวอย่างในหน่วยมิลลิลิตร



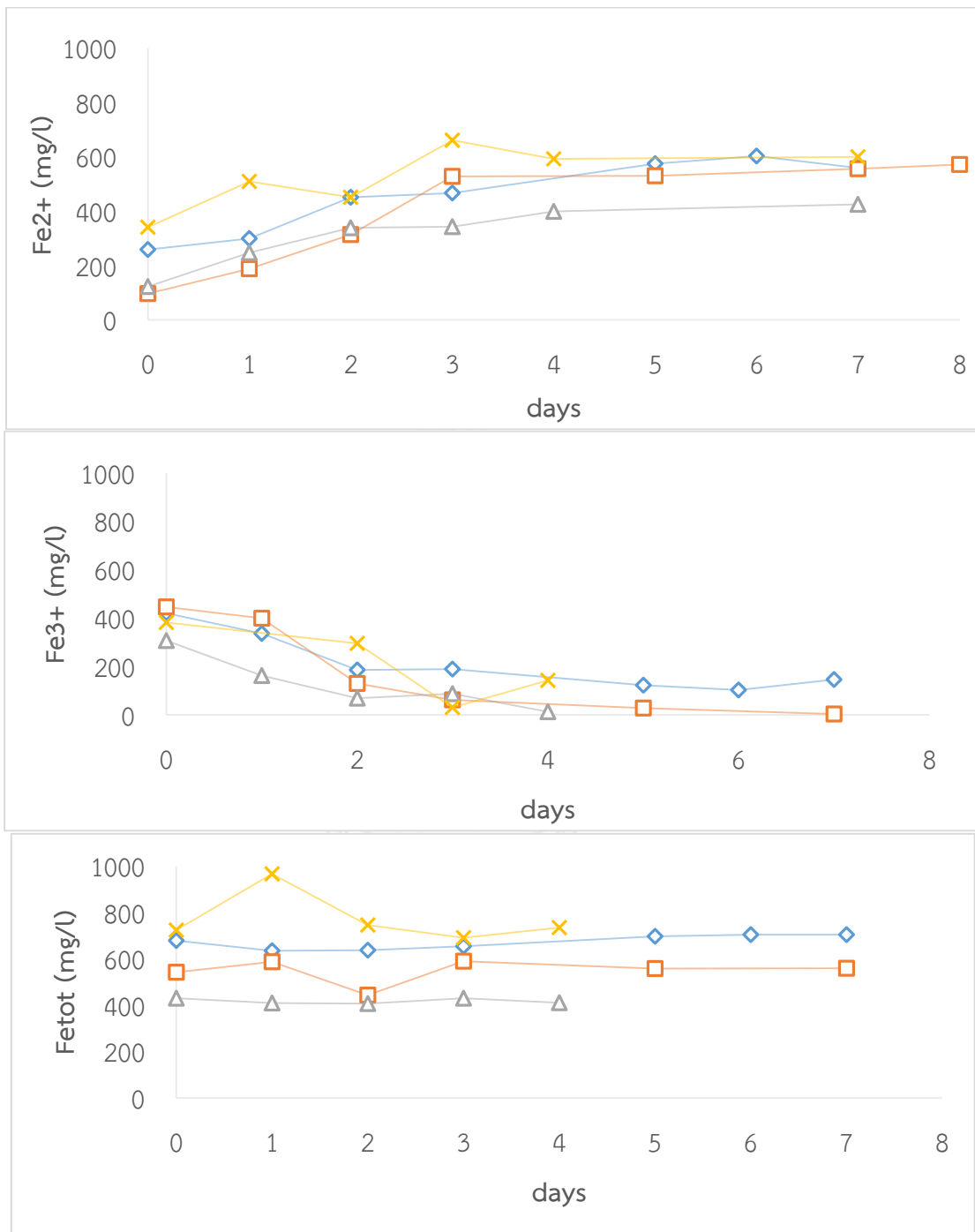




รูปที่ 1 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ

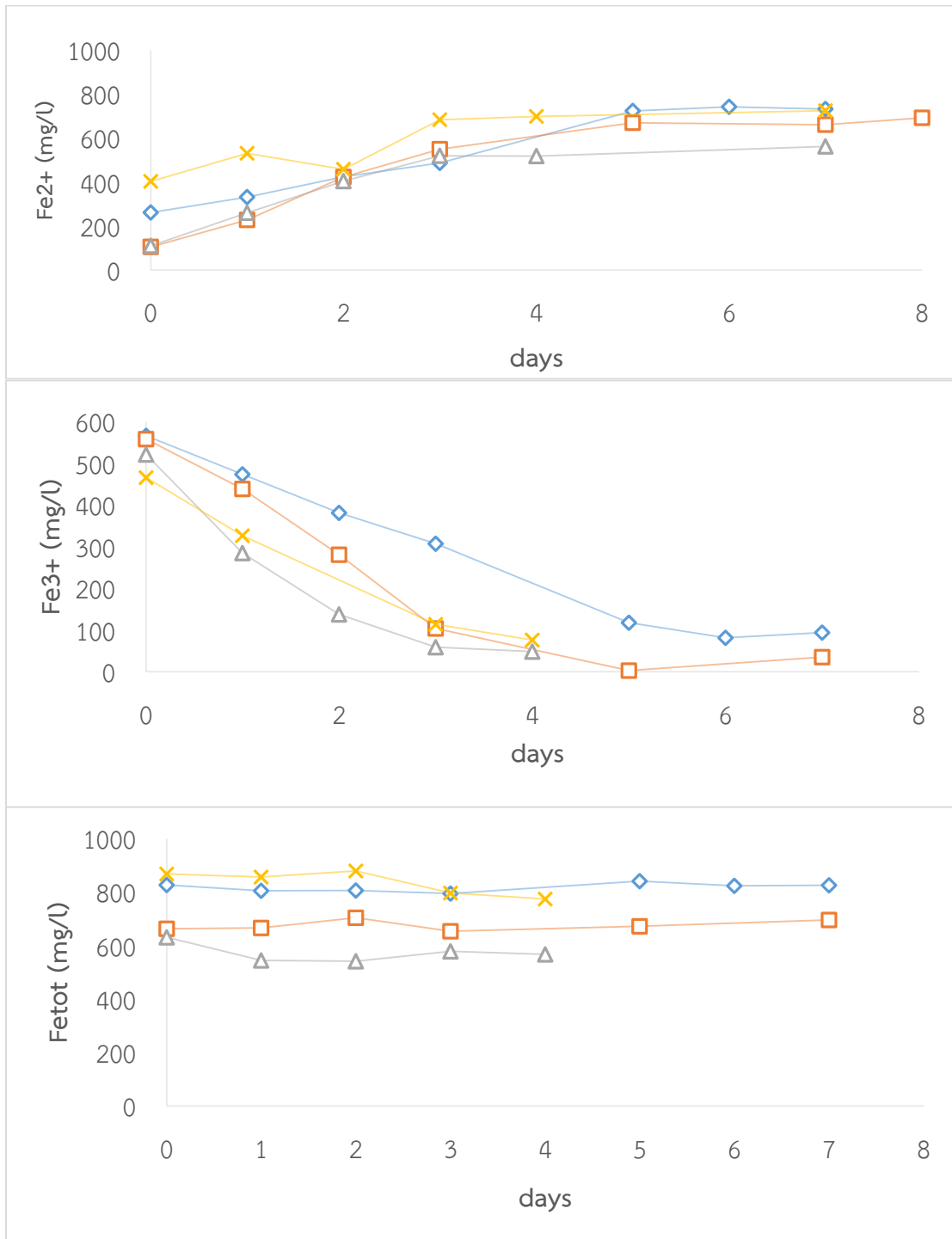
ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 70 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



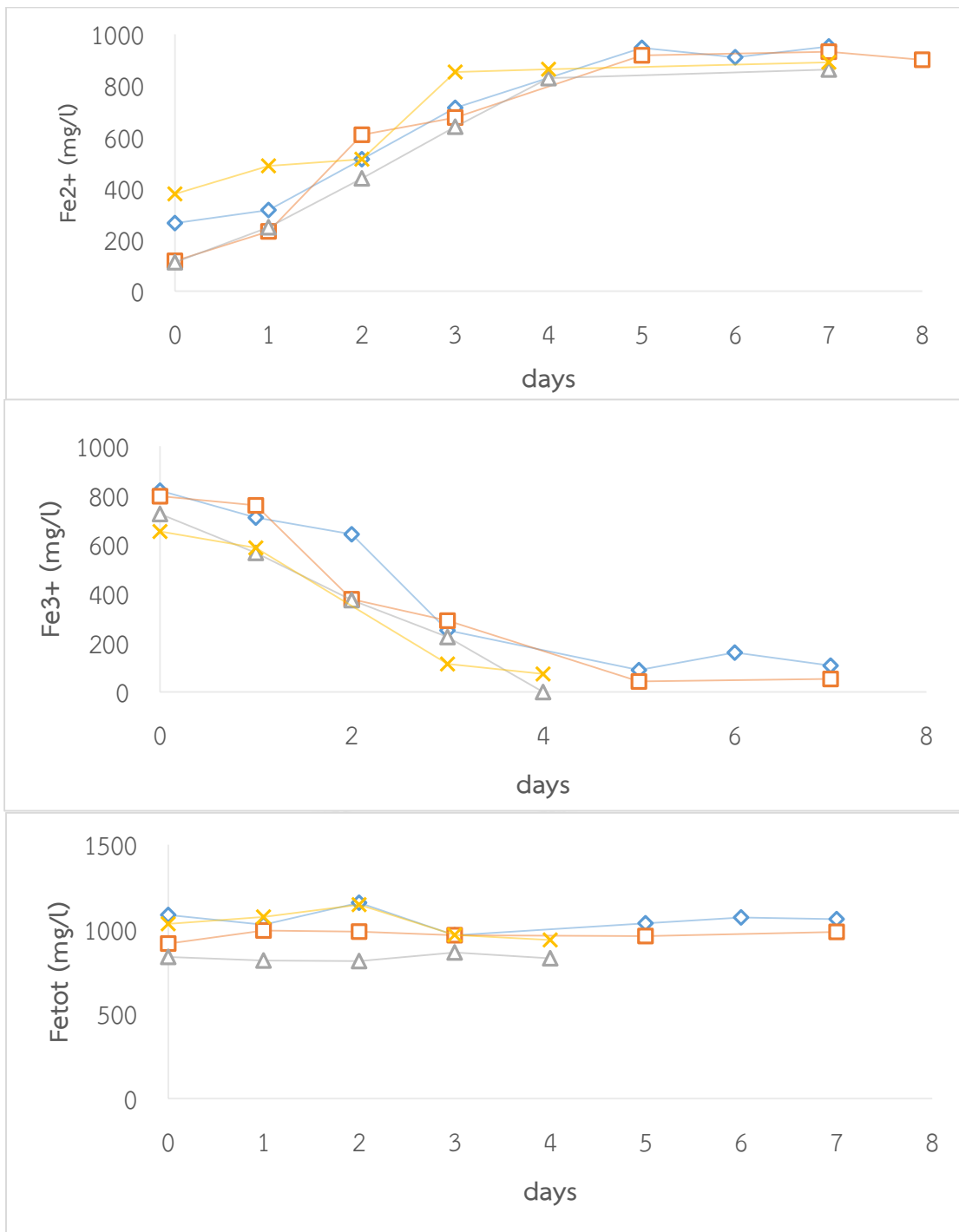
รูปที่ 2 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 140 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



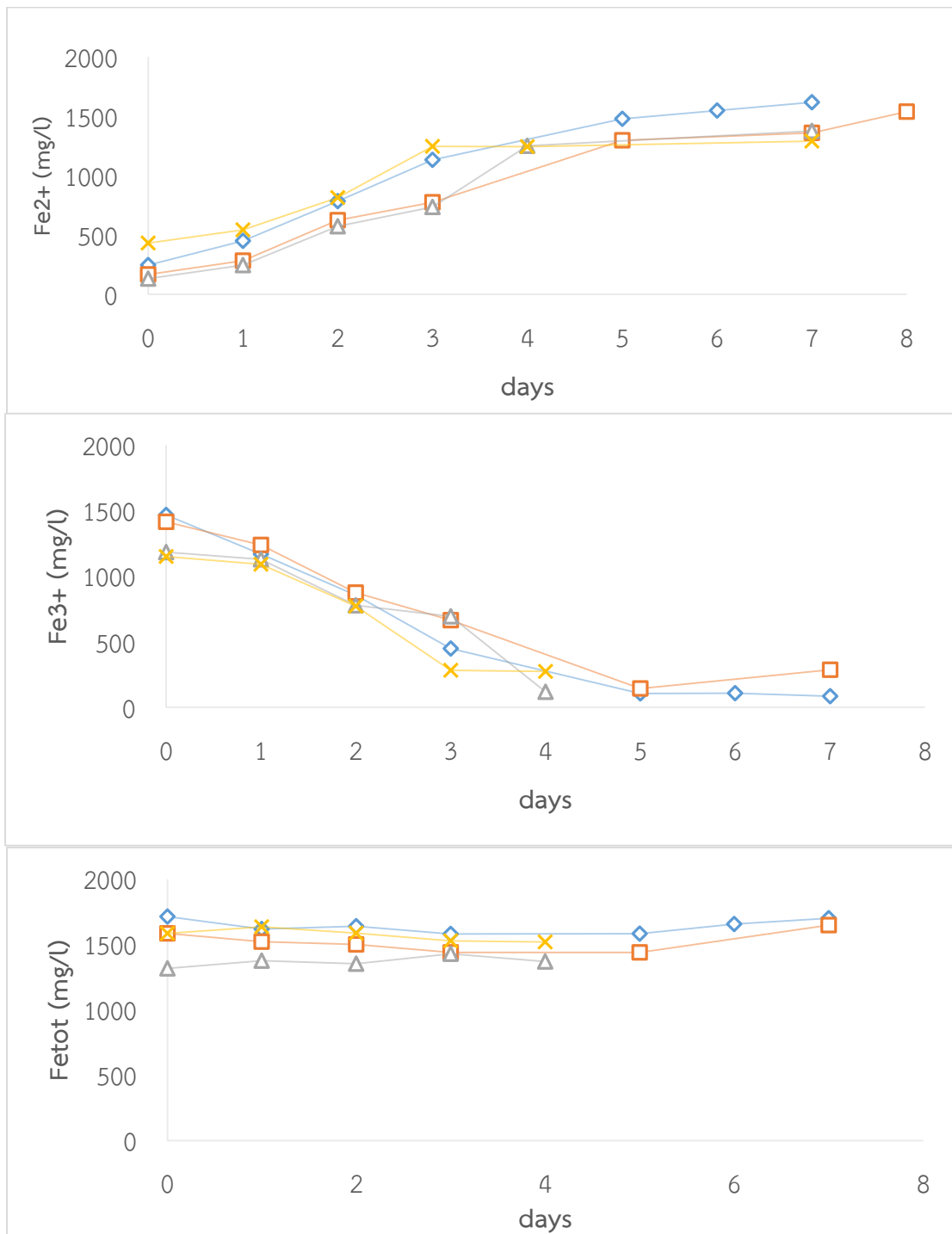
รูปที่ 3 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 275 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 4 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 550 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 5 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ

ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4

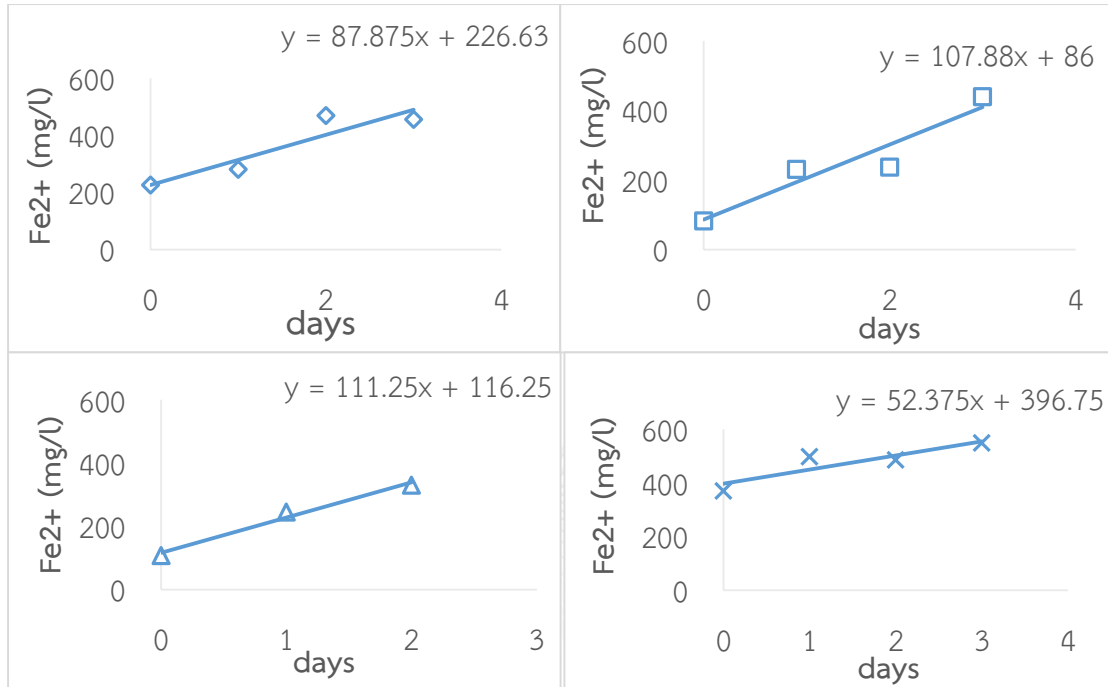
ตารางที่ 1 ความเข้มข้นของเฟอร์รัสในการทดลองช่วงที่ 1

Time (days)	ครั้งที่	0	1	2	3	4	5	6	7	8
FeCl ₃ 70 mg/l	1	226.25	281.25	470	456.25	-	540	548.75	490	-
	2	82.5	231.25	237.5	440	-	445	-	466.25	507.5
	3	107.5	245	330	293.75	327.5	-	-	387.5	-
	4	370	497.5	485	548.75	560	-	-	610	-
FeCl ₃ 140 mg/l	1	258.75	298.75	451.25	466.25	-	575	602.5	558.75	-
	2	96.25	187.5	313.75	527.5	-	530	-	556.25	571.25
	3	122.5	247.5	338.75	342.5	398.75	-	-	425	-
	4	341.25	508.75	451.25	661.25	592.5	-	-	600	-
FeCl ₃ 275mg/l	1	261.25	331.25	425	487.5	-	723.75	742.5	732.5	-
	2	105	227.5	423.75	550	-	670	-	661.25	692.5
	3	110	260	403.75	520	518.75	-	-	562.5	-
	4	402.5	531.25	458.75	683.75	698.75	-	-	725	-
FeCl ₃ 550 mg/l	1	265	316.25	513.75	713.75	-	946.25	910	952.5	-
	2	118.75	232.5	608.75	675	-	917.5	-	931.25	900
	3	112.5	248.75	438.75	640	828.75	-	-	862.5	-
	4	378.75	487.5	513.75	852.5	863.75	-	-	890	-
FeCl ₃ 1,100 mg/l	1	245	450	783.75	1131.25	-	1476.25	1547.5	1616.25	-
	2	167.5	282.5	625	773.75	-	1296.25	-	1360	1538.75
	3	132.5	246.25	573.75	735	1250	-	-	1375	-
	4	432.5	542.5	815	1245	1243.75	-	-	1290.5	-

ตารางที่ 2 ความเข้มข้นของเพอริกที่ในการทดลองช่วงที่ 1

Time (days)	ครั้งที่	0	1	2	3	4	5	6	7
FeCl ₃ 70 mg/l	1	397.5	298.75	143.75	126.25	-	65	102.5	115
	2	226.25	-	56.25	46.25	-	1.25	-	45
	3	265	106.25	7.5	-	29.5	-	-	-
	4	336.25	235	173.75	93.75	145	-	-	-
FeCl ₃ 140 mg/l	1	420	336.25	186.25	188.75	-	122.5	102.5	146.25
	2	446.25	400	130	62.5	-	28.75	-	3.75
	3	307.5	162.5	68.75	87.5	12.75	-	-	-
	4	382.5	-	295	30	142.5	-	-	-
FeCl ₃ 275 mg/l	1	566.25	473.75	381.25	307.5	-	117.5	81.25	93.75
	2	558.75	438.75	281.25	103.75	-	2.5	-	35
	3	521.25	285	137.5	58.75	48.5	-	-	-
	4	466.25	326.25	-	113.75	76.25	-	-	-
FeCl ₃ 550 mg/l	1	820	710	642.5	251.25	-	88.75	160	107.5
	2	797.5	760	377.5	290	-	42.5	-	52.5
	3	725	566.25	373.75	223.75	0	-	-	-
	4	653.75	586.25	-	113.75	73.75	-	-	-
FeCl ₃ 1,100 mg/l	1	1467.5	1168.75	856.25	448.75	-	106.25	108.75	85
	2	1416.25	1238.75	875	665	-	143.75	-	287.5
	3	1185	1128.75	778.75	693.75	119.25	-	-	-
	4	1151.25	1092.5	771.25	282.5	275	-	-	-

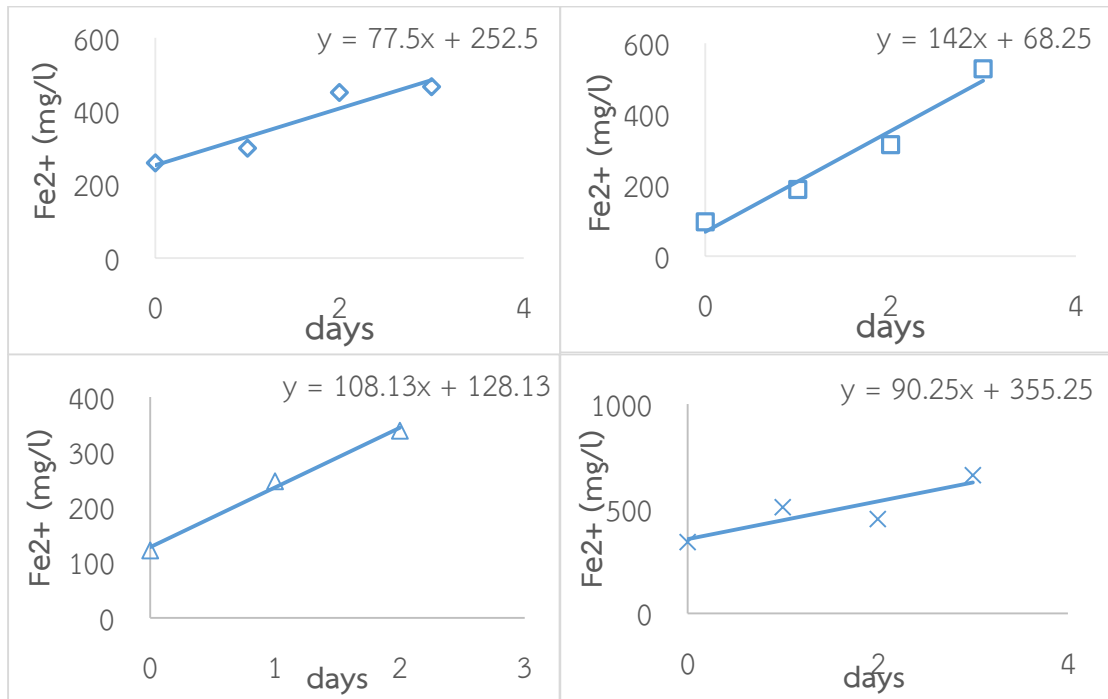
การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันของช่วงการทดลองที่ 1



รูปที่ 5 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 70 มิลลิกรัมต่อลิตร

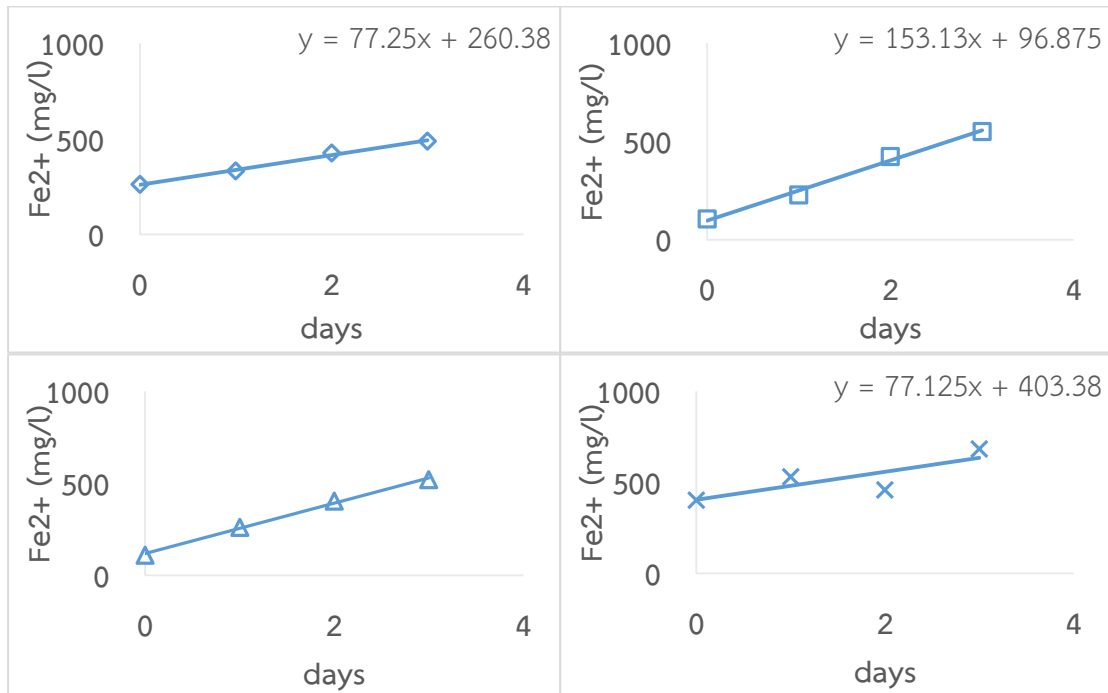
◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2 , △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 6 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 140 มิลลิกรัมต่อลิตร

