ผลของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมต่อการลดซัลเฟตและไนเตรตในน้ำเสียโดย
ระบบอีจีเอสบี

นายธกฤต เลียดทอง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
ปีการศึกษา 2550

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

EFFECT OF HEXAVALENT CHROMIUM ON SULFATE AND NITRATE REDUCTION IN WASEWATER BY EGSB SYSTEM

MR.TAKRIT LAIDTONG

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

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 2007
Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	ผลของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมต่อการลดซัลเฟตและไนเตรตในน้ำเสียโดยระบบอีจีเอสบี
โดย	นายธกฤต เลียดทอง
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษา	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญามหาบัณฑิต

....คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(ศาสตราจารย์ ดร.ดิเรก ลาวัณย์ศิริ)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

....ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ วงศ์พันธ์ ลิมปเสนีย์)

....อาจารย์ที่ปรึกษา
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล)

....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.เพ็ชรพร เชาวกิจเจริญ)

....กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณ์ พึ่งรัศมี)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ธกฤต เลียดทอง : ผลของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมต่อการลดซัลเฟตและไนเตรตในน้ำเสียโดยระบบอีจีเอสบี (EFFECT OF HEXAVALENT CHROMIUM ON SULFATE AND NITRATE REDUCTION IN WASEWATER BY EGSB SYSTEM) อ.ที่ปรึกษา ผศ. ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล, 200 หน้า.

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมต่อการลดซัลเฟตและไนเตรตในน้ำเสียโดยระบบอีจีเอสบีโดยมีอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตต่อไนเตรต เท่ากับ 22.2 : 1 : 2 กำหนดความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 2 ม./ชม. 3 ม./ชม. และ 4 ม./ชม. เริ่มต้นเดินระบบโดยใช้หัวเชื้อเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากโรงเสริมสุข (จำกัด) ปทุมธานี พบว่าในช่วงที่ระบบคงที่แล้วประสิทธิภาพในการลดซีโอดีทุกถังปฏิกรณ์ มีค่ามากกว่า 90% ผลการศึกษาช่วงแรก พบว่าเม็ดตะกอนจากการทดลองซัลเฟตรีดักชันและไนเตรตรีดักชันแบบแบตซ์ที่นำมาจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้นเท่ากับ 2,3 และ 4 ม./ชม. จะมีอัตราการเกิดซัลเฟตรีดักชันและไนเตรตรีดักชันลดลงตามลำดับ ทั้งในน้ำเสียที่เตรียมสดและน้ำเสียที่ผ่านการหมักมาแล้ว โดยจะมีอัตราการเกิดซัลเฟตรีดักชันในน้ำเสียสดดีกว่าในน้ำเสียหมัก และพบว่าในการทดลองของถังปฏิกรณ์เมื่อมีความเร็วไหลขึ้นมากขึ้นจะทำให้อัตราการเกิดซัลเฟตรีดักชันลดลงเช่นกัน ส่วนไนเตรตจะถูกกำจัดหมดตั้งแต่ในช่วงล่างสุดของชั้นเม็ดตะกอน ส่วนการทดลองผลของเฮกซะวาเลนต์ที่มีต่อการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันในการทดลองแบบแบตซ์โดยใช้เม็ดตะกอนที่นำมาจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. มีอัตราการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันดีที่สุดจากการทดลองแบบแบตซ์ พบว่าเมื่อเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมีค่าเพิ่มขึ้นจะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันลดลงอย่างเห็นได้ชัด ผลการศึกษาช่วงที่ 2 เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ในระบบโดยใช้ความเร็วไหลขึ้น 2,3 และ 4 ม./ชม. พบว่า ความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้นทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันเพิ่มขึ้น ส่วนไนเตรตจะถูกกำจัดหมดในช่วงล่างสุดของชั้นเม็ดตะกอน และหลังจากเดินระบบได้ 21 วัน ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 และ 4 ม./ชม. จะเกิดการล้มเหลวเนื่องจากพิษของโครเมียม ดังนั้นความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. มีความเหมาะสมที่สุด ผลการศึกษาช่วงที่ 3 เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล. ในระบบโดยใช้ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. พบว่าเมื่อเดินระบบได้ 5 วัน ความเร็วไหลขึ้นมากขึ้นจะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันลดลง ในชั้นตะกอนล่างสุดถึงระดับความสูงของตะกอน 110 ซม. หรือที่เวลากักน้ำเสียเท่ากับ 2.96 ชม. ส่วนไนเตรตจะถูกกำจัดหมดแม้แต่ในช่วงล่างสุดของชั้นเม็ดตะกอน และหลังจากเดินระบบได้ 5 วัน ถังปฏิกรณ์ทุกถังจะเกิดการล้มเหลวเนื่องจากพิษของโครเมียม ดังนั้นเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมีผลกระทบต่อการลดซัลเฟตและไนเตรตในน้ำเสียโดยระบบอีจีเอสบี อย่างมีนัยสำคัญ สำหรับความเข้มข้นของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียมในช่วง 20-100 มก./ล.

ภาควิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม	ลายมือชื่อนิสิต........................
สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม	ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา........................
ปีการศึกษา 2550	

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

4670709521 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING
KEY WORD : EGSB/GRANULAR SLUDGE/HEXAVALENT CHROMIUM

TAKRIT LAIDTONG : EFFECT OF HEXAVALENT CHROMIUM ON SULFATE AND NITRATE REDUCTION IN WASEWATER BY EGSB SYSTEM. THESIS ADVISOR :ASST.PROF CHAVALIT RATANATAMSKUL,Ph.D., 200pp.

This research was to study the effect of hexavalent chromium on sulfate and nitrate reduction in Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) system with the ratio of $COD:SO_4^{2-}:NO_3^-$ at 22.2 : 1 : 2 and operate with upflow velocity 2 m/hr, 3 m/hr and 4 m/hr. The first start up used granular sludge came from Phatumtani Sermsuk Co.,LTD., and had sugar as cabon source. In the steady state, COD removal efficiencies of all reactors were more than 90%. From the results obtained from the first period, it was found that granular sludge from sulfate and nitrate reduction in batch test experiment from reactor that had upflow velocity 2, 3 and 4 m/hr the reaction rate of sulfate and nitrate reduction decreased when upflow velocity increased for both fresh and fermented synthetic wastewater. And the fresh synthetic wastewater gave better sulfate and nitrate reduction performances better than those of fermented synthetic wastewater. In reactor test, when upflow velocity increased, the reaction rate of sulfate and nitrate reduction decreased and nitrate reduction was completed even in the lower of sludge height. From the results of effect of hexavalent chromium on sulfate and nitrate reduction in batch test found that high concentration of hexavalent chromium will decrease sulfate and nitrate reduction . In the second period with the feed hexavalent chromium 20 mg/l in all reactors, but having different upflow velocities to 2,3 and 4 m/hr, it was found that sulfate and nitrate reduction tended to increase when upflow velocity increased. After 21 days of system operation, the reactors with upflow velocity of 2 and 4 m/hr became malfunctioned due to chromium toxicity. Thus upflow velocity 3 m/hr was considered as an appropriate condition for further experiment. Finally the third period with feed hexavalent chromium 40,50 and 100 mg/l in reactors, it was found that sulfate and nitrate reduction tended to decrease when upflow velocity increased in the sludge height ranging from o to 110 cm or HRT 2.96 hr. After 5 days of system operation, all reactors had failed due to chromium toxicity. Therefore, chromium is considered to be toxic to EGSB system for sulfate and nitrate reduction when chromium concentration was found in the range of 20-100 mg/l.

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Deparment	Environmental Engineering	Student's Signature..................
Field of study	Environmental Engineering	Advisor's Signature..................
Academic year	2007	

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้เนื่องจากบุคคลสำคัญ คือ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ซึ่งได้ให้ความรู้ คำแนะนำที่เป็นประโยชน์ต่องานวิจัย ตลอดจนให้การสนับสนุน และช่วยเหลือในการทำวิจัยตลอดมา ผู้วิจัยขอขอบพระคุณเป็นอย่างยิ่งไว้ ณ โอกาสนี้

ขอขอบพระคุณกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ วงศพันธ์ ลิมปเสนีย์ รองศาสตราจารย์ ดร.เพ็ชรพร เชาวกิจเจริญ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณ์ พึ่งรัศมี ที่กรุณาให้คำแนะนำและตรวจทานวิทยานิพนธ์ให้สมบูรณ์

ขอขอบพระคุณคณาจารย์ ครูปฏิบัติการ และเจ้าหน้าที่ธุรการ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมที่ได้ให้ความรู้ ความช่วยเหลือ และคำแนะนำในการติดต่อประสานงานแก่ผู้วิจัย

ขอขอบคุณบริษัทเสริมสุข (เป๊ปซี่) จังหวัดปทุมธานี ที่ให้ความอนุเคราะห์เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มาใช้ในการทดลองครั้งนี้

ขอขอบคุณ พี่ ๆ เพื่อน ๆ น้อง ๆ ทุกคนในภาควิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ที่ให้คำแนะนำและช่วยเหลือในการทำงานวิจัยตลอดมา

สุดท้ายนี้ ขอกราบขอบพระคุณ คุณพ่อ คุณแม่ คุณปู่ คุณย่า คุณตา คุณยาย คุณลุง คุณป้า คุณน้า คุณอา และขอขอบใจ พี่ ๆ น้อง ๆ หลาน ๆ ที่ให้กำลังใจตลอดมาจนกระทั่งการศึกษาครั้งนี้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ	จ
กิตติกรรมประกาศ	ฉ
สารบัญ	ช
สารบัญตาราง	ฎ
สารบัญรูป	ฑ
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย	2
1.3 ขอบเขตของการวิจัย	2
บทที่ 2 ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	3
2.1 กลไกพื้นฐานในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย	3
2.2 กลไกการผลิตมีเทน	4
2.3 ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)	9
2.3.1 ความเป็นมาของระบบยูเอเอสบี	9
2.3.2 ลักษณะและการทำงานของระบบยูเอเอสบี	9
2.3.3 ข้อดีข้อเสียของระบบยูเอเอสบี	11
2.3.4 ประเภทของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granular Sludge) ในถังยูเอเอสบี	12
2.3.5 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	12
2.3.6 ความสำคัญของ Extracellular Polymers (ECP)ต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	15
2.3.7 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	16
2.3.8 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	17
2.3.9 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบี	18
2.4 ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB)	22
2.4.1 ความเป็นมาของระบบอีจีเอสบี	22
2.4.2 ลักษณะและการทำงานของระบบอีจีเอสบี	22

หน้า

2.4.3 คุณสมบัติของระบบอีจีเอสบี.. 22

2.5 ดีไนตริฟิเคชัน…………………………………………………………………...……..... 26

2.5.1 สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่อดีไนตริฟิเคชัน……………………...……..... 28

2.6 ซัลเฟตรีดักชัน……………………………………………………...…....... 35

2.6.1 วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ (The biological Sulfur Cycle)……..……..... 35

2.6.2 แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต……………………………………….....……… 37

2.6.3ปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมที่มความสำคัญต่อการปรับตัวของ....................... 40
แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต

2.7 สมดุลมวลของซีโอดีซัลเฟอร์และไนโตรเจนในกระบวนการ............................ 43
บำบัดแบบไม่ใช้อกซิเจนเมื่อมีซัลเฟตและไนเตรตอยู่ในน้ำเสีย

2.7.1 สมดุลมวลของซีโอดี…………………………………….................. 43

2.7.2 สมดุลมวลของซัลเฟอร์………………………………….................. 47

2.7.3 สมดุลมวลไนโตรเจน………………………………….................... 47

2.8 โครเมียม (Chromium)………………………………………………….......................... 48

2.8.1 คุณสมบัติทั่วไปของโครเมียม…………………………………….......... 48

2.8.2 คุณสมบัติทั่วไปของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม……………………….......... 49

2.8.3 คุณสมบัติทางเคมีของโครเมียมและสารประกอบโครเมียมบางตัว…...…... 51

2.8.4 กลไกการกำจัดโครเมียมในระบบแบบไร้ออกซิเจน…………………...…. 51

2.8.5 ผลของ pH และ alkalinity ที่มีผลต่อการกำจัดโครเมียม………………....... 51

2.8.6 ผลของซัลไฟด์ คาร์บอเนต และ ฟอสเฟตที่มีผลต่อการตกตะกอน…......... 52
ของโลหะหนักในน้ำ

2.8.7 กลไกความเป็นพิษของโลหะหนักต่อจุลินทรีย์ในระบบไร้อากาศ……...…. 52

2.9 การศึกษาที่ผ่านมา………………………………………………................................ 53

2.9.1 การศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบอีจีเอสบี... 53

2.9.2 การศึกษาการกำจัดไนเตรตในน้ำเสียโดนระบบอูเอเอสบี.......................... 54

2.9.3 การศึกษาการกำจัดไนเตรตในน้ำเสียโดนระบบอูเอเอสบี.......................... 55

2.9.4 การศึกษาผลของปฏิกิริยาร่วมและการแข่งขันของสารอาหาร ……..…..... 56
(interaction and substrate competition) ระหว่าง ไนเตรต และ ซัลเฟต

หน้า

2.9.5 การศึกษาผลกระทบของโลหะหนักในกระบวนการแบบไร้อากาศ.......... 57

บทที่ 3 แผนการทดลองและการดำเนินการวิจัย... 59

3.1 แผนการทดลอง.. 59

3.2 น้ำเสียสังเคราะห์และการเตรียมน้ำเสีย... 62

3.3 เครื่องมืออุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง... 64

3.4 การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงาน.. 66

3.5 จุดเก็บตัวอย่าง.. 67

บทที่ 4 ผลการทดลองและการวิจารณ์.. 71

4.1 การดำเนินการทดลอง.. 71

4.2 คุณสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบอีจีเอสบี............ 71

4.3 การศึกษาการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน...................................... 74

4.3.1 การทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์ 74

4.3.1.1 การทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์ 74
โดยใช้น้ำเสียสด

4.3.1.2 การทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์ 76
โดยใช้น้ำเสียที่ผ่านการหมัก 24 ชั่วโมง

4.3.1.3 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน.................................. 80

4.3.1.4 การศึกษาผลของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีผลต่อกระบวนการ.... 88
ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์

4.3.1.5 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันเมื่อเติม.............................. 91
เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 , 40 , 70 และ 100 มก./ล.

4.4 การศึกษาผลของการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม....... 98
20, 40, 70 และ 100 มก./ล. ที่มีต่อความเร็วไหลขึ้นและต่อการเกิด
ปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันในถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี

4.4.1 สรุปผลการทดลองการเดินระบบช่วงที่ 1 98
(เฮกซะวาเลนต์โครเมียม = 0 มก./ล.)

หน้า

4.4.2 สรุปผลการทดลองเดินระบบช่วงที่ 2 ……………............................ 100
(เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น
2, 3 และ 4 ม./ชม.)
4.4.3 สรุปผลการทดลองการเดินระบบช่วงที่ 3 ....………... 101
(เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40,70 และ 100 มก./ล.
ที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)
4.4.4 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของซัลเฟตและไนเตรตตามชั้น …….... 116
ความสูงของเม็ดตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม.
เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เป็นเวลา 18 วัน
4.4.4.1 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันที่ความเร็วไหลขึ้น ………… 119
2 , 3 และ 4 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.
4.4.5 การเปลี่ยนแปลงซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันที่ความเร็วไหลขึ้น………….. 123
เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล.
4.4.5.1 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันที่ความเร็วไหลขึ้น… 126
3 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ
100 มก./ล. เป็นเวลา 5 วัน
4.4.5.2 ความเข้มข้นของโครเมียมตามระดับความสูงของชั้นตะกอน…....... 129
4.4.6 อัตราส่วนของก๊าซชีวภาพ……………………...................................... 131
4.5 สรุปค่าทางไคเนติคของการทดลองแบบแบตช์ ……...................…......... 132
และในถังปฏิกรณ์
4.6 สมดุลของมวลสารในระบบ ………………………………………....... 133
4.6.1 สมดุลมวลของซีโอดี ……………………………………………........ 133
4.6.2 สมดุลมวลของซัลเฟอร์ ………………………………………....... 136
4.6.3 สมดุลมวลของไนโตรเจน ……………………………………………... 137
4.7 รูปเม็ดตะกอนถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศอิเล็กตรอน ……………………...... 139

หน้า

บทที่ 5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ ………………………………………………. 144

5.1 สรุปผลการวิจัย…………………………………………………………….... 145

5.2 ข้อเสนอแนะ…………………………………………………….................. 145

รายการอ้างอิง…………………………………………………………………….…… 146

ภาคผนวก ก ……………………………………………………….…………..… 152

ภาคผนวก ข ……………………………………………………………………...... 182

ภาคผนวก ค... 188

ประวัติผู้เขียน……………………………………………….. 200

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญตาราง

หน้า

ตารางที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย………………………………………......... 4
ตารางที่ 2.2 กลุ่มสารอาหารที่ใช้ในปฏิกิริยาการสร้างมีเทน ………………………………... 7
ตารางที่ 2.3 แหล่งพลังงาน (สารอาหาร) จากภายนอกสำหรับดีไนตริฟิเคชัน…………….... 34
ตารางที่ 2.4 อัตราส่วน C/N ที่เหมาะสมสำหรับสารอินทรีย์ต่าง ๆ ……………………....... ในการดีไนตริฟิเคชัน 34
ตารางที่ 2.5 ระดับเลขออกซิเดชันของตัวอย่างชนิดธาตุซัลเฟอร์และสารประกอบ …………. ของธาตุซัลเฟอร์ 35
ตารางที่ 2.6 การออกซิเดชัน และการรีดักชันของซัลเฟตในวัฏจักรซัลเฟอร์ ……………….. 37
ตารางที่ 2.7 Genera ของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่แบ่งเป็น 2 กลุ่ม ……………………….... 38
ตารางที่ 2.8 ตัวอย่างปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอาหารของ I-SRB และ C-SRB………….. . 39
ตารางที่ 2.9 คุณสมบัติทางเคมีของโครเมียมและสารประกอบโครเมียมบางตัว …………… 51
ตารางที่ 2.10 ความเข้มข้นของโลหะหนักที่มีผลยับยั้งกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ …… 52
ตารางที่ 3.1 ตัวแปรที่จะต้องทำการทดลอง ……………………………………………. 61
ตารางที่ 3.2 แผนการทดลอง ………………………………………………………………... 62
ตารางที่ 3.3 ปริมาณสารอาหารเสริมสำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน………………. 63
ตารางที่ 3.4 รายละเอียดการเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ตัวอย่าง …………………………. 70
ตารางที่ 3.5 ระยะเวลาในการดำเนินการวิจัย ……………………………………………... 72
ตารางที่ 4.1 คุณลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ……………………………………….... 71
ตารางที่ 4.2 สรุปผลค่า k ของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่างกันจากการทดลอง………… ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์ 86
ตารางที่ 4.3 สรุปผลค่า k จากการทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์ …………... เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 95
ตารางที่ 4.4 สรุปค่าไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม ……………………......................... เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 2,3 และ 4 ม./ชม. 122
ตารางที่ 4.5 สรุปค่าไคเนติคเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล., 35 มก./ล. ……...….. และ 50 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 2,3 และ 4 ม./ชม. เดินระบบได้ 5 วัน 128
ตารางที่ 4.6 อัตราส่วนของก๊าซชีวภาพของแต่ละถังปฏิกรณ์……………………............ 131
ตารางที่ 4.7 ค่าไคเนติคของการทดลองแบบแบตช์ และในถังปฏิกรณ์................................. ก่อนเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 132

หน้า

ตารางที่ 4.8 ค่าไคเนติคของการทดลองแบบแบตช์และในถังปฏิกรณ์ที่เติม.......................... 133
เฮกซะวาเลนต์โครเมียม

ตารางที่ 4.9 ผลการคำนวณค่า สมดุลมวลของซีโอดีในช่วงเติม ……………………........ 134
เฮกซะวาเลนต์โครเมียม

ตาราง 4.10 เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน (% electron flow) ผลการคำนวณ……… 135
ข้อมูลของการทดลองช่วงเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม

ตารางที่ 4.11 ค่าเปอร์เซนต์การคืนกลับของซัลเฟอร์ (% sulfur recovery).......................... 137
ในช่วงช่วงเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

ตารางที่ 4.12 ค่า เปอร์เซนต์การคืนกลับของไนโตรเจน(% nitrogen recovery)................. 138
ในช่วงช่วงเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญรูป

รูปที่		หน้า
รูปที่ 2.1	ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย..	3
รูปที่ 2.2	ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้.......... ออกซิเจน	5
รูปที่ 2.3	ส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี...	10
รูปที่ 2.4	โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ UASB ที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส...........	13
รูปที่ 2.5	โครงสร้างและความหนาแน่นของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต......	14
รูปที่ 2.6	บทบาทของประจุไฟฟ้าและ ECP ที่ส่งผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย...........	15
รูปที่ 2.7	กลไกการเคลื่อนไหวต่าง ๆ ที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย........................	16
รูปที่ 2.8	กลไกของการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์โดยอาศัย ECP จนกลายเป็น........... เม็ดตะกอนจุลินทรีย์	17
รูปที่ 2.9	แผนผังส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบีและอีจีเอสบี	23
รูปที่ 2.10	ผลของพีเอชต่ออัตราดิไนตริฟิเคชันจำเพาะสูงสุด	28
รูปที่ 2.11	เปรียบเทียบประสิทธิภาพดีไนตริฟิเคชันที่พีเอชต่างกัน	29
รูปที่ 2.12	ความสัมพันธ์ระหว่างดีโอกับโออาร์พีเมื่อมีสลัดจ์ตะกอนเร่งด้วย	30
รูปที่ 2.13	อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ กับ โออาร์พี โดยใช้สารอาหารต่างกัน	31
รูปที่ 2.15	วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ	36
รูปที่ 2.17	(A) ผลของพีเอชที่มีต่อการละลายน้ำของ ไตรวาเลนต์โครเมียม ในรูปต่างๆ.......... เฮกซวาเลนต์โครเมียมในรูปต่างๆ เมื่อเปรียบเทียบกับ ศักย์ไฟฟ้าเคมี (Eh ,redox potential) และพีเอช	50
รูปที่ 3.1	เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนทำการเดินระบบ	61
รูปที่ 3.2	แบบจำลองถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี	65
รูปที่ 3.3	อุปกรณ์ของระบบอีจีเอสบี...	67
รูปที่ 3.4	รายละเอียดของจุดเก็บตัวอย่าง..	68
รูปที่ 3.5	ลักษณะการติดตั้งระบบอีจีเอสบีใต้ตึกเจริญวิศวกรรม	69
รูปที่ 4.1	ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เมื่อระบบคงที่แล้วโดยยังไม่ได้เติม........ เฮกซะวาเลนต์โครเมียม	73
รูปที่ 4.2	ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.(น้ำเสียสด)...................	74

รูปที่ หน้า

รูปที่ 4. 3 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.(น้ำเสียสด)……….. 75
รูปที่ 4.4 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.(น้ำเสียสด)………... 75
รูปที่ 4.5 ซัลเฟตรีดักชันของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ เปรียบเทียบกับเวลา …….... 76
(น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.6 ไนเตรตรีดักชันของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ เปรียบเทียบกับเวลา ……... 76
(น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.7 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)…….... 77
รูปที่ 4.8 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)…….... 77
รูปที่ 4.9 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก) …….... 78
รูปที่ 4.10 ซัลเฟตรีดักชันของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ เปรียบเทียบกับเวลา …….. 78
(น้ำเสียหมัก)
รูปที่ 4.11 ไนไตรท์รีดักชันของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ เปรียบเทียบกับเวลา…... 79
(น้ำเสียหมัก)
รูปที่ 4.12 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์… 80
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.(น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.13 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์… 81
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.(น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.14 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์.... 82
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.(น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.15 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์.. 83
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)
รูปที่ 4.16 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์.. 84
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)
รูปที่ 4.17 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์. 85
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)
รูปที่ 4.18 กราฟค่าไคเนติคของกระบวนการซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน………………… 86
กับความเร็วไหลขึ้น
รูปที่ 4.19 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ …………...... 89
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม., เฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. (น้ำเสียสด)

รูปที่ หน้า

รูปที่ 4.20 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ …………....... 89
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม., เฮกซะวาเลนต์โครเมียม40 มก./ล. (น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.21 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ …………….... 90
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม., เฮกซะวาเลนต์โครเมียม70 มก./ล. (น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.22 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์…………….... 90
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม., เฮกซะวาเลนต์โครเมียม100 มก./ล. (น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.23 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์. 91
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.(น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.24 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์. 92
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล.(น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.25 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์. 93
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล.(น้ำเสียสด)
รูปที่ 4.26 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์. 94
ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. (น้ำเสีย
สด)
รูปที่ 4.27 ซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม ที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กัน 96
เม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม.
รูปที่ 4.28 ไนเตรตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม ที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กัน 96
เม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม.
รูปที่ 4.29 ค่าไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม............................ 97
ที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กันเม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น
เท่ากับ 2 ม./ชม.
รูปที่ 4.30 ค่าไคเนติคของไนเตรตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม ที่ความเข้มข้น..... 97
ต่าง ๆ กันเม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม.
รูปที่ 4.31 ค่าซีโอดีของน้ำเสียที่เข้าและออกจากระบบ ……………………………………… 104
รูปที่ 4.32 ค่าประสิทธิภาพของการกำจัดซีโอดี ……………………………………….... 104
รูปที่ 4.33 ค่าพีเอชของน้ำเสียที่เข้าระบบและออกจากระบบ ………………………...... 105
รูปที่ 4.34 ค่าความเป็นด่างของน้ำเสียที่เข้าระบบและออกจากระบบ ………………........ 106
รูปที่ 4.35 ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่ออกจากระบบ……………………….......... 107
รูปที่ 4.36 ค่าอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่าง …………………......... 108

รูปที่	หน้า

รูปที่ 4.37 ค่าอุณหภูมิของน้ำเสียที่ออกจากระบบ …………….. 109
รูปที่ 4.38 ค่าโออาร์พีของน้ำออก ………………………………………………………...... 111
รูปที่ 4.39 ปริมาณก๊าซทั้งหมด ……………………………………………………........... 112
รูปที่ 4.40 ค่าซัลไฟด์ทั้งหมด……………………………………………………...…......... 113
รูปที่ 4.41 ค่าของแข็งแขวนลอย …………………………………………………..…. 114
รูปที่ 4.42 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. ……..... 116
เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.เดินระบบ 18 วัน
รูปที่ 4.43 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ……..... 117
เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.เดินระบบ 18 วัน
รูปที่ 4.44 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. ……..... 117
รูปที่ 4.45 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ชุดควบคุมที่มี.................................... 118
ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.
รูปที่ 4.46 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ชุดควบคุมที่มี.................................... 118
ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.
รูปที่ 4.47 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. 119
ที่ความเร็วไหลขึ้น 2ม./ชม.
รูปที่ 4.48 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. 120
เดินระบบได้ 18 วัน\ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.
รูปที่ 4.49 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. 120
เดินระบบได้ 18 วัน ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.
รูปที่ 4.50 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันของถังปฏิกรณ์ชุดควบคุม ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. 121
รูปที่ 4.51 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. blank …………………......
รูปที่ 4.52 ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. 121
เปรียบเทียบกับความเร็วไหลขึ้นกับความเร็วไหลขึ้น 122
รูปที่ 4.53 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ……....
เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม40 มก./ล. 124
รูปที่ 4.54 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ……....
เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม70 มก./ล. 124

รูปที่ หน้า

รูปที่ 4.55 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ……..... 125
เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม100 มก./ล.
รูปที่ 4.56 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ……..... 127
เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม40 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน
รูปที่ 4.57 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ……... 127
เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม70 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน
รูปที่ 4.58 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. 128
เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม100 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน
รูปที่ 4.59 ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม.................................. 129
ความเข้มข้นต่าง ๆ กัน
รูปที่ 4.60 ความเข้มข้นของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. 130
ที่ระดับความสูงของตะกอนเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียมอ5 วัน
รูปที่ 4.61 ความเข้มข้นของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียม70 มก./ล. 130
ที่ระดับความสูงของตะกอนเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม5 วัน
รูปที่ 4.62 ความเข้มข้นของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียม100 มก./ล. 131
ที่ระดับความสูงของตะกอนเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม5 วัน
รูปที่ 4.63 อัตราส่วนของก๊าซชีวภาพ …………………………………………................ 132
รูปที่ 4.64 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติม.................................... 139
เฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. 1 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.
รูปที่ 4.65 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่ 140
เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม40 มก./ล. 3 วัน
ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.
รูปที่ 4.66 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติม 141
เฮกซะวาเลนต์โครเมียม70 มก./ล. 3 วัน
ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.
รูปที่ 4.67 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติม 142
เฮกซะวาเลนต์โครเมียม100 มก./ล. 1 วัน
ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

น้ำเสียจากอุตสาหกรรมโลหะเหล็กผสม สเตนเลสสตีล (stainless steel) มีบางกระบวนการ คือ กระบวนการป้องกันการกัดกร่อนของผิวหน้า (surface treatment) ผลิตน้ำเสียออกมาโดยมีส่วนประกอบของโลหะหนัก (heavy metal) และของแข็งละลาย (TDS) เป็นส่วนใหญ่ งานวิจัยนี้จะมุ่งเน้นไปที่การใช้ระบบทางชีวภาพซึ่งมีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการต่ำกำจัดของแข็งละลาย คือ ซัลเฟต และ ไนเตรต โดยศึกษาผลของโลหะหนัก คือ เฮกซะวาเลนต์โครเมียม (hexavalent Chromium) ซึ่งมีความเป็นพิษสูงและเป็นตัวยับยั้งกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ

ในกระบวนการบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศโลหะหนักจะมีความเป็นพิษต่อกระบวนการผลิตมีเทน (methanogenesis) มากกว่ากระบวนการผลิตกรดไขมันระเหย (acidogenesis) ซึ่งน้ำเสียจากอุตสาหกรรมโลหะเหล็กผสม สเตนเลสสตีล เฮกซะวาเลนต์โครเมียม จะมีความเป็นพิษมากที่สุด ดังนั้นจึงเลือกโลหะหนักดังกล่าวที่ระดับความเข้มข้น สองค่าคือ ความเข้มข้นน้อยที่สุดที่ทำให้เกิดพิษและประมาณสองเท่าของความเข้มข้นเดิม เพื่อศึกษาผลกระทบต่อกระบวนการกำจัดไนเตรตและซัลเฟต

ในกระบวนการกำจัดไนเตรต ด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและการกำจัดซัลเฟตหรือซัลเฟตรีดักชัน จำเป็นต้องมีการเติมสารอาหารเพื่อเป็นแหล่งพลังงานที่เป็นแหล่งคาร์บอนลงไปในระบบด้วย ระบบ ปฏิกิริยาจึงจะเกิดขึ้นได้ ซึ่งจากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าสามารถลดไนเตรตและซัลเฟตลงได้ โดยใช้ระบบยูเอเอสบี แต่ต้องมีอัตราส่วนของแหล่งคาร์บอนต่อซัลเฟตต่อไนเตรตที่เหมาะสมซึ่งจะไม่ก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อระบบบำบัด โดยแหล่งอาหารคาร์บอนที่เลือกมาใช้ในการทดลองครั้งนี้ คือ น้ำตาลทราย

ระบบบำบัดทางชีวภาพที่เลือกใช้ คือ ระบบอีจีเอสบี (EGSB) ซึ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศที่มีประสิทธิภาพสูงเช่นเดียวกับระบบยูเอเอสบี (UASB) อีกทั้งยังมีการปรับปรุงให้มีการถ่ายเทมวลสารภายในระบบให้ดีขึ้นกว่าระบบยูเอเอสบีเดิม โดยหลายครั้งพบว่าระบบ อีจีเอสบี สามารถกำจัดสิ่งปนเปื้อนในน้ำออกจนได้ความเข้มข้นที่ต่ำกว่าที่ระบบยูเอเอสบีจะทำได้ ซึ่งในการทดลองจะออกแบบให้ระบบกำจัดซัลเฟตและไนเตรตควบคู่กันไปโดยมีเฮกซะวาเลนต์โครเมียมเป็นตัวยับยั้งกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาระดับความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีผลต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันและดีไนตริฟิเคชันในระบบอีจีเอสบี

1.2.2 เพื่อศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นร่วมกับระดับความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันและดีไนตริฟิเคชันในระบบอีจีเอสบี

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

การทดลองนี้ทำที่ชั้นใต้ดินตึกเจริญวิศวกรรม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย มีอุณหภูมิในการทดลองของระบบอยู่ที่ 35-40 องศาเซลเซียส และใช้ถังปฏิกรณ์เป็นระบบ อีจีเอสบี จำนวน 4 ถัง ที่มีลักษณะเหมือนกันทำการทดลองเป็น 4 ชุดการทดลอง โดยเป็นชุดควบคุม 1 ชุด และชุดทดลอง 3 ชุด โดยใช้ถังปฏิกรณ์ปริมาตร 21.5 ลิตร ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 104 มม. ส่วนย่อยสลายสูง 2.5 ม. และส่วนแยก 3 สถานะสูง 0.25 ม.

หัวเชื้อที่ใช้ในการทดลองเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ (ยูเอเอสบี) ในการบำบัดน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต จากบริษัทเสริมสุข (เป๊ปซี่) จังหวัดปทุมธานี และน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองจะเป็นน้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอน

งานวิจัยนี้จะแปรค่าความเร็วไหลขึ้นเป็น 3 ค่า เท่ากับ 2,3 และ 4 ม./ชม. ใช้อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตต่อไนเตรตเท่ากับ 22.2:1:2 ศึกษาผลกระทบของเฮกวะวาเลนต์โครเมียมความเข้มข้น 20, 40, 70 และ 100 มก./ล. ที่มีผลกระทบต่อการเกิดซัลเฟตไนเตรตรีดักชันในถังปฏิกรณ์

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

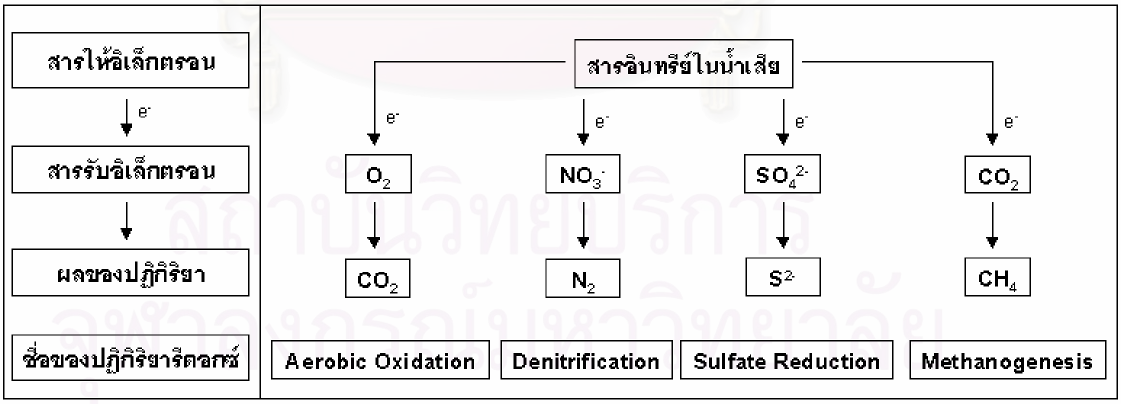
บทที่ 2

ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 กลไกพื้นฐานในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

กลไกพื้นฐานในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย คือ ปฏิกิริยาเคมีที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนเกิดขึ้นระหว่างตัวให้อิเล็กตรอน (electron donor) และสารรับอิเล็กตรอน (electron acceptor) ซึ่งก็คือ ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน หรือ รีดอกซ์ นั่นเอง

สารให้อิเล็กตรอนในน้ำเสียจะเป็นสารอินทรีย์หรือมลสารในน้ำเสีย ซึ่งเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงานให้กับจุลชีพ ในขณะที่สารรับอิเล็กตรอนจะมีหลายชนิด และผลของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเมื่อสารรับอิเล็กตรอนแตกต่างกันก็จะให้ผลที่แตกต่างกันออกไป ดังนั้นเมื่อพิจารณาที่ชนิดสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายจะสามารถจำแนกกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ที่เกิดขึ้นได้ดังรูปที่ 2.1 และตารางที่ 2.1 ดังตัวอย่างเช่น ถ้าสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายเป็นออกซิเจน เรียกว่าการออกซิไดซ์แบบใช้ออกซิเจน (aerobic oxidation) ถ้าใช้สารอินทรีย์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะเรียกว่า การหมัก (fermentation) และถ้าใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะเรียกว่าปฏิกิริยาการผลิตมีเทน (methanogenesis) เป็นต้น



รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

ตารางที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย

ลำดับที่	สารรับอิเล็กตรอน	ผลของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น	ชื่อของปฏิกิริยา
1	ออกซิเจน	คาร์บอนไดออกไซด์	Aerobic Oxidation
2	ไนเตรต	ไนโตรเจน	Denitrification
3	ซัลเฟต	ซัลไฟด์	Sulfate Reduction
4	คาร์บอนไดออกไซด์	มีเทน	Methanogenesis
5	สารอินทรีย์	สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็กลง	Fermentation

สำหรับในกรณีที่มีสารรับอิเล็กตรอนหลายชนิดในน้ำเสียหนึ่งๆ เมื่อพิจารณาเฉพาะปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิกส์เป็นหลัก จะสามารถเรียงลำดับปฏิกิริยาตามปริมาณพลังงานที่ได้รับจากมากไปน้อย ตามชนิดของสารรับอิเล็กตรอนในกรณีที่ย่อยสลายสารอินทรีย์เดียวกันได้ดังนี้คือ ออกซิเจน ไนเตรต ซัลเฟต และคาร์บอนไดออกไซด์ตามลำดับ และโอกาสจากมากไปน้อยที่ปฏิกิริยาต่างๆ จะเกิดขึ้นก็จะเป็นไปตามลำดับดังกล่าวด้วยเช่นเดียวกัน อย่างไรก็ตามยังจะต้องพิจารณาปัจจัยด้านอื่น เช่น ปัจจัยทางไคเนติก และปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมต่าง ๆ เช่น ช่วงอุณหภูมิและพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพที่มีบทบาทสำคัญ เป็นต้น และปัจจัยที่สำคัญอื่นๆ จึงได้ภาพรวมที่แท้จริงของการเกิดปฏิกิริยาย่อยสารอินทรีย์โดยจุลชีพในการบำบัดน้ำเสีย โดยปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิคส์ จะมีประโยชน์ในการใช้เป็นแนวทางที่สำคัญในการพิจารณาโอกาสในการเกิดปฏิกิริยาต่าง ๆ ในเบื้องต้น

2.2 กลไกการผลิตมีเทน

ภายใต้สภาวะไร้อากาศที่มีปริมาณซัลเฟตหรือไนเตรตเพียงเล็กน้อยหรือไม่มีเลย ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะได้ผลิตภัณฑ์หลักเป็นก๊าซมีเทน โดยผ่านกระบวนการย่อยสลายที่ประกอบด้วยขั้นตอนต่าง ๆ ดังนี้

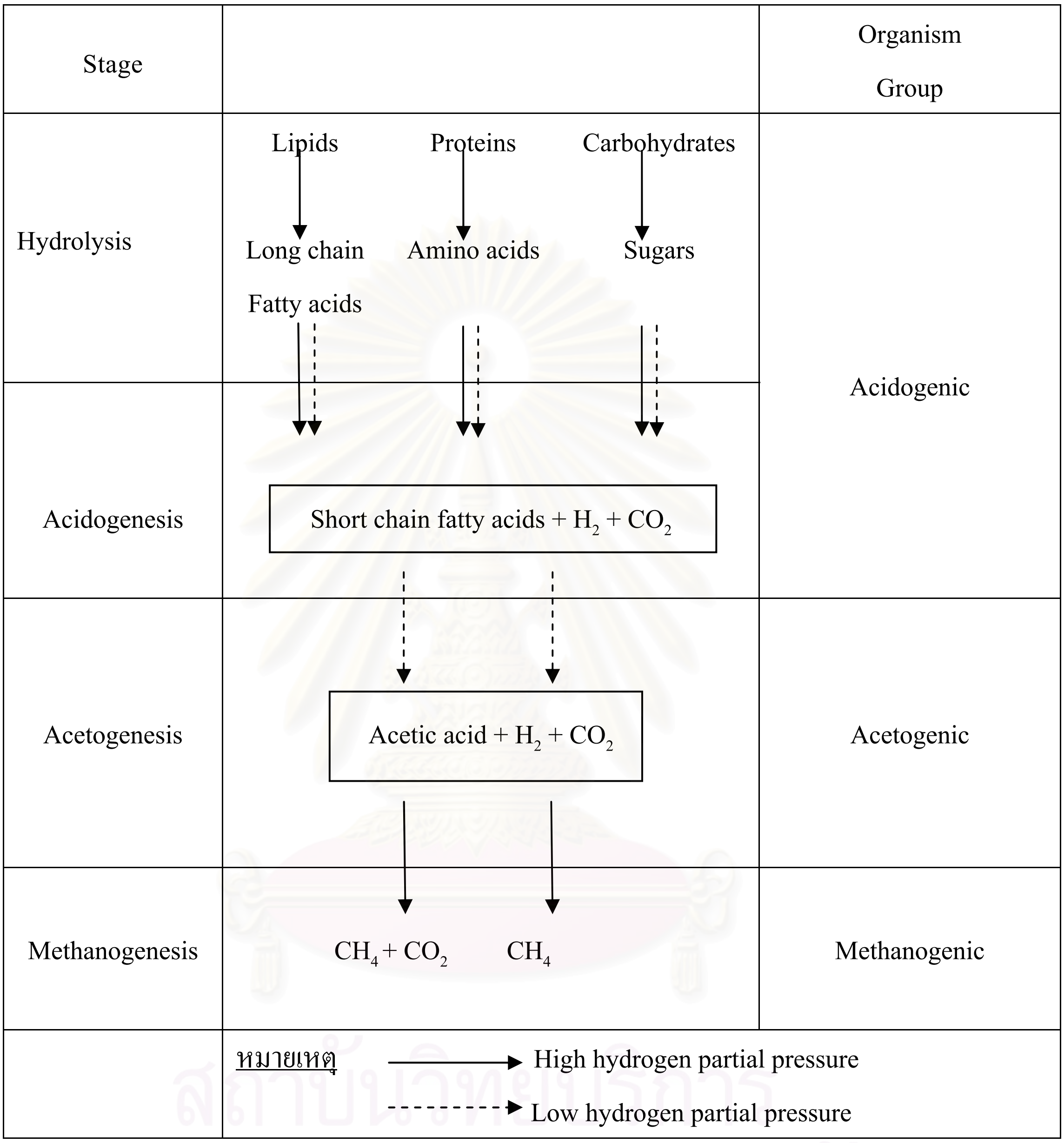
ขั้นที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

ขั้นที่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย (Acidogenesis)

ขั้นที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

ขั้นที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน แสดงดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Sam-soon และคณะ, 1987)

ขั้นที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

กระบวนการนี้อาจเรียกอีกอย่างหนึ่งว่า กระบวนการแตกสลายโพลีเมอร์ (Polymer Break-down) ในขั้นตอนนี้สารประกอบอินทรีย์ประเภทซับซ้อนทั้งที่ละลายน้ำและไม่ละลายน้ำ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมันจะถูกทำให้ละลายน้ำ โดยปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ซึ่งใช้เอมไซม์ที่ขับออกมาสู่

ภายนอกเซลล์ของแบคทีเรียเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ผลของปฏิกิริยาจะได้สารประกอบอินทรีย์ที่ไม่ซับซ้อนและละลายน้ำได้ เช่น น้ำตาลกลูโคส กรดอะมิโน กรดไขมัน ตามแต่สารตั้งต้นของปฏิกิริยา การทำงานของเอมไซม์ขึ้นกับปัจจัยหลายประการ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ อุณหภูมิ พื้นที่ผิวสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ ดังนั้นการย่อยสลายสารแต่ละชนิดจึงใช้เวลาต่างกัน

ขั้นที่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย (Acidogenesis)

ผลผลิตจากขั้นที่ 1 จะได้สารประกอบอินทรีย์โมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะมิโน น้ำตาลและกรดไขมัน เป็นต้น แล้วแต่ชนิดของสารอินทรีย์เริ่มต้น ผลผลิตดังกล่าวจะถูกแบคทีเรียซึ่งจะเป็นแบคทีเรียที่สร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน โดยผ่านกระบวนการหมัก (Fermentation) ภายในเซลล์และเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย เช่น กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และ กรดบิวทิริก เป็นต้น ผลผลิตที่ได้จะขึ้นอยู่กับ

ก) ชนิดของสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลาย

ข) ความดันพาเชียลของไฮโดรเจนในขณะนั้น

เช่น การย่อยสลายน้ำตาลเป็นกรดอะซิติกโดยผ่านวิถีชีวเคมีที่เรียกว่า Emden-Meyethof pathway ในกรณีที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนสูงและต่ำเป็นไปดังสมการดังต่อไปนี้

ความดันพาเชียลของไฮโดรเจนต่ำ

$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3COOH$ (acetic acid) $+ 2CO_2 + 4H_2$

ความดันพาเชียลของไฮโดรเจนสูง

$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2COOH$ (propionic acid) $+ CH_3COOH + 2CO_2 + 4H_2$

$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COOH$ (butyric acid) $+ 2CO_2 + 2H_2$

กรดไขมันชนิดยาวจะเปลี่ยนเป็นกรดชนิดอะซิติกและไฮโดรเจน ภายใต้ความดันพาเชียลของไฮโดรเจนต่ำ และเปลี่ยนเป็นกรดไพรพิโอนิกและบิวไทริกภายใต้สภาวะความดันพาเชียลของไฮโดรเจนสูง

ขั้นที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

กรดไขมันระเหยที่ผลิตขึ้นในขั้นที่ 2 จะเป็นอาหารให้แบคทีเรียกลุ่มที่ทำหน้าที่สร้างมีเทนต่อไป แต่เนื่องจากแบคทีเรียที่สร้างมีเทนไม่สามารถใช้กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม เช่น กรดไพรพิโอนิกหรือบิวทิริก เป็นสารอาหารได้จึงต้องอาศัยแบคทีเรียอะซิโตเจนนิก

(แบคทีเรียสร้างอะซิเตต) ทำการย่อยกรดไขมันที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอมให้กลายเป็นกรดอะซิติก ดังสมการข้างล่าง จึงจะทำให้แบคทีเรียสร้างมีเทนนำไปใช้งานต่อไปได้

$$CH_3CH_2COOH(\text{propionic acid}) + 2H_2O \rightarrow CH_3COOH + CO_2 + 3H_2$$

$$CH_3CH_2COOH(\text{butyric acid}) + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 2H_2$$

โดยกระบวนการนี้จะเกิดขึ้นภายใต้สภาวะความดันพาเชียลของไฮโดรเจนต่ำเท่านั้น กรดไขมันระเหยไม่สามารถย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติกใต้สภาวะที่ความดันพาเชียลของไฮโดรเจนสูงได้ และแบคทีเรียชนิดนี้จะมีส่วนช่วยไม่ให้มีการสะสมตัวของกรดไพรพิโอนิกและบิวทิริกในถังปฏิกรณ์ซึ่งเป็นเหตุให้พีเอชลดต่ำจนยับยั้งแบคทีเรียสร้างมีเทนได้

ขั้นที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

ขั้นตอนการสร้างมีเทนเป็นขั้นตอนสุดท้ายที่มีความสำคัญในการเปลี่ยนสารอินทรีย์ละลาย ก๊าซไฮโดรเจนให้ไปอยู่ในรูปก๊าซมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ โดยบทบาทของแบคทีเรียผลิตมีเทน (Methane Producing Bacteria, MPB หรือ Methanogen) จากปฏิกิริยาการสร้างมีเทนซึ่งเป็นปฏิกิริยาไร้ออกซิเจนชนิดเด็ดขาด (Obligate anaerobic reaction) ที่มีความเฉพาะเจาะจงในชนิดสารอาหารที่จะสามารถนำมาใช้ได้ โดยชนิดของสารอาหารได้ถูกแจงแจงไว้ในตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 กลุ่มสารอาหารที่ใช้ในปฏิกิริยาการสร้างมีเทน (Michael และ Thomas, 1988)

กลุ่มสารอาหาร	สารอาหาร
1. กลุ่มคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2 – type substrate)	คาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) กรดฟอร์มิก (HCOOH) คาร์บอนมอนอกไซด์ (CO)
2. กลุ่มสารประกอบหมู่เมทิล ($-CO_3$) (Methyl substrate)	เมทานอล (CH_3OH) เมทิลลามีน ($CH_3NH^+_3$) ไดเมทิลลามีน ($(CH_3)_2NH^+_3$) ไตรเมทิลลามีน ($(CH_3)_3NH^+_3$)
3. กรดอะซิติก (Acetoclastic substrate)	กรดอะซิติก (CH_3COOH)

โดยปฏิกิริยาสร้างมีเทนจากกลุ่มสารอาหารจากตารางที่ 2.2 เป็นดังนี้

1. กลุ่มคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2 – type substrate)

คาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) : $4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$

กรดฟอร์มิก (HCOOH) : $4HCOOH \rightarrow 4CO_2 + 4H_2$

$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$

สมการรวม $4HCOOH \rightarrow CH_4 + 3CO_2 + 2H_2O$

คาร์บอนมอนอกไซด์ (CO) : $4CO + 2H_2O \rightarrow CH_4 + 3CO_2$

สำหรับปฏิกิริยาสร้างมีเทนที่เกิดจากสารอาหารกลุ่มคาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนใหญ่จะมีก๊าซไฮโดรเจนเป็นสารให้อิเล็กตรอน ดังนั้นจึงเรียกปฏิกิริยานี้ว่า hydrogenotrophic reactions และเรียกแบคทีเรียที่ใช้สารอาหารกลุ่มนี้ว่า hydrogenotrophic methanogens หรือ hydrogen utilizers โดยประมาณว่าร้อยละ 30 ของก๊าซมีเทนจะถูกสร้างขึ้นโดยผ่านทาง Hydrogenotrophic reactions

2. กลุ่มสารประกอบที่มีหมู่เมทิล ($-CH_3$) (Methyl substrates)

เมทานอล (CH_3OH) : $CH_3OH + 2H_2O \rightarrow CO_2 + 6H$

$3CH_3OH + 6H \rightarrow 3CH_4 + 3H_2O$

สมการรวม $4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$

เมทิลลามีน ($CH_3NH^+_3$) : $4CH_3NH_3Cl + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 4NH_4Cl$

ก๊าซมีเทนที่ได้จากสารอาหารประเภทนี้จะสร้างจากหมู่เมทิลในสารอาหาร ปฏิกิริยาเหล่านี้บางโมเลกุลของสารตั้งต้นจะเป็นสารให้อิเล็กตรอน และถูกออกซิไดซ์เป็นคาร์บอนไดออกไซด์ ขณะที่บางโมเลกุลจะถูกรีดิวซ์และใช้เป็นสารรับอิเล็กตรอน

3. กรดอะซิติก (Acetic acid)

กรดอะซิติก (CH_3COOH) : $CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ก๊าซมีเทนจากสารอาหารประเภทนี้ จะสร้างจากหมู่เมทิลในโมเลกุลของกรดอะซิติกเช่นกัน ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเรียกว่า Acetoclastic reaction เป็นการแยกกรด (cleavage) กรดอะซิติกเป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งจะผลิตมีเทนในระบบถึงร้อยละ 70 ของมีเทนที่ได้ทั้งหมดโดยเรียกแบคทีเรียที่ใช้กรดอะซิติกเป็นสารอาหารว่า acetoclastic methanogens โดยมี 2 genera ที่สำคัญคือ Methanosarcina และ Methanotrix

2.3 ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)

2.3.1 ความเป็นมาของระบบยูเอเอสบี

ระบบยูเอเอสบีเป็นระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งได้มีการพัฒนาขึ้นมาในเวลาไม่นานนัก โดย (พีรพงษ์ ทิพยาทร, 2530) ได้พัฒนาระบบยูเอเอสบี โดยการเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เกิดการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่และตกตะกอนได้ดี พร้อมทั้งได้ทำการพัฒนาอุปกรณ์ที่ช่วยในการแยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ เรียกว่า อุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas – solid separator, GSS) ทำให้ระบบยูเอเอสบีสามารถเก็บกักจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้ดี ซึ่งระบบนี้จะป้อนน้ำเสียเข้าทางส่วนล่างสุดของถังยูเอเอสบี โดยให้มีทางเข้าหลาย ๆ จุดกระจายตามพื้นที่หน้าตัดของบ่อ ตะกอนจุลินทรีย์ที่รวมตัวกันเป็นเม็ดที่มีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักมากสามารถตกตะกอนได้ดี จะตกตะกอนลงมาบริเวณส่วนล่างสุดของถังยูเอเอสบี ซึ่งบริเวณส่วนล่างนี้จะเรียกว่า ชั้น Sludge Bed ในขณะที่บริเวณเหนือชั้น Sludge Bed ขึ้นไป จะเป็นชั้นตะกอนแขวนลอยที่มีขนาดเล็กรองลงมา ซึ่งเรียกว่า ชั้น Sludge Blanket เป็นชั้นที่ตะกอนมีความสามารถในการตกตะกอนได้น้อยกว่าในชั้น Sludge Bed ส่วนบนของถังยูเอเอสบีจะมีการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ เพื่อช่วยในการแยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ ทำให้มีการสะสมของตะกอนจุลินทรีย์ที่บริเวณส่วนล่างของถัง และมีอายุตะกอนสูง ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง นอกจากนั้น (กิตติศักดิ์ ต้นชนะชัย, 2539) กล่าวว่า ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในถังยูเอเอสบีเมื่อลอยตัวขึ้นสู่ส่วนบนของถังจะช่วยให้เกิด การกวนผสมที่ดีภายในชั้นสลัดจ์

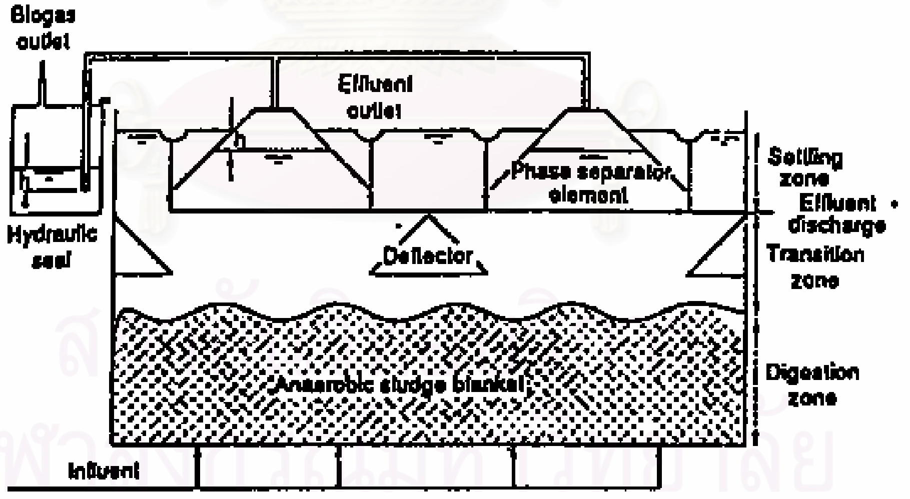
2.3.2 ลักษณะและการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ระบบยูเอเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสีย ที่มีการปล่อยน้ำเสียเข้าทางด้านล่างของถังยูเอเอสบีและไหลขึ้นสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์โดยไม่มีสารตัวกลางมาช่วยในการพยุงมวลจุลินทรีย์ ลักษณะทั่วไปของถังยูเอเอสบีจะเป็นถังรูปทรงสี่เหลี่ยม หรือรูปทรงกระบอกก็ได้ แสดงดังรูปที่ 2.3 ซึ่งจะแบ่งออกเป็น 2 ส่วน ได้แก่

1) ส่วนที่เป็นถังหมักและระบบป้อนน้ำเสียที่ส่วนล่างของถังยูเอเอสบี

2) ส่วนที่เป็นถังตกตะกอนที่ส่วนบนของถังยูเอเอสบี โดยมีการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ ซึ่งเป็นส่วนที่ทำหน้าที่แยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพประกอบด้วยแผ่นกั้นเอียงทำมุมประมาณ 45 – 60 องศา (กิตติศักดิ์ ต้นชนะชัย, 2539)

น้ำเสียจะถูกป้อนเข้าทางส่วนล่างของถังยูเอเอสบี โดยผ่านระบบกระจายน้ำเสีย เพื่อให้การกระจายของน้ำเสียเป็นไปอย่างทั่วถึง เมื่อน้ำเสียไหลผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์จะเกิดการสัมผัสระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียกับจุลินทรีย์ ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดย จุลินทรีย์ประกอบกับความเร็วของน้ำที่ไหลขึ้น ทำให้เกิดการลอยตัวของตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นสู่ด้านบน เป็นการช่วยให้เกิดการสัมผัสที่ทั่วถึงระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียกับจุลินทรีย์ เมื่อน้ำเสียไหลขึ้นสู่ส่วนบนของถัง จะเกิดการแยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ ออกจากกัน ด้วยอุปกรณ์แยกสามสถานะ กล่าวคือ น้ำเสียจะปะทะกับแผ่นกั้น ก๊าซที่เกาะมากับกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์จะถูกแยกออกโดยจะลอยตัวขึ้นไปยังส่วนบนผ่านท่อเก็บก๊าซเพื่อลำเลียงก๊าซที่ได้ไปยังอุปกรณ์เก็บก๊าซ น้ำเสียจะถูกแยกออกจากตะกอนจุลินทรีย์และไหลล้นออกไปนอกถังยูเอเอสบี ส่วนตะกอนจุลินทรีย์จะถูกดักไว้และตกลงไปยังส่วนล่างของถังยูเอเอสบี ซึ่งส่วนใหญ่แล้วการที่ระบบล้มเหลวเนื่องมาจากการที่ไม่สามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ และตกตะกอนได้ดี ได้มากเพียงพอทำให้เกิดการหลุดออกไปของจุลินทรีย์พร้อมกับน้ำทิ้ง เพราะการเลี้ยงตะกอน จุลินทรีย์ให้จับตัวกันเป็นเม็ดเป็นเรื่องยาก และใช้เวลานาน



รูปที่ 2.3 ส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี (Van Haandel และ Lettinga, 1994)

2.3.3 ข้อดีข้อเสียของระบบยูเอเอสบี

ข้อดี ได้แก่

1) สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบไม่ใช้อากาศแบบอื่น
2) ใช้พลังงานเดินระบบต่ำเพราะไม่มีการเติมอากาศและไม่ใช้เครื่องจักรกล
3) ปริมาณสลัดจ์ที่ต้องกำจัดจากระบบน้อยกว่าแบบใช้อากาศ
4) ต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำกว่าระบบใช้อากาศ
5) การก่อสร้างและควบคุมระบบสามารถกระทำได้ง่ายและมีราคาถูก
6) ก๊าซมีเทนที่ได้สามารถนำไปใช้เป็นพลังงานได้
7) สามารถป้องกันมิให้จุลินทรีย์ หลุดออกจากระบบได้ดีกว่าระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศแบบอื่น
8) มีความเหมาะสมที่จะใช้ในระบบบำบัดทั้งขนาดเล็กและขนาดใหญ่ และในพื้นที่ชุมชนเขตนอกเมือง
9) สามารถหยุดระบบได้เป็นเวลานานโดยไม่มีปัญหา และการเริ่มต้นระบบใหม่สามารถกระทำได้ง่าย ระบบฟื้นตัวได้เร็ว จึงเหมาะกับอุตสาหกรรมที่ทำงานเป็นฤดู
10) สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษบางอย่างได้ เช่น สารพิษที่มีส่วนประกอบของธาตุหมู่ 7 (halogenated solvents)

ข้อเสีย ได้แก่

1) ใช้เวลาในการเริ่มต้นระบบ (start up) นานมาก และต้องเลี้ยงตะกอนให้จับตัวกันเป็นเม็ด ระบบจึงจะมีประสิทธิภาพที่ดี
2) ต้องควบคุมปริมาณของตะกอนที่มีอยู่ในระบบให้เหมาะสม และเกิดการล้างออก (wash out) น้อยที่สุด
3) ต้องควบคุมอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพในถังปฏิกรณ์ ให้เพียงพอต่อการกวนผสมในชั้นสลัดจ์
4) จุลินทรีย์ในระบบมีความสามารถในการเจริญเติบโต ในช่วงพีเอชที่ค่อนข้างแคบ ประมาณ 6.5 – 7.2
5) ระบบมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิ โดยเฉพาะในช่วงอุณหภูมิต่ำ
6) ต้องอาศัยความรู้และประสบการณ์เป็นอย่างมาก

ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศไม่สามารถเป็นระบบบำบัดที่สมบูรณ์ในตัวเองได้ เนื่องจากยังคงมีสารตัวกลาง (intermediate) ต่าง ๆ เหลืออยู่ ทำให้น้ำทิ้งมีค่าซีโอดีสูง

2.3.4 ประเภทของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granular Sludge) ในถังยูเอเอสบี

ลักษณะของ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบยูเอเอสบี ขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อ (Seed Sludge) ส่วนประกอบของน้ำเสีย ตลอดจนการเริ่มต้นกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศและสิ่งแวดล้อมที่เริ่มต้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์อาจมีหลายชนิด ดังนี้

1) Sarcina Granular เป็นชนิดที่มีจุลชีพรูปร่างกลม เกาะกันเป็นกลุ่มเป็นส่วนใหญ่ Granular ชนิดนี้ สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียที่มีกรดอะซิติกเข้มข้นมากกว่า 1,000 มก./ล. Granular ชนิดนี้มีขนาดเล็กเส้นผ่าศูนย์กลางน้อยกว่า 6.5 มม. จึงถูกชะล้างออกได้ง่าย และยังเป็นชนิดที่มีความสามารถในการย่อยสลายต่ำ

2) Spinky Granular เป็นชนิดที่มีความยาวมากกว่า 1 มม. มีความหนาน้อยกว่า 0.5 มม. ประกอบด้วยแคลเซียมคาร์บอเนตมากกว่า 60 เปอร์เซ็นต์ Granular ชนิดนี้ สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งข้าวโพด

3) Filamentous เป็นจุลชีพที่มีรูปร่างเป็นแท่งต่อกันเป็นสายยาว ประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น Granular ชนิดนี้ สร้างขึ้นจากน้ำเสียที่มีแต่ VFA (Volatile fatty acid)

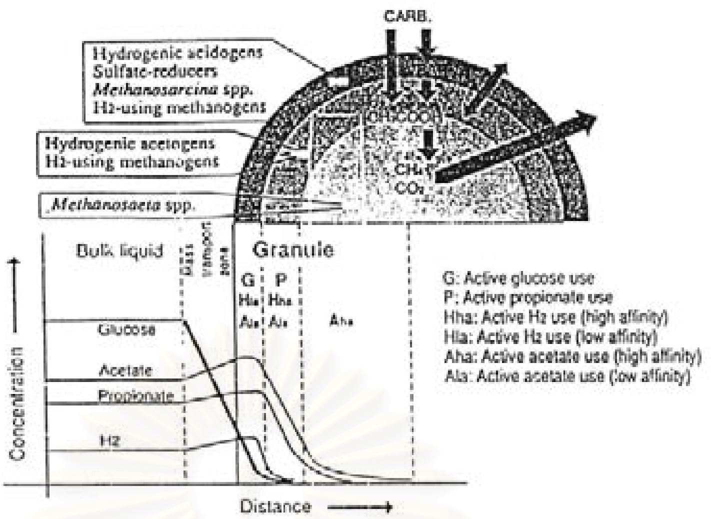
4) Rod ลักษณะเป็นรูปกลม ประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น รวมกันประมาณ 5 เซลล์ พบในถังหมักที่บำบัดน้ำเสียในโรงงานแป้งมันสำปะหลังและโรงงานน้ำตาล

2.3.5 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ตุลชัย แจ่มใส, 2545 กล่าวว่า ความเร็วในการไหลในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกพันธุ์ของแบคทีเรีย ที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่สามารถตกตะกอนได้ดี เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นมีข้อดี ดังนี้

- มีความหนาแน่นสูง
- เนื่องจากไม่มีการใช้ตัวกลาง (media) จึงไม่มีการสูญเสียพื้นที่ในถังปฏิกรณ์
- เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีอัตราส่วนของแบคทีเรียต่อปริมาตรที่สูงมาก

เมื่อมีการศึกษาโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ด้วยวิธีการ SEM (Scanning Electron Microscopy) พบว่า มีโครงสร้างภายในแบ่งออกเป็น 3 ชั้น โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ UASB ที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส แสดงดังรูปที่ 2.4



รูปที่ 2.4 โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ UASB ที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส (ตุลชัย แจ่มใส, 2545)

ชั้นนอก ประกอบด้วย แบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens, sulfate reducers Methanosarcina และ H_2-utilizing methanogens

ชั้นกลาง ประกอบด้วย Hydrogenic acetogens และ H_2-utilizing methanogens เช่น Methanosarcina, Methanococcales และ Methanospirillum

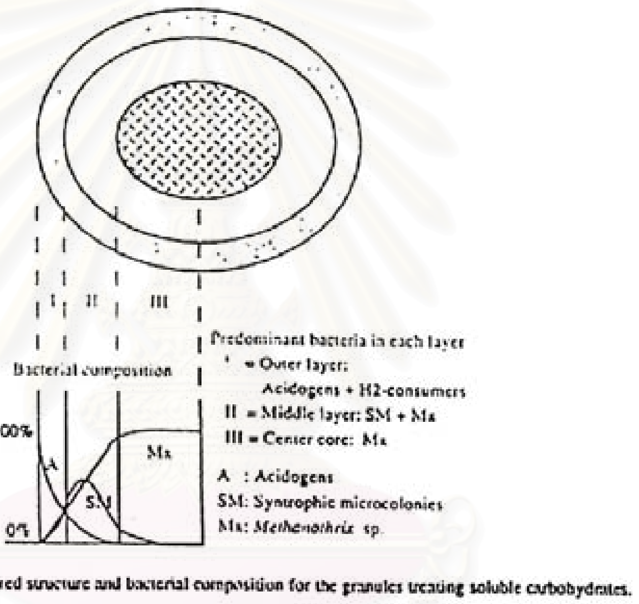
ชั้นใน ประกอบด้วย แบคทีเรียประเภท Aceticlastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta

แบคทีเรีย H_2-utilizing methanogens ในชั้นกลางและชั้นนอก มีความแตกต่างกัน คือ กลุ่มแบคทีเรียชั้นนอกมีความชอบที่จะใช้สารอาหารที่ต่ำกว่า (มีค่า K_S สูง) กลุ่มแบคทีเรียชั้นกลาง การเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granulation) เป็นโครงสร้างในลักษณะดังกล่าว ส่งผลให้เกิดสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อแบคทีเรียแต่ละชนิด โดยเฉพาะในแกนกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งเป็น Aceticlastic methanogens (ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta) เป็นส่วนสำคัญในการผลิตมีเทนโดยอาศัยสารอาหาร ได้แก่ อะซิเตต ซึ่งเป็นผลผลิตที่เกิดจากกระบวนการเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียกลุ่มชั้นนอกและชั้นกลาง โดยทั้งนี้ Methanosaeta เป็นแบคทีเรียที่มีค่า K_S ต่ำกว่าที่สุดในกลุ่มแบคทีเรีย Aceticlastic methanogens ซึ่งถือว่าเป็นผลดีต่อการทำปฏิกิริยาของ Methanosaeta ในสภาวะที่ข้อจำกัดของการแพร่กระจายอะซิเตตมายังแกนกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

อย่างไรก็ตามมีรายงานว่าไม่พบโครงสร้างที่แบ่งชั้นของแบคทีเรียในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่บำบัดน้ำเสียประเภทไพรพิโอเนท เอทานอล และน้ำเสียประเภทที่ไม่ใช่คาร์โบไฮเดรต โดยเฉพาะ

น้ำเสียประเภทไพรพิโอเนท พบแบคทีเรียกลุ่ม propionate oxidizing acetogens กระจายอยู่ทั่วเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ตุลชัย แจ่มใส, 2545)

โครงสร้างและขนาดของชั้นแบคทีเรียในแต่ละชั้น ขึ้นกับอัตราการย่อยสลายสารอาหาร และการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ที่ผิวนอกสุดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า กลุ่ม acidogens จะมีปริมาณมาก ทั้งนี้เพราะนอกเหนือไปจากความเข้มข้นของคาร์โบไฮเดรตที่มีค่าสูงบริเวณรอบนอก (bulk liquid) แล้ว ยังเป็นผลมาจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาของ acidogenesis ที่มีค่าสูงกว่า acetogenesis และ methanogenesis อะซิเตตที่ถูกผลิตจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลาง และชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป ดังแสดงในรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 โครงสร้างและความหนาแน่นของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (ตุลชัย แจ่มใส, 2545)

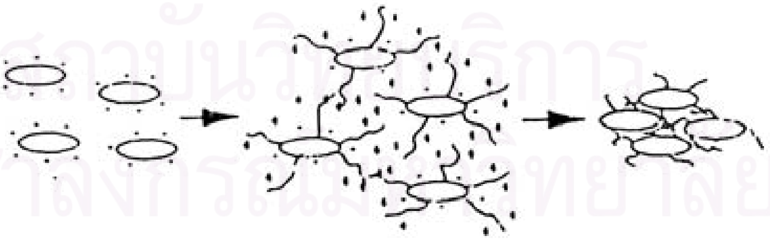
ในกรณีที่เป็นน้ำเสียประเภทโปรตีนหรือกรดอะมิโน เช่น กลูตาเมต ขั้นตอน acidogenesis จะเป็นขั้นกำหนดอัตราการเกิดปฏิกิริยาทั้งหมด (rate limiting step) ทั้งนี้เนื่องจากอัตราการย่อยสลายและการแพร่กระจายที่ช้าของกลูตาเมต ทำให้มีการแพร่กระจายของสารอาหารอย่างทั่วถึงทั้งเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ ซึ่งส่งผลให้แบคทีเรียมีลักษณะเหมือนกันทั่วทั้งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และไม่เกิดโครงสร้างที่แบ่งเป็นชั้นของกลุ่มแบคทีเรีย (ตุลชัย แจ่มใส, 2545)

2.3.6 ความสำคัญของ Extracellular Polymers (ECP) ต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Schmidt และ Ahring, 1995)

Extracellular Polymers (ECP) เป็นสารอินทรีย์ที่เป็นส่วนสำคัญของโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ECP ประกอบไปด้วยโพลิเมอร์ของ saccharide โปรตีน ไขมัน และกรดนิวคลีอิก มีความสามารถในการดักจับสารอาหารละลาย (soluble nutrients) และใช้ช่วยในการยึดเกาะระหว่างเซลล์ของแบคทีเรีย เมื่อมีการศึกษาถึงโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า แบคทีเรียที่อยู่ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มี ECP ล้อมรอบอยู่ โดยพบปริมาณ ECP ที่อยู่ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีค่าประมาณ 0.6 - 20 เปอร์เซ็นต์ VSS ซึ่ง ECP ที่พบส่วนใหญ่ในตะกอนจุลินทรีย์ จะประกอบด้วยโปรตีน และ polysaccharide มีอัตราส่วนของโปรตีนต่อ polysaccharide เท่ากับ 2 : 1 ถึง 6 : 1 และมีไขมันอยู่ในปริมาณ 0.02 – 0.05 เปอร์เซ็นต์ VSS เนื่องจากว่าแบคทีเรียที่กระจายอยู่ในน้ำเสียมีประจุเป็นลบ จึงเกิดแรงผลักกันระหว่างเซลล์แบคทีเรียทำให้ไม่สามารถรวมตัวกันได้ เมื่อ ECP ซึ่งมีประจุเป็นบวก มาล้อมรอบที่ผิวของเซลล์แบคทีเรีย ทำให้เซลล์แบคทีเรียสามารถรวมตัวกันได้ ดังแสดงในรูปที่ 2.6 แต่ถ้ามี ECP ปริมาณมากเกินไป อาจทำให้เกิดการผลักกันของประจุบวก ทำให้เซลล์แบคทีเรียไม่สามารถรวมตัวกันได้

นอกจากนี้ยังพบว่า ปริมาณความเข้มข้นของ ECP ในช่วงอุณหภูมิ มีโซฟิลิค (Mesophilic) จะสูงกว่า ในช่วงอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) และปริมาณของโปรตีนกับ polysaccharide ในสาร ECP จะลดลง เมื่อเปลี่ยนจากการบำบัดน้ำเสียประเภทน้ำตาล มาเป็นการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่เติม อะซิเตต โพรพิโอเนท และบิวทิเรท

ปัจจุบันยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP เกิดจากแบคทีเรียกลุ่มใด แต่สามารถระบุได้ว่า สาร ECP โดยเฉพาะ polysaccharide เกิดมาจากแบคทีเรียกลุ่ม methanogenic และ acetogenic น้อยมาก ในขณะที่แบคทีเรียกลุ่ม acidogenic มีส่วนสำคัญอย่างมากในการสร้าง ECP

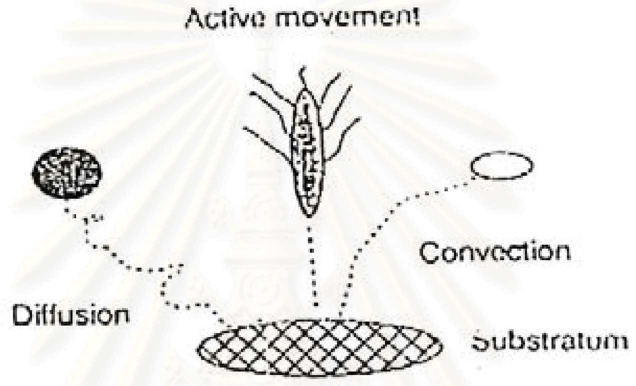


รูปที่ 2.6 บทบาทของประจุไฟฟ้าและ ECP ที่ส่งผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย (Schmidt และ Ahring, 1995)

2.3.7 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Schmidt และ Ahring, 1995)

ขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ มีดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 Transport การเคลื่อนไหวของเซลล์ด้วยวิธีการต่าง ๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.7 ไปจับตัวกับอนุภาคเฉื่อยหรือเซลล์ของแบคทีเรียอื่น กลายเป็นอนุภาคพื้นฐาน (substratum) ด้วยวิธีการต่าง ๆ ได้แก่ การแพร่กระจาย (Brownian motion), การพัดพา (convective) โดยของเหลว, ก๊าซ การตกตะกอนหรือการเคลื่อนไหวของเซลล์โดย flagella



รูปที่ 2.7 กลไกการเคลื่อนไหวต่าง ๆ ที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย

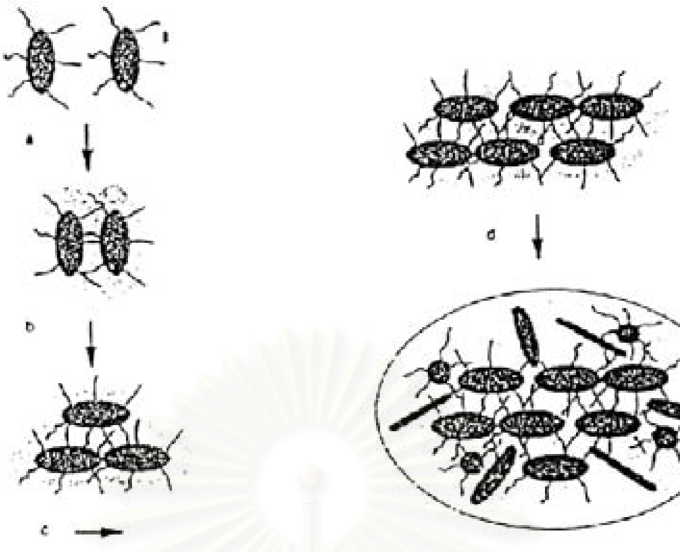
(Schmidt และ Ahring, 1995)

ขั้นตอนที่ 2 Reversible adsorption การดูดติดผิวของเซลล์แบคทีเรียกับ อนุภาคพื้นฐาน ซึ่งอาจเป็นกลุ่มแบคทีเรียหรืออนุภาคของแข็งเฉื่อย โดยแรงทางฟิสิกส์ – เคมี ซึ่งสามารถเกิดการแยกตัวหรือหลุดออกไปได้อีกครั้ง การดูดยึดเป็นผลมาจากแรงทางประจุไฟฟ้า (ionic strength)

ขั้นตอนที่ 3 Irreversible adhesion ด้วยพันธะแข็งแรงของโพลิเมอร์ (ECP) การเกาะยึดของเซลล์เข้ากับ substratum ซึ่งเซลล์มีโอกาสที่จะหลุดออกมาจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ยากมาก ยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP ถูกผลิตขึ้นมาก่อนหรือหลังการเกาะยึดของเซลล์ (adhesion)

ขั้นตอนที่ 4 Multiplication หรือการแบ่งเซลล์ของแบคทีเรียที่อยู่ในชั้น ECP ในเซลล์ที่แบ่งตัวใหม่ยังคงถูกกักอยู่ในชั้น ECP และเกิดการเพิ่มขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และนอกจากนี้ยังเกิดการดักเซลล์ใหม่ที่อยู่ในน้ำเสียเข้ามาจับตัวในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

กลไกของการรวมตัวกันระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์ โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ แสดงดังรูปที่ 2.8



(a) The reversible association of two bacteria becomes irreversible adhesion. ECP are used to bind the two bacteria to each other. (b) Cell division provides sister cells that are bound within the ECP. (c) Microcolony formation. (d) Granulation is a function of cell division within the microcolonies and new recruitment of bacteria from the liquid.