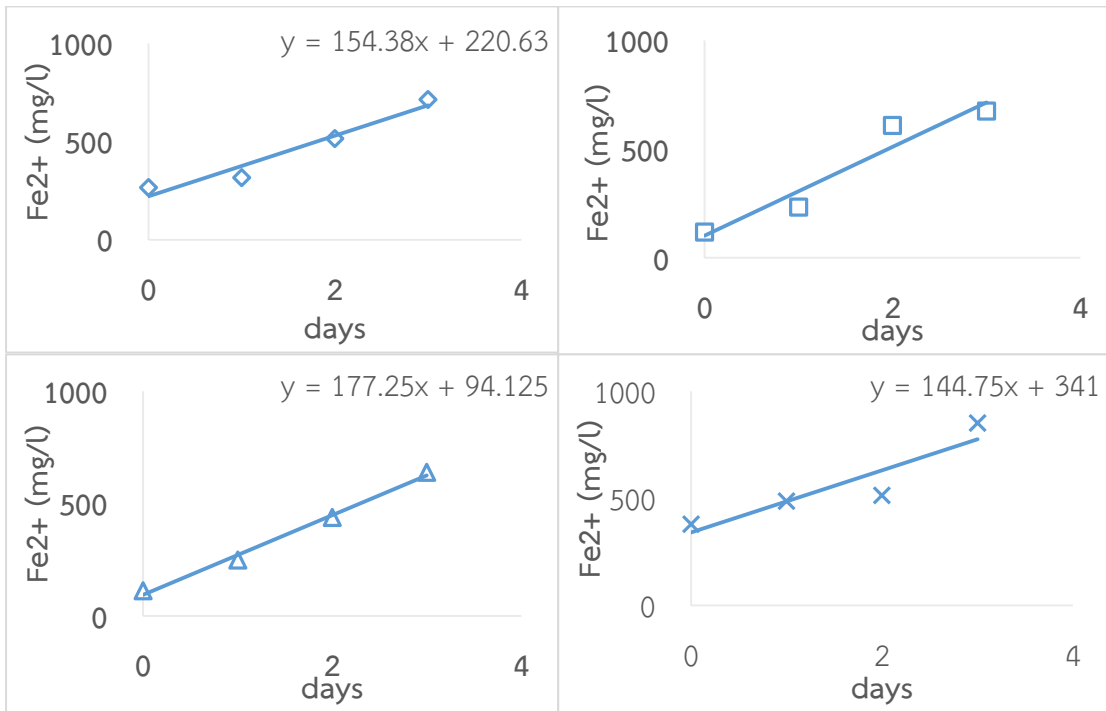
◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 7 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 275 มิลลิกรัมต่อลิตร

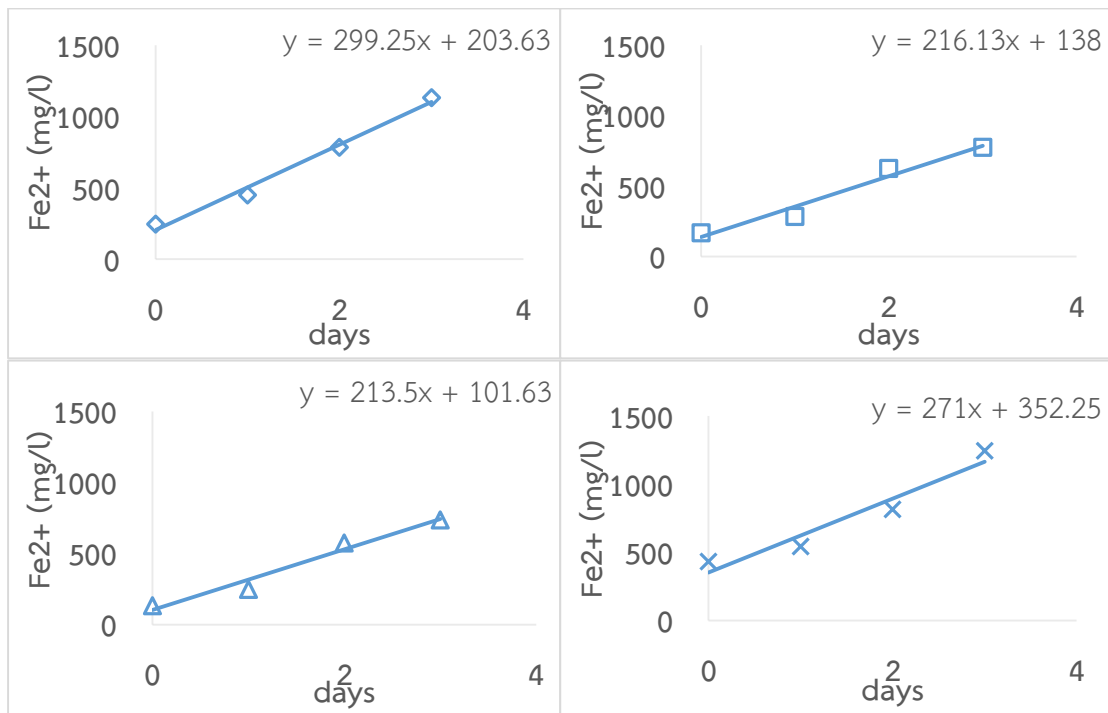
◇; ชุดการทดลองที่ 1, □; ชุดการทดลองที่ 2, △; ชุดการทดลองที่ 3, ×; ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 8 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 550 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇ ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 8 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

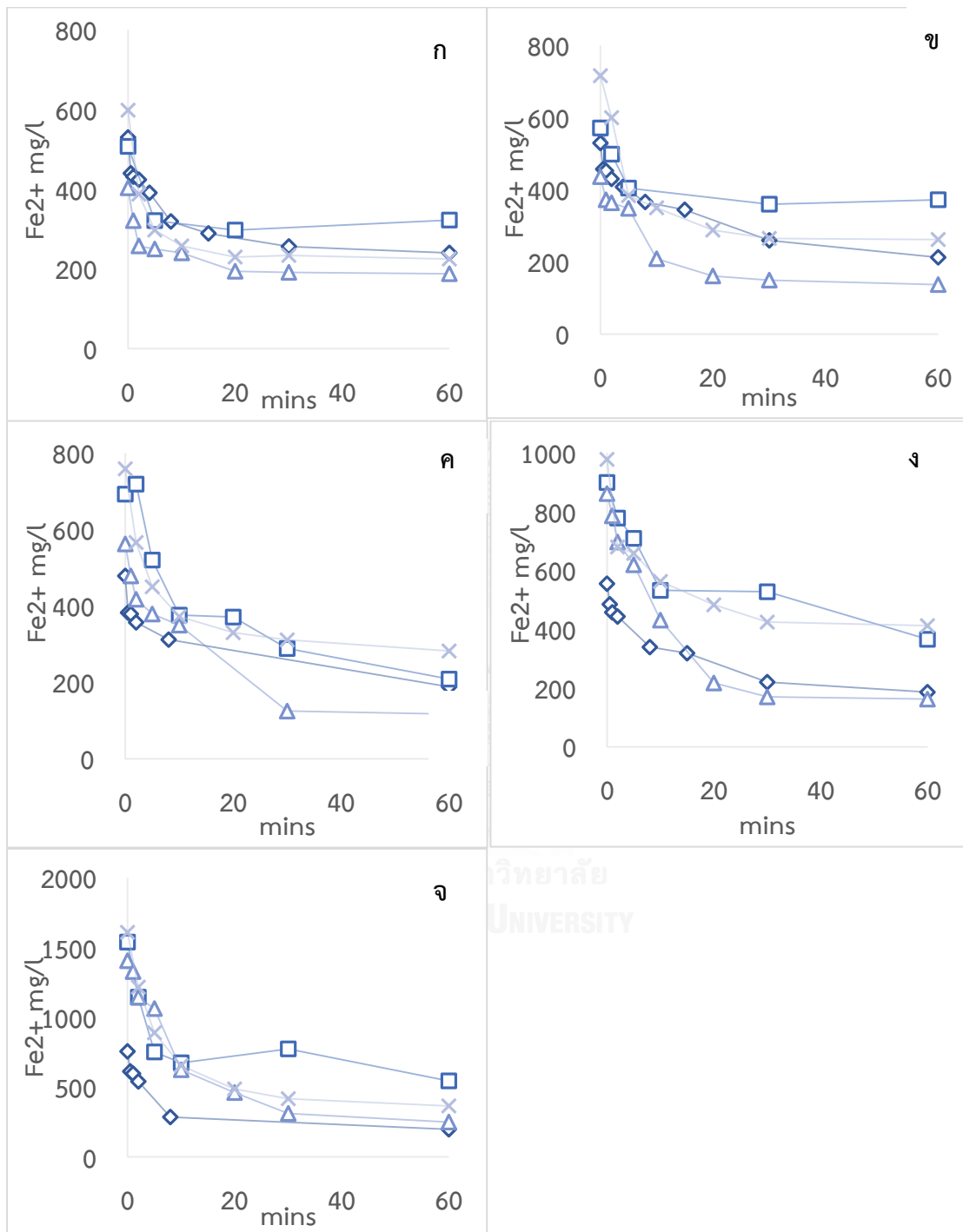
ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4

ตารางที่ 3 อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันในช่วงการทดลองที่ 1

FeCl ₃ (mg/l)	อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน (mg/l.d)			
ครั้งที่	1	2	3	4
70	87.875	107.88	111.25	52.375
140	77.5	142	108.13	90.25
275	77.25	153.13	137.38	77.125
550	154.38	204.5	177.25	144.75
1,100	299.25	216.13	213.5	271



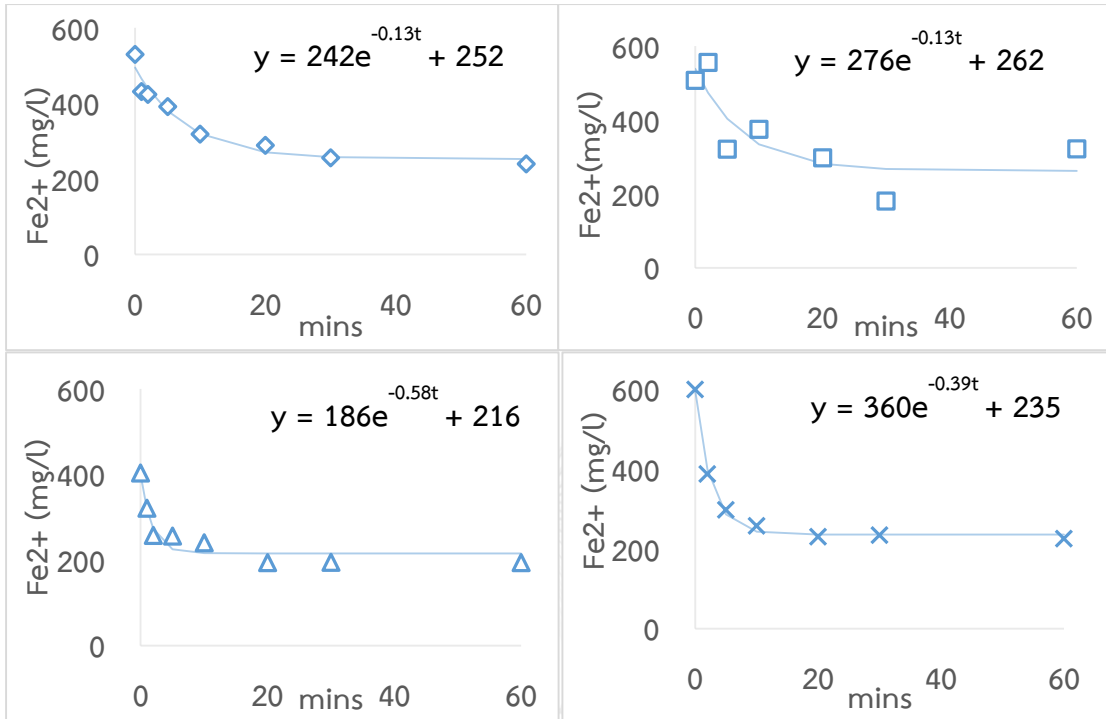


รูปที่ 9 ปฏิกริยาออกซิเดชันโดยการเติมอากาศ

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2 , △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4 ความเข้มข้น FeCl₃ 70 (ก) 140 (ข) 255 (ค) 550 (ง) 1,100 (จ) มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 4 ความเข้มข้นของเฟอร์รัสในปฏิกิริยาออกซิเดชันจากการเติมอากาศ

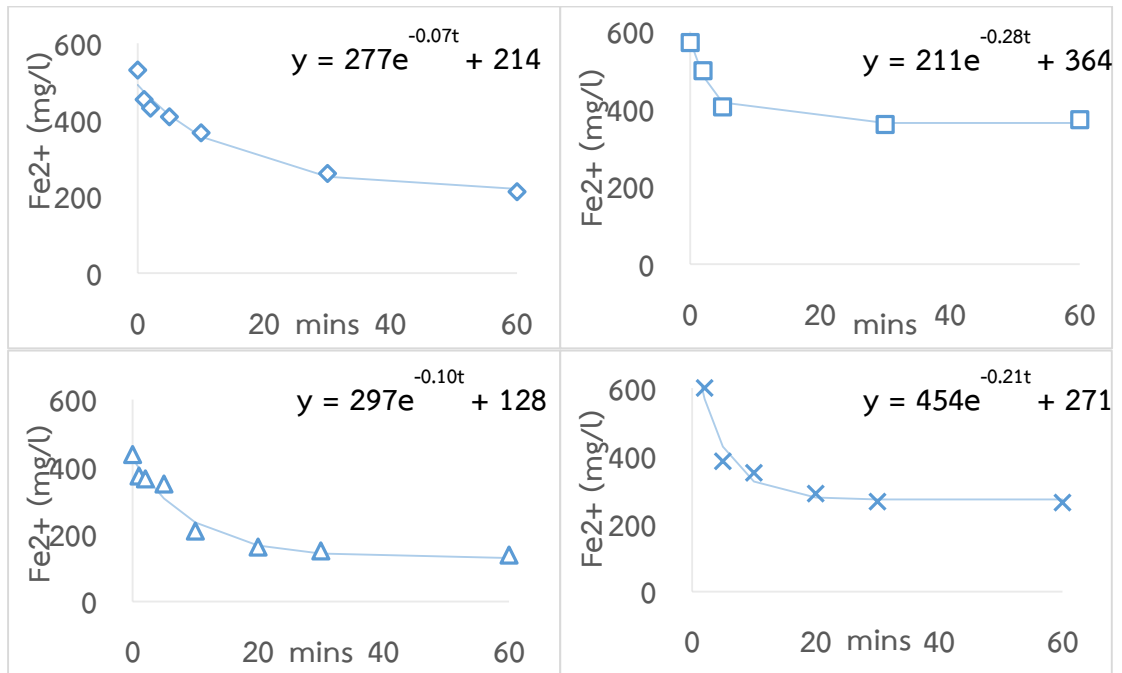
Time (mins)	ครั้งที่	0	1	2	5	8	10	15	20	30	60
FeCl ₃ 70 mg/l	1	530	431.25	423.75	-	318.75	-	288.75	-	256.25	240
	2	507.5	-	-	321.25	-	-	-	297.5	-	322.5
	3	403.75	321.25	257.5	250	-	240	-	193.75	191.25	187.5
	4	598.75	-	387.5	297.5	-	257.5	-	230	233.75	225
FeCl ₃ 140 mg/l	1	530	452.5	430	-	366.25	-	345	-	260	212.5
	2	571.25	-	498.75	405	-	-	-	-	360	372.5
	3	436.25	372.5	363.75	348.75	-	208.75	-	161.25	150	137.5
	4	716.25	-	600	383.75	-	350	-	288.75	265	262.5
FeCl ₃ 275 mg/l	1	478.75	378.75	357.5	-	312.5	-	-	-	-	188.75
	2	692.5	-	718.75	520	-	376.25	-	371.25	288.75	208.75
	3	562.5	478.75	417.5	378.75	-	350	-	-	125	117.5
	4	758.75	-	566.25	450	-	372.5	-	330	311.25	282.5
FeCl ₃ 550 mg/l	1	555	457.5	443.75	-	340	-	318.75	-	220	186.25
	3	900	-	778.75	710	-	532.5	-	-	527.5	366.25
	3	862.5	786.25	697.5	620	-	431.25	-	217.5	170	162.5
	4	978.75	-	680	658.75	-	562.5	-	483.75	425	412.5
FeCl ₃ 1,100 mg/l	1	756.25	597.5	541.25	0	286.25	0	0	-	-	198.5
	2	1538.75	-	1143.75	751.25	-	675	0	-	773.75	543.75
	3	1405	1327.5	1145	1062.5	-	625	-	461.25	312.5	250
	4	1608.75	-	1216.25	888.75	-	655	-	487.5	416.25	366.25



รูปที่ 10 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 70 มิลลิกรัมต่อลิตร

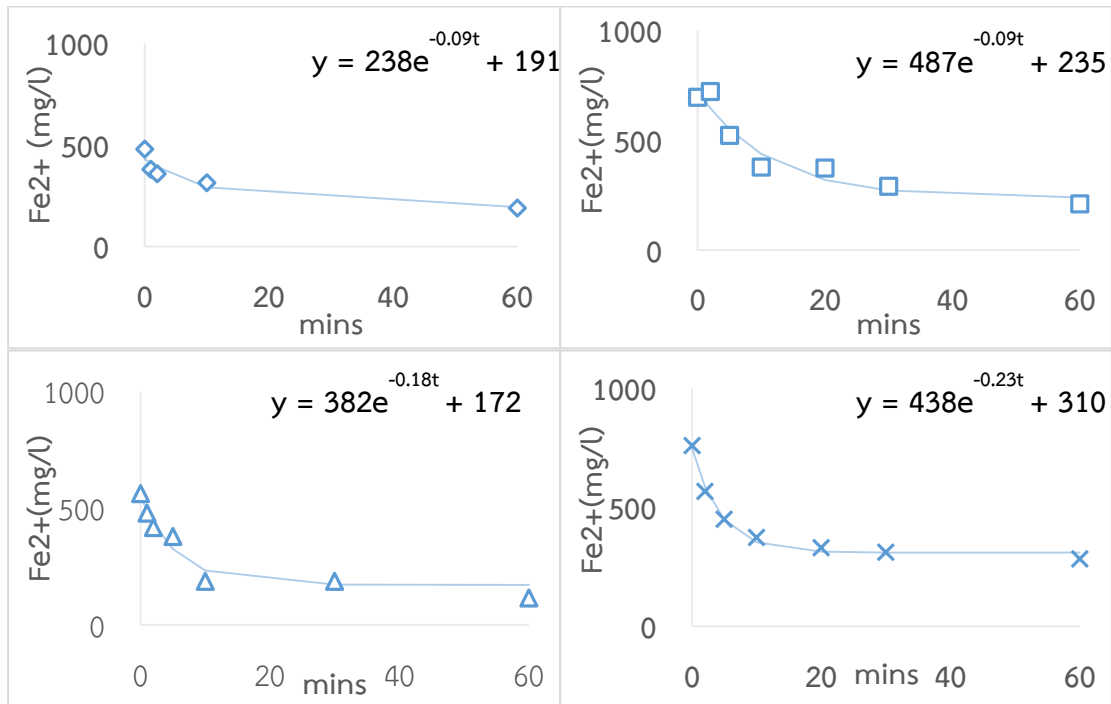
◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 11 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 140 มิลลิกรัมต่อลิตร

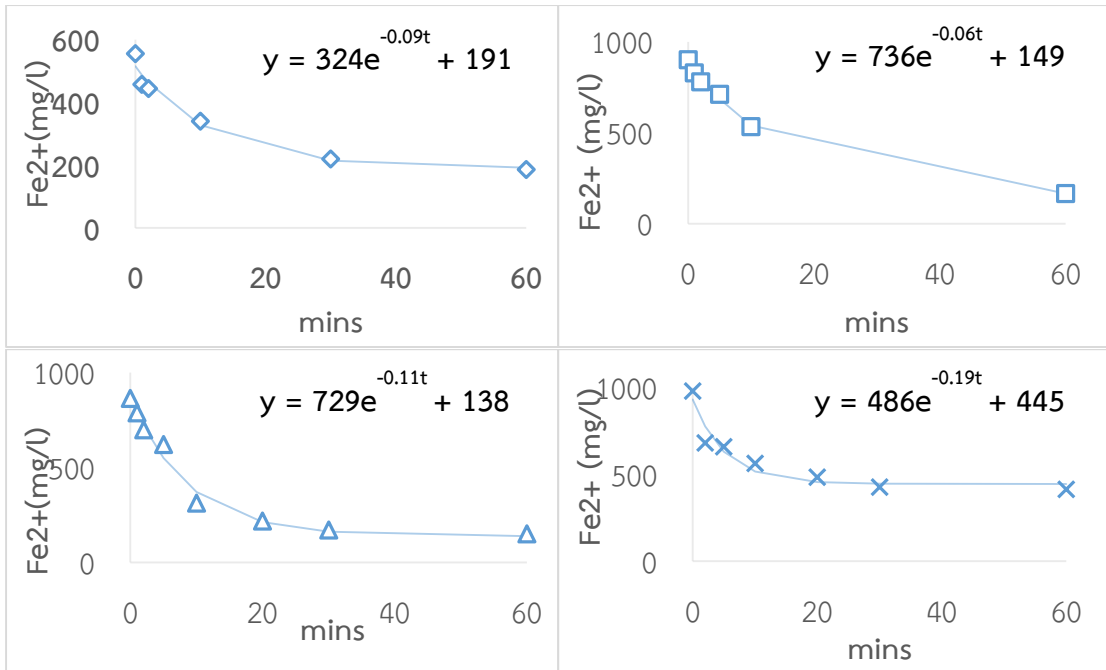
◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 12 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 275 มิลลิกรัมต่อลิตร

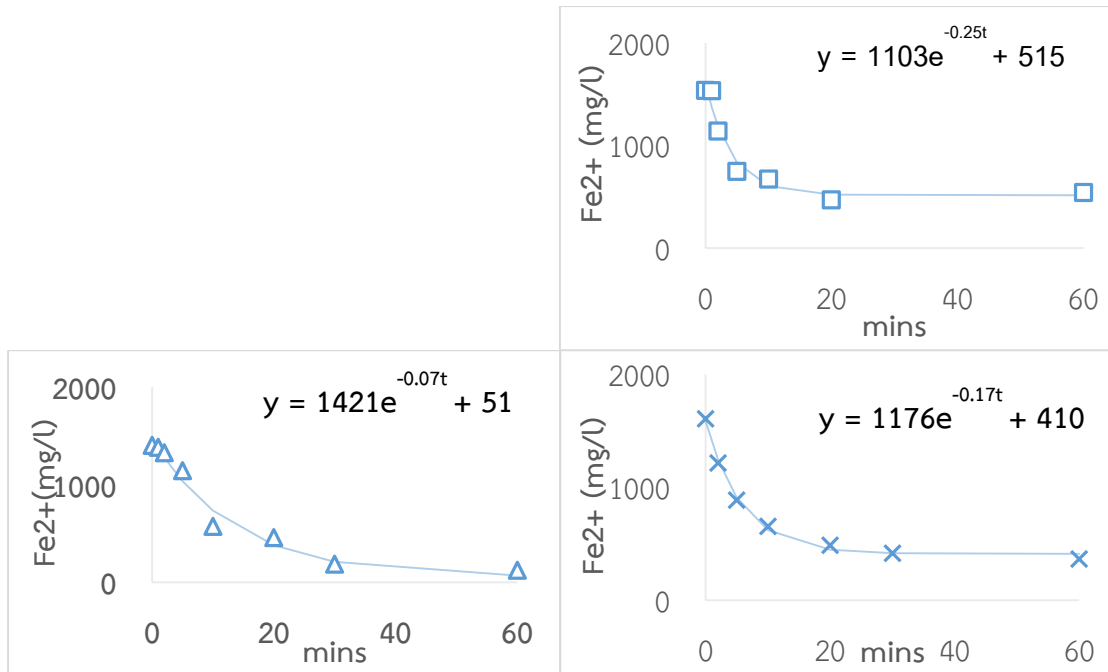
◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 13 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 550 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2 , △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 14 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

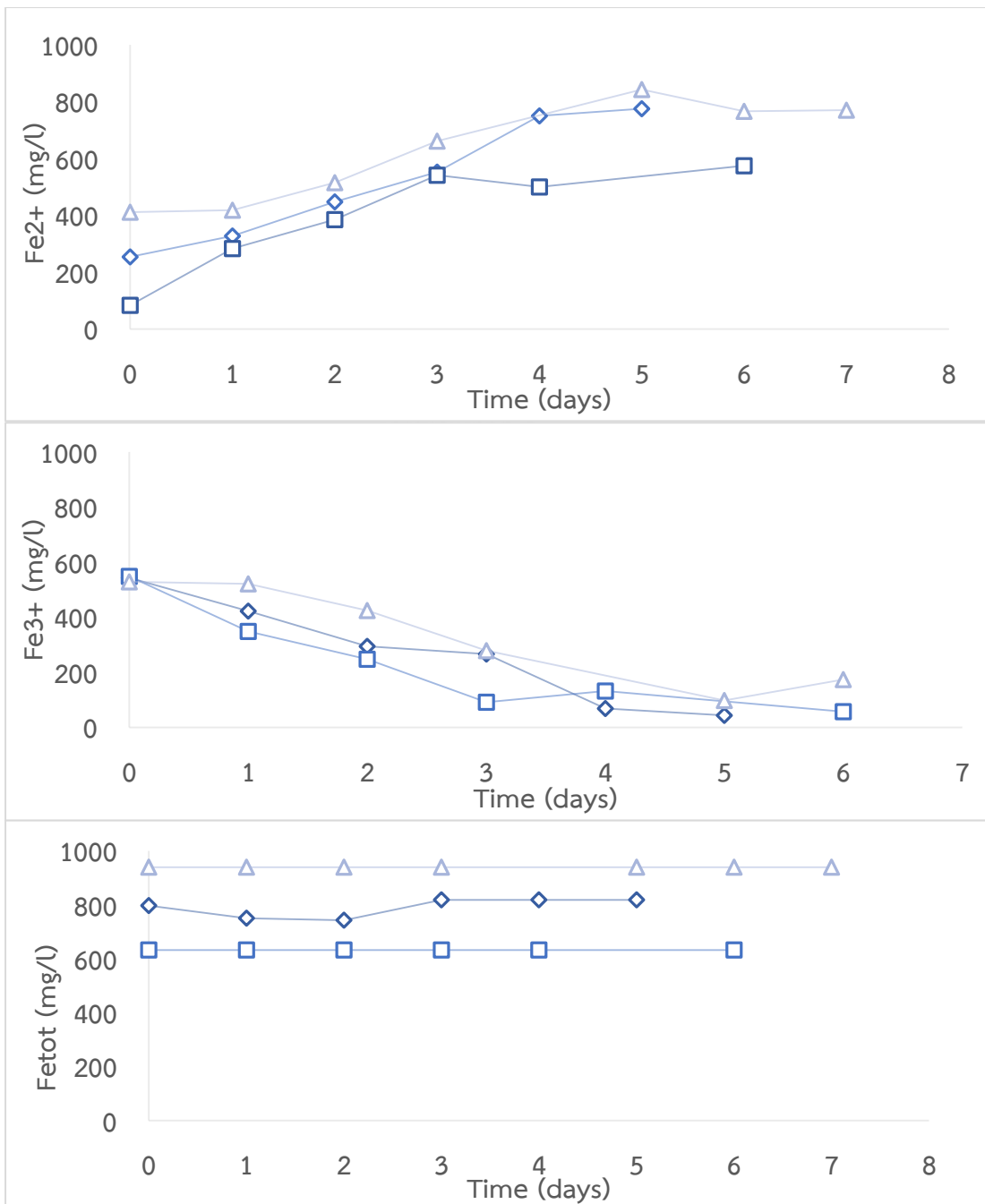
ความเข้มข้นเฟอร์ริกคลอไรด์เริ่มต้น 1,100 มิลลิกรัมต่อลิตร