รูปที่ 2.8 กลไกของการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Schmidt และ Ahring, 1995)

2.3.8 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol และคณะ,1983 (อ้างถึงใน ชำนาญ กายประสิทธ์, 2547) ได้ศึกษาการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยสังเกตจากพฤติกรรมในการคงอยู่ หรือการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ และได้กล่าวถึงขั้นตอนของการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เป็นขั้นตอน ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์น้อยกว่า 2 กก. ซีโอดี / ลบ.ม.วัน)

เป็นขั้นตอนเริ่มต้น เมื่อได้ทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังยูเอเอสบีแล้ว ชั้นตะกอนด้านล่างเกิดการขยายตัว เนื่องจากน้ำเสียไหลผ่านชั้นตะกอน และก๊าซที่เกิดในระบบ รวมทั้งจุลินทรีย์จำพวกเส้นใย (filamentous organisms) ที่เกิดขึ้น ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวให้น้อยลง

ขั้นตอนที่ 2 (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2 – 5 กก. ซีโอดี / ลบ.ม.วัน)

ในขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแขวนลอยสูงมาก เนื่องจากการเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทำให้เกิดการผลิตก๊าซมากขึ้น และเกิดการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็ก ๆ ออกนอกถัง ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่และหนัก สามารถคงตัวในถังต่อไปได้

ซึ่งนับว่าเป็นการคัดเลือกพันธุ์ของระบบ โดยมีการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจมอยู่ในส่วนล่างของถัง ซึ่งอาจมีขนาดใหญ่ถึง 5 มม.

ขั้นตอนที่ 3 (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 3 – 5 กก. ซีโอดี / ลบ.ม.วัน)

ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ มีมากกว่าอัตราการหลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์ และเมื่อระบบผ่านขั้นตอนนี้ไปแล้ว ระบบจะสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้น จนถึงค่าสูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ ซึ่งจากการทดลองที่ผ่านมาอาจรับได้ถึง 50 กก. ซีโอดี / ลบ.ม.วัน

2.3.9 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ก) อุณหภูมิ

ระบบยูเอเอสบี สามารถทำงานในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ 2 ช่วง คือ

- ช่วงเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 50 – 65 องศาเซลเซียส
- ช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 20 – 45 องศาเซลเซียส

แม้ว่าในช่วงเทอร์โมฟิลิค จะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงมีโซฟิลิค แต่มักนิยมจะให้แบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิคมากกว่า สำหรับการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ เนื่องจากมีการพบว่า พวกเทอร์โมฟิลิคจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่า ดังนั้นการรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอจึงมีความสำคัญมากกว่า จะให้มีอุณหภูมิที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิแม้เพียง 2 – 3 องศาเซลเซียส จะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณก๊าซมีเทนเป็นอย่างมาก

ข) พีเอช

แบคทีเรียที่สร้างมีเทน มีความไวต่อค่าพีเอชมากที่สุด โดยที่ขั้นตอนนี้จะเกิดได้ดีที่สุดที่ช่วงพีเอช 6.5 – 8.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.2 ในขณะที่แบคทีเรียชนิดสร้างกรด ยังสามารถทำงานได้ดีที่พีเอช 6.0 – 6.5 นอกจากนี้ ค่าพีเอชยังส่งผลทางอ้อมต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน โดยที่ค่าพีเอชดังกล่าวจะส่งผลต่อรูปอิออนของสารต่าง ๆ เช่น กรดไขมันระเหย แอมโมเนีย ไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งจะมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียแตกต่างกัน

ค) ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์

ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศที่ทำงานได้ดี ควรจะมีความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ในรูปของกรดอะซิติกประมาณ 200 – 400 มก./ล. อัตราการเพิ่มของความเข้มข้นของกรดมีความสำคัญมากกว่าปริมาณกรด โดยระบบยังสามารถทำงานได้ดีที่ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์สูงกว่า 1,000

มก./ล. แต่ถ้าความเข้มข้นของกรดอินทรีย์เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจะแสดงถึงการเสียสมดุลของระบบ ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากการชะลอการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน หรือการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างกรดถูกเร่งให้เร็วขึ้น นอกจากนี้ ชนิดของกรดอินทรีย์ถือว่ามีความสำคัญเช่นกัน เช่น กรดโพรพิโอนิกความเข้มข้นสูงกว่า 1,000 มก./ล. จะทำให้เกิดปัญหาทั้งความเป็นพิษของกรดชนิดนี้และระดับพีเอชที่ต่ำลง

ง) ระดับสภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนต

สภาพด่างบอกให้ทราบถึงกำลังบัฟเฟอร์ (buffer capacity) ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำ ปริมาณกรดที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยก็จะทำให้ พีเอชลดลงอย่างรวดเร็ว และมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ระดับสภาพด่างที่จะทำให้มีกำลังบัฟเฟอร์ที่เหมาะสมนั้นขึ้นอยู่กับประเภทและความเข้มข้นของน้ำเสีย ถ้าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงก็มีโอกาสที่จะเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้มาก ดังนั้นกำลังบัฟเฟอร์ของระบบจะต้องเพิ่มขึ้น โดยทั่วไประบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศควรมีสภาพด่างประมาณ 1,500 – 2,000 มก./ล. และนอกจากนี้ยังมีปัจจัยที่สำคัญ คือ อัตราส่วนของความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยในรูปของกรด อะซิติก ต่อระดับสภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนต (มก./ล. ของ $CaCO_3$) ระบบจะมีกำลังบัฟเฟอร์สูง เมื่ออัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ถ้าอัตราส่วนนี้สูงกว่า 0.8 แสดงว่าพีเอชของระบบกำลังจะลดลงอย่างรวดเร็ว

จ) โออาร์พี (ORP)

โออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) เป็นพารามิเตอร์ที่แสดงถึงปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยแสดงปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้า ที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในระบบ โดยทั่วไป จะวัดค่าโออาร์พีได้ค่าบวกในน้ำที่มีออกซิเจนหรือไนเตรต และวัดค่าโออาร์พีได้ค่าลบในน้ำที่ไม่มีออกซิเจน โออาร์พีจะแสดงถึงความสามารถในการรับอิเล็กตรอนของสารละลาย ถ้าวัดโออาร์พีมีค่าบวกมาก ๆ แสดงว่าสารละลายนี้มีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดี สำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้น้อย หรือมีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนได้ดี และมีค่าโออาร์พีที่เหมาะสมอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลท์

ฉ) ประเภทสารอาหารในน้ำเสีย

สารอาหารในน้ำเสีย เกี่ยวข้องโดยตรงกับชนิดของแบคทีเรียในระบบและประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยในการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า สารอาหารที่ต่างชนิดกันมีอัตราการย่อยสลายที่ต่างกัน โดยสารอาหารพวกคาร์โบไฮเดรตจะมีอัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าพวกโปรตีนและไขมัน

ช) สารอาหารที่จำเป็น

การบำบัดด้วยกระบวนการไม่ใช้อากาศ มีข้อดีประการหนึ่ง คือ มีเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นน้อยกว่าแบบใช้อากาศ ดังนั้น จึงต้องการสารอาหารเสริม เช่น ไนโตรเจน, ฟอสฟอรัส ต่ำกว่าแบบใช้อากาศ โดยจุลินทรีย์ต้องการปริมาณธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ในการย่อยสลายสารอินทรีย์

ในน้ำเสียอย่างน้อยควรมีอัตราส่วน BOD : N : P เท่ากับ 100 : 1.1 : 0.2 หรือ COD : N : P เท่ากับ 350 : 5 : 1 นอกจากนี้อัตราส่วนระหว่าง COD : N ยังมีผลต่อลักษณะเม็ดอีกด้วย โดยทำให้เม็ดมีลักษณะเป็นปุย เมื่อมีอัตราส่วนดังกล่าวสูงถึง 100 : 10

นอกจากนี้ แบคทีเรียที่สร้างมีเทนยังต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณน้อยแต่ขาดไม่ได้ (trace element) มิฉะนั้นระบบอาจไม่ดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพได้ ซึ่งธาตุเหล่านั้น ได้แก่ เหล็ก โคบอลท์ นิกเกิล และซัลเฟอร์ (ในรูปของซัลไฟด์) แต่อย่างไรก็ดี การเติมธาตุดังกล่าวให้กับแบคทีเรียเป็นการลำบาก เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่าง ๆ ตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ ทำให้แบคทีเรียไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันได้มีการแก้ไขโดยการเติม Yeast Extract ให้แก่ระบบโดยตรง ในอัตราไม่ต่ำกว่า 1.5 กก./ลบ.ม. ของน้ำเสีย ซึ่ง Yeast Extract เป็นอาหารที่สมบูรณ์ไปด้วยธาตุและสารอินทรีย์ต่างๆ ที่แบคทีเรียต้องการเล็กน้อยแต่จำเป็น หรืออาจจะใช้ Milorganite ในอัตราอย่างต่ำ 5 กก./ลบ.ม. ของน้ำเสียก็ได้

ซ) สารพิษ

น้ำเสียที่จะนำมาผ่านกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ จะต้องไม่มีสารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ เพราะจะไปรบกวนการทำงานของแบคทีเรียในระบบ หรือยับยั้งการเจริญเติบโต ความรุนแรงขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น ถ้าหากสารเหล่านี้มีปริมาณน้อยก็จะไม่มีผลกระทบต่อการทำงานของระบบ สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ ได้แก่

- พิษของกรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยถ้าถูกสร้างขึ้นมาในปริมาณที่สูงเกินไปในระบบ เช่น ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์เข้ามามาก แบคทีเรียจะผลิตกรดไขมันระเหยออกมามาก หากว่าระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอ จะส่งผลกระทบต่อค่าพีเอช ทำให้มีค่าลดลงในช่วงที่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรีย

- พิษของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ คือ โปรตีนหรือยูเรีย โดยทั้งนี้ไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปแอมโมเนียอิออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ตามสมการข้างล่าง ดังนี้

$$NH_4^+ \rightarrow NH_3 + H^+$$

ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางขวา NH_3 จะยับยั้งการทำงานและเป็นพิษต่อแบคทีเรียมากกว่า NH_4^+

- พิษของซัลไฟด์

พิษของซัลไฟด์เกิดขึ้นได้เมื่อน้ำเสียที่เข้าระบบมีปริมาณซัลไฟด์มาก หรือเกิดการย่อยสลายซัลเฟต หรือเกิดการย่อยสลายโปรตีนซัลไฟด์ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ โดยทั้งนี้

สารประกอบซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นอาจอยู่ในรูปที่ละลายน้ำหรือไม่ละลายน้ำ ขึ้นกับอิออนบวกที่รวมอยู่ โดยถ้ารวมตัวกับโลหะหนักก็จะอยู่ในรูปของตะกอนส่วนที่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้อากาศทนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำที่มีความเข้มข้นถึง 50 – 100 มก./ล. แต่ความเข้มข้นที่มากกว่า 200 มก./ล. จะเป็นพิษ การลดพิษซัลไฟด์ทำได้โดยการตกตะกอนซัลไฟด์ หรือการแยกซัลไฟด์ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ

- พิษของอิออนและโลหะหนัก

อิออนหรือโลหะหนักที่มีความเข้มข้นสูงเกินปริมาณหนึ่ง จะเกิดความเป็นพิษต่อระบบได้ อิออนที่สำคัญที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ได้แก่ Na^{+},K^{+},Mg^{2+},Ca^{2+} และ S^{2-} ซึ่งธาตุเหล่านี้โดยปกติในระดับความเข้มข้นที่เหมาะสมจะเป็นประโยชน์ต่อแบคทีเรีย แต่ถ้ามีมากเกินไปก็จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ อิออนบวกจะมีความเป็นพิษมากกว่าอิออนลบ นอกจากนี้ อิออนบวกที่มีวาเลนซี่สูงจะมีความเป็นพิษ มากกว่าอิออนบวกที่มีวาเลนซี่ต่ำ กล่าวคือ อิออนบวกที่มีวาเลนซี่เท่ากับ 2 จะมีพิษต่อจุลินทรีย์มากกว่าอิออนบวกที่มีวาเลนซี่เท่ากับ 1 ถึง 10 เท่า

พิษของอิออนสามารถลดลงได้ เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่น ๆ ในปริมาณที่เหมาะสม เช่น พิษของ Na^{+} มีความเข้มข้น 3,500 มก./ล. สามารถทำให้ลดลงได้ ถ้ามี Mg^{2+} และ Ca^{2+} ที่มีความเข้มข้นเหมาะสมอยู่ระหว่าง 50 – 1,000 มก./ล. แต่ในทางตรงกันข้ามอิออนบางชนิด จะไปเพิ่มความเป็นพิษให้มากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกัน

ส่วนพิษของโลหะหนัก ได้แก่ แมงกานีส แคดเมียม สังกะสี นิกเกิล โคบอลท์ ทองแดง และโครเมียม โลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในน้ำทิ้งในรูปอิออน ซึ่ง กิตติศักดิ์ ต้นชนะชัย, 2539 ศึกษาพบว่า ทองแดง มีผลกระทบต่อกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมากที่สุด พิษของโลหะหนักจะมากน้อยเพียงใด ขึ้นอยู่กับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย โดยความเป็นพิษของโลหะหนักสามารถลดลงได้ ถ้าน้ำเสียมีปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์พอเหมาะ เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นตะกอนเกลือของโลหะหนัก ซึ่งไม่ละลายน้ำ แต่อย่างไรก็ตามโลหะหนักต่างๆ เหล่านี้ บางชนิดมีความจำเป็นสำหรับจุลินทรีย์ โดยต้องมีในปริมาณที่เหมาะสมเพื่อเป็นสารอาหารที่จำเป็นของจุลินทรีย์

- พิษของสารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิด จะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ สารพวกนี้ ได้แก่ แอลกอฮอล์ และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว เช่น เมทานอล ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำทิ้งที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้จุลินทรีย์คุ้นเคยและปรับตัวได้ แม้ว่าจะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10,000 มก./ล. ก็ตาม

2.4 ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB)

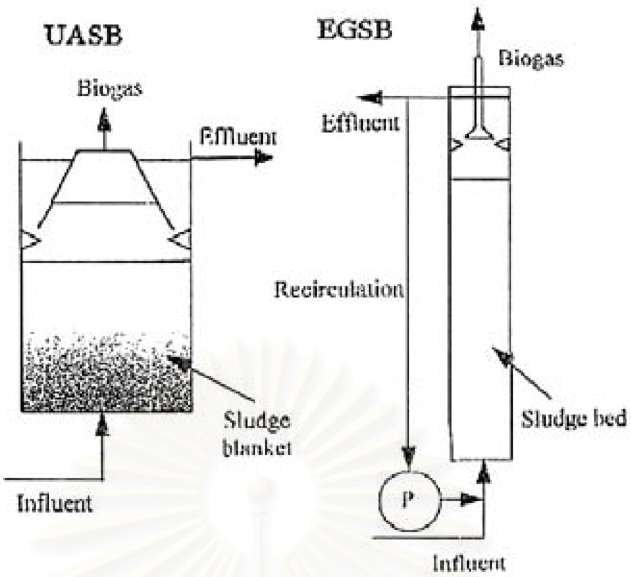
2.4.1 ความเป็นมาของระบบอีจีเอสบี

เนื่องจากได้มีความพยายามที่จะนำระบบยูเอเอสบี ไปบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ เช่น น้ำเสียจากโรงงานที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า 1,000 มก./ล. และน้ำเสียชุมชน แต่พบว่าส่วนใหญ่ยังไม่มีประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีพอ โดย Kato และคณะ (1994) กล่าวว่า ปัญหาที่เกิดขึ้นกับระบบยูเอเอสบี เมื่อนำไปใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ มีสาเหตุมาจากลักษณะของน้ำเสียที่มีค่าความเข้มข้นของซีโอดีต่ำมาก ทำให้ความเข้มข้นของสารอาหารมีน้อย ส่งผลให้มีก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นน้อย ทำให้เกิดการกวนผสมภายในชั้นสลัดจ์ไม่เพียงพอ และการสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียจุลินทรีย์เกิดขึ้นไม่ทั่วถึง ดังนั้นระบบยูเอเอสบีจึงไม่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย ที่มีความเข้มข้นต่ำ

ต่อมาได้มีการคิดค้นและทำการพัฒนาระบบยูเอเอสบี โดยการปรับปรุงประสิทธิภาพในการสัมผัสกันระหว่างอินทรีย์ในน้ำเสียกับจุลินทรีย์ให้ดีขึ้น ด้วยการทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นสลัดจ์และเกิดการผสมที่ทั่วถึง โดยการติดตั้งระบบหมุนเวียนน้ำทิ้ง ซึ่งเรียกระบบนี้ว่า อีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB)

2.4.2 ลักษณะและการทำงานของระบบอีจีเอสบี

ระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสีย ที่มีลักษณะและการทำงานคล้ายกับระบบยูเอเอสบี แต่จะมีข้อแตกต่างกัน คือ ระบบอีจีเอสบีจะมีการเวียนน้ำทิ้งกลับเข้ามาสู่ระบบใหม่ ทำให้เป็นการเพิ่มความเร็วในการไหลขึ้น ซึ่งจะมีค่าอยู่ในช่วงประมาณ 4 – 10 ม./ชม. (Seghezzo และคณะ, 1998) ในขณะที่ระบบยูเอเอสบี โดยทั่วไปจะมีความเร็วในการไหลขึ้นอยู่ในช่วง 0.5 – 1.5 ม./ชม. หรือต่ำกว่า (Kato และคณะ, 1994) ลักษณะทั่วไปของถังอีจีเอสบีจะมีอัตราส่วนระหว่างความสูงต่อความกว้างค่อนข้างมาก เมื่อเทียบกับถังยูเอเอสบี แสดงดังรูปที่ 2.9 ซึ่งส่วนประกอบของระบบอีจีเอสบีจะเหมือนกับระบบยูเอเอสบี กล่าวคือ มีส่วนที่เป็นถังหมักและระบบป้อนน้ำเสียที่ส่วนล่างของถัง และมีส่วนที่เป็นถังตกตะกอนที่ส่วนบนของถัง โดยมีการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ ซึ่งเป็นส่วนที่ทำหน้าที่แยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ แต่จะมีการติดตั้งระบบเวียนน้ำกลับเพิ่มขึ้นมา



รูปที่ 2.9 แผนผังส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบีและอีจีเอสบี

(Seghezzo และคณะ, 1998)

2.4.3 คุณสมบัติของระบบอีจีเอสบี (Seghezzo และคณะ, 1998)

1) มีค่าความเร็วในการไหลขึ้นสูง (มีค่าอยู่ในช่วงประมาณ 4 – 10 ม./ชม.)
2) สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 40 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน
3) เกิดการขยายตัวภายในชั้นสลัดจ์
4) มีความเหมาะสมที่จะนำไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ
5) สลัดจ์มีลักษณะเป็นเม็ด ตกตะกอนได้ดี และมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่สูง
6) ลักษณะการกวนผสม จะแตกต่างจากระบบยูเอเอสบี กล่าวคือ เนื่องจากค่าความเร็วในการไหลขึ้นสูง และมีก๊าซถูกผลิตเพิ่มขึ้น ทำให้เพิ่มประสิทธิภาพการสัมผัสระหว่างน้ำเสียกับชั้นสลัดจ์
7) ความดันในชั้นสลัดจ์ที่บริเวณส่วนล่างของถังมีค่าสูง (ในกรณีที่ถังอีจีเอสบีความสูงมาก)
8) สลัดจ์แบบฟลอค (flocculent sludge) จะถูกล้างออก (wash out) จากระบบ
9) ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอย และคอลลอยด์ ค่อนข้างต่ำ

ระบบอีจีเอสบีเป็นการปรับปรุงข้อเสียของระบบยูเอเอสบี ที่มีการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer) ต่ำ เนื่องจากมีการสัมผัสกันของน้ำเสียกับจุลินทรีย์ไม่ทั่วถึง ซึ่งแก้ไขโดยทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ ซึ่งเป็นการเพิ่มความเร็วในการไหลให้สูงขึ้น อาจทำได้ด้วยการออกแบบให้

ถังอีจีเอสบี มีอัตราส่วนระหว่างความสูงต่อความกว้างที่มากเพียงพอต่อการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ หรือมีอัตราการเวียนน้ำทิ้งกลับที่เพียงพอ (Kato และคณะ, 1994)

แต่อย่างไรก็ตาม ลักษณะของระบบอีจีเอสบีที่มีความเร็วในการไหลขึ้นที่สูง ทำให้ต้องคำนึงถึงการออกแบบอุปกรณ์แยกสามสถานะเป็นพิเศษ เนื่องจากอาจเกิดการล้างออก (wash out) ของตะกอนจุลินทรีย์ (Kato และคณะ, 1999)

เนื่องจากว่าระบบอีจีเอสบี มีการถ่ายเทมวลสารที่ดีกว่าระบบยูเอเอสบี (Kato และคณะ, 1994) ทำให้มีความเหมาะสมที่จะใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ และยังสามารถใช้บำบัดสารอินทรีย์ ที่มีความเป็นพิษที่มีความเข้มข้นสูงๆ เช่น ฟอร์มัลดีไฮด์ และยังสามารถบำบัดน้ำเสียประเภท long chain fatty acid ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 30 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน โดยมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี 85 – 95 เปอร์เซ็นต์ (Rinzema และคณะ, 1993)

Kato และคณะ (1994) กล่าวว่า ระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ที่มีความเหมาะสมในการใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ในขณะที่โดยทั่วไปแล้ว ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ จะมีประสิทธิภาพที่ต่ำในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ดังจะพบได้จากรายงานวิจัยระบบยูเอเอสบีทั่วไปที่นำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ซึ่งไม่สามารถบำบัดค่าซีโอดีได้ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐาน ค่าซีโอดีในน้ำเสียที่มีค่าต่ำจะส่งผลให้ระดับของสารอาหารที่ลดลงเรื่อย ๆ ตามขั้นความลึกในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาในการย่อยสลายสารอาหารที่ต่ำ จากสมการของโมโนด์ ได้แสดงว่า อัตราการทำปฏิกิริยาของแบคทีเรียขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอาหาร อัตราการย่อยสลายขึ้นอยู่กับค่า K_S ซึ่งเป็นค่าที่แสดงถึงคุณลักษณะจำเพาะของแบคทีเรียต่อสารอาหารนั้น ๆ โดย Kato ได้แบ่งค่า K_S ออกเป็น 2 ประเภท ได้แก่

1) Intrinsic K_S เป็นค่า K_S ที่แท้จริง ซึ่งแสดงถึงการถ่ายเทมวลสารเข้าไปยังเซลของแบคทีเรีย ที่มีลักษณะการเจริญเติบโตในน้ำเสียแบบกระจาย (dispersed bacterial cells) ในสภาพที่เซลแบคทีเรียมีการแขวนลอยอย่างสมบูรณ์

2) Apparent K_S เป็นค่า K_S ปรากฏ โดยเกี่ยวข้องกับการถ่ายเทมวลสารผ่าน biofilm ที่ห่อหุ้มอยู่รอบนอกของกลุ่มเซลแบคทีเรียหรือเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Apparent K_S จะมีค่าสูงกว่า Intrinsic K_S เนื่องจากพบว่า มีข้อจำกัดหรืออุปสรรคในการถ่ายเทมวลสารผ่าน biofilm ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากกว่าใน dispersed bacterial cells ดังนั้น จะพบว่ามีความเข้มข้นของสารอาหารที่ต่ำลงเรื่อยๆ ตามความลึกในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และไม่มีอาหารที่เพียงพอต่อจุลินทรีย์ที่อยู่ในชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และจุลินทรีย์ที่อยู่ในชั้น ลึก ๆ จะขาดอาหาร เกิดการย่อยสลายตัวเองกลายเป็นโพรงว่างบริเวณแกนกลางของเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ส่งผลให้เกิดการไหลล้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบ (wash out) จากการที่มีก๊าซสะสม

ตัวอยู่ภายใน และนอกจากนี้โครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่จับตัวกันหลวมๆ ยังสามารถเกิดการแตกสลายเนื่องจากความปั่นป่วนทางชลศาสตร์ในถังปฏิกรณ์ได้

การที่จะทำให้มีสารอาหารที่เพียงพอต่อจุลินทรีย์ จำเป็นที่จะต้องเกิดอัตราการถ่ายเทมวลสารผ่านชั้น biofilm ได้เร็วกว่าอัตราการย่อยสลายสารอาหาร โดยจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ดังนั้นในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ จึงจะต้องมีการกวนผสมที่เพียงพอ เพื่อให้น้ำเสียสัมผัสกับจุลินทรีย์ได้อย่างสม่ำเสมอ และทำให้ค่า Apprarent K_S มีค่าต่ำลง ซึ่งในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอีจีเอสบี สามารถทำให้เกิดการกวนผสมที่เพียงพอได้โดย การติดตั้งระบบเวียนน้ำทิ้งกลับ เพื่อเพิ่มความเร็วในการไหลขึ้น

Dolfing,1985 (อ้างถึงใน ตุลชัย แจ่มใส, 2545) กล่าวว่า ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศจุลินทรีย์จะถูกเก็บไว้ในระบบเป็นเวลานาน ทำให้เกิดการรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อน เกิดเป็นชั้นช biolayer ที่หนาแน่น ซึ่งชั้น biolayer เหล่านี้ จะทำให้สารอาหารไม่สามารถเข้าไปในชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ด้านในได้ เนื่องจากเกิดการต้านทานการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer resistance) ซึ่งจะมีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาภายในระบบ โดยค่า gradient ของความเข้มข้นของสารอาหารใน biolayer สามารถอธิบายได้โดยใช้สมการของ Fick (Fick’s 1st law)

$F = \varnothing D\, dC/dx$

F	คือ	flux ของมวลสาร หรือ substrate
$\varnothing$	คือ	ความพรุนของ biolayer
D	คือ	diffusion coefficient
dc/dx	คือ	gradient ของ substrate ใน biolayer

จากสมการนี้ จะเห็นได้ว่า flux ของสารอาหารที่ผ่าน biolayer ขึ้นอยู่กับ ค่า gradient ของความเข้มข้นของสารอาหารใน biolayer และขึ้นอยู่กับปฏิกิริยาจำเพาะกับขนาดรูปร่างของ biolayer ดังนั้นจุลินทรีย์ที่อยู่ชั้นในจะได้รับความเข้มข้นของสารอาหารที่ต่ำกว่า จุลินทรีย์ที่มีอยู่ที่ผิวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาต่ำ และเพื่อพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยากับความเข้มข้นของสารอาหาร ซึ่งอธิบายโดยสมการของโมโนด์ว่า ความเร็วของการทำปฏิกิริยาของเอนไซม์กับความเข้มข้นของสารอาหาร จะมีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงในช่วงที่มีความเข้มข้นของสารอาหารมีค่าใกล้เคียงหรือต่ำกว่า ค่า K_S ดังนั้น mass transfer resistance จึงเป็นปัจจัยสำคัญในสภาวะที่ ความเข้มข้นของสารอาหารมีค่าใกล้เคียงหรือต่ำกว่า ค่า K_S หรือเมื่อค่า gradient ของความเข้มข้นของสารอาหารใน biolayer อยู่ในช่วงค่าความเข้มข้นนี้ และได้สรุปว่า mass transfer resistance ขึ้นอยู่กับปัจจัย ดังนี้

1) ความเข้มข้นของสารอาหาร
2) ค่า K_S ของแบคทีเรียสำหรับประเภทของสารอาหารนั้น

3) ความหนาของ biolayer พบว่า mass transfer resistance จะไม่มีผลต่อ biofilm ที่มีค่าต่ำกว่า 1 มม.
4) ค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุดใน biolayer

2.5 ดีไนตริฟิเคชัน

ดีไนตริฟิเคชัน คือ รีดักชันของไนเตรตไนโตรเจน ไนเตรตทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็คตรอนสุดท้ายสำหรับการหายใจของจุลชีพในที่ไม่มีออกซิเจนโมเลกุล เรียกว่า การหายใจแอนแอโรบิกแบคทีเรียที่ทำดีไนตริฟิเคชันเป็นพวกแฟคัลเททีฟ และใช้ pathways ทางชีวเคมีเหมือนกันทั้งระหว่างการหายใจแบบแอโรบิกและแอนแอโรบิก ความแตกต่างที่สำคัญ คือ เอมไซม์ที่เร่งปฏิกิริยาการถ่ายอิเล็กตรอนสุดท้าย และตำแหน่งกระทำในสายถ่ายอิเล็กตรอน ดีไนตริฟิเกชันสามารถทำโดยจุลชีพ มีทั้งพวกที่สร้างอาหารเองไม่ได้และสร้างอาหารเองได้ พวกที่สร้างอาหารเองไม่ได้ ได้แก่ Achromobacter, Acinetobacter, Aerobacter, Agrobacterium, Alcaligenes, Arthrobacter, Bacillus, Chromobacterium, Corynebacterium, Flavobacterium, Hypomicrobium, Micrococcus, Moraxella, Neisseria, Paracoccus, Propionibacterium, Proteus, Pseudomonas, Rhizobium, Rhodopseudomonas, Spirillm (ธีระ เกรอต, 2539) เกือบทั้งหมดของแบคทีเรียพวกนี้สามารถใช้ออกซิเจนเช่นเดียวกับไนเตรต และบางชนิดสามารถทำการหมักเมื่อไม่มีไนเตรตหรือออกซิเจน ภายใต้ออโตโทรฟิกดีไนตริฟิเกชัน แบคทีเรียใช้คาร์บอนไดออกไซด์หรือ ไบคาร์บอเนตเป็นแหล่งคาร์บอนแทนคาร์บอนอินทรีย์ หลายชนิดที่พบตามธรรมดาในระบบบำบัดน้ำเสีย ดังนั้น จึงทำให้การสร้างกลุ่มดีไนตริไฟอิงไฟอิงค่อนข้างง่าย

ระบบเอมไซม์ที่เกี่ยวกับรีดักชันของไนเตรตมีอยู่สองแบบคือ (1) assimilatory และ (2) dissimilatory รีดักชันของไนเตรตของ assimilatory แปลงไนเตรตเป็นแอมโมเนียสำหรับการใช้โดยเซลล์ในชีวสังเคราะห์ (biosynthesis) และจะทำหน้าที่เมื่อไม่มีแอมโมเนีย มีไนเตรตเป็นรูปเดียวของไนโตรเจนที่นำไปใช้ รีดักชันของไนเตรตแบบ dissimilatory ยังผลให้เกิดการสร้างแก๊สไนโตรเจนจากไนเตรต และเป็นตัวรับผิดชอบดีไนตริฟิเคชันของน้ำเสีย ผลของออกซิเจนที่มีต่อปฏิกิริยาของเอมไซม์ขึ้นอยู่กับชนิดของแบคทีเรียที่เกี่ยวข้อง จากการพิจารณาปัจจัยต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับการสังเคราะห์และปฏิกิริยาของเอมไซม์ที่รับผิดชอบดีไนตริฟิเคชัน เห็นพ้องกันโดยทั่วไป ว่าระดับออกซิเจนควรเข้าใกล้ศูนย์ เพื่อให้ทำงานดีไม่เปลี่ยนแปลง

ขั้นตอนรีดักชันของไนเตรตแสดงได้ดังนี้

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$$

สารสุดท้ายทั้งสามารถปล่อยออกในรูปผลผลิตสุดท้ายที่เป็นแก๊ส แต่เพื่อให้เกิดการสลายตัวในสิ่งแวดล้อมต่ำสุดจึงชอบที่จะปล่อยออกในรูป N_2 ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อชนิดของผลผลิตสุดท้ายที่สร้างขึ้นคือชนิดของจุลินทรีย์ และ pH ของตัวกลาง ค่า pH ที่ต่ำกว่า 7.3 จะเป็นเหตุให้การผลิต N_2O เพิ่มขึ้น (ธีระ เกรอต, 2539) อย่างไรก็ตามโดยทั่วไป N_2จะเป็นผลผลิตหลักที่สร้างโดยกลุ่มจุลชีพผสมที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย (ธีระ เกรอต, 2539)

ดีไนตริฟิเคชันจะตรงกันข้ามกับระบบบำบัดเกือบทั้งหมด ในระบบเกือบทั้งหมดน้ำเสียมีสารอินทรีย์เป็นตัวให้อิเล็กตรอน ผู้ออกแบบต้องเติมออกซิเจน (ตัวรับอิเล็กตรอน) ในปริมาณที่เหมาะสมเพื่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงอย่างสมบูรณ์ของสารอินทรีย์เป็นเซลล์ และคาร์บอนไดออกไซด์ แต่วัตถุประสงค์ของระบบดีไนตริฟิเคชัน คือการกำจัดตัวรับอิเล็กตรอน (ไนเตรต) การออกแบบจะต้องมีปริมาณตัวให้อิเล็กตรอน (สารอินทรีย์) ที่นำไปใช้ได้เพียงพอนี้จะต้องพิจารณาความจำเป็นทั้งทางสโตอิคิโอเมตริกและจลนพลศาสตร์ของระบบ

ถ้าสารอินทรีย์ทั้งหมดที่เติมลงในปฏิกรณ์ดีไนตริฟิเคชัน ถูกแปลงเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ปริมาณวัดเป็น T_bOD ที่จำเป็นเพื่อรีดิวส์ไนเตรตทั้งหมดให้เป็น N_2จะเท่ากับ 2.86 เท่าของความเข้มข้นของไนเตรต อย่างไรก็ตามมีบางสารอินทรีย์ที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์ และออกซิเดชันเกิดไม่สมบูรณ์ ดังนั้น ปริมาณที่จำเป็นจะมากกว่าค่านั้นเสมอ สารที่ให้ยิลด์สูงต้องใช้ปริมาณมาก จึงควรใช้สารที่มีคาร์บอนเดี่ยว (single carbon) มียิลด์ต่ำ เพราะต้องการพลังงานมากที่จำเป็นสำหรับการสังเคราะห์เซลล์ จึงเหมาะที่จะเป็นตัวให้อิเล็กตรอน นอกจากนี้ถ้าตัวให้อิเล็กตรอนมีสถานะที่ถูกรีดิวส์สูง จะมี T_bOD ต่อหน่วยมวลสูง ดังนั้นปริมาณที่ต้องใช้จะลดลงด้วยสารประกอบคาร์บอนเดี่ยวที่ถูกรีดิวส์สูงอีกตัวหนึ่งคือเมทานอล, CH_3OH (T_bOD = 1.5 ก.ก.) ซึ่งมีอยู่แพร่หลาย มีคุณภาพไม่เปลี่ยนแปลง และค่อนข้างถูก นอกจากนี้เมทานอลมียิลด์ต่ำ จึงเป็นการลดปริมาณที่จำเป็น (ธีระ เกรอต, 2539) ซึ่งเป็นสารที่เลือกใช้เมื่อจำเป็นต้องเติมตัวให้อิเล็กตรอนภายนอก

ปฏิกิริยาแบบง่ายเป็นดังนี้

$NO_3^- + 0.33CH_3OH \longrightarrow NO_2^- + 0.33CO_2 + 0.67H_2O$

$NO_2^- + 0.5\ CH_3OH \longrightarrow 0.5N_2 + 0.5CO_2 + 0.5H_2O + OH$

ปฏิกิริยารวม

$NO_3^- + 0.83\ CH_3OH \longrightarrow 0.5N_2 + 0.83CO_2 + 1.17H_2O + OH$

ทำให้เป็นจำนวนเต็ม

$6NO_3^- + 5CH_3OH \longrightarrow 3N_2 + 5CO_2 + 7H_2O + 6OH$

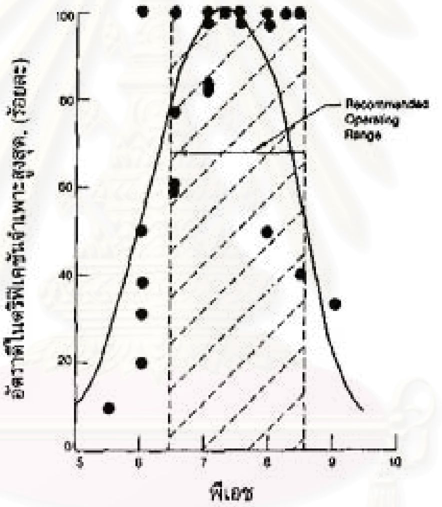
ในปฏิกิริยามีการผลิต 1 สมมูลของสภาพด่างต่อ 1 สมมูลของไนเตรตที่ลดลงนี้เท่ากับ 3.57 ก เทียบกับ $CaCo_3$ ของสภาพด่างที่ผลิตต่อ ก. ของไนเตรตที่ลดลง

2.5.1 สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่อดีไนตริฟิเคชัน

พารามิเตอร์ที่สำคัญต่ออัตราการดีไนตริฟิเคชัน ได้แก่ พีเอช ดีโอ อุณหภูมิ ความเค็ม อายุสลัดจ์ ความเข้มข้นของไนไตรท์ และอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต เป็นต้น

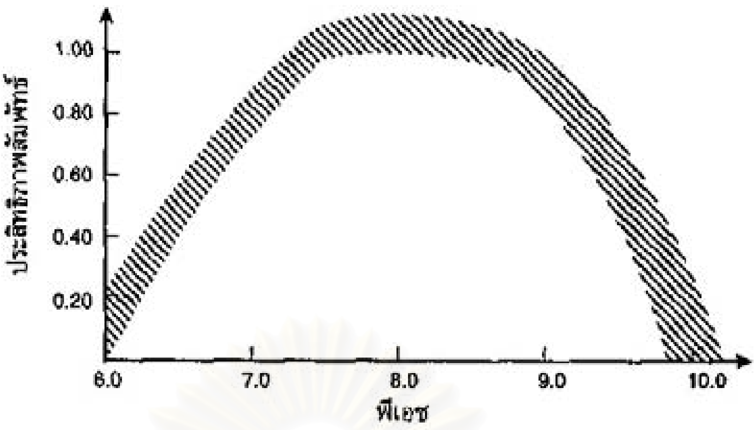
ก) พีเอช

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดการผลิตสภาพด่างขึ้นมาได้ จึงทำให้พีเอชสูงขึ้นบ้าง พีเอชที่เหมาะสมสำหรับดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย คือ 6.5 – 8.5 (ดังรูปที่ 2.10) (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) โดยให้พีเอชในช่วง 7 – 9 เป็นช่วงที่เหมาะสม (ดังรูปที่ 2.11) ถ้าพีเอชลดลงต่ำ เช่น ต่ำกว่า 7 จะเกิดไนตรัสออกไซด์ (N_2O) เป็นผลสุดท้ายของ ดีไนตริฟิเคชันแทนที่จะเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) ซึ่งไม่ควรเพราะก๊าซไนตรัสออกไซด์เป็นภัยต่อสิ่งแวดล้อมโดยรวม แต่ถ้าพีเอชไปทางด่าง ไนตรัส-ออกไซด์จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดี (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ส่วนก๊าซไนตริกออกไซด์ (NO) ซึ่งเป็นก๊าซที่มีพิษรุนแรงมักไม่เกิดขึ้นในระบบจริง (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)



รูปที่ 2.10 ผลของพีเอชต่ออัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะสูงสุด (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.11 เปรียบเทียบประสิทธิภาพดีไนตริฟิเคชันที่พีเอชต่างกัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

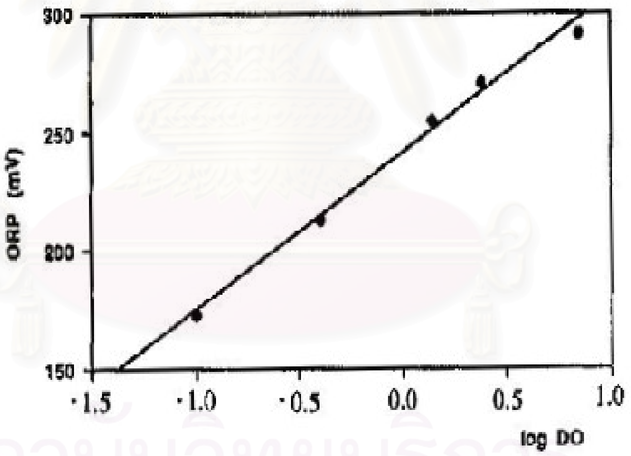
ข) ออกซิเจน

ปฏิกิริยารีดอกซ์ของสารอาหารในเซลล์ เมื่อมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะให้พลังงานสูงกว่าเมื่อมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นหากมีดีโออยู่คู่กับไนเตรตแบคทีเรียจะเลือกใช้ออกซิเจนก่อนการใช้ไนเตรต ซึ่งทำให้สิ้นเปลืองคาร์บอนอินทรีย์ไปจนอาจเหลือไม่พอสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ จึงควรพึงระวังมิให้ออกซิเจนมารบกวนในกระบวนการนี้ค่าออกซิเจนละลายน้ำหรือดีโอหากมีมากกว่า 0.2 มก./ล. จะสามารถยับยั้งดีไนตริฟิเคชันของซูโดโมนาส (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) และของสลัดจ์ไวงานได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ทั้งนี้ดีโอที่กล่าวถึงหมายถึงค่าดีโอในมวลของน้ำ ไม่ใช่ในฟล็อก แต่ถ้าดีโอลดลงเมื่อผ่านเข้าไปในฟล๊อกและลดลงจนเกิดสภาวะแอนนอกซิกในฟล๊อก กระบวนการดีไนตริฟิเคชันก็สามารถเกิดขึ้นต่อไปได้โดยไม่ถูกยับยั้งจากออกซิเจนในน้ำ

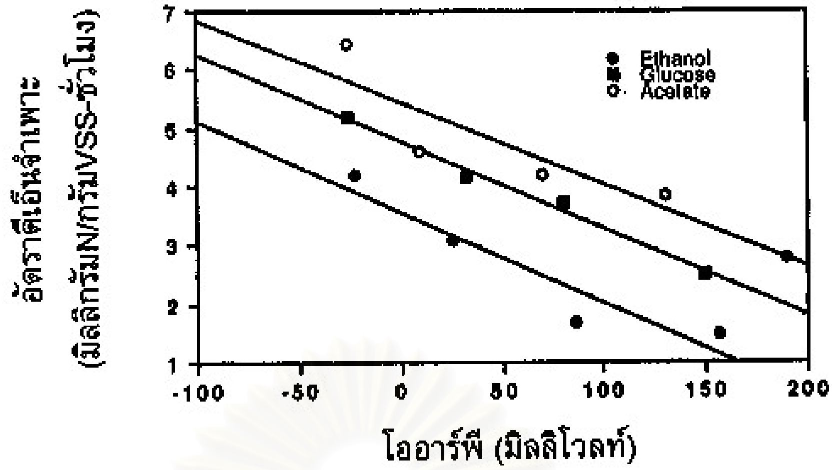
ค) โออาร์พี

เมื่อเรารู้แล้วว่าออกซิเจนอิสระมีผลเสียต่อดีไนตริฟิเคชัน กล่าวคือ ค่าดีโอที่เริ่มยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเท่ากับประมาณ 0.2 มก./ล. (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) เราจึงควรจัดให้กระบวนการหรือปฏิกรณ์มีค่าดีโอต่ำที่สุดเท่าที่จะเป็นไปได้ แต่มาตรดีโอที่มีจำหน่ายและใช้ใน เชิงปฏิบัติในปัจจุบันมีขีดจำกัดที่ไม่สามารถวัดดีโอที่ความเข้มต่ำมาก ๆ ได้ จึงได้มีผู้พยายามหาพารามิเตอร์อื่นทดแทนสำหรับการควบคุมระบบ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) รูปที่ 2.12 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าดีโอและโอพีอาร์ ในการทดลองแบบแบตช์ซ์ที่อุณหภูมิ 23 องศาเซลเซียส กับตะกอนสลัดจ์จากระบบตะกอนเร่งในประเทศสวีเดน ซึ่งเห็นได้ว่าแม้จะมีตะกอนสลัดจ์อยู่ในถังทดสอบ แต่ความสัมพันธ์ดังกล่าวก็เป็นเส้นตรงที่ดีมาก แต่เมื่อได้ทดลองกับไนเตรตกลับพบว่าความสัมพันธ์ระหว่างโอพีอาร์กับไนเตรตไม่เป็นรูปแบบที่สรุปได้แน่นอน เมื่อ

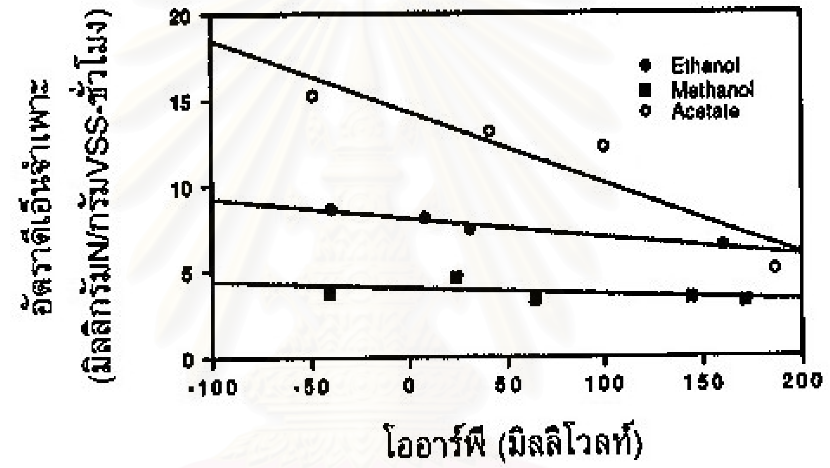
ทดลองกับสลัดจ์จากโรงบำบัดคนละแห่งและใช้แหล่งคาร์บอนต่างกัน ได้แก่ เอทานอล กลูโคส และอะซิเตต พบว่า อัตราการดีไนตริฟิเคชัน จำเพาะส่วนใหญ่มีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงกับโออาร์พี ยกเว้นบางกรณีที่มีความ สัมพันธ์ดังกล่าวไม่ดีเท่ากับกรณีอื่น ๆ ดังรูปที่ 2.13 ก, ข และ ค ดังนั้นการใช้โออาร์พีเป็นตัวกำหนดหรือควบคุมการดีไนตริฟิเคชันแทนค่าดีโอ จึงเป็นทางเลือกที่วิศวกรควรให้ความสนใจ และควรกำหนดให้อยู่ในช่วง -50 ถึง -100 มิลลิโวลท์สำหรับสภาวะแอนอกซิก โดยต้องระวังมิให้มีค่าต่ำเกินไปมิฉะนั้นจะหมายถึงกระบวนการทำงานเป็นแบบแอนแอโรบิก แทนที่จะเป็นแอนอกซิก (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) สิ่งที่น่าสนใจอีกประการคือ แม้ความสัมพันธ์จะเป็นเส้นตรงดังว่า แต่ความสัมพันธ์นั้นก็เป็นเรื่องเฉพาะกิจ สำหรับสารอาหารนั้น ๆ และสลัดจ์นั้น ๆ จะใช้เข้าข่ายหรือคร่อมไปมาระหว่างกันไม่ได้ ดังนั้นหากโรงบำบัดใดต้องการนำมาตรการนี้ไปใช้ก็ต้องพัฒนาหาความสัมพันธ์ดังกล่าวขึ้นมาเป็นของตัวเอง วิศวกรชาวฝรั่งเศสได้ใช้เทคนิคนี้ในการควบคุมระบบกำจัดไนโตรเจนแบบเวลาจริง (real-time) ในโรงบำบัดน้ำเสียจริงขนาด 16,000 คน พบว่าเมื่อปรับหรือแก้ไขข้อมูลการควบคุมรวมทั้งปรับแต่งจนได้ที่แล้วเทคนิคนี้ใช้งานได้ดีและเป็นประโยชน์มาก (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)



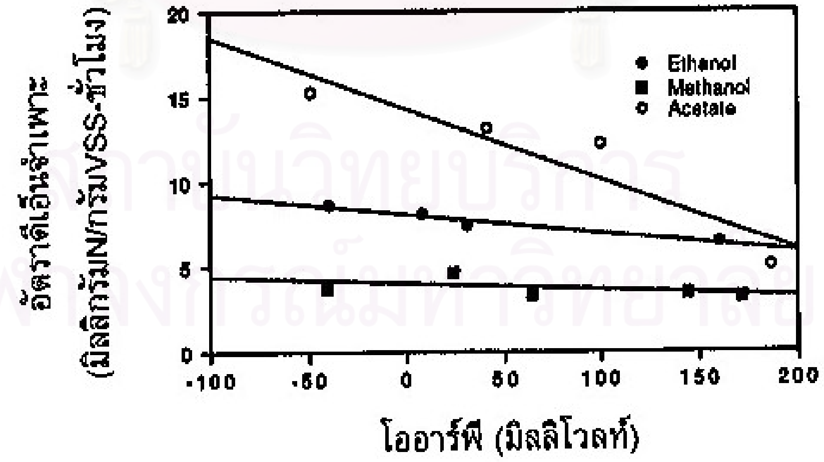
รูปที่ 2.12 ความสัมพันธ์ระหว่างดีโอกับโออาร์พีเมื่อมีสลัดจ์ตะกอนเร่งด้วย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)



(ก)



(ข)

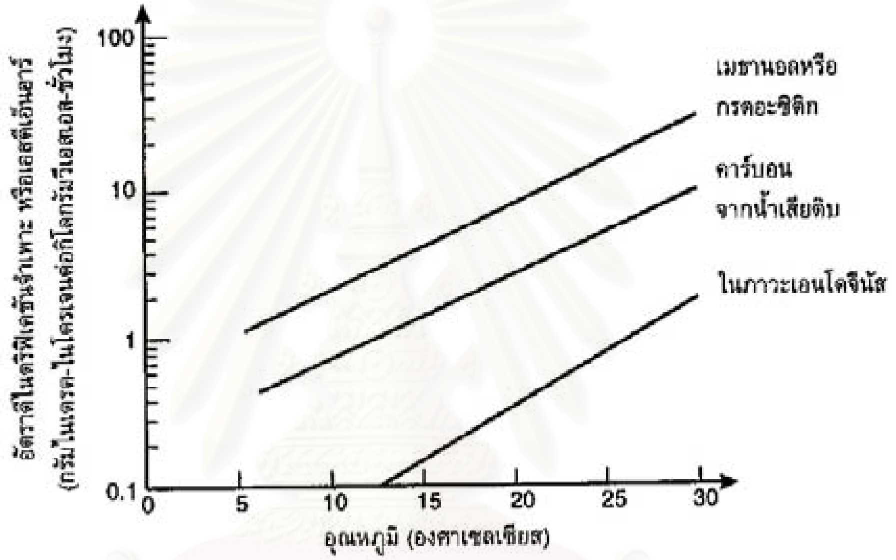


(ค)

รูปที่ 2.13 อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะกับโออาร์พี โดยใช้สารอาหารต่างกัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

(ก) สลัดจ์จากโรงบำบัด A (ข) สลัดจ์จากโรงบำบัด B (ค) สลัดจ์จากโรงบำบัด C

ดีไนตริฟายเออร์มีความไวต่ออุณหภูมิ และแม้ว่าจะโตได้ดีที่อุณหภูมิในช่วง 5 – 25 องศาเซลเซียส (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) แต่ก็ทำงานได้ดีกว่าเมื่ออุณหภูมิเท่ากับหรือมากกว่า 20 องศาเซลเซียส ดังรูปที่ 2.14 ซึ่งปัญหานี้จะน้อยสำหรับภูมิอากาศแบบประเทศไทย เพราะอุณหภูมิน้ำลดต่ำลงถึงเพียงประมาณ 20 องศาเซลเซียส ในเขตกรุงเทพมหานครในเดือนที่เย็นจัดติดต่อกันนานหลายวัน ส่วนที่เชียงใหม่ซึ่งมีอากาศหนาวเย็นกว่ากรุงเทพมหานคร อุณหภูมิวิกฤตของน้ำในหน้าหนาวยังคงเท่ากับเพียง 19 – 20 องศาเซลเซียสเท่านั้น (ข้อมูลปลายปี พ.ศ. 2542) อัตราสูงสุดของดีไนตริฟิเคชันขึ้นอยู่กับอุณหภูมิด้วย โดยมีค่าเพิ่มขึ้นประมาณหนึ่งเท่าทุก ๆ อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียสที่เพิ่มขึ้นในช่วง 5 – 25 องศาเซลเซียส



รูปที่ 2.14 อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิต่าง ๆ เมื่อใช้สารอาหารต่างกัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

จ) ความเค็ม

ความเค็มในรูปของโซเดียมคลอไรด์มีผลต่อดีไนตริฟายเออร์อยู่บ้าง โดยเฉพาะการเปลี่ยนแปลง (หรือช็อก) ของคลอไรด์อย่างรวดเร็ว Panswad และ Anan, (1999) ได้ทำการศึกษาผลกระทบของเกลือโซเดียมคลอไรด์ต่อระบบแอนแอโรบิก/แอนนอกซิก/แอโรบิก โดยใช้เชื้อที่ไม่ชิน (หน่วยบำบัด A) และชิน (หน่วยบำบัด B) ต่อเกลือมาก่อน ซึ่งพบว่าจุลินทรีย์ทั้งชนิดเฮเทอโรทรอฟออโตโทรฟิกไนตริฟายเออร์ และเฮเทอโรโทรฟิกดีไนติฟายเออร์ล้วนสามารถปรับตัวเข้ากับความเค็มได้สูงถึง 30,000 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนลดลงเพียงร้อยละ 27 และ 18 ตามลำดับ และผลกระทบที่มีต่อเฮเทอโรทรอฟนั้นมีมากกว่าออโตทรอฟและดีไนตริฟายเออร์

ฉ) อายุสลัดจ์

เมื่ออายุสลัดจ์เพิ่มขึ้น การผลิตเซลล์สุทธิลดลง ดังนั้นปริมาณคาร์บอนที่ต้องการสำหรับดีไนตริฟายจะลดลง นอกจากนี้ถ้าอายุสลัดจ์ในถังแอนนอกซิกเพิ่มขึ้น อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะลดลงด้วย ซึ่งนอกจากอายุสลัดจ์แล้วอุณหภูมิยังมีผลต่ออัตราดีไนตริฟิเคชันด้วย กล่าวคือ ถ้าเพิ่มอุณหภูมิในถังปฏิกิริยา ระบบฯ ก็จะสามารถดีไนตริฟายได้ดีขึ้น แต่ทั้งนี้ถ้ารวมเอาถังเติมอากาศที่มีไว้สำหรับการไนตริฟิเคชันด้วยแล้ว การเพิ่มอายุสลัดจ์ (รวม) จะทำให้การกำจัดไนโตรเจนโดยรวมดีขึ้นเพราะหากไม่มีไนตริฟิเคชันมาก่อนแล้ว ก็จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันขึ้นไม่ได้นั่นเอง

ช) ไนไตรท์

ไนไตรท์ในรูปแบบของกรดไนตรัส (HNO_2) อิสระ กล่าวคือ ไม่แตกตัวเป็นไอออนสามารถยับยั้งดีไนตริฟิเคชันได้ที่ความเข้มข้นเพียง 0.13 มก./ล. แต่ที่ความเข้มข้นนี้ และพีเอชในช่วง 6 – 8 จะเทียบเท่าเป็นไนไตรท์ในรูปแตกตัวเป็นไอออนเท่ากับ 100 มก.ไนไตรท์/ล. ผลกระทบของไนไตรท์ต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรีย จึงยังไม่มีมากในงานปฏิบัติงานภาคสนามจริง แต่ถ้ามีสารพิษอื่น ๆ มาทำให้ไนโตรแบคเตอร์ไม่ทำงานหรือทำงานช้าลง ก็อาจมีไนไตรท์สะสมมากขึ้นจนเป็นอันตรายต่อระบบได้

ซ) อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน

ในการดีไนตริฟิเคชัน แบคทีเรียซึ่งเป็นชนิดเฮเทอโรทรอฟเป็นส่วนใหญ่ต้องใช้คาร์บอนเป็นองค์ประกอบหรือเป็นแหล่งพลังงานในการทำงาน อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนจึงมีความสำคัญต่อกระบวนการนี้ โดยทฤษฎีแล้วอัตราส่วนนี้เท่ากับ 5 – 10 แต่ว่าเป็นน้ำเสียยุโรปหรืออเมริกา ในทางปฏิบัติแล้วอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนควรเท่ากับ 3 – 7 เป็นอย่างน้อย ตารางที่ 2.3 และ 2.4 สรุปชนิดและปริมาณสารอาหารหรือแหล่งพลังงานที่สามารถนำมาใช้ในกลไกนี้ได้ โดยวิศวกรควรให้ความสนใจเป็นพิเศษกับการใช้สารอินทรีย์ในสลัดจ์และน้ำเสียโดยเฉพาะอย่างยิ่งจากโรงผลิตสุราหรือเบียร์ เพราะไม่ต้องเสียค่าใช้จ่ายหากหาไม่ได้แล้วจึงควรใช้เมธานอลหรือกรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนเสริมจากภายนอก อนึ่ง แม้ว่าค่าเฉลี่ยของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนจะอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ก็ตาม แต่อัตราส่วนนี้มีค่าไม่แน่นอนตลอดเวลา โดยสามารถแปรผันตามเวลาในแต่ละวันหรือตามวันในแต่ละสัปดาห์ ฯลฯ ซึ่งทำให้น้ำทิ้งไม่ได้มาตรฐานในบางขณะได้ ดังนั้นหากต้องการผลิตน้ำทิ้งให้ได้คุณภาพน้ำดีตลอดเวลา ก็จำเป็นต้องมีการเติมสารอาหารคาร์บอนจากภายนอกด้วย ซึ่งด้วยวิธีการเช่นนี้จะให้ผลดีเป็นที่น่าพอใจมาก (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ตารางที่ 2.3 แหล่งพลังงาน (สารอาหาร) จากภายนอกสำหรับดีไนตริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

กรดอะซิติก	**น้ำเสียโรงเบียร์**
กระดาษหนังสือพิมพ์	น้ำเสียโรงสุรา
กลูโคส	**เมทานอล**
กากน้ำตาล	**สารอินทรีย์ในน้ำเสีย**
ขี้เลื่อย	อะซิโตน
น้ำผลไม้	

หมายเหตุ : ที่พิมพ์ตัวหนาหมายถึงสารที่นิยมใช้กัน

ตารางที่ 2.4 อัตราส่วน คาร์บอนต่อไนโตรเจน ที่เหมาะสมสำหรับสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในการเกิดดีไนตริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

สารอินทรีย์	C/N ที่เหมาะสม	หน่วย
น้ำเสียชุมชนยุโรป	3 – 3.5	กรัมบีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน
	4 – 5	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน
สลัดจ์	1.5 – 2.5	กรัมบีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน
	2.9 – 3.2	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน
เมทานอล	2.3 – 2.7	กรัม MeOH ต่อกรัมไนโตนเจน
	3.5 – 4.1	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตนเจน
	1.0 – 1.2	โมล MeOH ต่อโมลไนโตรเจน
กรดอะซิติก	2.9 – 3.5	กรัม HAc ต่อกรัมไนโตนเจน
	3.1 - 3.7	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตนเจน
	0.9 – 1.1	โมล HAc ต่อโมลไนโตรเจน

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.6 ซัลเฟตรีดักชัน

2.6.1 วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ (The Biological Sulfur Cycle)

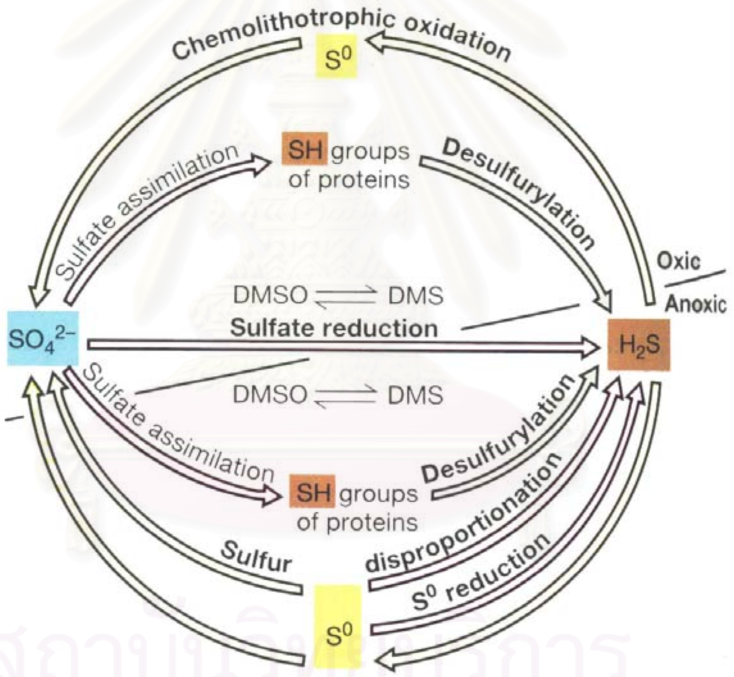
ธาตุซัลเฟอร์เป็นธาติในหมู่ที่ 6 ของตารางธาตุ เมื่ออยู่ในรูปสารประกอบจะมีระดับเลขออกซิเดชันอยู่ระหว่าง -2 ถึง +6 และค่าที่สำคัญคือ -2, 0, +2, +4 และ +6 ในทางเคมีซัลเฟตและซัลไฟด์จัดว่าเป็นสารประกอบของธาตุซัลเฟอร์รูปที่มีความคงตัวดีที่สุด เนื่องจากมีระดับเลขออกซิเดชันสูงสุดและต่ำที่สุดซึ่งเท่ากับ +6 และ -2 ตามลำดับ โดยตารางที่ 2.5 แสดงระดับเลขออกซิเดชันของตัวอย่างชนิดของธาตุซัลเฟอร์และสารประกอบของธาตุซัลเฟอร์ ที่พบในธรรมชาติ

ตารางที่ 2.5 ระดับเลขออกซิเดชันของตัวอย่างชนิดธาตุซัลเฟอร์และสารประกอบ ของธาตุซัลเฟอร์ (Michael และคณะ, 2003)

รูปของธาตุหรือสารประกอบซัลเฟอร์		ระดับเลขออกซิเดชัน
สารอินทรีย์ซัลเฟอร์	Organic S (R-SH)	-2
รูปซัลไฟด์	Sulfide (H_2S)	-2
ธาติซัลเฟอร์	Elemental sulfur (S^n)	0
ไธโอซัลเฟต	Thio sulfate ($S_2O_3^{2-}$)	+2 (average per S)
เตตระไธโอเนต	Tetra thionate ($S_4O_6^{2-}$)	+2.5 (average per S)
ซัลเฟอร์ไดออกไซด์	Sulfur dioxide (SO_2)	+4
รูปซัลไฟท์	Sulfite (SO_3^{2-})	+4
ซัลเฟอร์ไตรออกไซด์	Sulfur trioxide (SO_3)	+6
ซัลเฟต	Sulfate (SO_4^{2-})	+6

แหล่งของธาตุซัลเฟอร์และสารประกอบของธาตุซัลเฟอร์ในธรรมชาติพบได้ในหลายรูปแบบ เป็นรูปแบบแร่ต่าง ๆ ที่อยู่ใต้ดิน เช่น แร่ธาตุซัลเฟอร์บริสุทธิ์ elemental sulfate (S^n), แร่ยิบซัม Gypsum ($CaSO_4.2H_2O$), แร่ไพไรท์ Pyrite (FeS_2), เป็นส่วนผสมที่ไม่ต้องการในถ่านหิน ก๊าซธรรมชาติ และน้ำมันปิโตรเลียม เป็นต้น การระเบิดภูเขาไฟเป็นต้นเหตุสำคัญอย่างหนึ่งในการปลดปล่อยสารซัลเฟอร์สู่บรรยากาศทั้งในรูป ก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ (SO_2) ซึ่งอาจทำให้เกิดปรากฏการณ์ฝนกรดตามมา รวมทั้งขี้เถ้าซัลไฟด์ในรูปต่าง ๆ ขณะที่อิออนซัลเฟต (SO_4^{2-}) เป็นแอนอิออนที่สำคัญพบได้ทั้งในน้ำทะเลและแหล่งน้ำจืด ในทางอุตสาหกรรมกรดซัลฟูริก (H_2SO_4), มีบทบาทที่สำคัญในกระบวนการผลิตของโรงงานหลายประเภท กิจกรรมของมนุษย์และปรากฏการณ์ ธรรมชาติ

เป็นสาเหตุที่ทำให้เกิดการเคลื่อนย้าย และเปลี่ยนรูปของสารประกอบซัลเฟอร์ต่าง ๆ อยู่ตลอดเวลา ในทางชีวภาพซัลเฟอร์เป็นธาตุที่มีความสำคัญกับสิ่งมีชีวิตทุกชนิดเป็นองค์ประกอบของเซลล์ เอนไซม์ และโปรตีนต่าง ๆ สารประกอบของซัลเฟอร์ในรูปออกไซด์หลายชนิดทำหน้าที่เป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ในกระบวนการหายใจแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระของจุลชีพบางกลุ่ม และในทางกลับกัน สารประกอบของซัลเฟอร์ในรูปรีดิวซ์บางรูปก็จะถูกใช้เป็นสารให้อิเล็กตรอนสำหรับการดำรงชีพของจุลชีพบางกลุ่มได้เช่นเดียวกัน การเปลี่ยนแปลงไปมาโดยจุลชีพกลุ่มต่างๆ ระหว่างสารประกอบของซัลเฟอร์ในรูปออกไซด์ จากปฏิกิริยาซัลเฟตหรือซัลเฟอร์รีดักชันกับสารประกอบของซัลเฟอร์ในรูปรีดิวซ์จากปฏิกิริยาซัลไฟด์หรือซัลเฟอร์ออกซิเดชันเรียกว่า วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ ดังรูปที่ 2.15



รูปที่ 2.15 วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ (Michael และคณะ, 2003)

จากรูปที่ 2.15 วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพสามารถอธิบายได้ดังตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 การออกซิเดชัน และการรีดักชันของซัลเฟตในวัฏจักรซัลเฟอร์ (Michael และคณะ, 2003)

Process	Organisms
Sulfide/sulfur oxidation ($H_2S \rightarrow S^0 \rightarrow SO_4^{2-}$) Aerobic Anaerobic	 Sulfur chemolithotrophs (Thiobacillus, Beggiatoa, many others) Purple and green phototrophic bacteria, Somes chemolithotrophs
Sulfate reduction (anaerobic) ($SO_4^{2-} \rightarrow H_2S$)	Desulfovibrio, Desulfobacter
Sulfur reduction (anaerobic) ($S^0 \rightarrow H_2S$)	Desulforomonas, many hyperthermophilic Archaea
Sulfur disproportionation ($S_2O_3^{2-} \rightarrow H_2S + SO_4^{2-}$)	Desulfovibrio, and others
Organic sulfur compound oxidation or reduction ($CH_3SH \rightarrow CO_2 + H_2S$) ($DMSO \rightarrow DMS$)	
Desulfurylation (organic-S $\rightarrow H_2S$)	Many organism can do this

หมายเหตุ : DMSO $\rightarrow$ dimethylsulfoxide ; DMS $\rightarrow$ dimethylsulfide

2.6.2 แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต

แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเป็นแบคทีเรียไร้ออกซิเจนชนิดเด็ดขาด (obligate anaerobe) จัดอยู่ในกลุ่มของแบคทีเรียชนิดเคโมเฮเทอโรทรอป ซึ่งดำรงชีวิตและเติบโตโดยได้รับพลังงานจากปฏิกิริยาทางเคมีในการย่อยสลายสารอินทรีย์ซึ่งเป็นแหล่งคาร์บอนของแบคทีเรียประเภทนี้ ลักษณะเด่นของแบคทีเรียกลุ่มนี้ คือความสามารถในการรีดิวซ์สารประกอบของแบคทีเรียที่ถูกออกซิไดซ์ เช่น ซัลเฟต ซัลไฟท์ ไธโอซัลเฟต เป็นต้น โดยทำให้เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของซัลไฟด์ เนื่องจากแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจะใช้ซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายในการออกซิไดซ์ สารประกอบอินทรีย์หลายชนิด เช่น กรดอินทรีย์ กรดไขมัน และแอลกอฮอล์ หรือไฮโดรเจนโมเลกุลได้ เนื่องจากมีความสามารถในการสร้างเอนไซม์ hydrogenase แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถแบ่งออกได้

เป็น 10 genera และสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 กลุ่มใหญ่ ตามความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อการดำรงชีพและเจริญเติบโต คือ

1) แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตชนิดย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ไม่สมบูรณ์ (Incompletely Oxicizing Sulfate Reducting Bacteria; I-SRB) โดยสารอินทรีย์ที่เหลือจากการย่อยสลายคืออะซิเตต

2) แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างสมบูรณ์(Completely Oxidizing Sulfate Reducing Bacteria; C-SRB) โดยสารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายอย่างสมบูรณ์จนได้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

ตารางที่ 2.7 และ 2.8 แสดงชื่อ genera ของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่แยกออกเป็น 2 กลุ่มใหญ่ (Madigan และคณะ, 2003) และแสดงตัวอย่างของปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอาหารของ I-SRB และ C-SRB (Widdle, 1988) ตามลำดับ

ตารางที่ 2.7 Genera ของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่แบ่งเป็น 2 กลุ่ม (Michael และคณะ, 2003)

กลุ่ม	Genera	ลักษณะสมบัติสำคัญ
กลุ่มที่ 1. Incompletely-SRB (Non-acitate oxidizers)	Desulfovibrio Desulfomonas Desulfotomaculum Archaeoglobus Desulfobullus	1. ใช้แลคเตต, ไพรูเวต, เอทานอลหรือกรดไขมันเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน 2. รีดิวซ์สารซัลเฟต เป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์
กลุ่มที่ 2. Completely-SRB (Acetate oxidizers)	Desulfobacter Desulfobacterium Desulfococcus Desulfonema Desulfosarcina	1. มีความสามารถพิเศษในการออกซิไดซ์กรดไขมันโดยเฉพาะอย่างยิ่ง อะซิเตต 2. รีดิวซ์สารซัลเฟต เป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์

ตารางที่ 2.8 ตัวอย่างปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอาหารของ I-SRB และ C-SRB (Widdle, 1988)

ลำดับที่	สารให้อิเล็กตรอน	แบคทีเรีย	ปฏิกิริยา
1.	ไฮโดรเจน	C-SRB และ I-SRB	$4H_2 + SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow 4H_2O + HS^-$
2.	อะซิเตต	C-SRB	$CH_3COO + SO_4^{2-} \rightarrow 2HCO_3^- + HS^-$
3.	โพรพิโอเนต	C-SRB I-SRB	$4CH_3CH_2COO^- + 7SO_4^{2-} \rightarrow 12HCO_3^- + 7HS^- + H^+$ $4CH_3CH_2COO^- + 3SO_4^{2-} \rightarrow 4CH_3COO^- + 4HCO_3^- + 3HS^- + H^+$
4.	บิวทิเรต	C-SRB I-SRB	$2CH_3(CH_2)_2COO^- + 5SO_4^{2-} \rightarrow 8HCO_3^- + 5HS^- + H^+$
5.	แลคเตต	C-SRB I-SRB	$2CH_3CHOHCOO^- + 3SO_4^{2-} \rightarrow 6HCO_3^- + 3HS^- + H^+$ $2CH_3CHOHCOO^- + SO_4^{2-} \rightarrow 2CH_3COO^- + 2HCO_3^- + HS^- + H^+$
6.	เบนโซเอต	C-SRB I-SRB	$4C_8H_5COO^- + 3SO_4^{2-} + 16H_2O \rightarrow 28HCO_3^- + 15HS^- + 9H^+$ $4C_8H_5COO^- + 3SO_4^{2-} + 16H_2O \rightarrow 12CH_3COO^- + 4HCO_3^- + 3HS^- + 9H^+$

แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต สามารถใช้สารอาหารที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้หลายชนิด โดยแลคเตตและไพรูเวตถูกใช้มากที่สุด โดยแบคทีเรียกลุ่ม I-SRB หลาย species สามารถใช้ มาเลต ฟอร์เมต และ primary alchohol (เช่น เมธานอล โพรพานอล และ บิวทานอล) ได้ และบางสายพันธุ์ (strains) ของ Desulfotomaculum สามารถใช้กลูโคสได้แต่พบได้ค่อนข้างยาก สำหรับแบคทีเรียกลุ่ม C-SRB สามารถใช้กรดไขมัน แลกเตต ซัลซิเนต และแม้แต่เบนโซเอตได้ โดยจะย่อยสลายอย่างสมบูรณ์จนได้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ขณะที่แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต genera Desulfosarcina Desulfotomaculum Desulfovibrio มีการเจริญเติบโตแบบ lithotropic ได้เช่นกัน กล่าวคือ สามารถใช้ไฮโดรเจนเป็นสารให้อิเล็กตรอน ใช้ซัลเฟตเป็นสารรับอิเล็กตรอน และใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน

การที่กลุ่ม I-SRB ต้องปล่อยอะซิเตตออกมาเป็นผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ รวมทั้งยังไม่สามารถนำอะซิเตตไปใช้ได้ แม้ว่าจะเป็นสารอาหารที่มีอยู่เพียงประเภทเดียวก็ตาม มีสาเหตุเนื่องมาจาก I-SRB ขาดกลไกที่เกี่ยวข้องกับการจัดการเอนไซม์บางชนิดที่มีบทบาทต่อการย่อยอะซิเตตนั่นเอง อย่างไรก็ตาม I-SRB อาจใช้อะซิเตตเป็นแหล่งคาร์บอนได้ เมื่อสารให้

อิเล็กตรอนที่ใช้คือ ไฮโดรเจนหรือฟอร์เมต ข้อแตกต่างอีกประการหนึ่งของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต ทั้งสองกลุ่มนี้คือ เมื่ออยู่ในสภาพที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแต่ละกลุ่ม พบว่ากลุ่มของ I-SRB มักมีอัตราการเจริญเติบโตที่เร็วกว่ากลุ่ม C-SRB

นอกเหนือจากการใช้ซัลเฟตแล้ว แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตหลายชนิดยังสามารถใช้ไนเตรต เป็นสารรับอิเล็กตรอนโดยผลของการรีดิวซ์เกิดเป็นแอมโมเนีย และยังสามารถใช้สารอินทรีย์บางชนิดเพื่อใช้ในการสร้างพลังงานโดยผ่านทาง fermentative pathways ในกรณีที่ไม่มีซัลเฟต หรือสารรับอิเล็กตรอนชนิดอื่นที่เหลืออยู่ โดยสารอินทรีย์ดังกล่าวที่ใช้มาก คือไพรรูเวท ซึ่งถูกเปลี่ยนผ่านปฏิกิริยา phosphoroclastic ไปเป็นอะซิเตต ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน สำหรับกรณีที่สารอินทรีย์เป็นแลคเตตหรือเอทานอล พลังงานที่ได้จากเฉพาะปฏิกิริยาทาง fermentative pathway จะไม่เพียงพอปฏิกิริยาดังกล่าวจะไม่เกิดขึ้น แต่สามารถเกิดขึ้นได้ถ้าก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นถูกใช้ไปในทันทีโดยแบคทีเรียผลิตมีเทนหรือแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่ใช้ไฮโดรเจน เป็นต้น อย่างไรก็ตามหากเปรียบเทียบกับปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันตามปกติ พลังงานที่ได้จากปฏิกิริยาซัลเฟต รีดักชันจะมีค่าสูงกว่ามาก

2.6.3 ปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมที่มีความสำคัญต่อการปรับตัวของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต

ก) อุณหภูมิ

โดยทั่วไปแบคทีเรียไร้ออกซิเจนจะสามารถเจริญเติบโตได้ใน 2 ช่วงอุณหภูมิ คือ

30 -40 องศาเซลเซียส ซึ่งจัดอยู่ในประเภทมีโซฟิลิกแบคทีเรีย (Mesophilic Bacteria)

45 – 55 องศาเซลเซียส ซึ่งจัดอยู่ในประเภทเทอร์โมฟิลิกแบคทีเรีย (Thermophilic Bacteria)

สำหรับแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่ได้จากการเลี้ยงกลุ่มเชื้อบริสุทธิ์ (pure culture) โดยส่วนใหญ่มีช่วงของอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตในช่วงเดียวกันคือ 30 – 40 องศาเซลเซียส การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมีผลต่อการทำงานของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเป็นอย่างมาก โดยมีรายงานที่พบว่า การเกิดซัลเฟตรีดักชันของตะกอนดินน้ำเค็มลดลง 2 - 3.9 เท่าเมื่ออุณหภูมิเปลี่ยนไปจากช่วงที่เหมาะสม 10 องศาเซลเซียส

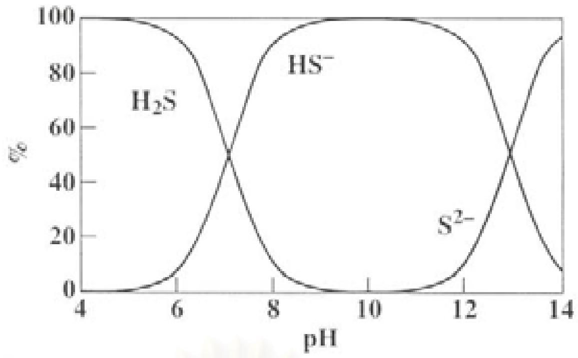
ข) ความต้องการเกลือและความคงทนต่อเกลือ

ความต้องการเกลือของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตขึ้นอยู่กับแหล่งที่มาของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต ซึ่งแยกเป็นพวกที่ได้จากแหล่งน้ำเค็มหรือแหล่งน้ำกร่อยกับพวกที่ได้จากแหล่งน้ำจืดแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจากแหล่งน้ำเค็มหรือน้ำกร่อย มักต้องการปริมาณเกลือในระดับหนึ่งจึงจะเจริญเติบโต

ได้ดี และทางตรงกันข้ามถ้านำแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตกลุ่มนี้มาเลี้ยงในตัวกลางน้ำจืดก็จะได้ผลทางลบต่อการเจริญเติบโต ชนิดและปริมาณของเกลือสำหรับแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจากแหล่งที่เหมาะสมคือ โซเดียมคลอไรด์ 20 ก./ล. และแมกนีเซียมคลอไรท์ 1.5 ก./ล. นอกเหนือจากเกลือ 2 ชนิดนี้แล้ว บางสายพันธุ์ยังต้องการแคลเซียมคลอไรด์เพิ่มอีกที่ความเข้มข้นอย่างต่ำ 0.5 ก./ล. และปริมาณความต้องการเกลือที่จำเป็นจะลดลงสำหรับกลุ่มที่มาจากแหล่งน้ำกร่อย แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจากแหล่งน้ำจืดอาจถูกยับยั้งการเจริญเติบโตได้ ถ้าในตัวกลางมีโซเดียมคลอไรด์ในระดับความเข้มข้นเท่าที่มีอยู่ในน้ำทะเล (ประมาณ 27 ก./ล.) อย่างไรก็ตามมีรายงานถึงความสามารถในการปรับตัวของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจากแหล่งน้ำจืดบางสายพันธุ์ ซึ่งสามารถทนอยู่ในตัวกลาง ที่มีระดับความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์สูงเท่ากับในระดับความเข้มข้นในน้ำทะเล และบางพวกจะสามารถปรับตัวให้อยู่ได้ทั้งในระดับความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรท์เท่ากับ 60 ก./ล. หรือแม้จะไม่มีโซเดียมคลอไรด์อยู่เลยก็ตาม

ค) พีเอช

ช่วงพีเอชที่เหมาะสมต่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจะอยู่ในค่าเป็นกลางคือ 7 และมักถูกยับยั้งเมื่อค่าพีเอชต่ำกว่า 6 หรือสูงกว่า 9 อย่างไรก็ตามพบว่าปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันสามารถเกิดขึ้นได้ในแหล่งน้ำขังจากเหมืองแร่ซึ่งมีค่าพีเอชในแหล่งน้ำประมาณ 3 – 4 แต่เมื่อนำแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจากแหล่งน้ำนี้มาเพาะเชื้อและทดสอบกลับพบว่า จะถูกยับยั้งการเจริญเติบโตเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6 ทำให้เกิดข้อสันนิษฐานว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่อยู่ในแหล่งน้ำของเหมืองแร่จะอาศัยอยู่ในช่องว่างหรือรูขนาดเล็กมาก (microniches) ซึ่งจะมีค่าพีเอชที่สูงขึ้น และเหมาะสมต่อการดำรงชีพมากกว่า โดยค่าพีเอชที่สูงขึ้นในช่องว่างขนาดเล็กที่มีแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตนี้อาศัยอยู่ อาจเกิดจากผลของปฏิกิริยาการออกซิไดซ์สารอาหารของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต ทั้งนี้เมื่อพิจารณาถึงปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอาหารของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต พบว่า อาจเป็นปฏิกิริยาที่มีการให้ไฮโดรเจนไอออนเป็นปฏิกิริยาการสร้างบัฟเฟอร์ เช่น ไบคาร์บอเนต หรือไบซัลไฟด์ เมื่อใช้ไฮโดรเจนหรืออะซิเตตเป็นสารอาหาร แต่เมื่อสารอาหารหรือสารอินทรีย์โซ่ยาว ผลของปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอาหารจะผลิตไฮโดรเจนอิออนขึ้นมาทำให้ค่าพีเอชลดลงได้ อย่างไรก็ตามโดยภาพรวมเมื่อพิจารณาไฮโดรเจนอิออนร่วมกับไบคาร์บอเนต หรือไบซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันสามารถมองได้ว่าถ้าก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์หรือไฮโดรเจนซัลไฟด์หนีออกจากตัวกลางได้ปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันมักทำให้ค่าพีเอชสูงขึ้นเสมอ



รูปที่ 2.16 ผลของ pH ที่มีต่อการละลายน้ำของซัลไฟด์(Sawyer และคณะ, 2003)

ง) ความมีชีวิตรอดในสภาวะที่มีออกซิเจน

ถึงแม้ว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจัดเป็นแบคทีเรียชนิดทนออกซิเจนไม่ได้ แม้จะมีปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม แต่ก็พบว่ายังดำรงชีวิตอยู่ได้เมื่ออยู่ในสภาพที่มีออกซิเจนอิสระอยู่ชั่วคราว และสามารถฟื้นตัวได้เมื่อกลับเข้าสู่สภาพไร้ออกซิเจน นอกจากนั้นพบว่าซัลไฟด์ที่อยู่ในตัวกลางมีบทบาทต่อผลกระทบของออกซิเจนที่มีผลต่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตบางสายพันธุ์ในลักษณะที่แตกต่างกัน ในกรณีที่มีซัลไฟด์พร้อมกับออกซิเจนมีผลกระทบทางลบมากกว่ากรณีที่มีออกซิเจนเพียงอย่างเดียว โดยแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต จีนัส Desulfovibrio สามารถทนอยู่ในสภาพที่มีออกซิเจนได้หลายชั่วโมงแต่ต้องไม่มีซัลเฟตอยู่ในตัวกลาง

จ) การเปลี่ยนรูปร่างลักษณะ : การจับกลุ่มของเซลล์และเซลล์ชนิดเส้นใย (Morphological adaptation : aggregating cells and glinding filaments)

การรวมกลุ่มของเซลแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตอาจเกิดจากการปรับตัวเพื่อรับกับสภาพที่ไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิต เช่น ค่าพีเอช อุณหภูมิ การมีสารให้อิเล็กตรอนหรือเกลือที่อยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสม หรือการมีออกซิเจนในตัวกลาง ในสภาวะดังกล่าวแบคทีเรียจะแสดงลักษณะผิดปกติ (morbid) เช่น เซลล์มีขนาดใหญ่ขึ้นเนื่องจากการบวมหรือหยุดการเคลื่อนที่จากเดิมที่เคลื่อนที่ได้ นอกจากสาเหตุจากการปรับตัวให้รับกับสภาพที่ไม่เหมาะสมแล้ว อาจเป็นลักษณะปกติที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตบางสายพันธุ์ อย่างไรก็ตามมีการพบว่าข้อดีของเกาะกลุ่มหรือการเกาะติดผนังก็คือจะเพิ่มประสิทธิภาพในการดึงสารอาหารที่เป็นตัวจำกัดการเจริญเติบโตได้ดีกว่าเซลล์ที่แขวนลอยอยู่ในตัวกลาง

แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตชนิดเส้นใย ลักษณะแบบเส้นใยของเซลล์แบคทีเรียจะเอื้อประโยชน์ต่อการดึงสารอาหารเพื่อใช้ในการเจริญเติบโตได้ นอกจากนั้นลักษณะแบบเส้นใยของเซลล์ช่วยกันต่อต้านการล่า (phagocytosis) จากพวกซิลิเอตและอะมีบาที่มักใช้แบคทีเรียเป็นอาหาร

2.7 มดุลมวลของซีโอดี ซัลเฟอร์และไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน เมื่อมีซัลเฟตและไนเตรตอยู่ในน้ำเสีย

2.7.1 สมดุลมวลของซีโอดี

เนื่องจากในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน ที่มีซัลเฟตและไนเตรตเข้ามาเกี่ยวข้อง จะมีการแข่งขันกันระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง ในการใช้สารอาหาร ดังนั้นในการวัดค่าแบคทีเรียชนิดใดสามารถใช้สารอาหารได้ในสัดส่วนเท่าใด สามารถวัดได้คร่าว ๆ ด้วยปริมาณซีโอดีที่ถูกใช้ไปโดยแบคทีเรียแต่ละชนิด

ซีโอดี คือ ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ทั้งที่แบคทีเรียย่อยสลายได้ และไม่สามารถย่อยสลายได้ในน้ำเสียเกิดการเปลี่ยนเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำซึ่งเป็นผลผลิตสุดท้ายของปฏิกิริยา ดังสมการ

$$CHO + Cr_2O_7^{-2} \rightarrow CO_2 + H_2O + Cr^{3+} + Cr_2O_7^{-2}$$

(เกินพอ) (เหลือ)

ส่วนสารจำพวกกรดอะมิโนจะถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน เป็นผลสุดท้ายของปฏิกิริยาแทน ซึ่งปัจจัยสำคัญในการวิเคราะห์ซีโอดี คือ ปฏิกิริยาออกซิเดชันที่เกิดขึ้นต้องอาศัยสารออกซิไดซ์อย่างแรง และต้องเกิดขึ้นภายใต้สภาวะที่เป็นกรดเข้มข้นและมีอุณหภูมิสูง

จากหลักการของการวิเคราะห์ซีโอดีที่ใช้สารออกซิไดซ์อย่างแรงย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำ เพื่อให้ได้ผลิตภัณฑ์เป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ดังนั้นค่าซีโอดีจึงเป็นพารามิเตอร์ที่ใช้แสงค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำได้ แต่การใช้สารออกซิไดซ์ที่มีอำนาจในการออกซิไดซ์สูง เช่น ไดโครเมต ทำให้สารให้อิเล็กตรอนอื่นในระบบที่ไม่เป็นสารอินทรีย์ที่ให้อิเล็กตรอนกับไดโครเมตและเปลี่ยนไปอยู่ในอีกรูปหนึ่ง เช่น ซัลไฟด์อิออนถูกออกซิไดซ์โดยไดโครเมตรเป็นซัลเฟต เป็นต้น ดังนั้นการวัดซีโอดีจึงไม่ได้เป็นการวัดสารอินทรีย์ในน้ำเพียงอย่างเดียว แต่เป็นการวัดปริมาณสารให้อิเล็กตรอนในน้ำทั้งหมด ดังนั้นต้องพยายามกำจัดสารให้อิเล็กตรอนอื่น ๆ ในน้ำก่อนการวัดค่าซีโอดี เช่น การปรับพีเอชของน้ำเสียให้ต่ำลงเพื่อไล่ไฮโดรเจนซัลไฟด์ในน้ำเสียเป็นต้น

สมดุลมวลของซีโอดีก่อนและหลังกระบวนการบำบัดน้ำเสีย แบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถพิจารณาได้ดังสมการด้านล่างนี้

$$COD_{in} = \text{soluble } COD_{eff} + CH_{4gas} - COD + \text{soluble } CH_4\text{-}COD + COD_{acc} + \Delta SO_4^{2-} - COD + \Delta NO_3^{-} - COD$$

เมื่อ

COD_{in}	=	ซีโอดีทั้งหมดก่อนเข้าระบบ
soluble COD_{eff}	=	ซีโอดีละลายหลังผ่านระบบ
$CH_{4gas} - COD$	=	ซีโอดีในรูปของก๊าซมีเทน
soluble CH_4-COD	=	ซีโอดีในรูปมีเทนละลายน้ำ
COD_{acc}	=	ซีโอดีที่ถูกสะสมอยู่ในเซลล์จุลินทรีย์
ΔSO_4^{2-} - COD	=	ซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน
ΔNO_3^{-} - COD	=	ซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ค่า COD_{in} และ soluble COD_{eff} เป็นค่าที่วัดได้โดยตรงจากการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ ส่วนค่า $CH_{4gas} - COD$, soluble CH_4-COD, CO_{2gas} , soluble CO_2, ΔSO_4^{2-} - COD และ ΔNO_3^{-} - COD หาได้ทางอ้อมด้วยการคำนวณจาก stiochimetric ดังนี้ คือ

CH_4–COD (ทั้ง CH_{4gas}–COD และ soluble CH_4-COD) คำนวณได้จากสมการที่ 2.2

$$CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O \qquad \text{………………(2.2)}$$

16 g. 64g. 44g.

จากสมการที่ 2.2 จะเห็นได้ว่า มีเทน 16 กรัม ทำปฏิกิริยาพอดีกับออกซิเจน 64 กรัม เกิดเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ แสดงว่ามีเทน 1 มิลลิกรัม มีค่าเทียบเท่ากับซีโอดี 4 มิลลิกรัม โดย $CH_{4gas} - COD$ หาได้จากการวัดปริมาตรก๊าซทั้งหมดและการวัดร้อยละของก๊าซมีเทนในปริมาตรก๊าซทั้งหมด แล้วจึงเปลี่ยนปริมาตรก๊าซที่คำนวณได้เป็นจำนวนโมลของก๊าซมีเทนด้วย กฎของก๊าซส่วน soluble CH_4-COD คำนวณโดยใช้ทฤษฎีของเฮนรี

- ซีโอดีในรูปของก๊าซมีเทนหาได้จาก

$$CH_{4gas} - COD = (\text{Total gas volume} \times \%\,CH_4 \times 16 \times 4) / (24.86 \times Q)$$

เมื่อ

$CH_{4gas} - COD$	=	ซีโอดีในรูปของก๊าซมีเทน (มิลลิกรัมต่อลิตร)
Total gas volume	=	ปริมาตรก๊าซทั้งหมด (มิลลิลิตรต่อวัน)
% CH_4	=	ร้อยละของก๊าซมีเทน

24.86 = ปริมาตรก๊าซ 1 โมล ที่ 30°ซ (ลิตร) (ปริมาตรก๊าซ 1 โมล ที่ 0 °ซ = 22.4 ลิตร)

Q = อัตราการไหลของน้ำเสียต่อวัน (ลิตรต่อวัน)

16 = น้ำหนักของมีเทน 1 โมล (กรัม)

4 = ซีโอดีของก๊าซมีเทน 1 กรัม (กรัม)

- ซีโอดีในรูปมีเทนละลายน้ำในน้ำออกหาได้จาก

  soluble CH_4-COD = $K_{hCH4} \times$ Partial Pressure of $CH_4 \times 16{,}000 \times 4$

เมื่อ

Kh = ค่าคงที่ของเฮนรีสำหรับก๊าซมีเทนที่ 30°ซ (โมล/ลิตร)

Partial Pressure of CH_4 = ความดันพาร์เชียลของก๊าซมีเทน (สัดส่วนก๊าซมีเทน)

ส่วน ΔSO_4^{2-} - COD คำนวณได้จากสมการที่ 2.3 และ 2.4

$6\ SO_4^{2-} + C_{12}H_{22}O_{11} + 12H^+ \rightarrow 6H_2S + 12CO_2 + 11H_2O$ …………..(2.3)

576 g   342 g   204 g

$C_{12}H_{22}O_{11} + 12O_2 \rightarrow 12CO_2 + 11H_2O$ …………..(2.4)

จากสมการที่ 2.3 ซัลเฟตที่ลดลง 576 กรัม เกิดจากการใช้สารอินทรีย์ (น้ำตาลทราย) 342 กรัม กลายเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ 204 กรัม และจากสมการที่ 2.4 สารอินทรีย์ (น้ำตาลทราย) 342 กรัม คิดเทียบเป็นซีโอดีได้ 384 กรัม นั่นคือ ซัลเฟตที่ลดลง 576 กรัม จะใช้ซีโอดี 384 กรัม เกิดเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ 204 กรัม เฉพาะฉะนั้นค่า ΔSO_4^{2-} - COD คำนวณได้จากไนเตรตที่ลดลง โดยไนเตรตที่ลดลง 3.1 มิลลิกรัม เกิดจากการใช้ซีโอดีเทียบเท่า 2 มิลลิกรัม

ส่วนซีโอดีที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์จุลินทรีย์เป็นซีโอดีส่วนที่ไม่สามารถวัดได้ แต่ถ้าตั้งสมมติฐานว่า ซีโอดีที่ถูกย่อยสลายและไม่สามารถตรวจสอบได้ คือ ซีโอดีที่ถูกสะสมอยู่ในเซลล์จุลินทรีย์ เมื่อพิจารณาจากสมการ 2.1 จะได้

$$COD_{acc} = COD_{in} - \text{soluble } COD_{eff} - CH_{4gas} - COD - \text{soluble } CH_4\text{-}COD - \Delta SO_4^{2-} - COD - \Delta NO_3^- - COD \quad \text{…………(2.7)}$$

สมการ 2.7 ใช้ในการทดสอบความน่าเชื่อถือของข้อมูล โดยดูจากร้อยละของมวลซีโอดีที่ออกจากระบบต่อร้อยละของมวลซีโอดีเข้าระบบ เรียกว่าเปอร์เซนต์ซีโอดีคืนกลับ (% COD recovery) แต่จากสมการที่ 2.7 ค่าซีโอดีไม่สามารถตรวจสอบได้ คือซีโอดีที่ถูกเปลี่ยนสะสมอยู่ในเซลล์จุลินทรีย์ ดังนั้นค่าเปอร์เซนต์ซีโอดีคืนกลับจะมีค่าเป็น 100% เสมอ แต่ในความเป็นจริงโอกาสที่จะวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้ถูกต้องทั้งหมด 100% เป็นไปได้ยาก ถ้าพิจารณาโดยถือว่าซีโอดีที่หายไปจากการเปลี่ยนเป็นเซลล์จุลินทรีย์มีค่าน้อย เนื่องจากเป็นระบบไร้ออกซิเจนที่มีเวลากักเซลล์ยาวนาน ค่า Yield observed มีค่าต่ำมาก สามารถตัดทิ้งได้โดยไม่ต้องนำมาพิจารณา ประโยชน์ที่ได้ก็คือสามารถตรวจสอบความน่าเชื่อถือในการทำงานทั้งหมดได้จากสมดุลมวลของซีโอดีที่ถูกสร้างขึ้นมา และจากพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้อง ดังนั้นเปอร์เซนต์ซีโอดีคืนกลับสามารถหาได้จากสมการ 2.8

$$\%\ \text{COD recovery} = [(\text{soluble COD}_{eff} + \text{CH}_{4gas} - \text{COD} + \text{soluble CH}_4\text{-COD} + \Delta SO_4^{2-} - \text{COD} + \Delta NO_3^{-} - \text{COD})/\ \text{COD}_{in}] \times 100 \quad \ldots\ldots\ldots\ldots..(2.8)$$

นอกจากนั้น จากสมดุลมวลของซีโอดีที่สร้างขึ้นยังทำให้หาสัดส่วนซีโอดีที่ถูกใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย โดยเรียกว่า เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน ซึ่งหาได้จากสมการ 2.9 – 2.11

$$\%\ \text{electron flow to MBP} = [(\text{CH}_4 - \text{COD}) / (\text{CH}_4 - \text{COD} + \Delta SO_4^{2-} - \text{COD} + \Delta NO_3^{-} - \text{COD})] \times 100 \quad \ldots\ldots\ldots\ldots.(2.9)$$

$$\%\ \text{electron flow to SRB} = [(\Delta SO_4^{2-} - \text{COD}) / (\text{CH}_4 - \text{COD} + \Delta SO_4^{2-} - \text{COD} + \Delta NO_3^{-} - \text{COD})] \times 100 \quad \ldots\ldots\ldots\ldots.(2.10)$$

$$\%\ \text{electron flow to SRB} = [(\Delta NO_3^{-} - \text{COD}) / (\text{CH}_4 - \text{COD} + \Delta SO_4^{2-} - \text{COD} + \Delta NO_3^{-} - \text{COD})] \times 100 \quad \ldots\ldots\ldots\ldots.(2.11)$$

จากเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน เราสามารถเปรียบเทียบการแข่งขันระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงได้ โดยแบคทีเรียชนิดใดที่มีเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนมากกว่าจะเป็นแบคทีเรียที่มีความโดดเด่น (Predominate) มากกว่าในระบบนั้น ๆ

2.7.2 สมดุลมวลของซัลเฟอร์

เมื่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตใช้ซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซัลเฟตจะถูกรีดิวซ์และเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของซัลไฟด์ โดยซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นมีอยู่หลายรูปแบบ ได้แก่ ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในวัฏภาคก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว HS^- และ S^{2-} ในวัฏภาคของเหลว รวมถึงซัลไฟด์ที่ตกตะกอนผลึกกับโลหะหนักเป็นตะกอนผลึกของโลหะซัลไฟด์ โดยสภาวะสมดุลระหว่างก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัวสามารถอธิบายได้ โดยใช้กฎของเฮนรี ส่วนสัดส่วนระหว่างไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว HS^- และ S^{2-} สามารถดูได้จากพีเอชของระบบบำบัด

สมดุลมวลของซัลเฟอร์ในระบบหาได้จาก

$$SO_4^{2-}{}_{in} = SO_4^{2-}{}_{eff} + S^{2-} + HS^- + H_2S_{aq} + H_2S_{gas} \qquad \text{……………(2.12)}$$

เมื่อ

$SO_4^{2-}{}_{in}$ = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลเฟตที่อยู่ในน้ำเข้า

$SO_4^{2-}{}_{eff}$ = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลเฟตที่อยู่ในน้ำออก

S^{2-} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลไฟด์อิออน

HS^- = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่แตกตัว

H_2S_{aq} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว

H_2S_{gas} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสถานะก๊าซ

และ

$$\%\ \text{sulfur recovery} = [(SO_4^{2-}{}_{eff} + S^{2-} + HS^- + H_2S_{aq} + H_2S_{gas} / SO_4^{2-}{}_{in}] \times 100 \qquad \text{…………..(2.13)}$$

2.7.3 สมดุลมวลไนโตรเจน

เมื่อแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ไนเตรตจะถูกรีดิวซ์และเปลี่ยนไปอยู่ในรูปไนโตรเจน

สมดุลมวลของไนโตรเจนในระบบหาได้จาก

$$NO_3^-{}_{in} = NO_3^-{}_{eff} + NO_2^- + N_2O_{gas} + \text{Soluble } N_{2gas} \qquad \text{…………….(2.14)}$$

เมื่อ

$NO_3^-{}_{in}$ = ไนโตรเจนในรูปไนเตรตที่อยู่ในน้ำเข้า

$NO_3^-{}_{eff}$ = ไนโตรเจนในรูปไนเตรตที่อยู่ในน้ำออก

NO_2^- = ไนโตรเจนในรูปไนไตรท์

N_2O = ไนโตรเจนในรูปไนตรัสออกไซด์

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

N_2O_{gas} = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจน

Soluble N_{2gas} = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจนที่ละลายน้ำ

และ

% nitrogen recovery = $[(NO_{3\ eff}^{-} + N_{2gas} + \text{soluble } N_{2gas})/\ NO_{3\ in}^{-}] \times 100$ …….(2.15)

โดยไนโตรเจนในรูป NO_2^- และ N_2O มักไม่พบในระบบจริงเพราะเป็นรูปของไนโตรเจนที่ไม่เสถียร ซึ่งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันรูปของไนโตรเจนก๊าซที่พบมากที่สุดคือก๊าซไนโตรเจน

N_2 (ทั้ง $N_{2\ gas}$ และ soluble $N_{2\ gas}$) สามารถคำนวณได้จากสมการที่ 2.16

$$2\ NO_3^- + 12\ H^+ + 10e^- \rightarrow N_2 + 6H_2O$$ ………(2.16)

จากสมการด้านบนจะเห็นได้ว่า ไนเตรตที่ลดลง 124 กรัม เกิดจากการรับอิเล็กตรอน 10 โมล กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน 28 กรัม โดย $N_{2\ gas}$ หาได้จากการวัดปริมาตรก๊าซทั้งหมดและวัดสัดส่วนของก๊าซไนโตรเจนในปริมาตรก๊าซทั้งหมด แล้วจึงเปลี่ยนปริมาตรก๊าซที่ได้เป็นจำนวนโมลของก๊าซไนโตรเจนด้วยกฎของก๊าซส่วน soluble N_2 คำนวณโดยใช้ทฤษฎีของเฮนรีเช่นเดียวกันกับการคำนวณซีโอดีในรูปของก๊าซมีเทน

โดย น้ำหนักของไนโตรเจน 1 โมล = 28 กรัม

K_h = ค่าคงที่ของเฮนรีสำหรับก๊าซไนโตรเจนที่ 30°ซ (โมล/ลิตร)

= 6.03×10^{-4}

2.8 โครเมียม (Chromium)

2.8.1 คุณสมบัติทั่วไปของโครเมียม

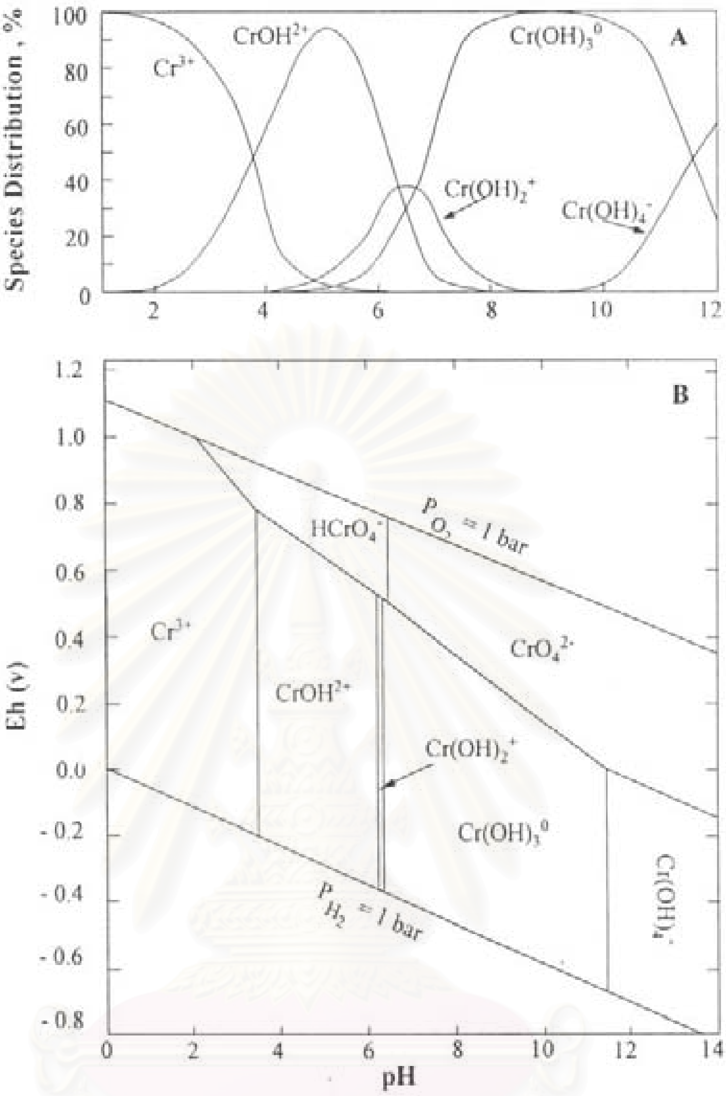
สารนี้เป็นโลหะแข็งสีเทา ไม่มีกลิ่น มีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 52 มีจุดหลอมเหลวเท่ากับ 1900 °ซ มีจุดเดือดเท่ากับ 2642 °ซ มีค่าความถ่วงจะเพาะเท่ากับ 7.14 โครเมียมมีผลกระทบต่อคนในระบบทางเดินหายใจ โครเมียมมีรูปที่สำคัญอยู่ 2 รูปได้แก่ ไตรวาเลนต์โครเมียม และเฮกซะวาเลนต์โครเมียม ไตรวาเลนต์โครเมียมมีพบน้อยกว่า เฮกซะวาเลนต์โครเมียมพบว่าไตรวาเลนต์โครเมียมมีผลกระทบต่อผิวหนังคนเมื่อถูกสัมผัสนาน ส่วนเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมีพิษรุนแรงมากเป็นสารก่อมะเร็ง และทำให้ไปรบกวนทางเดินหายใจ สารโครเมียมถูกใช้ในการ

เคลือบโลหะกันสนิม ใช้เป็นส่วนผสมของโลหะผสม (stainless steel) ใช้ในอุตสาหกรรมฟอกหนัง ใช้เป็นส่วนประกอบของสีย้อมวัสดุต่าง ๆ และผสมในน้ำกรดแบตซ์เตอรี่ จะสามารถพบในบรรยากาศได้ เช่น มาจากโรงงานผลิตภัณฑ์เคมี โรงงานเผาก๊าซธรรมชาติ น้ำมัน และถ่านหิน และมาจากฝุ่นบนถนน จากโรงงานผลิตซีเมนต์ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2546)

2.8.2 คุณสมบัติทั่วไปของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

เฮกซะวาเลนต์โครเมียมจะปรากฏในรูปรวมกับออกซิเจน เช่น โครเมียมไตรออกไซด์ (CrO_3) และ โครเมต (CrO_4^{2-}) ซึ่งเป็นตัวออกซิไดซ์ที่รุนแรง ส่วนในรูปของสารละลายเฮกซะวาเลนต์โครเมียม จะปรากฏในรูปของไฮโดรโครเมตไอออน ($HCrO_4^-$) โครเมตไอออน (CrO_4^{2-}) และ ไดโครเมตไอออน ($Cr_2O_7^{2-}$) ซึ่งการปรากฏรูปต่าง ๆ ของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม ในรูปของสารละลายนั้นขึ้นอยู่กับพีเอช โดยพีเอช ที่เป็นกลางหรือในสภาพด่างจะปรากฏในรูป โครเมตไอออน (CrO_4^{2-}) , พีเอช 6.0 – 6.2 จะปรากฏในรูป ไฮโดรโครเมตไอออน ($HCrO_4^-$) , พีเอชต่ำมาก ๆ จะปรากฏในรูปไดโครเมตไอออน ($Cr_2O_7^{2-}$) โดยทั่วไปเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจะพบอยู่ในรูปไอออนลบเชิงซ้อนในน้ำเป็นตัวออกซิไดซ์ที่รุนแรง สามารถทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ในน้ำและสารที่ให้อิเล็คตรอนเปลี่ยนรูปไปเป็น ไตรวาเลนต์โครเมียม (US.EPA,1998)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.17 (A) ผลของพีเอชที่มีต่อการละลายน้ำของไตรวาเลนต์โครเมียม ในรูปต่างๆ
(B) สเถียรภาพของการละลายน้ำของไตรวาเลนต์โครเมียมและเฮกซวาเลนต์โครเมียมในรูปต่างๆ เมื่อเปรียบเทียบกับศักย์ไฟฟ้าเคมี (Eh ,redox potential) และพีเอช (Domy, 2001)

2.8.3 คุณสมบัติทางเคมีของโครเมียมและสารประกอบโครเมียมบางตัว

ตารางที่ 2.9 คุณสมบัติทางเคมีของโครเมียมและสารประกอบโครเมียมบางตัว (WHO, 1988)

Name	Chemical symbol	Relative molecular mass	Specific gravity (g/ซม.^{3})	Melting point (^oC)	Boiling point (^oC)	colour	Solubility in water (weight %)	CAS registry number
Chromium	Cr	51.996	7.19	1857	2672	Steel-grey	insoluble	7440-47-3
Chromium (III)-oxide	Cr_2O_3	151.99	5.21	2266	4000	green	insoluble	1308-38-9
Chromium (VI) oxide	CrO_3	99.99	2.70	196	decomposition	Red	62.41	1333-82-0
Potassium chromate (VI)	K_2CrO_4	194.20	2.732	968.3	decomposition	yellow	39.96	7789-00-6
Potassium dichromate (VI)	$K_2Cr_2O_7$	294.19	2.676	398	decomposition	Red	11.7	7778-50-9
Calcium chromate (VI) dehydrate	$CaCrO_4{\cdot}2H_2O$	192.09		1025	decomposition	yellow	3.5	13765-19-0
Calcium Chromium (III) oxide	$CaCr_2O_4$	208.07	4.8	2090	-	olive-green	insoluble	

For vapour pressure at 20^oC, no data

2.8.4 กลไกการกำจัดโครเมียมในระบบแบบไร้ออกซิเจน

เฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่ถูกเติมเข้าไปในถังปฏิกรณ์แบบไร้อากาศจะทำปฏิกิริยากับกลุ่มไอออนในน้ำ (ligands) เพื่อที่จะเปลี่ยนรูปไปเป็นสารประกอบเชิงซ้อน และจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นไตรวาเลนต์โครเมียมโดย strong reducing agent เช่น ซัลไฟด์ (Prayitno, 1989) นอกจากนี้การรีดิวซ์ของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมไปเป็นไตรวาเลนต์โครเมียมนั้นโดยส่วนมากไตรวาเลนต์โครเมียมจะถูกดูดซับหรือเกาะติดกับมวลจุลินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ (suspended or biofloc) (Prayitno, 1989)

2.8.5 ผลของพีเอชและสภาพความเป็นด่างที่มีผลต่อการกำจัดโครเมียม

การลดลงของพีเอช ในกระบวนการแอนแอโรบิคอาจเนื่องมาจากกรดไขมันระเหย (volatile fatty acid) ทำให้เกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ผลการเปลี่ยนแปลง พีเอช และความเป็นด่างมีผลต่อการจับตัวของไอออนลบกับโลหะไอออนในน้ำ (precipitation) เกิดการตกตะกอน (sedimentation) และเกิดการดูดซับกับมวลจุลินทรีย์ (adsorption) โดยช่วงพีเอชที่เหมาะสมต่อการจับตัวของไอออนลบกับโลหะไอออนในน้ำ คือ 6.5-8.5 (Prayitno, 1989)

2.8.6 ผลของซัลไฟด์ คาร์บอเนต และ ฟอสเฟตที่มีผลต่อการตกตะกอนของโลหะหนักในน้ำ

ซัลไฟด์

$$H_2S \underset{\downarrow H^+}{\xrightarrow{}} HS^- \underset{\downarrow H^+}{\xrightarrow{}} S^{2-} \underset{\uparrow M^{2+}}{\xrightarrow{}} MS\downarrow$$

คาร์บอเนต

$$CO_2 \rightarrow H_2CO_3 \underset{\downarrow H^+}{\xrightarrow{}} HCO_3^- \underset{\downarrow H^+}{\xrightarrow{}} CO_3^{2-} \underset{\uparrow M^{2+}}{\xrightarrow{}} MCO_3\downarrow$$

ฟอสเฟต

$$H_3PO_4 \underset{\downarrow H^+}{\xrightarrow{}} H_2PO_4^- \underset{\downarrow H^+}{\xrightarrow{}} HPO_4^{2-} \underset{\downarrow H^+}{\xrightarrow{}} PO_4^{3-} \underset{\uparrow M^{2+}}{\xrightarrow{}} M_3(PO_4)_2$$

(John, 1987)

2.8.7 กลไกความเป็นพิษของโลหะหนักต่อจุลินทรีย์ในระบบไร้อากาศ

1) รบกวนการเคลื่อนย้ายสารอาหารเข้าสู่ผนังเซลล์และศักย์พลังงานทางไฟฟ้า
2) รบกวนเส้นทางการแลกเปลี่ยนอิเล็คตรอน
3) รบกวนการแลกเปลี่ยนสารอาหาร โดยการยับยั้งเมตาโบลิซึมของเอมไซม์ (John, 1987)

ตารางที่ 2.10 ความเข้มข้นของโลหะหนักที่มีผลยับยั้งกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ (John, 1987)

Metal	Total metal concentration (มก./ล.)	Soluble metal concentration (มก./ล.)
As	-	1.6
Cd	<20	0.02
Cr(III)	130	50-500
Cr(VI)	110	5-50
Cu	40	1-10
Hg	-	13-65
Ni	10	-
Pb	340	-
Zn	400	5-20

2.9 การศึกษาที่ผ่านมา

2.9.1 การศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบอีจีเอสบี

Kato และคณะ (1994) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี โดยใช้ถังอีจีเอสบีขนาด 2.5 ลิตร ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส โดยใช้ทดลองกับน้ำเสียที่มีค่าซีโอดี เท่ากับ 200 และ 600 มก./ล. แบ่งการทดลองเป็น 2 ชุด โดยในการทดลองชุดที่ 2 จะมีการเติมออกซิเจนลงไปประมาณ 3.8 มก./ล. เพื่อศึกษาผลกระทบของออกซิเจนที่มีต่อการทำงานของระบบ พบว่า ในการทดลองชุดที่ 1 เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบมีค่าซีโอดี เท่ากับ 600 มก./ล. ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 2 ชม. พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบซีโอดีสูงกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ ส่วนการทดลองชุดที่ 2 จะได้ประสิทธิภาพของระบบใกล้เคียงกับชุดการทดลองที่ 1 จึงสรุปได้ว่า ระบบอีจีเอสบีสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีซีโอดีต่ำกว่า 200 มก./ล. ได้ ที่เวลากักต่ำกว่า 2 ชม. และปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำเสีย ไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ

Rebac และคณะ (1995) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี โดยใช้ถังอีจีเอสบีขนาด 4.3 ลิตร ที่อุณหภูมิในช่วงประมาณ 10 – 12 องศาเซลเซียส ในน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีประมาณ 500 – 800 มก./ล. ที่เวลากักน้ำเสียอยู่ในช่วง 1.6 – 2.5 ชม. ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 10 ม./ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมีค่าสูงกว่า 90 เปอร์เซ็นต์

Kato, Florencio และ Arantes (2003) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี สำหรับบำบัดน้ำเสียที่ผ่านจากระบบยูเอเอสบี ซึ่งมีค่าซีโอดีและของแข็งแขวนลอย อยู่ในช่วง 120 – 180 และ 94 – 123 มก./ล. ตามลำดับ โดยใช้ถังอีจีเอสบี ขนาด 157.5 ลิตร ทำการทดลองเป็นเวลา 3324 ชม. แบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วง แต่ละช่วงใช้ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 1.25, 2.5 และ 3.75 ม./ชม. ตามลำดับ พบว่า ที่เวลากักน้ำเสีย 4 ชม. ความเร็วไหลขึ้น 3.75 ม./ชม. ค่าซีโอดีและของแข็งแขวนลอยลดลงเหลือต่ำกว่า 87 และ 32 มก./ล. ตามลำดับ สรุปได้ว่าระบบอีจีเอสบีสามารถนำมาใช้ในการบำบัดขั้นสุดท้ายจากน้ำเสียชุมชนที่ผ่านระบบอีจีเอสบี สามารถนำมาใช้ในการบำบัดขั้นสุดท้ายจากน้ำเสียชุมชนที่ผ่านระบบยูเอเอสบี ซึ่งมีค่าความเข้มข้นต่ำได้

ตุลชัย แจ่มใส (2545) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดี บีโอดี และของแข็งแขวนลอย ประมาณ 160, 65 และ 45 มก./ล. ตามลำดับ โดยใช้ถังอีจีเอสบีขนาด 2 ลิตร ที่อุณหภูมิในช่วงประมาณ 25 – 28 องศาเซลเซียส ใช้เวลากักน้ำเสียเท่ากับ 2 และ 6 ชม. พบว่า ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 2 และ 6 ชม. มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี, บีโอดี และของแข็งแขวนลอย ที่ใกล้เคียงกัน คือประมาณ 67, 84 และ 64 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ จึงสรุปว่า ที่เวลากักน้ำเสีย 2 ชม. ก็เพียงต่อการจำกัดซีโอดี และบีโอดี เนื่องจากเกิดการกระจายของสารอินทรีย์สม่ำเสมอทั่วชั้นสลัดจ์

2.9.2 การศึกษาการกำจัดไนเตรตในน้ำเสียโดยระบบยูเอเอสบี

Hanne และ Birgitte (1996) ได้สรุปว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชันและกระบวนการผลิตมีเทนสามารถเกิดขึ้นร่วมกันได้ ในระบบบำบัดแบบยูเอเอสบีเดียวกันได้ และเป็นก้าวที่ยิ่งใหญ่สำหรับการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม แต่จะต้องมีค่า C : N ที่สูงเพียงพอด้วย

Hendriksen และ Ahring (1996) ทำการศึกษาการรวมการกำจัดไนเตรตและคาร์บอนในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีแบบขั้นตอนเดียว โดยศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันและกระบวนการสร้างมีเทนจากน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีส่วนประกอบของกรดไขมันระเหยและไนเตรต เริ่มต้นระบบโดยการเติมสลัดจ์ที่เป็นพวกสร้างมีเทน และปรับความคุ้นเคยของไนเตรตโดยการค่อย ๆ เพิ่มความเข้มข้นของไนเตรตในน้ำเข้า จากการศึกษาพบว่า คาร์บอนที่มากเกินไม่ได้ถูกใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในการเปลี่ยนไปเป็นมีเทน และระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวเมื่อความเข้มข้นของไนเตรตเป็น 336 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน และที่ซีโอดี 6,600 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน และพบว่ามากกว่า 99 เปอร์เซ็นต์ของไนเตรตและคาร์บอนสามารถถูกกำจัดได้ จากการศึกษามวลชีวภาพภายในถังปฏิกรณ์นี้ พบว่าประมาณ 90 เปอร์เซ็นต์ของไนเตรตที่ถูกเติมเข้าไปนั้น จะถูกเปลี่ยนกลับไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ในส่วนของเม็ดตะกอนนั้นพบการเปลี่ยนแปลงในช่วง 5 เดือนแรกหลังจากทำการเดินระบบ โดยสลัดจ์มีลักษณะเป็นปุยและลอยน้ำ ซึ่งเกิดเนื่องจากการเปลี่ยนสายพันธุ์ของแบคทีเรียจากการมีไนเตรตในน้ำเข้า อย่างไรก็ตามหลังจากนั้น 2 เดือนต่อมาเม็ดตะกอนจะมีความหนาแน่นมากขึ้นและตกตะกอนได้ดีขึ้น แต่ทั้งนี้ลักษณะของเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบนี้ ได้แก่ เส้นผ่านศูนย์กลางและความหนาแน่น เมื่อเปรียบเทียบกับในระบบที่มีแต่เฉพาะคาร์บอนซึ่งจะพบแบคทีเรียสร้างมีเทนเท่านั้น พบว่าเม็ดตะกอนที่พบในระบบที่มีไนเตรตรวมอยู่ด้วยนั้นจะมีความแข็งแรงต่ำกว่าในระบบที่มีแต่เฉพาะคาร์บอนเท่านั้น

Bilanovic และคณะ (1999) ทำการศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ความเข้มข้นของไนเตรตสูงถึง 750 มิลลิกรัมต่อลิตร เดินระบบแบบแบตช์ซ์โดยใช้แหล่งคาร์บอนเปรียบเทียบจาก 3 แหล่ง ได้แก่ เมทานอล โซเดียมอะซิเตต และน้ำออกจากระบบถังหมักแบบไร้อากาศภายใต้สภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจนสลับกัน เพื่อสร้างสภาวะให้เกิดแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงที่มีลักษณะเป็น Bio-Flocks ซึ่งเป็นลักษณะของตะกอนที่ดีมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรตจากการศึกษาพบว่าสภาวะที่เป็นแอนนอกซิก คือ มีและไม่มีออกซิเจนนี้ไม่เพียงแต่ทำให้เกิด Bio-Flocks ที่มีประสิทธิภาพเท่านั้น แต่ยังช่วยเพิ่มการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันใน Bio-Flocks ได้อีกด้วย ซึ่ง Bio-Flocks ที่พบมีความเข้มข้น 4 – 5 กรัมวีเอสเอสต่อลิตร สำหรับในแหล่งคาร์บอนทั้ง 3 แหล่ง สามารถที่จะจำกัดไนเตรตได้สูงสุดที่ 0.486 กรัมไนเตรตไนโตรเจนต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน นอกจากนี้ยังพบการสะสมของไนไตรท์ในน้ำออกในบางการทดลอง แต่ไม่มีผลยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

Cervantes, Rosa และ Gomez (2001) ทำการศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี โดยเดินระบบที่ความเข้มข้นของไนเตรตแตกต่างกัน ได้แก่ 125, 250 และ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนเตรต คงที่คือ 1.2 โดยใช้อะซิเตตเป็นตัวให้อิเล็กตรอนในระบบ จากการศึกษาพบว่าการสะสมของไนไตรท์จะเพิ่มมากขึ้นเมื่อความเข้มข้นของไนเตรตเพิ่มขึ้น และแอมโมเนียอิออน (NH_4^+) ที่ความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน จะเป็นประโยชน์ต่อการเดินระบบ ขณะที่อะซิเตตจะค่อย ๆ กลายเป็นตัวจำกัดในระบบ การลดการสะสมของไนไตรท์สามารถทำได้โดยทำให้อัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนเตรต เป็น 0.6 เพื่อลดอัตราการเกิดรีดักชันของไนไตรท์ภายใต้ถังปฏิกรณ์ และไนไตรท์จะแสดงออกเป็นพิษเมื่อมีความเข้มข้น 200 – 400 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งจะเป็นสาเหตุยับยั้งการกำจัดไนโตรเจนได้ นอกจากนี้ยังพบอีกว่าแอมโมเนียสามารถทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนได้อีกตัวหนึ่งในระหว่างการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและการเพิ่มแอมโมเนียเข้าไปในระบบนี้จะทำให้ระบบสามารถที่จะกำจัดไนโตรเจนได้ โดยที่จะเกิดการสะสมของสารตัวกลางที่ไม่ต้องการในปริมาณเพียงเล็กน้อย

2.9.3 การศึกษาการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียโดยระบบยูเอเอสบี

อนุตร เปียงแก้ว (2542) ทดลองซัลเฟตรีดักชันในระบบยูเอเอสบี เมื่อแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟต เท่ากับ 12, 6 และ 0.6 โดยใช้แหล่งคาร์บอนเป็นน้ำตาลทรายวัดระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันได้ 90, 87 และ 66 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และเมื่อเปลี่ยนแหล่งคาร์บอนเป็น อะซิเตตวัดระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันได้ 80, 82 และ 72 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ สรุปได้ว่า อัตราส่วน ซีโอดีต่อซัลเฟตที่มากกว่า 6 ไม่มีผลต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันที่มากขึ้นนัก และชนิดของแหล่งคาร์บอนแทบไม่มีผลต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันเลย

อุรชา เศรษฐ์ธีรกิจ (2542) ทดลองซัลเฟตรีดักชันในระบบยูเอเอสบี โดยแปรอัตรา ส่วนซีโอดีซัลเฟต เป็น 4 และ 2 โดยแต่ละอัตราส่วนใช้ ความเข้มข้นซีโอดี 5 ค่าดังนี้ 400, 600, 800, 1000 และ 1200 มก./ล. ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟต 4 พบว่าอัตราการเกิดซัลเฟตรีดักชันเท่ากับ 86.8, 89.3, 92.0, 91.9 และ 92.7 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟต 2 พบว่า อัตราการเกิดซัลเฟตรีดักชันเท่ากับ 91.1, 93.5, 95.1 และ 95.5 เปอร์เซ็นต์ สรุปได้ว่าการแปรความเข้มข้นซีโอดีต่อซัลเฟตที่เพิ่มขึ้นในขอบเขตที่ใช้ในงานวิจัย ทำให้ระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันเพิ่มขึ้นแต่มีนัยสำคัญน้อย

Koster และคณะ (1986) ทำการศึกษาการยับยั้งปฏิกิริยาการผลิตมีเทนของสลัดจ์ที่จับตัวเป็นเม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี ซึ่งให้อะซิเตตเป็นสารอาหารที่ระดับพีเอชต่าง ๆ โดยทำการทดสอบในขวดซีรัมและปิดขวดสนิท ซึ่งจะทำให้พีเอชมีค่าคงที่ และทำให้ซัลไฟด์ไม่สามารถหนีออกจากระบบได้ จากการศึกษาพบว่า ความเป็นพิษเนื่องจากซัลไฟด์สัมพันธ์กับความเข้มข้น

ของไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว โดยในช่วงพีเอช 6.4 – 7.2 ถูกยับยั้งที่ความเข้มข้น 250 มิลลิกรัมต่อลิตรของซัลเฟอร์ ในช่วงพีเอช 7.8 – 8.0 ถูกยับยั้งที่ความเข้มข้น 90 มิลลิกรัมต่อลิตรของซัลเฟอร์ ซึ่งเขาได้แสดงความคิดเห็นว่า ลักษณะการเกาะตัวของแบคทีเรียที่เป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะทำให้ทนต่อความเป็นพิษของซัลไฟด์ได้สูงขึ้น เพราะจะเกิดความแตกต่าง (Gradient) ระหว่างพีเอชในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และพีเอชของระบบ ที่ทำให้พีเอชส่วนในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สูงขึ้น

Speece และคณะ (1986) ประมาณว่าการเกิดกระบวนการผลิตมีเทนที่คงที่ (stable methanogen process) นั้น ความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์อิสระต้องไม่เกิน 150 มก./ล.

Rinzema และ Lettinga (1988) ใช้อัตราส่วน $COD:SO_4^{2-}$ ในการทำนายประสิทธิภาพของระบบ anaerobic digestion ของซัลเฟต พบว่า ที่ $COD:SO_4^{2-}$ >10 ความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์อิสระไม่เกิน 150 มก./ล. และระบบอยู่ในสภาวะที่คงที่ และที่ $COD:SO_4^{2-}$ <10 พบว่าประสิทธิภาพของระบบจะเริ่มลดลงเนื่องจากการเพิ่มขึ้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์อิสระ

Resis และคณะ (1992) ทำการศึกษาผลของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต โดยนำเชื้อจากถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้ออกซิเจนที่รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของซัลเฟตและกรดแลกติกสูงมาเพาะเลี้ยง โดยใช้แลกเตดและซัลเฟตเป็นสารอาหารช่วงพีเอชที่ทำการศึกษา คือ 5.8 - 7.0 จากการศึกษาพบว่า อัตราการเจริญเติบโตสูงสุดเมื่อค่าพีเอชเป็น 6.7 และไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดจากปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันมีผลโดยตรงต่อการยับยั้งแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต โดยการยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์เมื่อความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์เท่ากับ 547 มิลลิกรัมต่อลิตร ต่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถฟื้นตัวได้เมื่อไล่ซัลไฟด์ออกจากถังกลางแล้ว

2.9.4 การศึกษาผลของปฏิกิริยาร่วมและการแข่งขันของสารอาหาร (interaction and substrate competition) ระหว่าง ไนเตรต และ ซัลเฟต ในกระบวนการแบบไร้อากาศ

Veeriah (1992) ทำการศึกษาผลของการแข่งขันกันใช้สารอาหารของแบคทีเรียแต่ละชนิด (substrate compettion) ในกระบวนการสร้างก๊าซมีเทน , สร้างก๊าซไนโตรเจน และซัลเฟตรีดักชันของระบบถังกรองไร้อากาศแบบฟิล์มชีวภาพโดยใช้อะซิเตต 900 มก./ล. เป็นแหล่งคาร์บอน มีเวลาเก็บกักน้ำเสีย 24 ชม. พบว่า ความเข้มข้นของ ไนเตรต 180 มก./ล. มีอิทธิพลมากกว่าความเข้มข้นของซัลเฟต 270 มก./ล. ในการลดลงของการผลิตก๊าซมีเทน และพบว่าซัลเฟตรีดักชันจะลดลงหรือมีน้อยเมื่อมีความเข้มข้นของไนเตรตรวมอยู่ และพบว่าความสามารถในการลดซัลเฟตจะอยู่ที่ 190 มก./ล. แต่เมื่อมีความเข้มข้นของไนเตรตรวมอยู่ 40 มก./ล. ความสามารถในการลดซัลเฟตจะมีค่าลดลง 22 เปอร์เซนต์จากการเติมซัลเฟต 270 มก./ล.

Gilles, Nicolas และ Rene (1999) ได้ทำการผลของปฏิกิริยาร่วมระหว่างการผลิตก๊าซมีเทนแบคทีเรีย และแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต ในกระบวนการหมักแบบไร้อากาศแบบแบตช์ ในน้ำเสียที่มีซัลเฟตในปริมาณสูง พบว่าอัตราส่วนระหว่าง ซีโอดีต่อไนเตรตไนโตรเจนที่มีค่าสูง ๆ จะไม่ส่งเสริมการรีดักชันของไนเตรตไปสู่แอมโมเนีย แต่ดีไนตริฟิเคชันจะเป็นกระบวนการหลักที่รีดิวซ์ไนเตรตไปสู่ก๊าซแอมโมเนียของทุกอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตไนโตรเจนในช่วงที่มีอัตราการเพิ่มจำนวนของแบคทีเรียต่ำ (lag phase) สันนิษฐานได้ว่าความเข้มข้นของซัลไฟด์สูง ๆ ในช่วงเริ่มแรกจะนำไปสู่การรีดักชันไนเตรตไปสู่ก๊าซไนโตรเจน โดยตลอดช่วง lag phase การผลิตก๊าซมีเทนจะไม่ถูกกระทบโดยความเข้มของ ไนเตรตจนถึงประมาณ 500 มก./ล. ยกเว้นกลุ่มแบททีเรียที่ถูกเก็บไว้ที่อุณหภมิต่ำ ๆ โดยซัลเฟต รีดักชันของแบคทีเรียกลุ่มนี้จะถูกขัดขวางโดยตรงจากไนโตรเจนออกไซด์ การผลิตมีเทนจะหยุดลงเมื่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเริ่มต้น และตามมาโดยการเพิ่มขึ้นของรีดอกซ์โพเทนเชียล และไนไตรท์อีกปริมาณเล็กน้อย ในช่วงนี้ควรมีการเติมสารเคมีเพื่อป้องกันการยับยั้งการผลิตก๊าซมีเทน ต่อจากนั้นซัลไฟด์จะถูกใช้ตลอดช่วงดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งบอกเป็นนัยว่าดีไนตริฟิเคชันใช้ซัลไฟด์เป็นตัวให้อิเล็คตรอน สุดท้ายการบำบัดเหล็กก่อนในน้ำเสียจะสนับสนุนทั้งการรีดักชันของไนเตรตไปสู่แอมโมเนียและกระบวนการผลิตก๊าซมีเทน และยังพบว่าถ้ามีซัลไฟด์ในน้ำเสียกระบวนการรีดักชันของไนเตรตไปเป็นแอมโมเนียจะเป็นกระบวนการหลัก

2.9.5 การศึกษาผลกระทบของโลหะหนักในกระบวนการแบบไร้อากาศ

Lin และ Chun (1999) ทำการศึกษาผลกระทบของโลหะหนักต่อกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียโดยมีค่าซีโอดีของน้ำเข้าเท่ากับ 11,000 มก./ล. (อัตราบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 14 กก.ซีโอดี/ม.^{3}-วัน) พบว่าความเป็นพิษของโลหะหนักจะไปยับยั้งกระบวนการผลิตมีเทน (methanogenic process) โดยเรียงความเป็นพิษจากมากไปน้อย คือ $Cu>Cr>Cd=Zn>Ni\geq Pb$ โดยความเข้มข้นน้อยที่สุดที่เป็นพิษของเฮกซวาเลนต์โครเมียมที่ไปยับยั้ง 50 % ของการย่อยสลายกรดไขมันระเหย ที่เวลากักเก็บน้ำ 1.24 ชม. คือ 37 มก./ล. ของชั้นเม็ดตะกอนช่วงล่าง (bed sludge) และ 34 มก./ล.ของชั้นเม็ดตะกอนช่วงบน (blanket sludge)

Jerzy (1994) ได้ทำการวิจัยผลของเฮกซวาเลนต์โครเมียมที่ไปยับยั้งการเจริญเติบโตของดีไนตริฟิเคชันแบคทีเรียพบว่าเฮกซวาเลนต์โครเมียมในช่วงความเข้มข้น 0.6 มก./ล. จะไปลดอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μmax) ของดีไนตริฟิเคชันแบคทีเรีย ซึ่งสามารถอธิบายได้ในรูปของสมการโมโนด์

Cheung และ Gu (2003) ได้ทำการวิจัยแบคทีเรียชนิดที่รีดักชันซัลเฟตของกลุ่มที่มีความสมบูรณ์ และกลุ่มที่แยกตัวอย่างเชื้อมาจากตะกอนที่อยู่ในทะเลจาก Tokwawan, Hong Kong SAR โดยแบคทีเรียที่นำมามีความสามารถในการลดความเป็นพิษของเฮกซวาเลนต์โครเมียมที่ละลายอยู่ในน้ำด้วยระบบเอมไซม์ไปสู่รูปที่ไม่ละลายน้ำของไตรวาเลนต์โครเมียมภายใต้สภาวะไร้อากาศ ซึ่งพบว่ากลุ่มแบคทีเรียที่มีความสมบูรณ์กลุ่มแรกสามารถลด 0.6 mM เฮกซวาเลนต์โครเมียม ภายในเวลา 168 ชม. โดยมีอัตราการลดเท่ากับ 0.5 ก. (Cr(VI) กรัม $(protein)^{-1}$ชม.$^{-1}$) ซึ่งเปรียบเทียบกับกลุ่มที่เก็บมาจากตะกอนทะเลโดยมีตัวให้อิเล็คตรอนเป็นตัวเดียวกันคือ SO_4^{2-} พบว่าเมื่อเติมสามารถลด 0.36 mM Cr(VI) ภายในเวลา 168 ชม. โดยมีอัตราการลดเท่ากับ 0.26 ก. (Cr(VI) กรัม $(protein)^{-1}$ชม.$^{-1}$ ซึ่งสรุปว่าการดูดซึมโดยแบคทีเรียไม่ใช่กลไกหลักในการส่งเสริมให้มีการเปลี่ยนรูปหรือการกำจัดเฮกซะวาเลนต์โครเมียมแต่ว่ามวลจุลินทรีย์และไตรวาเลนต์โครเมียมจะเพิ่มขึ้นในขณะที่เกิดการรีดักชันของเฮกซวาเลนต์โครเมียมและอาจจะเป็นไปได้ว่า แบคทีเรียชนิดที่รีดักชันซัลเฟตจากแหล่งกำเนิดจริงจะมีความสามารถในการบำบัดโลหะหนักในชั้นตะกอนได้

บทที่ 3

แผนการทดลองและการดำเนินการวิจัย

3.1 แผนการทดลอง

การทดลองทำที่ชั้นใต้ดินตึกเจริญวิศวกรรม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยใช้ถังปฏิกรณ์ อีจีเอสบี จำนวน 4 ถัง ที่มีลักษณะเหมือนกันทำการทดลองเป็น 4 ชุดการทดลอง โดยเป็นชุดควบคุม 1 ชุด และชุดทดลอง 3 ชุด การทดลองจะแบ่งออกเป็น 3 ช่วง จะใช้อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตต่อไนเตรตเท่ากับ 22.2:1:2 ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2, 3 และ 4 ม./ชม. และความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20, 40, 70 และ 100 มก./ล.

การทดลองช่วงแรกจะเป็นการเดินระบบให้เข้าสู่สภาวะคงตัวโดยแปรค่าความเร็วไหลขึ้นเป็น 3 ค่า เท่ากับ 2,3 และ 4 ม./ชม.

การทดลองช่วงที่สองจะเป็นการศึกษาผลของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันในถังปฏิกรณ์ที่ความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม. โดยแบ่งการทดลองเป็นแบบแบตช์และในถังปฏิกรณ์ โดยการทดลองแบบแบตช์จะใช้น้ำเสียสดและน้ำเสียหมักเพื่อเปรียบเทียบการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของเม็ดตะกอนที่นำมาจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ กันซึ่งทำการเดินระบบให้อยู่ในสภาวะคงที่แล้ว หลังจากนั้นจะทำการศึกษาผลกระทบของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียมความเข้มข้น 20, 40, 70 และ 100 มก./ล. ที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของเม็ดตะกอนโดยเลือกเม็ดตะกอนที่มีอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันที่ดีที่สุดจากการทดลองแบบแบตช์ในช่วงแรกมาทำการทดลอง ส่วนในการทดลองในถังปฏิกรณ์จะทำการศึกษาผลของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. ที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันเมื่อมีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2,3 และ 4 ม./ชม. และเลือกความเร็วไหลขึ้นที่ดีที่สุดไปทำการทดลองในการทดลองช่วงที่ 3 ต่อ

การทดลองช่วงที่สามจะเป็นการศึกษาผลของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล. ที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน ในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่ได้จากการทดลองในช่วงที่ 2

เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ (ยูเอเอสบี) ในการบำบัดน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต จากโรงงานผลิตน้ำอัดลม บริษัท เสริมสุข จังหวัดปทุมธานี ซึ่งมีลักษณะดังรูปที่ 3.1

ในแต่ละชุดการทดลองจะใช้น้ำเสียที่มีแหล่งคาร์บอนเป็นน้ำตาลทรายซึ่งคิดเป็นปริมาณซีโอดีโดยเทียบกับสมการทางสโตอิคิโอเมตริกของการเกิดดีไนตริฟิเคชัน และซัลเฟตรีดักชัน ดังนี้

ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเมื่อใช้น้ำตาลเป็นแหล่งคาร์บอน

$C_6H_{12}O_6 + 1.952NO_3^- + 1.952H^+ \rightarrow 2.881CO_2 + 0.667N_2 + 0.619C_5H_7O_2N + 4.786H_2O$ → (1)

จากสมการ $1.952NO_3^- = 1.952 \times 14 = 27.33$ NO_3^- - N กรัม

ต้องการ 1 โมล $C_6H_{12}O_6$ ($1.07 \times 180 = 192.6$ กรัม-ซีโอดี)

ดังนั้น NO_3^- 225 มก./ล. จะต้องใช้ $C_6H_{12}O_6 = 225 \times 192.6/27.33 = 1{,}586$ มก./ล.

ปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันเมื่อใช้อะซิเตตเป็นแหล่งคาร์บอนจากการย่อยสลายน้ำตาล

$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3COOH$ (acetic acid) $+ 2CO_2 + 4H_2$ → (2)

$CH_3COO^- + SO_4^{2-} \rightarrow 2HCO_3^- + HS^-$ → (3)

จากสมการที่ 3 $SO_4^{2-} = 1 \times 16 = 16$ SO_4^{2-} - S กรัม

ต้องการ 1 โมล CH_3COO^- (1.08x43 = 46.44 กรัม-ซีโอดี)

ดังนั้น SO_4^{2-} 112.5 มก./ล. จะต้องใช้ $CH_3COO^- = 112.5 \times 46.44/16$

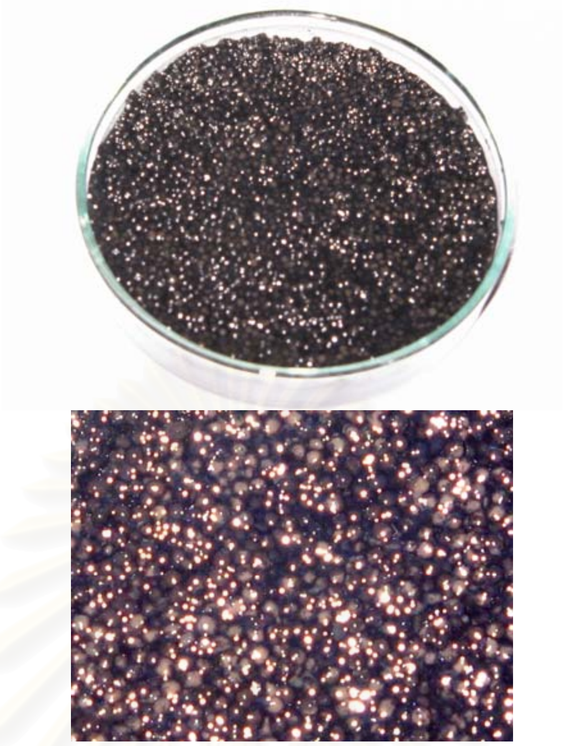
= 326.53 มก./ล.

จากสมการที่ 2 การย่อยสลายน้ำตาล

1 โมล $C_6H_{12}O_6$ เปลี่ยนไปเป็น 2 โมล CH_3COOH

ดังนั้น จะต้องใช้ $C_6H_{12}O_6 = 2 \times 326.53 = 653.06$ มก./ล.

รวมซีโอดีน้ำตาลที่ต้องใช้เท่ากับ 1,586 + 653 = 2,239 มก./ล. หรือใช้ประมาณ 2,500 มก./ล.