□;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3, ×;ชุดการทดลองที่ 4

ตารางที่ 5 ค่าคงที่ของอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันในการทดลองช่วงที่ 1

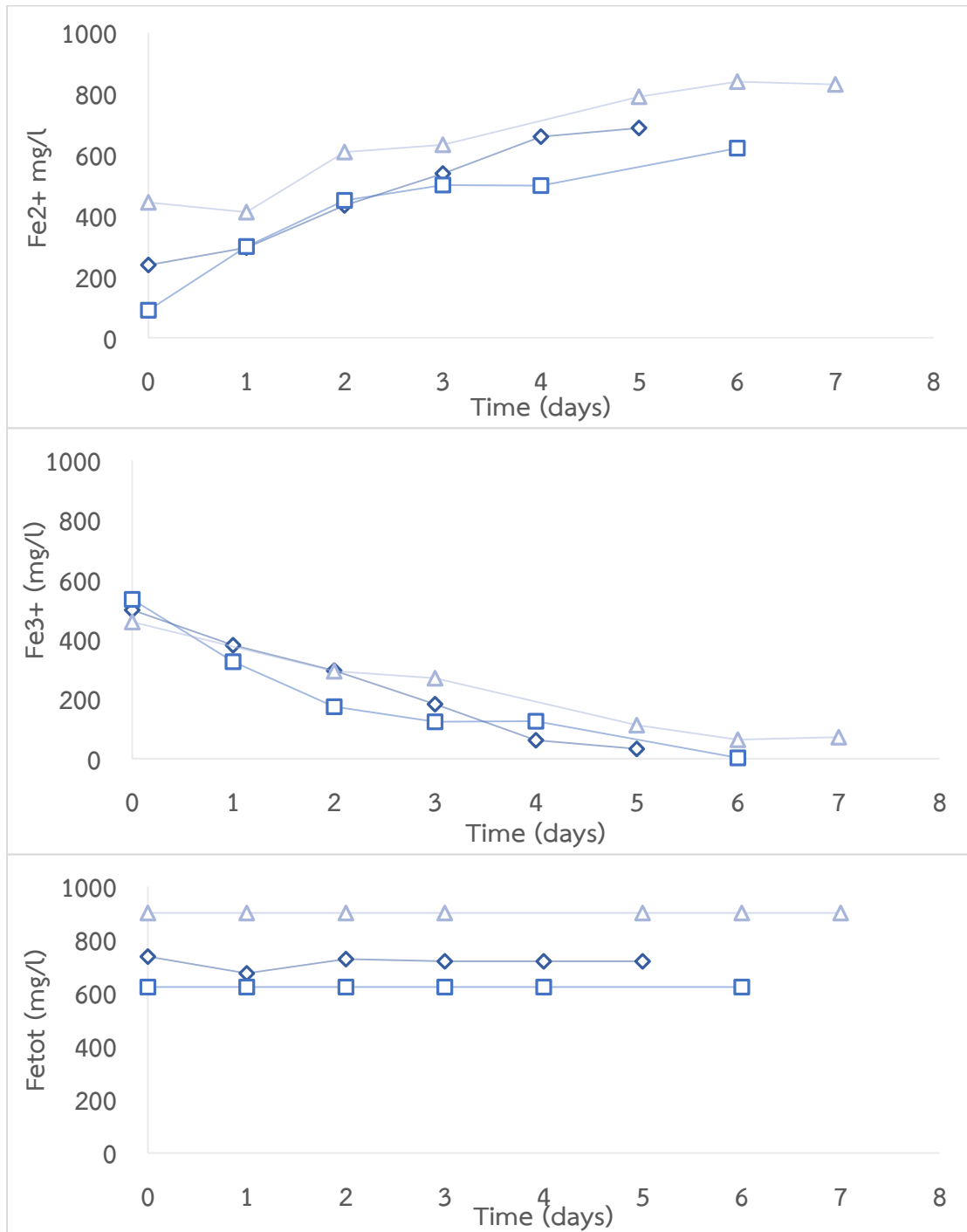
FeCl ₃ (mg/l)	k ₁ (min ⁻¹)	k ₁ (day ⁻¹)
530	0.128796	185.4656
507.5	0.134569	193.7795
598.75	0.392653	565.4198
530	0.067238	96.82234
571.25	0.278167	400.5609
436.25	0.102621	147.7744
716.25	0.21381	307.8858
478.75	0.086834	125.0409
692.5	0.088588	127.5671
562.5	0.183054	263.5975
758.75	0.231464	333.3084
555	0.086451	124.4899
900	0.063187	90.98928
863.75	0.11467	165.1245
978.75	0.191927	276.3746
1538.75	0.247614	356.5635
1405	0.073126	105.3021
1608.75	0.171491	246.9476

การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน ช่วงการทดลองที่ 2



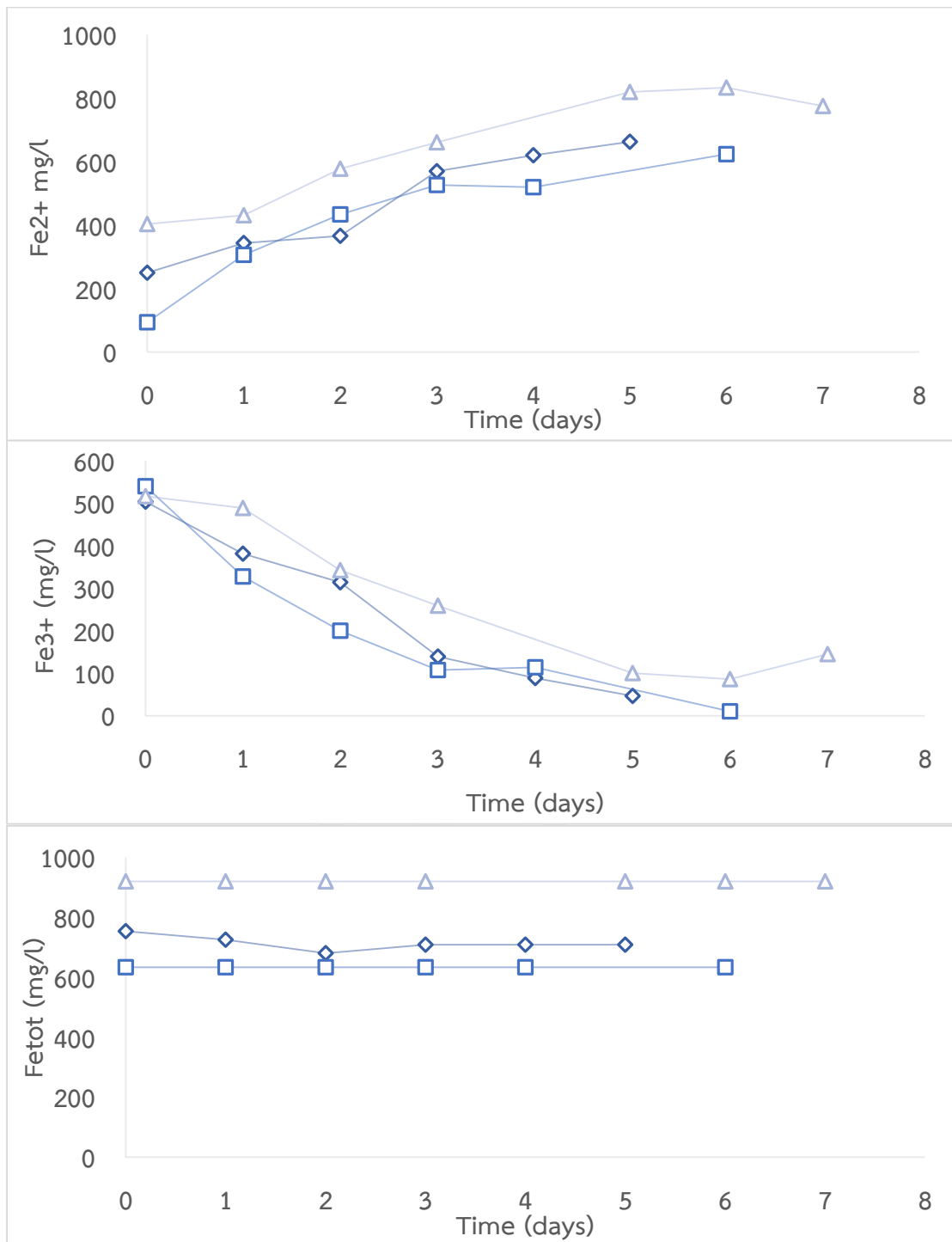
รูปที่ 15 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ ความเข้มข้นกรดซิวมิกเริ่มต้น 0 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



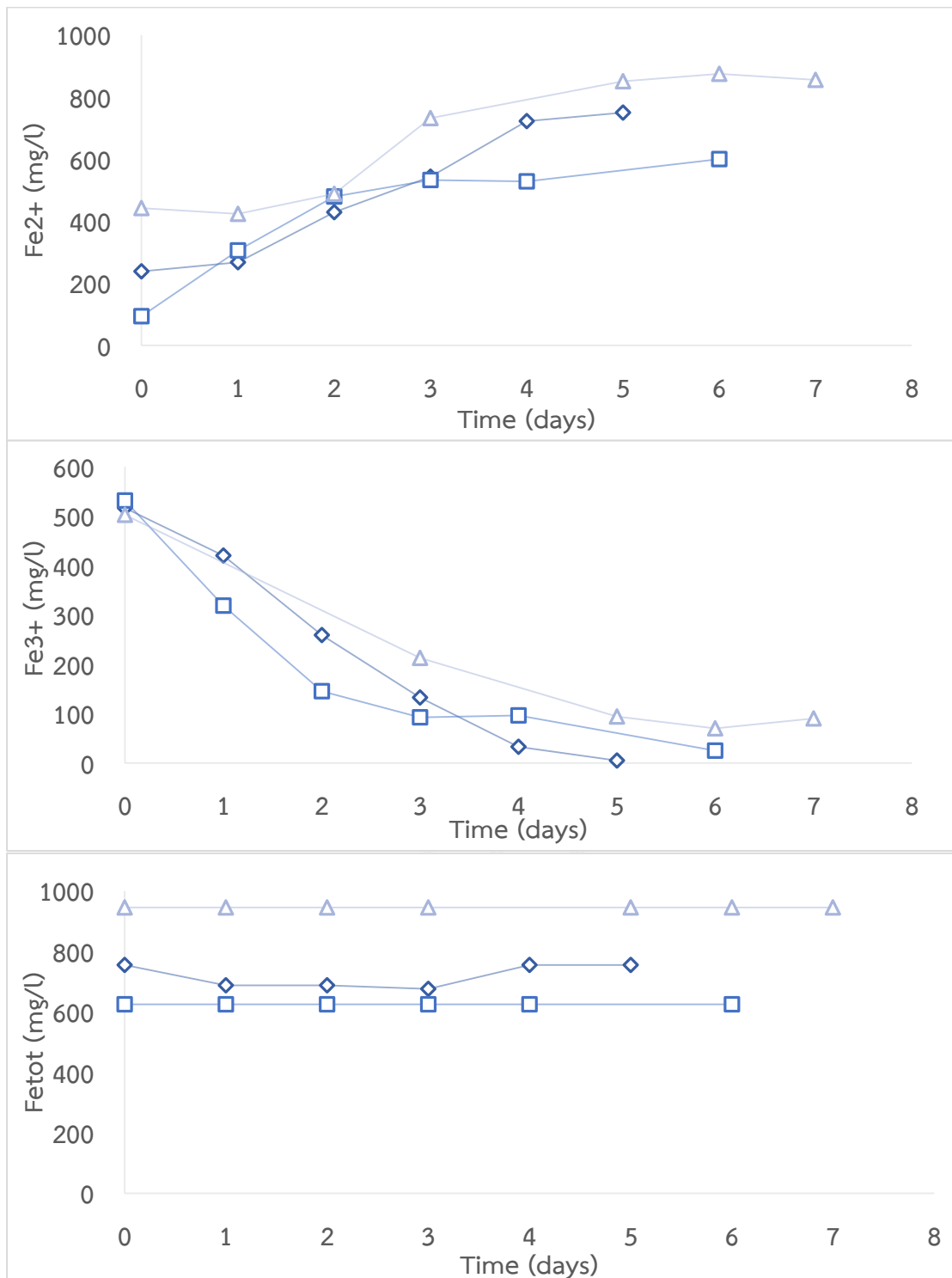
รูปที่ 16 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ ความเข้มข้นกรดฮิวมิกเริ่มต้น 25 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4