รูปที่ 3.1 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนทำการเดินระบบ

ตัวแปรที่จะต้องทำการทดลองดัง ตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 ตัวแปรที่จะต้องทำการทดลอง

ตัวแปร / ชุดการทดลอง	ชุดการทดลองที่ 1	ชุดการทดลองที่ 2	ชุดการทดลองที่ 3	ชุดการทดลองที่ 4
<u>ตัวแปรคงที่</u>				
อัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบ, ลิตร/วัน	85	85	85	85
เวลากัก, ชม.	6	6	6	6
ระดับความเข้มข้นของซีโอดี, มก./ล.	2,500	2,500	2,500	2,500
ระดับความเข้มข้นของซัลเฟต, มก./ล.	112.5	112.5	112.5	112.5
ระดับความเข้มข้นของไนเตรต, มก./ล.	225	225	225	225
อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตต่อไนเตรต COD:SO_4^{2-}:NO_3^-	22.2 : 1 : 2	22.2 : 1 : 2	22.2 : 1 : 2	22.2 : 1 : 2
<u>ตัวแปรอิสระ</u>				
ความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม, มก./ล.	20	40	70	100
ความเร็วในการไหลขึ้น, ม./ชม.	2,3,4	3	3	3

ตารางที่ 3.2 แผนการทดลอง

ลำดับชุดการทดลอง	ถังปฏิกรณ์	แหล่งคาร์บอน	ความเข้มข้น (มก./ล.)				ภาระบรรทุกสารอินทรีย์	อัตราสูบน้ำเสีย	อัตราเวียนกลับ	ความเร็วไหลขึ้น
			ซีโอดี	ซัลเฟต	ไนเตรต	Cr^{+6}	(กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน)	(ล./วัน)	(ล./วัน)	(ม./ชม.)
1	1	น้ำตาล	2,500	112.5	225	0	10	85	323	2
	2	น้ำตาล	2,500	112.5	225	0	10	85	323	3
	3	น้ำตาล	2,500	112.5	225	0	10	85	323	4
2	1	น้ำตาล	2,500	112.5	225	20	10	85	628	2
	2	น้ำตาล	2,500	112.5	225	20	10	85	628	3
	3	น้ำตาล	2,500	112.5	225	20	10	85	628	4
3	1	น้ำตาล	2,500	112.5	225	40	10	85	935	3
	2	น้ำตาล	2,500	112.5	225	70	10	85	935	3
	3	น้ำตาล	2,500	112.5	225	100	10	85	935	3

ป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีด้วยเครื่องสูบน้ำแบบรีดสายของแต่ละชุดการทดลอง ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเข้าและออกมาวิเคราะห์หาพารามิเตอร์ต่าง ๆ จนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

3.2 น้ำเสียสังเคราะห์และการเตรียมน้ำเสีย

3.2.1 ส่วนประกอบของน้ำเสีย

น้ำเสียที่สังเคราะห์ขึ้นในการทดลองนี้แบ่งเป็น 3 ชุดตามอัตราการไหลขึ้นของน้ำเสีย คือ 2, 3, 4 ม./ชม. เพื่อศึกษาถึงผลของความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีผลกระทบต่อการลดซัลเฟตและไนเตรต และในแต่ละชุดการทดลองจะเติมซัลเฟตให้ได้ความเข้มข้นที่ 112.5 มก./ล. เติมไนเตรตให้ได้ความเข้มข้นที่ 225 มก./ล. ความเข้มข้นของแหล่งคาร์บอนโดยใช้น้ำตาลทรายเทียบเป็นปริมาณซีโอดีเท่ากับ 2,500 มก./ล. เพื่อให้ได้อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตต่อไนเตรตและต่อความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม เป็น 22.2:1:2: 20 มก./ล., 22.2:1:2: 40 มก./ล., 22.2:1:2: 70 มก./ล. และ 22.2:1:2: 100 มก./ล. โดยเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจะใช้ โปแตสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) แต่นอกจากสารอาหาร น้ำตาล ซัลเฟต และ ไนเตรต แล้วแบคทีเรียในระบบซึ่งเป็นแบคทีเรียประเภทที่ไม่ใช้ออกซิเจนยังต้องการให้ธาตุอาหารชนิดอื่น ๆ อีกด้วยเพื่อ

การเจริญเติบโต และดำรงชีวิต จึงจำเป็นต้องเติมธาตุอาหารอื่นลงไปในน้ำเสียที่สังเคราะห์ขึ้นด้วย ธาตุอาหารหลักที่จำเป็นเหล่านั้นได้แก่ ฟอสฟอรัสและเหล็ก ซึ่งเติมในรูปโซเดียม ฟอสเฟต และเฟอริกคลอไรด์ ส่วนธาตุอาหารอื่นที่ต้องการเพียงเล็กน้อยแต่จำเป็น ได้แก่ โคบอลท์ และ นิกเกิล จะเติมในรูปของโคบอลท์คลอไรด์และนิกเกิลคลอไรด์ นอกจากนั้นยังจำเป็นต้องเติม บัฟเฟอร์ให้ระบบเพื่อเป็นการรักษาระดับพีเอช ให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย

ตารางที่ 3.3 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ (Speece, 1996; Yu, Tay และ Fang 2001)

ส่วนประกอบ	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)				หมายเหตุ
	การทดลองที่ 1	การทดลองที่ 2	การทดลองที่ 3	การทดลองที่ 4	
COD	2,500	2,500	2,500	2,500	-สารคาร์บอนที่ใช้ คือ
$(NH_2)_2CO$	214	214	214	214	น้ำตาลทราย
KH_2PO_4	55	55	55	55	(COD:N:P=100:2:0.5)
Na_2SO_4	143	143	143	143	
KNO_3	367	367	367	367	
$NaHCO_3$	1,308	1,308	1,308	1,308	
$CACl_2.2H_2O$	150	150	150	150	
$MgSO_4.7H_2O$	40	40	40	40	
$FeCl_2.7H_2O$	40	40	40	40	
$K_2Cr_2O_7$	57	113	198	283	
<u>Trace component</u>					
H_3BO_3	0.5	0.5	0.5	0.5	
$ZnCl_2$	0.5	0.5	0.5	0.5	
$CuCl_2.4H_2O$	0.5	0.5	0.5	0.5	
$MnCl_2.4H_2O$	0.5	0.5	0.5	0.5	
NH_4VO_3	0.5	0.5	0.5	0.5	
$NaMoO_4.2H_2O$	0.5	0.5	0.5	0.5	
$AlCl_3.6H_2O$	0.5	0.5	0.5	0.5	
$NiCl_2.6H_2O$	0.5	0.5	0.5	0.5	
$CoCl_2.6H_2O$	10	10	10	10	
KI	10	10	10	10	

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

3.2.2 วิธีการเตรียมน้ำเสีย

การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ในแต่ละวันจะเตรียมน้ำเสีย แล้วเก็บไว้ในถังพลาสติกก่อนการเปลี่ยนน้ำเสีย เมื่อน้ำเสียในถังพักน้ำเสียหมดก็จะนำถังพักน้ำเสียมาล้างทำความสะอาดก่อนแล้วจึงเติมน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมไว้ลงในถังพักน้ำเสียที่สะอาดแล้ว ทั้งนี้เพื่อป้องกันปัญหาการหมักที่อาจเกิดขึ้นได้ในถังพักน้ำเสีย

3.3 เครื่องมืออุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง มีดังนี้

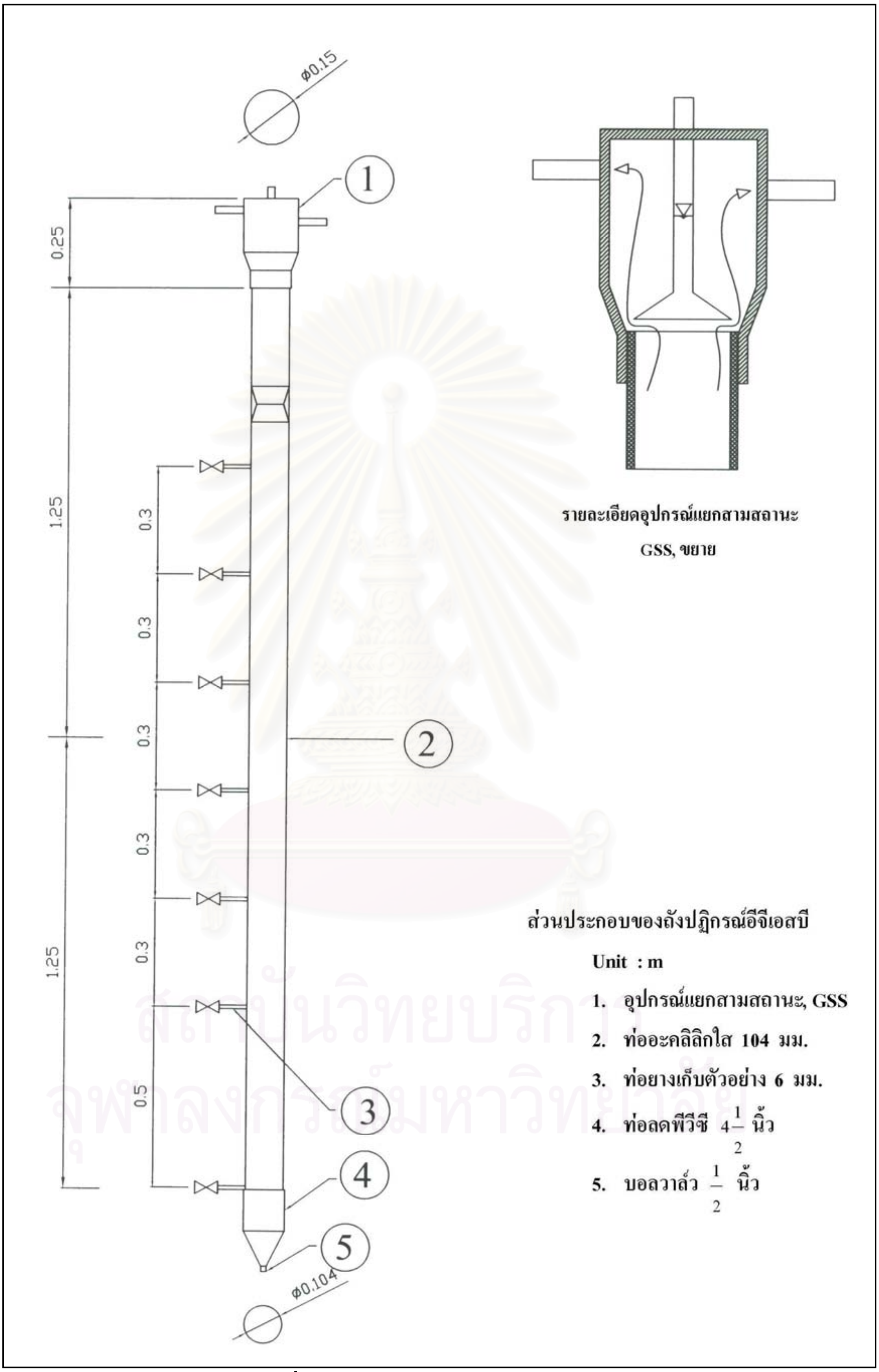
3.3.1 ถังพักน้ำเสีย

ใช้ถังพลาสติก ขนาดความจุ 15 ลิตร 2 ถัง

3.3.2 แบบจำลองถังปฏิกรณ์ อีจีเอสบี

ใช้แบบจำลองระดับห้องปฏิบัติการโดยส่วนย่อยสลายทำจากท่ออะคริลิกขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางภายใน 10.4 ซม. สูง 250 ซม. คิดเป็นปริมาตร 21.24 ลิตร ส่วนตกตะกอนทำจากท่อพีวีซีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางภายใน 15 ซม. สูง 25 ซม. จำนวน 3 ชุด รายละเอียดของแบบจำลองถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี แสดงดังรูปที่ 3.2

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 3.2 แบบจำลองถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

3.3.3 เครื่องสูบน้ำเข้าสู่ระบบและเครื่องสูบน้ำเสียเวียนกลับ

ใช้เครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบ เป็นแบบรีดสาย จำนวน 3 ชุด และเครื่องสูบน้ำเสียเวียนกลับ เป็นแบบไดอะแฟรม จำนวน 3 ชุด

3.3.4 อุปกรณ์เก็บและวัดปริมาตรก๊าซ แบบแทนที่น้ำ

อุปกรณ์วัดก๊าซมีจำนวน 3 ชุด ทำงานโดยใช้หลักการแทนที่น้ำ โดยมีกระบอกแทนที่น้ำทำจากพลาสติก บรรจุน้ำเต็มกระบอก โดยทำการปรับพีเอชน้ำให้ต่ำกว่า 3 โดยใช้ โซเดียมไบซัลไฟท์ (Na_2SO_3) 20 กรัม ผสมกับกรดซัลฟูริกเข้มข้น (conc. H_2SO_4) 5 มล. ในน้ำ 100 มล. เพื่อป้องกันการละลายน้ำของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ กระบอกแทนที่น้ำจะต่อกับสายยางนำก๊าซออกจากถังปฏิกรณ์ โดยก๊าซจะไปแทนที่น้ำที่บรรจุอยู่ในกระบอกแทนที่น้ำ

3.4 การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงาน

การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงานของ กระบวนอีจีเอสบี แสดงดังรูปที่ 3.3 โดยมีขั้นตอนการทำงาน ดังนี้

3.4.1 เครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบ (P1) จะสูบน้ำเสียจากถังพักน้ำเสีย (T1,T2) ผ่านวาล์ว (V1) ส่งเข้าไปยังจุดน้ำเข้าของถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี

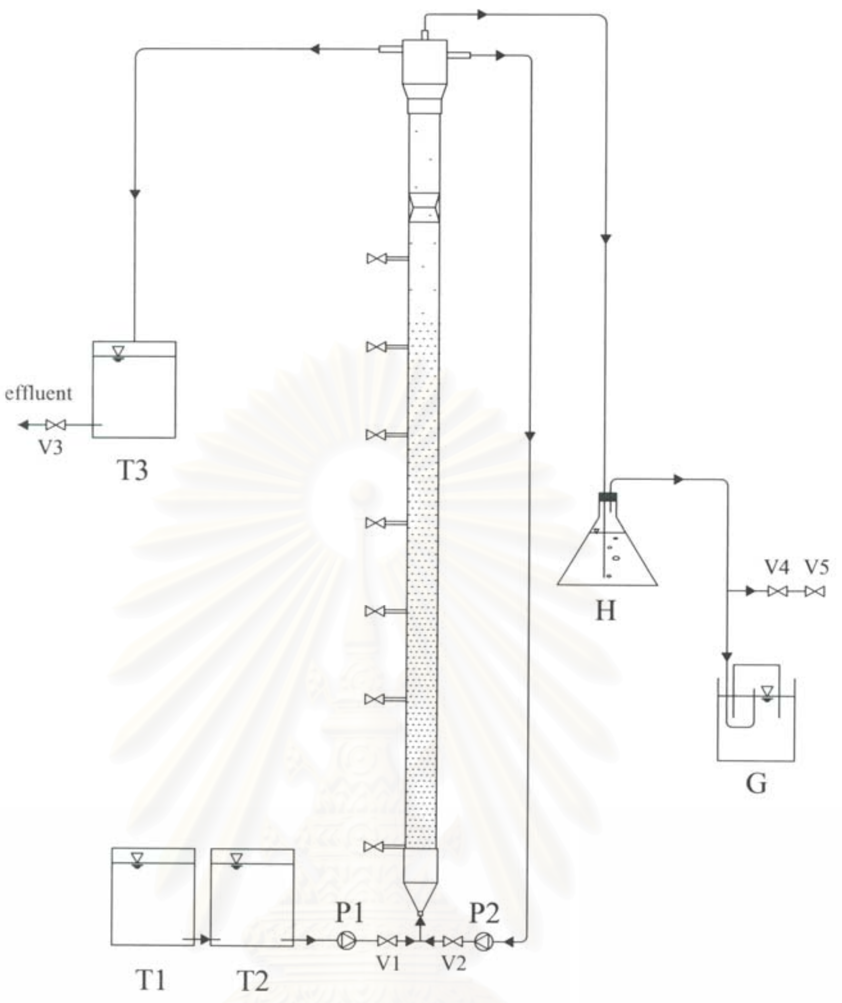
3.4.2 น้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี จะไหลต่อไปยังถังพักน้ำทิ้ง (T3)

3.4.3 เครื่องสูบน้ำเสียเวียนกลับ (P2) จะสูบน้ำเสียเวียนกลับมาผ่านวาล์ว (V2) เข้ายังจุดน้ำเข้าของถังปฏิกรณ์

3.4.4 ก๊าซที่เกิดขึ้นจะผ่านอุปกรณ์แยกสามสถานะส่งไปยังอุปกรณ์วัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H)

3.4.5 ก๊าซที่ผ่านอุปกรณ์วัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H) จะไหลผ่านวาล์ว (V4) และวาล์ว (V5) มายังอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซแบบแทนที่น้ำ (G)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



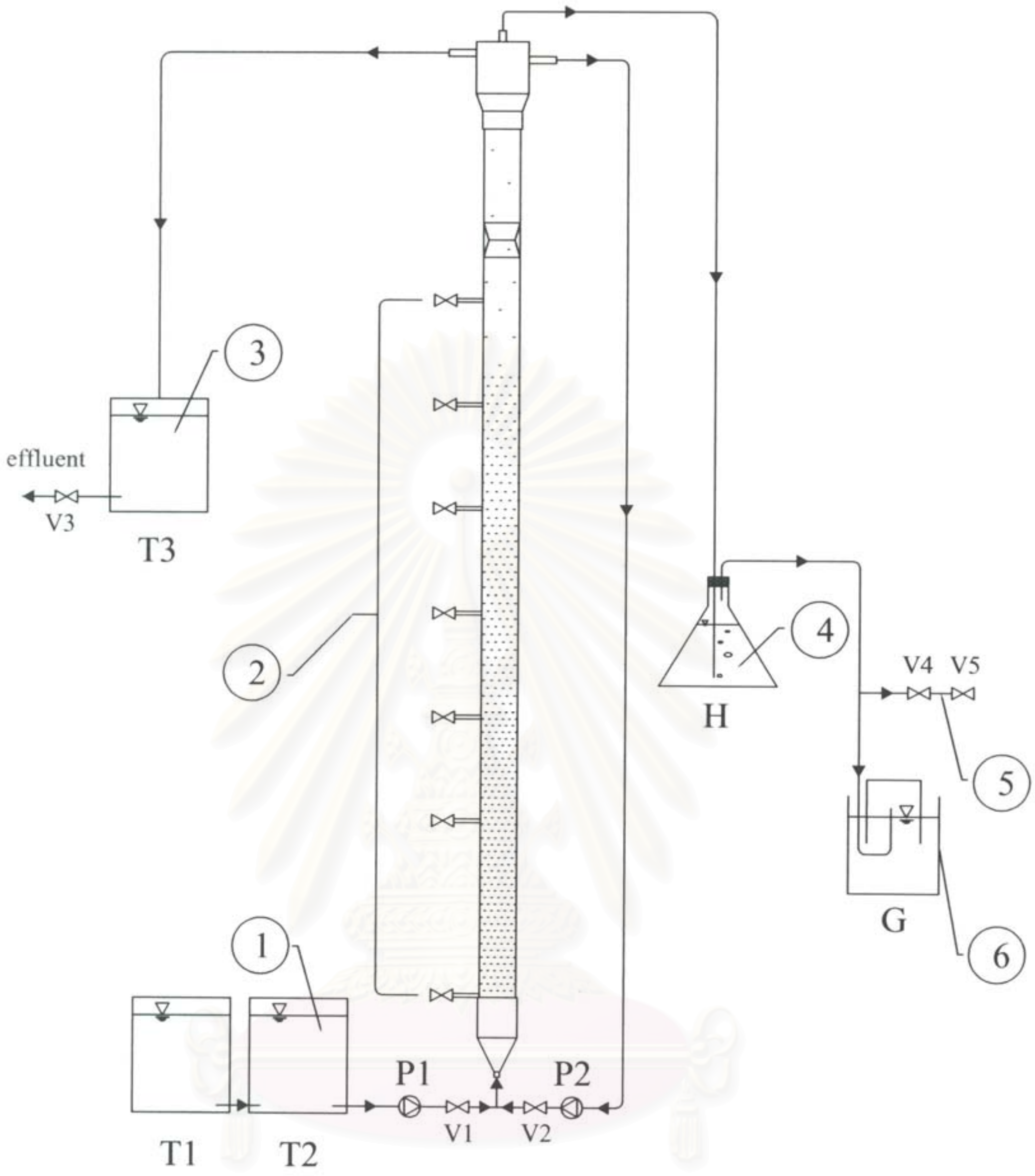
รูปที่ 3.3 อุปกรณ์ของระบบอีจีเอสบี

3.5 จุดเก็บตัวอย่าง

จุดเก็บตัวอย่างมีด้วยกัน 6 จุด คือ

1) ถังพักน้ำเสีย (T2)
2) ท่อยางเก็บตัวอย่างตะกอนตามความสูง
3) น้ำออกจากระบบอีจีเอสบี ที่ถังพักน้ำทิ้ง (T3)
4) ชุดดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H)
5) จุดเก็บก๊าซระหว่าง วาล์ว (V4) และ วาล์ว (V5)
6) ชุดวัดปริมาตรก๊าซแบบแทนที่น้ำ (G)

ดังแสดงในรูปที่ 3.4



รูปที่ 3.4 รายละเอียดของจุดเก็บตัวอย่าง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รูปที่ 3.5 ลักษณะการติดตั้งระบบอีจีเอสบีใต้ตึกเจริญวิศวกรรม

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จากรูปที่ 3.5 แต่ละจุดที่เก็บตัวอย่างจะถูกนำไปวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ ดังแสดงในตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.4 รายละเอียดการเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ตัวอย่าง

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	ความถี่	วิธีวิเคราะห์
1. ถังพักน้ำเสีย (T2) (น้ำเข้า)	ซีโอดี	3 ครั้ง/สัปดาห์	Close Reflux
	ซัลเฟต	1 ครั้ง/ของแต่ละช่วงการทดลอง	Ion Chromatography & Capillary Ion Analysis
	ไนเตรต	1 ครั้ง/ของแต่ละช่วงการทดลอง	Ion Chromatography & Capillary Ion Analysis
	พีเอช	3 ครั้ง/สัปดาห์	pH meter
	อุณหภูมิ	3 ครั้ง/สัปดาห์	Thermo meter
	สภาพด่างทั้งหมด	3 ครั้ง/สัปดาห์	Direct titration
	โครเมียมทั้งหมด	เมื่อจบการทดลอง	Atomic Absorption Spectrophotometer
2.ท่อยางเก็บตัวอย่างตะกอนตามความสูง	โครงสร้างเม็ดตะกอน ของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS)	เมื่อจบการทดลอง	SEM (Scanning Electron Microscope) Standard Method
3.ถังพักน้ำทิ้ง (T3) (น้ำออก)	ซีโอดี	3 ครั้ง/สัปดาห์	Close Reflux
	ซัลเฟต	1 ครั้ง/ของแต่ละช่วงการทดลอง	Ion Chromatography & Capillary Ion Analysis
	ซัลไฟด์	3 ครั้ง/สัปดาห์	Iodometric Method
	ไนเตรต	1 ครั้ง/ของแต่ละช่วงการทดลอง	Ion Chromatography & Capillary Ion Analysis
	ไนไตรท์	1 ครั้ง/ของแต่ละช่วงการทดลอง	Ion Chromatography & Capillary Ion Analysis
	กรดไขมันระเหย (VFA)	3 ครั้ง/สัปดาห์	Direct titration Method
	พีเอช	3 ครั้ง/สัปดาห์	pH meter
	อุณหภูมิ	3 ครั้ง/สัปดาห์	Themo meter
	สภาพด่างทั้งหมด	3 ครั้ง/สัปดาห์	Standard Method 2540b
	ของแข็งแขวนลอย	3 ครั้ง/สัปดาห์	Standard Method 2540b
	โออาร์พี	3 ครั้ง/สัปดาห์	ORP meter
	โครเมียมทั้งหมด	3 ครั้ง/สัปดาห์	Atomic Absorption Spectrophotometer
4.อุปกรณ์เก็บก๊าซ (V4,V5)	สัดส่วนของก๊าซแต่ละชนิด	เมื่อจบการทดลอง	Gas Chromatography
5. อุปกรณ์วัดปริมาณก๊าซ แบบแทนที่น้ำ (G)	ปริมาตรก๊าซทั้งหมด	3 ครั้ง/สัปดาห์	Water displacement

บทที่ 4
ผลการทดลองและการวิจารณ์ผล

4.1 การดำเนินการทดลอง

การดำเนินการทดลองในงานวิจัยครั้งนี้ ได้เป็นไปตามแผนการทดลอง คือ การทดลองในช่วงเริ่มต้นระบบ การทดลองบำบัดน้ำเสียที่มีความเร็วไหลขึ้นต่างกัน และการทดลองการเติมสารเฮกซะวาเลนต์โครเมียมในระบบบำบัดน้ำเสีย

ในช่วงเริ่มต้นระบบนั้นใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตของระบบยูเอเอสบีจากโรงงานผลิตน้ำอัดลม บริษัท เสริมสุข จังหวัดปทุมธานี โดยมีลักษณะดังตารางที่ 4.1 ทำการเริ่มต้นระบบโดยการใส่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ลงในถังปฏิกรณ์โดยมีปริมาณเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ประมาณ 322.52 กก.วีเอสเอส/ม^{3}ถังปฏิกรณ์ โดยคิดเป็นปริมาตรร้อยละ 40 ของปริมาตรถังปฏิกรณ์ ทำการสูบน้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบอย่างต่อเนื่อง และปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์เป็นไปตามแผนการทดลองดังนี้น้ำเสียเริ่มต้นใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราบรรทุกซีโอดี 0.5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม-วัน ความเร็วไหลขึ้น 1 ม./ชม. เมื่อระบบคงที่จึงเพิ่มอัตราบรรทุกซีโอดีและความเร็วไหลขึ้นไปถึง 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม-วัน ที่ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. , 3 ม./ชม. และ 4 ม./ชม.

4.2 คุณสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบอีจีเอสบี

ก่อนเริ่มเดินระบบ ได้นำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มาทำการทดลองหาคุณลักษณะของเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ ดังตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 คุณลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

พารามิเตอร์	ตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต
รูปร่าง	เม็ดกลมสีน้ำตาล
วีเอสวีเอส (กรัม/ลิตร)	806.3
ขนาดของเม็ดตะกอน	0.1-0.3 มม.

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

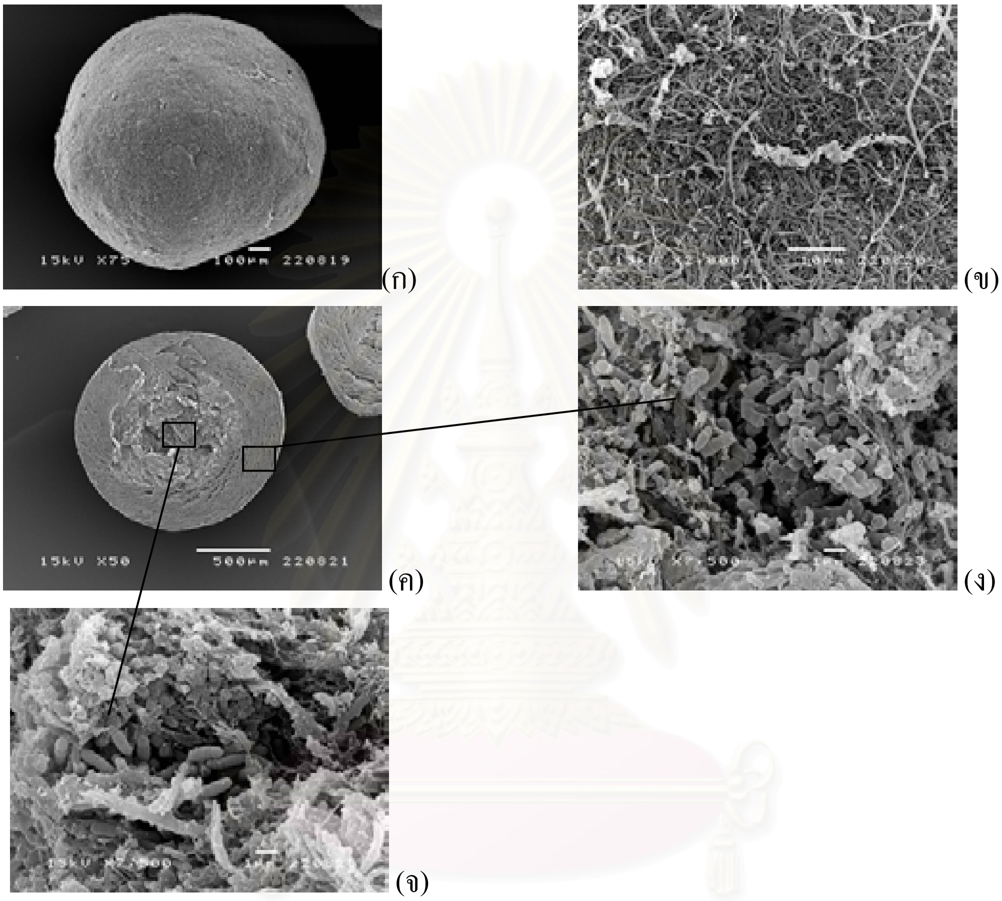
นอกจากพารามิเตอร์ที่กล่าวไว้ ได้นำเม็ดตะกอนมาส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ดังแสดงในรูปที่ 4.1 โดยทำการเลือกเม็ดตะกอนที่เป็นตัวแทนของเม็ดตะกอนหลาย ๆ เม็ดในถังปฏิกรณ์ โดยเม็ดตะกอนที่ส่องจากกล้องจุลทรรศน์มีลักษณะทางกายภาพและกลุ่มของแบคทีเรียที่สามารถสังเกตได้ดังนี้ คือ

<u>โครงสร้างบริเวณผิวชั้นนอก</u> ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ผิวนอกค่อนข้างเรียบและเป็นเม็ดกลมที่ค่อนข้างสมบูรณ์ โครงสร้างของกลุ่มแบคทีเรียชั้นนอกประกอบด้วย แบคทีเรียหลากหลายชนิดโดยสังเกตได้จากรูปของแบคทีเรียซึ่งมีหลายแบบ โดยจะมีแบคทีเรียแบบเส้นใยเป็นส่วนใหญ่ และแบคทีเรียรูปร่างกลมผสมอยู่ ซึ่งคาดว่ามีส่วนที่เป็นแบคทีเรียผลิตกรดหลายชนิดเนื่องจากสภาวะแวดล้อมภายนอกที่มีสารอาหารความเข้มข้นสูง โดยโครงสร้างที่เป็นเส้นใยเหล่านี้ จะถูกเกาะยึดโดยเซลล์แบคทีเรียที่เป็นทรงกลมขนาดเล็กทำให้โครงสร้างของเม็ดแบคทีเรียมีความแข็งแรง และเกาะกันเป็นเม็ดได้ดี

<u>โครงสร้างบริเวณภายใน</u> (ผ่าตามขวาง) ลักษณะของผิวชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อสังเกตที่กำลังขยายกล้องต่ำ (50 เท่า) พบว่ามีลักษณะภายในคล้ายกัน คือ มีความหนาแน่นของแบคทีเรียมากและเรียงสม่ำเสมอตลอดทั้งเม็ด แต่มีความหลากหลายทางชีวภาพของแบคทีเรียต่ำกว่าบริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยส่วนใหญ่พบกลุ่มแบคทีเรีย 2 กลุ่มใหญ่ตามลักษณะรูปร่างที่สามารถสังเกตได้ คือ แบบแท่ง และแบบทรงกลม

จากการพิจารณาการจัดเรียงตัวของเซลล์ และกลุ่มจุลินทรีย์ของเม็ดตะกอนจากระบบไร้อากาศที่บำบัดน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต พบว่าภายในเม็ดตะกอนมีการจัดเรียงตัวของเซลล์และกลุ่ม จุลินทรีย์ออกเป็นชั้น ๆ ดังนี้ ชั้นนอกสุดของชั้นเม็ดตะกอนส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรด มีความหลากหลายทางชีวภาพของแบคทีเรียมากซึ่งเกิดจากการแข่งกันแย่งอาหารสูงเพราะที่บริเวณนี้มีการสัมผัสโดยตรงระหว่างสารอาหารในน้ำเสียกับแบคทีเรีย ส่วนชั้นในเป็นแบคทีเรียกลุ่ม Methanotrix ซึ่งเป็นแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทน ที่มีรูปร่างเป็นแท่ง และทรงกลมทำงานร่วมกัน (Guiot, Pauss และ Corterton 1992) โดยรูปถ่ายจาก SEM ของเม็ดตะกอนแสดงดังรูปที่ 4.1

จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศอิเล็คตรอนดังในรูปที่ 4.1 พบว่าเม็ดตะกอนมีลักษณะสมบูรณ์ (รูป ก) ที่พื้นผิวประกอบด้วยแบคทีเรียพวกเส้นใยเป็นจำนวนมาก (รูป ข) ส่วนที่ผิวชั้นในถัดมาพบแบคทีเรียพวกแท่งสั้นรวมกับแบคทีเรียทรงกลมค่อนข้างหนาแน่น (รูป ง) และถัดมาถึงแกนกลางของเม็ดตะกอนจะพบแบคทีเรียพวกแท่งสั้นค่อนข้างมาก (รูป จ)



รูปที่ 4.1 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อระบบคงที่แล้วโดยยังไม่ได้เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

(ก) เม็ดตะกอน กำลังขยาย 75 เท่า

(ข) พื้นผิวภายนอกของเม็ดตะกอน กำลังขยาย 2000 เท่า

(ค) ภาพตัดขวาง กำลังขยาย 50 เท่า

(ง) ภาพตัดขวางระหว่างผิวกับแกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า

(จ) ภาคตัดขวางแกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

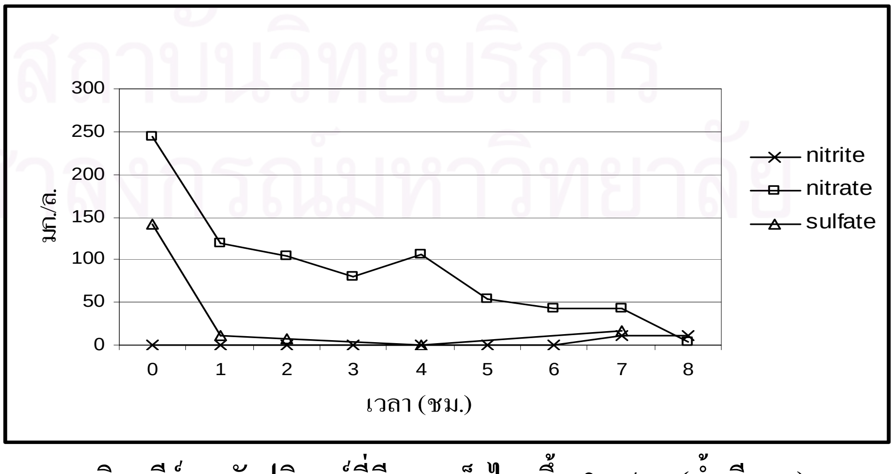
4.3 การศึกษาการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน

4.3.1 การทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์

การศึกษาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันได้ทำการทดลองแบบแบตช์โดยน้ำเสียที่นำมาศึกษาเป็นน้ำเสียสดและหมัก การที่ต้องทำการศึกษาน้ำเสียที่ผ่านการหมักมาแล้วเนื่องจากว่าน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมมีการย่อยสลายค่อนข้างเร็วเมื่อเวลาผ่านไป 24 ชั่วโมง จากการวัดค่าพีเอชพบว่ามีค่าลดลงมาประมาณ 5.1-5.3 ซึ่งอยู่ในสภาวะกรด ซึ่งอาจมีผลกระทบต่อการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันได้ การทดลองจะทำโดยการสุ่มตัวอย่างเม็ดตะกอนหลังจากเดินระบบมาได้ 63 วัน ซึ่งเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้วโดยนำมาจากตามความสูงของชั้นตะกอนตลอดชั้น เลือกมาผสมรวมกันเป็น 25 มล. (คิดเป็น 20.16 กรัมวีเอสเอส) แล้วนำมารวมกับน้ำเสียที่เตรียมสดและผ่านการหมักโดยมีส่วนผสมของซัลเฟตและไนเตรตปริมาณตามปริมาณที่จะทำการทดลองนำไปอุ่นในน้ำที่ปรับอุณหภูมิไว้ประมาณ 35 ^{o}ซ ซึ่งให้ใกล้เคียงกับสภาวะจริงในถังปฏิกรณ์ หลังจากนั้นทำการทดลองหาปริมาณซัลเฟตและไนเตรตตามช่วงเวลา

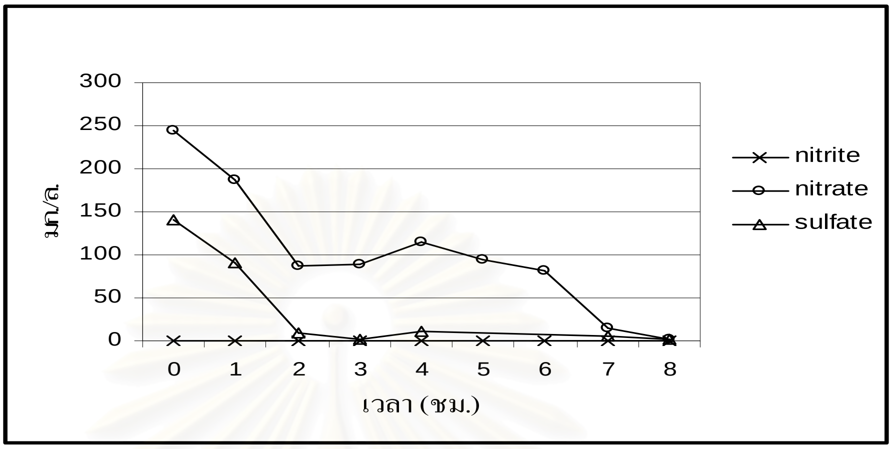
4.3.1.1 การทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์โดยใช้น้ำเสียสด

การทดลองนี้จะใช้น้ำเสียสดโดยไม่ผ่านการหมักเพื่อดูการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่างกันที่ 2,3 และ 4 ม./ชม. ดังรูปที่ 4.2 จะเห็นได้ว่าซัลเฟตจะมีปริมาณลดลงอย่างรวดเร็วในช่วง 1 ชั่วโมงแรก และถูกกำจัดหมดที่ประมาณชั่วโมงที่ 7 ส่วนไนเตรตจะมีปริมาณลดลงอย่างรวดเร็วในช่วง 1 ชั่วโมงแรก จากนั้นจะมีค่าค่อย ๆ ลดลงและถูกกำจัดหมดที่ประมาณชั่วโมงที่ 8 ส่วนไนไตรท์จะพบปริมาณเล็กน้อยในช่วง 1 ชั่วโมงแรก



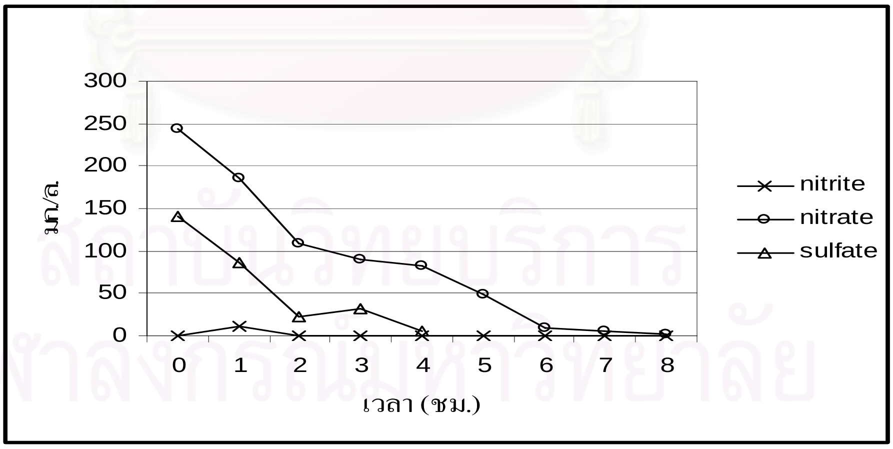
รูปที่ 4.2 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.(น้ำเสียสด)

จากรูปที่ 4.3 ซัลเฟตจะมีปริมาณลดลงอย่างรวดเร็วจนเหลือปริมาณน้อยมากในชั่วโมงที่ 2 และถูกกำจัดหมดในชั่วโมงที่ 8 ส่วนไนเตรตมีปริมาณลดลงอย่างรวดเร็วในช่วง 2 ชั่วโมงแรกจะถูกแบคทีเรียกำจัดเกือบหมดที่ชั่วโมงที่ 8



รูปที่ 4. 3 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.(น้ำเสียสด)

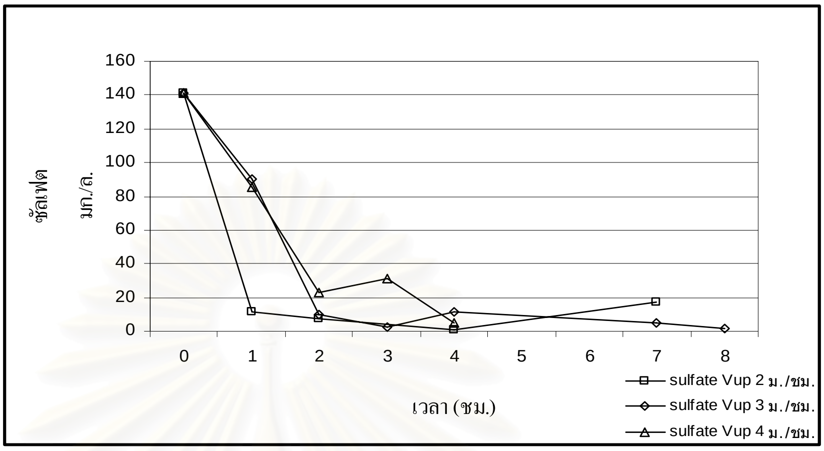
จากรูปที่ 4.4 ซัลเฟตจะมีปริมาณลดลงอย่างรวดเร็วในช่วง 2 ชั่วโมงแรกและถูกกำจัดหมดในชั่วโมงที่ 4 ส่วนไนเตรตจะมีปริมาณลดลงอย่างรวดเร็วในช่วง 2 ชั่วโมงแรก และมีปริมาณค่อยๆ ลดลงและถูกกำจัดหมดในชั่วโมงที่ 8 และไนไตรท์จะพบในปริมาณเล็กน้อยในช่วงชั่วโมงแรก



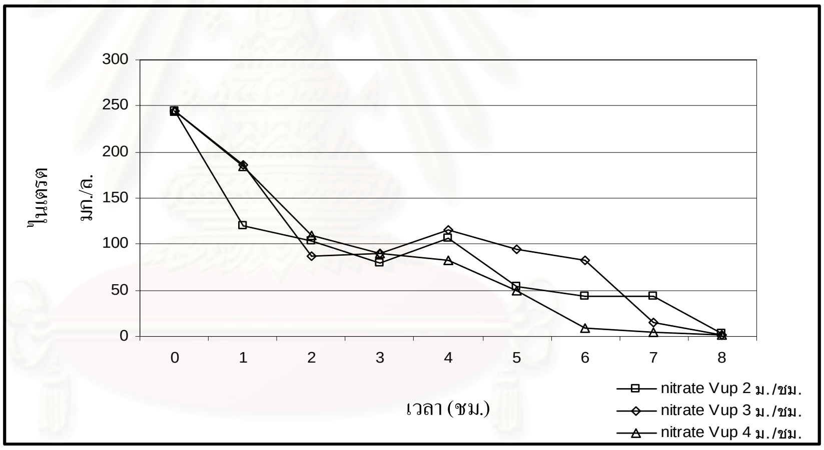
รูปที่ 4.4 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.(น้ำเสียสด)

จากการทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันที่ใช้น้ำเสียสด สรุปได้ว่าเม็ดตะกอนที่นำมาจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2,3 และ 4 ม./ชม. ปริมาณซัลเฟตและไนเตรตจะถูกกำจัดและมีปริมาณลดลงอย่างรวดเร็วในช่วงชั่วโมงแรก ๆ จากนั้นจะมีปริมาณค่อย ๆ ลดลงอย่างต่อเนื่องโดย

ซัลเฟตจะถูกกำจัดหมดก่อนส่วนซัลเฟตจะถูกกำจัดหมดทีหลัง และในช่วงชั่วโมงแรกจะพบว่ามีปริมาณไนไตรท์เกิดขึ้นในปริมาณน้อยด้วย ดูรูปที่ 4.5-4.6



รูปที่ 4.5 ซัลเฟตรีดักชันของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ เปรียบเทียบกับเวลา (น้ำเสียสด)



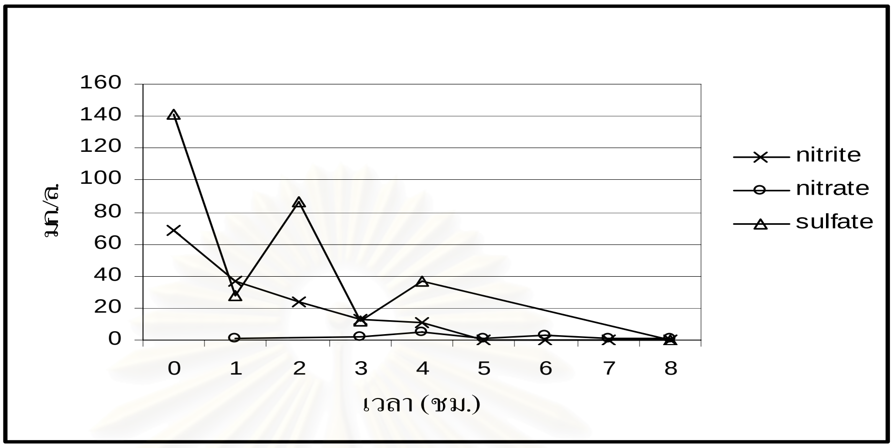
รูปที่ 4.6 ไนเตรตรีดักชันของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ เปรียบเทียบกับเวลา (น้ำเสียสด)

4.3.1.2 การทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์โดยใช้น้ำเสียที่ผ่านการหมัก 24 ชั่วโมง

การทดลองนี้จะใช้น้ำเสียสดโดยผ่านการหมักเพื่อศึกษาดูว่าน้ำเสียที่ผ่านการหมักมา 24 ชั่วโมงจะมีผลอย่างไรต่อเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่างกันที่ 2,3 และ 4 ม./ชม. ดูรูปที่ 4.7-4.9

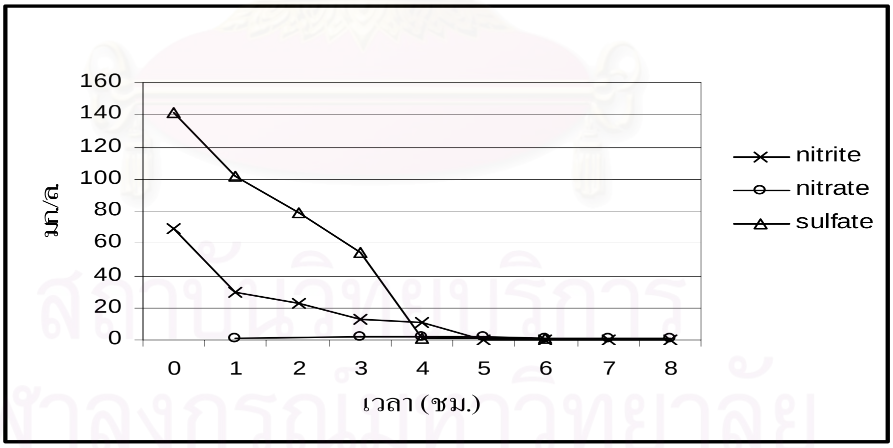
จากรูปที่ 4.7 เห็นได้ว่าไนเตรตเหลือน้อยมากเมื่อน้ำเกิดการหมัก 24 ชม. แต่จะถูกแบคทีเรียเปลี่ยนรูปไปเป็นไนไตรท์ซึ่งในชั่วโมงแรกจะมีเส้นกราฟค่อนข้างชันหลังจากนั้น จะ

ค่อย ๆ ถูกกำจัดจนหมดที่ชั่วโมงที่ 4 ส่วนซัลเฟตจากกราฟจะมีการเปลี่ยนแปลงไม่ค่อยชัดแต่มีแนวโน้มลดลง และถูกกำจัดหมดช้ากว่าประมาณชั่วโมงที่ 4



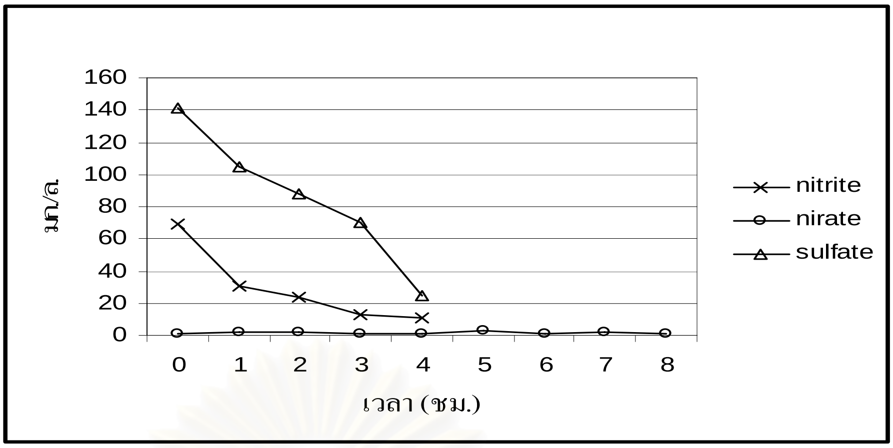
รูปที่ 4.7 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)

จากรูปที่ 4.8 หลังจากผ่านการหมักได้ 24 ชม. จะเกิดไนไตรท์ขึ้นในชั่วโมงแรกเส้นกราฟค่อนข้างชันและถูกแบคทีเรียกำจัดหมดชั่วโมงที่ 4 ส่วนซัลเฟตมีอัตราการลดลงค่อนข้างสม่ำเสมอและถูกกำจัดหมดที่ชั่วโมงที่ 4 เช่นเดียวกัน



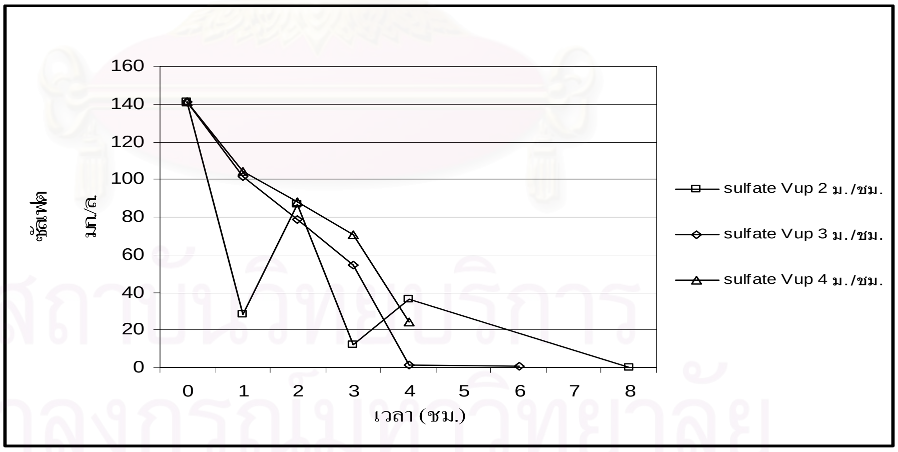
รูปที่ 4.8 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)

จากรูปที่ 4.9 หลังจากผ่านการหมักได้ 24 ชม. จะเกิดไนไตรท์ขึ้นในชั่วโมงแรกเส้นกราฟค่อนข้างชันและถูกแบคทีเรียกำจัดหมดชั่วโมงที่ 4 ส่วนซัลเฟตมีอัตราการลดลงค่อนข้างสม่ำเสมอและถูกกำจัดหมดที่ชั่วโมงที่ 4 เช่นเดียวกัน

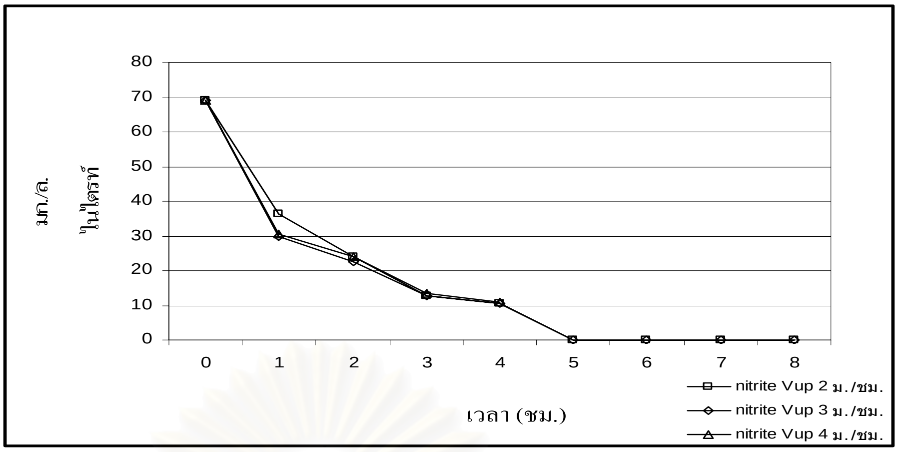


รูปที่ 4.9 ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)

จากการทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันที่ใช้น้ำเสียที่หมักมาแล้ว 24 ชั่วโมง สรุปได้ว่ามีปริมาณไนเตรตเหลืออยู่น้อยมากเนื่องจากถูกแบคทีเรียย่อยสลายและเปลี่ยนรูปไปเป็นไนไตรท์ในปริมาณค่อนข้างมาก และไนไตรท์จะถูกกำจัดหมดในช่วง 4 ชั่วโมงแรกซึ่งทั้งสามความเร็วจะไม่ค่อยมีความแตกต่างกันมาก ส่วนซัลเฟตก็เช่นเดียวกันแต่จะมีอัตราการลดลงค่อนข้างเร็วเนื่องจากเส้นกราฟค่อนข้างชัน ที่ความเร็วไหลขึ้นน้อยสุดจะมีอัตราการกำจัดซัลเฟตดีที่สุด ส่วนความเร็วไหลขึ้นที่มีค่ามากขึ้นจะมีอัตราการกำจัดซัลเฟตลดลงตามลำดับ ดูรูปที่ 4.10 และ 4.11



รูปที่ 4.10 ซัลเฟตรีดักชันของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ เปรียบเทียบกับเวลา (น้ำเสียหมัก)



รูปที่ 4.11 ไนไตรท์รีดักชันของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ เปรียบเทียบกับเวลา(น้ำเสียหมัก)

ในกระบวนการแอนแอโรบิค การผลิตก๊าซมีเทน ที่มีกระบวนการซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันรวมอยู่ด้วย จะมีการแข่งขันกันของการใช้สารอาหาร (Substrate Competition) หรือแหล่งคาร์บอนของแต่ละกระบวนการ ยกตัวอย่างเช่น กระบวนการแอนแอโรบิคที่มีอะซิเตตเป็นแหล่งคาร์บอน โดยมีกระบวนการผลิตก๊าซมีเทน กระบวนการซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันรวมอยู่ด้วย มีสมการความสัมพันธ์ดังนี้

$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow HCO_3^- + CH_4$ $\Delta G_0 = -28$ kJ

$CH_3COO^- + SO_4^{2-} \rightarrow 2HCO_3^- + HS^-$ $\Delta G_0 = -47.6$ kJ

$CH_3COO^- + NO_3^- + 3/5H^+ \rightarrow 2HCO_3^- + 4/5N_2 + 4/5H_2O$ $\Delta G_0 = -817.7$ kJ

จากสมการการเปลี่ยนแปลงพลังงาน (ΔG_0) กระบวนการไนเตรตรีดักชันหรือดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นก่อนเนื่องจากมีการเปลี่ยนแปลงพลังงานที่สูงสุด หลังจากนั้นกระบวนการซัลเฟตรีดักชันจะเกิดขึ้นตามมา และกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนจะเกิดขึ้นท้ายสุด แต่จากผลการทดลองแบบแบตช์ของทุกความเร็วไหลขึ้นโดยใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอนน้ำเสียที่เตรียมใหม่โดยยังไม่ผ่านการหมักกระบวนการซัลเฟตรีดักชันจะเกิดขึ้นควบคู่ไปกับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน แต่ว่าซัลเฟตจะถูกบำบัดหมดก่อนที่ช่วงชั่วโมงที่ 4 ส่วนไนเตรตจะถูกบำบัดหมดที่หลังในช่วงเวลาชั่วโมงที่ 8 ทั้งนี้อาจเนื่องจากเกิดการแย่งกันใช้สารอาหารของแบคทีเรียทั้งสองชนิด (substrate competition) ส่วนน้ำเสียที่ผ่านการหมักมาแล้ว 24 ชม. ในถังเตรียมน้ำเสียไนเตรตจะถูกย่อยสลายเกือบหมดและกลายเป็นไนไตรท์ประมาณ 68.97 มก./ล. ส่วนซัลเฟตไม่มีการย่อยสลายเปลี่ยนไปเป็นซัลไฟด์โดยมีความเข้มข้นเท่าเดิม 140.97 มก./ล. ซึ่งเมื่อมาทำการทดลองแบบแบตช์พบว่าทั้งซัลเฟตและไนไตรท์ จะถูกกำจัดหมดในช่วงเวลาชั่วโมงที่ 4 ของทุกความเร็วไหลขึ้น ซึ่งพอจะสรุปได้ว่าเมื่อน้ำเสียที่ผ่านการหมักมาแล้ว 24 ชม. น้ำตาลทรายจะถูกย่อยและกลายเป็นกรดอะซิติกมากที่สุด ซึ่งจะเกิดกระบวนการดีไน

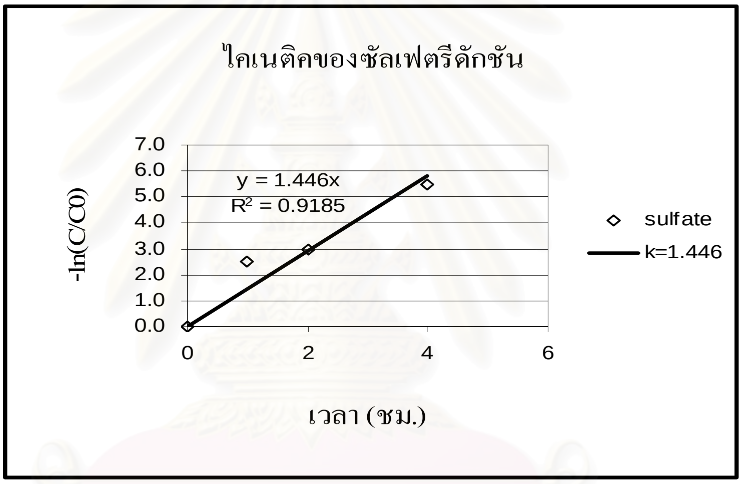
ตริฟิเคชันในถังเตรียมน้ำเสียก่อน และกลายไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ส่วนที่เหลือจะถูกย่อยอยู่ในรูปของไนไตรท์ซึ่งเป็นไปตามสมการพลังงานอิสระข้างต้น

4.3.1.3 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน

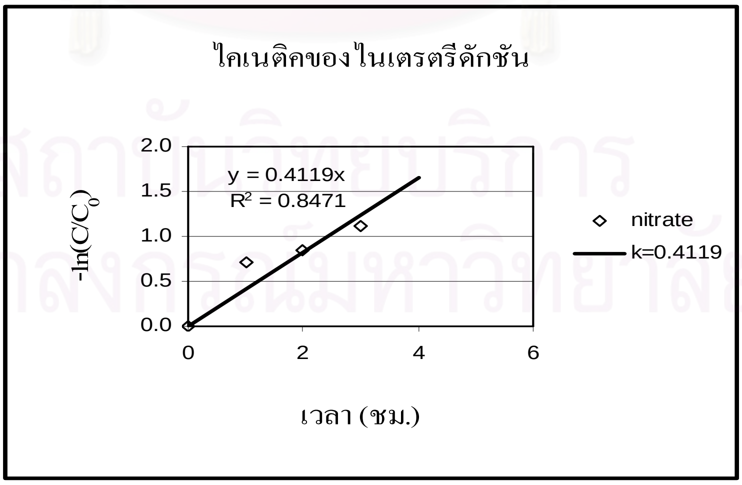
1) ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของน้ำเสียสด

จากการทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์ในน้ำเสียสดสามารถนำมาสร้างกราฟความสัมพันธ์กับเวลาในช่วง 4 ชั่วโมงแรกของอัตราการเกิดปฏิกิริยาดังรูปที่ 4.12-4.14

จากรูปที่ 4.12 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 1.446 ชม.$^{-1}$ ส่วนไคเนติคของไนเตรตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.4119 ชม.$^{-1}$



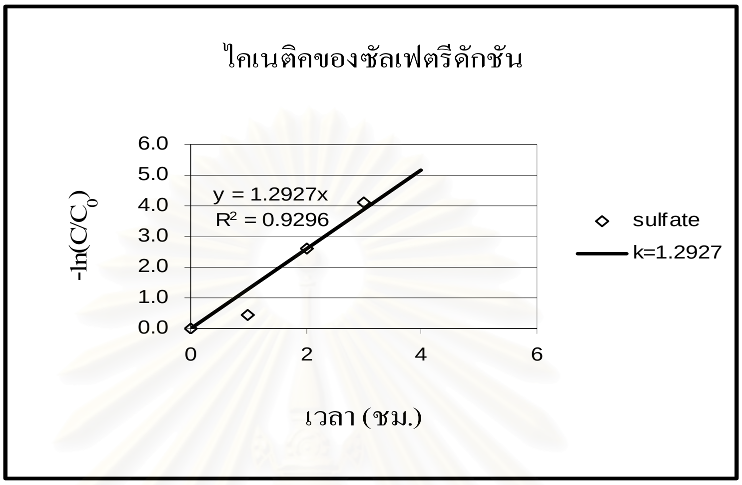
(ก)



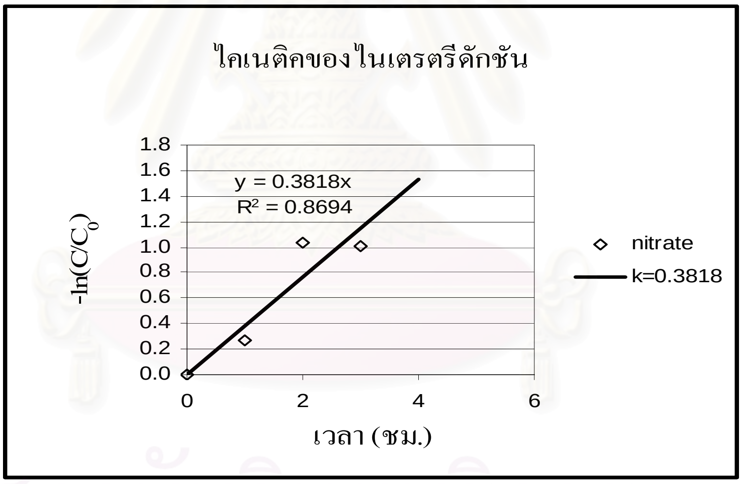
(ข)

รูปที่ 4.12 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.(น้ำเสียสด)

จากรูปที่ 4.13 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 1.2927 ชม.$^{-1}$ ส่วนไคเนติคของไนเตรตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.3818 ชม.$^{-1}$



(ก)

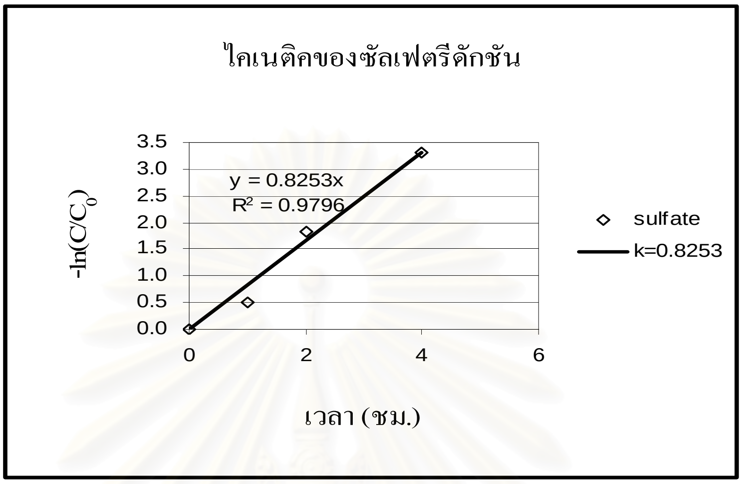


(ข)

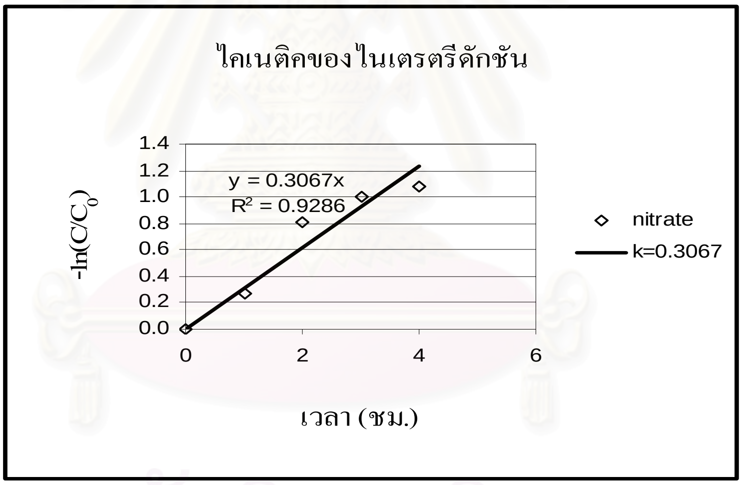
รูปที่ 4.13 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.(น้ำเสียสด)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จากรูปที่ 4.14 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.8253 ชม.$^{-1}$ ส่วนไคเนติคของไนเตรตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.3067 ชม.$^{-1}$



(ก)



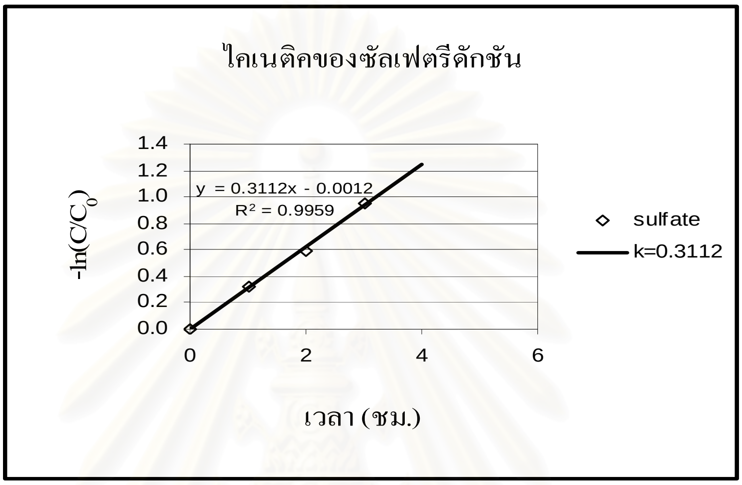
(ข)

รูปที่ 4.14 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.(น้ำเสียสด)

2) ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของน้ำเสียหมัก 24 ชั่วโมง

จากการทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์ในน้ำเสียสดสามารถนำมาสร้างกราฟความสัมพันธ์กับเวลาในช่วง 4 ชั่วโมงแรกของอัตราการเกิดปฏิกิริยาดังรูปที่ 4.15-4.17

จากรูปที่ 4.15 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1^{st} order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.3192 ชม.$^{-1}$ ส่วนไนเตรตรีดักชันเมื่อน้ำเสียผ่านการหมักไปแล้ว 24 ชั่วโมง จะมีปริมาณไนเตรตเหลือน้อยมากซึ่งไม่ได้นำนำมาคำนวณหาค่าทางไคเนติค แต่จากผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสียจะพบปริมาณไนไตรท์เกิดขึ้นมากและจากกราฟจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1^{st} order reaction เช่นเดียวกันกับซัลเฟต ได้ค่า k = 0.5089 ชม.$^{-1}$

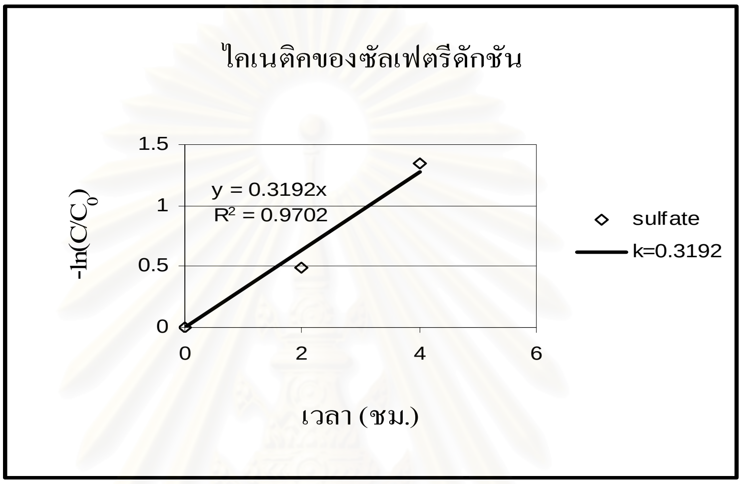


(ก)

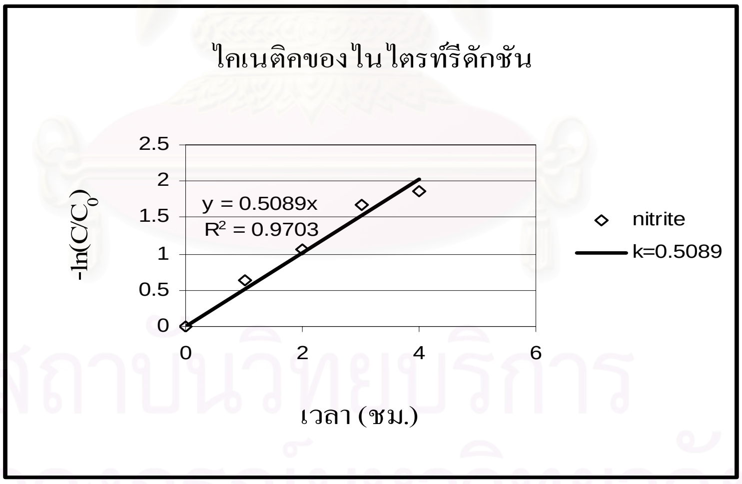
(ข)

รูปที่ 4.15 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)

จากรูปที่ 4.16 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.3112 ชม.$^{-1}$ ส่วนไนเตรตรีดักชันเมื่อน้ำเสียผ่านการหมักไปแล้ว 24 ชั่วโมง จะมีปริมาณไนเตรตเหลือน้อยมากซึ่งไม่ได้นำนำมาคำนวณหาค่าทางไคเนติค แต่จากผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสียจะพบปริมาณไนไตรท์เกิดขึ้นมากและจากกกราฟจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction เช่นเดียวกันกับซัลเฟต ได้ค่า k = 0.5232 ชม.$^{-1}$



(ก)

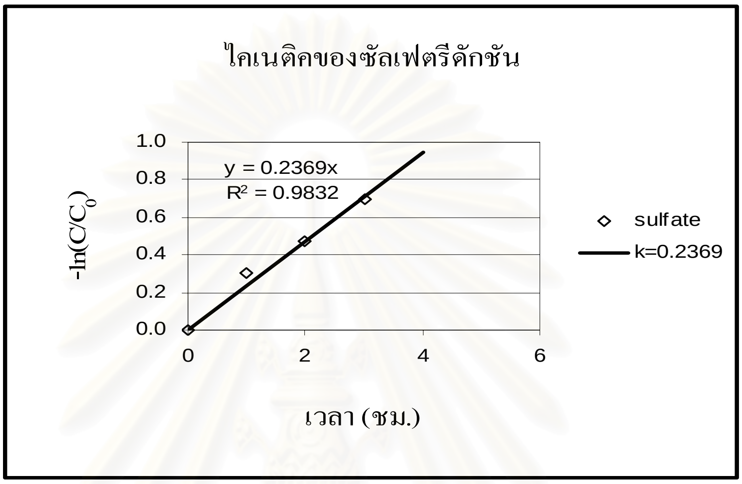


(ข)

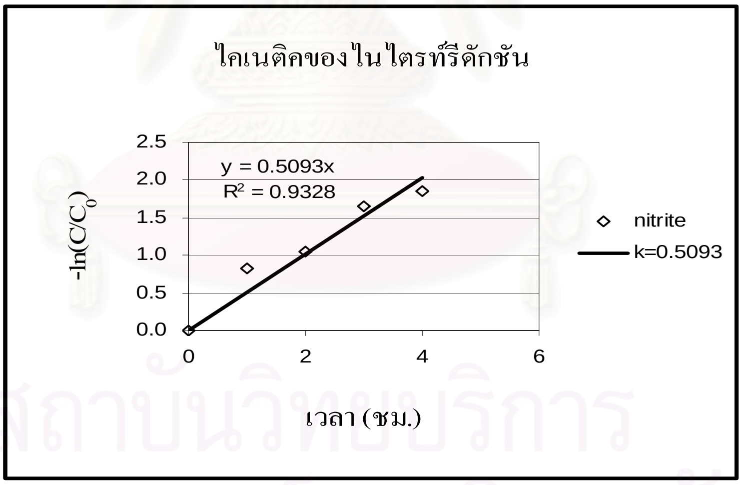
รูปที่ 4.16 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จากรูปที่ 4.17 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.2369 ชม.$^{-1}$ ส่วนไนเตรตรีดักชันเมื่อน้ำเสียผ่านการหมักไปแล้ว 24 ชั่วโมง จะมีปริมาณไนเตรตเหลือน้อยมากซึ่งไม่ได้นำมาคำนวณหาค่าทางไคเนติค แต่จากผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสียจะพบปริมาณไนไตรท์เกิดขึ้นมากและจากกกราฟจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction เช่นเดียวกันกับซัลเฟต ได้ค่า k = 0.5093 ชม.$^{-1}$



(ก)



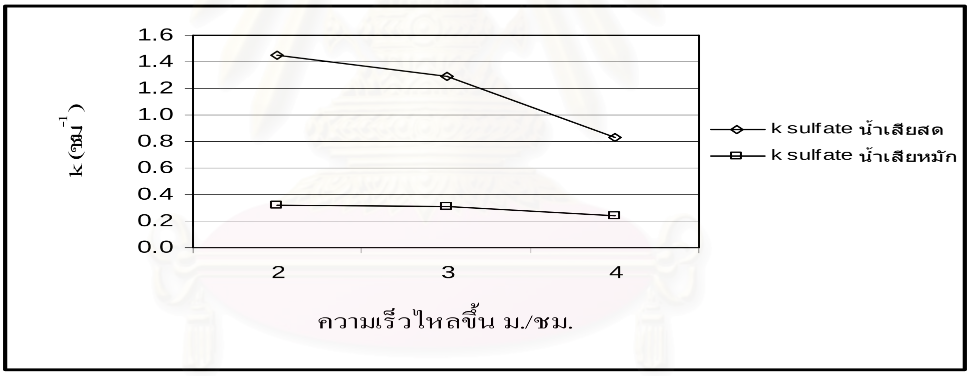
(ข)

รูปที่ 4.17 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.(น้ำเสียหมัก)

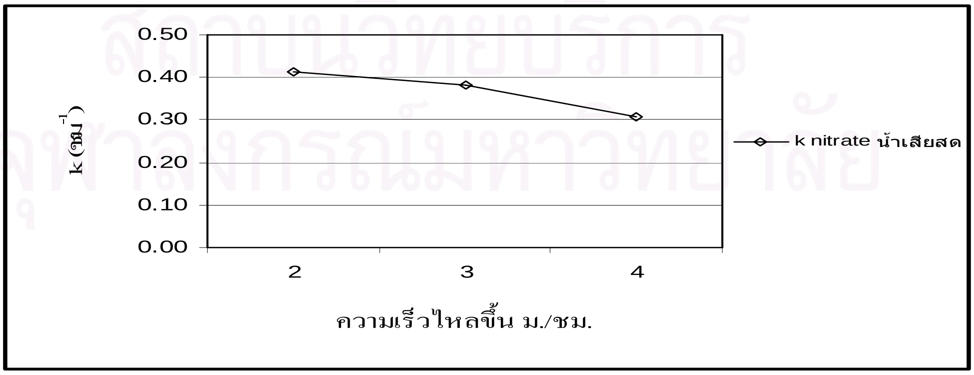
ตารางที่ 4.2 สรุปผลค่า k ของตะกอนที่มีความเร็วไหลขึ้นต่างกันจากการทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์

พารามิเตอร์น้ำเสีย	เม็ดตะกอนจากคอลัมน์ที่ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.	ค่า k ซัลเฟตรีดักชัน 1st order (ชม.$^{-1}$)	ค่า k ไนเตรตรีดักชัน 1st order (ชม.$^{-1}$)	ค่า k ไนไตรท์รีดักชัน 1st order (ชม.$^{-1}$)
น้ำเสียสด น้ำเสียหมัก 24 ชม.	2	1.446 0.3192	0.4119 *	- 0.5089
น้ำเสียสด น้ำเสียหมัก 24 ชม.	3	1.2927 0.3112	0.3818 *	- 0.5232
น้ำเสียสด น้ำเสียหมัก 24 ชม.	4	0.8253 0.2369	0.3067 *	- 0.5093

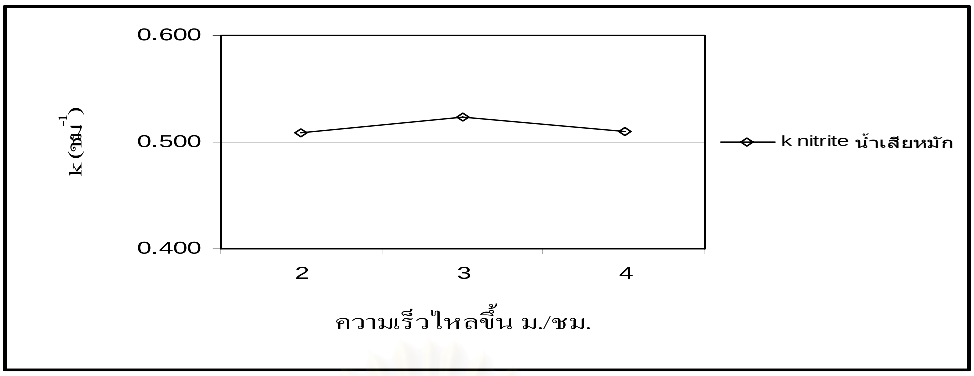
หมายเหตุ : ไนเตรตเหลือน้อยมากเนื่องจากเกิดการย่อยสลายเปลี่ยนรูปไปเป็นไนไตรท์



(ก)



(ข)



(ค)

รูปที่ 4.18 กราฟค่าไคเนติคของกระบวนการซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันกับความเร็วไหลขึ้น

จากตารางที่ 4.2 ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันของตะกอนโดยใช้น้ำเสียสด ที่ ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. จะมีค่า k = 1.446 ชม.$^{-1}$ มากที่สุด ที่ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. จะมีค่า k = 0.8253 ชม.$^{-1}$ น้อยที่สุด ซึ่งจากผลการทดลองค่า k ซัลเฟตรีดักชันของตะกอนจะมีแนวโน้มลดลงเมื่อความเร็วไหลขึ้นมีค่าเพิ่มขึ้นแสดงว่าถ้าความเร็วไหลขึ้นสูงขึ้นจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตลดลง (ดูรูปที่ 4.18 ก)

ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันของตะกอนโดยใช้น้ำเสียหมัก 24 ชม. ที่ ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. จะมีค่า k = 0.3192 ชม.$^{-1}$ มากที่สุด ที่ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. จะมีค่า k = 0.2369 ชม.$^{-1}$ น้อยที่สุด ซึ่งจากผลการทดลองค่า k ซัลเฟตรีดักชันของตะกอนจะมีแนวโน้มลดลงเมื่อความเร็วไหลขึ้นมีค่าเพิ่มขึ้น แสดงว่าถ้าความเร็วไหลขึ้นเพิ่มขึ้นจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตลดลง (ดูรูปที่ 4.18 ก)

ค่า k ของไนเตรตรีดักชันของตะกอนโดยใช้น้ำเสียสด ที่ ความเร็วไหลขึ้น = 2 ม./ชม. จะมีค่า k = 0.4119 ชม.$^{-1}$ มากที่สุด และที่ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. จะมีค่า k = 0.3067 ชม.$^{-1}$ น้อยที่สุด ซึ่งจากผลการทดลองค่า k ไนเตรตรีดักชันของตะกอนจะมีแนวโน้มลดลงเมื่อความเร็วไหลขึ้นมีค่าเพิ่มขึ้น แสดงว่าถ้าความเร็วไหลขึ้นเพิ่มขึ้นจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตลดลง (ดูรูปที่ 4.18 ข)

ค่า k ของไนไตรท์ตรีดักชันของตะกอนโดยใช้น้ำเสียหมัก 24 ชม. ทุกความเร็วไหลขึ้น จะมีค่า k ใกล้เคียงกัน แสดงว่าถ้าความเร็วไหลขึ้นเพิ่มขึ้นจะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนไตรท์ (ดูรูปที่ 4.18 ค)

สรุปผลของของความเร็วไหลขึ้นต่อค่าไคเนติคของซัลเฟต ไนเตรต และไนไตรท์ รีดักชันจากการทดลองแบบแบตช์พบว่า

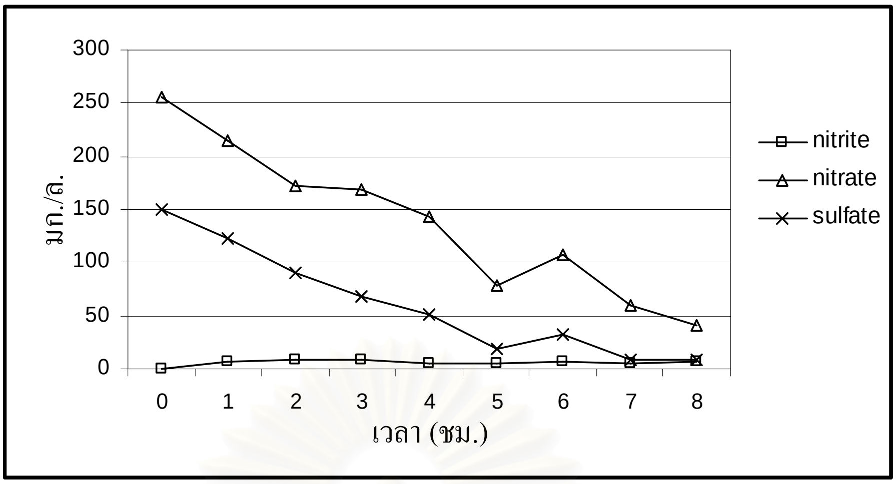
1) ค่า k ของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของเม็ดตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ โดยใช้น้ำเสียสดจะมีแนวโน้มลดลง เนื่องจาก เวลากักเก็บรวม (HRT ,τ)ของอัตราการไหลรวมในถังปฏิกรณ์ ($Q_{\text{น้ำเสียเข้า}}$+ $Q_{\text{น้ำเวียนกลับ}}$) มีค่าลดลงเมื่อความเร็วไหลขึ้นมีค่าเพิ่มขึ้นซึ่งจะทำให้มีเวลาสัมผัสของเม็ดตะกอนกับสารอาหารลดลง ทำให้แบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) และไนเตรต (DNB) เจริญเติบโตได้ไม่ดีเมื่อความเร็วไหลขึ้นมีค่าเพิ่มขึ้น
2) ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันของตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ โดยใช้น้ำเสียหมักมีแนวโน้มลดลงแต่ไม่มากนักซึ่งมีสาเหตุจากเวลากักเก็บรวม (HRT ,τ) ที่มีค่าน้อยลงดังได้กล่าวไว้ในข้อ 1 และมีค่าน้อยกว่าค่า k ที่ใช้น้ำเสียสด แสดงว่าแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) ในน้ำเสียสดจะเจริญเติบโตได้ดีกว่าในน้ำเสียหมัก
3) ค่า k ของไนไตรท์รีดักชันของตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่าง ๆ โดยใช้น้ำเสียหมักมีค่าใกล้เคียงกันในน้ำเสียหมัก ซึ่งสรุปได้ว่าที่ความเร็วไหลขึ้นสูงขึ้นจะไม่มีผลต่อการเกิดไนไตร์รีดักชัน

4.3.1.4 การศึกษาผลของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีผลต่อกระบวนการซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์

ในการศึกษานี้จะทำการทดลองแบบแบตช์เช่นเดียวกันกับหัวข้อการศึกษากระบวนการซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยเลือกเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. ทำการเดินระบบมาเป็นเวลา 63 วัน ซึ่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว (น้ำเสียที่ใช้เป็นประเภทน้ำเสียสด) เนื่องจากมีค่าไคเนติคซึ่งมีค่า k ของซัลเฟต ไนเตรตและไนไตรท์รีดักชันมากที่สุด จึงถูกเลือกมาเพื่อศึกษาผลกระทบของการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมความเข้มข้นต่าง ๆ กัน คือ 20, 40, 70 และ 100 มก./ล. เติมลงไปในน้ำเสียสังเคราะห์ดังรูปที่ 4.19 – 4.22

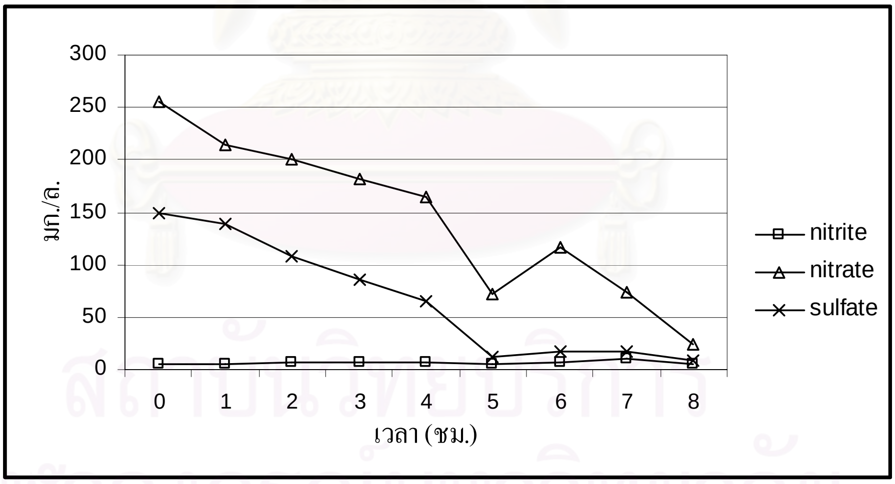
รูปที่ 4.19 ซัลเฟตจะถูกแบคทีเรียกำจัดหมดก่อนที่เวลาประมาณ 7 ชั่วโมง ส่วนไนเตรตถูกกำจัดเกือบหมดที่เวลาประมาณ 8 ชั่วโมง ซึ่งทั้งซัลเฟตและไนเตรตจะมีปริมาณค่อย ๆ ลดลงอย่างต่อเนื่อง และในช่วงการทดลองจะเกิดไนไตรท์ขึ้นเล็กน้อย

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



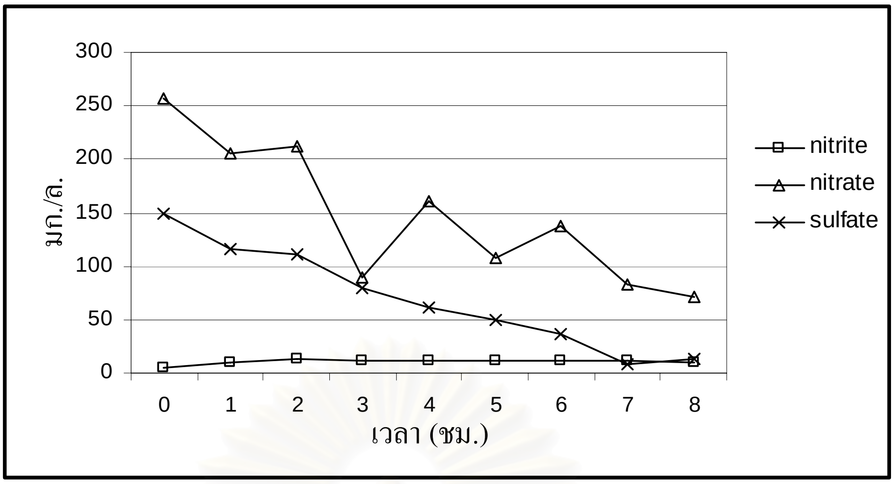
รูปที่ 4.19 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม., เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. (น้ำเสียสด)

จากรูปที่ 4.20 ซัลเฟตจะถูกกำจัดหมดที่ช่วงเวลาประมาณ 7-8 ชั่วโมง ส่วนไนเตรตถูกกำจัดหมดที่เวลา 8 ชั่วโมง ซึ่งทั้งซัลเฟตและไนเตรตจะมีปริมาณค่อย ๆ ลดลงอย่างต่อเนื่อง และในช่วงการทดลองจะเกิดไนไตรท์ขึ้นเล็กน้อย



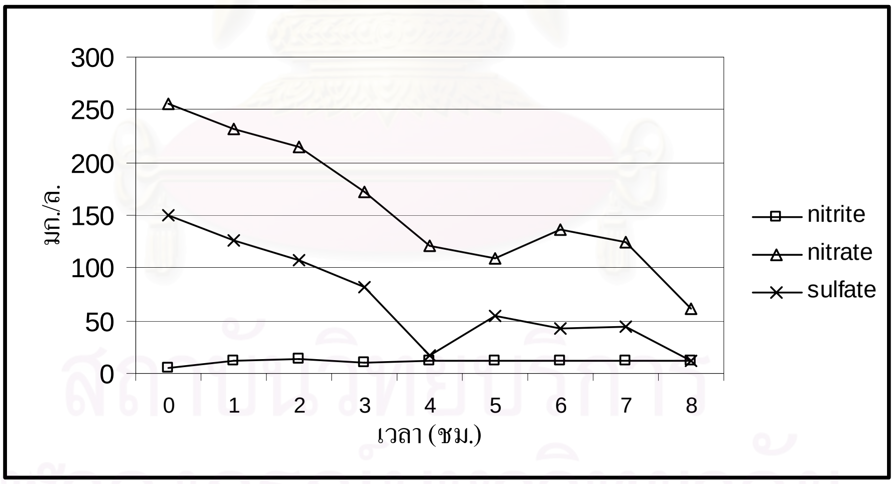
รูปที่ 4.20 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม., เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. (น้ำเสียสด)

จากรูปที่ 4.21 ซัลเฟตจถูกกำจัดเกือบหมดที่ช่วงเวลา 7-8 ชั่วโมง ส่วนไนเตรตจะถูกแบคทีเรียกำจัดหมดที่เวลานานกว่า 8 ชั่วโมง ซึ่งทั้งซัลเฟตและไนเตรตจะมีปริมาณค่อย ๆ ลดลงอย่างต่อเนื่อง และในช่วงการทดลองจะเกิดไนไตรท์ขึ้นเล็กน้อย



รูปที่ 4.21 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม., เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. (น้ำเสียสด)

จากรูปที่ 4.22 ซัลเฟตถูกกำจัดเกือบหมดที่ช่วงเวลา 8 ชั่วโมง ส่วนไนเตรตจะถูกแบคทีเรียกำจัดหมดมากกว่า 8 ชั่วโมง ซึ่งทั้งซัลเฟตและไนเตรตจะมีปริมาณค่อย ๆ ลดลงอย่างต่อเนื่อง และในช่วงการทดลองจะเกิดไนไตรท์ขึ้นเล็กน้อย



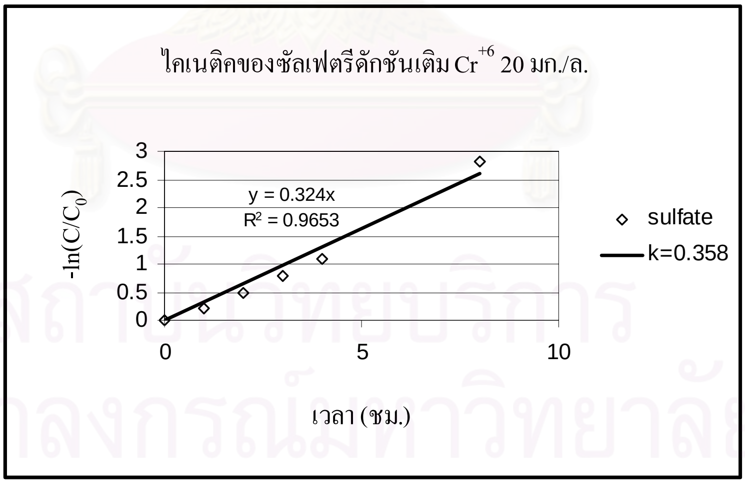
รูปที่ 4.22 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม., เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. (น้ำเสียสด)

จากข้อมูลทั้งหมดนี้จะเห็นได้ว่า ถ้ายิ่งเพิ่มความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมากขึ้น จะทำให้ไปยับยั้งกระบวนการซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน โดยมีการเปลี่ยนแปลงของการลดลงของซัลเฟตและ ไนเตรตตามช่วงเวลาเหมือนกัน คือ ความปริมาณของซัลเฟตและไนเตรตจะค่อย ๆ ลดลงอย่างต่อเนื่อง และใช้เวลามากขึ้นในการลดซัลเฟตและไนเตรต เมื่อเทียบกับการทดลองกับน้ำเสียสดที่ไม่ได้เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมโดยเฮกซะวาเลนต์โครเมียมความเข้มข้น 100 มก./ล. จะไปยับยั้งกระบวนการซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันมากสุด

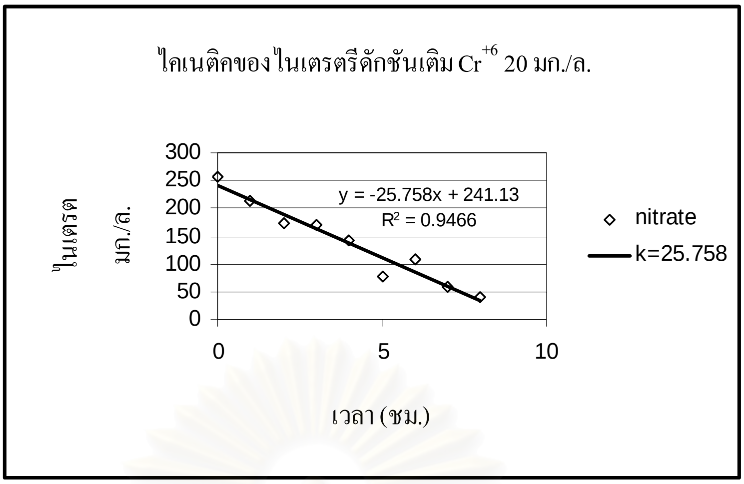
4.3.1.5 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 , 40 , 70 และ 100 มก./ล.

จากการทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์ในน้ำเสียสดเมื่อเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20, 40, 70 และ 100 มก./ล. สามารถนำมาสร้างกราฟความสัมพันธ์กับเวลาของอัตราการเกิดปฏิกิริยาดังรูปที่ 4.23-4.26

จากรูปที่ 4.23 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.324 ชม.$^{-1}$ ส่วนไคเนติคของไนเตรตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ zero order reaction จากกราฟได้ค่า k = 25.758 ชม.$^{-1}$



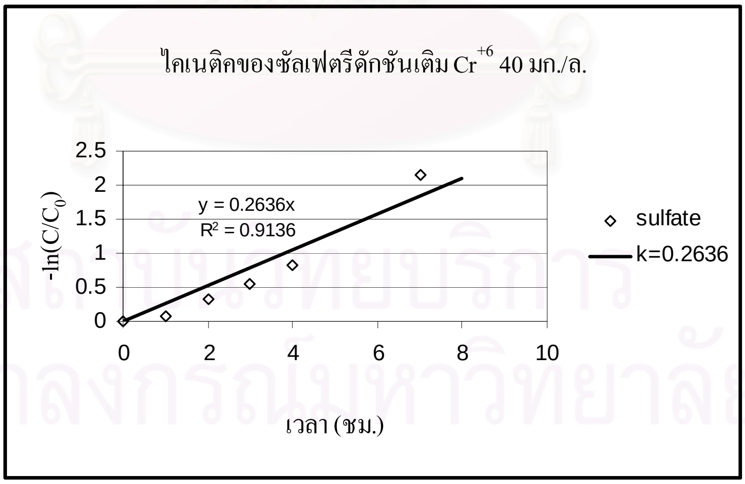
(ก)



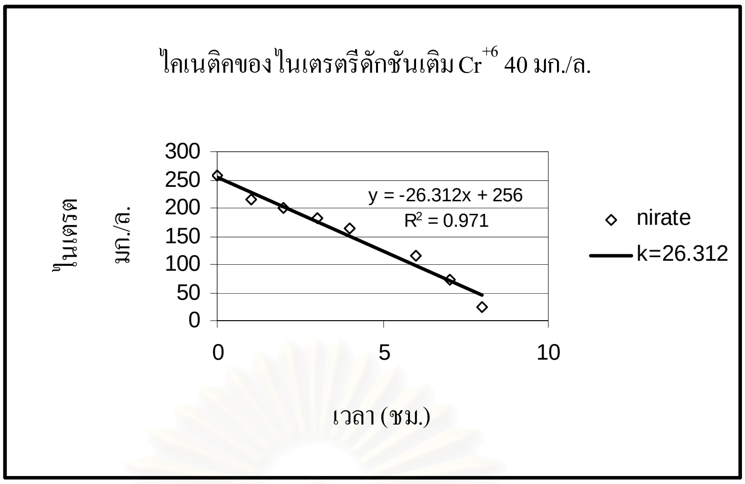
(ข)

รูปที่ 4.23 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.(น้ำเสียสด)

จากรูปที่ 4.24 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1^{st} order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.2636 ชม.$^{-1}$ ส่วนไคเนติคของไนเตรตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ zero order reaction จากกราฟได้ค่า k = 26.312 ชม.$^{-1}$



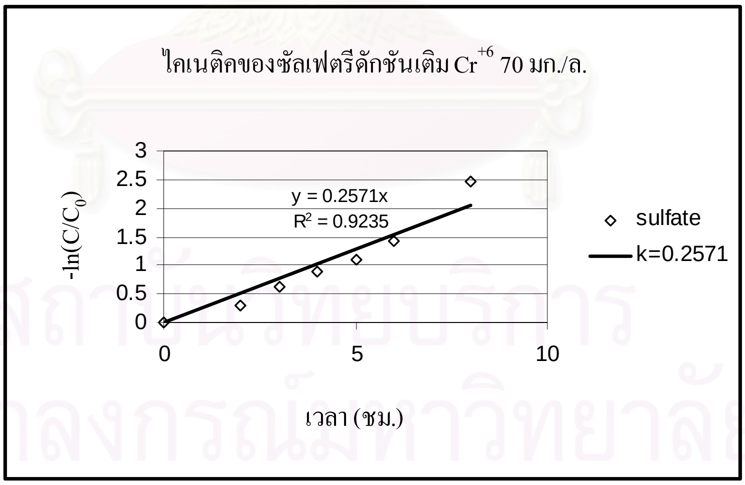
(ก)



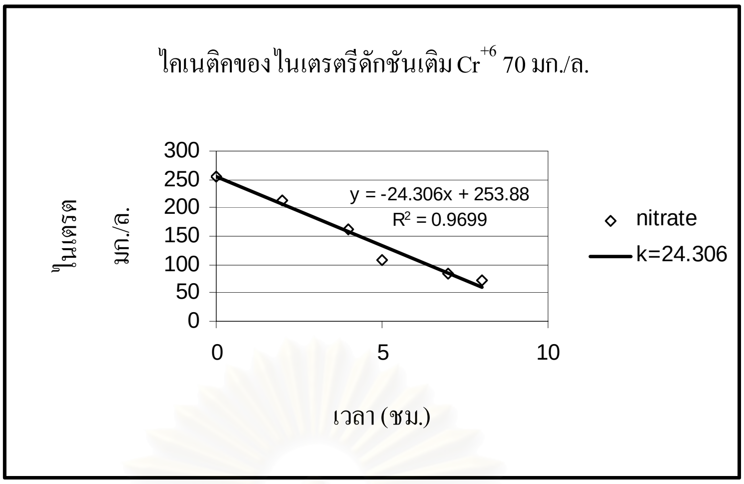
(ข)

รูปที่ 4.24 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล.(น้ำเสียสด)

จากรูปที่ 4.25 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.2571 ชม.$^{-1}$ ส่วนไคเนติคของไนเตรตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ zero order reaction จากกราฟได้ค่า k = 24.306 ชม.$^{-1}$



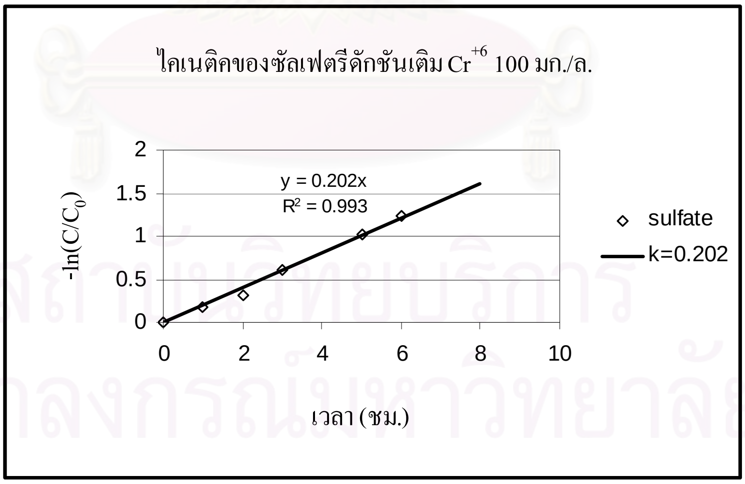
(ก)



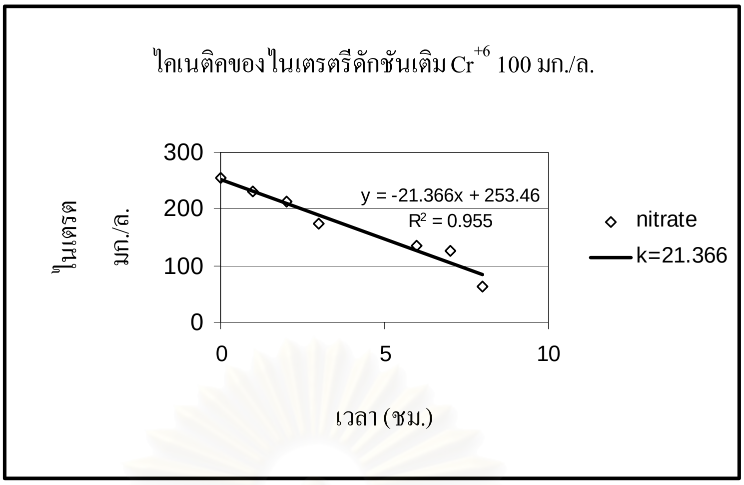
(ข)

รูปที่ 4.25 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล.(น้ำเสียสด)

จากรูปที่ 4.26 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction จากกราฟได้ค่า k = 0.202 ชม.$^{-1}$ ส่วนไคเนติคของไนเตรตรีดักชันจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ zero order reaction จากกราฟได้ค่า k = 21.366 ชม.$^{-1}$



(ก)



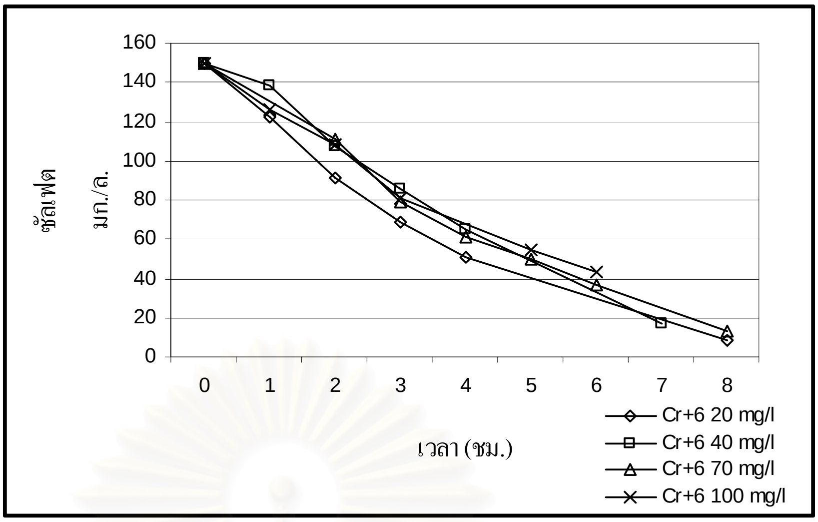
(ข)

รูปที่ 4.26 ไคเนติคของซัลเฟตและไนไตรท์รีดักชันโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. (น้ำเสียสด)

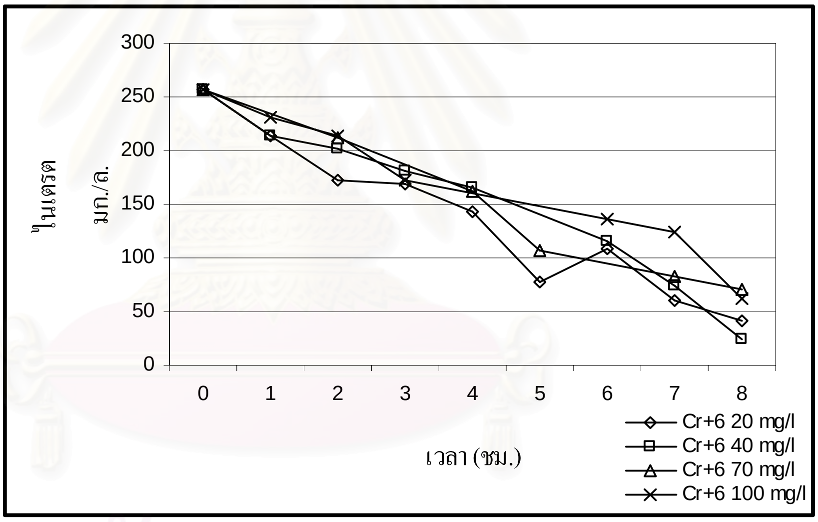
ตารางที่ 4.3 สรุปผลค่า k จากการทดลองซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

พารามิเตอร์น้ำเสีย	เม็ดตะกอนจากคอลัมน์ที่มีความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.	ค่า k ซัลเฟตรีดักชัน 1st order (ชม.$^{-1}$)	ค่า k ไนเตรตรีดักชัน Zero order (ชม.$^{-1}$)
น้ำเสียสด (ไม่ได้เติม Cr^{+6})	2	1.446	31.061
น้ำเสียสด เติม Cr^{+6} 20 มก./ล.	2	0.358	25.758
น้ำเสียสด เติม Cr^{+6} 40 มก./ล.	2	0.2636	26.312
น้ำเสียสด เติม Cr^{+6} 70 มก./ล.	2	0.2571	24.306
น้ำเสียสด เติม Cr^{+6} 100 มก./ล.	2	0.202	21.366

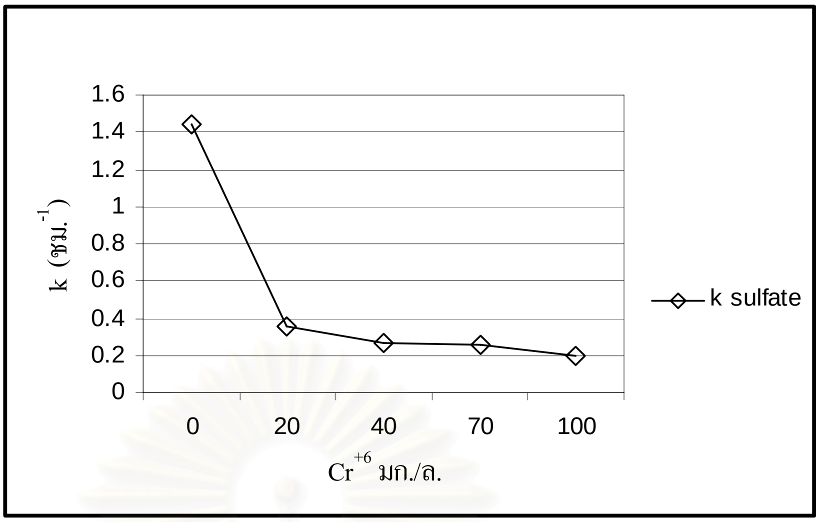
จากตารางที่ 4.3 ค่า k ของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชั่นเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีความเข้มข้นเพิ่มจะทำให้ค่า k ของแต่ละกระบวนการลดลงอย่างเห็นได้ชัด ดูรูป 4.27 ถึง 4.30



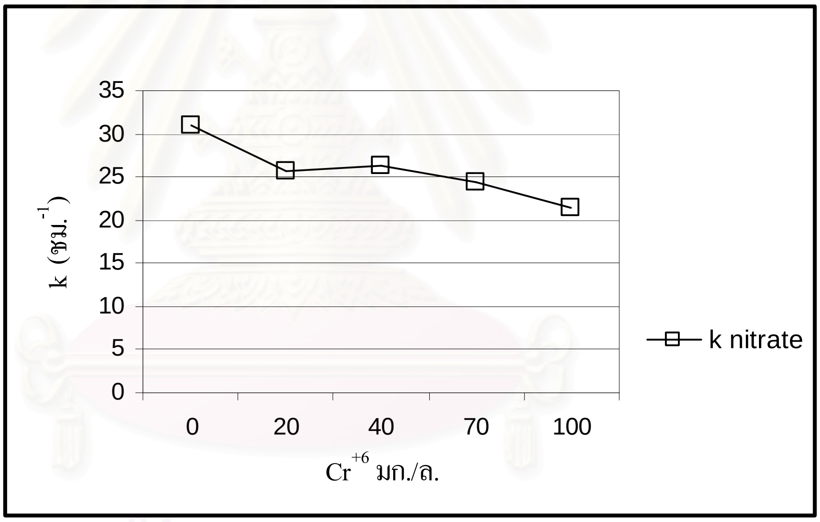
รูปที่ 4.27 ซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กันเม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม.



รูปที่ 4.28 ไนเตรตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กันเม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม.



รูปที่ 4.29 ค่าไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กันเม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม.



รูปที่ 4.30 ค่าไคเนติคของไนเตรตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กันเม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม.

สรุปค่า k ของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. โดยใช้น้ำเสียสดจะมีแนวโน้มลดลงเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นซึ่งเนื่องมาจากความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมไปยับยั้งแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) และไนเตรต (DNB)

4.4 การศึกษาผลของการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20, 40, 70 และ 100 มก./ล. ที่มีต่อความเร็วไหลขึ้นและต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันในถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี

การศึกษานี้จะแบ่งออกเป็น 3 ช่วงการทดลองโดยช่วงการทดลองที่ 1 จะเป็นช่วงที่เดินระบบให้เข้าสู่สภาวะสมดุลโดยใช้ความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม. โดยยังไม่มีการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม ช่วงการทดลองที่ 2 จะเป็นช่วงที่ศึกษาผลกระทบของการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ที่มีต่อความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม. และต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน ส่วนการทดลองช่วงที่ 3 จะเป็นช่วงที่ศึกษาผลกระทบของการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40,70 และ 100 มก./ล. ที่มีต่อความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. และต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน ซึ่งแสดงดังรูป 4.31-4.41

4.4.1 สรุปผลการทดลองการเดินระบบช่วงที่ 1 (เฮกซะวาเลนต์โครเมียม = 0 มก./ล.)

ช่วงนี้จะเดินระบบให้เข้าสู่สภาวะสมดุลโดยใช้ความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม. โดยยังไม่มีการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมดังรูปที่ 4.31- 4.32

1) การกำจัดซีโอดี

ซีโอดีในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบจะถูกแบคทีเรียนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ และการดำรงชีวิต แต่ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ซีโอดีที่ถูกใช้ในการดำรงชีวิตมากกว่าการนำไปใช้สร้างเซลล์ การกำจัดซีโอดีออกจากระบบจึงเป็นการย่อยสลายและเปลี่ยนไปอยู่ในรูปต่าง ๆ เช่น มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบตลอดการทดลองในช่วงเริ่มต้นระบบแสดงดังรูปที่ 4.31- 4.32 โดยทำการเดินระบบในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ถึงถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม. ถึง 4 ม./ชม. ในช่วงแรก ๆ ของการเดินระบบ เมื่อเพิ่มอัตราบรรทุกสารอินทรีย์เป็น 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และอัตราส่วน ซีโอดีต่อซัลเฟตต่อไนเตรต เท่ากับ 22.2:1:2 ซึ่งมีค่าซีโอดีเท่ากับ 2,500 มก./ล. ไนเตรตเท่ากับ 225 มก./ล. และซัลเฟตเท่ากับ 112.5 มก./ล. พบว่าเมื่อในช่วงวันที่ 22 ถึงวันที่ 40 จะมีการทะลักล้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์บ่อยครั้ง ซึ่งเนื่องมาจากพิษของไนเตรตที่มากเกินทำให้แบคทีเรียในถังปฏิกรณ์ปรับตัวไม่ทัน แต่หลังจากนั้นพบว่าระบบเริ่มปรับตัวได้จะคงที่ในช่วงระยะเวลาที่ใกล้เคียงกันประมาณวันที่ 40 โดยมีซีโอดีเท่ากับ 2,500 มก./ล. โดยน้ำเสียที่ผ่านการหมัก 24 ชม. จะเกิดกรดไขมันระเหย แต่ไม่ส่งผลกระทบต่อเสถียรภาพของระบบ โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี มากกว่า 90%

2) พีเอช

ค่าพีเอชมีบทบาทต่อการควบคุมระบบ โดยในการเดินระบบให้มีประสิทธิภาพจำเป็นต้องควบคุมให้พีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนโดยค่าพีเอช

ของน้ำเข้าจะถูกปรับให้อยู่ในช่วงมากกว่า 7 โดยใช้ $NaHCO_3$ เพื่อรักษาระดับบัพเฟอร์ในระบบให้อยู่ในช่วงที่แบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถทำงานได้อย่างเหมาะสม จากรูปที่ 4.33 เมื่อระบบคงที่แล้วค่าพีเอชของน้ำออกจะอยู่ในช่วง 7-8 ทุกถังปฏิกรณ์ โดยพบว่าพีเอชเฉลี่ยของน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้นซึ่งเนื่องมาจากการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในการเปลี่ยนไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) ซึ่งจะมีการนำเอาไฮโดรเจนอิออน (H^+) ไปใช้ในปฏิกิริยาและเกิดเป็นไฮดรอกไซด์อิออน (OH^-) สมการการเกิดปฏิกิริยาดังกล่าวแสดงดังนี้

$$NO_3^- + 5H^+ \longrightarrow 0.5N_2(g) + 2H_2O + OH^-$$

และการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยพวกแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตในกระบวนการซัลเฟตรีดักชันซึ่งจะมีการนำเอาไฮโดรเจนอิออน (H^+) ไปใช้ในปฏิกิริยาเพื่อเปลี่ยนซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ (S^-) สมการการเกิดปฏิกิริยาดังกล่าวแสดงดังนี้

$$SO_4^{2-} + 10H^+ \longrightarrow H_2S(g) + 4H_2O$$

การนำเอาไฮโดรเจนอิออน (H^+) ไปใช้ และเกิดไฮดรอกไซด์อิออน (OH^-) จะทำให้ระบบมีสภาพความเป็นกรดลดลง จึงทำให้พีเอชของระบบสูงขึ้นได้ ซึ่งค่าพีเอชเฉลี่ยตลอดการทดลองจะเห็นได้ว่าอยู่ในช่วงพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน คือ ช่วง 7 – 8

3) สภาพด่างทั้งหมด กรดไขมันระเหย และ กรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมด

สภาพด่างทั้งหมดในน้ำออกมีค่าเปลี่ยนแปลงในช่วงแรก ๆ น้อย แต่จะมากขึ้น เมื่อระบบเริ่มคงที่ โดยพบว่าเมื่อระบบคงที่จะมีค่าสภาพด่างทั้งหมดของน้ำออกมากกว่าสภาพด่างทั้งหมดของน้ำเข้า ซึ่งเนื่องมาจากเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน

กรดไขมันระเหยในน้ำออกช่วงเริ่มต้นระบบ ส่วนใหญ่จะมีค่าน้อย ทั้งนี้เพราะว่ามีการนำไปใช้โดยแบคทีเรียเพื่อการดำรงชีพและสร้างเซลล์ โดยค่ากรดไขมันระเหยของน้ำออกตลอดการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบแสดงดังรูปที่ 4.35

อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดเป็นตัวบ่งชี้ความคงตัวของระบบซึ่งจากการทดลองช่วงเริ่มต้นพบว่ามีค่าน้อยมาก ซึ่งน้อยกว่า 0.4 ซึ่งแสดงถึงเสถียรภาพของระบบมีมาก

4) อุณหภูมิ

อุณหภูมิของน้ำในถังน้ำรีไซเคิลอยู่ในช่วงไม่เกิน 50 $^{\circ}$ซ และจากรูปที่ 4.38 อุณหภูมิของน้ำที่ออกจากถังปฏิกรณ์ทุกถังจะอยู่ในช่วง 30-40 $^{\circ}$ซ ซึ่งสรุปได้ว่าอุณหภูมิในถังปฏิกรณ์ยังอยู่ในช่วงที่แบคทีเรียประเภท mesophilic ทำงานได้ดี

5) โออาร์พี

ค่าโออาร์พี ของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเป็นลบ ทั้งนี้เนื่องจากค่าโออาร์พี (Oxidation Reduction Potential)ของน้ำเสียเป็นค่าที่แสดงถึงความสามารถในการให้หรือรับอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ซึ่งโดยทั่วไปแล้วในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใชออกซิเจนจะมีค่าโออาร์พีอยู่ในช่วง -500 ถึง -300 มิลลิโวลท์ โดยค่าโออาร์พีของน้ำในถังปฏิกรณ์ในช่วงที่ระบบคงตัวอยู่ในช่วง -150 ถึง -200 ซึ่งเป็นค่าลบน้อยกว่าช่วงที่เหมาะสม เนื่องจากระบบอยู่ในสภาวะ แอนออกซิก ซึ่งมีปริมาณซัลเฟตและไนเตรตผสมอยู่ ดูรูปที่ 4.39

6) ปริมาณก๊าซทั้งหมด

ปริมาณก๊าซทั้งหมดที่ผลิตขึ้นของแต่ละถังปฏิกรณ์ในช่วงวันแรกของการเดินระบบจะมีแนวโน้มการผลิตก๊าซลดลงทุกถังปฏิกรณ์เนื่องมาจากการเพิ่มอัตราบรรทุกสารอินทรีย์รวมทั้งเพิ่มปริมาณซัลเฟตและไนเตรตตามอัตราส่วนที่ต้องการซึ่งเป็นผลมาจากพิษของไนเตรตที่เติมเข้าไปซึ่งจะทำให้มีการผลิตก๊าซทั้งหมดลดลงในช่วงแรกโดยถ้ามีปริมาณไนเตรตมากจะยิ่งส่งผลกระทบมากขึ้น (Speece,1996) ระบบอยู่ในสภาวะคงที่แล้วดูรูปที่ 4.37 โดยที่ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม. ผลิตได้โดยเฉลี่ย 27.18 ล./วัน, ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3 ม./ชม. ผลิตได้ 29.5 ล./วัน และถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 4 ม./ชม. ผลิตได้ 29.2 ล./วัน แสดงให้เห็นว่าถ้าความเร็วไหลขึ้นมีค่าเพิ่มขึ้น ดังมีแนวโน้มว่าการผลิตก๊าซจะมากขึ้น ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากมีการกวนผสมที่ดีขึ้นจึงเกิดการแลกเปลี่ยนสารอาหารได้ดีขึ้น แต่เนื่องจากน้ำเสียมีซัลเฟตอยู่ด้วยก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ผลิตขึ้นนั้น จะส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพลดลงได้ เนื่องจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์มีความสามารถในการละลายน้ำสูงมาก ทำให้อยู่ในรูปละลายน้ำมากกว่าอยู่ในรูปก๊าซ

4.4.2 สรุปผลการทดลองเดินระบบช่วงที่ 2 (เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม.)

ช่วงนี้จะเป็นการศึกษาผลกระทบของการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ที่มีต่อความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม. และต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชัน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุลแล้ว ดังรูปที่ 4.31-4.41

จากรูปที่ 4.31-4.41 ของการทดลองช่วงที่ 2 ที่ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เข้าไป ระบบเริ่มเสียสมดุลในช่วงแรก สังเกตได้จากการผลิตก๊าซชีวภาพที่ลดลง และหลังจากเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม ได้ 9 วัน (วันที่ 84 ของการเดินระบบ) เริ่มสังเกตได้ชัดว่า ซีโอดีน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลง กรดไขมันระเหยในน้ำออกเพิ่มขึ้น อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่างเพิ่มขึ้น และพีเอชลดลง ปริมาณซัลไฟด์ทั้งหมดเพิ่มขึ้น การผลิตก๊าซชีวภาพลดลง เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมได้ 21 วัน (วันที่ 93 ของการเดินระบบ) อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่าง

ลดลงเหลือ 0.84 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลงเหลือ 56.2 % แสดงให้เห็นว่าระบบล้มเหลวแล้ว

จากรูปที่ 4.31-4.41 การทดลองช่วงที่ 2 ที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. สรุปได้ว่าเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เข้าไป ระบบเริ่มเสียสมดุลในช่วงแรก ๆ เล็กน้อยสังเกตได้จากการที่ซีโอดีน้ำออกเริ่มเพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลง กรดไขมันระเหยในน้ำออกเพิ่มขึ้น อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่างเพิ่มขึ้น และพีเอชไม่ค่อยมีการเปลี่ยนแปลงมากนัก ปริมาณซัลไฟด์ทั้งหมดเพิ่มขึ้น การผลิตก๊าซชีวภาพค่อนข้างคงที่ เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม ได้ 21 วัน (วันที่ 93 ของการเดินระบบ) อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่างลดลงเหลือ 0.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลงเหลือ 88 % แสดงให้เห็นว่าระบบยังมีเสถียรภาพดีอยู่

จากรูปที่ 4.31-4.41 การทดลองช่วงที่ 2 ที่ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. สรุปได้ว่าเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เข้าไป ระบบเริ่มค่อย ๆ เสียสมดุลอย่างต่อเนื่องสังเกตได้จากการผลิตก๊าซชีวภาพที่ลดลง สังเกตได้ชัดว่า ซีโอดีน้ำออกเริ่มเพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลง กรดไขมันระเหยน้ำออกเพิ่มขึ้น อัตราส่วนอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่างเพิ่มขึ้น และ พีเอชลดลง ปริมาณซัลไฟด์ทั้งหมดเพิ่มขึ้น เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมได้ 21 วัน (วันที่ 93 ของการเดินระบบ) อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่างเพิ่มขึ้นเป็น 0.89 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลงเหลือ 60.75 % แสดงให้เห็นว่าระบบล้มเหลวแล้ว และตะกอนมีการขยายตัวและไหลล้นออกจากถังปฏิกรณ์

ดังนั้นสรุปได้ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เป็นช่วงความเร็วที่ดีที่สุด โดยระบบยังมีเสถียรภาพดีอยู่

4.4.3 สรุปผลการทดลองการเดินระบบช่วงที่ 3 (เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40,70 และ 100 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)

การทดลองช่วงที่ 3 จะเป็นช่วงที่ศึกษาผลกระทบของการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20,40,70 และ 100 มก./ล. ที่มีต่อความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. และต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันในช่วงเริ่มต้นเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจนถึงช่วงที่ระบบล้มเหลว โดยเริ่มเดินระบบต่อเนื่องจากระบบที่เข้าสู่สภาวะคงตัวแล้วดังรูปที่ 4.31-4.41

จากรูปที่ 4.31-4.41 ของการทดลองช่วงที่ 3 ค่าซีโอดีของน้ำเสียที่ออกจากระบบมีค่าสูงขึ้นทุกถังปฏิกรณ์โดยค่า ซีโอดีของน้ำออกจะมีค่ามากขึ้นเมื่อความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมากขึ้นค่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี มีแนวโน้มลดลงทุกถังปฏิกรณ์โดยถังปฏิกรณ์ที่เติม

เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. มีประสิทธิภาพลดลงมากที่สุดโดยวันที่ 5 มีค่าเท่ากับ 79.74% รองลงมาคือ ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. 85.4 % ส่วนถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. ประสิทธิภาพการกำจัด 90.14 %

จากรูปที่ 4.31-4.41 ของการทดลองช่วงที่ 3 ค่าพีเอชของน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์ในช่วงแรกมีค่าลดลงและค่อย ๆ เพิ่มขึ้นมาอยู่ที่พีเอชประมาณ 7.2-7.4 ส่วนอุณหภูมิของน้ำเสียที่ออกจากระบบมีค่าเฉลี่ยใกล้เคียงกัน

จากรูปที่ 4.31-4.41 ของการทดลองช่วงที่ 3 ค่าความเป็นด่างของน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีแนวโน้มสูงขึ้นเมื่อเวลาเพิ่มขึ้นและมีค่ามากกว่าค่าความเป็นด่างของน้ำเข้า ส่วนค่ากรดไขมันระเหยมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นโดยวันที่ 5 ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. มีค่าเท่ากับ 138.75 มก./ล. as $CaCO_3$ ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. และ 100 มก./ล. มีค่าเท่ากับ 122.19 มก./ล. as $CaCO_3$ และ 123.90 มก./ล. as $CaCO_3$ ตามลำดับ

จากรูปที่ 4.31-4.41 ของการทดลองช่วงที่ 3 ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่างของน้ำออกในวันที่ 3 ทุกถังปฏิกรณ์จะมีค่าเพิ่มขึ้น โดยถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. จะมีค่ามากสุดเท่ากับ 0.95 ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. จะมีค่าเท่ากับ 0.85 ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. จะมีค่าน้อยสุดเท่ากับ 0.8 และเมื่อถึงวันที่ 5 จะมีค่าลดลง ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. มีค่าเท่ากับ 0.75 ถังปฏิกรณ์ที่เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. และ 100 มก./ล. มีค่าเท่ากับ 0.71 และ 0.71 ตามลำดับ แสดงว่าทุกถังปฏิกรณ์มีเสถียรภาพดีขึ้น

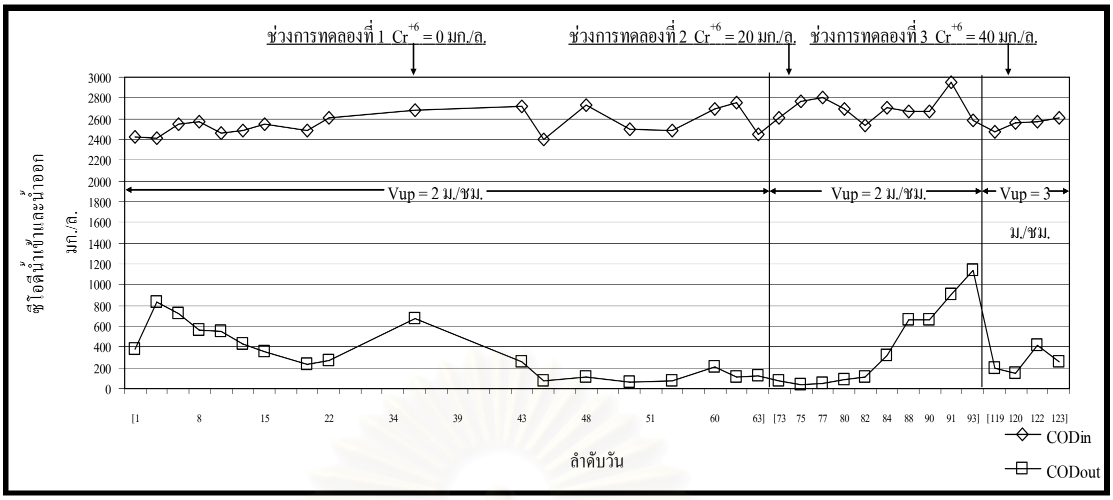
จากรูปที่ 4.31-4.41 ของการทดลองช่วงที่ 3 ค่าปริมาณก๊าซทั้งหมดที่ผลิตขึ้นมีแนวโน้มลดลงจากช่วงแรกโดยวันที่ 5 ถังปฏิกรณ์ที่ผลิตก๊าซชีวภาพน้อยที่สุด คือ ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. เท่ากับ 4,443.42 มล./วัน เพิ่มขึ้นมาก็คือ ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. และเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. ผลิตก๊าซชีวภาพออกมาเท่ากับ 4,828.99 มล./วัน และ 16,062.17 มล./วัน ตามลำดับ ส่วนค่าโออาร์พี จะมีค่าเพิ่มขึ้นในช่วง 3 วันแรกและค่อย ๆ ลดลงมาโดยถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. จะมีค่าโออาร์พี ที่เป็นลบมากที่สุด เท่ากับ -168 ส่วนถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. และเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. มีค่าเท่ากัน เท่ากับ -158

จากรูปที่ 4.31-4.41 ของการทดลองช่วงที่ 3 ค่าปริมาณของแข็งแขวนลอยของถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. จะมีปริมาณของแข็งแขวนลอยลดลงจาก 735 มก./ล. มาที่ 265 มก./ล. ส่วนถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 35 มก./ล. มีค่าของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้นจากช่วงแรก 500 มก./ล. มาถึงวันที่ 3 และค่อย ๆ ลดลงจนถึงวันที่ 5 เท่ากับ 175 มก./ล. ส่วนถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. จะมีค่าของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้นจาก 320 มก./ล.

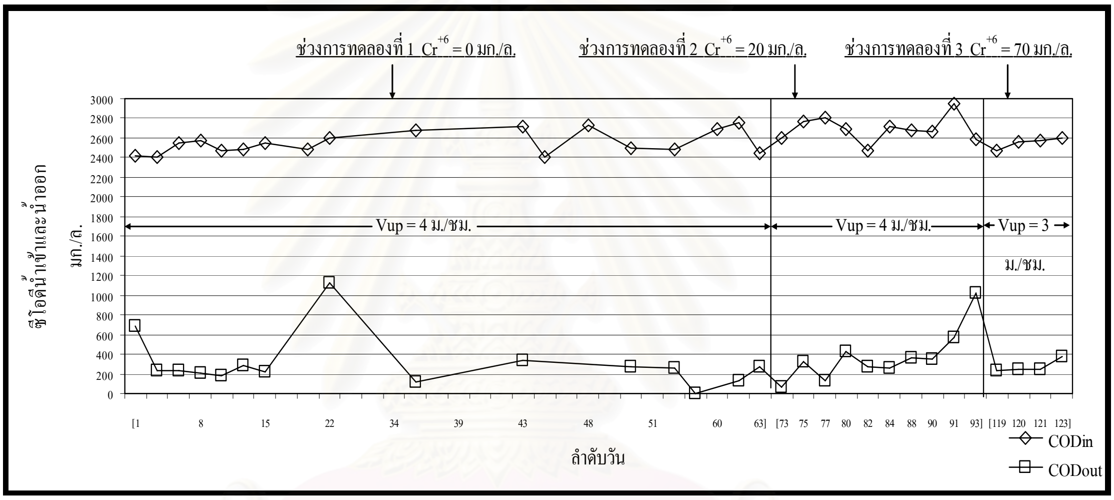
จนถึงวันที่ 4 และค่อย ๆ ลดลงจนถึงวันที่ 5 เท่ากับ 480 มก./ล. จะสังเกตได้ว่า เฮกซะวาเลนต์โครเมียมความเข้มข้นมากสุด จะมีผลทำให้เกิดของแข็งแขวนลอยมากที่สุดในช่วงแรกที่เติมเข้าไป ส่วนเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีความเข้มข้นน้อยลงจะส่งผลกระทบต่อการเกิดของแข็งแขวนลอยน้อยลง

จากการเดินระบบตั้งแต่ช่วงการทดลองช่วงที่ 3 พบว่าตั้งแต่ช่วงวันแรกที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40,70 และ 100 มก./ล. ตะกอนในถังปฏิกรณ์ทุกถังจะมีการขยายตัวสูงขึ้นจากเดิม โดยมีความสูง 160, 215 และ 220 ตามลำดับ พบว่าระบบมีการผลิตกรดไขมันระเหยออกมามากทำให้อัตราส่วน กรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่างมากเกิน 0.4 และเมื่อเดินระบบไปถึงวันที่ 6 (วันที่ 124 ของการเดินระบบ) พบว่าตะกอนขยายตัวไปถึงชั้นบนสุดของถังปฏิกรณ์และไหลล้นออกจากถัง (wash out) ซึ่งบ่งชี้ว่าระบบได้ล้มเหลวแล้ว ซึ่งเนื่องมาจากการผลิตกรดไขมันระเหยออกมามากและความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ไม่แข็งแรงมีเซลล์แบคทีเรียหลุดออกจากเม็ดตะกอน ทำให้เม็ดตะกอนมีน้ำหนักเบาและเกิดการไหลล้นออกจากถังปฏิกรณ์ได้ง่าย

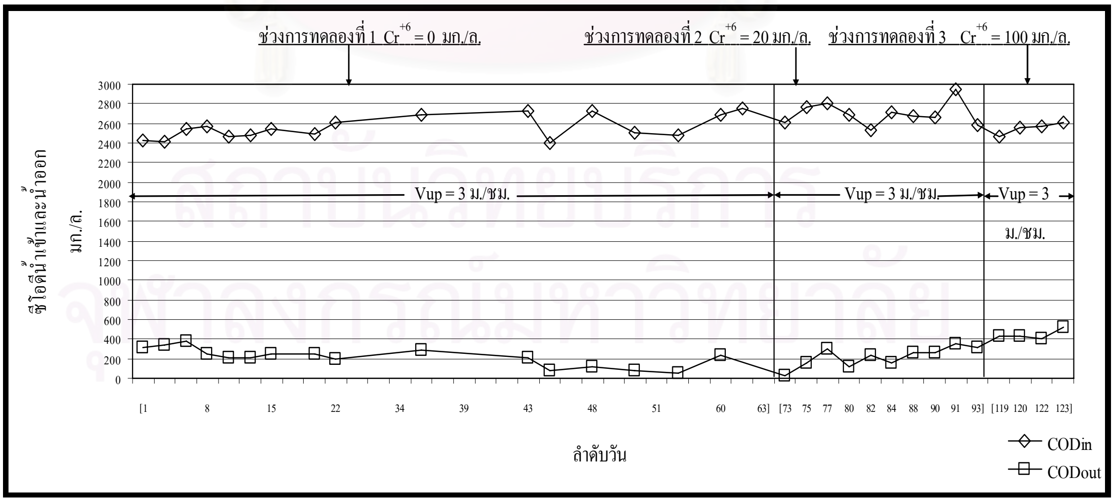
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



(ก)



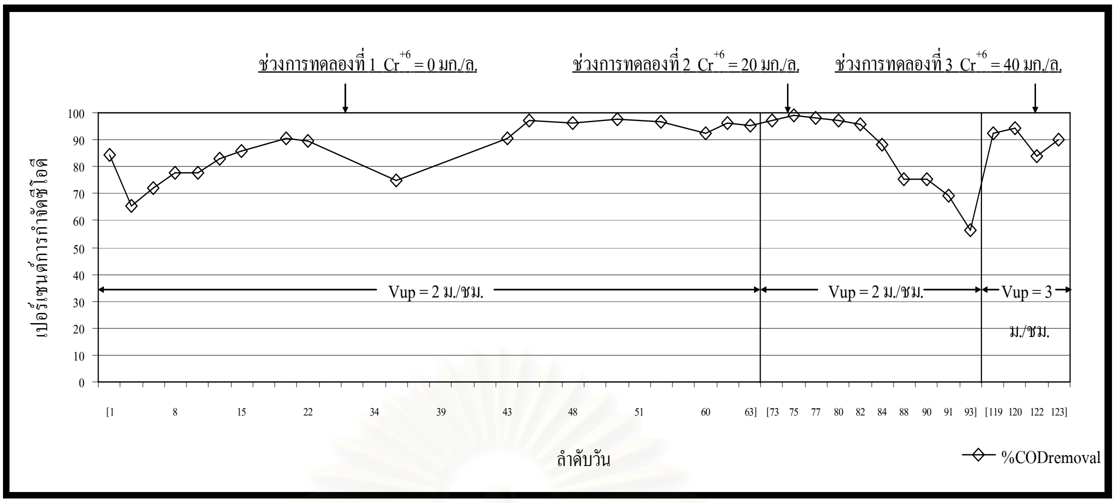
(ข)



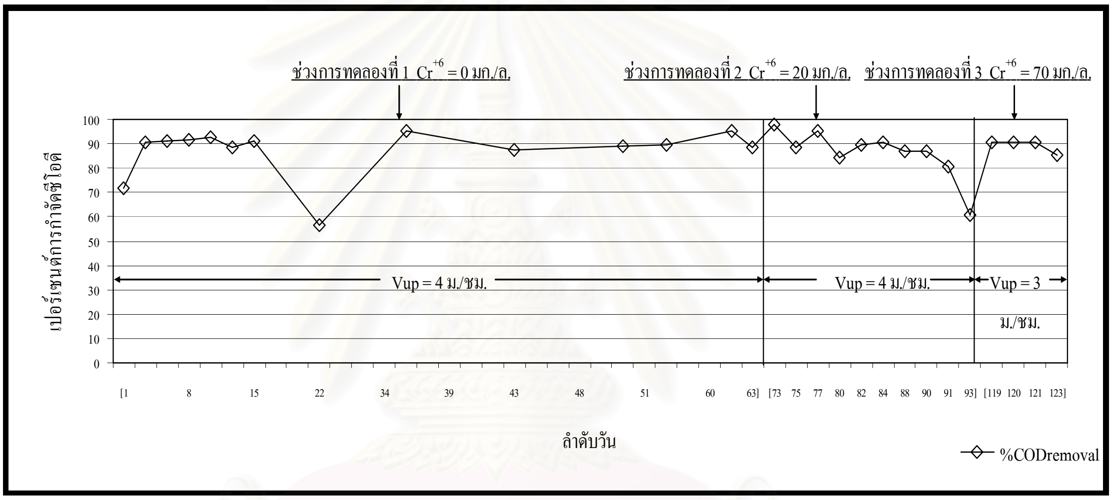
(ค)

รูปที่ 4.31 ค่าซีโอดีของน้ำเสียที่เข้าและออกจากระบบของแต่ละถังปฏิกรณ์

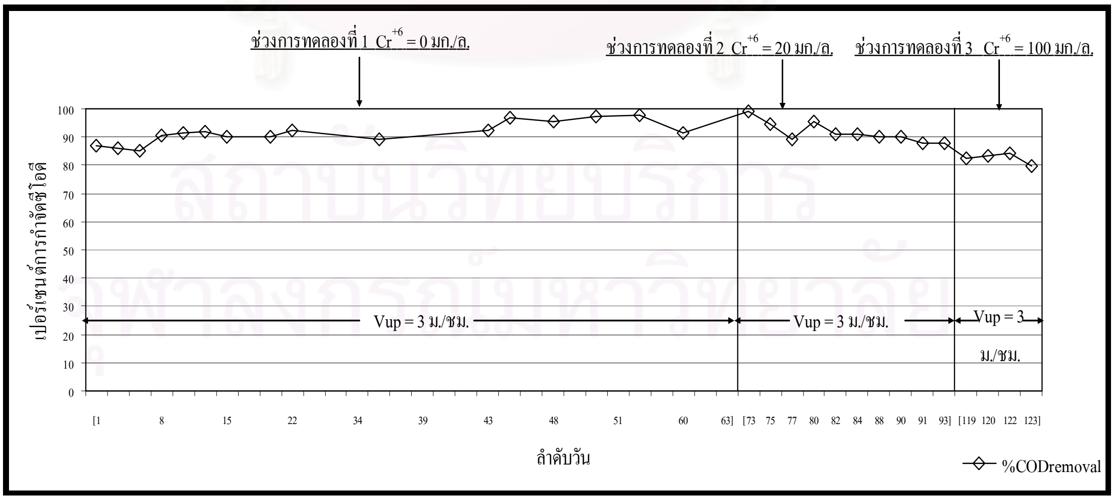
(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2



(ก)



(ข)

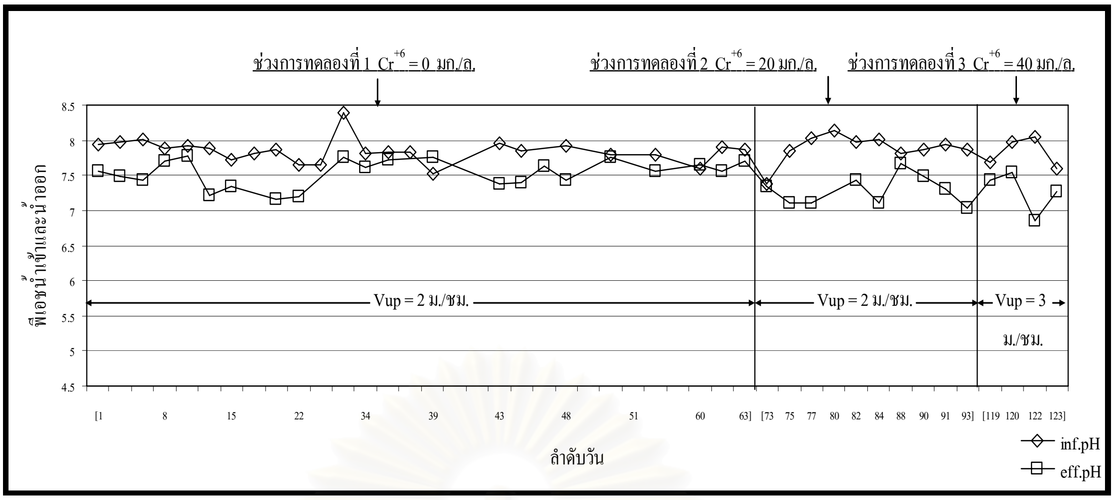


(ค)

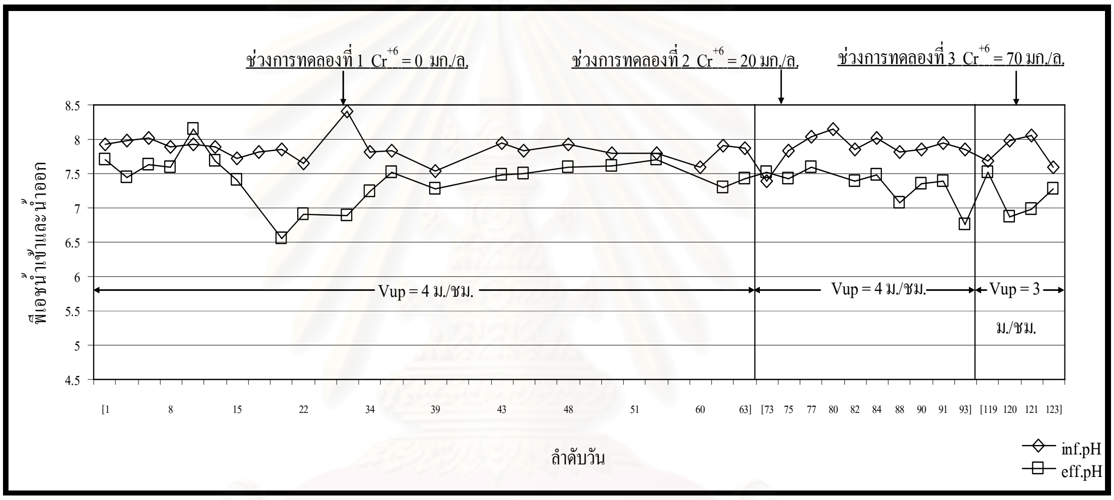
รูปที่ 4.32 ค่าประสิทธิภาพของการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิกรณ์

(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2

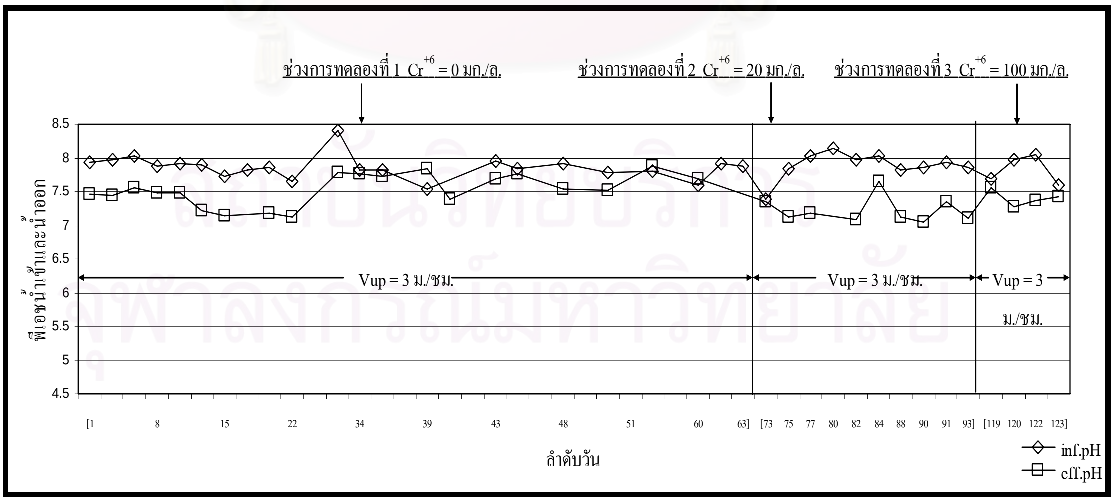
สถาบันวิทยบริการ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



(ก)



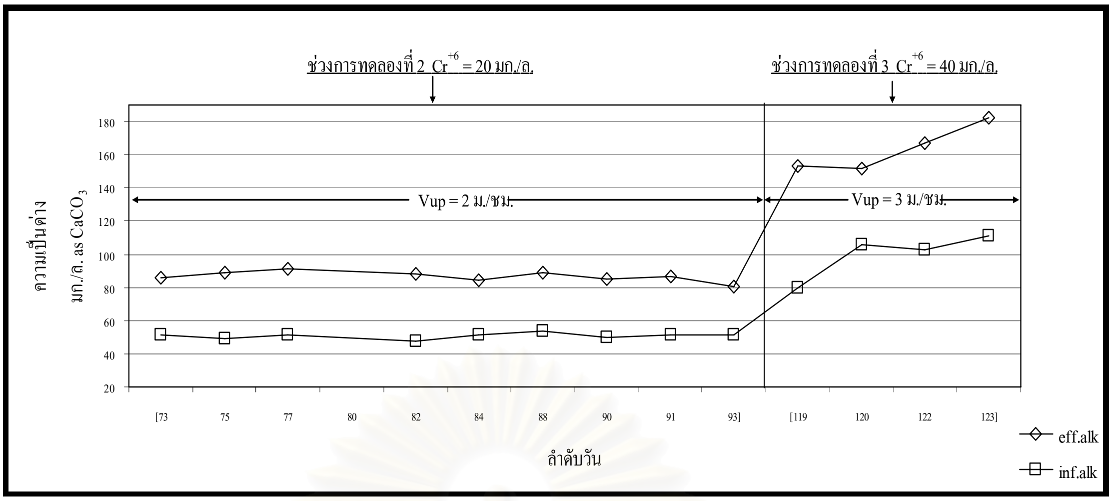
(ข)



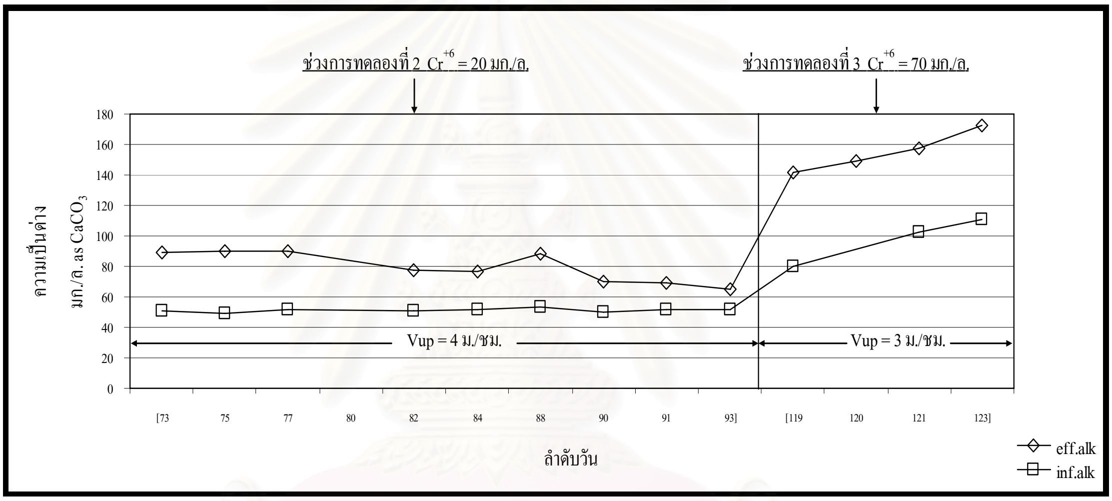
(ค)

รูปที่ 4.33 ค่าพีเอชของน้ำเสียที่เข้าระบบและออกจากระบบของแต่ละถังปฏิกรณ์

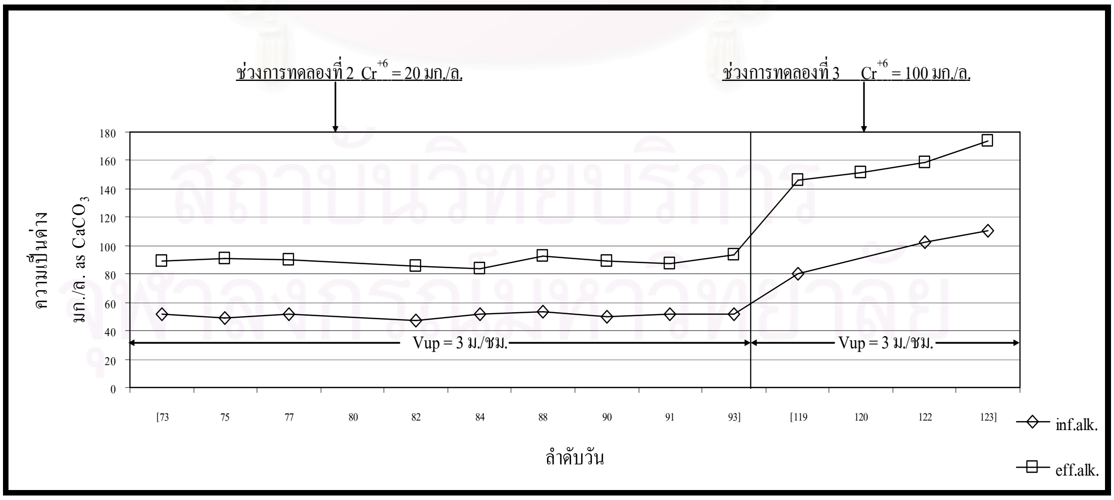
(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2



(ก)



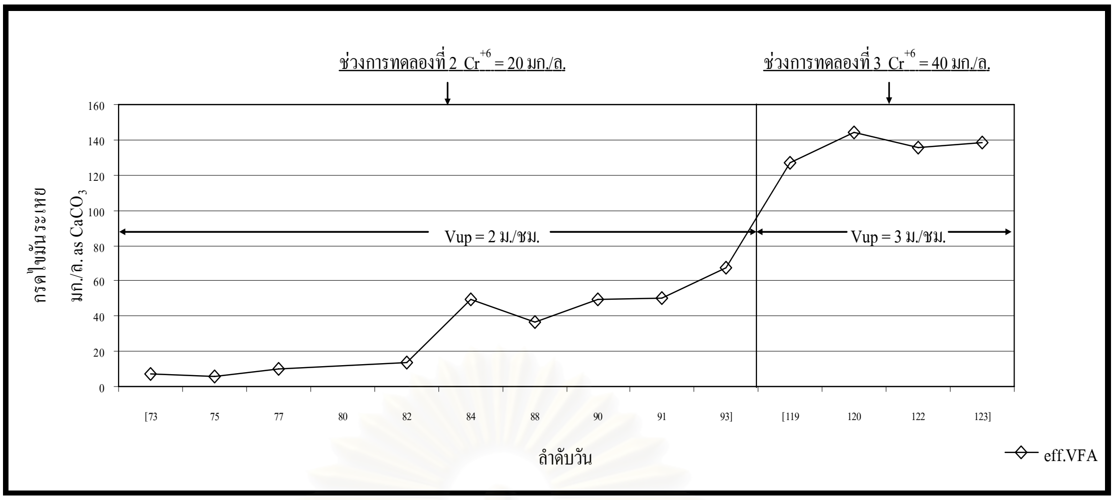
(ข)



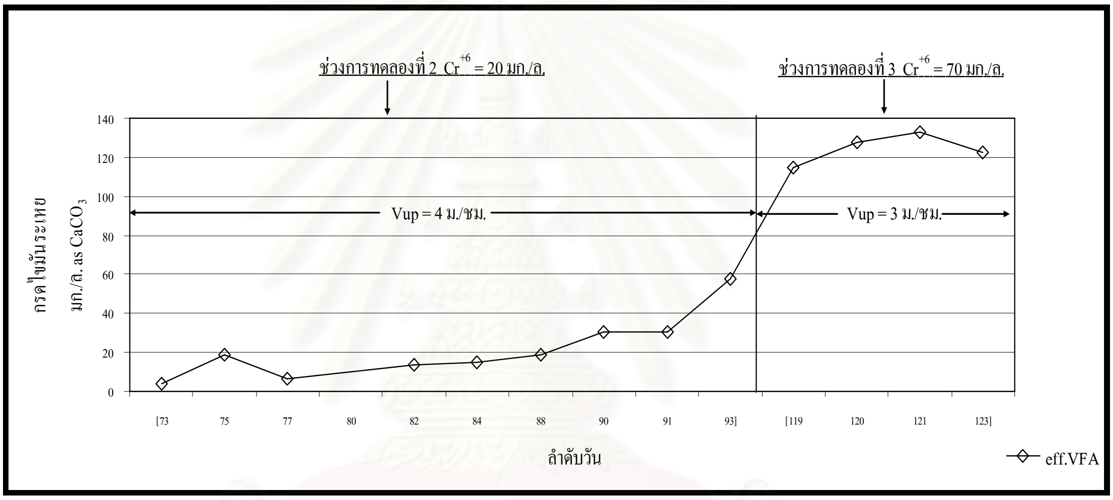
(ค)

รูปที่ 4.34 ค่าความเป็นด่างของน้ำเสียที่เข้าระบบและออกจากระบบของแต่ละถังปฏิกรณ์

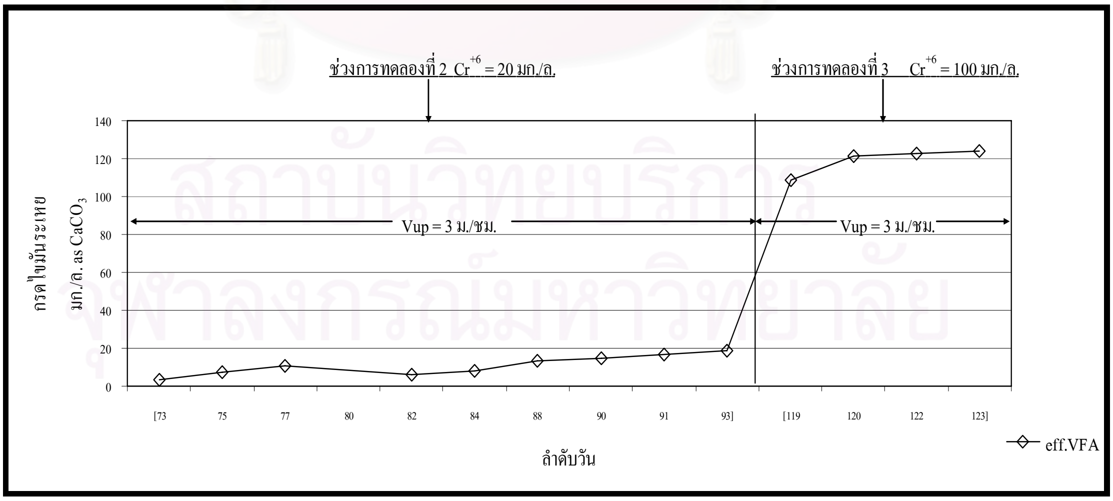
(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2