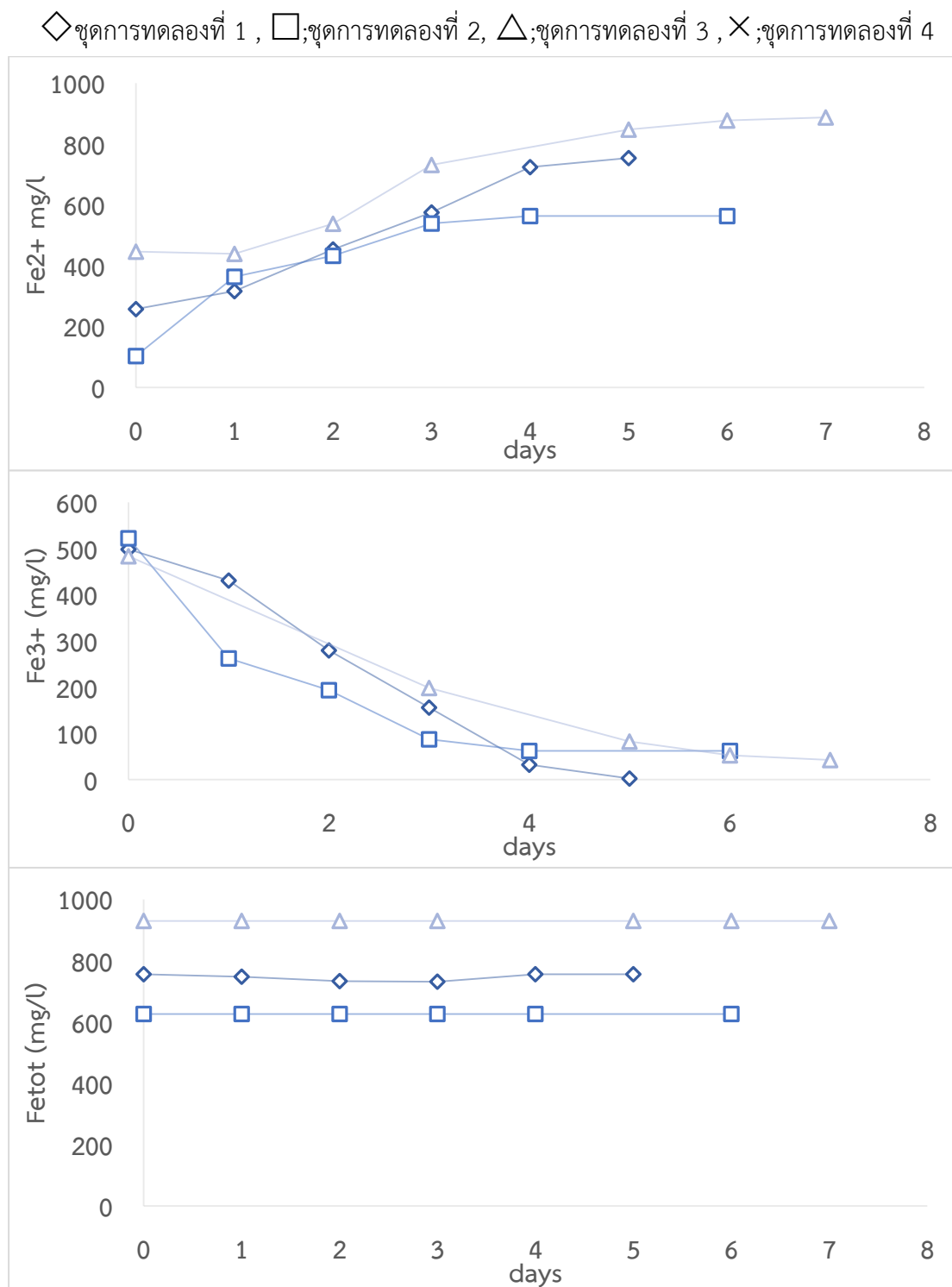


รูปที่ 17 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ ความเข้มข้นกรดฮิวมิกเริ่มต้น 50 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 18 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ
ความเข้มข้นกรดอิมิกเริ่มต้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร



รูปที่ 19 ปริมาณเฟอร์รัส ปริมาณเฟอร์ริก และปริมาณเหล็กทั้งหมดเทียบกับเวลาในสภาวะไร้อากาศ ความเข้มข้นกรดฮิวมิกเริ่มต้น 200 มิลลิกรัมต่อลิตร

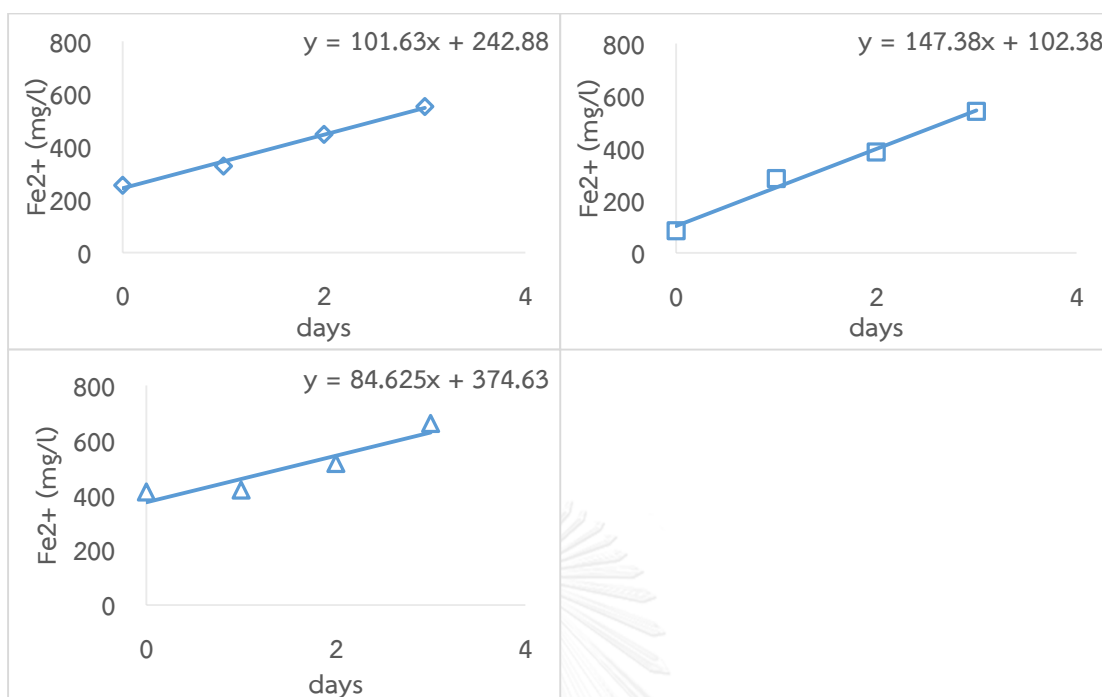
◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4

ตารางที่ 6 ความเข้มข้นของเฟอร์รัสที่ลดลงของปฏิกิริยารีดักชันในการทดลองช่วงที่ 2

Time (days)	ครั้งที่	0	1	2	3	4	5	6	7
Humic acid 0 mg/l	1	253.75	327.5	447.5	552.5	750	775	-	-
	2	83.75	283.75	385	541.25	500	-	575	-
	3	411.25	418.75	515	661.25	-	842.5	766.25	770
Humic acid 25 mg/l	1	238.75	295	433.75	537.5	658.75	687.5	-	-
	2	90	298.75	450	500	498.75	-	621.25	-
	3	443.75	411.25	608.75	632.5	-	790	838.75	830
Humic acid 50 mg/l	1	250	343.75	366.25	570	620	662.5	-	-
	2	93.75	306.25	433.75	526.25	520	-	623.75	-
	3	403.75	431.25	577.5	661.25	-	820	833.75	775
Humic acid 100 mg/l	1	238.75	267.5	428.75	543.75	722.5	750	-	-
	2	93.75	306.25	480	532.5	528.75	-	600	-
	3	442.5	423.75	488.75	732.5	-	851.25	875	855
Humic acid 200 mg/l	1	257.5	316.25	453.75	575	723.75	753.75	-	-
	2	103.75	363.75	432.5	538.75	563.75	-	563.75	-
	3	446.25	438.75	537.5	731.25	-	847.5	877.5	887.5

ตารางที่ 7 ความเข้มข้นของเฟอร์ริกที่ลดลงของปฏิกิริยารีดักชันในการทดลองช่วงที่ 2

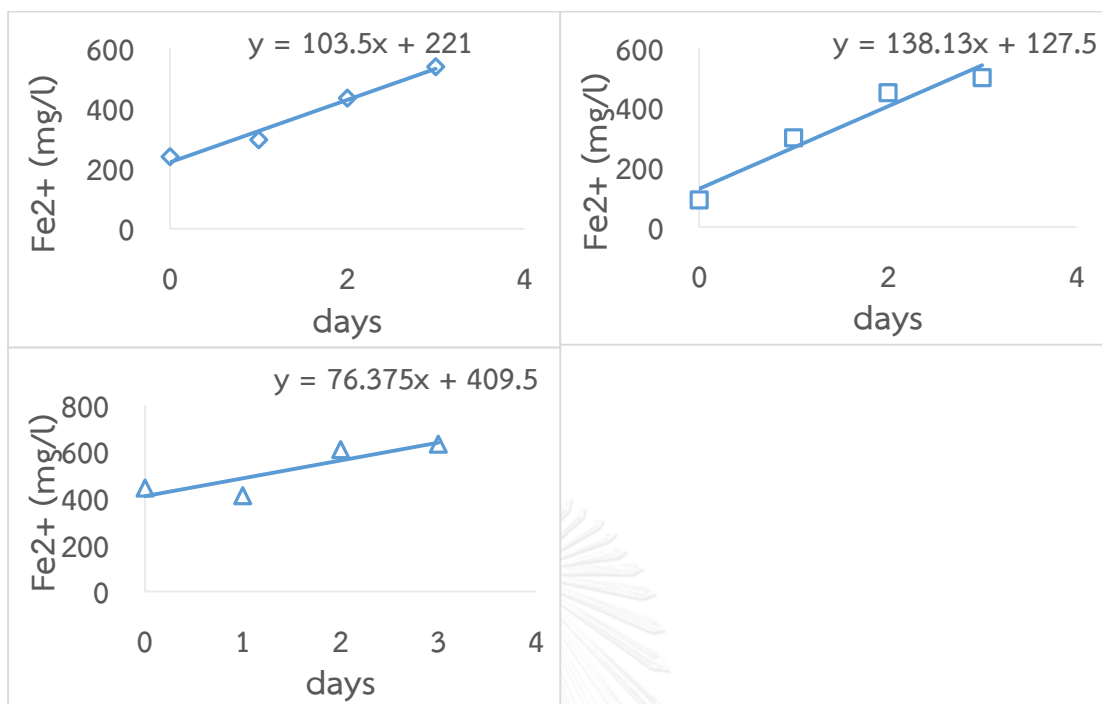
Time (days)	ครั้งที่	0	1	2	3	4	5	6	7
Humic acid 0 mg/l	1	543.75	422.5	295	266.25	68.75	43.75	-	-
	2	548.75	348.75	247.5	91.25	132.5	-	57.5	-
	3	528.75	521.25	425	278.75	-	97.5	173.75	170
Humic acid 25 mg/l	1	498.75	380	295	182.5	61.25	32.5	-	-
	2	533.75	325	173.75	123.75	125	-	2.5	-
	3	458.25	-	293.25	269.5	-	112	63.25	72
Humic acid 50 mg/l	1	503.75	381.25	313.75	138.75	88.75	46.25		-
	2	540	327.5	200	107.5	113.75	-	10	-
	3	516.25	488.75	342.5	258.75	-	100	86.25	145
Humic acid 100 mg/l	1	516.25	420	258.75	132.5	32.5	5	-	-
	2	531.25	318.75	145	92.5	96.25	-	25	-
	3	502.5	-	-	212.5	-	93.75	70	90
Humic acid 200 mg/l	1	498.75	431.25	280	156.25	32.5	2.5	-	-
	2	522.5	262.5	193.75	87.5	62.5	-	62.5	-
	3	483.75	-	-	198.75	-	82.5	52.5	42.5



รูปที่ 20 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดอกซ์

กรดฮิวมิก 0 มิลลิกรัมต่อลิตร

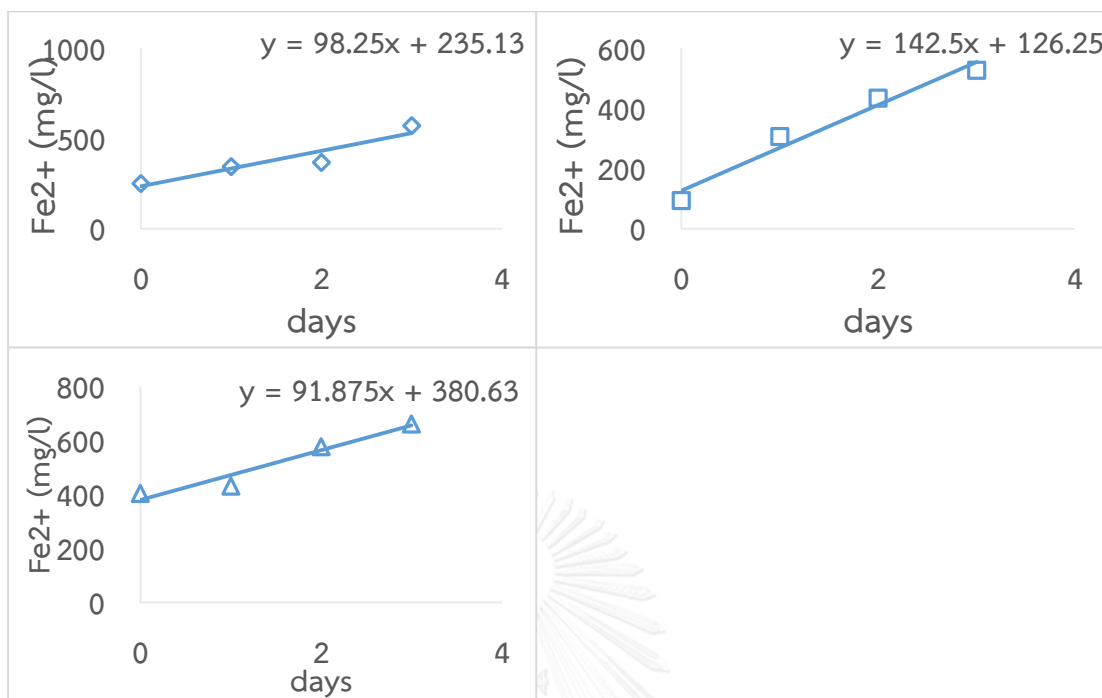
◇ ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3