(ก)



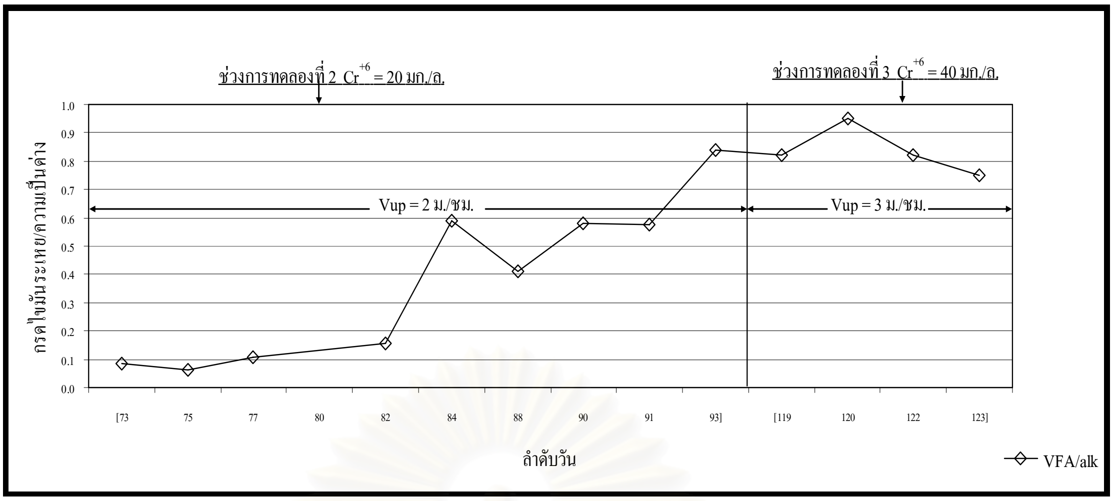
(ข)



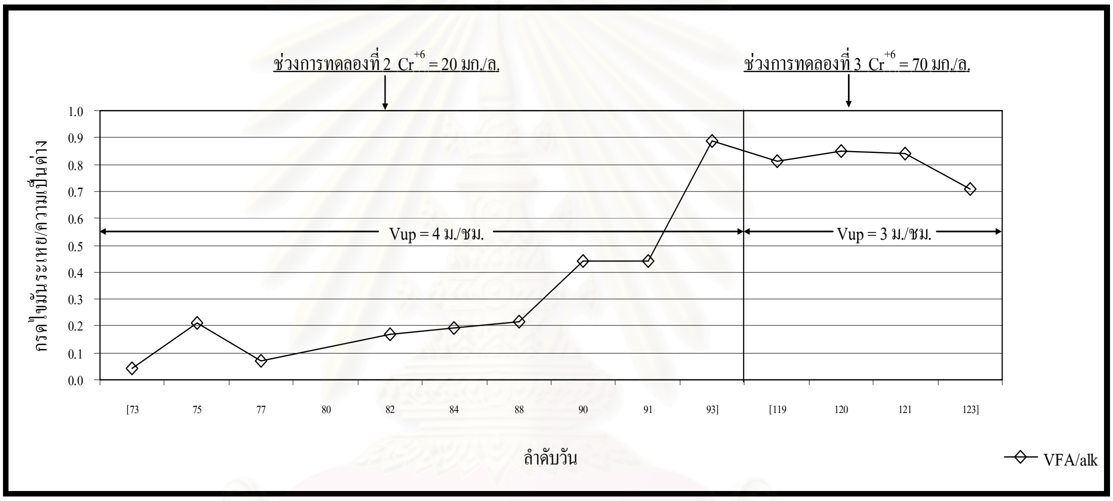
(ค)

รูปที่ 4.35 ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่ออกจากระบบของแต่ละถัง ปฏิกรณ์

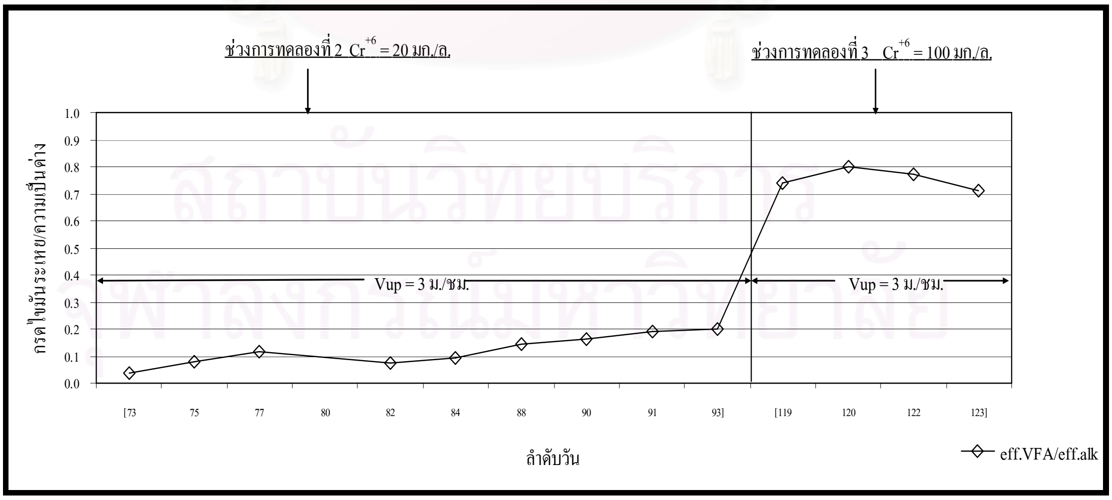
(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2



(ก)



(ข)

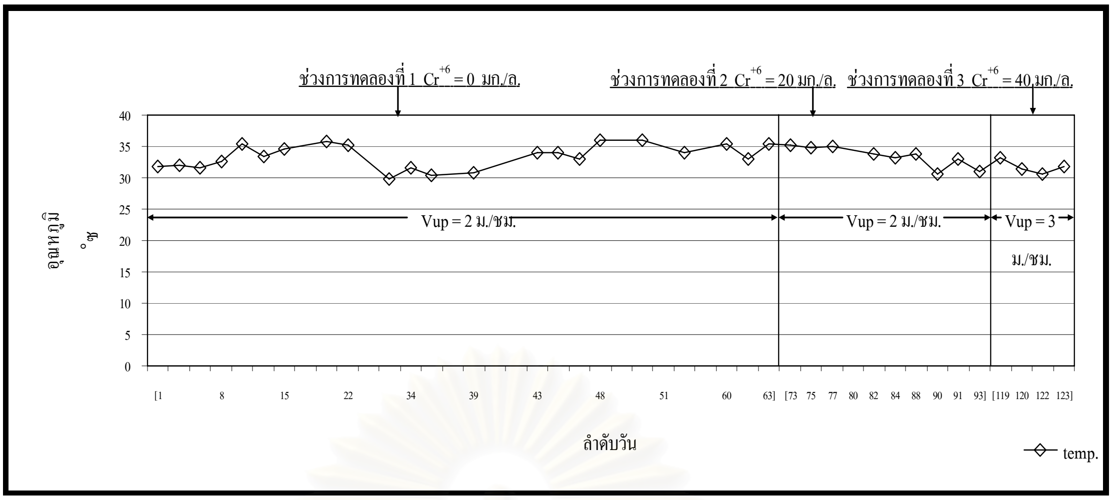


(ค)

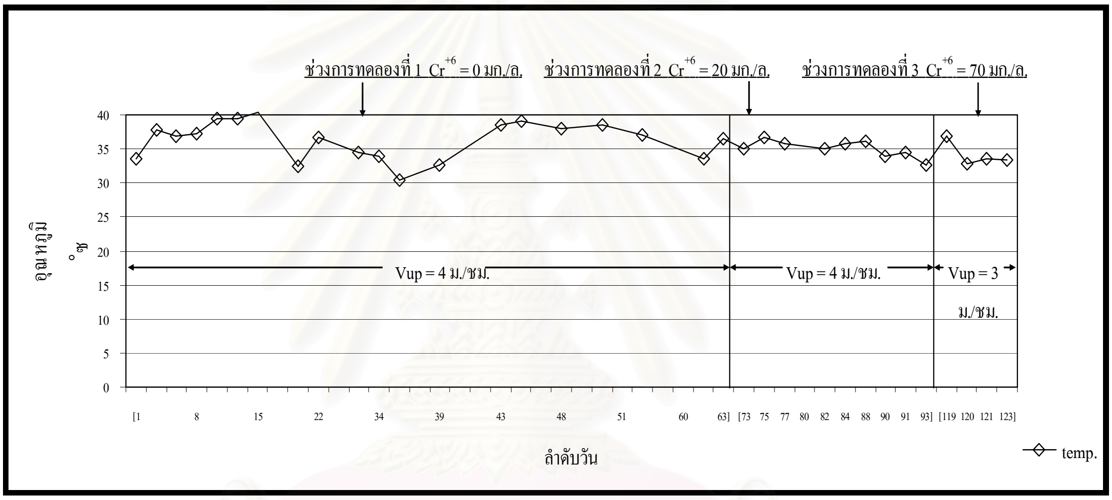
รูปที่ 4.36 ค่าอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่างของแต่ละถังปฏิกรณ์

(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2

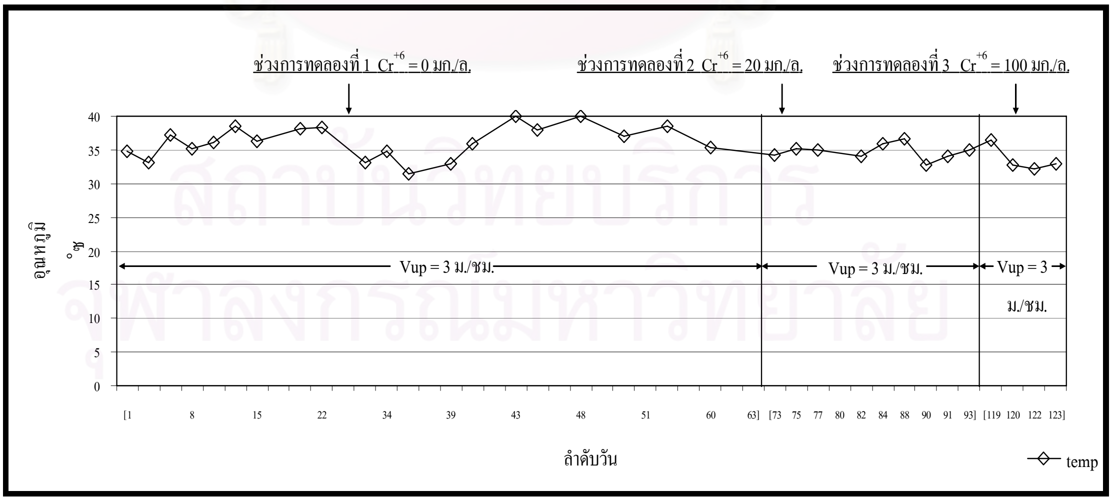
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



(ก)



(ข)

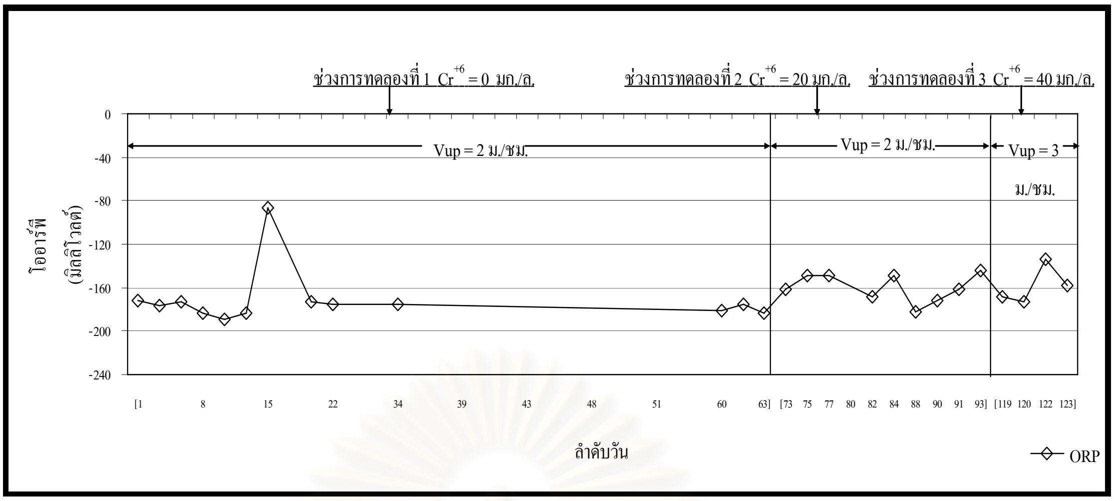


(ค)

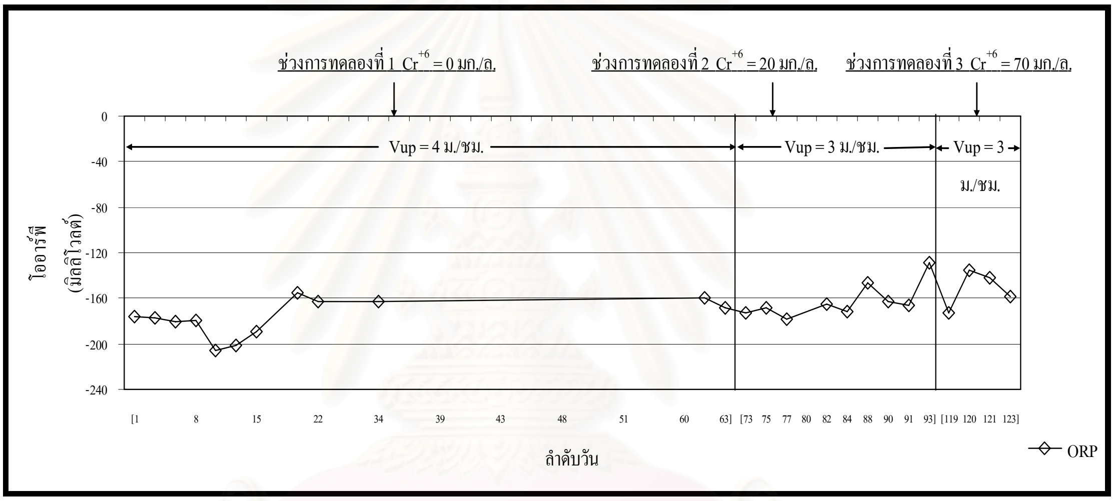
รูปที่ 4.37 ค่าอุณหภูมิของน้ำเสียที่ออกจากระบบของแต่ละถังปฏิกรณ์

(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2

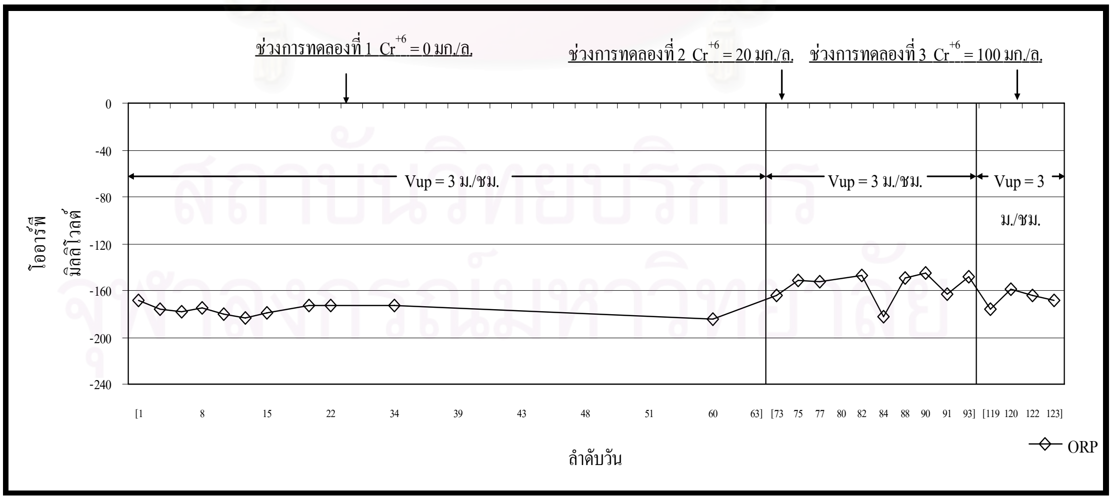
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



(ก)



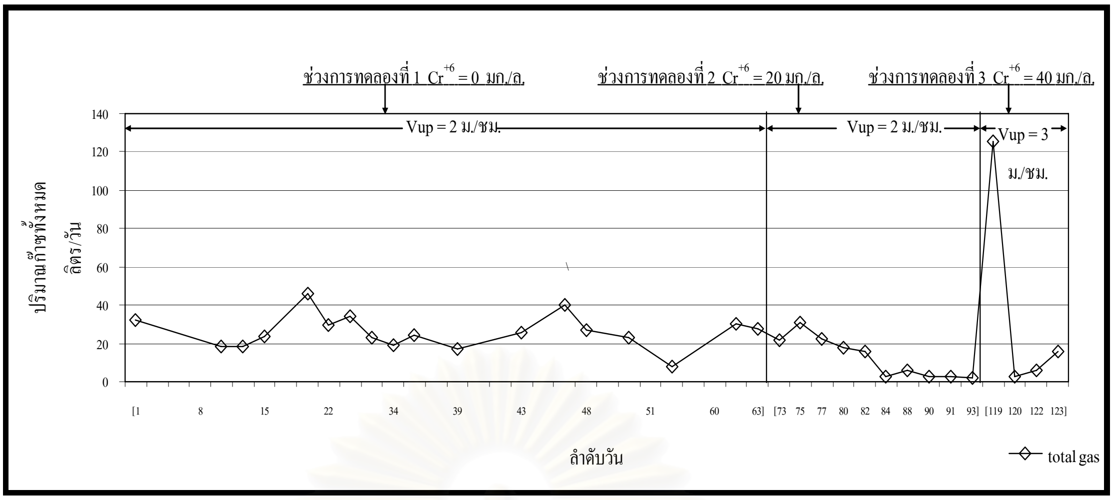
(ข)



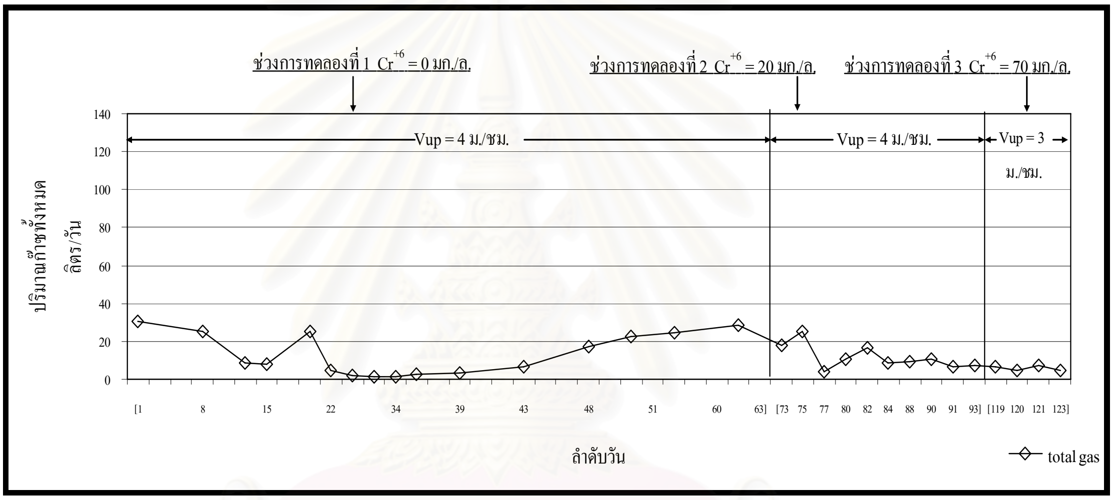
(ค)

รูปที่ 4.38 ค่าโออาร์พีของน้ำออกของแต่ละถังปฏิกรณ์

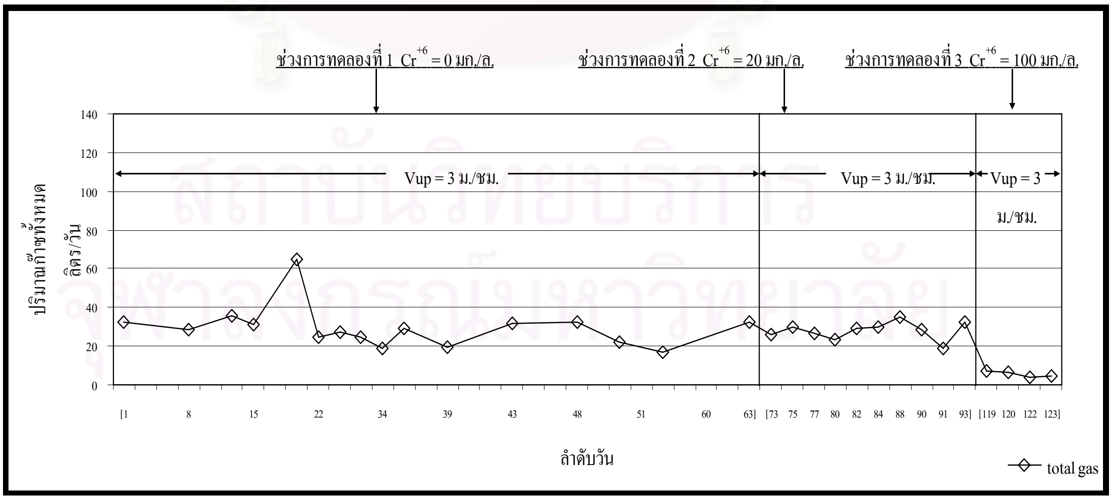
(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2



(ก)



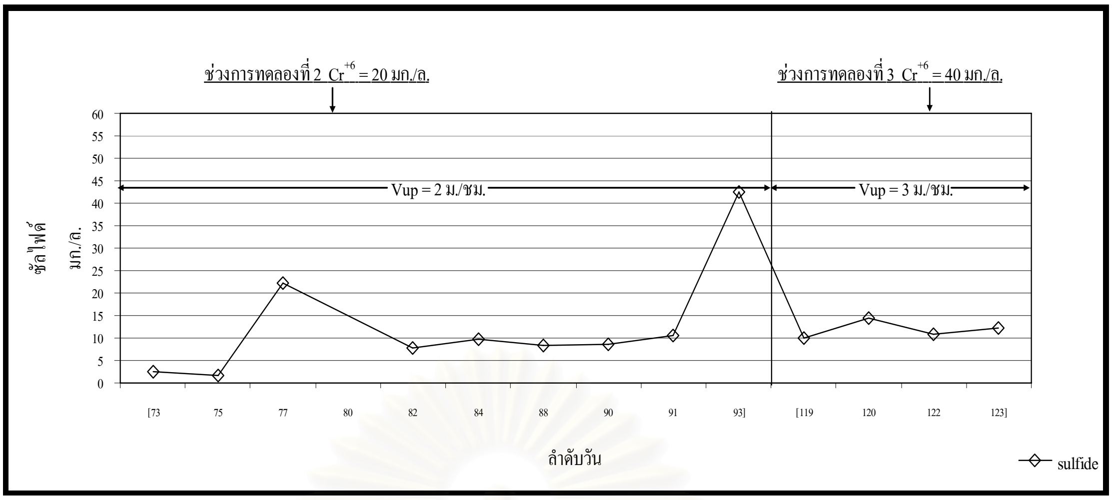
(ข)



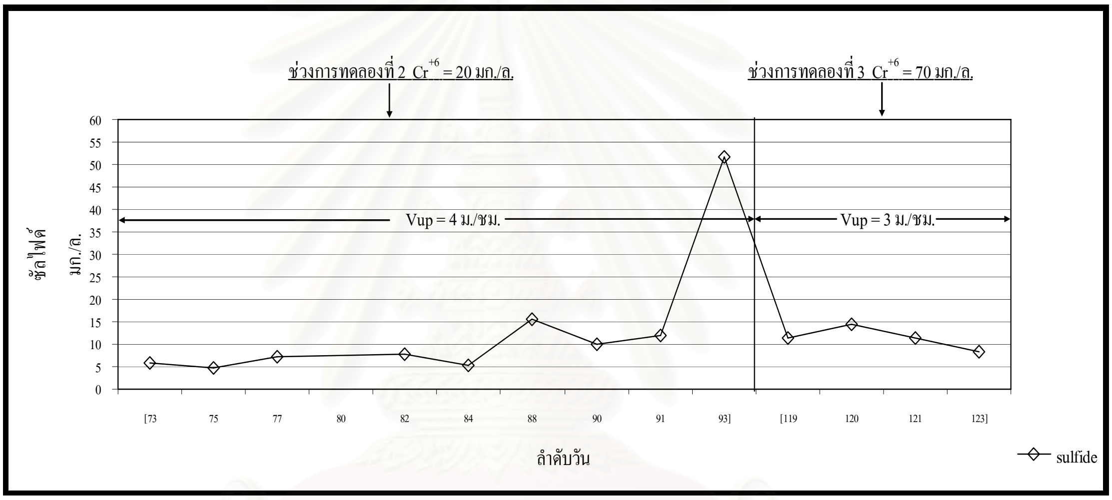
(ค)

รูปที่ 4.39 ปริมาณก๊าซทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกรณ์

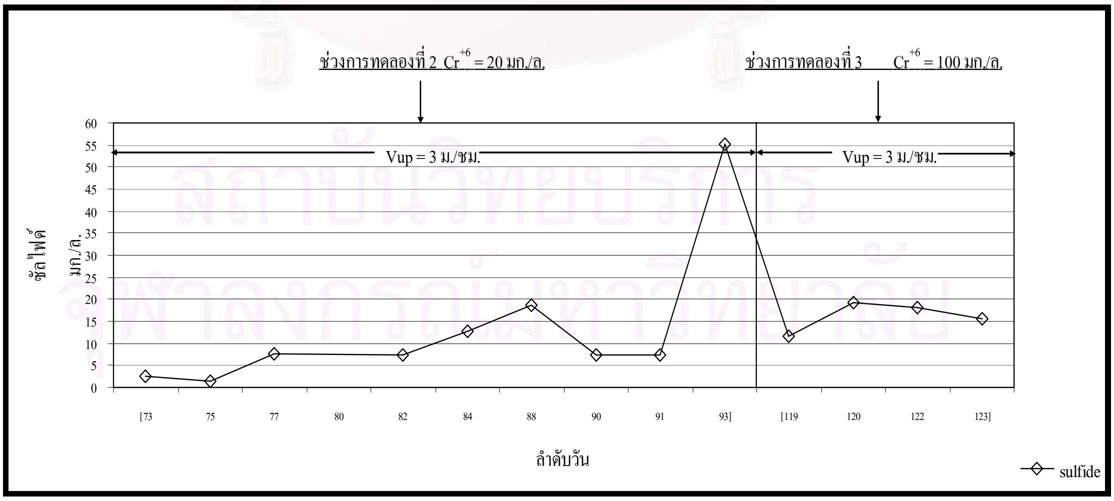
(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2



(ก)



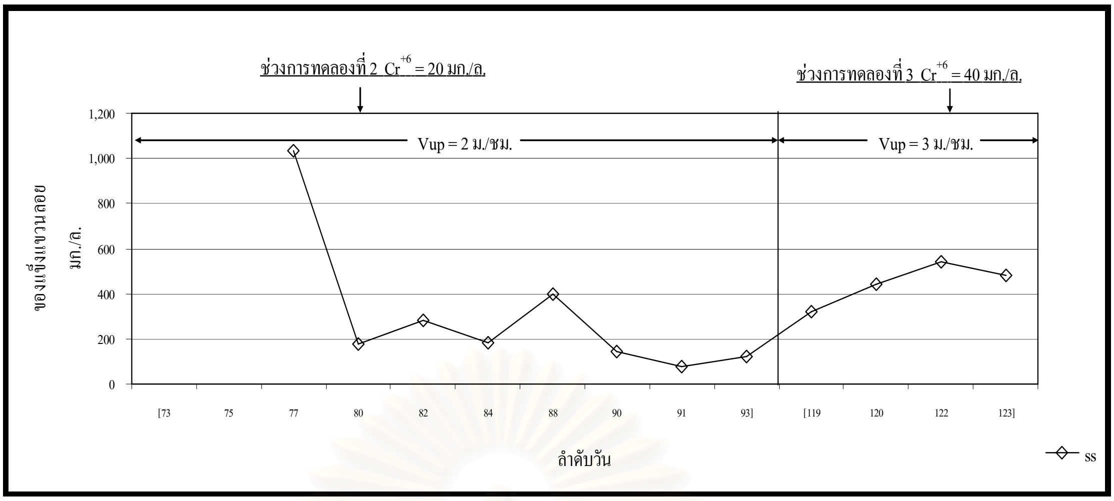
(ข)



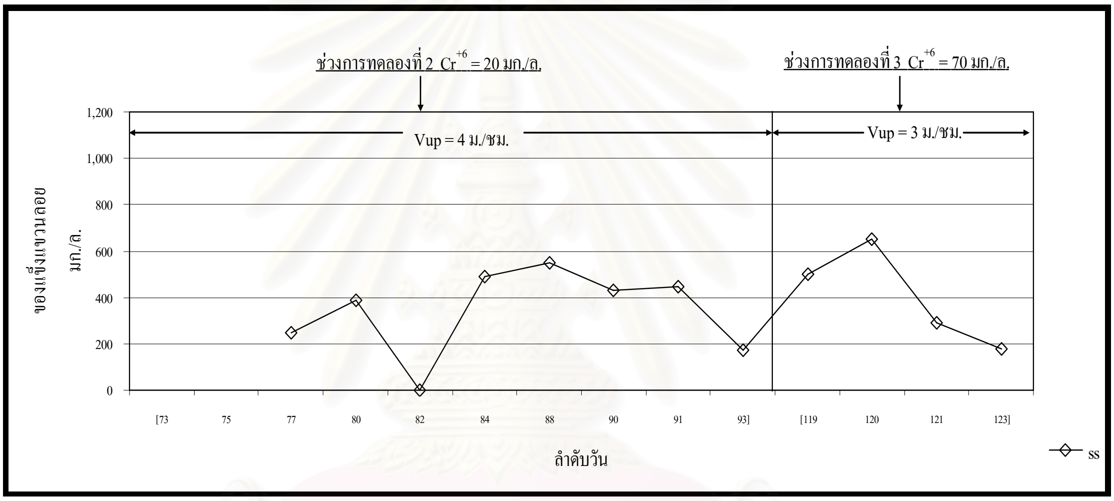
(ค)

รูปที่ 4.40 ค่าซัลไฟด์ทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกรณ์

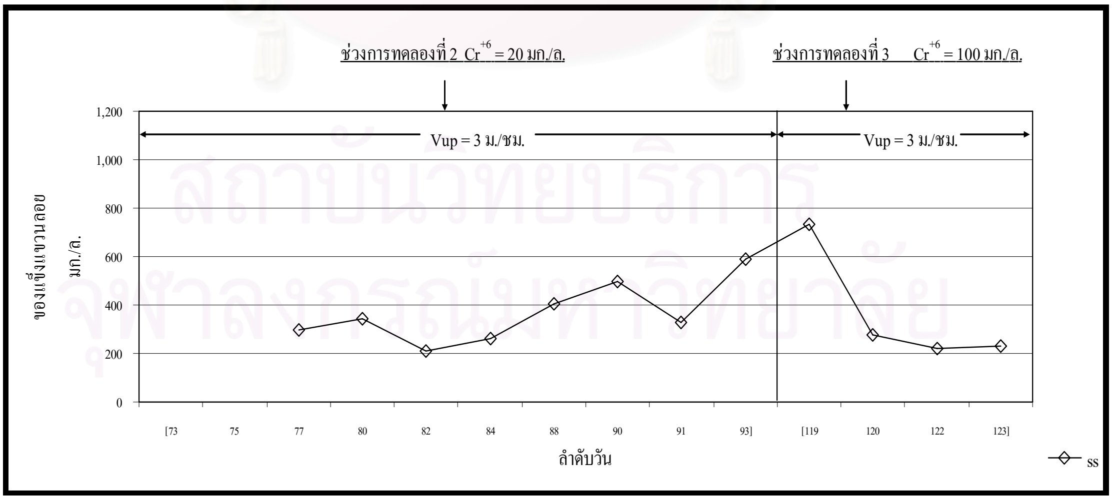
(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2



(ก)



(ข)



(ค)

รูปที่ 4.41 ค่าของแข็งแขวนลอยของแต่ละถังปฏิกรณ์

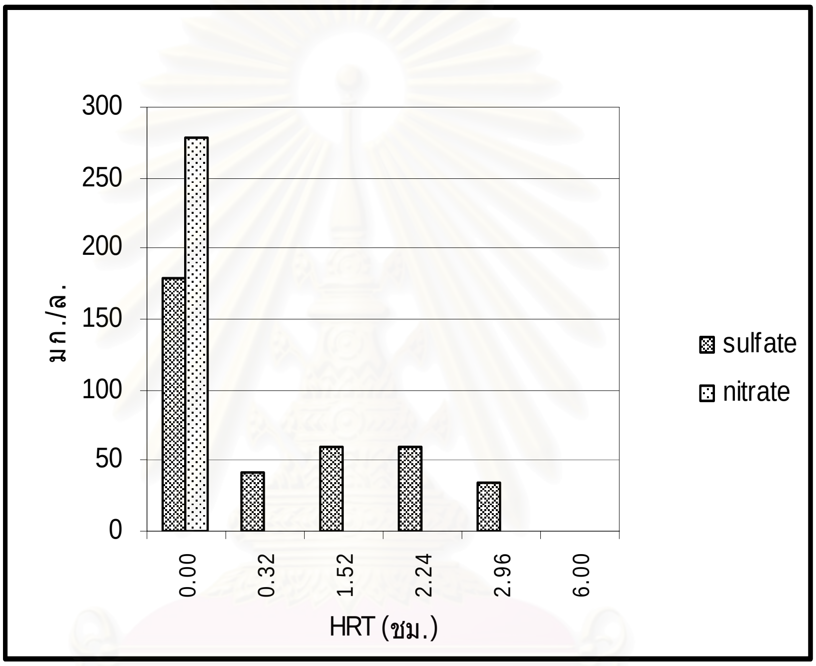
(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 2

สรุปได้ว่าความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เป็นช่วงความเร็วที่ดีที่สุด โดยระบบยังมีเสถียรภาพดีอยู่โดยความเร็วไหลขึ้นที่ 2 ม./ชม. ระบบเกิดการล้มเหลวซึ่งสันนิษฐานว่าอาจเนื่องมาจากความเร็วไหลขึ้นที่ช้าทำให้เกิดการสะสมของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจากระดับชั้นตะกอนล่างสุดจนเซลล์ของจุลินทรีย์ค่อย ๆ ตายลงและหลุดลอยออกจากถังปฏิกรณ์ และเกิดการสะสมของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมไปถึงชั้นบนสุดของเม็ดตะกอน จุลินทรีย์และในที่สุดระบบจะผลิตกรดไขมันระเหยมากขึ้นซึ่งจะเห็นได้ว่าแบคทีเรียผลิตกรดสามารถทนพิษของโครเมียมได้ และเมื่ออัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าความเป็นด่างของน้ำออกมากกว่า 0.8 ก็เกิดการไหลล้นของเม็ดตะกอนระบบก็ถึงจุดล้มเหลว ส่วนความเร็วไหลขึ้นที่ 4 ม./ชม. เกิดการไหลล้นของเม็ดตะกอนเช่นเดียวกัน ซึ่งสันนิษฐานว่าอาจเนื่องมาจากความเร็วไหลขึ้นที่เร็ว เกิดการไหลที่ปั่นป่วนพาเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจากระดับชั้นตะกอนล่างสุด ไปถึงระดับชั้นบนสุดอย่างรวดเร็วทำให้เกิดความเป็นพิษและสะสมที่ผิวหน้าเม็ดตะกอนและทั่วทั้งชั้นความสูงของเม็ดตะกอน รวมทั้งเกิดแรงเฉือนระหว่างการไหลของของเหลวกับผิวของเม็ดตะกอน และเกิดการขัดสีกันระหว่างเม็ดตะกอนทำให้เซลล์แบคทีเรียหลุดจากผิวของเม็ดตะกอนและหลุดออกจากถังปฏิกรณ์ และจากการสังเกตพบว่าตะกอนจะมีการขยายตัวขึ้นสูงถึงระดับบนของถังปฏิกรณ์จึงทำให้เกิดการไหลล้นของเม็ดตะกอนได้ง่ายระบบก็ถึงจุดล้มเหลว ส่วนความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เป็นช่วงความเร็วที่ดีที่สุด สันนิษฐานว่าเกิดการไหลที่ปั่นป่วนพาเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจากระดับชั้นตะกอนล่างสุดไปถึงระดับชั้นบนสุดอย่างค่อยเป็นค่อยไปทำให้เกิดความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมและบางส่วนถูกรีดิวซ์ไปเป็นไตรวาเลนต์โครเมียมซึ่งมีความเป็นพิษต่อตะกอนแบคทีเรียน้อยลงและบางส่วนยังถูกดูดซับเข้าไปในชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์รวมทั้งมีความเร็วไหลขึ้นที่พอเหมาะไม่ทำให้เกิดแรงเฉือนหรือการขัดสีกันระหว่างเม็ดตะกอนมากนัก ซึ่งทำให้ระบบยังคงรักษาเสถียรภาพได้ดีที่สุด

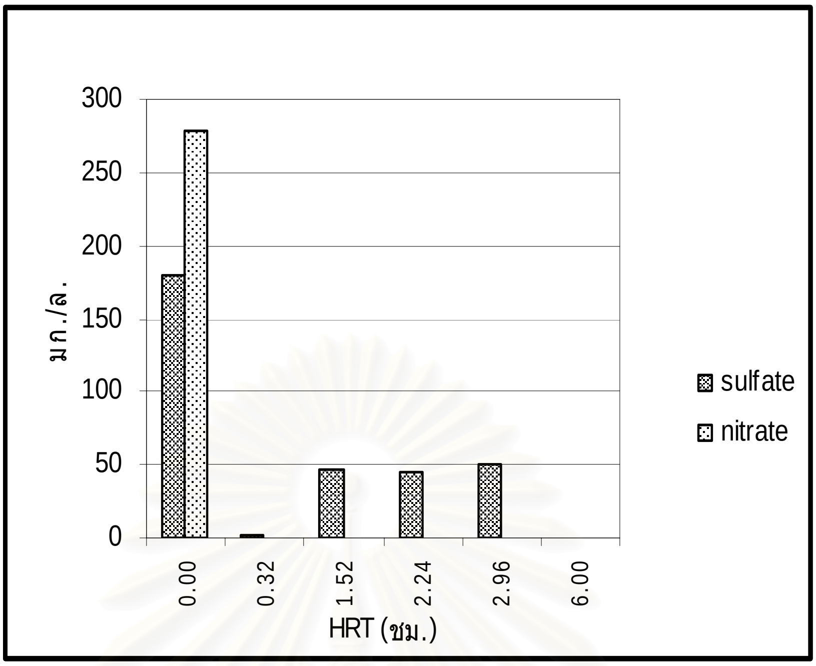
ส่วนช่วงการทดลองที่ 3 หลังจากเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมได้ 5 วัน (วันที่ 124 ของการเดินระบบ) หลังจากนั้นระบบได้ล้มเหลวมีเม็ดตะกอนที่มีลักษณะเบาไหลล้นออกมา ซึ่งเนื่องมาจากการผลิตกรดไขมันระเหยออกมามากและความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ไม่แข็งแรงมีเซลล์แบคทีเรียหลุดออกจากเม็ดตะกอน ทำให้เม็ดตะกอนมีน้ำหนักเบาและเกิดการไหลล้นออกจากถังปฏิกรณ์ได้ง่าย

4.4.4 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของซัลเฟตและไนเตรตตามชั้นความสูงของเม็ดตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เป็นเวลา 18 วัน

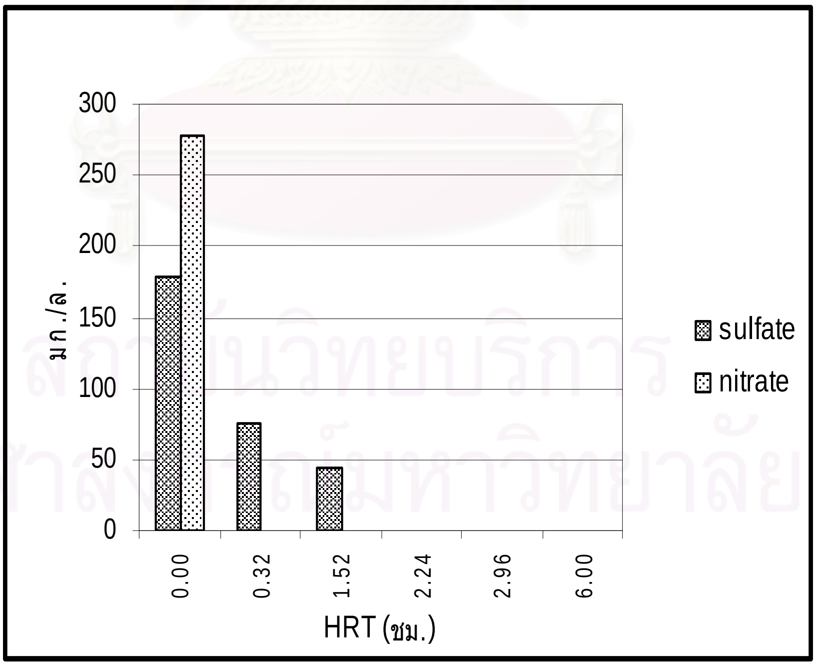
การทดลองช่วงนี้เป็นการศึกษาการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตามความสูงของชั้นเม็ดตะกอนโดยคิดเป็นค่าเวลากักเก็บน้ำเสียเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เป็นเวลา 18 วัน ที่ความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม. โดยเดินระบบต่อเนื่องจากระบบที่เข้าสู่สภาวะคงที่แล้วผลที่ได้แสดงดังรูปที่ 4.42 ถึง 4.45



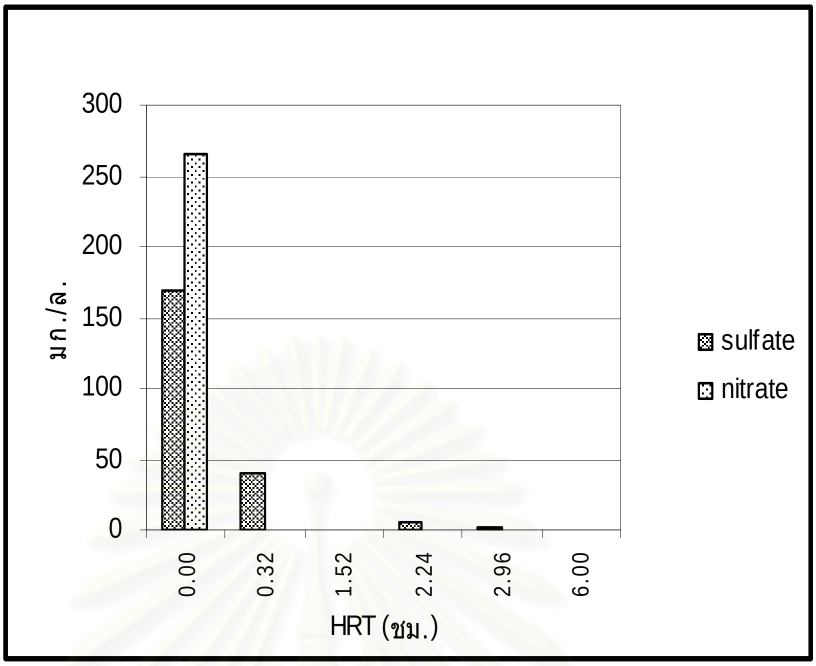
รูปที่ 4.42 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.เดินระบบ 18 วัน



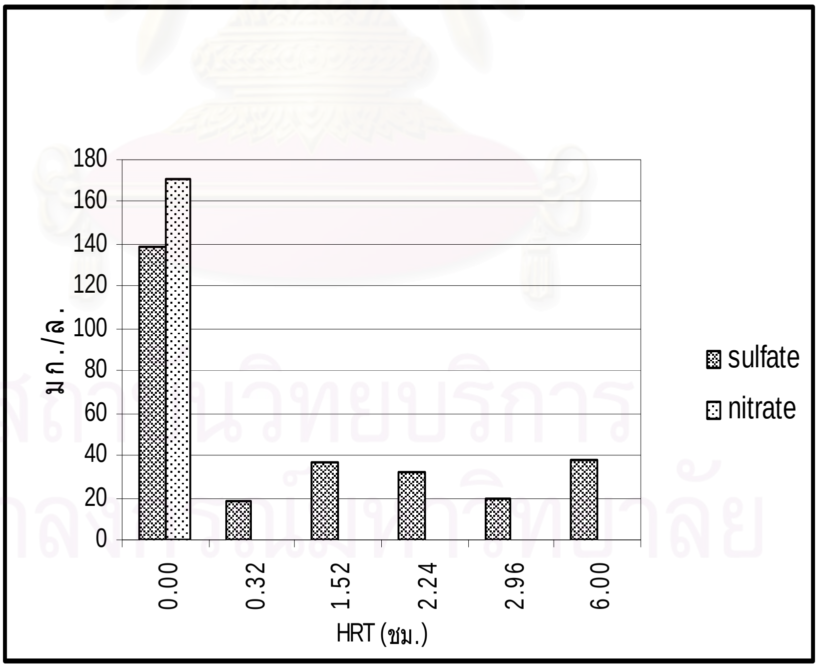
รูปที่ 4.43 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.เดินระบบ 18 วัน



รูปที่ 4.44 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.เดินระบบ 18 วัน



รูปที่ 4.45 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ชุดควบคุมที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.



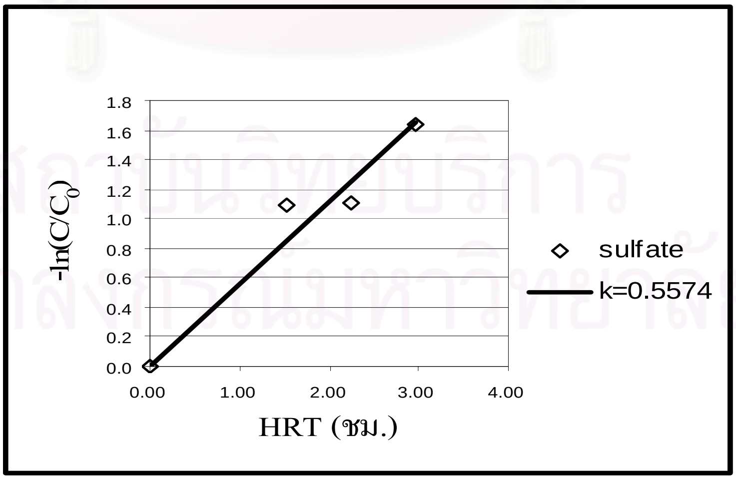
รูปที่ 4.46 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ชุดควบคุมที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

จากการทดลองหาการลดลงของปริมาณซัลเฟตและไนเตรตที่ระดับความสูงต่าง ๆ ที่ความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เท่ากันทุกถังปฏิกรณ์ และหลังจากเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมได้ 18 วัน พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตดีเท่ากันทุกถังปฏิกรณ์ โดยตรวจไม่พบที่ทุกระดับความสูงและในน้ำเสียที่ไหลออก ส่วนซัลเฟตยังตรวจพบตามความสูงของชั้นตะกอนโดยคิดเทียบเป็นเวลากักเก็บของน้ำเสียทุกความเร็วไหลขึ้น 2 ,3 และ 4 ม./ชม. ส่วนถังปฏิกรณ์ชุดควบคุม (รูปที่ 4.45) ที่ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.จะมีประสิทธิภาพดีที่สุด และผลการวิเคราะห์ซัลเฟตในน้ำเสียที่ไหลออกตรวจไม่พบเลยทุกถังปฏิกรณ์ แต่ว่าถังปฏิกรณ์ชุดควบคุมที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. (รูปที่ 4.46) จะมีประสิทธิภาพลดลง โดยซัลเฟตยังตรวจพบตามความสูงของชั้นตะกอนและทางน้ำออกในปริมาณที่มากกว่า

4.4.4.1 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันที่ความเร็วไหลขึ้น 2 , 3 และ 4 ม./ชม. เมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.

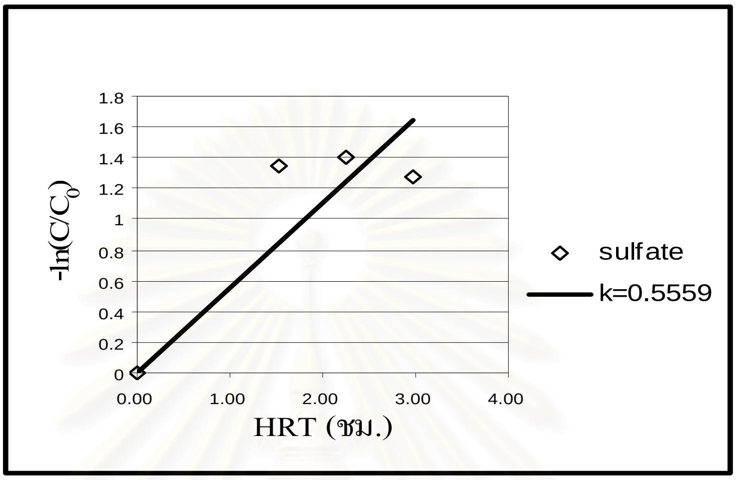
จากการทดลองเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เป็นเวลา 18 วัน ที่ความเร็วไหลขึ้น 2, 3 และ 4 ม./ชม. สามารถนำผลการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันมาสร้างกราฟความสัมพันธ์ทางไคเนติคได้ดังรูปที่ 4.46 ถึง 4.49

จากรูปที่ 4.47 การเปลี่ยนแปลงของซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์เมื่อมีเวลากักเก็บของน้ำเสียเพิ่มขึ้น เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 2 ม./ชม. โดยมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1^{st} order มีค่า k = 0.5574 ชม.$^{-1}$



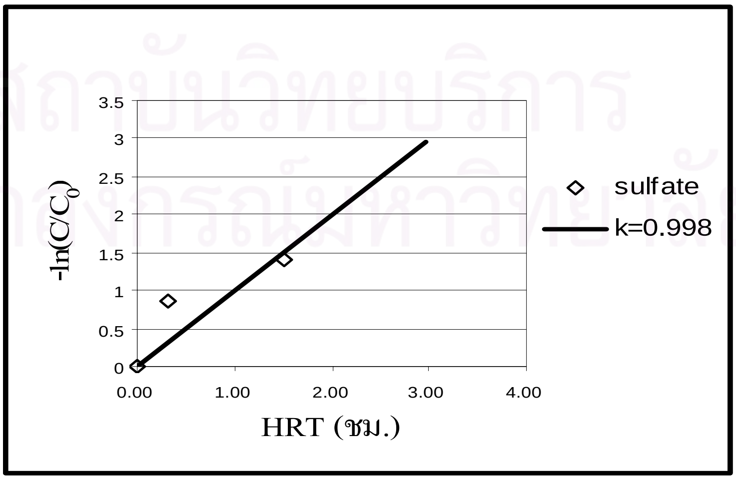
รูปที่ 4.47 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 2ม./ชม.

จากรูปที่ 4.48 การเปลี่ยนแปลงของซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์เมื่อมีเวลากักเก็บของน้ำเสียเพิ่มขึ้น เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3 ม./ชม. โดยมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1^{st} order มีค่า k = 0.5559 ชม.$^{-1}$



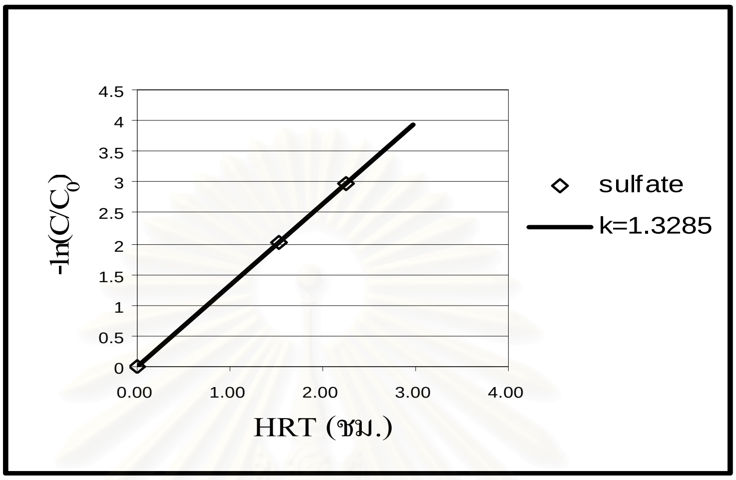
รูปที่ 4.48 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เดินระบบได้ 18 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

จากรูปที่ 4.49 การเปลี่ยนแปลงของซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์เมื่อมีเวลากักเก็บของน้ำเสียเพิ่มขึ้น เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 4 ม./ชม. โดยมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1^{st} order มีค่า k = 0.998 ชม.$^{-1}$



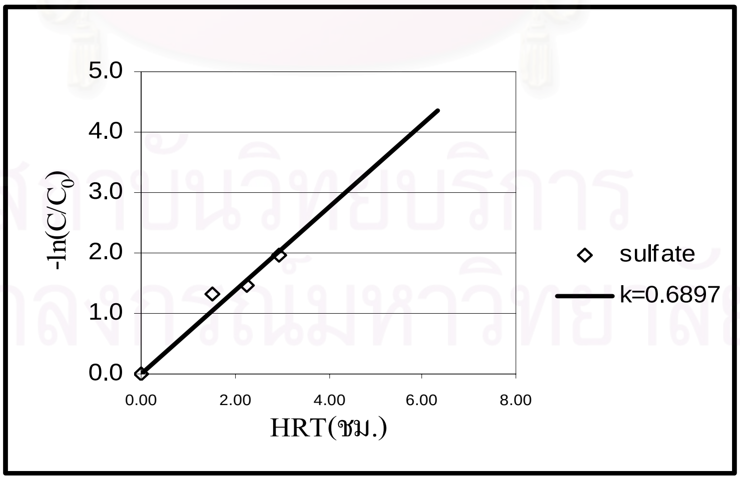
รูปที่ 4.49 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เดินระบบได้ 18 วัน ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.

จากรูปที่ 4.50 การเปลี่ยนแปลงของซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์เมื่อมีเวลากักเก็บของน้ำเสียเพิ่มขึ้น เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 4 ม./ชม. โดยมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นแบบ 1^{st} order มีค่า k = 1.3285 ชม.$^{-1}$



รูปที่ 4.50 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันของถังปฏิกรณ์ชุดควบคุม ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.

จากรูปที่ 4.51 การเปลี่ยนแปลงของซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์เมื่อมีเวลากักเก็บของน้ำเสียเพิ่มขึ้นไม่ได้เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมโดยมีปฏิกิริยาเป็นแบบ 1^{st} order reaction มีค่า k = 0.6897 ชม.$^{-1}$

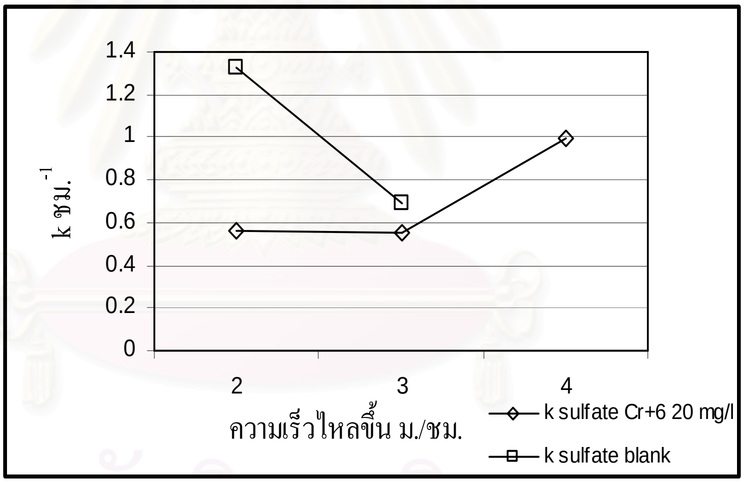


รูปที่ 4.51 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันของถังปฏิกรณ์ชุดควบคุม ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

ตารางที่ 4.4 สรุปค่าไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 2,3 และ 4 ม./ชม.

พารามิเตอร์น้ำเสีย	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.	ค่า k ซัลเฟตรีดักชัน 1st order ชม.$^{-1}$
น้ำเสียเติม Cr^{+6} 20 มก./ล.	2	0.5574
น้ำเสียเติม Cr^{+6} 20 มก./ล.	3	0.5559
น้ำเสียเติม Cr^{+6} 20 มก./ล.	4	0.998
น้ำเสียเติมไม่ Cr^{+6} (blank)	2	1.3285
น้ำเสียเติมไม่ Cr^{+6} (blank)	3	0.6897

จากตารางที่ 4.4 และรูปที่ 4.52 ค่า k ของซัลเฟตรีดักชัน เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. จะมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อความเร็วไหลขึ้นมีค่ามากขึ้น ส่วนในถังปฏิกรณ์ที่ไม่ได้เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันจะมีค่าลดลงเมื่อความเร็วไหลขึ้นมีค่าเพิ่มขึ้น



รูปที่ 4.52 ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เปรียบเทียบกับความเร็วไหลขึ้นกับความเร็วไหลขึ้น

สรุปได้ว่าเมื่อความเร็วไหลขึ้นมีค่ามากขึ้นจะทำให้อัตราการเกิดซัลเฟตรีดักชันเพิ่มขึ้น เนื่องจากเกิดความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมต่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) ลดลง ทั้งนี้เนื่องจาก

1) เวลากักเก็บรวม (HRT,τ) ลดลงเมื่อความเร็วไหลขึ้นเพิ่มขึ้นทำให้มีเวลาสัมผัสเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีความเป็นพิษมากกับเม็ดตะกอนลดลง

2) เกิดการรีดักชันของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมไปเป็นไตรวาเลนต์โครเมียม และเกิดสารประกอบกับซัลเฟต และตกตะกอนในรูป $CrK(SO_4)_2.12H_2O$ และ $Cr_2(SO_4)_3.18H_2O$ (Sidney และ Harry 1994) ซึ่งเป็นสาเหตุทำให้ปริมาณของซัลเฟตที่นำไปตรวจเช็คลดลงได้ลดลงได้
3) เกิดการเจือจางจากน้ำที่เวียนกลับในปริมาณที่มากขึ้น
4) นอกจากนี้ยังเกิดการตกตะกอนของไตรวาเลนต์โครเมียมจากปฏิกิริยา และเกิดการ adsorption บนเม็ดตะกอน ซึ่งไตรวาเลนต์โครเมียมที่อยู่บนผิวของเม็ดตะกอนก็สามารถเกิดสารประกอบกับซัลเฟต เช่น เดียวกับข้อ 3

การรีดักชันและการตกตะกอนของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียมดังสมการข้างล่าง

$$Cr^{+6} \xrightarrow[\text{reduction}]{} Cr^{+3}$$

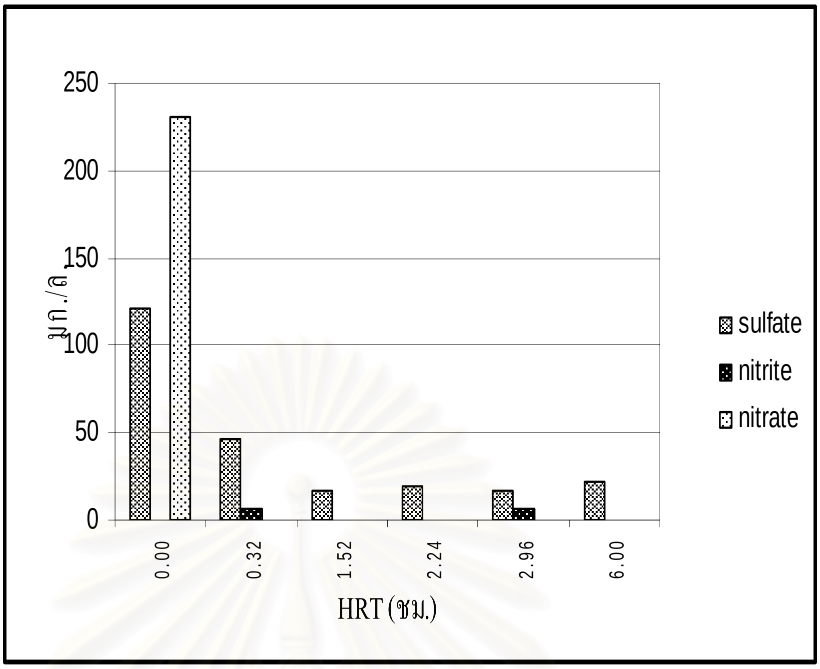
$$Cr^{+3} + 3OH^{-} \xrightarrow[\text{precipitation}]{} Cr(OH)_{3(s)}$$

ส่วนค่า k ของซัลเฟตรีดักชันของถังปฏิกรณ์ที่ไม่ได้เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมในถังปฏิกรณ์ชุดควบคุมพบว่าเมื่อความเร็วไหลขึ้นมีค่าเพิ่มขึ้นจะทำให้ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันลดลงซึ่งอธิบายได้ว่าเวลากักเก็บรวมที่ลดลงเมื่อความเร็วไหลขึ้นเพิ่มขึ้นทำให้มีเวลาสัมผัสสารอาหารลดลงจึงทำให้แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) เจริญเติบโตไม่ทันจึงทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันลดลง

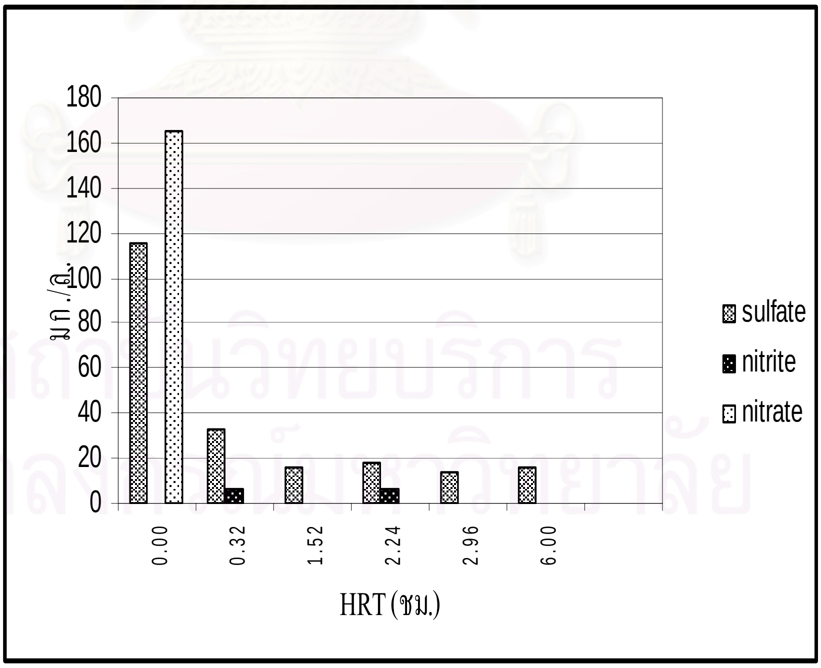
นอกจากนี้ยังพบว่าการเกิดไนเตรตรีดักชันจะเกิดได้ดีมากในถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.และที่ไม่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมในถังปฏิกรณ์ชุดควบคุมซึ่งตรวจไม่พบปริมาณไนเตรตทุกระดับความสูงของตะกอนรวมทั้งที่ทางน้ำออก ซึ่งสรุปได้ว่าการทดลองในถังปฏิกรณ์จะดีกว่าแบบแบตช์

4.4.5 การเปลี่ยนแปลงซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ตามระดับความสูงของชั้นเม็ดตะกอนเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล.

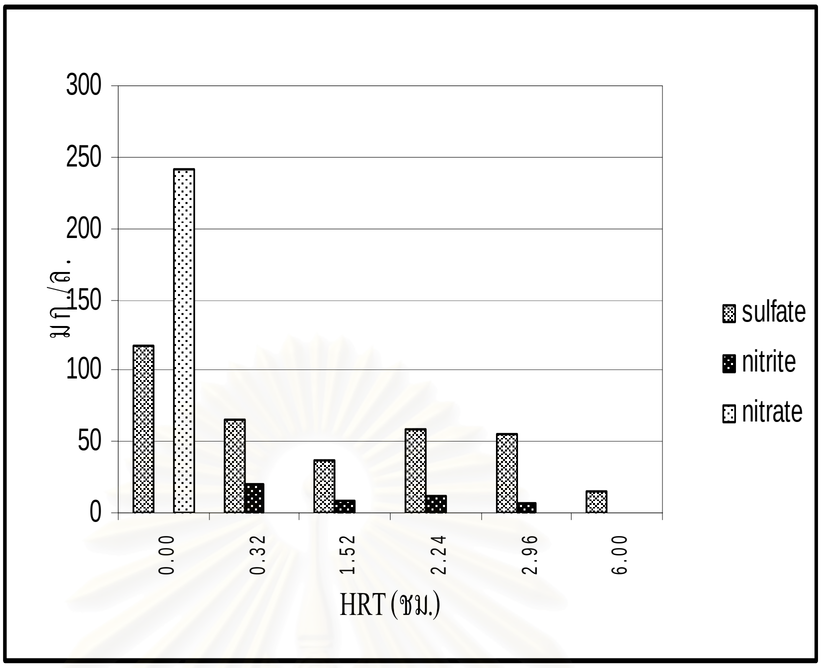
การทดลองช่วงนี้เป็นการศึกษาการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนในถังปฏิกรณ์เมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ซึ่งผลแสดงดังรูปที่ 4.53 – 4.55



รูปที่ 4.53 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล.



รูปที่ 4.54 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล.



รูปที่ 4.55 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล.

จากรูปที่ 4.53 - 4.55 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. พบว่า การเกิดไนเตรตรีดักชันสามารถเกิดได้สมบูรณ์ทุกถังปฏิกรณ์ โดยตรวจไม่พบปริมาณไนเตรตเลยทุกระดับความสูง ส่วนการเกิดซัลเฟตรีดักชันยังพบปริมาณซัลเฟตที่เหลือตามระดับความสูงของชั้นตะกอน โดยคิดเทียบเป็นเวลากักเก็บของน้ำเสีย และที่ทางน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์ ยังพบปริมาณซัลเฟตออกมาในปริมาณที่ใกล้เคียงกัน โดยคิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดได้ดังนี้คือ ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. มีปริมาณซัลเฟตที่ทางน้ำออกเท่ากับ 22.13 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัด 81.65 % ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. มีปริมาณซัลเฟตที่ทางน้ำออกเท่ากับ 15.76 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัด 86.35 % และถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. มีปริมาณซัลเฟตที่ทางน้ำออกเท่ากับ 14.83 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัด 87.29 % ทั้งนี้ยังพบปริมาณไนไตรท์ตามระดับความสูงของชั้นตะกอน โดยถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. จะพบปริมาณไนไตรท์มากที่สุด

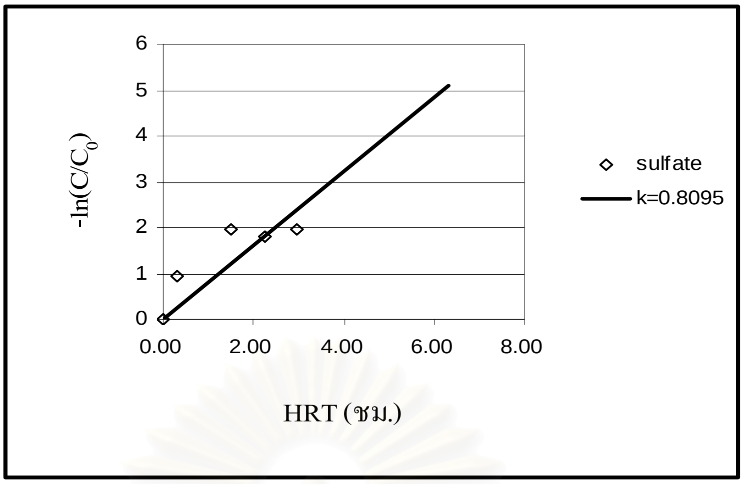
จากค่าประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียที่ออกจากถังปฏิกรณ์ทุกความเร็วไหลขึ้น พบว่าถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟต 81.65 % ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟต 86.35 %

และถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟต 87.29 % จะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตมากที่สุด ซึ่งจะเห็นไดว่าเมื่อความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมีค่าเพิ่มขึ้นประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตจะดีขึ้น สันนิษฐานว่าอาจเกิดจากการตกตะกอนของ ไตรวาเลนต์โครเมียม ที่รีดิวซ์มาจากเฮกซะวาเลนต์โครเมียมโดย ไตรวาเลนต์โครเมียมเกิดสารประกอบกับซัลเฟตเป็น $CrK(SO_4)_2.12H_2O$ และ $Cr_2(SO_4)_3.18H_2O$ (Sidney และ Harry 1994) ซึ่งบางส่วนถูกดูดซับบนผิวของตะกอน และจากค่าประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตที่มากขึ้นอาจเนื่องมากจากเมื่อเติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียมมากขึ้นจะทำให้เกิดการรีดักชันไปเป็น ไตรวาเลนต์โครเมียมมากขึ้นจึงเกิดสารประกอบกับซัลเฟตเพิ่มมากขึ้น และจากการถ่ายภาพโดยใชกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนพบว่าเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมากขึ้น จะทำให้พื้นผิวของเม็ดตะกอนมีความพรุนมากขึ้นจึงดูดซับ ไตรวาเลนต์โครเมียมที่อยู่ในรูปสารประกอบของซัลเฟตได้มากขึ้น ดังนั้นจึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตในทางน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้น

4.4.5.1 ไคเนติคของซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล. เป็นเวลา 5 วัน

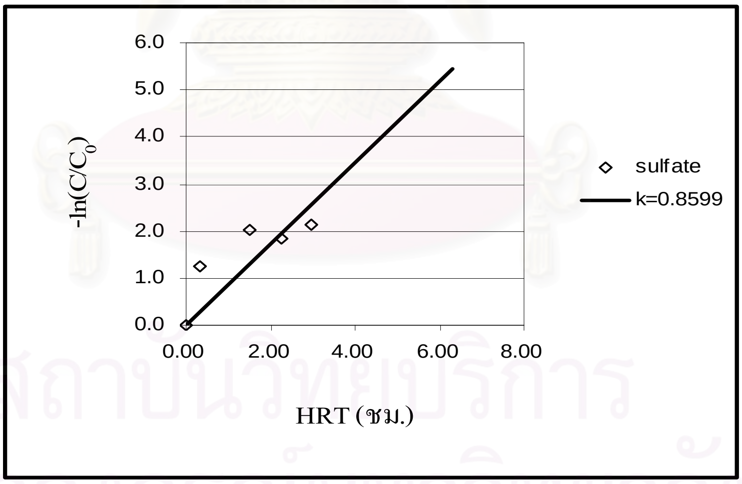
จากการทดลองเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล. เป็นเวลา 5 วัน ที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. สามารถนำผลการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันมาสร้างกราฟความสัมพันธ์ทางไคเนติคได้ดังรูปที่ 4.56 - 4.58

จากรูปที่ 4.56 การเปลี่ยนแปลงของซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์เมื่อมีเวลากักเก็บเพิ่มขึ้น เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.โดยมีปฏิกิริยาเป็นแบบ 1^{st} order reaction มีค่า $k = 0.8095$ ชม.$^{-1}$



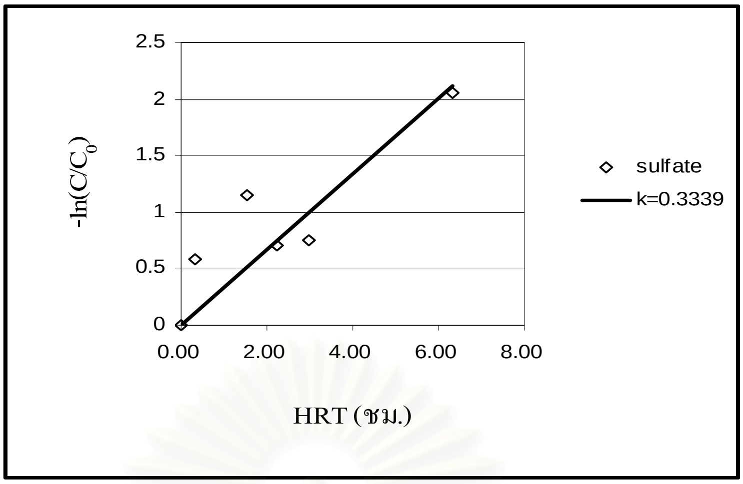
รูปที่ 4.56 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

จากรูปที่ 4.57 การเปลี่ยนแปลงของซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์เมื่อมีเวลากักเก็บน้ำเสียเพิ่มขึ้น เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.โดยมีปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction มีค่า k = 0.8599 ชม.$^{-1}$



รูปที่ 4.57 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

จากรูปที่ 4.58 การเปลี่ยนแปลงของซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์เมื่อมีเวลากักเก็บเพิ่มขึ้น เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.โดยมีปฏิกิริยาเป็นแบบ 1st order reaction มีค่า k = 0.3339 ชม.$^{-1}$



รูปที่ 4.58 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

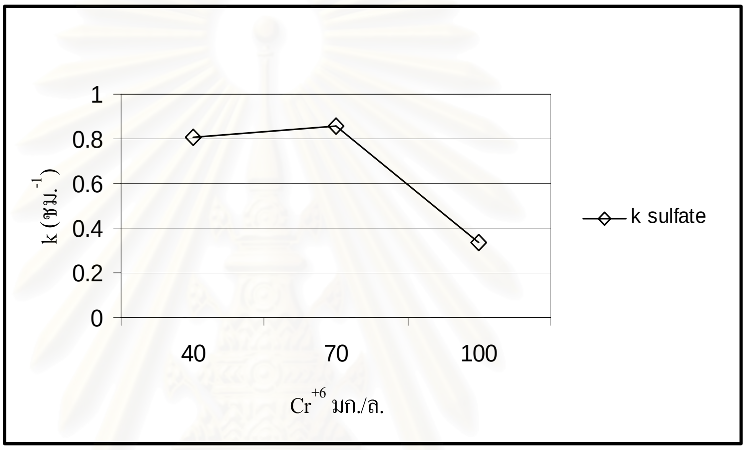
ตารางที่ 4.5 สรุปค่าไคเนติคเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล., 35 มก./ล. และ 50 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 2,3 และ 4 ม./ชม. เดินระบบได้ 5 วัน

พารามิเตอร์น้ำเสีย	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.	ค่า k 1st order ชม.$^{-1}$
น้ำเสียเติม Cr^{+6} 40 มก./ล.	3	0.8095
น้ำเสียเติม Cr^{+6} 70 มก./ล.	3	0.8599
น้ำเสียเติม Cr^{+6} 100 มก./ล.	3	0.3339

จากตารางที่ 4.5 และ รูปที่ 4.59 ค่า k มีแนวโน้มลดลงเมื่อความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมากขึ้นจาก 40 มก./ล. มาเป็น 100 มก./ล. ทั้งนี้เนื่องจากความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีความเข้มข้นมากขึ้น และส่งผลต่อการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันในระบบ

แต่เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตที่ทางน้ำออกพบว่าถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมากที่สุดจะมีประสิทธิภาพดีที่สุด ซึ่งสรุปได้ว่า ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันที่ได้จากการทดลองนั้นเป็นค่า k ที่เก็บตัวอย่างตามระดับความสูงของชั้นเม็ดตะกอนโดยระดับสูงสุดเท่ากับ 110 ซม. ซึ่งคิดเป็นเวลากักเก็บ 2.96 ชม. ซึ่งได้ค่า k น้อยที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับถังปฏิกรณ์อื่น ซึ่งจะเห็นได้ว่าซัลเฟตรีดักชันจะถูกยับยั้งมากที่สุด (มีความเป็นพิษมากจากเฮกซะวาเลนต์โครเมียม) แต่ว่าทุกถังปฏิกรณ์มีการขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนไปถึงระดับบนสุดของถัง ซึ่งมีความสูง 250 ซม. จึงทำให้เกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ รวมทั้งถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวา

เลนต์โครเมียมมากสุด อาจจะเกิดการรีดักชันของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมไปเป็น ไตรวาเลนต์โครเมียมมากที่สุด ซึ่งผลการทดลองของความเข้มข้นของโครเมียมทั้งหมดตามระดับความสูงของชั้นตะกอน (ในหัวข้อต่อไป) จะมีค่าลดลงอย่างรวดเร็วตั้งแต่ระดับความสูงของตะกอนระดับแรกหรือที่เวลากักเก็บอันดับแรก และในทางน้ำออกจะมีปริมาณน้อยมากในทุกถังปกิกรณ์ จึงเป็นไปได้ว่าเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นไตรวาเลนต์โครเมียมอย่างรวดเร็วและรวมตัวกับซัลเฟตเป็นสารประกอบซัลเฟตได้มากที่สุด จึงทำให้ปริมาณซัลเฟตในทางน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่เติม เฮกซะวาเลนต์โครเมียมมากที่สุดมีปริมาณที่น้อยสุด



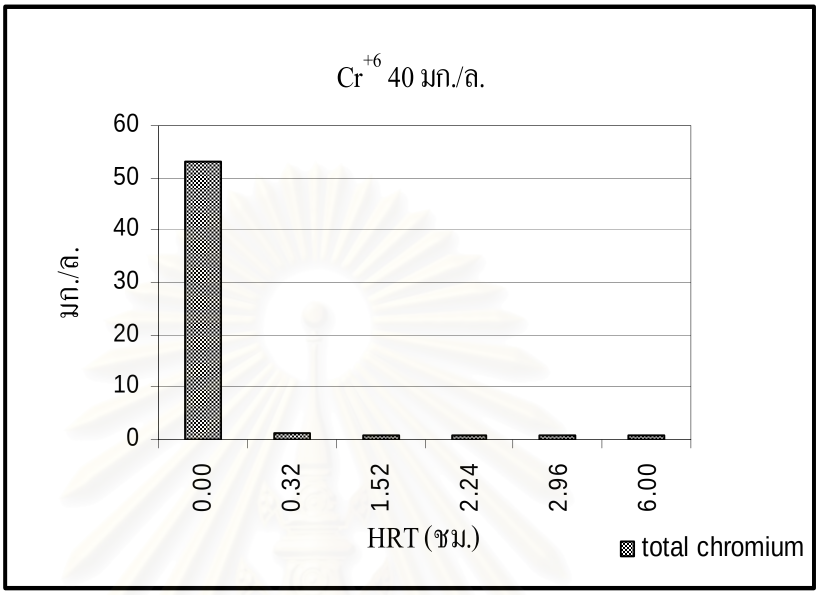
รูปที่ 4.59 ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่ความเข้มข้นต่าง ๆ กัน

4.4.5.2 ความเข้มข้นของโครเมียมตามระดับความสูงของชั้นตะกอน

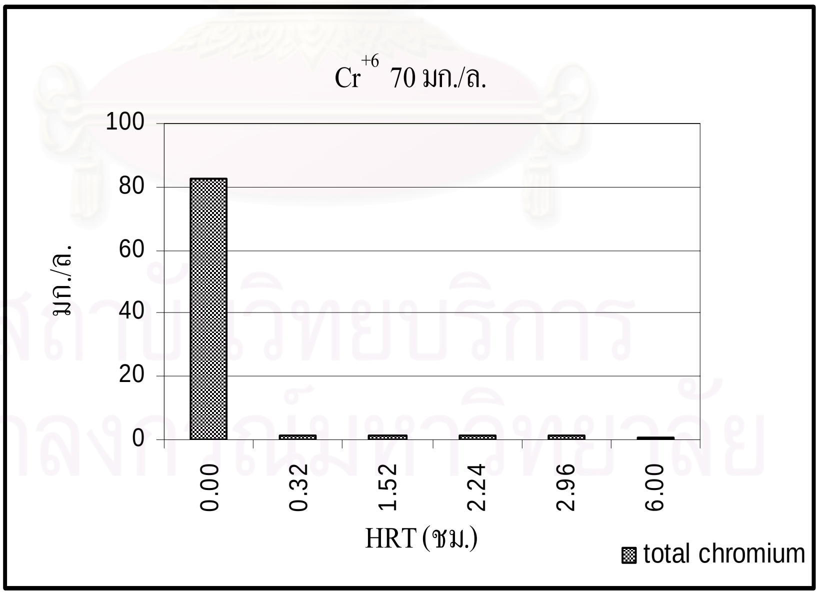
จากการทดลองเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตามความสูงเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เป็นเวลา 5 วันซึ่งระบบได้ล้มเหลวจากการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมและได้ทำการวัดปริมาณโครเมียมทั้งหมดตามระดับความสูงของตะกอนโดยคิดเทียบเป็นเวลากักเก็บ และในน้ำที่ผ่านระบบบำบัด โดยผลแสดงดังรูปที่ 4.60 – 4.63

จากรูปที่ 4.60 ถึง 4.62 พบว่าปริมาณโครเมียมทั้งหมดตามระดับความสูงของชั้นตะกอนของทุกถังปฏิกรณ์มีการลดลงไปอย่างมาก ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. ทางน้ำออกพบ ปริมาณโครเมียมทั้งหมด เท่ากับ 0.9 มก./ล. , ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. ทางน้ำออกพบ ปริมาณโครเมียมทั้งหมดเท่ากับ 0.7 มก./ล., ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. ทางน้ำออกพบ ปริมาณโครเมียมทั้งหมดเท่ากับ 0.93 มก./ล. ทั้งนี้ปริมาณโครเมียมทั้งหมดที่ลดลงเนื่องจากเฮกซะวาเลนต์โครเมียมในน้ำเสียที่เข้าระบบจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นไตรวาเลนต์โครเมียมและอาจตกตะกอนในถังและที่ผิวภายในเม็ดตะกอนบางส่วนเกิดสารประกอบของไตรวาเลนต์โครเมียมเกิดโพลีเมอร์และตกตะกอนในรูป

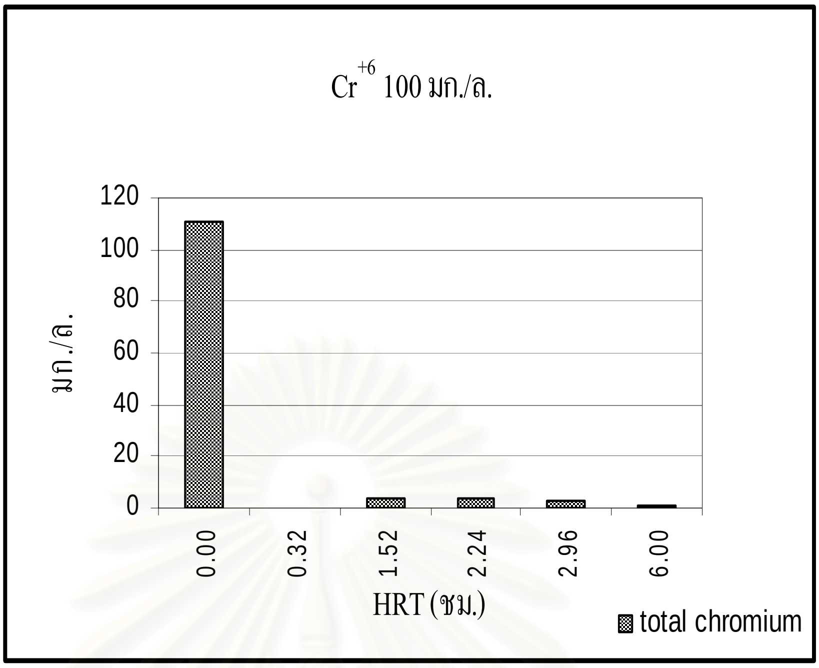
$Cr(CH_3COO)_3.H_2O$, $[Cr(H_2O)_6]Cl_3$, $[Cr(H_2O)_4Cl_2]Cl._2H_2O$, $Cr(OH)_3$, $Cr(NO_3).9H_2O$, $CrPO_4$, $CrK(SO_4)_2.12H_2O$ และ $Cr_2(SO_4)_3.18H_2O$ (Sidney และ Harry 1994) ในถังปฏิกรณ์



รูปที่ 4.60 ความเข้มข้นของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. ที่ระดับความสูงของตะกอน เดินระบบ 5 วัน



รูปที่ 4.61 ความเข้มข้นของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. ที่ระดับความสูงของตะกอน เดินระบบ 5 วัน

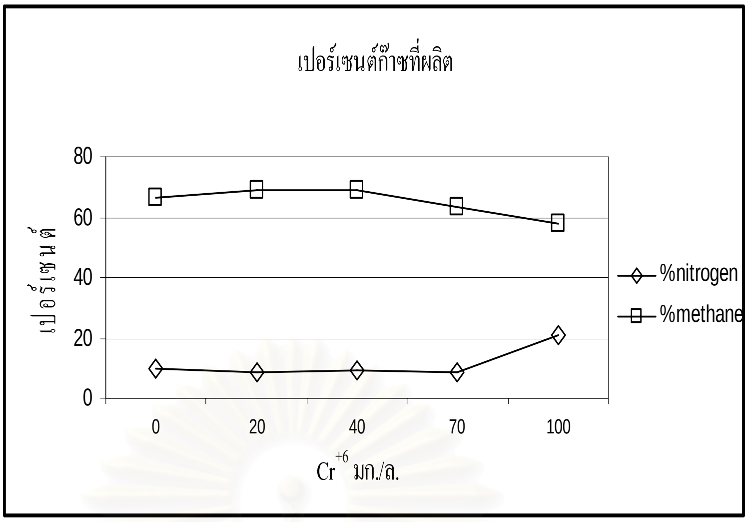


รูปที่ 4.62 ความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. ที่ระดับความสูงของตะกอนเติมเดินระบบ 5 วัน

4.4.6 อัตราส่วนของก๊าซชีวภาพ

ตารางที่ 4.6 อัตราส่วนของก๊าซชีวภาพของแต่ละถังปฏิกรณ์

ลำดับ	Sample	%nitrogen	%methane
1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2/Cr^{+6} 20 มก./ล. เติม 1 วัน	8.7	68.8
2	ถังปฏิกรณ์ที่ 1/Cr^{+6} 40 มก./ล. เติม 5 วัน	9.5	69.1
3	ถังปฏิกรณ์ที่ 4/Cr^{+6} 70 มก./ล. เติม 5 วัน	8.9	63.5
4	ถังปฏิกรณ์ที่ 2/Cr^{+6} 100 มก./ล. เติม 5 วัน	20.7	58.1
5	ถังปฏิกรณ์ที่ 3/blank (steady state)	10.0	66.6



รูปที่ 4.63 อัตราส่วนของก๊าซชีวภาพ

จากรูปที่ 4.63 อัตราส่วนของก๊าซมีเทนลดลงอย่างเห็นได้ชัดเมื่อความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม มีค่ามากกว่า 40 มก./ล. การเพิ่มความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม จาก 40 มก./ล. มาเป็น 70 มก./ล. ทำให้เพิ่มความเป็นพิษต่อการผลิตก๊าซมีเทนในระบบ สรุปได้ว่าที่ความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม ที่มีปริมาณมากขึ้นจะยับยั้งแบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทน (MPB) แต่ในทางกลับกันจะไม่ส่งผลกระทบต่อแบคทีเรียที่ผลิตก๊าซไนโตรเจน (DNB) มากนัก ทำให้มีการผลิตก๊าซไนโตรเจนเพิ่มขึ้น

4.5 สรุปค่าทางไคเนติคของการทดลองแบบแบตช์และในถังปฏิกรณ์

ตารางที่ 4.7 ค่าไคเนติคของการทดลองแบบแบตช์และในถังปฏิกรณ์ก่อนเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

วิธีการทดลอง	k sulfate ชม.$^{-1}$ 1st order Vup 2 ม./ชม.	k sulfate ชม.$^{-1}$ 1st order Vup 3 ม./ชม.
ถังปฏิกรณ์ (Cr^{+6} 0 มก./ล.)	1.3285 (steady state)	0.6897 (steady state)
แบบแบตช์ (Cr^{+6} 0 มก./ล.) น้ำเสียสด	1.446	1.2927

จากตารางที่ 4.7 การทดลองที่ยังไม่มีการเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 และ 3 ม./ชม. ในถังปฏิกรณ์จะมีค่าค่า k ของซัลเฟตรีดักชันมากกว่าการทดลองแบบแบตช์ (น้ำเสียสดและหมัก) และมีค่าลดลงเมื่อความเร็วไหลขึ้นเพิ่มขึ้น ซึ่งเป็นเช่นเดียวกันกับการทดลอง

แบบแบตช์ ซึ่งสรุปได้ว่ามีสาเหตุมาจากความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้น ทำให้มี เวลากักเก็บรวมลดลง ส่งผลต่อเกิดการถ่ายเทมวลสารมีประสิทธิภาพลดลงทำให้แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเจริญเติบโตไม่ทัน จึงทำให้ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันลดลง

สรุปได้ว่าการทดลองในถังปฏิกรณ์จะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาของซัลเฟตรีดักชันดีกว่าแบบแบตช์ แต่จะมีค่าลดลงเมื่อมีความเร็วไหลขึ้นเพิ่มขึ้นจาก 2 ม./ชม. มาเป็น 3 ม./ชม.

ตารางที่ 4.8 ค่าไคเนติคของการทดลองแบบแบตช์และในถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

วิธีการทดลอง	k sulfate ชม.$^{-1}$ 1st order
ถังปฏิกรณ์ Cr^{+6} 20 มก./ล. (Vup 3 ม./ชม.)	0.5559 *
แบบแบตช์ Cr^{+6} 20 มก./ล. (Vup 2 ม./ชม.)	0.358
ถังปฏิกรณ์ Cr^{+6}40 มก./ล. (Vup 3 ม./ชม.)	0.8095
แบบแบตช์ Cr^{+6}40 มก./ล. (Vup 2 ม./ชม.)	0.3124
ถังปฏิกรณ์ Cr^{+6}70 มก./ล. (Vup 3 ม./ชม.)	0.8599
แบบแบตช์ Cr^{+6}70 มก./ล. (Vup 2 ม./ชม.)	0.2978
ถังปฏิกรณ์ Cr^{+6}100 มก./ล. (Vup 3 ม./ชม.)	0.3339
แบบแบตช์ Cr^{+6}100 มก./ล. (Vup 2 ม./ชม.)	0.2103

หมายเหตุ : *ระบบสามารถเดินได้นานเนื่องจาก Cr^{+6} 20 มก./ล. มีความเป็นพิษน้อย

จากตารางที่ 4.14 การทดลองในถังปฏิกรณ์ช่วง 5 วัน ของความเข้มข้นเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40,70 และ 100 มก./ล.ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3 ม./ชม. ค่า k ของซัลเฟตรีดักชันจะมีแนวโน้มลดลงเมื่อของความเข้มข้นเฮกซะวาเลนต์โครเมียม เพิ่มขึ้นซึ่งเนื่องมาจากความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม และมีค่า k ซัลเฟตรีดักชันมากกว่าการทดลองแบบแบตช์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40,70 และ100 มก./ล. แต่เนื่องจากการทดลองในถังปฏิกรณ์ระบบได้ล้มเหลวเมื่อเดินต่อไปถึงวันที่ 6 สรุปได้ว่า ปฏิกิริยาไนเตรตรีดักชันแบบแบตช์จะดีกว่าการทดลองในถังปฏิกรณ์

4.6 สมดุลของมวลสารในระบบ

4.6.1 สมดุลมวลของซีโอดี

การพิจารณาสมดุลมวลของซีโอดีในงานวิจัยนี้ ทำให้ทราบถึงความน่าเชื่อถือของข้อมูล โดยดูจากค่าเปอร์เซนต์การคืนกลับ (% recovery) ของข้อมูลที่ได้ นอกจากนี้ยังนำข้อมูลที่ได้มาคำนวณสัดส่วนการใช้ซีโอดีของแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงได้ โดยดูจากค่าเปอร์เซนต์การไหลของอิเล็กตรอน ซึ่งเป็นค่าในการพิจารณา

เปรียบเทียบบทบาทของแบคทีเรียทั้ง 3 ชนิด ในความสามารถของการแย่งใช้สารอาหารภายในระบบ

งานวิจัยนี้ซีโอดีของน้ำเข้าเป็นซีโอดีของสารอินทรีย์ ซึ่งเกิดจากน้ำตาลทรายที่เติมลงไปเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ให้กับแบคทีเรีย เมื่อน้ำเสียผ่านระบบค่าซีโอดีของน้ำเข้าดังกล่าวจะเปลี่ยนรูปไปจากกิจกรรมดำรงค์ชีพของแบคทีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ สำหรับทฤษฎีเกี่ยวกับสมดุลมวลซีโอดีของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนเมื่อมีซัลเฟตและไนเตรตอยู่ในน้ำเสียด้วยนั้นแสดงในหัวข้อ 2.7 และตัวอย่างการคำนวณสมดุลมวลของสารในระบบแสดงในภาคผนวก ข โดยผลการคำนวณข้อมูลของการทดลองช่วงเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมแสดงดังตารางที่ 4.9

ตารางที่ 4.9 ผลการคำนวณค่า สมดุลมวลของซีโอดีในช่วงเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

ถังปฏิกรณ์		ซีโอดี มก./ล.		ซัลเฟต มก./ล.		ไนเตรต มก./ล.		ก๊าซทั้งหมดต่อวัน มล.	$\%CH_4$	%recovery
Vup ม./ชม.	Cr^{+6} มก./ล.	เข้า	ออก	เข้า	ออก	เข้า	ออก			
3	20	2453.33	311.11	124.21	0	203.24	0	21,546.53	68.8	41.93
3	40	2605.38	256.73	121.61	22.13	230.71	0	16,062.17	69.1	33.12
3	70	2605.38	418.38	115.46	15.76	164.72	0	4828.99	63.5	28.19
3	100	2605.38	328.05	116.77	14.93	241.63	0	4443.42	58.1	25.95

จากตารางที่ 4.9 ค่าเปอร์เซนต์ซีโอดีคืนกลับ (% COD recovery) จะเห็นว่าจุดอ่อนอย่างหนึ่งคือ ไม่สามารถหาปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์แบคทีเรียได้ ดังนั้นค่าเปอร์เซนต์ซีโอดีคืนกลับที่ได้ในการทดลองจึงน้อยกว่าความเป็นจริงเสมอ โดยจากงานวิจัยของ อนุตร เปียงแก้ว (2542) กล่าวถึงชีวเคมีของแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนว่า แบคทีเรียประเภทนี้ได้พลังงานจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ค่อนข้างต่ำ ซึ่งถ้าเปรียบเทียบกับแบคทีเรียประเภทที่ใช้ออกซิเจนแล้วจะเห็นได้อย่างชัดเจน กล่าวคือ แบคทีเรียประเภทที่ใช้ออกซิเจนได้พลังงานจากการย่อยสลายกลูโคส 1 โมเลกุล เทียบเท่ากับ 38 ATP แต่ถ้าเป็นแบคทีเรียประเภทที่ไม่ใช้ออกซิเจนแล้ว จะได้พลังงานรวมเพียง 7 ATP เท่านั้น พลังงานส่วนนี้ยังถูกใช้โดยแบคทีเรียหลายชนิด ดังนั้นค่ายีลด์ของแบคทีเรียประเภทนี้จึงมีค่าประมาณ 10 % ของสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายเท่านั้นที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์

เมื่อพิจารณาสาเหตุที่ทำให้ มีค่าน้อยกว่า 100 % นั้น สาเหตุมาจากไม่สามารถวัดปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์และที่ถูกใช้ในกระบวนการเมตาโบลิซึมของแบคทีเรียทั้ง 3 ชนิด

ได้ และเนื่องจากได้ทำการกรองตัวอย่างน้ำก่อนการวิเคราะห์ซีโอดี ทำให้ค่าซีโอดีที่เกิดจากเซลล์จุลินทรีย์ไม่ได้ถูกวัดไปด้วยทำให้ขาดข้อมูลส่วนนี้ไป นอกจากนี้อาจมีสาเหตุมาจากการเกิดโพลีเมอร์ของไตรวาเลนต์โครเมียม ($[Cr(H_2O)_6]^{3+}$) กับกรดอะซิติก ($Cr(CH_3COO)_3.H_2O$) (Sidney และ Harry 1994) ในถังปฏิกรณ์ ส่วนสาเหตุของการเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งก๊าซที่เก็บได้อาจมีการรั่วไหลในขณะเก็บตัวอย่าง ทำให้ไม่สามารถเก็บก๊าซที่เกิดขึ้นได้ทั้งหมด ส่งผลต่อปริมาตรของก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ทำให้ค่าเปอร์เซนต์ซีโอดีคืนกลับที่ได้มีค่าน้อยกว่า 100 %

จากข้อมูลค่าสัดส่วนซีโอดีในรูปมีเทน สัดส่วนซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน และสัดส่วนซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ได้ จะนำมาคำนวณเปอร์เซนต์การไหลของอิเล็กตรอนเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน (% electron flow) หรือสัดส่วนการใช้ซีโอดีระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง เพื่อนำมาพิจารณาเปรียบเทียบบทบาทระหว่างแบคทีเรียทั้ง 3 ชนิด ในระบบ โดยเปอร์เซ็นต์สัดส่วนการใช้ซีโอดีของแบคทีเรียทั้ง 3 ชนิด ในแต่ละถังปฏิกรณ์ แสดงดังตารางที่ 4.10

ตาราง 4.10 เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน (% electron flow) ผลการคำนวณข้อมูลของการทดลองช่วงเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

ถังปฏิกรณ์		เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน		
Vup ม./ชม.	Cr^{+6} มก./ล.	แบคทีเรียที่สร้างมีเทน (MPB)	แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต (SRB)	แบคทีเรีย ดีไนตริฟายอิง (DNB)
3	20	70.19	11.54	18.27
3	40	64.50	10.94	24.56
3	70	45.34	21.03	33.63
3	100	35.71	19.50	44.79

จากตารางที่ 4.10 จะเห็นได้ว่าในทุกถังปฏิกรณ์ค่าเปอร์เซนต์การไหลของอิเล็กตรอนหรือเปอร์เซนต์สัดส่วนการใช้ซีโอดีของแบคทีเรียสร้างมีเทนจะมีค่ามากกว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง นั่นคือ ในทุกถังปฏิกรณ์แบคทีเรียสร้างมีเทนยังคงเป็นแบคทีเรียที่โดดเด่นในระบบ และสามารถใช้ซีโอดีได้มากที่สุด และเมื่อเปรียบเทียบ ภายในถังปฏิกรณ์เดียวกันของทุกถังปฏิกรณ์จะพบว่าเปอร์เซนต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียชนิดดีไนตริฟายอิง (DNB) จะมีค่ามากกว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต(SRB) แบคทีเรียชนิดดีไนตริฟายอิง (DNB) จะเป็นตัวที่เด่นกว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต(SRB) และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของโครเมียมจะสังเกตได้ชัดว่าเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจะมีผลกระทบต่อแบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนอย่างเห็นได้ชัด โดยที่เปอร์เซนต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียสร้างมีเทนระหว่างถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์

โครเมียม 20 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. มีค่ามากที่สุดเท่ากับ 70.19 % ส่วนถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 มก./ล. และ 100 มก./ล. จะมีค่าเท่ากับ 64.50%, 45.34% และ 35.71% ลดลงตามลำดับ ส่วนเปอร์เซนต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียชนิดรีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) เมื่อเปรียบเทียบระหว่างถังปฏิกรณ์พบว่าถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 , 40 และ 70 มก./ล. มีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 11.54%, 10.94 % และ 21.03 % แต่เมื่อเพิ่มเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. จะมีค่าเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนเท่ากับ 19.50 % ซึ่งมีค่าลดลงเล็กน้อย อธิบายได้ว่าเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม เข้าไปในถังปฏิกรณ์จะเกิดการรีดักชันเป็นไตรวาเลนต์โครเมียมซึ่งมีความเป็นพิษน้อยกว่าเฮกซะวาเลนต์โครเมียมและจากค่าของแข็งแขวนลอยที่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อมีปริมาณเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมากขึ้น ทำให้สรุปได้ว่าเฮกซะวาเลนต์โครเมียมทำให้แบคทีเรียที่ผิวเม็ดตะกอนหลุดออกมาประกอบกับเฮกซะวาเลนต์โครเมียมก็ถูกรีดิวซ์ไปเป็นไตรวาเลนต์โครเมียมด้วย ทำให้ความเป็นพิษลดลงและมีการถ่ายเทสารอาหารได้ดีขึ้นทำให้มีเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนดีขึ้นแต่ แต่เมื่อความเข้มข้นเฮกซะวาเลนต์โครเมียมเท่ากับ 100 มก./ล. จะมีความเป็นพิษมากขึ้นจึงทำให้เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนลดลง ส่วนเปอร์เซนต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียชนิดดีไนตริฟายอิง (DNB) ระหว่างถังปฏิกรณ์พบว่าเมื่อความเข้มข้นของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียมเพิ่มขึ้น จะมีค่าเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนเพิ่มขึ้นเท่ากับ 18.27%, 24.56%, 33.63% และ 44.79% ตามลำดับการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมซึ่งอธิบายได้เหมือนกันกับเปอร์เซนต์การไหลของอิเล็กตรอนใน แบคทีเรียชนิดรีดิวซ์ซัลเฟตแต่เนื่องจาก แบคทีเรียชนิดดีไนตริฟายอิง (DNB) สามารถทนความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่เติมเข้าไปได้จึงมีเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนเพิ่มขึ้น

4.6.2 สมดุลมวลของซัลเฟอร์

การพิจารณาสมดุลมวลของซัลเฟอร์ในงานวิจัยนี้ เป็นพารามิเตอร์อีกตัวหนึ่งที่แสดงให้เห็นถึงความน่าเชื่อถือของข้อมูล และใช้ตรวจสอบย้อนกลับถึงความถูกต้องของการวิเคราะห์ตัวอย่างในส่วนที่เกี่ยวข้องกับซัลเฟอร์ โดยจะเป็นการมองในแง่ของซัลเฟอร์ที่เข้าและออกจากระบบเพียงอย่างเดียว โดยไม่คำนึงถึงซีโอดีที่เข้าระบบ (ซึ่งกำหนดให้ซัลเฟตเป็นรูปของสารประกอบซัลเฟอร์ชนิดเดียวที่ถูกป้อนเข้าระบบ) โดยผลการคำนวณเปอร์เซนต์การคืนกลับของซัลเฟอร์ (% sulfur recovery) ของการทดลองช่วงเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมแสดงดังตารางที่ 4.11

ตารางที่ 4.11 ค่าเปอร์เซนต์การคืนกลับของซัลเฟอร์ (% sulfur recovery) ในช่วงช่วงเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

ถังปฏิกรณ์		ความเข้มข้นซัลเฟต มก./ล.		ซัลไฟด์ทั้งหมด มก./ล.		ซัลไฟด์ในรูปก๊าซ มก./ล.		%sulfur Recovery
Vup ม./ชม.	Cr^{+6} มก./ล.	เข้า	ออก	เข้า	ออก	เข้า	ออก	
3	20	124.21	0	0	8.64	0	43.99	42.37
3	40	121.61	22.13	0	12.09	0	43.07	63.56
3	70	115.46	15.76	0	8.35	0	40.89	56.30
3	100	116.77	14.93	0	15.07	0	41.36	61.11

จากตารางที่ 4.11 จะเห็นได้ว่าในทุกถังปฏิกรณ์ค่าเปอร์เซนต์การคืนกลับของซัลเฟอร์ จะมีค่าน้อยกว่า 100 สาเหตุเนื่องมาจากความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และซัลไฟด์ละลายน้ำจะลดลงเมื่อตัวอย่างน้ำสัมผัสกับอากาศ ซึ่งทำให้ค่าซัลไฟด์น้ำออกทั้งหมดที่วัดได้น้อยกว่าค่าที่เกิดขึ้นจริง อย่างไรก็ตาม วิธีการชักตัวอย่างน้ำโดยการหลีกเลี่ยงการเกิดความปั่นป่วนของตัวอย่างน้ำ จะเป็นการลดโอกาสการหนีออกจากตัวอย่างน้ำของซัลไฟด์ได้ นอกจากนี้ค่าซัลไฟด์ของน้ำออกทั้งหมดมีค่าน้อยกว่าที่เกิดขึ้นจริงยังมีสาเหตุมาจาก เกิดสารประกอบระหว่าง ไตรวาเลนต์โครเมียม จากการรีดิวซ์เฮกซะวาเลนต์โครเมียมเช่น $CrK(SO_4)_2.12H_2O$ และ $Cr_2(SO_4)_3.18H_2O$ (Sidney และ Harry 1994) ซัลเฟอร์ส่วนหนึ่งอยู่ในรูปตะกอนผลึกโลหะซัลไฟด์ และอีกส่วนหนึ่งถูกใช้และสะสมอยู่ในเซลล์แบคทีเรีย เนื่องจากซัลเฟอร์เป็นธาตุอาหารที่จำเป็นต่อแบคทีเรียในระบบ ซึ่งปริมาณซัลเฟอร์ทั้ง 2 ส่วนนี้ไม่สามารถวัดได้ ทำให้ขาดข้อมูลในส่วนนี้ไปค่าเปอร์เซนต์การคืนกลับของซัลเฟอร์จึงน้อยกว่า 100 % เสมอ

4.6.3 สมดุลมวลของไนโตรเจน

การพิจารณาสมดุลมวลของไนโตรเจนในงานวิจัยนี้ เป็นพารามิเตอร์ตัวหนึ่งที่แสดงให้เห็นถึงความน่าเชื่อถือของข้อมูล โดยจะเป็นการมองในแง่ของไนโตรเจนที่เข้าและออกจากระบบเพียงอย่างเดียว โดยไม่คำนึงถึงซีโอดีเข้าระบบ (ซึ่งกำหนดให้ไนเตรตเป็นรูปของสารประกอบไนโตรเจนชนิดเดียวที่ถูกป้อนเข้าระบบ) โดยผลการคำนวณเปอร์เซนต์การคืนกลับของไนโตรเจน (% nitrogen recovery) ของการทดลองช่วงเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมแสดงดังตารางที่ 4.12

ตารางที่ 4.12 เปอร์เซนต์การคืนกลับของไนโตรเจน (% nitrogen recovery)ในช่วง เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม

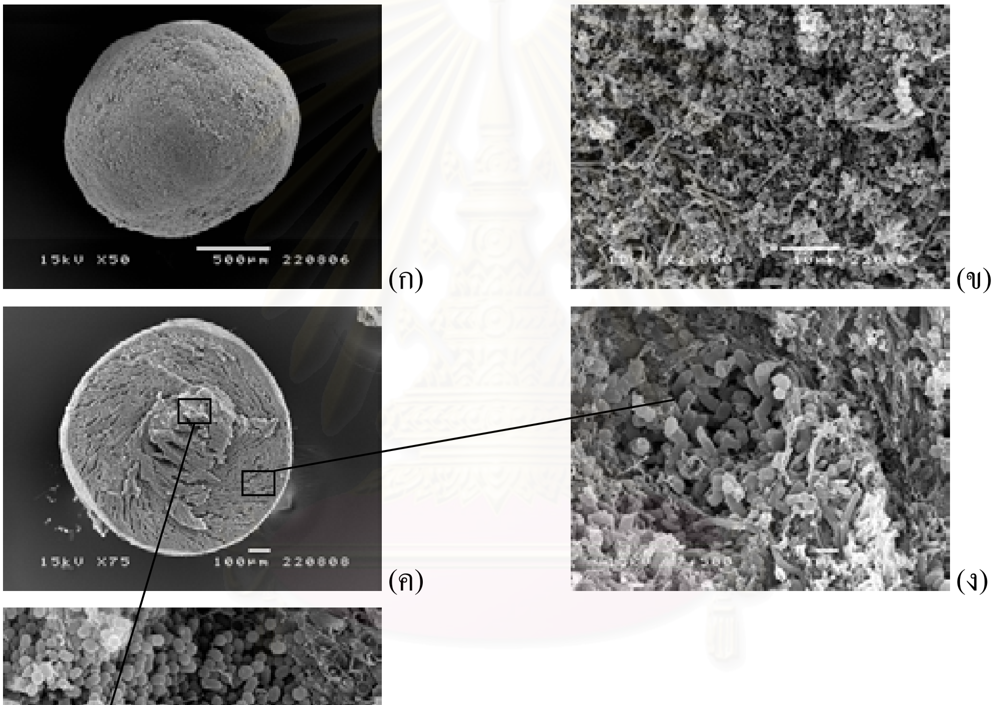
ถังปฏิกรณ์		ความเข้มข้นของไนเตรต มก./ล.		% N_2	ก๊าซไนโตรเจน มก./ล.		% nitrogen Recovery
Vup ม./ชม.	Cr^{+6} มก./ล.	เข้า	ออก		รูปไนเตรต	รูปละลายน้ำ	
3	20	203.24	0	8.7	110.00	6.51	57.33
3	40	230.71	0	9.5	89.54	7.10	41.89
3	70	164.72	0	8.9	25.22	6.65	19.35
3	100	241.63	0	20.7	53.97	15.48	28.74

จากตารางที่ 4.12 จะเห็นได้ว่าในทุกถังปฏิกรณ์ค่า เปอร์เซนต์การคืนกลับของไนโตรเจนมีค่าน้อยกว่า 100 สาเหตุเนื่องจากการวิเคราะห์ไนโตรเจนในน้ำออกจะวิเคราะห์เฉพาะรูปไนเตรตไนโตรเจนเท่านั้น ซึ่งไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปสารประกอบอื่น ซึ่งในการทดลองนี้อาจเกิดสารประกอบของไนเตรตกับไตรวาเลนต์โครเมียมที่เกิดจากการรีดิวซ์เฮกซะวาเลนต์โครเมียมซึ่งจะอยู่ในรูป $Cr(NO_3)_3.9H_20$ (Sidney และ Harry 1994) และไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในวัฏภาคก๊าซอาจรั่วไหลในขณะเก็บตัวอย่างได้ ทำให้ก๊าซไนโตรเจนสูญหายออกไปจากระบบ ส่งผลให้ปริมาตรก๊าซรวมของก๊าซที่ได้มีค่าลดลง ปริมาตรของก๊าซไนโตรเจนที่ได้จึงมีค่าเปลี่ยนแปลงไป ทำให้ % nitrogen recovery ที่ได้มีค่าน้อยกว่า 100 %

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

4.7 รูปเม็ดตะกอนถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศอิเล็กตรอน

จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศอิเล็คตรอนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. 1 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ในรูปที่ 4.65 พบว่าเม็ดตะกอนมีลักษณะสมบูรณ์ (รูป ก) ที่พื้นผิวประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ประกอบด้วยแบคทีเรียพวกเส้นใย พวกแท่งสั้น พวกแท่งยาวและพวกเม็ดกลม (รูป ข) ส่วนที่ผิวชั้นในถัดมาพบแบคทีเรียพวกแท่งสั้นและแท่งยาว (รูป ง) และถัดมาถึงแกนกลางของเม็ดตะกอนจะพบแบคทีเรียพวกทรงกลมมาก (รูป จ)



รูปที่ 4.64 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. 1 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

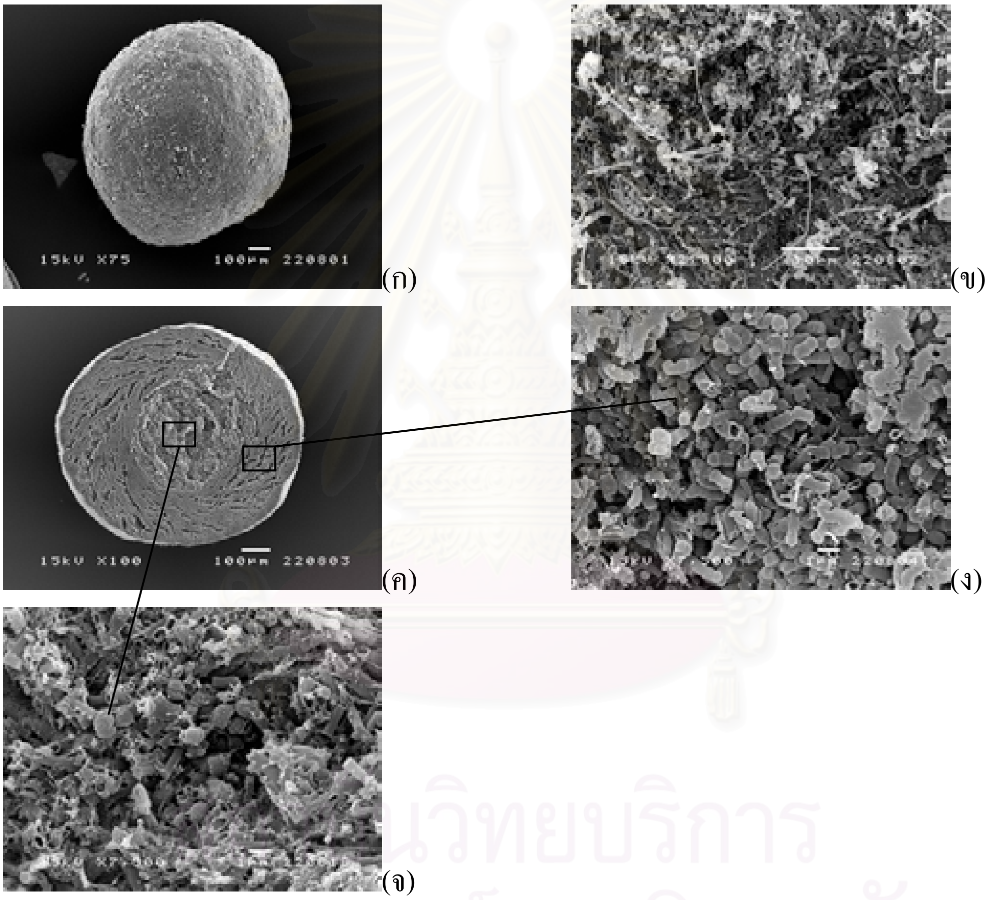
(ก) เม็ดตะกอน กำลังขยาย 50 เท่า

(ข) พื้นผิว กำลังขยาย 2000 เท่า

(ค) ภาพตัดขวาง กำลังขยาย 75 เท่า

(ง) ระหว่างผิวกับแกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า (จ) แกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า

จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศอิเล็คตรอนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. 3 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ในรูปที่ 4.66 พบว่าเม็ดตะกอนมีลักษณะสมบูรณ์ (รูป ก) ที่พื้นผิวประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ประกอบด้วยแบคทีเรียพวกเส้นใย พวกแท่งสั้น พวกแท่งยาวและพวกเม็ดกลม (รูป ข)   ส่วนที่ผิวชั้นในถัดมาพบแบคทีเรียพวกแท่งสั้นค่อนข้างมาก (รูป ง)   และถัดมาถึงแกนกลางของเม็ดตะกอนจะพบแบคทีเรียพวกทรงกลมและแท่งสั้นในปริมาณน้อยและเซลล์ของแบคทีเรียมีลักษณะเป็นรูพรุนซึ่งอาจมาจากความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม (รูป จ)



รูปที่ 4.65 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. 3 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

(ก) เม็ดตะกอน กำลังขยาย 75 เท่า

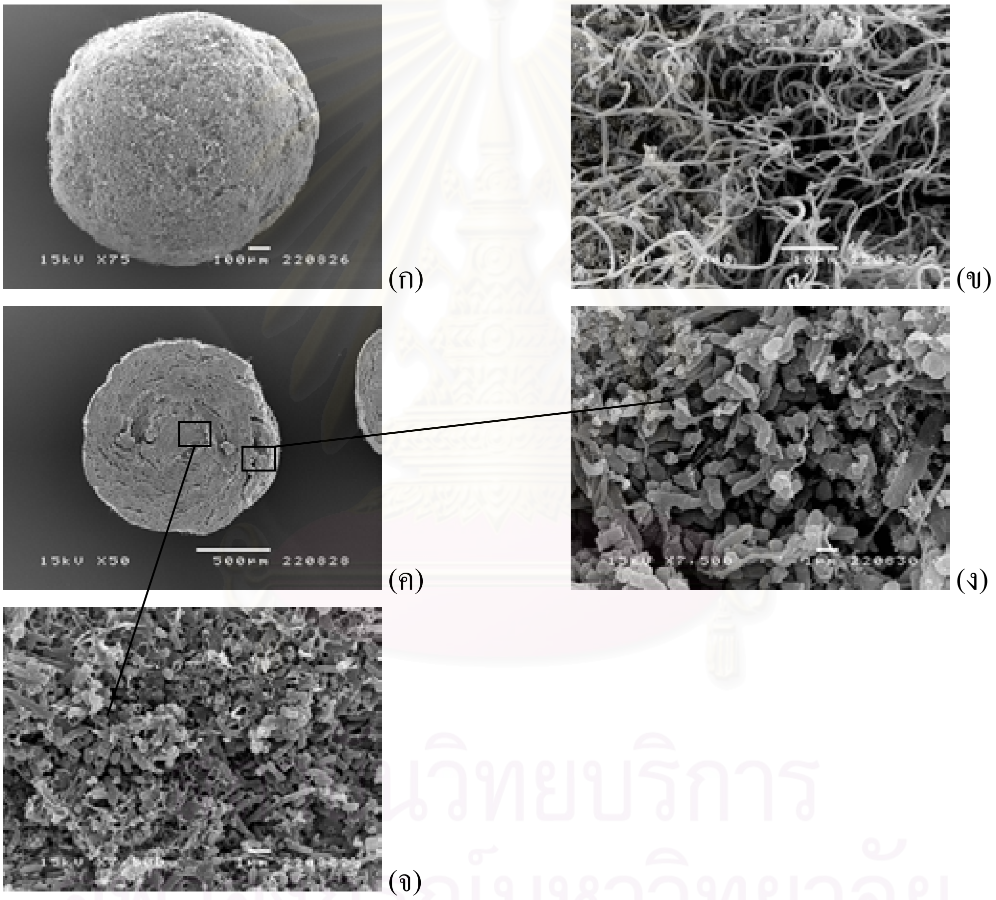
(ข) พื้นผิว   กำลังขยาย 2000 เท่า

(ค) ภาพตัดขวาง กำลังขยาย 50 เท่า

(ง) ระหว่างผิวกับแกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า

(จ) แกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า

จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศอิเล็คตรอนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. 3 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ในรูปที่ 4.67 พบว่าเม็ดตะกอนมีลักษณะสมบูรณ์ (รูป ก) ที่พื้นผิวประกอบด้วยแบคทีเรียพวกเส้นใยเป็นจำนวนมากแต่มีความหนาแน่นลดลงซึ่งอาจเนื่องมาจากความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่เติมในปริมาณมากขึ้นและคล้ายกับมีผลึกเข้ามาเกาะ (รูป ข) ส่วนที่ผิวชั้นในถัดมาพบแบคทีเรียพวกแท่งสั้นค่อนข้างมาก (รูป ง) และถัดมาถึงแกนกลางของเม็ดตะกอนจะพบแบคทีเรียแท่งสั้นค่อนข้างหนาแน่นซึ่งโครงสร้างของเซล์มีลักษณะที่เป็นรูพรุนมากขึ้นซึ่งอาจเนื่องมาจากความเป็นพิษของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม เช่นเดียวกัน (รูป จ)



รูปที่ 4.66 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. 3 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

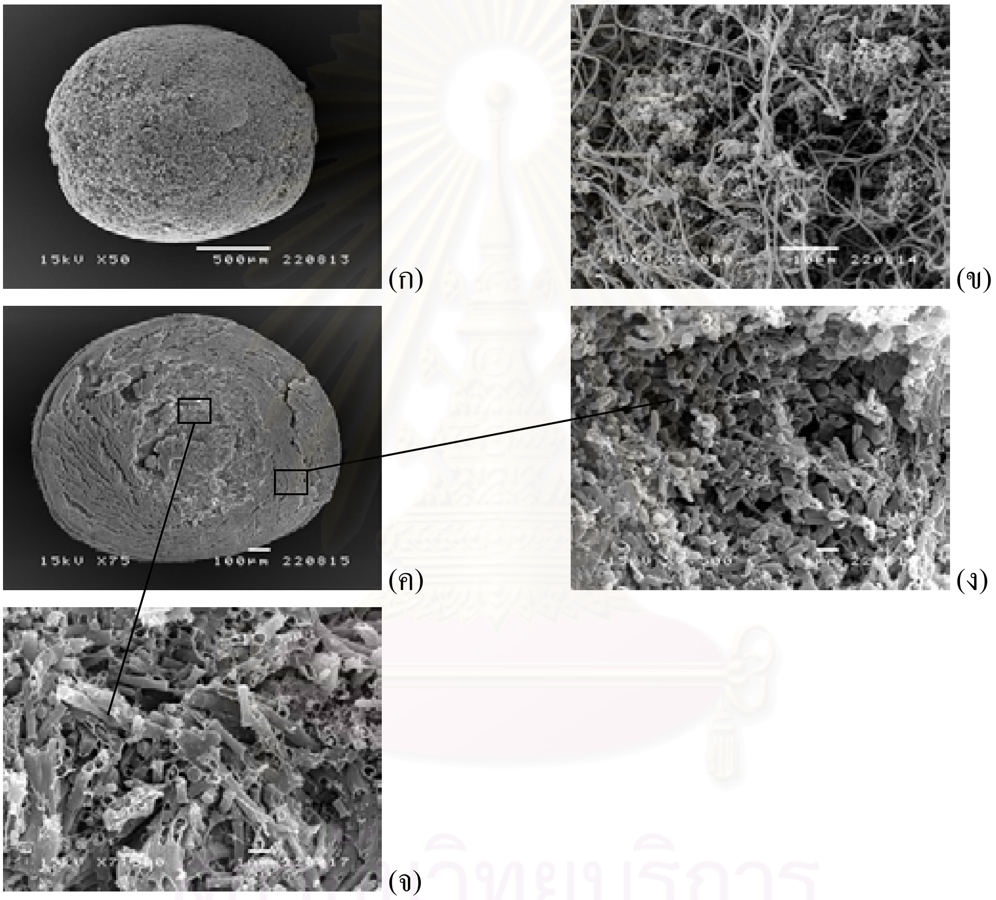
(ก) เม็ดตะกอน กำลังขยาย 75 เท่า

(ข) พื้นผิว กำลังขยาย 2000 เท่า

(ค) ภาพตัดขวาง กำลังขยาย 50 เท่า

(ง) ระหว่างผิวกับแกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า, (จ) แกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า

จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศอิเล็คตรอนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. 1 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. ในรูปที่ 4.68 พบว่าเม็ดตะกอนมีลักษณะพื้นผิวขรุขระมากขึ้น (รูป ก) ที่พื้นประกอบด้วยแบคทีเรียพวกเส้นใยที่มีความหนาแน่นลดลงและดูคล้ายกับว่ามีผลึกมาเกาะมากขึ้น (รูป ข) ส่วนที่ผิวชั้นในถัดมาพบแบคทีเรียพวกแท่งสั้นค่อนข้างมากโครงสร้างเซลล์มีลักษณะเป็นรูพรุน (รูป ง) และถัดมาถึงแกนกลางของเม็ดตะกอนจะพบแบคทีเรียพวกแท่งยาวที่มีลักษณะเซลล์มีรูพรุนมากขึ้นกว่าเดิม (รูป จ)



รูปที่ 4.67 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถังปฏิกรณ์ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. 1 วัน ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

(ก) เม็ดตะกอน กำลังขยาย 50เท่า

(ข) พื้นผิว กำลังขยาย 2000 เท่า

(ค) ภาพตัดขวาง กำลังขยาย 75 เท่า

(ง) ระหว่างผิวกับแกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า

(จ) แกนใน กำลังขยาย 7500 เท่า

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จากรูปที่ 4.65-4.68 สังเกตได้ว่าเมื่อความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่เติมเข้าไปมีค่ามากขึ้นจะมีผลกระทบต่อเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งจะสังเกตได้ชัดเมื่อเติมความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมเข้าไป 40 มก./ล. ทำให้กลุ่มแบคทีเรียพวกทรงกลมและพวกแท่งที่บริเวณพื้นผิวตายไปก่อนทำให้เหลือแต่พวกเส้นใยที่มีความทนต่อเฮกซะวาเลนต์โครเมียมมากที่สุด ส่วนบริเวณแกนในถัดเข้ามายังพบแบคทีเรียพวกทรงกลมและแท่งอยู่หนาแน่น และถัดเข้าไปถึงแกนในพบว่าพวกแบคทีเรียพวกแท่งบริเวณแกนกลางจะเริ่มตายลงโดยสังเกตว่าโครงสร้างของเซลล์จะมีลักษณะเป็นรูพรุนซึ่งพวกนี้เป็นพวกที่ผลิตก๊าซมีเทน (MPB) และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมเป็น 70 มก./ล. จะสังเกตว่าที่พื้นผิวของเม็ดตะกอนจะเริ่มมีความขรุขระและมีพรุนมากขึ้นโดยส่วนมากพบแบคทีเรียพวกเส้นใยและพบว่ามีผลึกมาเกาะ ส่วนบริเวณแกนในถัดเข้ามายังพบแบคทีเรียพวกทรงกลมและแท่งอยู่หนาแน่น และถัดเข้ามาอีกในแกนกลางของเม็ดตะกอนพบแบคทีเรียพวกแท่งซึ่งโครงสร้างมีลักษณะเป็นรูพรุน และสุดท้ายเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมเป็น 100 มก./ล. จะสังเกตว่าที่พื้นผิวของเม็ดตะกอนจะเริ่มมีความขรุขระและมีพรุนมากขึ้นโดยส่วนมากพบแบคทีเรียพวกเส้นใยและพบว่ามีผลึกมาเกาะขึ้นมากขึ้น ส่วนบริเวณแกนในถัดเข้ามายังพบแบคทีเรียพวกแท่งอยู่หนาแน่นแต่โครงสร้างมีลักษณะเป็นรูพรุนและถัดเข้ามาอีกในแกนกลางของเม็ดตะกอนพบแบคทีเรียพวกแท่งซึ่งโครงสร้างมีลักษณะเป็นรูพรุนมากขึ้นกว่าเดิม

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 5
สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

1) เม็ดตะกอนที่นำมาจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นมากขึ้นเท่ากับ 2,3 และ 4 ม./ชม. เมื่อนำมาทำการทดลองแบบแบตช์ จะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันลดลง โดยอัตราการเกิดซัลเฟตรีดักชันในน้ำเสียที่เตรียมสดจะดีกว่าน้ำเสียที่ผ่านการหมัก ส่วนในน้ำเสียหมักจะมีไนเตรตจะเหลือในปริมาณน้อยมากเนื่องจากเปลี่ยนรูปไปเป็นไนไตรท์ ซึ่งจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนไตรท์รีดักชันลดลงเช่นเดียวกัน

2) เมื่อมีความเร็วไหลขึ้นมากขึ้นในถังปฏิกรณ์จะทำให้อัตราการเกิดซัลเฟตรีดักชันลดลง ส่วนไนเตรตจะถูกกำจัดหมด ในช่วงล่างสุดของชั้นเม็ดตะกอน

3) เม็ดตะกอนที่นำมาจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลเท่ากับ 2 ม./ชม. ซึ่งมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันดีที่สุด เมื่อนำมาทำการทดลองแบบแบตช์โดยเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียมเข้าไป พบว่าเฮกซะวาเลนต์โครเมียมที่มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นจะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันลดลง

4) เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ในถังปฏิกรณ์และทำการเดินระบบได้ 18 วัน พบว่าความเร็วไหลขึ้นมากขึ้นจะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันเพิ่มขึ้น ซึ่งมีหลายสาเหตุ คือ จาก เวลากักเก็บรวมรวม ที่ลดลง, การถ่ายเทมวลสาร, การรีดักชันของ เฮกซะวาเลนต์โครเมียมไปเป็นไตรวาเลนต์โครเมียม และเกิดสารประกอบกับซัลเฟต , การ adsorption ของไตรวาเลนต์โครเมียมบนผิวเม็ดตะกอน ส่วนไนเตรตจะถูกกำจัดหมดในช่วงล่างสุดของชั้นเม็ดตะกอน และหลังจากเดินระบบได้ 21 วัน ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 2 และ 4 ม./ชม. จะเกิดการล้มเหลว ดังนั้นความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. จะมีความเหมาะสมที่สุด

5) เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40, 70 และ 100 มก./ล. ล. ในถังปฏิกรณ์และทำการเดินระบบได้ 5 วัน พบว่าความเร็วไหลขึ้นมากขึ้นจะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันลดลงในชั้นตะกอนล่างสุดถึงระดับความสูงของตะกอน 110 ซม. หรือที่เวลากักเก็บของน้ำเสีย เท่ากับ 2.96 ชม. แต่ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตที่ทางน้ำออกกลับดีขึ้นเมื่อมีความเร็วไหลขึ้นมากขึ้น ซึ่งมีสาเหตุมาจากการขยายตัวของชั้นตะกอนไปถึงทางน้ำออกที่ความสูง 250 ซม. ซึ่งสามารถเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันได้มากขึ้น และอาจมีสาเหตุมาจากที่เฮกซะวาเลนต์โครเมียมจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นไตรวาเลนต์โครเมียมอย่างรวดเร็วเกิดการตกตะกอน, เกิดการดูดซับของไตรวาเลนต์โครเมียมบนผิวเม็ดตะกอนและรวมตัวกับซัลเฟตเป็นสารประกอบซัลเฟต ส่วนไนเตรตจะถูกกำจัด

หมดในช่วงล่างสุดของชั้นเม็ดตะกอน และหลังจากเดินระบบได้ 5 วัน ถังปฏิกรณ์ทุกถังจะเกิดการล้มเหลว

5.2 ข้อเสนอแนะ

1) ควรมีการลดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของถังปฏิกรณ์ลงเพื่อความถูกต้องของข้อมูล เนื่องจากถังปฏิกรณ์ขนาดใหญ่จะมีความคลาดเคลื่อนจากการปรับอัตราการไหล หรือมีการไหลลัดวงจร

2) ควรมีการนำน้ำเสียอื่น ๆ มาใช้แทนน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้เป็นแหล่งคาร์บอนโดยเป็นน้ำเสียที่มีปริมาณคาร์บอนที่ใกล้เคียงกับน้ำเสียสังเคราะห์และสามารถย่อยสลายได้ง่าย เช่น น้ำเสียจากโรงงานผลิตน้ำตาล (กากน้ำตาล) น้ำเสียจากโรงงานผลิตเมธานอล โรงงานผลิตน้ำผลไม้ และควรหลีกเลี่ยงน้ำเสียที่มีการหมักและเกิดกรดไขมันระเหยในปริมาณมาก

3) ควรมีการทดลองใช้น้ำเสียจริงจากโรงงานผลิตโลหะผสมสแตนเลส

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

กิตติศักดิ์ ต้นชนะชัย. การใช้ยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2539.

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. ของเสียอันตราย, เทคโนโลยี, การจัดการ. พิมพ์ครั้งที่ 1. นนทบุรี, 2546.

ชำนาญ กายประสิทธิ์. การใช้ยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียตวามเข้มข้นสูง. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2547.

ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์. ผลกระทบของไอออนของนิกเกิลและโคบอลต์ต่อการทำงานของยูเอเอสบี. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2539.

ทศพร ทัปนวัชร์ และ บวร คุ้มยาภัย. การบำบัดน้ำเสียจากศูนย์การค้าโดยระบบยูเอเอสบี. โครงงานระดับปริญญาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่, 2539.

ธงชัย พรรณสวัสดิ์, มีนา พิทยโสภณกิจ, ปราณี พันธุมสินชัย และ อินจิรา นิยมธูร. เทคโนโลยีการควบคุมมลพิษ. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์ไฟอาร์ต, 2536.

ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และ วิบูลย์ลักษณ์ วิสุทธิศักดิ์. คู่มือวิเคราะห์น้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพมหานคร :สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2540.

ธงชัย พรรณสวัสดิ์, การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร :สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2544.

ธีระ เกรอต. วิศวกรรมน้ำเสียการบำบัดทางชีวภาพ. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร : สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2539.

พีรพงษ์ ทิพยาทร. การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยระบบยูเอเอสบี. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2530.

พูนศิริ สินธุรัตน์. การปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้กระบวนการกรองที่มีเศษคอนกรีตเป็นสารกรอง. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต. ภาควิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2543.

ปรีชา ทดนาที. ผลของเม็ดตะกอนหัวเชื้อจุลินทรีย์จากแหล่งต่างกันต่อการเดินระบบ อีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2547.

ปรียานุช แสนโคตร. การบำบัดน้ำเสียจากศูนย์การค้าด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่มีเมมเบรนแบบจมตัวร่วมกับคอลัมน์ทรายเคลือบเหล็กออกไซด์. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2545.

ตุลชัย แจ่มใส. ประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบชั้นเม็ดตะกอนขยายตัวสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2545.

ภูคำ พิมจักร. การใช้กระบวนการยูเอเอสบี-แอนอกซิก-แอโรบิก ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มและไนโตรเจนสูงจากน้ำเสียสะพานปลา. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2546.

มั่นสิน ตัณฑุลเวศน์. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่มที่ 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร : สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2542.

สมพงษ์ นิลประยูร. การบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังหมักแบบอัปโฟลว์แอนแอโรบิกสลัดจ์แบลงเก็ต. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่, 2536.

อนุตร เปียงแก้ว. การควบคุมระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันด้วยปริมาณซัลเฟต และชนิดของแหล่งคาร์บอน. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2542.

อรทัย ชวาลภาฤทธิ์. คู่มือวิเคราะห์น้ำและน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: วิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทย ในพระบรมราชูปถัมภ์, 2545.

อุรชา เศรษฐ์ธีรกิจ. ผลของความเข้มข้นซีโอดี และซัลเฟตต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชัน. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2542.

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาษาอังกฤษ

Bilanovic, D., Battistoni, P., Cecchi, F., Pavan, P. and Mata-Alvarez, J. Denitrification under high nitrate concentration and alternating anoxic conditions. Water Research. 33 (1999) : 3311 – 3320.

Cervantes, F.J., Rosa, D.A., and Gomez, J. Nitrogen removal from wastewater at low C/N ratios with ammonium and acetate as electron donors. Bioresource Technology 79(2001): 165-170

Cheung, K.H. and Gu, J.D., Reduction of chromate (CrO_4^{2-}) by an enrichment consortium and an isolate of marine sulfate – reduction bacteria. Chemosphere. 52 (2003) : 1523-1529.

Dolfing, J. Kinetics of methane formation by granulation sludge at low substrate concentration. Appl. Microbial. Biotechnol. 22 (1985) : 77 - 81.

Domy, C.A., Trace elements in terrestrial environment. 2nd ed. United States of America : Springer, 2001.

Fang, H.H., Chui, H.K. and Li, Y.Y. Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewaters. Water Science and Technology. 30 (1994) : 87 – 96.

Gilles, P., Nicolas, B. and Rene, M. Interactions between methanogen and nitrate reducing bacteria during the anaerobic digestion of an industrial sulfate rich wastewater. Microbial Ecology. 29 (1999) : 341-350.

Guiot, S.R., Pauss, A. and Corterton, J.W. A structure model of the anaerobic granule consortium. Water Science and Technology. 25 (1992) : 1 – 7.

Hanne, V.H. and Birgitte, K.A. Integrated removal of nitrate and carbon in an UASB reactors : Operating performance. Water Research. 30 (1996) : 1451 – 1458.

Hendriksen, H.V.,and Ahring, B.K. 1996. Inegrated removal of nitrate and carbon in an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor:oprating performance. Water Research 30: 1451-1458.

Heertjes, P.M. and Van Der Meer, R.R. Mathematic description of wastewater in upflow reactors. Biotechnology and Bioengineering. 25 (1983) : 25 – 31.

Hulshoff Pol, L.W., De Zeew, W.J., Velzeboer, C.T.M. and Lettinge, G. Granulation in UASB reactors. Water Science and Technology. 15 (1983) : 291 – 304.

Jerzy, M., Effect of Chromium (Cr^{VI}) on the growth rate of denitrifying bacteria. Water Research. 9 (1994) : 1981 – 1985.

John, N.L. Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes, volume 2. Florida: CRC press, 1987.

Kato, M.T., Field, J.A., Versteeg, P. and Lettinga, G. Feasibility of Expanded Granular Sludge Bed reactors for the anaerobic treatment of low-strength soluble wastewaters. Biotechnology and Bioengineering. 44 (1994) : 469 – 479.

Kato, M.T., Rebac, S. and Lettinga, G. Anaerobic treatment of low-strength brewery wastewaters in Expanded Granular Sludge Bed reactor. Bioch. Biotech. 76 (1999) : 15 – 32.

Kato, M.T., Florencio, L. and Arantes, R.F.M. Post treatment of UASB effluent in an Expanded Granular Sludge Bed reactor type using flocculent sludge. Water Science and Technology. 48 (2003) : 279 – 284.

Koster, I.W., Rinzema, A., De Vegt, A.L., and Lettinga, G. 1986. Sulfide inhibition of the Methanogenic activity of granular sludge at various pH levels. Water Research 20(12):1561-1567

Lettinga, G., Van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., De Zeew, W. and Klapwijk. Use of UASB reactors concept for biological wastewater treatment. Biotechnology and Bioengineering. 22 (1980) : 699 – 734.

Lettinga, G., Hulshoff Pol, L.W., Koster, I.W., Wiegant, W.M., De Zeew, W.J., Rinzema, A., Grin, P.C., Roersma, R.E. and Hobma, S.W. High rate anaerobic wastewater treatment using the UASB reactors under a wide range of temperature condition. Biotechnology and Genetic Engineering. 2 (1984) : 253 – 284.

Lettinga, G. and Hulshoff Pol, L.W. Advance reactor design, operation and economy. Water Science and Technology. 18 (1986) : 99 – 108.

Lin, Chiu-Yue and Chun-Hao, C. Effect of heavy metals on the methanogenic UASB granule. Water Research. 33 (1999) : 409 – 416.

Michael, T.M., Martinko, J.M. and Parker, J. Brock Biology of Microorganisms. 10th ed. Prentice Hall International, 2003.

Mosey, F.E. and Hughes, D.A. The toxicity of heavy metal ions to anaerobic digestion. Water Pollution Control. 74 (1975) : 18 – 39.

Rebac, S., Ruskova, J., Gerbens, S., Jules B.V. L., Alfons J.M.S., and Lettinga G. High-

rate anaerobic tretment of wastewater under psychrophilic conditions. Fermentation and Bioengineering. 5 (1995) : 499-506.

Resis, M.A.M., Lemos, P.C., Almeida, J.S., and Carrondo, M.J.T. Effect of hydrogen sulfide on growth of sulfate reducing bacteria. Biotecnology and Bioengineering 40(1992): 593-600

Rinzema, A. and Lettinga, G. Anaerobic treatment of sulphate containing wastewater. In:Wize DL (Ed), Biotreatment Systems, Vol. III (pp. 65–109). CRC Press Inc., Boca Raton,(1988).

Rittmann, B.E.and McCarty, P.L. Environment biotechnology : Principles and applications. Singapore : McGraw-Hill Higher Education, 2001.

Prayitno, "Chromium removal in anaerobic filter and rotating biological contactor Processes," (Master's thesis, Asian Institute of Technology, 1989)

Sam-soon, P.A.L.N.S., Loewenthal, R.E., Wentzel, M.C. and Marais, G.V.R. Hypothesis for pelletisation in the UASB reactors. Water SA. 13 (1987) : 69 – 80.

Sawyer, C.N. and McCarty, Parkin, G.F., Chemistry for environmental engineering. 5th ed. Singapore : McGraw-Hill Book Co-Singapore, 2003.

Schmidt, J.E. and Ahring, B.K. Granulare sludge formation in Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors. Biotechnology and Bioengineering. 49 (1995) : 229 – 246.

Seghezzo, L., Zeeman, G., Van Lier, J.B., Hamelers, H.V.M. and Lettinga, G. A review : The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. Bioresource Technology. 65 (1998) : 175 - 190.

Speece, R.E., Parkin, G.F., Bhattacharya, S. and Takashima, S., Trace nutrients requirement of anaerobic digestion. 1986.

Speece, R.E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. Tennessee: Archae press, 1996.

Sidney A. Katz and Harry Salem. The biological and environmental chemistry of chromium. VCH Publishers, Inc, 1994.

Sunil, S. Biological sulfate removal by upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor Master's thesis, School of Environment, Resources, and Development, Asian Institute of Technology, 1997.

Thomas D. Brock, Michael T. Madigan. Biology of microorganisms 5th ed. Englewood Cliffs, N.J. : Prentice Hall, 1988.

US.EPA. Toxicological review of hexavalent Chromium. Washington, DC.,1998.

Van der Last, A.R.M. and Lettinga, G. Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climateic (Dutch) conditions using upflow reactors and increased superficial velocities. Water Science and Technology. 25 (1992) : 167 – 178.

Van Haandel, A.C. and Lettinga, G. Anaerobic Sewage Treatment. Chicester John Wiley & Sons Ltd., 1994.

Veeriah, J. Substrate competition of methanogenic denitrifying and sulfate reducing bacteria in an anaerobic biofilm process Master's thesis, Asian Institute of Technology, 1992

Widdle, F. Microbiology and ecology of sulfhate and sulphur-reducing bacteria. In Biology of Anaerobic Microorganisms, ed. A.J.B. Zehnder.,New Wilcy York, 1988.

WHO, Environment Health Criteria 61 CHROMIUM, Geneva, 1988.

Yu, H.Q., Tay, J.H., and Fang, H.P. The roles of calcium in sludge granulation during UASB Reactor start-up. Water Reasearch. 35(2001): 1052-1060.

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ก

(ตารางผลการทดลอง)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียเข้าระบบในช่วงเริ่มต้นเดินระบบถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
6-เม.ย.-50	2422.26	7.93			2
9-เม.ย.-50	2409.17	7.98			2
11-เม.ย.-50	2549.59	8.02			2
13-เม.ย.-50	2571.89	7.88			2
16-เม.ย.-50	2463.49	7.92			2
18-เม.ย.-50	2483.2	7.89			2
20-เม.ย.-50	2547.2	7.72			2
25-เม.ย.-50		7.82			2
26-เม.ย.-50	2487.18	7.86			2
27-เม.ย.-50	2602.56	7.65			2
2-พ.ค.-50					2
4-พ.ค.-50		8.4			2
9-พ.ค.-50		7.82			2
11-พ.ค.-50	2683	7.83			2
12-พ.ค.-50					2
14-พ.ค.-50		7.53			2
15 พ.ค. 50	2040	5.22			2
17 พ.ค.50	2240	5.15	48.37	133.5	2
18-พ.ค.-50	2720.81	7.95			2
21 พ.ค. 50	2405.14	7.84			2
22 พ.ค. 50	1852.09	5.09			2
23-พ.ค.-50	2729.95	7.92			2
24พ.ค.50	2140.75	5.18	27.99	23.693	2
30-พ.ค.-50	2500.82	7.79			2
31พ.ค.50	2077.42	5.04	27.45	66.134	2
6-มิ.ย.-50	2484.01	7.8			2
7 มิ.ย.50	2070.01	5.2	28.08	119.19	2
19-มิ.ย.-50	2688.1	7.6	27.45	66.134	2
21-มิ.ย.-50	2750.78	7.91	56		2
22-มิ.ย.-50	2447.94	5.16	29.61	62.3	2

ตารางที่ ก1-1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียออกในช่วงเริ่มต้นเดินระบบถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	เปอร์เซนต์การกำจัดซีโอดี %	ปริมาณก๊าซทั้งหมด มล./วัน	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. As $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย/ความเป็นด่าง	พีเอช	อุณหภูมิ °ซ	โออาร์พี
6-เม.ย.-50	382.98	84.19	32166.40				7.56	31.9	-172
9-เม.ย.-50	837.97	65.22					7.48	32	-176
11-เม.ย.-50	718.69	71.81					7.43	31.7	-173
13-เม.ย.-50	568.66	77.89		100.14	15.25	0.15	7.71	32.6	-183
16-เม.ย.-50	546.03	77.84	18201.60				7.77	35.4	-189
18-เม.ย.-50	425.6	82.86	18625.24				7.21	33.4	-184
20-เม.ย.-50	358.4	85.93	23365.93				7.34	34.7	-86
25-เม.ย.-50									
26-เม.ย.-50	230.77	90.72	46215.06				7.16	35.9	-173
27-เม.ย.-50	269.23	89.66	29260.80				7.2	35.3	-175
2-พ.ค.-50			34206.36						
4-พ.ค.-50			22966.27				7.75	29.8	
9-พ.ค.-50			19105.48				7.62	31.6	-175
11-พ.ค.-50	670.75	75	24286.87				7.72	30.5	
12-พ.ค.-50				94.79	6.5	0.07			
14-พ.ค.-50			16902.14				7.76	30.9	
15 พ.ค. 50	253.8	87.56	20901.89				7.58	34.5	
17 พ.ค.50	264.56	88.19	34489.10	149.10	10.5	0.07	7.38	32.5	
18-พ.ค.-50	257.19	90.55	25905.60				7.37	34	
21 พ.ค. 50	67.52	97.19					7.39	34	
22 พ.ค. 50	51.45	97.22	40420.80				7.63	33	
23-พ.ค.-50	106.38	96.1	26707.97				7.44	36	
24พ.ค.50	83.47	96.1	28052.94	92.11	3.784	0.041	7.38	36	
30-พ.ค.-50	62.19	97.51	22703.26				7.75	36	
31พ.ค.50	70.97	96.58	34905.60	91.44	2.838	0.03	7.63	36	
6-มิ.ย.-50	79.14	96.81	7595.76				7.55	34	
7มิ.ย.50	88.28	95.73	384.00	90.18	5.762	0.06	7.37	35	
19-มิ.ย.-50	205.78	92.34		91.44	2.838	0.03	7.65	35.4	-181
21-มิ.ย.-50	110.4	95.98	30528.00	78.17	2.967	0.04	7.56	33	-175
22-มิ.ย.-50	116.71	95.23	27448.61	88.02	2.58	0.03	7.71	35.4	-184

สถาบันวิทยบริการ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก2 พารามิเตอร์ของน้ำเสียเข้าในช่วงเริ่มต้นเดินระบบถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
6-เม.ย.-50	2422.26	7.93			2
9-เม.ย.-50	2409.17	7.98			2
11-เม.ย.-50	2549.59	8.02			2
13-เม.ย.-50	2571.89	7.88			2
16-เม.ย.-50	2463.49	7.92			2
18-เม.ย.-50	2483.2	7.89			2
20-เม.ย.-50	2547.2	7.72			2
25-เม.ย.-50		7.82			2
26-เม.ย.-50	2487.18	7.86			3
27-เม.ย.-50	2602.56	7.65			3
2-พ.ค.-50					3
4-พ.ค.-50		8.4			3
9-พ.ค.-50		7.82			3
11-พ.ค.-50	2683	7.83			3
12-พ.ค.-50					3
14-พ.ค.-50		7.53			3
15/5/1950	2040	5.22			3
17/5/1950	2240	5.15	48.37	133.5	3
18-พ.ค.-50	2720.81	7.95			3
21/5/1950	2405.14	7.84			3
22 พ.ค. 50	1852.09	5.09			3
23-พ.ค.-50	2729.95	7.92			3
24พ.ค.50	2140.75	5.18	27.99	23.693	3
30-พ.ค.-50	2500.82	7.79			3
31พ.ค.50	2077.42	5.04	27.45	66.134	3
6-มิ.ย.-50	2484.01	7.8			3
7 มิ.ย.50	2070.01	5.2	28.08	119.19	3
19-มิ.ย.-50	2688.1	7.6	27.45	66.134	3
21-มิ.ย.-50	2750.78	7.91	56.00		3
22-มิ.ย.-50					

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก2-1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียออกในช่วงเริ่มต้นเดินระบบถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	เปอร์เซนต์ การกำจัด ซีโอดี %	ปริมาณก๊าซ ทั้งหมด มล./วัน	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมัน ระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมัน ระเหย/ ความเป็น ด่าง	พีเอช	อุณหภูมิ °ซ	โออาร์พี
6-เม.ย.-50	317.51	86.89	32508				7.47	34.7	-169
9-เม.ย.-50	337.15	86.01					7.45	33.2	-176
11-เม.ย.-50	373.98	85.33					7.56	37.2	-178
13-เม.ย.-50	242.33	90.58	28728	95.10055	11.5	0.12	7.49	35.1	-175
16-เม.ย.-50	206.35	91.62					7.48	36.1	-180
18-เม.ย.-50	204.8	91.75	35605.16				7.22	38.5	-183
20-เม.ย.-50	249.6	90.2	31198.83				7.14	36.3	-179
25-เม.ย.-50									
26-เม.ย.-50	243.59	90.21	64546.76				7.17	38.1	-173
27-เม.ย.-50	201.92	92.24	24516				7.13	38.3	-173
2-พ.ค.-50			27462.14						
4-พ.ค.-50			24796.8				7.78	33.1	
9-พ.ค.-50			18725.54				7.76	34.7	-173
11-พ.ค.-50	284.84	89.38	28994.82				7.72	31.4	
12-พ.ค.-50				92.14226667	6	0.07			
14-พ.ค.-50			19595.52				7.84	33	
15 พ.ค. 50	101.52	95.02	33143.04				7.39	36	
17 พ.ค.50	159.73	92.87	28030.15	144.004	8.33	0.06	7.67	33	
18-พ.ค.-50	209.81	92.29	31941				7.69	40	
21 พ.ค. 50	77.17	96.79					7.76	38	
22 พ.ค. 50	93.25	94.97	41296.5				7.68	36	
23-พ.ค.-50	122.75	95.5	32477.76				7.53	40	
24พ.ค.50	142.39	93.35	34363.64	92.574	2.92	0.03	7.56	41	
30-พ.ค.-50	72.01	97.12	21749.54				7.51	37	
31พ.ค.50	87.09	95.81	26676	89.37	2.62	0.03	7.69	38.5	
6-มิ.ย.-50	57.83	97.67	16680.77				7.87	38.5	
7 มิ.ย.50	109.58	94.7	30816	87.84	5.98	0.07	7.97	41	
19-มิ.ย.-50	234.72	91.26		89.37	2.62	0.03	7.68	35.3	-184
21-มิ.ย.-50									

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก3 พารามิเตอร์ของน้ำเสียเข้าในช่วงเริ่มต้นเดินระบบตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
6-เม.ย.-50	2422.26	7.93			2
9-เม.ย.-50	2409.17	7.98			3.5
11-เม.ย.-50	2549.59	8.02			3.5
13-เม.ย.-50	2571.89	7.88			3.5
16-เม.ย.-50	2463.49	7.92			3.5
18-เม.ย.-50	2483.2	7.89			3.5
20-เม.ย.-50	2547.2	7.72			3.5
25-เม.ย.-50		7.82			3.5
26-เม.ย.-50	2487.18	7.86			3.5
27-เม.ย.-50	2602.56	7.65			
2-พ.ค.-50					4
4-พ.ค.-50		8.4			4
9-พ.ค.-50		7.82			4
11-พ.ค.-50	2683	7.83			4
12-พ.ค.-50					4
14-พ.ค.-50		7.53			4
15/5/1950	2040	5.22			4
17/5/1950	2240	5.15	48.372	133.5	4
18-พ.ค.-50	2720.81	7.95			4
21/5/1950	2405.14	7.84			
22 พ.ค. 50	1852.09	5.09			2
23-พ.ค.-50	2729.95	7.92			4
24พ.ค.50	2140.75	5.18	27.99	23.69	4
30-พ.ค.-50	2500.82	7.79			4
31พ.ค.50	2077.42	5.04	27.45	66.134	4
6-มิ.ย.-50	2484.01	7.8			4
7 มิ.ย.50	2070.01	5.2	28.08	119.19	4
19-มิ.ย.-50	2688.1	7.6	27.45	66.134	4
21-มิ.ย.-50	2750.78	7.91	56		4
22-มิ.ย.-50	2447.94	5.16	29.61	62.3	4

ตารางที่ ก3-1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียออกในช่วงเริ่มต้นเดินระบบตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม.