รูปที่ 21 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

กรดฮิวมิก 25 มิลลิกรัมต่อลิตร

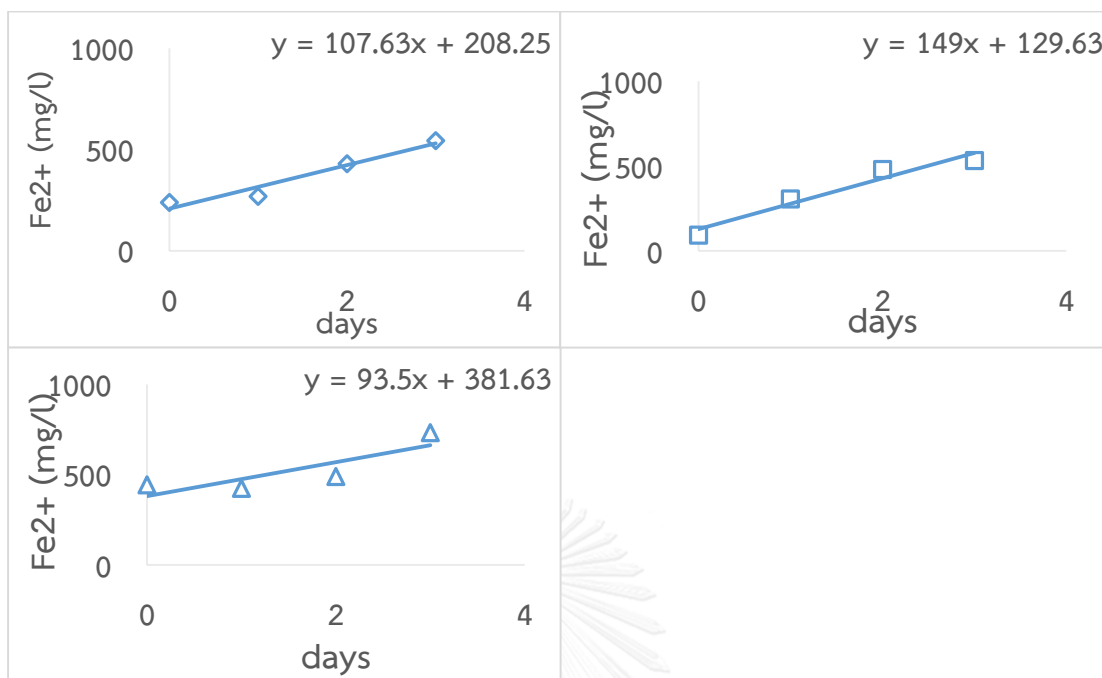
◇;ชุดการทดลองที่ 1, □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3



รูปที่ 22 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

กรดฮิวมิก 50 มิลลิกรัมต่อลิตร

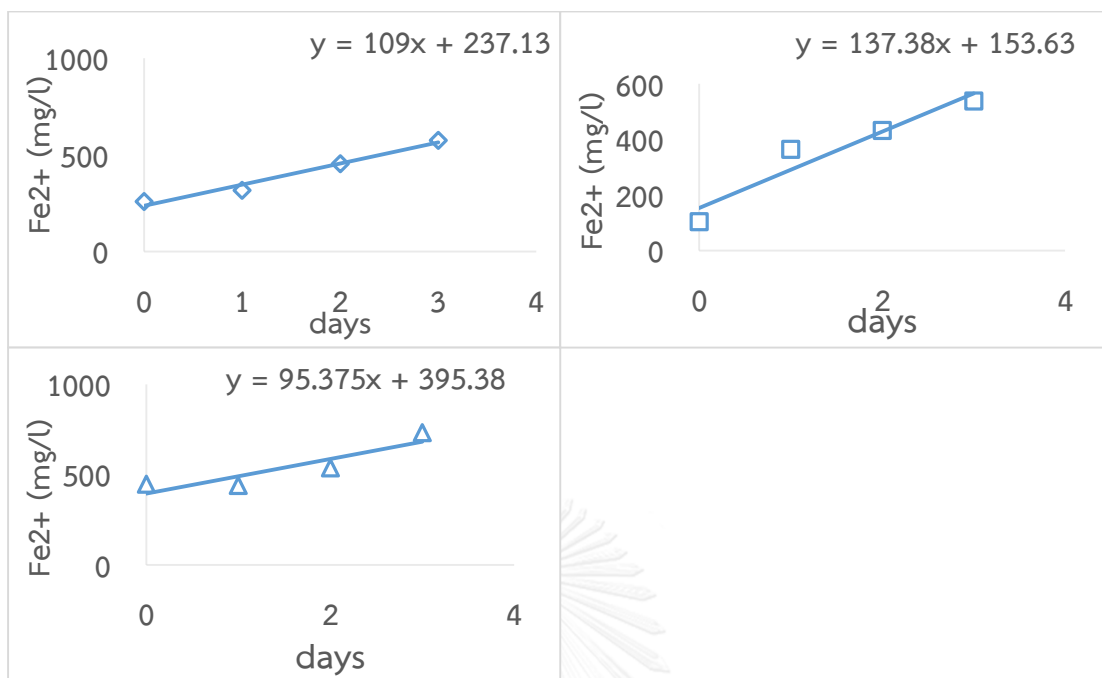
◇;ชุดการทดลองที่ 1, □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3



รูปที่ 23 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

กรดฮิวมิก 100 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇ จุดการทดลองที่ 1 , □;จุดการทดลองที่ 2, △;จุดการทดลองที่ 3



รูปที่ 24 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน

กรดฮิวมิก 200 มิลลิกรัมต่อลิตร

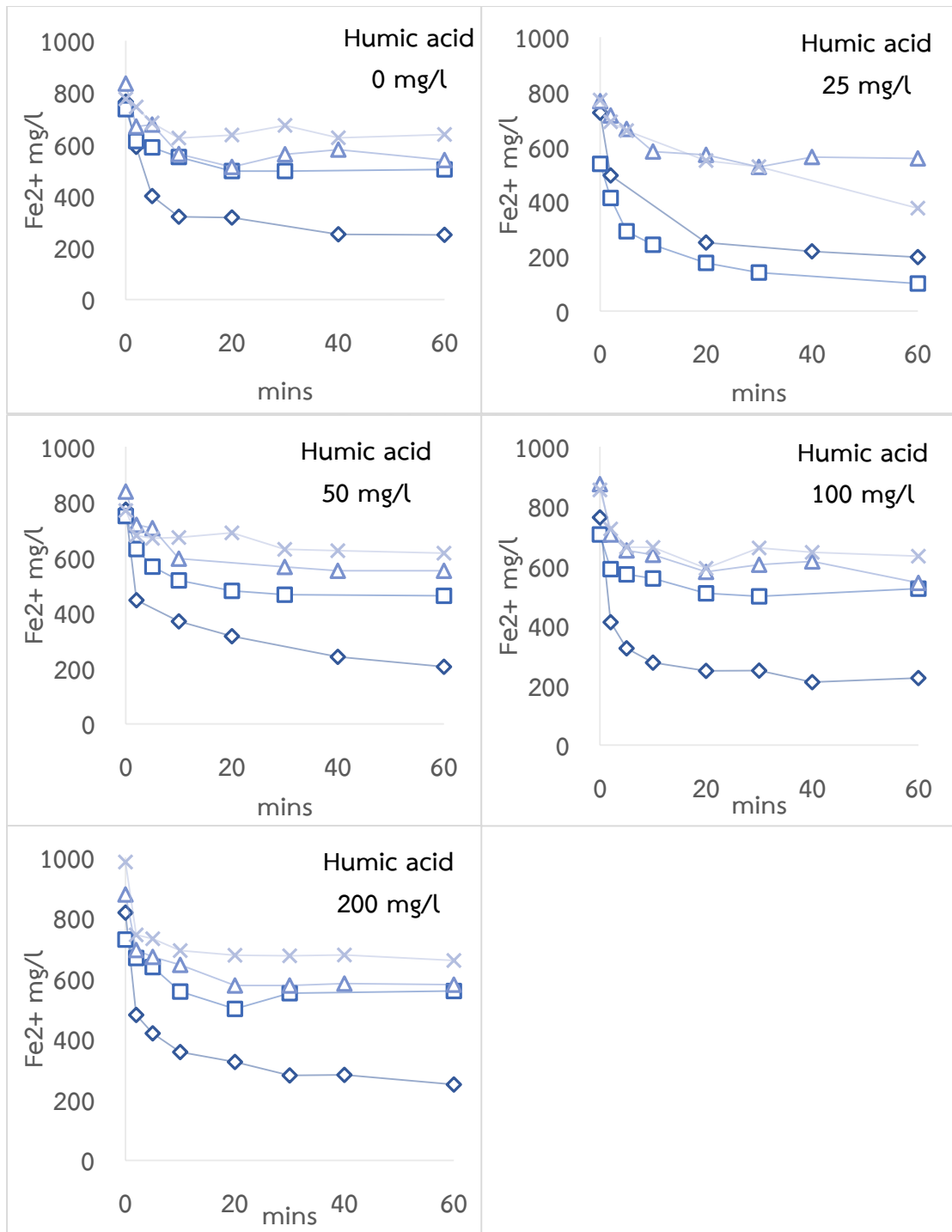
◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3

ตารางที่ 8 อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันในการทดลองช่วงที่ 2

Humic acid (mg/l)	อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชัน (mg/l.d)		
ครั้งที่	1	2	3
0	101.63	147.38	84.62
25	103.5	138.13	76.375
50	98.25	142.5	91.875
100	107.63	149	93.5
200	109	137.38	95.375



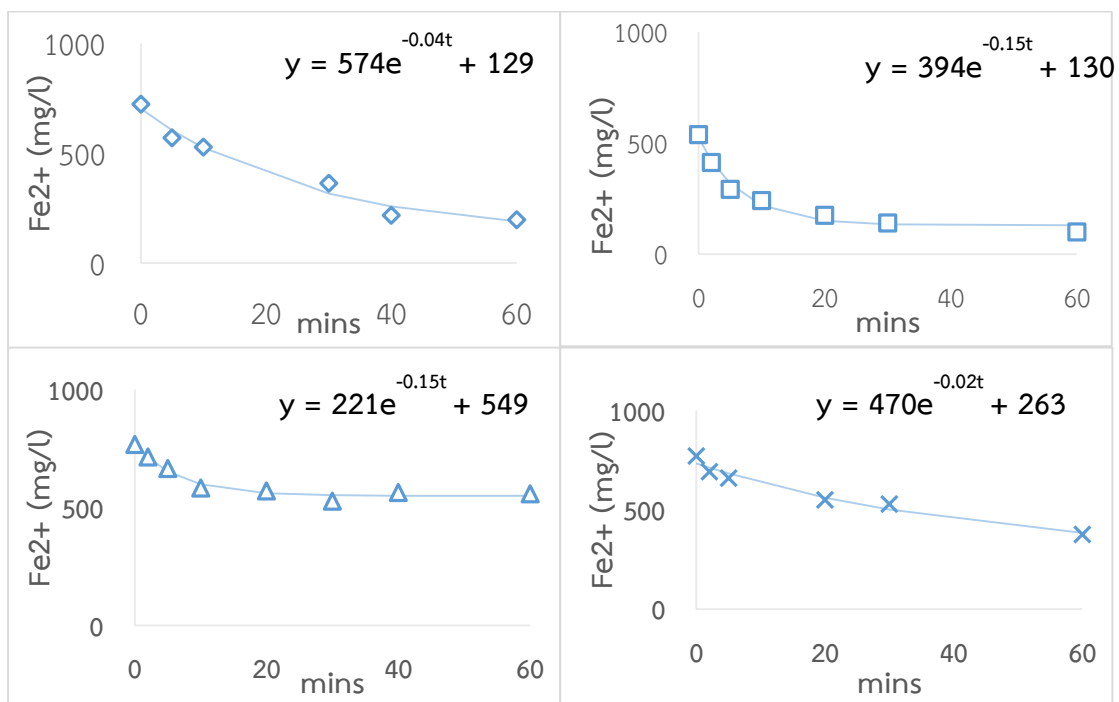
การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน ช่วงการทดลองที่ 2



รูปที่ 25 อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยการเติมอากาศ

ตารางที่ 9 ความเข้มข้นของเฟอร์รัสที่ลดลงของปฏิกิริยาออกซิเดชันในช่วงการทดลองที่ 2

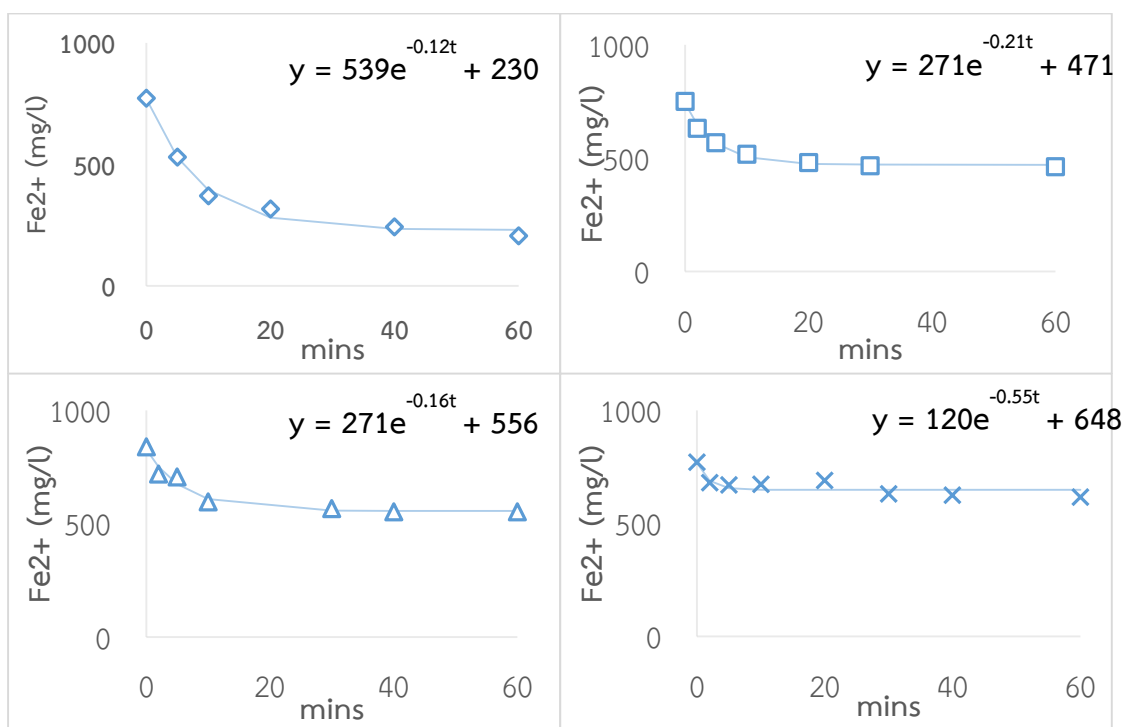
Time (mins)	ครั้งที่	0	2	5	10	20	30	40	60
Humic acid 0 mg/l	1	723.75	495	-	-	250	-	217.5	196.25
	2	537.5	412.5	291.25	241.25	175	140	-	100
	3	766.25	713.75	665	582.5	570	526.25	562.5	557.5
	4	770	691.25	658.75	-	548.75	527.5	-	375
Humic acid 25 mg/l	1	772.5	446.25	-	370	316.25	-	242.5	206.25
	2	750	631.25	567.5	517.5	480	466.25	-	462.5
	3	838.75	718.75	706.25	596.25	-	566.25	552.5	552.5
	4	770	680	670	672.5	690	630	625	616.25
Humic acid 50 mg/l	1	763.75	590	400	320	316.25	-	252.5	250
	2	735	612.5	587.5	550	496.25	496.25	-	502.5
	3	833.75	668.75	676.25	562.5	512.5	561.25	578.75	538.75
	4	775	743.75	682.5	623.75	635	672.5	625	637.5
Humic acid 100 mg/l	1	763.75	412.5	325	276.25	248.75	250	211.25	225
	2	706.25	590	572.5	558.75	508.75	498.75	-	525
	3	875	706.25	652.5	637.5	581.25	605	616.25	543.75
	4	855	725	663.75	662.5	592.5	661.25	646.25	633.75
Humic acid 200 mg/l	1	817.5	480	418.75	357.5	325	280	282.5	250
	2	728.75	667.5	637.5	557.5	500	551.25	-	558.75
	3	877.5	693.75	671.25	645	577.5	577.5	583.75	580
	4	985	743.75	731.25	692.5	677	675	677.5	660



รูปที่ 26 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

กรดฮิวมิก 0 มิลลิกรัมต่อลิตร

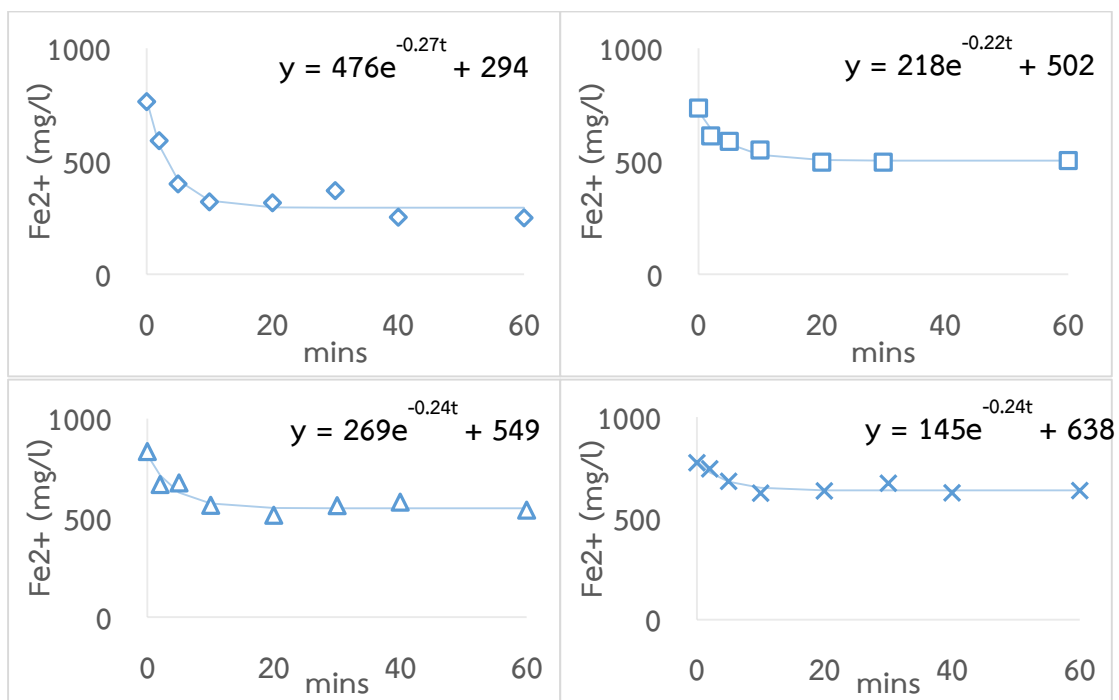
◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 27 การหาค่าการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

กรดฮิวมิก 25 มิลลิกรัมต่อลิตร

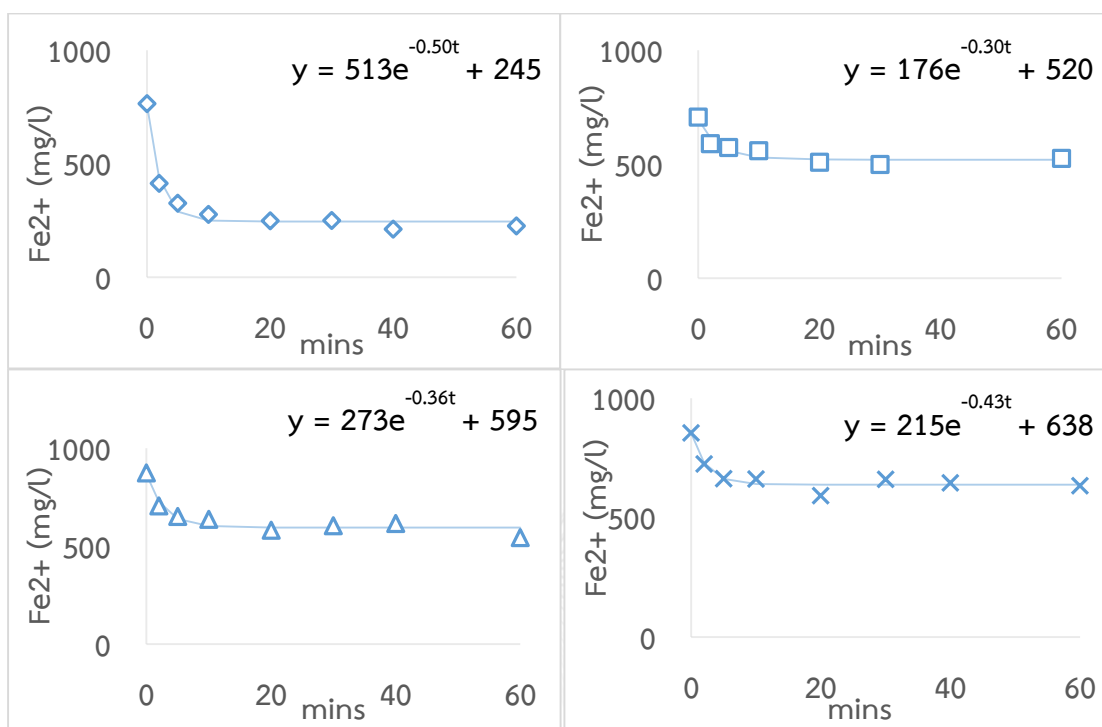
◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2 , △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 28 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

กรดฮิวมิก 50 มิลลิกรัมต่อลิตร

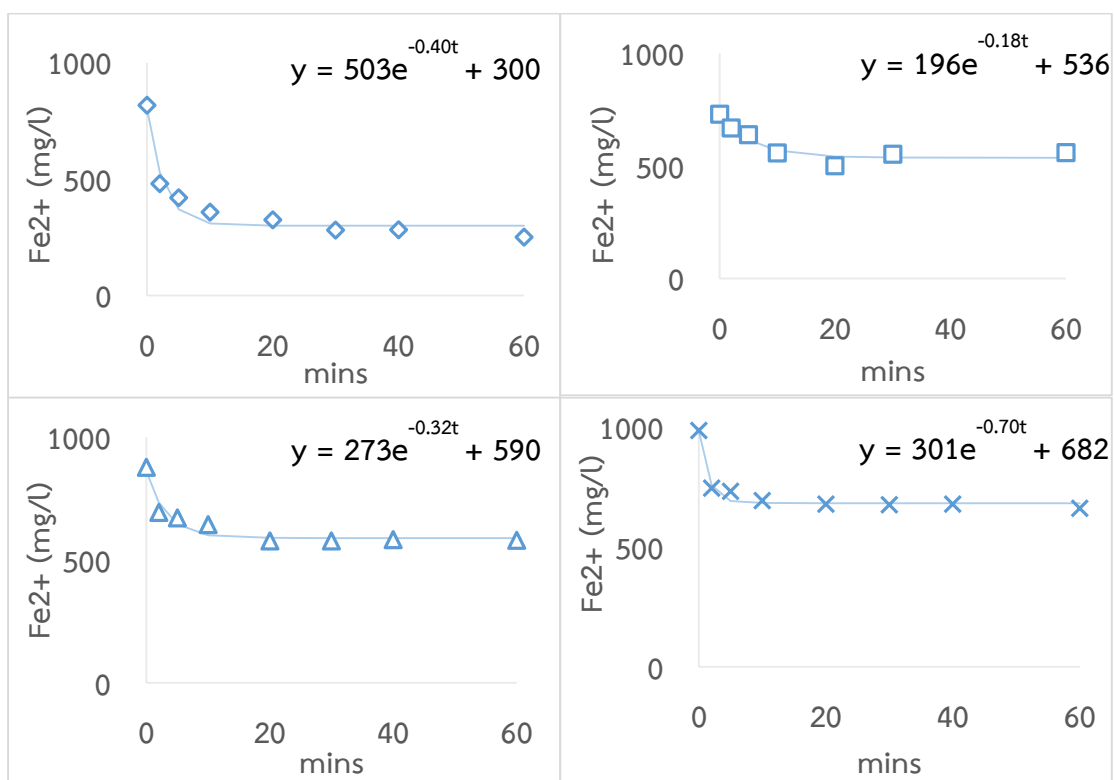
◇; ชุดการทดลองที่ 1 , □; ชุดการทดลองที่ 2, △; ชุดการทดลองที่ 3 , ×; ชุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 29 การหาค่าการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

กรดฮิวมิก 100 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇; จุดการทดลองที่ 1 , □; จุดการทดลองที่ 2 , △; จุดการทดลองที่ 3 , ×; จุดการทดลองที่ 4



รูปที่ 30 การหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน

กรดฮิวมิก 200 มิลลิกรัมต่อลิตร

◇;ชุดการทดลองที่ 1 , □;ชุดการทดลองที่ 2, △;ชุดการทดลองที่ 3 , ×;ชุดการทดลองที่ 4

ตารางที่ 10 อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันในช่วงการทดลองที่ 2

Humic acid (mg/l)	อัตราการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน k_1 (hr ⁻¹)			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	ครั้งที่ 4
0	53.66692	213.7469	218.225	-
25	171.2625	303.4255	236.1846	120.0736
50	391.7808	309.8939	351.5776	145.4056
100	713.1279	429.6106	526.3024	215.4613
200	571.8132	259.255	455.7939	300.9258

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นายณัฐ ทศนเปรมสิน เกิดเมื่อวันที่ 9 พฤศจิกายน พ.ศ. 2533 สำเร็จการศึกษาในระดับปริญญาตรี หลักสูตรวิทยาศาสตร์บัณฑิต ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ปีการศึกษา 2553 และเข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาโท หลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปีการศึกษา 2555

การเผยแพร่วิทยานิพนธ์แบบบรรยายในที่ประชุมระดับนานาชาติ

Nat Tassanapremsin and Sarun Tejasen "Influence of Humic acids on the Transformation of Ferric/Ferrous Recycle in Anaerobic/Aerobic Biological Treatment" The proceedings of the 4th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management, May 27-29 2015 at Lotus Hotel Pang Suan Kaew, Chiang Mai, Thailand

การเผยแพร่วิทยานิพนธ์แบบบรรยายในที่ประชุมระดับชาติ

ณัฐ ทศนเปรมสิน และ ศรัณย์ เตชะเสน "การสร้างและสลายตะกอนเหล็กและนำกลับมาใช้ใหม่โดยกระบวนการทางชีวภาพแบบไร้อากาศ-เติมอากาศ" การประชุมวิชาการเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ประจำปี ครั้งที่ 26 วันที่ 11-12 ธันวาคม 2557 ณ โรงแรม เดอะ ทวิน ทาวเวอร์ กรุงเทพฯ