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	เปอร์เซนต์ การกำจัด ซีโอดี %	ปริมาณ ก๊าซ ทั้งหมด มล./วัน	ความเป็น ด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมัน ระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมัน ระเหย/ ความเป็น ด่าง	พีเอช	อุณหภูมิ °ซ	โออาร์ พี
6-เม.ย.-50	317.51	86.89	32508				7.47	34.7	-169
9-เม.ย.-50	98.19	95.92					7.66	34.4	-183
11-เม.ย.-50	198.37	92.22					7.66	34.5	-181
13-เม.ย.-50	184.17	92.84	2228.16	97.94	10.25	0.10	7.79	36.5	-186
16-เม.ย.-50	177.78	92.78					7.79	37.8	-192
18-เม.ย.-50	150.4	93.94	14498.48				7.88	37.3	-208
20-เม.ย.-50	128	94.97	18162.97				7.38	37.4	-187
25-เม.ย.-50									
26-เม.ย.-50	150.64	93.94	37530.37				7.14	37	-174
27-เม.ย.-50	134.62	94.83	8393.14				7.67	38.3	-192
2-พ.ค.-50			35182.88						
4-พ.ค.-50			21385.73				7.92	33.4	
9-พ.ค.-50			16495.75				7.79	33.4	-192
11-พ.ค.-50	186.83	93.04	9676.8				8.12	31.4	
12-พ.ค.-50				95.87	6.33	0.07			
14-พ.ค.-50			31373.57				7.97	32.5	
15 พ.ค. 50	30.46	98.5	24323.33				7.64	35	
17 พ.ค.50	109.82	95.09	12428.31	150.31	7.5	0.05	8.03	34	
18-พ.ค.-50	209.81	92.29	21756.6				7.8	39	
21 พ.ค. 50	45.02	98.13					7.96	38	
22 พ.ค. 50	102.89	94.44					7.38	36	
23-พ.ค.-50	103.109	96.22	29699.14				7.46	37	
24พ.ค.50	116.2	95.57	15311.12	94.43	3.78	0.04	7.53	39	
30-พ.ค.-50	108.02	95.68	33782.4				7.3	36	
31พ.ค.50	109.68	94.72	34516.8	92.79	3.66	0.04	7.27	38.5	
6-มิ.ย.-50	97.41	96.07	14972.28				7.37	38	
7 มิ.ย.50	100.45	95.14	56164.11	90.36	6.15	0.07	7.32	36	
19-มิ.ย.-50	199.35	92.58		92.79	3.66	0.04	7.08	36.4	-147
21-มิ.ย.-50	129.33	95.29	27802.28	91.75	3.91	0.04	6.91	33.9	-137
22-มิ.ย.-50	113.56	95.36	6440.12	88.47	2.58	0.03	7.75	36.4	-187

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก4 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. น้ำเสียสด

น้ำตัวอย่าง	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.210650	0	0	243.96	140.97
ww,1ชม.,210650	1	0	119.94	11.44
ww,2ชม.,210650	2	0	103.71	7.26
ww,3ชม.,210650	3	0	79.99	
ww,4ชม.,210650	4	0	106.51	0.59
ww,5ชม.,210650	5	0	53.34	
ww,6ชม.,210650	6	0	42.77	
ww,7ชม.,210650	7	10.44	43.37	17.52
ww,8ชม.,210650	8	10.45	3.41	0

ตารางที่ ก5 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. น้ำเสียหมัก 1 วัน

น้ำตัวอย่าง	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.220650	0	68.97		140.97
ww,1ชม.,220650	1	36.39	1.40	28.06
ww,2ชม.,220650	2	24.03		86.46
ww,3ชม.,220650	3	12.85	1.90	12.03
ww,4ชม.,220650	4	10.64	4.59	36.49
ww,5ชม.,220650	5	0	1.39	
ww,6ชม.,220650	6	0	3.35	
ww,7ชม.,220650	7	0	1.45	
ww,8ชม.,220650	8	0	1.39	0.03

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก6 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. น้ำเสียสด

น้ำตัวอย่าง	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.210650	0	0	243.96	140.97
ww,1ชม.,210650	1	0	186.28	90.51
ww,2ชม.,210650	2	0	86.66	10.18
ww,3ชม.,210650	3	0	89.57	2.26
ww,4ชม.,210650	4	0	115.44	11.24
ww,5ชม.,210650	5	0	94.11	
ww,6ชม.,210650	6	0	82.13	
ww,7ชม.,210650	7	0	14.35	5.16
ww,8ชม.,210650	8	0	1.49	1.86

ตารางที่ ก7 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. น้ำเสียหมัก 1 วัน

น้ำตัวอย่าง	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.220650	0	68.97		140.97
ww,1ชม.,220650	1	29.95	1.38	101.70
ww,2ชม.,220650	2	22.61		78.57
ww,3ชม.,220650	3	12.68	2.07	54.45
ww,4ชม.,220650	4	10.44	1.74	1.48
ww,5ชม.,220650	5	0	1.65	
ww,6ชม.,220650	6	0	1.46	0.76
ww,7ชม.,220650	7	0	1.45	0
ww,8ชม.,220650	8	0	1.46	0

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก8 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. น้ำเสียสด

น้ำตัวอย่าง	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.210650	0	0	243.96	140.97
ww,1ชม.,210650	1	10.87	185.22	85.62
ww,2ชม.,210650	2	0	109.22	22.97
ww,3ชม.,210650	3	0	90.15	31.54
ww,4ชม.,210650	4	0	82.63	5.19
ww,5ชม.,210650	5	0	49.13	0
ww,6ชม.,210650	6	0	8.90	0
ww,7ชม.,210650	7	0	4.69	0
ww,8ชม.,210650	8	0	1.44	0

ตารางที่ ก9 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. น้ำเสียหมัก 1 วัน

น้ำตัวอย่าง	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.220650	0	68.97	1.21	140.97
ww,1ชม.,220650	1	30.39	1.54	104.46
ww,2ชม.,220650	2	24.03	1.50	88.10
ww,3ชม.,220650	3	13.32	1.38	70.55
ww,4ชม.,220650	4	10.80	1.38	24.46
ww,5ชม.,220650	5	0	2.98	0
ww,6ชม.,220650	6	0	1.39	0
ww,7ชม.,220650	7	0	1.52	0
ww,8ชม.,220650	8	0	1.39	0

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก10 ไคเนติคซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1

ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. น้ำเสียสด

Kinetic nitrate				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	243.96	0.0000	0.0041	0	140.97	0.0000	0.0071
1				1	11.44	2.5113	0.0874
2				2	7.26	2.9656	0.1377
3				3			
4	106.51	0.8288	0.0094	4	0.59	5.4807	1.7026
5	53.34	1.5204	0.0187	5			
6	42.77	1.7411	0.0234	6			
7				7			
8	3.41	4.2700	0.2932	8			

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก11 ไคเนติคซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1

ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ ชม. น้ำเสียหมัก 1 วัน

Kinetic nitrite				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	68.97	0	0.0144985	0	140.97	0	0.007093
1	36.39	0.6394862	0.0274821	1			
2	24.03	1.0542274	0.0416073	2	86.46	0.488909	0.011566
3	12.85	1.6802632	0.0778132	3			
4	10.64	1.8695107	0.0940249	4	36.49	1.351542	0.027405
5				5			
6				6			
7				7			
8				8			

C = ความเข้มข้น

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก12 ไคเนติคซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. น้ำเสียสด

Kinetic nitrate				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	243.96	0	0.0041	0	140.97	0	0.0071
1	186.28	0.2698	0.0054	1	90.51	0.4431	0.0110
2				2			
3				3			
4	115.44	0.7482	0.0087	4	11.24	2.5287	0.0889
5	94.11	0.9525	0.0106	5			
6	82.13	1.0887	0.0122	6			
7	14.35	2.8336	0.0697	7	5.16	3.3081	0.1939
8	1.49	5.0960	0.6696	8	1.86	4.3294	0.5384

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก13 ไคเนติคซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ 2 ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. น้ำเสียหมัก 1 วัน

Kinetic nitrite				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	68.97	0	0.0144985	0	140.97	0	0.007094
1	29.95	0.8340535	0.0333848	1	101.70	0.326478	0.009832
2	22.61	1.115175	0.044222	2	78.57	0.584523	0.012727
3	12.68	1.6937185	0.0788673	3	54.45	0.951317	0.018366
4	10.44	1.887686	0.0957494	4			
5				5			
6				6			
7				7			
8				8			

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก14 ไคเนติคซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ 3

ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. น้ำเสียสด

Kinetic nitrate				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	243.96	0	0.004099	0	140.97	0	0.007094
1	185.22	0.275483	0.005399	1	85.62	0.49862	0.011679
2				2	22.97	1.814147	0.043526
3				3			
4	82.63	1.0827042	0.0121028	4	5.19	3.301107	0.192542
5	49.13	1.6025472	0.020354	5			
6				6			
7				7			
8	1.44	5.1352798	0.6964607	8			

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก15 ไคเนติคซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตะกอนจากถังปฏิกรณ์ 3

ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. น้ำเสียหมัก 1 วัน

Kinetic nitrite				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	68.97	0	0.0144985	0	140.97	0	0.007093
1	30.39	0.819548	0.0329041	1	104.46	0.299735	0.009573
2	24.03	1.05434	0.041612	2	88.10	0.470152	0.011351
3	13.32	1.6447615	0.0750992	3			
4	10.80	1.854004	0.0925781	4	24.46	1.75142	0.040878
5				5			
6				6			
7				7			
8				8			

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก16 การเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.

น้ำตัวอย่าง Cr^{+6} 20มก./ล.	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.290650	0	0.00	256.24	149.33
ww,1ชม.,300650	1	6.78	214.20	121.99
ww,2ชม.,300650	2	8.13	172.87	91.05
ww,3ชม.,300650	3	8.13	169.56	68.90
ww,4ชม.,300650	4	5.59	143.10	50.81
ww,5ชม.,300650	5	5.23	77.99	19.56
ww,6ชม.,300650	6	7.23	108.08	32.12
ww,7ชม.,300650	7	5.23	59.98	8.57
ww,8ชม.,300650	8	6.25	40.82	8.83

ตารางที่ ก17 การเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล.

น้ำตัวอย่าง Cr^{+6} 40มก./ล.	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.290650	0	5.23	256.24	149.33
ww,1ชม.,300650	1	5.23	214.43	138.82
ww,2ชม.,300650	2	7.03	201.41	107.50
ww,3ชม.,300650	3	7.59	181.59	85.43
ww,4ชม.,300650	4	7.54	165.07	64.80
ww,5ชม.,300650	5	5.23	72.72	11.86
ww,6ชม.,300650	6	6.54	115.78	16.40
ww,7ชม.,300650	7	9.76	73.34	17.33
ww,8ชม.,300650	8	5.23	24.48	8.51

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก18 การเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล.

น้ำตัวอย่าง Cr^{+6} 70มก./ล.	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.290650	0	5.23	256.24	149.33
ww,1ชม.,300650	1	10.44	206.19	116.42
ww,2ชม.,300650	2	13.20	211.55	111.09
ww,3ชม.,300650	3	11.10	89.57	79.38
ww,4ชม.,300650	4	11.00	161.25	61.59
ww,5ชม.,300650	5	11.43	107.44	50.25
ww,6ชม.,300650	6	12.33	137.30	36.35
ww,7ชม.,300650	7	11.43	83.44	8.10
ww,8ชม.,300650	8	10.44	71.39	12.83

ตารางที่ ก19 การเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล.

น้ำตัวอย่าง Cr^{+6} 50มก./ล.	เวลา (ชม.)	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
inf.290650	0	5.23	256.24	149.33
ww,1ชม.,300650	1	12.74	231.87	126.18
ww,2ชม.,300650	2	13.41	214.06	108.06
ww,3ชม.,300650	3	10.44	172.82	81.08
ww,4ชม.,300650	4	12.06	121.03	17.31
ww,5ชม.,300650	5	12.13	108.78	54.22
ww,6ชม.,300650	6	12.09	136.02	43.24
ww,7ชม.,300650	7	12.10	124.55	44.03
ww,8ชม.,300650	8	11.84	61.81	11.45
ww,11ชม.,300650	11	10.44	44.40	25.78

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก20 ไคเนติคของการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.

Kinetic nitrate				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	256.2416	0	0.003903	0	149.3258	0	0.006697
1	214.1985	0.179217	0.004669	1	121.9854	0.202229	0.008198
2	172.8661	0.393603	0.005785	2	91.04922	0.49473	0.010983
3	169.5556	0.41294	0.005898	3	68.90286	0.773432	0.014513
4	143.1037	0.582551	0.006988	4	50.80921	1.078053	0.019681
5	77.9924	1.189509	0.012822	5			
6	108.0815	0.863235	0.009252	6			
7	59.97527	1.452188	0.016674	7			
8	40.81631	1.837039	0.0245	8	8.825838	2.828447	0.113304

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก21 ไคเนติคของการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล.

Kinetic nitrate				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	256.2416	0	0.003903	0	149.3258	0	0.006697
1	214.4297	0.178139	0.004664	1	138.8198	0.072953	0.007204
2	201.4108	0.240774	0.004965	2	107.5039	0.328603	0.009302
3	181.5937	0.344349	0.005507	3	85.43043	0.558428	0.011705
4	165.0746	0.439723	0.006058	4	64.79583	0.834889	0.015433
5				5			
6	115.7779	0.794447	0.008637	6			
7	73.33595	1.25107	0.013636	7	17.32797	2.153808	0.05771
8	24.47989	2.348269	0.04085	8	0	0	0

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก22 ไคเนติคของการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล.

Kinetic nitrate				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	256.2416	0	0.003903	0	149.3258	0	0.006697
1				1			
2	211.5544	0.191638	0.004727	2	111.0898	0.295791	0.009002
3				3	79.38303	0.631846	0.012597
4	161.2511	0.463158	0.006202	4	61.59061	0.885621	0.016236
5	107.4352	0.869233	0.009308	5	50.24779	1.089164	0.019901
6				6	36.34774	1.412998	0.027512
7	83.43567	1.122045	0.011985	7			
8	71.39026	1.277959	0.014008	8	12.8335	2.454071	0.077921

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก23 ไคเนติคของการเกิดซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันของตะกอนจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล.

Kinetic nitrate				Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C	เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	256.2416	0	0.003903	0	149.3258	0	0.006697
1	231.866	0.099961	0.004313	1	126.1812	0.168411	0.007925
2	214.0588	0.17987	0.004672	2	108.058	0.323462	0.009254
3	172.8161	0.393893	0.005786	3	81.07868	0.61071	0.012334
4				4			
5				5	54.22131	1.013056	0.018443
6	136.0245	0.633286	0.007352	6	43.24	1.239364	0.023127
7	124.5511	0.721405	0.008029	7			
8	61.805	1.422136	0.01618	8			

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก24 พารามิเตอร์ของน้ำเสียเข้าที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เดินระบบ 21 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
2-ก.ค.-50	2604.06	7.38	51.24	2
4-ก.ค.-50	2766.82	7.84	49.37	2
6-ก.ค.-50	2800	8.03	51.61	2
9-ก.ค.-50	2690.37	8.14		2
10-ก.ค.-50	2536.04	7.97	47.32	2
12-ก.ค.-50	2709.86	8.02	51.52	2
16-ก.ค.-50	2673.31	7.82	53.48	2
18-ก.ค.-50	2666.66	7.86	49.84	2
20-ก.ค.-50	2945.58	7.94	51.52	2
21-ก.ค.-50	2588.99	7.86	51.52	2

ตารางที่ ก24-1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียออกที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล. ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เดินระบบ 21 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี %	ก๊าซทั้งหมด มล./วัน	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย/ความเป็นด่าง	พีเอช	อุณหภูมิ °ซ	โออาร์พี	ซัลไฟด์ทั้งหมด มก./ล.	ของแข็งแขวนลอย มก./ล.
2-ก.ค.-50	78.24	96.99	21811.2	85.68	7.12	0.08	7.34	35.3	-162	2.55	
4-ก.ค.-50	31.29	98.86	31046.4	89.04	5.59	0.06	7.11	34.8	-149	1.58	
6-ก.ค.-50	46.46	98.34	22075.2	90.91	9.70	0.11	7.11	35	-149	22.1	1035
9-ก.ค.-50	81.97	96.95	17887.41								175
11-ก.ค.-50	106.03	95.81	15564.49	88.20	13.92	0.16	7.44	33.9	-168	7.78	280
13-ก.ค.-50	315.16	88.36	2672.64	84.00	49.67	0.59	7.11	33.3	-149	9.76	185
17-ก.ค.-50	658.35	75.37	5636.48	88.76	36.39	0.41	7.66	33.8	-182	8.23	400
19-ก.ค.-50	656.71	75.37	2818.48	85.31	49.41	0.58	7.49	30.6	-172	8.5	145
20-ก.ค.-50	909.09	69.13	2887	86.80	50.15	0.58	7.31	33	-161	10.58	75
22-ก.ค.-50	1132.68	56.52	2204.16	80.45	67.66	0.84	7.03	31.1	-144	42.57	120

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก25 พารามิเตอร์ของน้ำเสียเข้าที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เดินระบบ 21 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
2-ก.ค.-50	2604.06	7.38	51.24	3
4-ก.ค.-50	2766.82	7.84	49.37	3
6-ก.ค.-50	2800	8.03	51.61	3
9-ก.ค.-50	2690.37	8.14		3
10-ก.ค.-50	2536.04	7.97	47.32	3
12-ก.ค.-50	2709.86	8.02	51.52	3
16-ก.ค.-50	2673.31	7.82	53.48	3
18-ก.ค.-50	2666.66	7.86	49.84	3
20-ก.ค.-50	2945.58	7.94	51.52	3
21-ก.ค.-50	2588.99	7.86	51.52	3

ตารางที่ ก25-1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียออกที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เดินระบบ 21 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี %	ก๊าซทั้งหมด มล./วัน	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่าง	พีเอช	อุณหภูมิ °ซ	โอ อาร์พี	ซัลไฟด์ทั้งหมด มก./ล.	ของแข็งแขวนลอย มก./ล.
2-ก.ค.-50	21.9	99.15	26208	89.04	3.48	0.04	7.35	34.2	-164	2.55	
4-ก.ค.-50	150.23	94.57	29578.5	91.19	7.07	0.08	7.13	35.2	-151	1.44	
6-ก.ค.-50	303.03	89.17	26271	89.69	10.60	0.12	7.17	34.9	-152	7.68	295
9-ก.ค.-50	115.55	95.7	23458.9								345
11-ก.ค.-50	232.69	90.82	29402.02	85.40	6.33	0.07	7.08	34	-147	7.48	210
13-ก.ค.-50	159.05	91.13	30067.2	84.00	7.91	0.09	7.66	36	-182	12.67	260
17-ก.ค.-50	262.67	90.17	35259.21	92.40	13.13	0.14	7.12	36.7	-149	18.63	405
19-ก.ค.-50	262.02	90.17	28405.04	89.41	14.61	0.16	7.04	32.7	-145	7.25	495
20-ก.ค.-50	355.16	87.94	18745.45	86.89	16.40	0.19	7.34	34.1	-163	7.39	330
22-ก.ค.-50	310.67	88	32709.6	93.15	18.72	0.20	7.1	35	-148	55.05	590

ตารางที่ ก26 พารามิเตอร์ของน้ำเสียเข้าที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.
ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. เดินระบบ 21 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
2-ก.ค.-50	2604.06	7.38	51.24	4
4-ก.ค.-50	2766.82	7.84	49.37	4
6-ก.ค.-50	2800	8.03	51.61	4
9-ก.ค.-50	2690.37	8.14		4
10-ก.ค.-50	2464.93	7.86	50.68	4
12-ก.ค.-50	2709.86	8.02	51.52	4
16-ก.ค.-50	2673.31	7.82	53.48	4
18-ก.ค.-50	2666.66	7.86	49.84	4
20-ก.ค.-50	2945.58	7.94	51.52	4
21-ก.ค.-50	2588.99	7.86	51.52	4

ตารางที่ ก26-1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียออกที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม20 มก./ล.
ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. เดินระบบ 21 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	ประสิทธิภาพการกำจัด ซีโอดี %	ก๊าซ ทั้งหมด มล./วัน	ความเป็น ด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมัน ระเหย มก./ล. As $CaCO_3$	กรดไขมัน ระเหยต่อ ความเป็น ด่าง	พีเอช	อุณหภูมิ °ซ	โออาร์พี	ซัลไฟด์ ทั้งหมด มก./ล.	ของแข็ง แขวนลอย มก./ล.
2-ก.ค.-50	59.47	97.71	18057.14	89.04	3.80	0.04	7.52	35	-173	5.88	
4-ก.ค.-50	319.24	88.46	25406.4	90.16	19.09	0.21	7.42	36.7	-168	4.74	
6-ก.ค.-50	130.3	95.34	3697.2	89.97	6.49	0.07	7.6	35.8	-178	7.13	
9-ก.ค.-50	426.66	84.14	10755.49								210
11-ก.ค.-50	265.09	89.54	16337.58	77.56	13.29	0.17	7.39	35	-165	7.76	205
13-ก.ค.-50	253.31	90.65	8494.03	76.72	14.87	0.19	7.49	35.8	-172	5.32	
17-ก.ค.-50	355.77	86.69	9053.88	88.48	18.98	0.21	7.08	36.1	-146	15.45	110
19-ก.ค.-50	354.89	86.69	10337.8	70	30.74	0.44	7.35	34	-163	10.03	90
21-ก.ค.-50	573.47	80.53	6637.04	69.33	30.69	0.44	7.39	34.4	-166	11.98	135
22-ก.ค.-50	1016.18	60.75	7027.84	65.08	57.80	0.89	6.76	32.7	-129	51.72	210

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก27 พารามิเตอร์ของน้ำเสีย ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ชุดควบคุม ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
2-ก.ค.-50				2
4-ก.ค.-50				2
6-ก.ค.-50				2
9-ก.ค.-50	2654.81	8.18		2
10-ก.ค.-50	2464.93	7.86	50.68	2
12-ก.ค.-50	2592.04	8.02	51.52	2
16-ก.ค.-50	2540.31	7.7	51.24	2
18-ก.ค.-50	2533.99	7.9	49.56	2
20-ก.ค.-50	2489.41	8.01	48.16	2
21-ก.ค.-50				2

ตารางที่ ก27-1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียถังปฏิกรณ์ที่ 3 ชุดควบคุม ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี %	ก๊าซทั้งหมด มล./วัน	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. As $CaCO_3$	กรดไขมันระเหยต่อความเป็นด่าง	พีเอช	อุณหภมิ °ซ	โออาร์พี	ซัลไฟด์ทั้งหมด มก./ล.	ของแข็งแขวนลอย มก./ล.
9-ก.ค.-50	130.37	95.08	31779.49								390
11-ก.ค.-50	132.54	94.62	47143.17	78.68	9.02	0.115	7.22	33.7	-155	7.49	
13-ก.ค.-50											490
17-ก.ค.-50	106.4	95.81	29709.12	92.4	3.80	0.041	7.18	33.8	-153	15.86	550
19-ก.ค.-50	106.13	95.81	29133.57	91.84	3.69	0.040	7.54	33.7	-174	5.87	430
20-ก.ค.-50	55.39	97.77	33254.93	88.95	3.48	0.039	7.15	33.2	-152	7.53	445

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก28 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตามความสูงของชั้นตะกอนของถังปฏิกรณ์ที่ 1 เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เดินระบบ 18 วัน

ถังปฏิกรณ์ที่ 1 Cr^{+6} 20 มก./ล.	NO_2^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.	NO_3^- มก./ล.
น้ำเข้า	0	178.93	278.5902
0 ซม.	0	41.80	0
50 ซม.	0	59.90	0
80 ซม.	0	59.44	0
110 ซม.	0	34.90	0
250 ซม.	0	0	0

ตารางที่ ก29 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตามความสูงของชั้นตะกอนของถังปฏิกรณ์ที่ 2 เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เดินระบบ 18 วัน

ถังปฏิกรณ์ที่ 2 Cr^{+6} 20 มก./ล.	NO_2^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.	NO_3^- มก./ล.
น้ำเข้า	0	178.93	278.5902
0 ซม.	0	1.16	0
50 ซม.	0	46.71	0
80 ซม.	0	44.23	0
110 ซม.	0	50.03	0
250 ซม.	0	0	0

ตารางที่ ก30 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตามความสูงของชั้นตะกอนของถังปฏิกรณ์ที่ 4 เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. เดินระบบ 18 วัน

ถังปฏิกรณ์ที่ 4 Cr^{+6} 20 มก./ล.	NO_2^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.	NO_3^- มก./ล.
น้ำเข้า	0	178.93	278.5902
0 ซม.	0	75.13	0
50 ซม.	0	44.03	0
80 ซม.	0	0	0
110 ซม.	0	0	0
250 ซม.	0	0	0

ตารางที่ ก31 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตามความสูงของชั้นตะกอนของถังปฏิกรณ์ที่ 3 ชุดควบคุมเมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เดินระบบ 18 วัน

ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ชุดควบคุม Cr^{+6} 0 มก./ล.	NO_2^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.	NO_3^- มก./ล.
น้ำเข้า	0	169.63	264.6382
0 ซม.	0	40.75	0
50 ซม.	0		0
80 ซม.	0	5.46	0
110 ซม.	0	2.06	0
250 ซม.	0	0	0

ตารางที่ ก32 ไคเนติคของการเกิดซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล. เดินระบบ 18 วัน

Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0.00	178.93	0	0.0056
0.32	41.80	1.4540	0.0239
1.20	59.90	1.0944	0.0167
1.92	59.44	1.1020	0.0168
2.64	34.90	1.6344	0.0287
3.36			
4.08			
5.04			

C = ความเข้มข้น

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก33 ไคเนติคของการเกิดซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์ที่ 2
ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.
เดินระบบ 18 วัน

Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	178.93	0	0.005589
0.32	1.16	5.035217	0.859177
1.20	46.71	1.34307	0.021409
1.92	44.23	1.397526	0.022608
2.64	50.03	1.27439	0.019988
3.36			
4.08			
5.04			

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก34 ไคเนติคของการเกิดซัลเฟตรีดักชันในถังปฏิกรณ์ที่ 4
ความเร็วไหลขึ้น 4 ม./ชม. เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 20 มก./ล.
เดินระบบ 18 วัน

Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	178.93	0	0.005589
0.32	75.13	0.867768	0.01331
1.20	44.03	1.402049	0.02271
1.92	497.16	-1.021909	0.002011
2.64	279.65	-0.446538	0.003576
3.36			
4.08			
5.04			

C = ความเข้มข้น

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก35 ไคเนติคของการเกิดซัลเฟตรีดักชัน ความเร็วไหลขึ้น 2 ม./ชม.
ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ชุดควบคุม

Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	169.63	0	0.005895
0.32	40.75		0.024538
1.20		2.009553	
1.92	5.46	2.983705	0.183055
2.64	2.06		0.484898
3.36			
4.08			
5.04			

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก36 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันตามความสูงของชั้นตะกอนของ
ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ชุดควบคุม ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

Kinetic sulfate			
เวลา (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0	139.09	0.0000	0.0072
0.32	18.12	2.0379	0.0552
1.20	36.83	1.3289	0.0272
1.92	31.95	1.4711	0.0313
2.64	19.71	1.9539	0.0507
3.36			
4.08			
5.04			
6.00	38.12		

C = ความเข้มข้น

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก37 พารามิเตอร์ของน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์ที่ 1 ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
16-ส.ค.-50	2470.77	7.69	79.94	3
18-ส.ค.-50	2559.17	7.98	105.635	3
19-ส.ค.-50	2573.69	8.05	102.78	3
20-ส.ค.-50	2605.38	7.6	110.77	3

ตารางที่ ก37-1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียออกถังปฏิกรณ์ที่ 1 ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี %	ก๊าซทั้งหมด มล./วัน	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย/ความเป็นด่าง	พีเอช	อุณหภูมิ ^{0}ซ	โออาร์พี	ซัลไฟด์ทั้งหมด มก./ล.	ของแข็งแขวนลอย มก./ล.
17-ส.ค.-50	191.15	92.26	125798.4	153.59	126.76	0.82	7.43	33.3	-169	10.03	320
18-ส.ค.-50	150.07	94.13	2304	151.88	144.46	0.95	7.54	31.4	-173	14.45	440
20-ส.ค.-50	412.04	83.99	5973.33	166.73	135.89	0.82	6.86	30.7	-134	10.97	540
21-ส.ค.-50	256.73	90.14	16062.17	182.72	138.75	0.75	7.27	31.8	-158	12.09	480

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก38 พารามิเตอร์ของน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์ที่ 4 ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
16-ส.ค.-50	2470.77	7.69	79.94	3
18-ส.ค.-50	2559.24	7.98		3
19-ส.ค.-50	2573.69	8.05	102.78	3
20-ส.ค.-50	2605.38	7.6	110.77	3

ตารางที่ ก38-1 พารามิเตอร์ของน้ำออกเสียถังปฏิกรณ์ที่ 4 ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี %	ก๊าซทั้งหมด มล./วัน	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย/ความเป็นด่าง	พีเอช	อุณหภูมิ ^{0}ซ	โออาร์พี	ซัลไฟด์ทั้งหมด มก./ล.	ของแข็งแขวนลอย มก./ล.
17-ส.ค.-50	232.22	90.6	6586.76	141.6	114.77	0.81	7.51	36.9	-173	11.39	500
18-ส.ค.-50	241.7	90.55	4658.74	149.03	127.9	0.85	6.87	32.9	-135	14.45	650
20-ส.ค.-50	247.22	90.64	7584	157.59	133.04	0.84	6.98	33.6	-142	11.39	290
21-ส.ค.-50	380.34	85.4	4828.99	172.442	122.194	0.71	7.27	33.4	-158	8.35	175

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก39 พารามิเตอร์ของน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	พีเอช	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	ความเร็วไหลขึ้น ม./ชม.
16-ส.ค.-50	2470.77	7.69	79.94	3
18-ส.ค.-50	2559.24	7.98		3
19-ส.ค.-50	2573.69	8.05	102.78	3
20-ส.ค.-50	2605.38	7.6	110.77	3

ตารางที่ ก39-1 พารามิเตอร์ของน้ำเสียออกถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่เติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

วัน เดือน ปี	ซีโอดี มก./ล.	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี %	ก๊าซทั้งหมด มล./วัน	ความเป็นด่าง มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย มก./ล. as $CaCO_3$	กรดไขมันระเหย/ความเป็นด่าง	พีเอช	อุณหภูมิ ^{0}ซ	โออาร์พี	ซัลไฟด์ทั้งหมด มก./ล.	ของแข็งแขวนลอย มก./ล.
17-ส.ค.-50	431.27	82.54	7117.25	146.17	108.49	0.74	7.56	36.5	-176	11.66	735
18-ส.ค.-50	424.96	83.39	6696	151.31	121.05	0.8	7.28	32.8	-159	19.3	275
20-ส.ค.-50	408.87	84.11	3752	158.73	122.76	0.77	7.37	32.2	-164	18.19	220
21-ส.ค.-50	527.73	79.74	4443.42	173.584	123.907	0.71	7.42	32.9	-168	15.7	230

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก40 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตามความสูงของชั้นตะกอนของถังปฏิกรณ์ที่ 1 เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

ถังปฏิกรณ์ที่ 1 Cr^{+6} 40 มก./ล.	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
น้ำเข้า		230.71615	121.61
0 ซม.	6.86	0	46.79
50 ซม.		0	17.29
80 ซม.		0	19.88
110 ซม.	6.41	0	17.25
250 ซม.	0	0	22.13

ตารางที่ ก41 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตามความสูงของชั้นตะกอนของถังปฏิกรณ์ที่ 4 เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

ถังปฏิกรณ์ที่ 4 Cr^{+6} 70 มก./ล.	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
น้ำเข้า		164.72624	115.46
0 ซม.	6.68	0	32.43
50 ซม.		0	15.45
80 ซม.	6.48	0	18.03
110 ซม.	0	0	13.74
250 ซม.	0	0	15.76

ตารางที่ ก42 ซัลเฟตและไนเตรตรีดักชันตามความสูงของชั้นตะกอนของถังปฏิกรณ์ที่ 2 เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

ถังปฏิกรณ์ที่ 2 Cr^{+6} 100 มก./ล.	NO_2^- มก./ล.	NO_3^- มก./ล.	SO_4^{2-} มก./ล.
น้ำเข้า	6.27	241.6253	116.77
0 ซม.	19.61	0	64.72
50 ซม.	8.04	0	37.13
80 ซม.	11.73	0	57.88
110 ซม.	7.36	0	54.78
250 ซม.	0	0	14.93

ตารางที่ ก43 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.

เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 40 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

Kinetic sulfate			
HRT (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0.00	121.61	0	0.008223
0.32	46.79	0.955255	0.021374
1.20	17.29	1.950439	0.05782
1.92	19.88	1.811119	0.050301
2.64	17.25	1.952809	0.057957
6.00	22.13		

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก44 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันความเร็วไหลขึ้น = 3 ม./ชม.

เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 70 มก./ล. เดินระบบ 5 วัน

Kinetic sulfate			
HRT (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0.00	115.46	0	0.008661
0.32	32.43	1.26992	0.030838
1.20	15.45	2.01108	0.06471
1.92	18.03	1.85668	0.055452
2.64	13.74	2.12856	0.072777
6.00	15.76		

C = ความเข้มข้น

ตารางที่ ก45 ไคเนติคของซัลเฟตรีดักชันความเร็วไหลขึ้น = 3 ม./ชม.

เมื่อเติมเฮกซะวาเลนต์โครเมียม 100 มก./ล. เดินระบบ 5 วันKinetic sulfate			
HRT (ชม.)	C	$-\ln(C/C_0)$	1/C
0.00	116.77	0	0.008564
0.32	64.72	0.590149	0.015451
1.20	37.13	1.145705	0.02693
1.92	57.88	0.701916	0.017278
2.64	54.78	0.756958	0.018256
6.00	14.93		

C = ความเข้มข้น

ภาคผนวก ข

(การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซและการคำนวณสมดุลมวลของสารในระบบ)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ข

การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซและการคำนวณสมดุลมวลของสารในระบบ

ความดันพาร์เชียลก๊าซชีวภาพ คือสัดส่วนของก๊าซแต่ละชนิดที่เป็นองค์ประกอบของก๊าซทั้งหมด โดยก๊าซชีวภาพในงานวิจัยนี้ประกอบด้วยก๊าซ 4 ชนิด คือ ก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และก๊าซไนโตรเจน

ตารางที่ ข1 ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่าง ๆ

sample	Cr^{+6} mg/l	% N_2	% CH_4	CODin/ CODout mg/l	SO_4^{2-}in/ SO_4^{2-}out mg/l	NO_3^-in/ NO_3^-out mg/l	Total Sulfide mg/l	Biogas ml/d
Column 2 Vup = 3 m/hr 9 ส.ค. 50	20	8.7	68.8	2453.33/ 311.11	124.21	203.23	8.64	21546.53
Column 1 Vup = 3 m/hr 21 ส.ค. 50	40	9.5	69.1	2605.38/ 256.73	121.61/ 22.13	230.72	12.09	16062.17
Column 4 Vup = 3 m/hr 21 ส.ค. 50	70	8.9	63.5	2605.38/ 418.38	115.46/ 15.76	241.62	8.35	4828.99
Column 2 Vup = 3 m/hr 21 ส.ค. 50	100	20.7	58.1	2605.38/ 328.05	116.77/ 14.93	164.72	15.07	4443.42

ตัวอย่างการคำนวณสมดุลมวลของซีโอดี

$$COD_{in} = \text{soluble } COD_{eff} + CH_{4gas} - COD + \text{soluble } CH_4\text{-}COD + COD_{acc} + \Delta SO_4^{2-} - COD + \Delta NO_3^{-} - COD$$

เมื่อ

COD_{in} = ซีโอดีทั้งหมดก่อนเข้าระบบ

soluble COD_{eff} = ซีโอดีละลายหลังผ่านระบบ

$CH_{4gas} - COD$ = ซีโอดีในรูปของก๊าซมีเทน

soluble CH_4-COD = ซีโอดีในรูปมีเทนละลายน้ำ

COD_{acc} = ซีโอดีที่ถูกสะสมอยู่ในเซลล์จุลินทรีย์

ΔSO_4^{2-} - COD = ซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน

ΔNO_3^{-} - COD = ซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จากข้อมูลในตารางที่ ข 1 วันที่ 21 ส.ค. 50 ถังปฏิกรณ์ที่ 1 Vup = 3 ม./ชม. Cr^{+6} = 20 มก./ล.

ซีโอดีเข้า	2605.38	มก./ล.
ซีโอดีออก	256.73	มก./ล.
ซัลเฟตเข้า	121.61	มก./ล.
ซัลเฟตออก	22.13	มก./ล.
ไนเตรตเข้า	230.72	มก./ล.
ไนเตรตออก	0	มก./ล.
ก๊าซที่ผลิตต่อวัน	16062.17	มก./ล.
สัดส่วนของก๊าซมีเทน	69.1	เปอร์เซนต์

Soluble CODeff = 256.73 มก./ล.

CH_{4gas} – COD = (Total gas volumn × %CH_4/24.86) ×16×4/Q

= (16062.17×0.691/24.86) ×16×4/85

= 336.16 มก./ล. ในรูปของซีโอดี

Soluble CH_4-COD = K_{hCH4}×Partial Pressure of CH_4×16,000×4

= 12.4×10^{-4}×0.691×16,000×4

= 54.84 มก./ล. ในรูปของซีโอดี

ΔSO_4^{2-} - COD = (ซัลเฟตเข้า – ซัลเฟตออก) × 2/3

(ซัลเฟตที่ถูกรีดิวซ์ 1 มิลลิกรัม ต้องใช้ซีโอดี 2/3 มิลลิกรัม)

= (121.61-22.13) ×2/3

= 66.32 มก./ล. ในรูปของซีโอดี

ΔNO_3^- - COD = (ไนเตรตเข้า – ไนเตรตออก) ×2/3.1

(ไนเตรตที่ถูกรีดิวซ์ 1 มิลลิกรัม ต้องใช้ซีโอดี 2/3.1 มิลลิกรัม)

= (230.72-0) ×2/3.1

= 148.85 มก./ล. ในรูปของซีโอดี

ดังนั้น % COD recovery = [(256.73 +336.16 + 54.84 +66.32 +148.85)/ 2605.38] ×100

= 34.64 %

สัดส่วนซีโอดีที่ถูกใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย โดยเรียกว่า เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน หาได้จากสมการ 1 – 3

% electron flow to MBP = $[(CH_4 - COD) / (CH_4 - COD + \Delta SO_4^{2-} - COD + \Delta NO_3^{-} - COD)] \times 100$ ……………(1)

% electron flow to SRB = $[(\Delta SO_4^{2-} - COD) / (CH_4 - COD + \Delta SO_4^{2-} - COD + \Delta NO_3^{-} - COD)] \times 100$ ……………(2)

% electron flow to DNB = $[(\Delta NO_3^{-} - COD) / (CH_4 - COD + \Delta SO_4^{2-} - COD + \Delta NO_3^{-} - COD)] \times 100$ ……………(3)

ดังนั้น

% electron flow to MBP = $[(336.16 +54.84)/(336.16 +54.84+66.32+148.85)]\times 100$

= 64.50 %

% electron flow to SRB = $[(66.32)/(336.16 +54.84+66.32+148.85)]\times 100$

= 10.49 %

% electron flow to DNB = $[(148.85)/(336.16 +54.84+66.32+148.85)]\times 100$

= 24.56 %

สมดุลมวลของซัลเฟอร์

% sulfur recovery = $[(SO_4^{2-}{}_{eff} + S^{2-} + HS^{-} + H_2S_{aq} + H_2S_{gas} / SO_4^{2-}{}_{in}] \times 100$ …………..(4)

$6\,SO_4^{2-} + C_{12}H_{22}O_{11} + 12H^{+} \rightarrow 6H_2S + 12CO_2 + 11H_2O$ …………..(5)

576 g 342 g 204 g

สมดุลมวลของซัลเฟอร์ในระบบหาได้จาก

$SO_4^{2-}{}_{in} = SO_4^{2-}{}_{eff} + S^{2-} + HS^{-} + H_2S_{aq} + H_2S_{gas}$ ……………(6)

เมื่อ

$SO_4^{2-}{}_{in}$ = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลเฟตที่อยู่ในน้ำเข้า

$SO_4^{2-}{}_{eff}$ = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลเฟตที่อยู่ในน้ำออก

S^{2-} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลไฟด์อิออน

HS^{-} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่แตกตัว

H_2S_{aq} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว

H_2S_{gas} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสถานะก๊าซ

และ

โดย

$SO_4^{2-}{}_{in}$ = 121.61มก./ล.

$SO_4^{2-}{}_{eff}$ = 22.13มก./ล.

S^{2-} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลไฟด์อิออน

HS^- = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่แตกตัว

H_2S_{aq} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว

Total sulfide (S^{2-} + HS^- + H_2S_{aq}) = 12.09 มก./ล.

H_2S_{gas} = 43.07 มก./ล. (หาได้จากสมการที่ 5)

% sulfur recovery = [22.13 + 12.09+ 43.07/ 121.61] × 100

= 63.55 %

สมดุลมวลไนโตรเจน

สมดุลมวลของไนโตรเจนในระบบหาได้จาก

$NO_3^-{}_{in}$ = $NO_3^-{}_{eff}$ + NO_2^- + N_2O_{gas} + Soluble N_{2gas} …………….(7)

เมื่อ

$NO_3^-{}_{in}$ = ไนโตรเจนในรูปไนเตรตที่อยู่ในน้ำเข้า

$NO_3^-{}_{eff}$ = ไนโตรเจนในรูปไนเตรตที่อยู่ในน้ำออก

NO_2^- = ไนโตรเจนในรูปไนไตรท์

N_2O = ไนโตรเจนในรูปไนตรัสออกไซด์

N_2O_{gas} = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจน

Soluble N_{2gas} = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจนที่ละลายน้ำ

และ

% nitrogen recovery = [($NO_3^-{}_{eff}$ + N_{2gas} + soluble N_{2gas})/ $NO_3^-{}_{in}$] ×100 …….(8)

$NO_3^-{}_{in}$ = 230.72

$NO_3^-{}_{eff}$ = 0

NO_2^- = 0

ก๊าซทั้งหมดต่อวัน = 16062.17 ml

N_{2gas} = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจน

Soluble N_{2gas} = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจนที่ละลายน้ำ

N_{2gas} = (Total gas volume $\times$%N_2/24.86) $\times$28$\times$124/28/Q

= (16062.17$\times$0.095/24.86) $\times$28$\times$124/28/85

= 89.54 มก./ล.

Soluble N_{2gas} = $K_{hN2}$$\times$Partial Pressure of N2$\times$28000$\times$124/28

= 6.03$\times$$10^{-4}$$\times$0.095$\times$28000$\times$124/28

= 7.1 มก./ล.

% nitrogen recovery = [(0+ 89.54+7.1)/230.72] $\times$100

= 41.89 %

ตารางที่ ข2 สรุปผลการคำนวณ

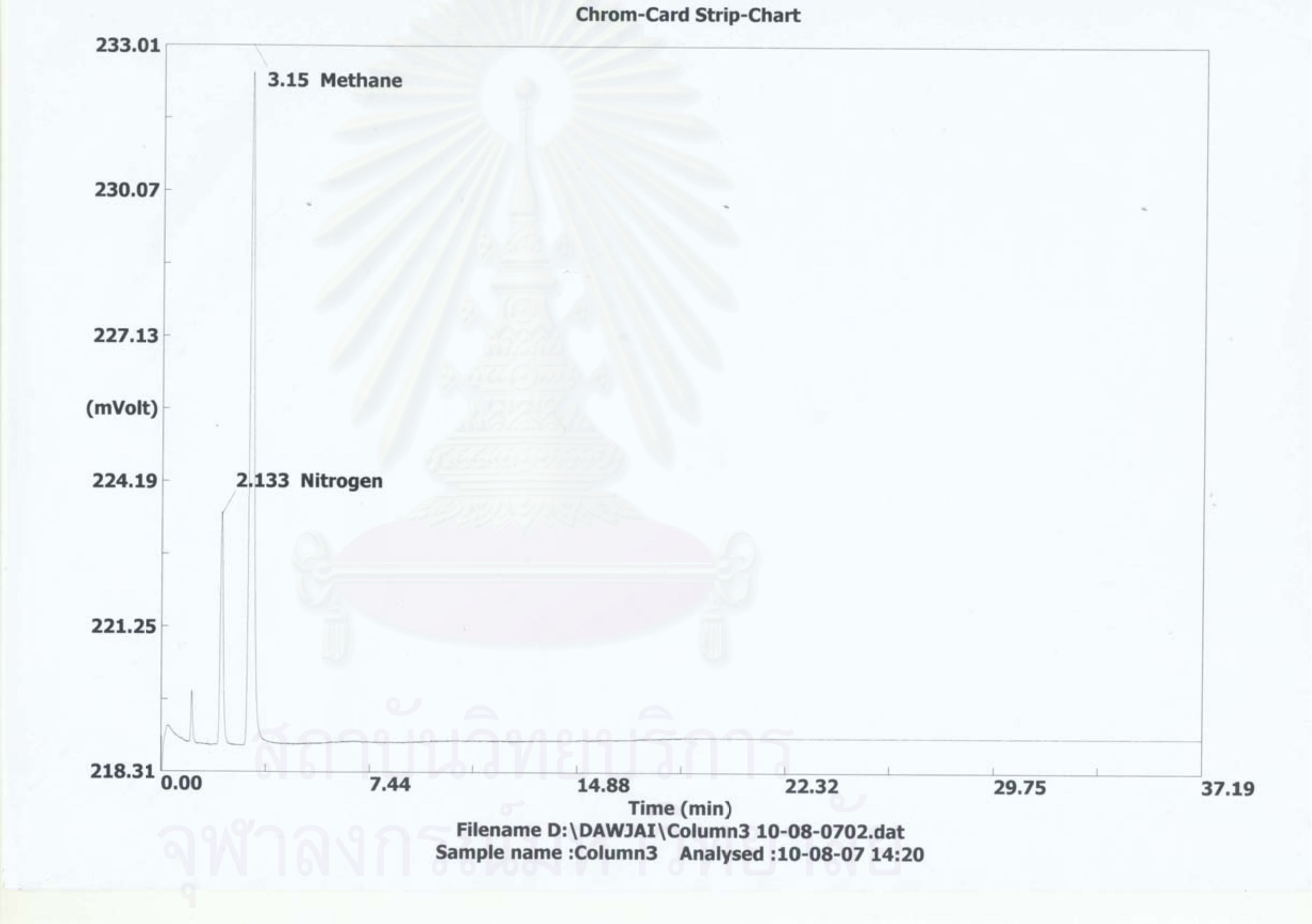
Cr^{+6} มก./ล.	Vup ม./ชม.	%COD Recovery	%SO_4^{2-} recovery	%NO_3^- recovery	%MPB	%SRB	%DNB
20	3	41.93	42.37	57.33	70.19	11.54	18.27
40	3	33.12	63.56	41.89	64.50	10.94	24.56
70	3	28.19	56.30	19.35	45.34	21.03	33.63
100	3	25.95	61.11	28.74	35.71	19.50	44.79

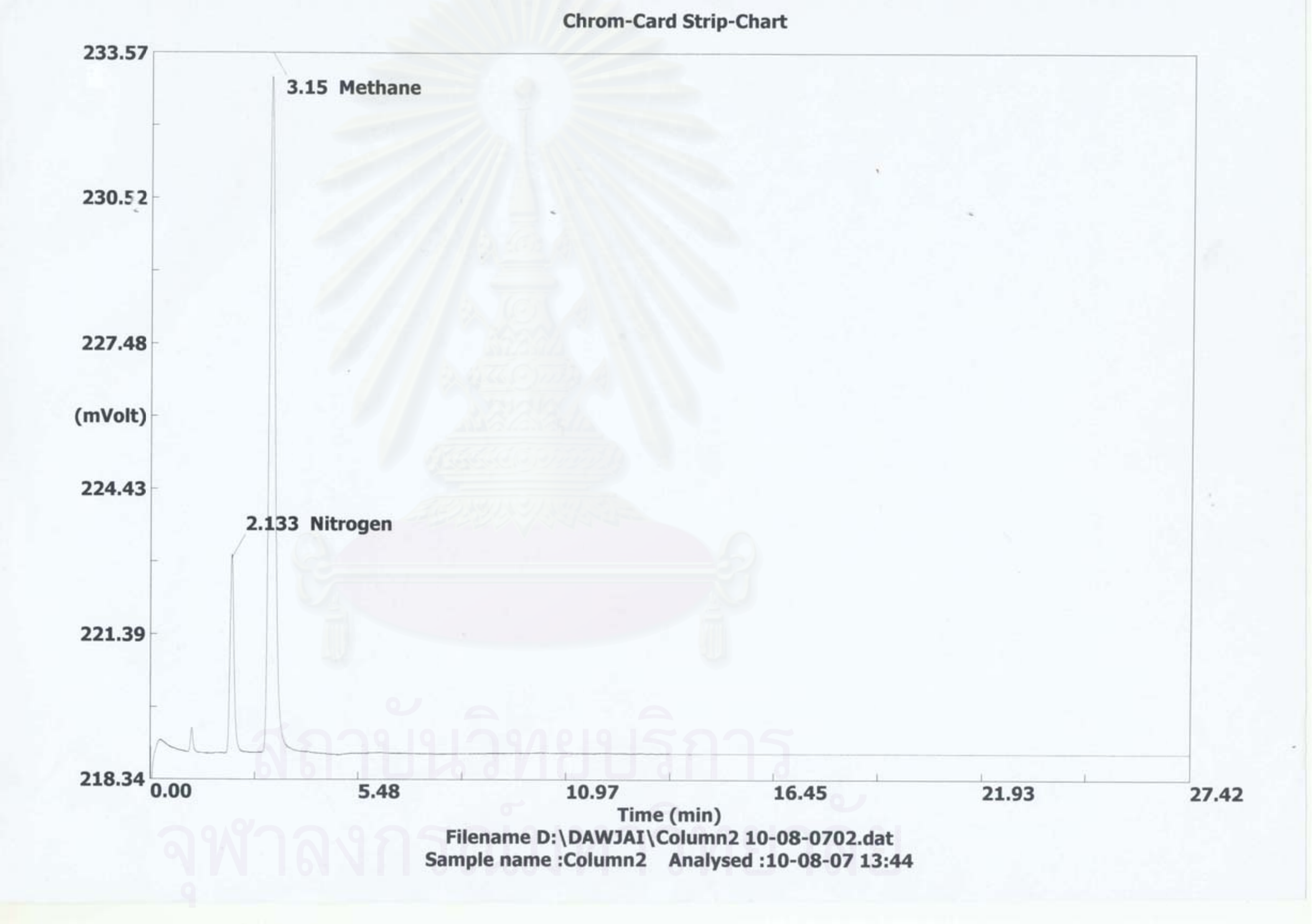
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

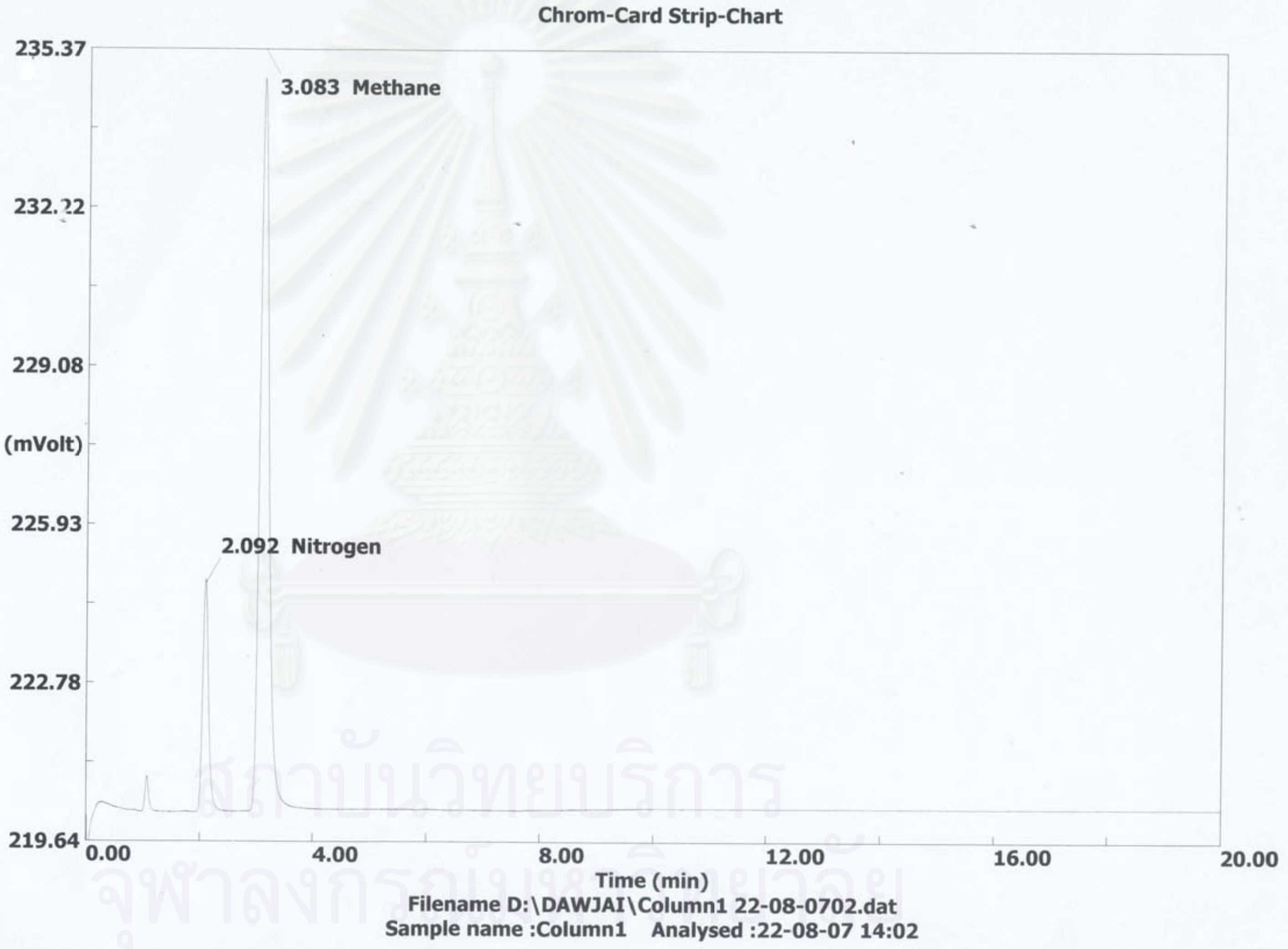
ภาคผนวก ค

(ผลการวิเคราะห์ สัดส่วนของก๊าซแต่ละชนิด และ โครเมียมทั้งหมด)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

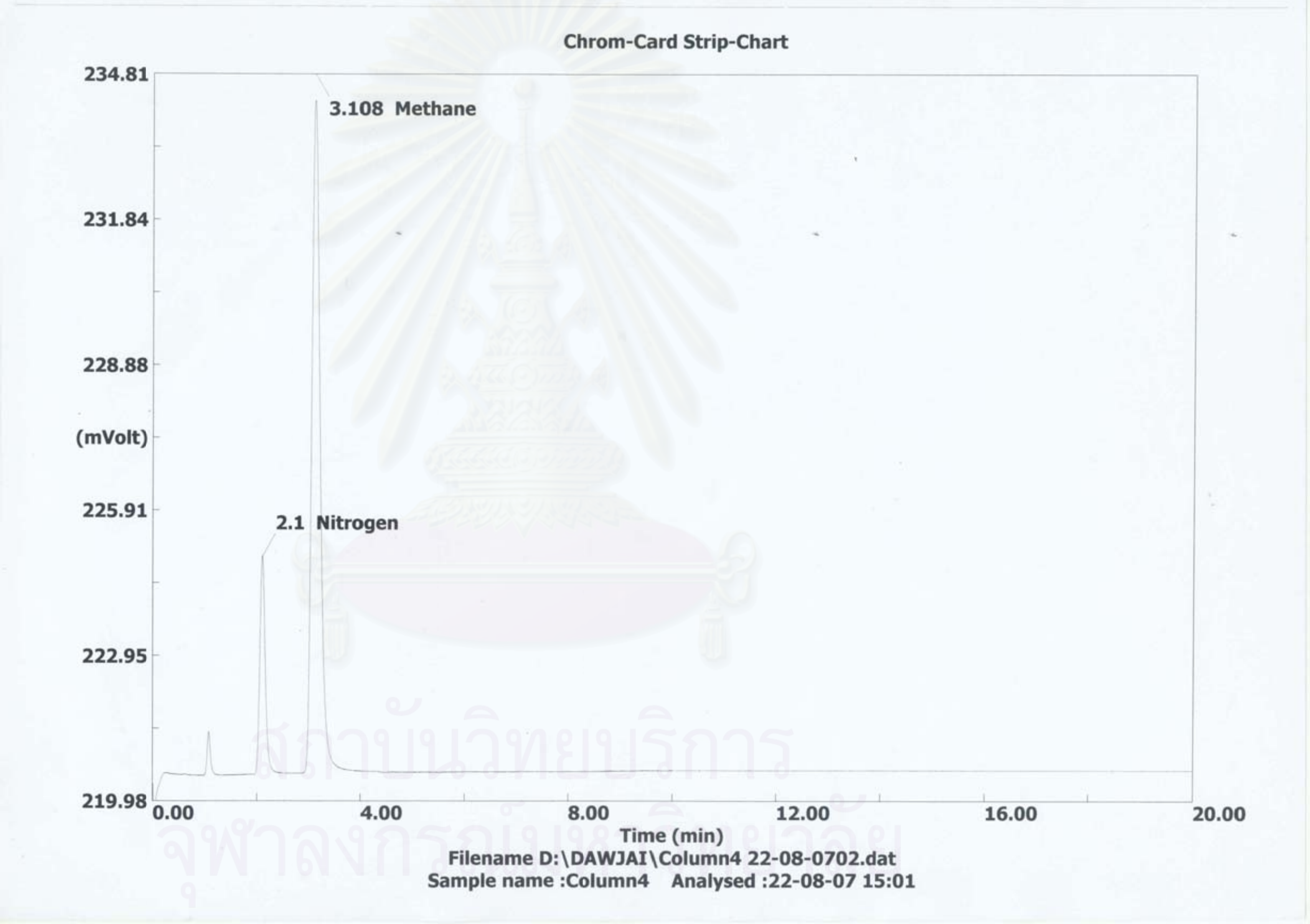

Chrom-Card Strip-Chart
233.01
3.15 Methane
230.07
227.13
(mVolt)
224.19
2.133 Nitrogen
221.25
218.31
0.00
7.44
14.88
22.32
29.75
37.19
Time (min)
Filename D:\DAWJAI\Column3 10-08-0702.dat
Sample name :Column3 Analysed :10-08-07 14:20


Chrom-Card Strip-Chart
233.57
230.52
227.48
(mVolt)
224.43
221.39
218.34
3.15 Methane
2.133 Nitrogen
0.00
5.48
10.97
16.45
21.93
27.42
Time (min)
Filename D:\DAWJAI\Column2 10-08-0702.dat
Sample name :Column2 Analysed :10-08-07 13:44



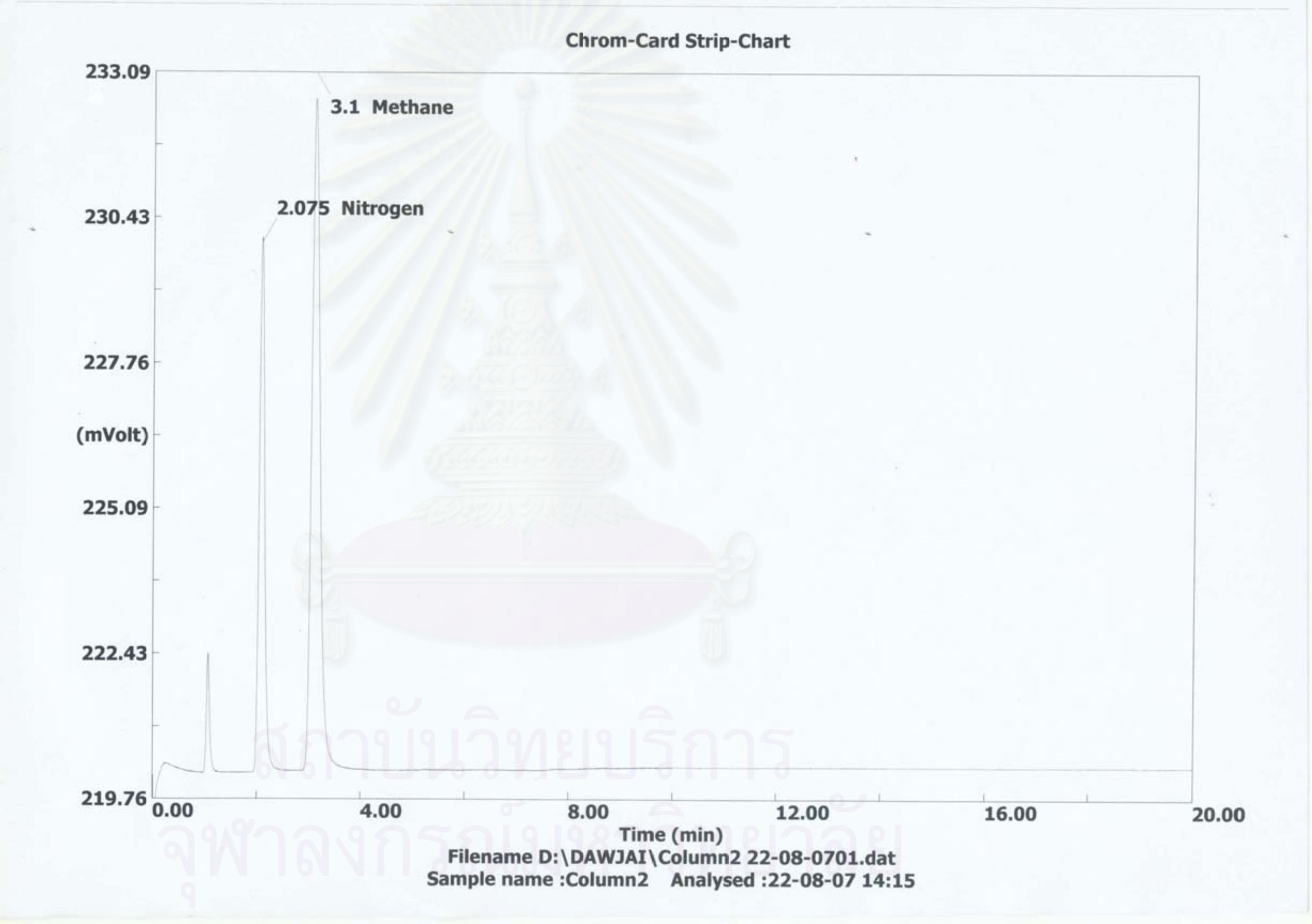
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

191



Chrom-Card Strip-Chart
234.81
231.84
228.88
(mVolt)
225.91
222.95
219.98
3.108 Methane
2.1 Nitrogen
0.00
4.00
8.00
12.00
16.00
20.00
Time (min)
Filename D:\DAWJAI\Column4 22-08-0702.dat
Sample name :Column4 Analysed :22-08-07 15:01

192


Chrom-Card Strip-Chart
233.09
230.43
227.76
(mVolt)
225.09
222.43
219.76
3.1 Methane
2.075 Nitrogen
0.00
4.00
8.00
12.00
16.00
20.00
Time (min)
Filename D:\DAWJAI\Column2 22-08-0701.dat
Sample name :Column2 Analysed :22-08-07 14:15

193

Analyst	
Date Started	13:47 23/8/2007
Worksheet	Cr Tagrit 502500
Comment	
Methods	Cr
Computer name	MICROSOF-0181A4
Serial Number:	

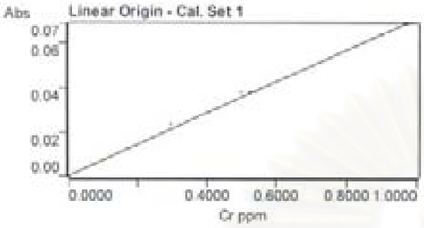
Method: Cr (Flame)

Element - Matrix:	Cr -
Instrument Type:	Flame
Conc. Units:	ppm
Instrument Mode:	Absorbance
Sampling Mode:	Manual
Calibration Mode:	Concentration
Measurement Mode:	Integrate
Replicates Standard:	3
Replicates Sample:	3
Expansion Factor:	1.0
Minimum Reading:	Disabled
Smoothing:	10 point
Conc. Dec. Places:	4
Wavelength:	357.9 nm
Slit Width:	0.2 nm
Gain:	38 %
Lamp Current:	7.0 mA
Lamp Position:	4
Background Correction:	BC Off
STANDARD 1:	0.3000 ppm
STANDARD 2:	0.5000 ppm
STANDARD 3:	1.0000 ppm
Reslope Rate:	100
Reslope Standard No.:	2
Reslope Lower Limit:	75.0 %
Reslope Upper Limit:	125.0 %
Recalibration Rate:	100
Calibration Algorithm:	Linear Origin
Cal. Lower Limit:	20.0 %
Cal. Upper Limit:	150.0 %
SIPS:	Off
Measurement Time:	5.0 s
Pre-Read Delay:	4 s
Flame Type:	Air/Acetylene
Air Flow:	12.80 L/min
Acetylene Flow:	3.40 L/min
Burner Height:	16.0 mm
RSD Limit:	5.0 %
RSD Test Min. Abs:	0.1000 Abs
Cor. Coeff. Limit:	0.9950

Sample ID	Conc ppm		%RSD	Mean Abs
CAL ZERO	0.0000		31.7	0.0001
	Readings			
	0.0001	0.0001		0.0001
STANDARD 1	0.3000		0.9	0.0230
	Readings			

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

	0.0232	0.0228	0.0230
STANDARD 2	0.5000	0.3	0.0376
	Readings		
	0.0377	0.0377	0.0375
STANDARD 3	1.0000	0.2	0.0688
	Readings		
	0.0688	0.0689	0.0687



QC Test: Correlation coefficient 0.9976 within 0.9950 limit

Curve Fit	= Linear Origin
Characteristic Conc	= 0.0624 ppm
r	= 0.9976
Calculated Conc	= 0.0013 0.3260 0.5336 0.9754
Residuals	= -0.0013 -0.0260 -0.0338 0.0246

Abs = 0.07051 x C

	Readings		
	0.0374	0.0376	0.0373
Sample 1	0.1177	0.2	0.0083
	Readings		
	0.0083	0.0083	0.0083
Sample 2	0.1449	1.0	0.0102
	Readings		
	0.0101	0.0103	0.0102
Sample 3	0.0725	3.0	0.0051
	Readings		
	0.0050	0.0053	0.0050
Sample 4	0.1070	1.9	0.0075

	Readings		
	0.0005	0.0004	0.0004
Sample 6	0.0665	2.1	0.0047

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

	Readings		
	0.0003	0.0004	0.0003
Sample 10	0.3393	0.9	0.0239
	Readings		
	0.0237	0.0241	0.0240
check std	0.3272	0.6	0.0231
	Readings		
	0.0229	0.0232	0.0231
Sample 11	0.2529	0.6	0.0178
	Readings		
	0.0177	0.0179	0.0179
Sample 12	0.2158	0.8	0.0152
	Readings		
	0.0153	0.0153	0.0151
Sample 13	0.1824	0.5	0.0129
	Readings		
	0.0128	0.0129	0.0128
Sample 14	0.2244	0.5	0.0158
	Readings		
	0.0158	0.0157	0.0159
Sample 15	0.0044	25.1	0.0003
	Readings		
	0.0004	0.0003	0.0002
Sample 16	0.8801	0.8	0.0621
	Readings		
	0.0626	0.0617	0.0619
Sample 17	0.8408	0.2	0.0593
	Readings		
	0.0592	0.0592	0.0594
Sample 18	0.6917	0.6	0.0488
	Readings		
	0.0486	0.0491	0.0486
Sample 19	0.2321	0.5	0.0164
	Readings		
	0.0164	0.0163	0.0164
Sample 20	0.3055	0.5	0.0215
	Readings		
	0.0214	0.0217	0.0215
Sample 21	0.3767	0.1	0.0266
	Readings		
	0.0265	0.0266	0.0266
Sample 22	0.3948	0.4	0.0278
	Readings		
	0.0277	0.0279	0.0279
Sample 23	0.3497	0.3	0.0247

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

	Readings		
	0.0247	0.0246	0.0247
Sample 24	0.1752	0.6	0.0124
	Readings		
	0.0123	0.0124	0.0124
check std	0.3066	0.3	0.0216
	Readings		
	0.0217	0.0215	0.0217

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Analyst	
Date Started	14:16 23/8/2007
Worksheet	Cr Tagrit 502500 01
Comment	
Methods	Cr
Computer name	MICROSOF-0181A4
Serial Number:	

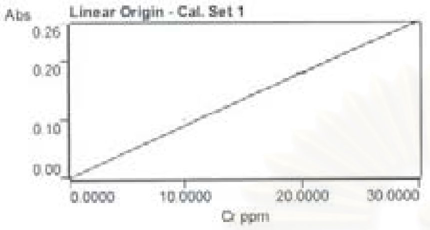
Method: Cr (Flame)

Element - Matrix:	Cr -
Instrument Type:	Flame
Conc. Units:	ppm
Instrument Mode:	Absorbance
Sampling Mode:	Manual
Calibration Mode:	Concentration
Measurement Mode:	Integrate
Replicates Standard:	3
Replicates Sample:	3
Expansion Factor:	1.0
Minimum Reading:	Disabled
Smoothing:	10 point
Conc. Dec. Places:	4
Wavelength:	429.0 nm
Slit Width:	0.5 nm
Gain:	29 %
Lamp Current:	7.0 mA
Lamp Position:	4
Background Correction:	BC Off
STANDARD 1:	10.0000 ppm
STANDARD 2:	20.0000 ppm
STANDARD 3:	30.0000 ppm
Reslope Rate:	100
Reslope Standard No.:	2
Reslope Lower Limit:	75.0 %
Reslope Upper Limit:	125.0 %
Recalibration Rate:	100
Calibration Algorithm:	Linear Origin
Cal. Lower Limit:	20.0 %
Cal. Upper Limit:	150.0 %
SIPS:	Off
Measurement Time:	5.0 s
Pre-Read Delay:	4 s
Flame Type:	Air/Acetylene
Air Flow:	12.80 L/min
Acetylene Flow:	3.40 L/min
Burner Height:	16.0 mm
RSD Limit:	5.0 %
RSD Test Min. Abs:	0.1000 Abs
Cor. Coeff. Limit:	0.9950

Sample ID	Conc ppm		%RSD	Mean Abs
CAL ZERO	0.0000		22.3	0.0001
	Readings			
	0.0001	0.0001		0.0001
STANDARD 1	10.0000		0.2	0.0979
	Readings			

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

	0.0977	0.0982	0.0979
STANDARD 2	20.0000	0.6	0.1760
	Readings		
	0.1766	0.1766	0.1748
STANDARD 3	30.0000	0.1	0.2646
	Readings		
	0.2648	0.2649	0.2643



QC Test: Correlation coefficient 0.9988 within 0.9950 limit

Curve Fit = Linear Origin
Characteristic Conc = 0.4952 ppm
r = 0.9988
Calculated Conc = 0.0112 11.0222 19.8115 29.7849
Residuals = -0.0112 -1.0222 0.1885 0.2151

Abs = 0.00888 x C

check std	19.8363	0.3	0.1762
	Readings		
	0.1756	0.1767	0.1764
Sample 5	6.6260	0.5	0.0589
	Readings		
	0.0586	0.0592	0.0588
Sample 7	13.2788	0.5	0.1180
	Readings		
	0.1178	0.1175	0.1186
Sample 8	27.7023	0.3	0.2461
	Readings		
	0.2453	0.2469	0.2462
Sample 9	20.6931	0.5	0.1839
	Readings		
	0.1837	0.1831	0.1848
Sample 15	1.8315	0.3	0.0163
	Readings		
	0.0162	0.0162	0.0163

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นายธกฤต เลียดทอง เกิดวันที่ 4 มกราคม พ.ศ. 2518 ที่จังหวัดสุรินทร์ สำเร็จการศึกษาชั้นมัธยมปลายจากโรงเรียนสุรวิทยาคารสุรินทร์ สำเร็จการศึกษาปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จากมหาวิทยาลัยขอนแก่น ในปีการศึกษา 2540 และเข้าศึกษาต่อในหลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปีการศึกษา 2546

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย