การบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูงโดยใช้ระบบยูเอเอสบี

นางสาว จันทิมา สกุลพานิชัย

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา)
บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
ปีการศึกษา 2548

ISBN 974-53-2369-1

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

TREATMENT OF HIGH SULFATE AND NITRATE CONTAINING WASTEWATER USING UASB REACTOR

Miss Chanthima Sakunphanichai

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements

for the Degree of Master of Science Program in Environmental Science

(Inter-Department)

Graduate School

Chulalongkorn University

Academic Year 2005

ISBN 974-53-2369-1

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูงโดยใช้ระบบยูเอเอสบี
โดย	นางสาว จันทิมา สกุลพานิชัย
สาขาวิชา	วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษา	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชวลิต รัตนธรรมสกุล
อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชาญวิทย์ โฆษิตานนท์

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญามหาบัณฑิต

....คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ม.ร.ว.กัลยา ติงศภัทิย์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

.... ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร. สมใจ เพ็งปรีชา)

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

.... อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชาญวิทย์ โฆษิตานนท์)

....กรรมการ
(อาจารย์ ดร. สาโรช บุญยกิจสมบัติ)

....กรรมการ
(ดร. สรวิศ เผ่าทองศุข)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จันทิมา สกุลพานิชัย : การบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูงโดยใช้ระบบยูเอเอสบี (TREATMENT OF HIGH SULFATE AND NITRATE CONTAINING WASTEWATER USING UASB REACTOR) อ.ที่ปรึกษา: ผศ. ดร. ชวลิต รัตนธรรมสกุล, อ.ที่ปรึกษาร่วม: ผศ. ดร. ชาญวิทย์ โฆษิตานนท์, 223 หน้า. ISBN 974-53-2369-1

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการใช้ระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูง โดยศึกษาผลของการเติมแคลเซียมในปริมาณที่แตกต่างกันที่มีต่อการสร้างเม็ดตะกอนและประสิทธิภาพของระบบ งานวิจัยแบ่งออกเป็น 2 การทดลอง การทดลองที่ 1 ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ และการทดลองที่ 2 ใช้น้ำเสียโรงงานแสตนเลส การทดลองทั้ง 2 ช่วงใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีลักษณะเหมือนกันจำนวน 3 ถัง ทำการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแคลเซียม คิดเป็นอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 โดยใช้ความเข้มข้นซีโอดี ซัลเฟต และไนเตรท เท่ากับ 600, 90 และ 60 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

ผลการทดลองที่ 1 ซึ่งใช้น้ำเสียสังเคราะห์พบว่า ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 59.39, 62.92 และ 60.02% ตามลำดับ กำจัดซีโอดีเท่ากับ 71.24, 75.21 และ 72.38% ตามลำดับ กำจัดไนเตรทเท่ากับ 67.64, 69.55 และ 66.26% ตามลำดับ และกำจัดซัลเฟตเท่ากับ 67.12, 71.39 และ 67.78% ตามลำดับ ส่วนผลการทดลองที่ 2 ซึ่งใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสพบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 60.19, 61.12 และ 59.44% ตามลำดับ กำจัดซีโอดีเท่ากับ 69.36, 77.06 และ 68.09% ตามลำดับ กำจัดไนเตรทเท่ากับ 68.31, 68.13 และ 69.85% ตามลำดับ และกำจัดซัลเฟตเท่ากับ 65.61, 76.14 และ 63.16% ตามลำดับ สรุปได้ว่า ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม 10:1.70 ระบบยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพดีที่สุด ซึ่งให้ผลเช่นเดียวกันทั้งน้ำเสียสังเคราะห์และน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส โดยมีเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง เท่ากับ 63.81, 22.41 และ 13.78 % ตามลำดับ

จากการศึกษาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) และพิจารณาร่วมกับเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน พบว่าแบคทีเรียสายพันธุ์หลักที่พบภายในเม็ดตะกอน คือ แบคทีเรียสร้างมีเทน และจากการวิเคราะห์ขนาดเม็ดตะกอนหลังสิ้นสุดการทดลองพบว่า ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 พบเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่มากกว่า 1,200 ไมครอนสูงถึง 60.38 % เมื่อเทียบกับตอนเริ่มต้นระบบที่มีค่าเป็น 0 %

จากผลการทดลองสรุปได้ว่า น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสสามารถสร้างเม็ดตะกอนให้มีขนาดใหญ่ขึ้นได้ โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 เป็นตัวส่งเสริมให้เกิดเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่ที่สุด และ Activity ของแบคทีเรียในระบบดีที่สุด ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียดีที่สุด ดังนั้นระบบยูเอเอสบีจึงเป็นทางเลือกใหม่ในการใช้บำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูง เช่น โรงงานแสตนเลส

สาขาวิชา.....วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา)............. ลายมือชื่อนิสิต จันทิมา สกุลพานิชัย

ปีการศึกษา.......2548.. ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา..............................

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาร่วม..............................

4689065220 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEY WORD : UASB / GRANULATION / SULFATE / NITRATE

CHANTHIMA SAKUNPHANICHAI : TREATMENT OF HIGH SULFATE AND NITRATE CONTAINING WASTEWATER. USING UASB REACTOR. THESIS ADVISOR :ASST. PROF. CHAVALIT RATANATAMSKUL, Ph.D., THESIS COADVISOR : ASST.PROF. CHARNWIT KOSITANONT,Ph.D., 223 pp. ISBN 974-53-2369-1

This research aims to study using UASB reactor for treatment of high sulfate and nitrate containing wastewater. The research investigated the effects of different amount of calcium on granulation of sludge and system performance. The research was divided into 2 experiments. The first experiment used the synthetic wastewater. The second experiment used the stainless industrial wastewater. Both experiments using 3 identical UASB reactors and calcium concentrations were varied to the ratios of COD:calcium at 10:0.85, 10:1.70 and 10:3.40. The COD, sulfate and nitrate concentration was kept constant at 600, 90 and 60 mg/l., respectively.

The first experiment with synthetic wastewater, it was found that at COD:calcium ratios of 10:0.85, 10:1.70 and 10:3.40, removal percentages for suspended solid were 59.39, 62.92 and 60.02%, respectively; for COD were 71.24, 75.21 and 72.38%, respectively; for nitrate were 67.64, 69.55 and 66.26%, respectively and for sulfate were 67.12, 71.39 and 67.78%, respectively. The second experiment with stainless industrial wastewater was found the removal percentages for suspended solid were 60.19, 61.12 and 59.44%, respectively; for COD were 69.36, 77.06 and 68.09%, respectively; for nitrate were 68.31, 68.13 and 69.85%, respectively and for sulfate were 65.61, 76.14 and 63.16%, respectively. It could summarize that the UASB system had the best performance in terms of overall parameters when the COD:calcium ratio of both synthetic wastewater and stainless industrial wastewater was 10:1.70. % Electron flow to methanogenic bacteria, sulfate reducing bacteria and denitrifying bacteria were 63.81, 22.41 and 13.78 %, respectively.

Scanning electron microscope observation of the sludge granule and consider with % electron flow, it was found that the predominant microorganisms inside the granule were methanogens. Analysis of particle size distribution at the end of experiment showed that at COD:calcium ratio of 10:1.70 had the sludge granule with size of more than 1,200 μm were 60.38%, compared to 0% at the start-up period.

Therefore, the sludge granulation could be effectively enhanced at COD:calcium ratio of 10:1.70. Also, the activity of sludge was the highest. Then, UASB system is promising to treat for stainless industrial wastewater.

Field of study....Environmental Science (Inter-Department)...Student's signature Chanthima Sakunphanichai

Academic year.........2005..Advisor's signature Chavalit Rttl

Co-advisor's signature Charnwit Kositanont

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชาญวิทย์ โฆษิตานนท์ อาจารย์ที่ปรึกษาร่วมวิทยานิพนธ์ ที่ได้สละเวลาให้คำปรึกษา คำแนะนำ และความช่วยเหลือในด้านต่างๆ ที่เกี่ยวข้องกับงานวิจัยในครั้งนี้ ตลอดจนตรวจแก้วิทยานิพนธ์ จนทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

ขอขอบพระคุณ คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ ดร.สมใจ เพ็งปรีชา อาจารย์ ดร.สาโรช บุญยกิจสมบัติ และ ดร.สรวิศ เผ่าทองศุข ที่ให้ความอนุเคราะห์ในการร่วมเป็นคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ และให้คำแนะนำ ข้อเสนอแนะต่างๆ พร้อมทั้งช่วยแก้ไขวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ให้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณ อาจารย์ ดร.สาโรช บุญยกิจสมบัติ อาจารย์ประจำภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี ที่อนุญาตให้ข้าพเจ้าได้เรียนวิชา Anaerobic Treatment for Industrial Wastewaters โดยเป็นรายวิชาที่เปิดสอนที่ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี ซึ่งทำให้ได้รับความรู้เพิ่มเติมมากยิ่งขึ้น และสามารถนำมาความรู้ที่ได้มาประยุกต์ใช้ในการเขียนวิทยานิพนธ์ได้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบคุณ บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่กรุณามอบทุนสนับสนุนในการทำงานวิจัยในครั้งนี้

ขอขอบคุณ คุณสมชัย เจริญสวรรค์ ที่ได้ให้ความอนุเคราะห์น้ำเสีย ตลอดจนอำนวยความสะดวกในการขนส่งน้ำเสียเพื่อใช้ในงานวิจัยในครั้งนี้

ขอขอบคุณ โรงงานเส้นหมี่ชอเฮง ที่ได้ให้ความอนุเคราะห์ตะกอนสลัดจ์เพื่อใช้ในงานวิจัยครั้งนี้

ขอขอบคุณ เจ้าหน้าที่ประจำห้องปฏิบัติการของเสียอันตราย ที่ได้ให้ความอนุเคราะห์และอำนวยความสะดวกในการใช้เครื่องมือวิเคราะห์ภายในห้องปฏิบัติการของเสียอันตราย

ขอขอบคุณ เพื่อนๆ ที่ภาควิชาสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อมทุกๆ คน ที่ได้ให้ความช่วยเหลือในด้านต่างๆ เรื่อยมา จนทำให้งานวิจัยครั้งนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี ตลอดจนขอขอบคุณบุคคลท่านอื่นๆ ที่มิได้กล่าวถึง ณ. ที่นี้ ที่มีส่วนเกี่ยวข้องกับการทำงานวิจัยในครั้งนี้

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา ที่ได้ให้การสนับสนุน ส่งเสริมการศึกษา ตลอดจนคอยเป็นกำลังใจที่ดีให้แก่ผู้วิจัยตลอดมา

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อภาษาไทย ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ จ
กิตติกรรมประกาศ ฉ
สารบัญ ช
สารบัญตาราง ฎ
สารบัญรูป ฑ
บทที่ 1 บทนำ 1
1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา 1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย 2
1.3 ขอบเขตของการวิจัย 2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ 3
บทที่ 2 ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง 4
2.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Treatment) 4
2.1.1 กลไกพื้นฐานของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย 4
2.1.2 ขั้นตอนของปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน 7
2.1.3 ชนิดของจุลินทรีย์ที่ใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน 9
2.1.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน 11
2.2 ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket; UASB) 16
2.2.1 ความเป็นมาของระบบยูเอเอสบี 16
2.2.2 ลักษณะและการทำงานของระบบยูเอเอสบี 16
2.2.3 วัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas-Solid Separator; GSS) สำหรับระบบยูเอเอสบี 18
2.2.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบยูเอเอสบี 18
2.2.5 ประเภทของ Granular Sludge ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี 20
2.2.6 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granules) 20
2.3 กระบวนการเกิดเม็ดตะกอน (Process of Granulation) 21
2.3.1 ความสำคัญของ Extra Cellular Polymers (ECP) ต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granulation) 21
2.3.2 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 23
2.3.3 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 25

หน้า

2.3.4 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการสร้างเม็ดตะกอน (Factor Affecting the Granulation Process) 25
2.4 กระบวนการซัลเฟตรีดักชัน 26
2.4.1 วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ (The Biological Sulfur Cycle) 26
2.4.2 แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate Reducing Bacteria) 29
2.4.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการปรับตัวของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต 30
2.5 การควบคุมระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันด้วยการเติมซัลเฟต 32
2.6 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน 33
2.6.1 สารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย 33
2.6.2 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน 34
2.6.3 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน 36
2.7 สมดุลมวลของซีโอดี ไนโตรเจนและซัลเฟอร์ในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนเมื่อมีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ในน้ำเสีย 40
2.7.1 สมดุลมวลของซีโอดี 40
2.7.2 สมดุลมวลของซัลเฟอร์ 44
2.7.3 สมดุลมวลของไนโตรเจน 45
2.8 ความสำคัญของแคลเซียมกับทฤษฎีการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบี 46
2.9 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง 49
2.9.1 การศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตด้วยระบบยูเอเอสบี 49
2.9.2 การศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรทด้วยระบบยูเอเอสบี 51
2.9.3 การศึกษากระบวนการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบี 52
2.9.4 การศึกษาผลของการเติมแคลเซียมต่อกระบวนการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 54
บทที่ 3 การดำเนินการวิจัย 57
3.1 แผนการทดลอง 57
3.2 การเตรียมน้ำเสีย 57
3.3 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง 60
3.4 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง 62
3.5 การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงาน 65
3.6 การเดินและการควบคุมระบบ 66
3.7 การเก็บและการวิเคราะห์ตัวอย่าง 68

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

หน้า

บทที่ 4 ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล 70
4.1 ผลการวิจัย 70
4.1.1 ผลการศึกษาการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบยูเอเอสบี 70
4.1.2 ผลการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสด้วยระบบยูเอเอสบี 95
4.2 การศึกษาผลของแคลเซียมต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 118
4.2.1 ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 118
4.2.2 การเปลี่ยนแปลงขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 126
4.2.3 ความสามารถในการพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 131
4.3 การวิจารณ์ผลของแคลเซียมต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบี (การทดลองช่วงที่ 1) 137
4.3.1 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด 137
4.3.2 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด 139
4.3.3 ไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัด 142
4.3.4 ซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัด 143
4.4 การวิจารณ์ผลของแคลเซียมต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำเสียโรงงานแสตนเลสที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบี (การทดลองช่วงที่ 2) 146
4.4.1 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด 146
4.4.2 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด 147
4.4.3 ไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัด 148
4.4.4 ซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัด 149
4.5 ผลของพารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบ 150
4.6 ความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity; SMA) เมื่อมีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ในระบบ 153
4.7 การวิเคราะห์ผลของตัวรับอิเล็กตรอนที่มีต่อการย่อยสลายทางชีวภาพเมื่อมีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ในระบบ 156
4.8 สมดุลมวลของสารในระบบ 160
4.8.1 สมดุลมวลของซีโอดี 160
4.8.2 สมดุลมวลของซัลเฟอร์ 163
4.8.3 สมดุลมวลของไนโตรเจน 164
4.9 การกระจายตัวของจุลินทรีย์ตามระดับความสูงของถังปฏิกรณ์ 165
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ 166

หน้า

5.1 สรุปผลการวิจัย 166
5.2 ข้อเสนอแนะ 168
รายการอ้างอิง 169
ภาคผนวก 174
ภาคผนวก ก ผลการทดลองช่วงที่ 1 175
ภาคผนวก ข ผลการทดลองช่วงที่ 2 188
ภาคผนวก ค การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 197
ภาคผนวก ง การหาค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน 204
ภาคผนวก จ การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซและการคำนวณสมดุลมวลของสารในระบบ 211
ภาคผนวก ฉ การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ 219
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์ 223

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญตาราง

ตารางที่ หน้า

2.1 ปริมาณสารอาหารเสริมสำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน 14
2.2 ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน 15
2.3 ระดับเลขออกซิเดชันของตัวอย่างชนิดธาตุซัลเฟอร์และสารประกอบของธาตุซัลเฟอร์ 27
2.4 เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนที่ถูกใช้โดยแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียสร้างมีเทนในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี 33
2.5 อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนที่เหมาะสมสำหรับสารอินทรีย์ต่างๆ ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน 40
3.1 แผนการทดลอง 58
3.2 ลักษณะของน้ำเสียสังเคราะห์ 58
3.3 ลักษณะของน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส 59
3.4 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ 60
3.5 ระยะเวลาในแต่ละขั้นตอนการดำเนินการทดลอง 62
3.6 พารามิเตอร์ วิธีการวิเคราะห์ จุดเก็บตัวอย่างน้ำและความถี่ในการเก็บตัวอย่าง 68
4.1 ผลการทดลองช่วงที่ 1 71
4.2 ค่าพีเอชของการทดลองช่วงที่ 1 72
4.3 ค่าอุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1 74
4.4 ค่าโออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 1 76
4.5 ค่าสภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 1 78
4.6 ค่ากรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 1 80
4.7 ปริมาณของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 1 82
4.8 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 1 84
4.9 ปริมาณไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 1 87
4.10 ปริมาณซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 1 89
4.11 ปริมาณซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 1 92
4.12 ปริมาณก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 1 95
4.13 ผลการทดลองช่วงที่ 2 96
4.14 ค่าพีเอชของการทดลองช่วงที่ 2 97
4.15 ค่าอุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 2 99
4.16 ค่าโออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 2 101
4.17 ค่าสภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 2 103

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ หน้า

4.18 ค่ากรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 2 105
4.19 ค่าของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 2 107
4.20 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 2 109
4.21 ปริมาณไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 2 111
4.22 ปริมาณซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 2 113
4.23 ปริมาณซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 2 115
4.24 ปริมาณก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 2 117
4.25 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 127
4.26 เปอร์เซ็นต์ของช่วงขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังการทดลองช่วงที่ 1 131
4.27 เปอร์เซ็นต์ของช่วงขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังการทดลองช่วงที่ 2 132
4.28 ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของจุลินทรีย์ในระบบตลอดการทดลอง 155
4.29 แสดงค่าอัตราการใช้สารอินทรีย์สูงสุดของระบบในกรณีต่างๆ 159
4.30 ค่า % COD recovery ของการทดลองช่วงที่ 2 161
4.31 เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน (% electron flow) ของการทดลองช่วงที่ 2 162
4.32 ค่า % sulfur recovery ของซัลเฟอร์ในการทดลองช่วงที่ 2 163
4.33 ค่า % nitrogen recovery ของไนโตรเจนในการทดลองช่วงที่ 2 164
ก.1 พีเอชของการทดลองช่วงที่ 1 175
ก.2 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1 176
ก.3 โออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 1 178
ก.4 สภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 1 180
ก.5 กรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 1 181
ก.6 ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 1 181
ก.7 ซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 1 182
ก.8 ไนเตรทของการทดลองช่วงที่ 1 183
ก.9 ซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 1 184
ก.10 ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 1 185
ก.11 ซัลไฟด์ในชุดดักก๊าซของการทดลองช่วงที่ 1 187
ก.12 ก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 1 187
ข.1 พีเอชของการทดลองช่วงที่ 2 188
ข.2 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 2 189
ข.3 โออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 2 190

ตารางที่ หน้า

ข.4 สภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 2 191

ข.5 กรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 2 192

ข.6 ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 2 192

ข.7 ซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 2 193

ข.8 ไนเตรทของการทดลองช่วงที่ 2 193

ข.9 ซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 2 194

ข.10 ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 2 195

ข.11 ซัลไฟด์ในชุดดักก๊าซของการทดลองช่วงที่ 2 196

ข.12 ก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 2 196

ง.1 ค่า Conversion Factor (CF) ที่อุณหภูมิต่างๆ 206

ง.2 ข้อมูลดิบของปริมาตรก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นช่วงเวลาต่างๆ ตลอดการทดลองของตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มต้นเดินระบบ 207

ง.3 ค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85 209

ง.4 ค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70 209

ง.5 ค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) ของถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40 210

จ.1 สัดส่วนของก๊าซแต่ละชนิดจากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Gas Chromatography 211

จ.2 ค่าคงที่ K_h ของก๊าซต่างๆ (10^{-4} โมล/ลิตร-บรรยากาศ) 215

ฉ.1 ผลการวิเคราะห์น้ำเสียสังเคราะห์ ด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA) 219

ฉ.2 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีเมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของน้ำเสียสังเคราะห์ ด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA) 220

ฉ.3 ผลการวิเคราะห์น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส ด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA) 221

ฉ.4 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีเมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของน้ำเสียโรงงานแสตนเลส ด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA) 222

สารบัญรูป

รูปที่		หน้า
2.1	ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย	4
2.2	ลักษณะของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบต่างๆ	6
2.3	ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน	7
2.4	การเคลื่อนย้ายพลังงานในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน	8
2.5	ส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี	17
2.6	ลักษณะการทำงานของระบบยูเอเอสบี	18
2.7	โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส	21
2.8	โครงสร้างและความหนาแน่นของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต	22
2.9	บทบาทของประจุไฟฟ้าและ ECP ที่ส่งผลต่อการรวมตัวของแบคทีเรีย	23
2.10	กลไกการเคลื่อนไหวต่างๆ ที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย	24
2.11	กลไกการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	24
2.12	การเพิ่มขึ้นของปริมาณตะกอนจุลินทรีย์และภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี	26
2.13	วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ (The Biological Sulfur Cycle)	28
2.14	ขั้นตอนการกำจัดสารไนโตรเจน	35
2.15	เปรียบเทียบประสิทธิภาพดีไนตริฟิเคชันที่พีเอชต่างกัน	37
2.16	ความสัมพันธ์ระหว่างดีโอกับโออาร์พีเมื่อมีสลัดจ์กัมมันต์อยู่ด้วย	37
2.17	อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิต่างๆ เมื่อใช้สารอาหารต่างกัน	38
2.18	ธาตุที่มีความจำเป็นต่อสิ่งมีชีวิต	46
2.19	การเกิด Multi-valence positive ion-bonding model	48
3.1	ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ใช้ในการทดลอง	61
3.2	รายละเอียดแบบจำลองถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีระดับห้องปฏิบัติการ	63
3.3	แบบจำลองหลักการดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์	64
3.4	แผนผังหลักการทำงานของระบบยูเอเอสบี	65
3.5	ลักษณะการติดตั้งระบบยูเอเอสบี	66
4.1	พีเอชตลอดการทดลองช่วงที่ 1	73
4.2	อุณหภูมิตลอดการทดลองช่วงที่ 1	75
4.3	โออาร์พีตลอดการทดลองช่วงที่ 1	77
4.4	สภาพด่างทั้งหมดตลอดการทดลองช่วงที่ 1	79

รูปที่		หน้า
4.5	กรดไขมันระเหยตลอดการทดลองช่วงที่ 1	81
4.6	ปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองช่วงที่ 1	83
4.7	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองช่วงที่ 1	84
4.8	ค่าซีโอดีตลอดการทดลองช่วงที่ 1	85
4.9	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลองช่วงที่ 1	86
4.10	ปริมาณไนเตรทตลอดการทดลองช่วงที่ 1	88
4.11	ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทตลอดการทดลองช่วงที่ 1	89
4.12	ปริมาณซัลเฟตตลอดการทดลองช่วงที่ 1	90
4.13	ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตตลอดการทดลองช่วงที่ 1	91
4.14	ปริมาณซัลไฟด์ตลอดการทดลองช่วงที่ 1	94
4.15	ปริมาณก๊าซชีวภาพตลอดการทดลองช่วงที่ 1	95
4.16	พีเอชตลอดการทดลองช่วงที่ 2	98
4.17	อุณหภูมิตลอดการทดลองช่วงที่ 2	100
4.18	โออาร์พีตลอดการทดลองช่วงที่ 2	102
4.19	สภาพด่างทั้งหมดตลอดการทดลองช่วงที่ 2	104
4.20	กรดไขมันระเหยตลอดการทดลองช่วงที่ 2	106
4.21	ปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองช่วงที่ 2	108
4.22	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองช่วงที่ 2	109
4.23	ค่าซีโอดีตลอดการทดลองช่วงที่ 2	110
4.24	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลองช่วงที่ 2	111
4.25	ปริมาณไนเตรทตลอดการทดลองช่วงที่ 2	112
4.26	ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทตลอดการทดลองช่วงที่ 2	113
4.27	ปริมาณซัลเฟตตลอดการทดลองช่วงที่ 2	114
4.28	ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตตลอดการทดลองช่วงที่ 2	115
4.29	ปริมาณซัลไฟด์ตลอดการทดลองช่วงที่ 2	116
4.30	ปริมาณก๊าซชีวภาพตลอดการทดลองช่วงที่ 2	117
4.31	ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนเริ่มต้นระบบ	119
4.32	ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 1	120

รูปที่ หน้า

4.33 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 1 121
4.34 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 1 122
4.35 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 2 123
4.36 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 2 124
4.37 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 2 125
4.38 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ตลอดการทดลอง 128
4.39 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ต่างๆ 130
4.40 เปอร์เซ็นต์สะสมของช่วงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ไมครอน) 133
4.41 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 1 134
4.42 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 1 134
4.43 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 1 135
4.44 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 2 135
4.45 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 2 136
4.46 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 2 136

รูปที่ หน้า

4.47 เปรียบเทียบขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 (บน) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 (กลาง) และถังปฏิกรณ์ที่ 3 (ล่าง) 137

4.48 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 1 138

4.49 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 1 139

4.50 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 1 142

4.51 ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 1 144

4.52 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี ไนเตรทและซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 1 145

4.53 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 2 146

4.54 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 2 147

4.55 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 2 148

4.56 ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 2 149

4.57 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี ไนเตรท และซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 2 150

4.58 ค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity; SMA) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 153

4.59 ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของจุลินทรีย์ในระบบตลอดการทดลอง 155

4.60 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีกับระยะเวลา กรณีในระบบมีเฉพาะกรดอะซิติก 157

4.61 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีกับระยะเวลา กรณีในระบบมีกรดอะซิติกและซัลเฟต 157

4.62 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีกับระยะเวลา กรณีในระบบมีกรดอะซิติกและไนเตรท 158

4.63 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีกับระยะเวลา กรณีในระบบมีกรดอะซิติกซัลเฟตและไนเตรท 158

4.64 ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ตามระดับความสูงของถังปฏิกรณ์ 165

รูปที่ หน้า

ค.1 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของตะกอนก่อนเริ่มต้นเดินระบบ 197

ค.2 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 1 198

ค.3 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 1 199

ค.4 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 1 200

ค.5 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 2 201

ค.6 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 2 202

ค.7 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 2 203

ง.1 อุปกรณ์ที่ใช้ในการหาค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity; SMA) 204

ง.2 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณก๊าซมีเทนสะสมกับเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยา 207

ง.3 ค่าอัตราการเกิดก๊าซมีเทน 208

จ.1 การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซด้วยเครื่อง Gas Chromatography ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 216

จ.2 การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซด้วยเครื่อง Gas Chromatography ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 217

จ.3 การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซด้วยเครื่อง Gas Chromatography ของถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 218

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา

โรงงานอุตสาหกรรมเป็นแหล่งกำเนิดน้ำเสียที่สำคัญแหล่งหนึ่ง ซึ่งสมบัติของน้ำเสียจะแตกต่างกันไปขึ้นอยู่กับประเภทของโรงงาน กระบวนการผลิต เทคโนโลยีการผลิต และวัตถุดิบที่เลือกใช้ ส่งผลให้โรงงานอุตสาหกรรมแต่ละประเภทต้องใช้ระบบบำบัดน้ำเสียที่แตกต่างกัน สำหรับโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภท เช่น โรงงานแสตนเลส พบว่าน้ำเสียจะมีโลหะหนักปนเปื้อนอยู่ ทำให้ไม่สามารถบำบัดน้ำเสียโดยใช้วิธีทางชีวภาพได้ จำเป็นต้องใช้ระบบบำบัดน้ำเสียทางเคมีเพื่อบำบัดโลหะหนักออกจากน้ำเสียก่อน หลังจากที่ได้กำจัดสารอินทรีย์และโลหะหนักออกจากน้ำเสียแล้วก็ยังไม่สามารถปล่อยน้ำทิ้งลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะได้ เนื่องจากมีปริมาณของซัลเฟตและไนเตรทจำนวนมากละลายอยู่ในน้ำเป็นองค์ประกอบหลักจำเป็นที่จะต้องกำจัดออก เดิมใช้วิธีทางเคมี คือ การแลกเปลี่ยนประจุไฟฟ้า (Ion exchange) ซึ่งเป็นวิธีที่มีค่าใช้จ่ายสูง ในเมื่อน้ำไม่มีโลหะหนักแล้วจึงเกิดแนวคิดที่จะนำเอาระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพมาทดลองใช้บำบัดน้ำเสียดังกล่าว

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยจุลินทรีย์ต่างๆ มาทำการย่อยสลาย เพื่อลดและเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ต่างๆ ในน้ำเสียไปอยู่ในรูปอื่น ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพสามารถแยกออกได้เป็น 2 ระบบ ได้แก่ ระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน และระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน การบำบัดซัลเฟตและไนเตรทโดยกระบวนการทางชีวภาพนั้นต้องใช้ระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนเพื่อให้จุลินทรีย์เปลี่ยนซัลเฟตเป็นซัลไฟด์และไนเตรทเป็นไนโตรเจน

ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่ได้รับความนิยมสูงในต่างประเทศ เนื่องจากเป็นระบบที่สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate) ได้สูงกว่า และสามารถป้องกันไม่ให้จุลินทรีย์หลุดออกจากระบบได้ดีกว่าระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนระบบอื่น ผู้วิจัยจึงได้เลือกระบบยูเอเอสบีมาทดลองศึกษาความเป็นไปได้ในการบำบัดซัลเฟตและไนเตรทร่วมกัน ซึ่งระบบยูเอเอสบีนี้เป็นระบบจุลินทรีย์แบบแขวนลอย โดยตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์จะถูกเลี้ยงให้จับตัวเป็นเม็ดๆ ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 1-2 มิลลิเมตร และสามารถตกตะกอนได้ดี ส่งผลให้ระบบสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งได้สูง และเพื่อให้ระบบยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพในการทำงานจำเป็นที่จะต้องมีการสร้างให้จุลินทรีย์รวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอน (Granules) ซึ่งการสร้าง

เม็ดตะกอนต้องใช้เวลานาน เช่น 3-6 เดือน เป็นต้น โรงงานอุตสาหกรรมส่วนใหญ่จึงมักซื้อเม็ดตะกอนจากแหล่งอื่นมาใช้ ทำให้เสียเงินค่าใช้จ่ายเป็นจำนวนมาก จึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องพัฒนาความรู้เกี่ยวกับกระบวนการสร้างเม็ดตะกอนขึ้นเพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เพื่อเป็นการลดภาระค่าใช้จ่ายของโรงงานอุตสาหกรรมได้อีกทางหนึ่ง

ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงมุ่งศึกษาการใช้ระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูง โดยการเติมอิออนที่มีประจุบวกลงไปเพื่อช่วยในการเชื่อมต่อ (Linkage) แต่ละเซลล์ของจุลินทรีย์เข้าด้วยกัน จนรวมตัวกันเกิดเป็นเม็ดขึ้นมา เพื่อทำให้ระบบยูเอเอสบีทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งอิออนที่มีประจุบวกที่เลือกใช้ คือ แคลเซียม โดยจะทำการศึกษาการเติมอิออนของแคลเซียมในปริมาณที่แตกต่างกัน เพื่อดูประสิทธิภาพการรวมตัวของจุลินทรีย์ในการรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สำหรับบำบัดน้ำเสียดังกล่าว

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1.2.1 ศึกษาความเป็นไปได้ในการรวมการบำบัดซัลเฟตและไนเตรทไว้ในถังปฏิกรณ์แบบยูเอเอสบีในขั้นตอนเดียว

1.2.2 ศึกษาความเป็นไปได้ในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูง

1.2.3 ศึกษาเปรียบเทียบผลของการเติมแคลเซียมในปริมาณที่แตกต่างกันที่มีต่อลักษณะทางกายภาพและชีวภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ โดยใช้ถังปฏิกรณ์จำลองยูเอเอสบีลักษณะเหมือนกัน 3 ชุด โดยถังปฏิกรณ์แต่ละชุดจะมีส่วนย่อยสลายทำจากท่ออะคริลิกใสมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 5 เซนติเมตร สูง 2 เมตร ปริมาตร 4 ลิตร ทำการติดตั้งและเดินระบบที่บริเวณริมระเบียงชั้น 17 อาคารมหามกุฎ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วง ดังนี้

การทดลองช่วงที่ 1 ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ เดินระบบต่อเนื่องเป็นเวลาประมาณ 90 วัน ทำการศึกษาลักษณะทางกายภาพและชีวภาพของตะกอนจุลินทรีย์ได้แก่ ลักษณะตะกอน โครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน และศึกษาลักษณะทางกายภาพและเคมีของน้ำ

การทดลองช่วงที่ 2 ใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส เดินระบบต่อเนื่องเป็นเวลาประมาณ 90 วัน ทำการศึกษาเช่นเดียวกับช่วงที่ 1

โดยในแต่ละช่วงการทดลองจะมี 3 ถังปฏิกรณ์ คือ

ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ซีโอดี:แคลเซียม เท่ากับ 10:0.85

ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ซีโอดี:แคลเซียม เท่ากับ 10:1.70

ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ซีโอดี:แคลเซียม เท่ากับ 10:3.40

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 สามารถเดินระบบบำบัดยูเอเอสบีเพื่อสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูงได้

1.4.2 ทราบลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูง

1.4.3 สามารถนำข้อมูลที่ได้จากการทดลองวิจัยไปเป็นข้อมูลพื้นฐานสำหรับประยุกต์ใช้กับโรงงานที่มีน้ำเสียมีซัลเฟตและไนเตรทสูง เพื่อประโยชน์ในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และบำบัดน้ำเสียดังกล่าวได้

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 2

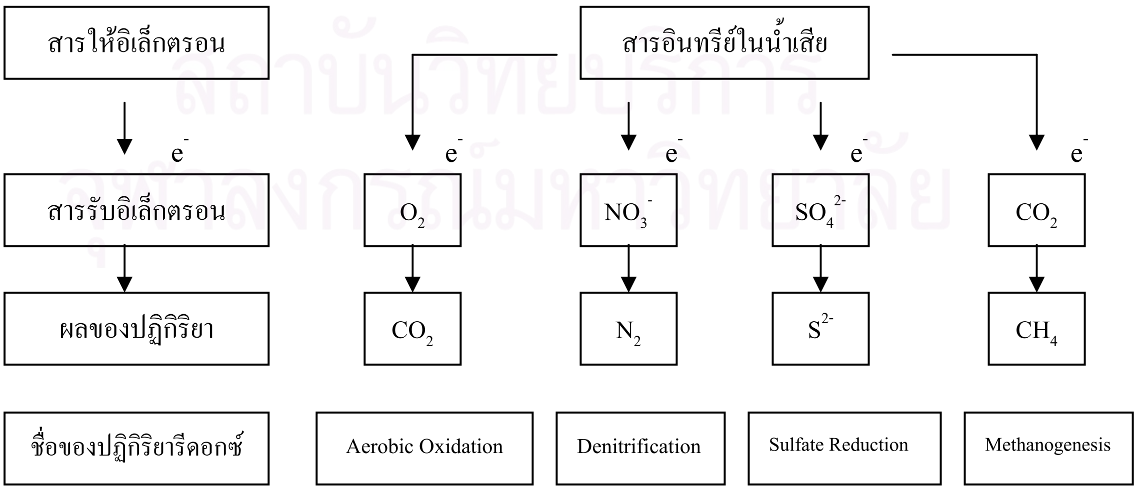
ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Treatment)

2.1.1 กลไกพื้นฐานของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

กลไกพื้นฐานในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ไม่ว่าจะเป็นกระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจนหรือแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะมีพื้นฐานเดียวกัน คือ เป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน-รีดักชันหรือที่เรียกว่า ปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยจะเป็นปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนเกิดขึ้นระหว่างสารให้อิเล็กตรอน (Electron donor) และสารรับอิเล็กตรอน (Electron acceptor) ซึ่งสารให้อิเล็กตรอนในน้ำเสียจะเป็นสารอินทรีย์หรือมลสารในน้ำเสีย ซึ่งเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงานให้กับจุลินทรีย์ ในขณะที่สารรับอิเล็กตรอนในน้ำเสียจะมีหลายชนิดและมักจะเป็นสารอย่างอื่นที่ไม่ใช่สารอินทรีย์ เช่น ออกซิเจน ไนเตรท ซัลเฟต เป็นต้น เมื่อเกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์จะได้พลังงานขึ้นมาจำนวนหนึ่ง โดยพลังงานส่วนหนึ่งจะสูญเสียไปในรูปของพลังงานความร้อน และอีกส่วนหนึ่งจะถูกนำไปใช้ในการดำรงชีวิตและสร้างเซลล์ใหม่

เนื่องจากในน้ำเสียมีสารรับอิเล็กตรอนอยู่หลายชนิดทำให้ผลของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นต่างกันไปด้วย ดังนั้นเมื่อพิจารณาที่ชนิดของสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายจะสามารถจำแนกกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างๆ ที่เกิดขึ้นได้ดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

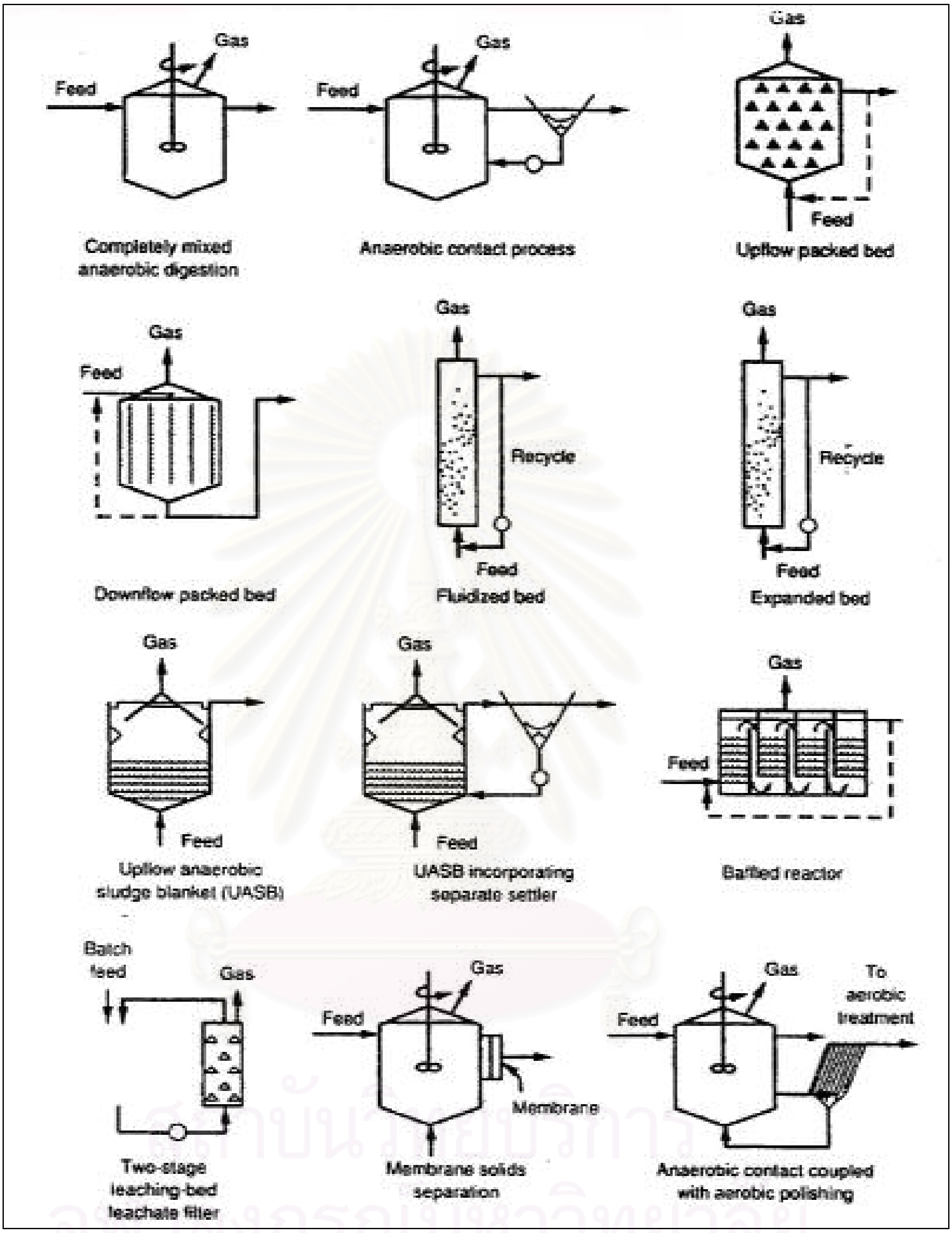
จากรูปที่ 2.1 จะเห็นได้ว่า กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนต่างจากกระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน ตรงที่สารรับอิเล็กตรอนไม่ใช่ออกซิเจน แต่เป็นสารอื่นๆ ในน้ำเสีย เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ ไนเตรท เป็นต้น ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะแตกต่างกันไปตามชนิดของสารรับอิเล็กตรอน โดยสิ่งที่จะกำหนดว่าจะมีปฏิกิริยาชนิดใดเกิดขึ้นก่อน คือ สภาพน้ำเสียในขณะนั้นว่า มีสารให้และรับอิเล็กตรอนชนิดใดในน้ำเสีย

ในน้ำเสียประเภทหนึ่งๆ กรณีที่มีสารรับอิเล็กตรอนหลายชนิด เมื่อพิจารณาเฉพาะปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิกส์เป็นหลัก จะสามารถเรียงลำดับปฏิกิริยาตามปริมาณพลังงานที่ได้รับจากมากไปน้อยตามชนิดของสารรับอิเล็กตรอน ในกรณีที่ย่อยสารอินทรีย์เดียวกันได้ดังนี้คือ ออกซิเจน ไนเตรท ซัลเฟต และคาร์บอนไดออกไซด์ ตามลำดับ และโอกาสจากมากไปน้อยที่ปฏิกิริยาต่างๆ จะเกิดขึ้นจะเป็นไปตามลำดับดังกล่าวด้วยเช่นกัน อย่างไรก็ตามยังต้องพิจารณาปัจจัยด้านอื่น เช่น ปัจจัยทางไคเนติก และปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมต่างๆ เช่น ช่วงอุณหภูมิและพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญ และปัจจัยที่สำคัญที่จำเป็นที่จะต้องพิจารณาร่วมด้วยคือปัจจัยทางเทอร์โมไดนามิกส์

กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน สามารถใช้ประโยชน์ได้ 2 รูปแบบ คือ การทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้จากถังตกตะกอนขั้นต้น หรือถังตกตะกอนขั้นสุดท้ายมีความคงตัว (Stability) ซึ่งกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่ใช้อาจเป็น ถังหมักแบบธรรมดา (Conventional Anaerobic Digestion) หรือ ถังหมักแบบสองเฟส (Two-Phase Anaerobic Digestion) และประโยชน์อีกรูปแบบหนึ่งคือ ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งกระบวนการที่ใช้ ได้แก่ ระบบถังหมักแบบสัมผัส (Anaerobic Contact) ระบบเครื่องกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter) ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket ; UASB) เป็นต้น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบต่างๆ แสดงดังรูปที่ 2.2

นอกจากนี้กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนยังมีลักษณะเฉพาะตัวซึ่งแตกต่างจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนอย่างเด่นชัดหลายประการ ได้แก่

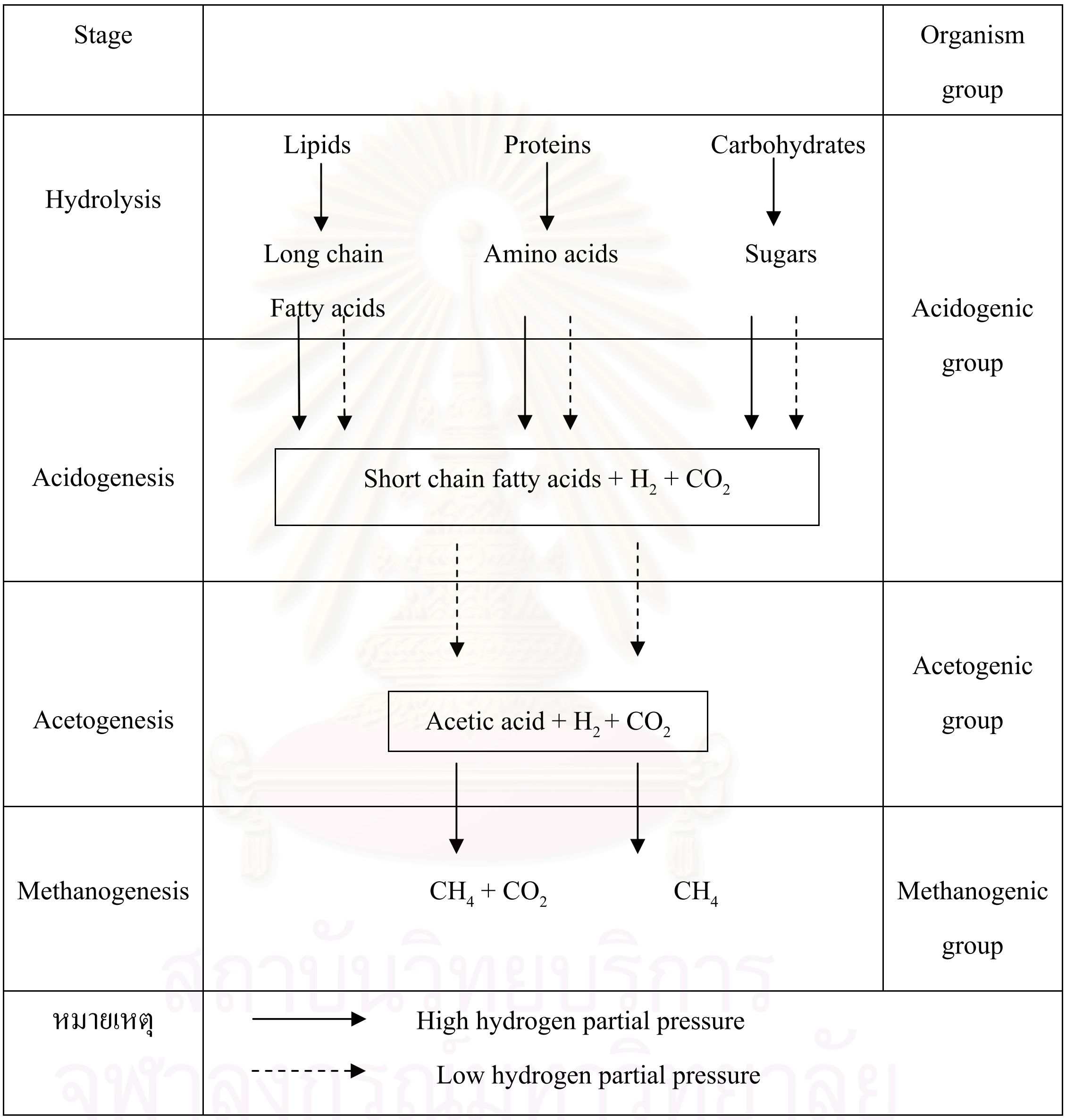
- ได้ก๊าซมีเทนเป็นผลผลิตสุดท้ายของปฏิกิริยา
- มีอัตราการสร้างตะกอนต่ำมาก
- ต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำ
- ไม่สามารถลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ให้เหลือต่ำมากได้
- ความมีเสถียรภาพในการทำงานของระบบต่ำ
- แยกตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำออก (Effluent) ไม่ค่อยได้



รูปที่ 2.2 ลักษณะของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบต่างๆ (Metcalf และ Eddy, 1991)

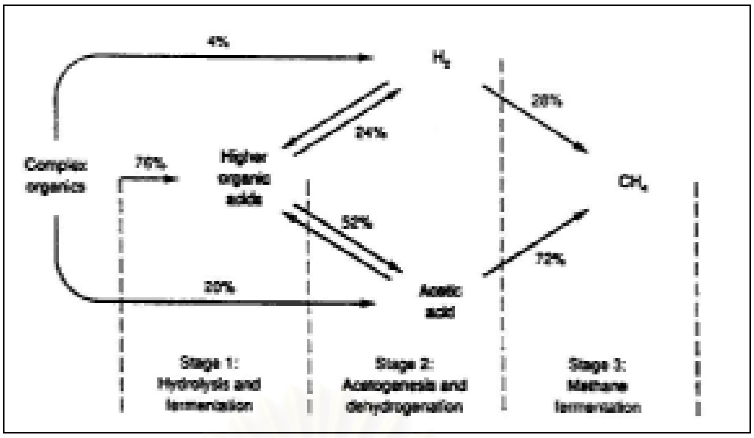
2.1.2 ขั้นตอนของปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน

ขั้นตอนของปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนในน้ำเสีย ประกอบด้วย 4 ขั้นตอน แสดงดังรูปที่ 2.3 และการเคลื่อนย้ายพลังงานในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน แสดงดังรูปที่ 2.4



รูปที่ 2.3 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Sam-soon และคณะ, 1987 อ้างถึงใน ภูคำ พิมจักร, 2546)

สถาบันวิทยบริการ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.4 การเคลื่อนย้ายพลังงานในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Metcalf และ Eddy, 1991)

ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ เช่น โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน เป็นต้น ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลขนาดเล็ก เช่น กรดอะมิโน น้ำตาลและกรดไขมัน ตามลำดับ โดยแบคทีเรียหลายจำพวกซึ่งส่วนใหญ่เป็นพวกแบคทีเรียสร้างกรด แบคทีเรียเหล่านี้จะปล่อยเอนไซม์ออกมาภายนอกเซลล์ ซึ่งจะลดพลังงานกระตุ้นเป็นการช่วยให้ปฏิกิริยาเกิดได้เร็วขึ้น โดยเอนไซม์ที่ปล่อยออกมานี้เป็นโปรตีนที่มีความเฉพาะเจาะจงต่อปฏิกิริยาและสารที่ทำปฏิกิริยา ดังนั้นเอนไซม์ที่แบคทีเรียปล่อยออกมานอกเซลล์ จึงขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่มีในน้ำเสีย เช่น แป้งและไกลโคเจน ต้องใช้เอนไซม์อะไมเลส (Amylase) ไขมันและลิปิดต้องใช้เอนไซม์ไลเปส (Lipase) โปรตีนต้องใช้เอนไซม์โปรตีเอส (Protease) เป็นต้น

ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย (Acidogenesis)

ผลผลิตที่ได้จากขั้นตอนที่ 1 ซึ่งเป็นสารประกอบโมเลกุลขนาดเล็ก จะถูกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์ เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน โดยผ่านกระบวนการหมัก (Fermentation) ภายในเซลล์ แล้วเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid) เช่น กรดอะซิติก (Acetic Acid) กรดโพรไพโอนิก (Propionic Acid) และกรดบิวทิริก(Butyric Acid) เป็นต้น และผลิตไฮโดรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย โดยชนิดของผลผลิตที่ได้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสารอินทรีย์ และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen Partial Pressure) ในขณะนั้น ในสภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนต่ำ จะได้ผลผลิตคือ กรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน แต่เมื่อความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนสูงจะได้ กรดโพรไพโอนิก กรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ดังสมการด้านล่าง

สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนต่ำ

$$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow 2CH_3COOH + 2CO_2 + 4H_2$$

สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนสูง

$$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow CH_3CH_2COOH + CH_3COOH + CO_2 + H_2$$

ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

แบคทีเรียสร้างกรดอะซิติก (Acetogenic) มีบทบาทสำคัญในการเป็นตัวเชื่อมระหว่างขั้นตอนการสร้างกรดไขมันระเหยและขั้นตอนการสร้างมีเทน กล่าวคือ กรดไขมันระเหยที่ผลิตขึ้นจากขั้นตอนที่ 2 จะเป็นสารอาหารให้แบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogenic) แต่เนื่องจากแบคทีเรียสร้างมีเทนไม่สามารถใช้กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม เช่น กรดบิวทิริก กรดโพรไพโอนิกเป็นสารอาหารได้ จึงต้องอาศัยแบคทีเรียสร้างกรดอะซิติก ทำการย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอมให้กลายเป็นกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน เพื่อให้แบคทีเรียสร้างมีเทนนำไปใช้ต่อไป

ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

กรดอะซิติกและไฮโดรเจนจะถูกแบคทีเรียสร้างมีเทนใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานในการสร้างก๊าซมีเทนออกมาภายใต้สภาวะไม่มีออกซิเจน ดังสมการด้านล่าง

$$CH_3COOH + H_2O \longrightarrow CH_4 + H_2CO_3$$

$$4H_2 + H_2CO_3 \longrightarrow CH_4 + 3H_2O$$

ซึ่งสารอื่นนอกเหนือจากกรดอะซิติกหรือไฮโดรเจนแล้ว แบคทีเรียอาจใช้สารตั้งต้น (Substrate) อย่างง่ายอีกเพียงไม่กี่ชนิดในการสร้างก๊าซมีเทน เช่น เมทธานอล และ กรดฟอร์มิก

2.1.3 ชนิดของจุลินทรีย์ที่ใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน เป็นระบบที่ซับซ้อนมีจุลินทรีย์หลายกลุ่มอาศัยอยู่ร่วมกัน ซึ่งความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์เหล่านี้จะมีทั้งแบบพึ่งพาอาศัยกันและแบบแข่งขันกัน สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูกเปลี่ยนรูปโดยจุลินทรีย์หลายกลุ่ม โดยผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์กลุ่มหนึ่งจะถูกย่อยสลายต่อโดยจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่งเกิดเป็นความสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยกัน แต่ถ้าผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นสามารถถูกใช้โดยจุลินทรีย์หลายกลุ่ม จะเกิดเป็นความสัมพันธ์แบบแข่งขันกัน จุลินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ ไนโตรเจน เป็นต้น แต่สารอินทรีย์จะถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มใด และถูกใช้ในสัดส่วนเท่าใดขึ้นกับปัจจัยต่างๆ มากมาย โดยเฉพาะปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมที่ส่งผลให้จุลินทรีย์กลุ่มใดกลุ่มหนึ่งเด่นที่สุดในระบบ หากพิจารณาในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน จุลินทรีย์ที่โดดเด่น คือ แบคทีเรียสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทนที่ทำงานร่วมกัน โดยมีผลิตภัณฑ์หลักของระบบ คือ ก๊าซมีเทน

แบคทีเรียที่มีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน แบ่งเป็น 2 กลุ่มใหญ่ๆ คือ

1) กลุ่มแบคทีเรียสร้างกรด (Acid forming bacteria)

แบคทีเรียสร้างกรด จัดเป็น Facultative Anaerobic Bacteria ซึ่งไม่ต้องการออกซิเจนอิสระ แต่สามารถทนได้ถ้ามีปริมาณน้อยๆ แบคทีเรียกลุ่มนี้สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ให้มีโมเลกุลเล็กลงจนเป็นกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid) แบคทีเรียกลุ่มนี้มักพบในน้ำเสียทั่วๆ ไป เช่น Clostridium และ Coliform Bacteria กลุ่มแบคทีเรียพวกนี้จะทำการย่อยสลายสารเหล่านี้ให้มีโมเลกุลเล็กลงโดยการปล่อยเอนไซม์ออกมาจากเซลล์ ซึ่งเอนไซม์มีหลายชนิดขึ้นอยู่กับประเภทของสารที่จะถูกย่อย หลังจากนั้นสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กเหล่านี้จะถูกดูดซึมเข้าสู่เซลล์ของแบคทีเรียแล้วถูกย่อยต่อไปให้เป็นกรดไขมันระเหย พร้อมทั้งมีการสร้างเซลล์ใหม่ขึ้นด้วย กรดไขมันระเหยที่เกิดขึ้นในขั้นแรกนี้ได้แก่ กรดฟอร์มิก กรดอะซิติก และกรดโพรไพโอนิกเป็นส่วนใหญ่ ปริมาณกรดไขมันระเหยที่เกิดขึ้นจะส่งผลให้ค่าพีเอชลดต่ำลง ถ้าหากสภาพด่าง (Alkalinity) ไม่เพียงพอ จะทำให้ค่าพีเอชต่ำกว่า 6.4 ซึ่งจะทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพในการบำบัดลดลงได้

2) กลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทน (Methane Forming Bacteria)

แบคทีเรียสร้างมีเทน จัดเป็นพวก Obligate Anaerobic Bacteria จะดำรงชีวิตอยู่ในที่ที่ไม่มีออกซิเจน ถ้ามีเพียงเล็กน้อยก็จะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์กลุ่มนี้ ส่งผลให้การบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนล้มเหลว คือไม่มีการสร้างก๊าซมีเทนจากกรดไขมันระเหย แบคทีเรียกลุ่มนี้พบได้ในกระเพาะของสัตว์เคี้ยวเอื้อง หรือที่อับอากาศ เช่น ดินเลนตามก้นแม่น้ำ ทะเลสาบ ได้แก่พวก Methanobacterium, Methanosarcina และ Methanococus โดยจะทำหน้าที่ย่อยกรดไขมันระเหยและแอลกอฮอล์จากการย่อยในขั้นตอนแรก เพื่อเปลี่ยนไปเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

แบคทีเรียสร้างมีเทนจำแนกได้เป็น 3 ชนิด ดังนี้

- Obligate Acetoclastic Methanogen สามารถใช้กรดอะซิติกได้เพียงอย่างเดียวเป็นแหล่งพลังงาน ดังสมการด้านล่าง

$$CH_3COOH + H_2O \longrightarrow CH_4 + H_2CO_3$$

- Obligate Hydrogenotrophic Methanogen (H_2 - utilizer) เป็นแบคทีเรียที่สามารถสร้างมีเทนได้ โดยใช้ไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงานและคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน ดังสมการด้านล่าง

$$4H_2 + H_2CO_3 \longrightarrow CH_4 + 3H_2O$$

- Hydrogenotrophic / Acetoclastic Methanogen เป็นแบคทีเรียที่สามารถสร้างมีเทนได้จากกรดอะซิติก หรือไฮโดรเจน แต่จะชอบใช้ไฮโดรเจนมากกว่า

แบคทีเรียพวกสร้างมีเทนสามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงที่มีพีเอชแคบ ประมาณ 6.8-7.2 และอุณหภูมิก็มีผลต่อการเจริญเติบโต รวมทั้งมักจะมีอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะต่ำ (Specific Growth Rate) ทำให้ขั้นตอนนี้เกิดขึ้นได้ช้า และมักเป็นขั้นตอนในการจำกัดอัตราการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน

2.1.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน

1) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิมีผลต่ออัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียสามารถแบ่งได้เป็น 2 ช่วง คือ

- ช่วงเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) อุณหภูมิประมาณ 50-60 องศาเซลเซียส
- ช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) อุณหภูมิประมาณ 20-45 องศาเซลเซียส

เนื่องจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาจะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น (Kazuaki และคณะ, 1998) ทำให้ในช่วงเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) มีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) แต่โดยทั่วไปในการบำบัดน้ำเสียจะควบคุมให้แบคทีเรียในระบบอยู่ในช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) เนื่องจากในช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) ไม่ต้องใช้พลังงานสูง และพวกเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) จะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิมากกว่า ดังนั้นการรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอ จึงมีความสำคัญมากกว่าจะให้มีอุณหภูมิที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิแม้เพียง 2-3 องศาเซลเซียส จะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณก๊าซมีเทนอย่างมาก

2) พีเอช (pH)

ค่าพีเอชมีความสำคัญต่อการทำงานของแบคทีเรียในแต่ละกลุ่มแตกต่างกัน โดยทั่วไปแบคทีเรียเจริญเติบโตได้ดีในช่วงพีเอช 6.5-7.8 ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะอาศัยการทำงานร่วมกันของแบคทีเรียสองกลุ่มหลัก โดยแบคทีเรียสร้างมีเทนจะมีความไวต่อค่าพีเอชมากที่สุด โดยที่ขั้นตอนนี้จะเกิดได้ดีในช่วงพีเอช 6.5-8.2 แต่เมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว และสามารถทนได้ต่ำสุดเพียง 5.5 ในขณะที่แบคทีเรียสร้างกรดสามารถทำงานได้ดีที่พีเอช 6.0-6.5 และทนได้ต่ำถึง 4.5 (สุเมธ ชวเดช, 2540)

3) กรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid)

กรดไขมันระเหยเกิดจากการทำงานของแบคทีเรียสร้างกรด โดยสารอินทรีย์ที่เข้ามาจะถูกย่อยสลายให้มีโมเลกุลเล็กลงและสามารถละลายน้ำได้ เพื่อนำไปใช้เป็นสารตั้งต้นได้ง่ายขึ้น สำหรับในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่ทำงานได้ดี ควรจะมีความเข้มข้นของ

กรดไขมันระเหยในรูปของกรดอะซิติกประมาณ 200-400 มิลลิกรัมต่อลิตร อัตราการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของกรดมีความสำคัญมากกว่าปริมาณของกรด โดยระบบยังสามารถทำงานได้ดีที่ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยสูงกว่า 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ถ้าความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยมีการเพิ่มอย่างรวดเร็วจะแสดงถึงการเสียสมดุลของระบบ ทำให้เกิดสภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ทั้งนี้อาจเนื่องจากการชะลอตัวของการเจริญเติบโตของแบคทีเรียสร้างมีเทนหรือการเจริญเติบโตของแบคทีเรียสร้างกรดถูกเร่งให้เร็วขึ้น

4) สภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนต (Alkalinity as bicarbonate)

สภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนตบอกให้ทราบถึงกำลังบัฟเฟอร์ (Buffer capacity) ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำปริมาณกรดที่เพิ่มเพียงเล็กน้อยก็จะทำให้พีเอชลดลงอย่างรวดเร็วและมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียสร้างมีเทน ระดับสภาพด่างที่จะทำให้มีกำลังบัฟเฟอร์ที่เหมาะสมนั้นขึ้นอยู่กับประเภทและความเข้มข้นของน้ำเสีย ถ้าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงก็มีโอกาสที่จะเกิดกรดได้มาก ดังนั้นกำลังบัฟเฟอร์ของระบบจะต้องเพิ่มขึ้น โดยทั่วไประบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนควรมีสภาพด่างประมาณ 1,500-2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ถ้าต่ำกว่านี้เสถียรภาพของระบบจะต่ำ ปัจจัยที่สำคัญอีกประการหนึ่งคือ อัตราส่วนของความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยในรูปกรดอะซิติกต่อระดับของสภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนต ระบบจะมีกำลังบัฟเฟอร์สูง เมื่ออัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ถ้าอัตราส่วนนี้สูงกว่า 0.8 แสดงว่าพีเอชของระบบกำลังจะลดลงอย่างรวดเร็ว

5) โออาร์พี (ORP)

โออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) เป็นพารามิเตอร์ที่แสดงถึงปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox) หรือความสามารถในการรับอิเล็กตรอนของสารละลาย โดยแสดงปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในระบบ โดยทั่วไปจะวัดโออาร์พีได้ค่าเป็นบวกในน้ำที่มีออกซิเจนหรือไนเตรท ซึ่งแสดงว่าน้ำนี้มีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดี และวัดโออาร์พีมีค่าเป็นลบในน้ำเสียที่ไม่มีออกซิเจน ซึ่งแสดงว่าน้ำนี้มีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้น้อยแต่ให้อิเล็กตรอนได้ดี ค่าโออาร์พีที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนอยู่ในช่วง -500 ถึง -300 มิลลิโวลท์

6) ประเภทสารอาหารในน้ำเสีย (Substrate)

สารอาหารในน้ำเสีย เกี่ยวข้องโดยตรงกับชนิดของแบคทีเรียในระบบและประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยในการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าสารอาหารที่ต่างชนิดกัน มีอัตราการย่อยสลายที่ช้าเร็วต่างกัน โดยสารอาหารจำพวกคาร์โบไฮเดรตจะให้อัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าโปรตีนและไขมัน

7) สารอาหารเสริม (Nutrient)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีข้อดีประการหนึ่งคือ มีเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นน้อยกว่าแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้น จึงต้องการสารอาหารเสริม เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส ต่ำกว่าแบบใช้ออกซิเจน สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน จุลินทรีย์ต้องการธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยควรมีอัตราส่วนอย่างน้อย BOD:N:P = 100:1.1:0.2 หรือ COD:N:P = 350:5:1 นอกจากนี้อัตราส่วนระหว่าง COD ต่อ N ยังมีผลต่อลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้วย โดยทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีลักษณะเป็นปุยเมื่ออัตราส่วนดังกล่าวสูงถึง 100:10

แบคทีเรียสร้างมีเทนมีความต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณน้อยแต่ขาดไม่ได้ (Trace element) มิฉะนั้นระบบอาจไม่ดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพได้ ธาตุต่างๆ เช่น เหล็ก โคบอลต์ นิกเกิล และซัลเฟอร์ (ในรูปซัลไฟด์) อย่างไรก็ตาม การเติมธาตุดังกล่าวให้กับแบคทีเรียเป็นการลำบาก เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ ตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ ทำให้แบคทีเรียไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจทำได้โดยการเติม Yeast extract ให้แก่ระบบโดยตรงในอัตราที่ไม่ต่ำกว่า 1.5 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตรของน้ำเสีย ซึ่ง Yeast extract เป็นอาหารที่สมบูรณ์ไปด้วยธาตุและสารอินทรีย์ต่างๆ ที่แบคทีเรียต้องการเล็กน้อยแต่จำเป็น ตารางที่ 2.1 แสดงปริมาณสารอาหารสำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน

8) สารพิษ (Toxic)

น้ำเสียที่นำมาผ่านระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะต้องไม่มีสารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ความรุนแรงขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น ถ้าหากสารเหล่านี้ปริมาณน้อยก็จะไม่มีผลกระทบต่อการทำงานของระบบ สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบได้แก่

- กรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยถ้าถูกสร้างขึ้นมาในปริมาณที่สูงเกินไปในสภาวะที่มีสารอินทรีย์เข้ามามาก หากระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอจะทำให้พีเอชของระบบลดลง ส่งผลต่อการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทนได้

- แอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน จะเกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่คือ โปรตีนหรือยูเรีย โดยทั้งนี้ไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปแอมโมเนียมอิออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ดังสมการ

$$NH_4^+ \longrightarrow NH_3 + H^+$$

จากสมการอธิบายได้ว่า ปริมาณของแอมโมเนียมอิออน (NH_4^+) จะขึ้นอยู่กับค่าพีเอช โดยถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางซ้าย ทำให้เกิดแอมโมเนียมอิออน (NH_4^+) ขึ้น แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางขวา ทำให้เกิดก๊าซแอมโมเนีย

(NH_3) โดยที่รูปของแอมโมเนียมอิออน (NH_4^+) จะเป็นพิษต่อระบบน้อยกว่าในรูปของก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) ความเข้มข้นของก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) ที่มากกว่า 150 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเป็นพิษต่อแบคทีเรีย ในขณะที่แบคทีเรียสามารถทนความเข้มข้นของแอมโมเนียมอิออน (NH_4^+) ได้สูงถึง 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนแสดงดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.1 ปริมาณสารอาหารเสริมสำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Speece, 1996)

สารเคมี	ความเข้มข้นในถังปฏิกรณ์(มิลลิกรัมต่อลิตร)
NH_4Cl	400
$MgSO_4.7H_2O$	400
KCl	400
$Na_2S.9H_2O$	300
$CaCl_2.2H_2O$	50
$(NH_4)2HPO_4$	80
$FeCl_2.4H_2O$	40
$CoCl_2.6H_2O$	10
KI	10
$(NaPO_3)_6$	10
$MnCl_2.4H_2O$	0.5
NH_4VO_3	0.5
$CuCl_2.2H_2O$	0.5
$ZnCl_2$	0.5
$AlCl_3.6H_2O$	0.5
$NaMoO_4.2H_2O$	0.5
H_3BO_3	0.5
$NiCl_2.6H_2O$	0.5
$NaWO_4.2H_2O$	0.5
Na_2SeO_3	0.5
Cysteine	10
$NaHCO_3$	6000

ตารางที่ 2.2 ผลของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (McCarty, 1994)

แอมโมเนียไนโตรเจน (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ผลต่อระบบ
50-200	ปริมาณพอเหมาะ
200-1,000	ยังไม่เกิดผลเสีย
1,500-3,000	เริ่มยับยั้งเมื่อพีเอชสูง
> 3,000	เป็นพิษโดยตรง

- ซัลไฟด์

ซัลไฟด์มีความจำเป็นต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยซัลไฟด์ปริมาณเพียงเล็กน้อย คือ 1-25 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเป็นสารที่จำเป็นสำหรับแบคทีเรียสร้างมีเทน แต่เมื่อน้ำเสียเข้าระบบมีปริมาณซัลไฟด์มากกว่า 100-150 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้เกิดพิษต่อแบคทีเรียสร้างมีเทนได้ (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2536) ทั้งนี้ซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นอาจรวมตัวกับเหล็ก นิกเกิล ทำให้เกิดการตกตะกอนของซัลไฟด์แยกออกจากน้ำเสียได้ ซึ่งเป็นการกำจัดซัลไฟด์ก่อนเข้าระบบได้อีกทางหนึ่ง

- อิออนและโลหะหนัก

อิออนและโลหะหนักที่มีความเข้มข้นสูงเกินปริมาณหนึ่งจะเกิดความเป็นพิษต่อระบบได้ อิออนที่สำคัญได้แก่ Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+} และ S^{2-} โดยปกติอิออนบวกจะมีความเป็นพิษมากกว่าอิออนลบ นอกจากนี้อิออนบวกที่มีวาเลนซี่เท่ากับ 1 จะมีพิษต่อแบคทีเรียน้อยกว่าอิออนที่มีวาเลนซี่เท่ากับ 2 ถึง 10 เท่า ดังนั้นพิษของอิออนบวกจะเพิ่มขึ้นเมื่อวาเลนซี่สูงขึ้น และน้ำหนักอะตอมเพิ่มมากขึ้น ส่วนโลหะหนักได้แก่ แมงกานีส แคดเมียม สังกะสี นิกเกิล โคบอลต์ ทองแดง และโครเมียม โลหะหนักเหล่านี้เป็นพิษเมื่ออยู่ในรูปของอิออน ความเป็นพิษของโลหะหนักลดลงหากในน้ำเสียมีไฮโดรเจนซัลไฟด์ เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือของโลหะหนักซึ่งไม่ละลายน้ำ อย่างไรก็ตามอิออนบางชนิดจำเป็นต้องมีในปริมาณที่เหมาะสม เพื่อเป็นสารอาหารที่จำเป็นในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

- สารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิด จะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน สารพวกนี้ได้แก่ แอลกอฮอล์ (Alcohol) และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว (Long-Chain Fatty Acid) ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถลดได้โดยการนำน้ำทิ้งที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ (Continuous Feed) เพื่อให้จุลินทรีย์คุ้นเคยและปรับตัวได้ แม้ว่าจะ

มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ถึง 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตรก็ตาม หรืออาจแก้ไขได้โดยการเติมสารเคมีลงไป เพื่อทำให้เกิดการตกตะกอนของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ

2.2 ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket ;UASB)

2.2.1 ความเป็นมาของระบบยูเอเอสบี

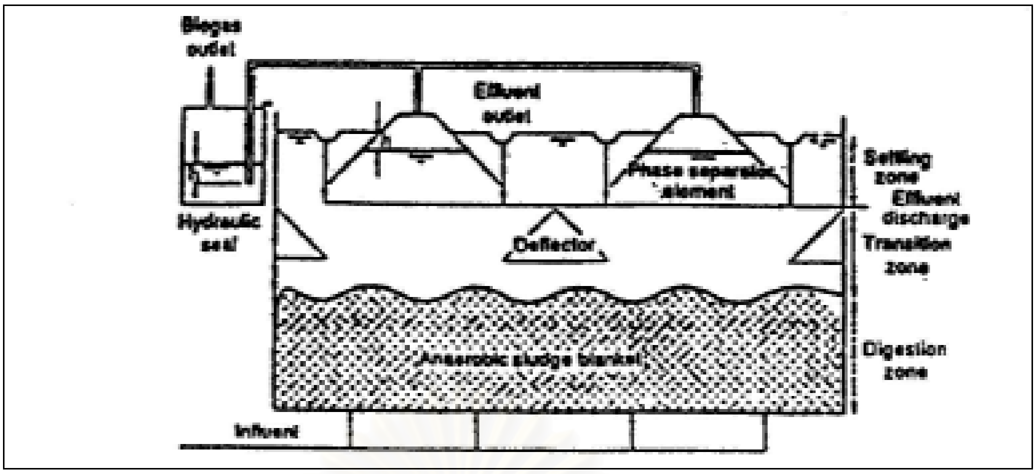
ระบบยูเอเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน ซึ่งถูกพัฒนาขึ้นมาในเวลาไม่นานนัก โดย Standers (1996) พบว่าการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ให้มีอยู่ในถังหมักเป็นจำนวนมาก โดยการติดตั้งถังตกตะกอนไว้ตอนบนของถังหมัก จะทำให้ใช้เวลาในการบำบัดน้ำเสียสั้นลง และยังสามารถที่จะรับปริมาณน้ำเสียเข้าระบบได้มากขึ้นด้วย การมี High loading rate จะทำให้เกิดก๊าซ ซึ่งทำให้เกิดการผสมที่ดีในชั้นตะกอนล่าง (Sludge Bed) และชั้นตะกอนลอย (Sludge Blanket) ต่อมา Lettinga, Roersm และ Grin (1980) ได้พัฒนาระบบยูเอเอสบีโดยการเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เกิดการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่และตกตะกอนได้ดี พร้อมทั้งพัฒนาอุปกรณ์ที่ช่วยในการแยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ เรียกว่า อุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas-Solid Separator; GSS) เพื่อช่วยให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดมากขึ้น ทำให้ระบบยูเอเอสบีสามารถเก็บกักจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้ดียิ่งขึ้น

2.2.2 ลักษณะและการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ระบบยูเอเอสบี เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการปล่อยน้ำเสียเข้าทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี และไหลขึ้นสู่ด้านบนของถัง โดยไม่มีสารตัวกลางมาช่วยในการพยุงมวลจุลินทรีย์ ลักษณะทั่วไปของถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีจะเป็นถังรูปทรงสี่เหลี่ยม หรือรูปทรงกระบอกก็ได้ แสดงดังรูปที่ 2.5 ซึ่งลักษณะถังจะแบ่งออกเป็น 2 ส่วน ได้แก่

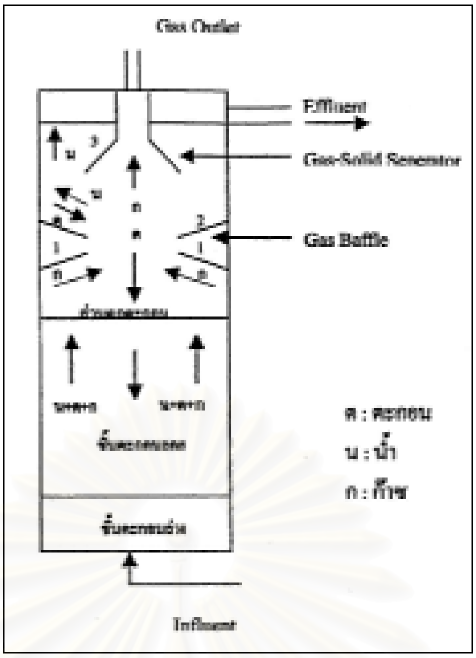
1) ส่วนที่เป็นถังหมักและระบบป้อนน้ำเสีย (Feed inlet system) อยู่ที่ส่วนล่างของถังปฏิกรณ์

2) ส่วนที่เป็นถังตกตะกอนอยู่ที่ส่วนบนของถังปฏิกรณ์ โดยจะมีการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas-Solid Separator; GSS) ซึ่งเป็นส่วนที่ทำหน้าที่แยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ ประกอบด้วยแผ่นกั้นเอียงทำมุมประมาณ 45-60 องศา นอกจากนี้ ยังช่วยในการป้องกันไม่ให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ฟุ้งกระจายโดยก๊าซชีวภาพหลุดออกไปจากถังปฏิกรณ์



รูปที่ 2.5 ส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี (Van Haandel และ Lettinga, 1994)

น้ำเสียถูกป้อนเข้าสู่ทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี โดยผ่านระบบกระจายน้ำเสียเพื่อกระจายน้ำเสียเข้าหลายๆ จุดตามพื้นที่หน้าตัดของบ่อ เมื่อน้ำเสียไหลผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์จะเกิดการสัมผัสระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียกับจุลินทรีย์ ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย เกิดเป็นเซลล์ของจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ โดยก๊าซเหล่านี้จะเกาะติดอยู่กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ประกอบกับความเร็วของน้ำเสียที่ไหลขึ้น ทำให้เกิดการลอยตัวของตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นสู่ด้านบน ซึ่ง Heertjes และ Van der Meer (1983) กล่าวว่า ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีนี้เมื่อลอยตัวขึ้นสู่ด้านบนของถังจะช่วยให้เกิดการกวนผสมและเกิดการสัมผัสที่ทั่วถึงระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียกับจุลินทรีย์ เมื่อน้ำเสียไหลขึ้นสู่ส่วนบนของถังจะปะทะกับแผ่นกั้นของอุปกรณ์แยกสามสถานะ ทำให้เกิดการแยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพออกจากกัน ก๊าซที่เกาะมากับกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์จะถูกแยกออก โดยจะลอยตัวขึ้นไปยังส่วนบนผ่านท่อเก็บก๊าซเพื่อลำเลียงก๊าซที่ได้ไปยังอุปกรณ์เก็บก๊าซ น้ำเสียจะถูกแยกออกจากตะกอนจุลินทรีย์และไหลล้นออกไปนอกถัง ส่วนตะกอนจุลินทรีย์จะถูกดักไว้และตกลงไปยังส่วนล่างของถัง โดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่รวมตัวกันเป็นเม็ดที่มีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักมากสามารถตกตะกอนได้ดี จะตกลงมาบริเวณส่วนล่างสุดของถังปฏิกรณ์ ซึ่งบริเวณส่วนล่างนี้เรียกว่า ชั้นตะกอนล่าง (Sludge Bed) ในขณะที่บริเวณเหนือชั้นตะกอนล่าง (Sludge Bed) ขึ้นไป จะเป็นชั้นตะกอนแขวนลอยที่มีขนาดเล็กรองลงมาเรียกว่า ชั้นตะกอนลอย (Sludge Blanket) เป็นชั้นที่ตะกอนมีความสามารถในการตกตะกอนได้น้อยกว่าชั้นตะกอนล่าง (Sludge Bed) ซึ่งส่วนใหญ่แล้วการที่ระบบล้มเหลวเนื่องมาจากการที่ไม่สามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ และตกตะกอนได้ดีและมากพอ ทำให้จุลินทรีย์หลุดออกไปพร้อมกับน้ำทิ้ง ลักษณะการทำงานของระบบยูเอเอสบีแสดงดังรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 ลักษณะการทำงานของระบบยูเอเอสบี (สุเมธ ชวเดช, 2540)

2.2.3 วัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas-Solid Separator; GSS) สำหรับระบบยูเอเอสบี (Lettinga และ Hulshoff Pol, 1991) มีดังนี้

1) เพื่อแยกและนำก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นออกจากถังปฏิกรณ์

2) เพื่อป้องกันการหลุดออก (Wash out) ของจุลินทรีย์ ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพของระบบดีขึ้น

3) เพื่อให้ตะกอนตกกลับไปด้านล่างของถังปฏิกรณ์

4) เพื่อป้องกันไม่ให้ตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนลอย (Sludge Blanket) ขยายตัวและฟุ้งกระจายอย่างรวดเร็วเข้าไปในส่วนตกตะกอน

5) เพื่อเป็นการทำให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีคุณภาพที่ดีขึ้น

2.2.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบยูเอเอสบี

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบีมีข้อดีและข้อเสีย ดังนี้

ข้อดี มีดังนี้

1) ต้องการพลังงานในการเดินระบบต่ำ เนื่องจากไม่มีการเติมอากาศและไม่ใช้เครื่องจักรกล

2) ไม่ต้องใช้ตัวกลางในการยึดเกาะของจุลินทรีย์ จึงลดค่าใช้จ่ายในส่วนนี้ลง

3) มีความเหมาะสมที่จะใช้ในระบบบำบัดทั้งขนาดเล็กและขนาดใหญ่ และในพื้นที่ชุมชนเขตนอกเมือง

4) ใช้สารอาหารน้อย และต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำกว่าระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน เนื่องจากมีอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะต่ำกว่าเมื่อเทียบกับจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

5) ปริมาณสลัดจ์ที่ต้องกำจัดจากระบบน้อยกว่าระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน และตะกอนที่ได้มีความคงตัวสูง ลดภาระในการกำจัดตะกอนต่อไป

6) ได้ผลผลิตเป็นก๊าซชีวภาพ (ก๊าซมีเทน) ซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นพลังงานได้

7) สามารถป้องกันไม่ให้จุลินทรีย์หลุดออกจากระบบได้ดีกว่าระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบอื่น

8) สามารถหยุดระบบได้เป็นเวลานานโดยไม่มีปัญหาและการเริ่มต้นระบบใหม่ สามารถกระทำได้ง่าย ระบบฟื้นตัวได้เร็ว จึงเหมาะกับอุตสาหกรรมที่ทำงานเป็นฤดู

ข้อเสีย มีดังนี้

1) ใช้เวลาในการเริ่มต้นระบบ (Start up) นานมาก เนื่องจากต้องเลี้ยงจุลินทรีย์ให้จับตัวกันเป็นเม็ด ระบบจึงจะมีประสิทธิภาพที่ดี

2) ต้องควบคุมปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ และควบคุมอัตราการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ (Wash out) ให้เกิดน้อยที่สุด

3) ระบบมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิ โดยเฉพาะในช่วงที่อุณหภูมิต่ำ

4) จุลินทรีย์ในระบบมีความสามารถในการเจริญเติบโตในช่วงพีเอชที่ค่อนข้างแคบประมาณ 6.5-7.2

5) การย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะได้ผลผลิตต่างๆ ที่มีกลิ่นเหม็น เช่น ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ก๊าซแอมโมเนีย เป็นต้น

6) ระบบต้องการการดูแลและควบคุมอย่างใกล้ชิด การเดินระบบต้องอาศัยผู้ควบคุมที่มีความรู้และประสบการณ์เป็นอย่างมาก เนื่องจากการควบคุมสภาพการทำงานที่สมดุลระหว่างแบคทีเรียสร้างกรด และแบคทีเรียสร้างมีเทนทำได้ยาก

7) ระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนไม่สามารถเป็นระบบบำบัดที่สมบูรณ์ในตัวเองได้ เนื่องจากยังคงมีสารตัวกลาง (intermediate) ต่างๆ เหลืออยู่ ทำให้น้ำทิ้งมีค่าซีโอดีสูง ประสิทธิภาพในการลด BOD ต่ำ

2.2.5 ประเภทของ Granular Sludge ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี

ลักษณะของ Granular Sludge ที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนที่นำมาใช้เป็นหัวเชื้อ (Seed Sludge) ส่วนประกอบของน้ำเสีย ตลอดจนการเริ่มต้นกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน Granular Sludge มีหลายชนิด (Lettinga และคณะ, 1984) ดังนี้

1) Sarcina Granular เป็นชนิดที่มีจุลินทรีย์รูปร่างกลม ส่วนใหญ่เกาะกันเป็นกลุ่ม Granular ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียที่มีกรดอะซิติกเข้มข้นมากกว่า 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร มีขนาดเล็กเส้นผ่านศูนย์กลางน้อยกว่า 6.5 มิลลิเมตร จึงถูกชะล้างออกได้ง่าย และยังเป็นชนิดที่มีความสามารถในการย่อยสลายต่ำ

2) Spinky Granular เป็นชนิดที่มีความยาวมากกว่า 1 มิลลิเมตร มีความหนาน้อยกว่า 0.5 มิลลิเมตร ประกอบด้วยแคลเซียมคาร์บอเนตมากกว่า 60 เปอร์เซ็นต์ Granular ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งข้าวโพด

3) Filamentous เป็นจุลินทรีย์ที่มีรูปร่างเป็นแท่งต่อกันเป็นสายยาว ประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น Granular ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียที่มีแต่กรดไขมันระเหย (Volatile fatty acid)

4) Rod ลักษณะเป็นรูปกลม ประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น รวมกันประมาณ 5 เซลล์ พบในถังปฏิกรณ์ที่บำบัดน้ำเสียในโรงงานแป้งมันสำปะหลังและโรงงานน้ำตาล

2.2.6 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granules)

Guiot, Pauss และ Costerton (1992) กล่าวว่า ความเร็วในการไหลขึ้นของน้ำในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกพันธุ์ของแบคทีเรียที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่สามารถตกตะกอนได้ดี ซึ่งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นมีข้อดี ดังนี้

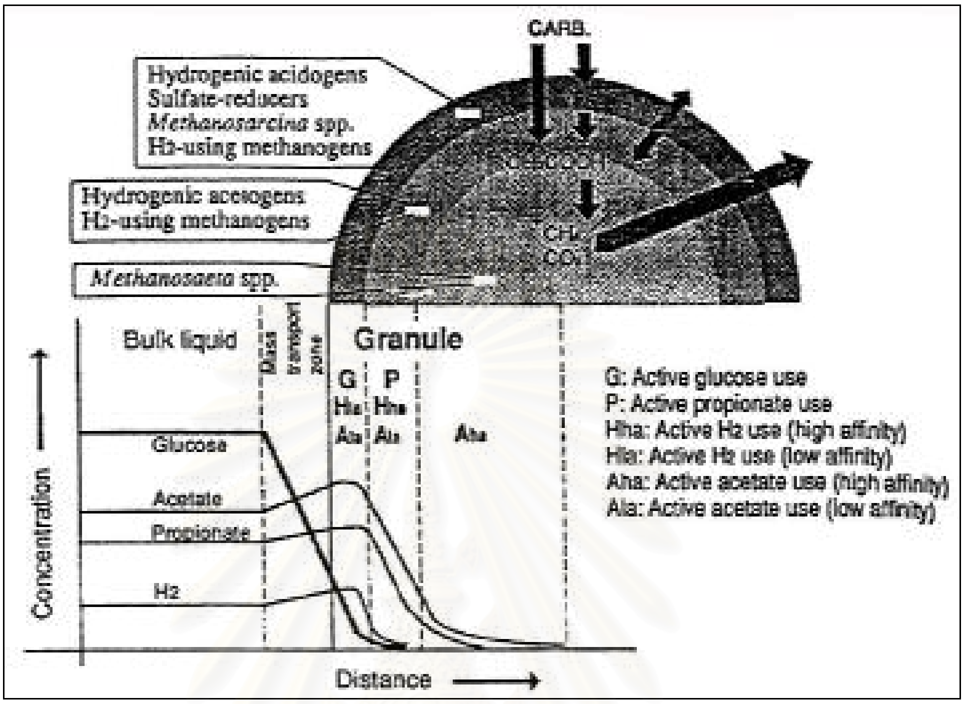
- มีความหนาแน่นสูง
- เนื่องจากไม่มีการใช้ตัวกลาง (Media) จึงไม่มีการสูญเสียพื้นที่ในถังปฏิกรณ์
- เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีอัตราส่วนของแบคทีเรียต่อปริมาตรที่สูงมาก

การศึกษาโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ด้วยวิธีการ SEM (Scanning Electron Microscope) พบว่า มีโครงสร้างภายในแบ่งออกเป็น 3 ชั้น แสดงดังรูปที่ 2.7

ชั้นนอก ประกอบด้วย แบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens, Sulfate reducers, *Methanosarcina* spp. และ H_2 – utilizing methanogens

ชั้นกลาง ประกอบด้วย Hydrogenic acetogens และ H_2 – utilizing methanogens เช่น *Methanosarcina* spp., *Methanococcales* spp. และ *Methanospirillum* spp. เป็นต้น

ชั้นใน ประกอบด้วย แบคทีเรียประเภท Aceticlastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น *Methanosaeta* spp.



รูปที่ 2.7 โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส (Guiot และ คณะ, 1992)

โครงสร้างและขนาดของชั้นแบคทีเรียในแต่ละชั้นขึ้นกับอัตราการย่อยสลายสารตั้งต้น(Substrate) และการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตที่ผิวนอกสุดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์พบแบคทีเรียกลุ่ม Acidogens มีปริมาณมาก ทั้งนี้เพราะนอกเหนือไปจากความเข้มข้นของคาร์โบไฮเดรตที่มีค่าสูงบริเวณรอบนอก (Bulk liquid) แล้ว ขั้นตอนการสร้างมีเทน กรดอะซิติกที่ถูกผลิตขึ้นจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลางและชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป ดังแสดงในรูปที่ 2.8

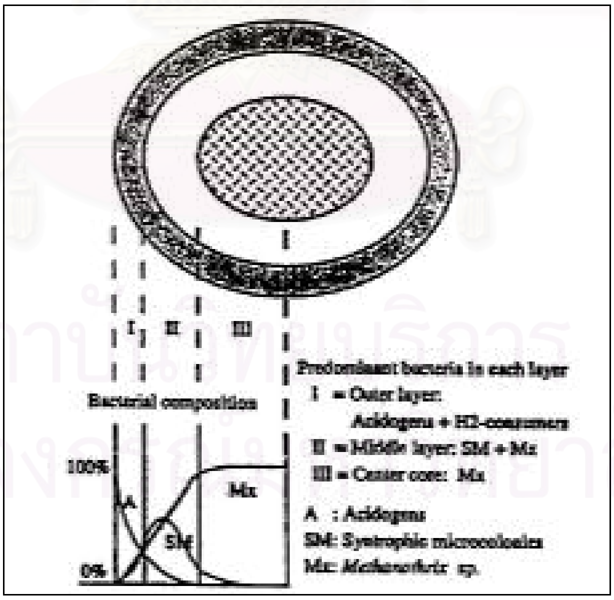
2.3 กระบวนการเกิดเม็ดตะกอน (Process of Granulation)

2.3.1 ความสำคัญของ Extra Cellular Polymers (ECP) ต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granulation) (Schmidt และ Ahring, 1995)

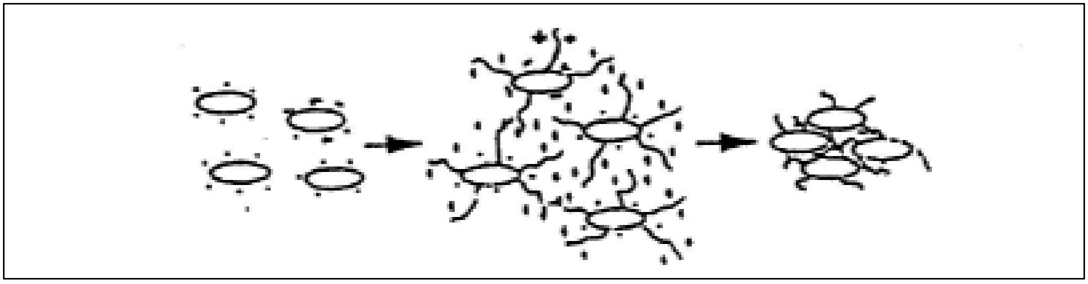
Extra Cellular Polymers (ECP) เป็นสารอินทรีย์ที่แบคทีเรียสร้างขึ้นตามธรรมชาติแล้วขับออกมานอกเซลล์ และเป็นสารพื้นฐานที่สำคัญของโครงสร้างในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ECP

ที่พบในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีองค์ประกอบส่วนใหญ่เป็นโปรตีนและโพลีแซคคาไรด์ โดยมีอัตราส่วนของโปรตีนต่อโพลีแซคคาไรด์ เท่ากับ 2:1 และ 6:1 และยังมีส่วนประกอบของไขมันซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.02-0.05 เปอร์เซ็นต์วีเอสเอส ซึ่ง ECP นี้จะห่อหุ้มอยู่รอบนอกชั้นเมมเบรนของเซลล์แกรมลบ (Gram negative cell) และเปปติโดไกลแคนสำหรับเซลล์แกรมบวก (Gram positive cells) ECP เป็นสารที่เกิดได้หลายทาง เช่น จากการสลายตัวของเซลล์ หรือสารอินทรีย์ที่ถูกขับทิ้งออกมาจากเซลล์ โดย ECP มีความสามารถในการดักจับสารอาหารที่ละลายได้ (Soluble nutrients) และยังเป็นตัวช่วยในการยึดเกาะกับเซลล์อื่นด้วย

Schmidt และ Ahring (1995) พบว่าแบคทีเรียที่อยู่ภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ถูกล้อมรอบด้วย ECP และเกี่ยวข้องกับกระบวนการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ปริมาณ ECP ที่อยู่ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีค่าระหว่าง 0.6-20 เปอร์เซ็นต์วีเอสเอส ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับวิธีการวิเคราะห์เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ วิธีการสกัดแยก ECP และวิธีการวิเคราะห์ ECP โดยสารที่เป็นส่วนประกอบใน ECP จะส่งผลต่อคุณสมบัติทางกายภาพของตะกอน โดยทั่วไปแบคทีเรียที่กระจายตัวในน้ำเสีย (Dispersed Bacteria) มักจะมีคุณสมบัติเป็นประจุลบและเกิดแรงผลักทางไฟฟ้าสถิตย์ระหว่างเซลล์ แต่ ECP ที่ห่อหุ้มรอบผิวเซลล์จะส่งผลให้เซลล์เหล่านั้นเกิดการรวมตัวเนื่องจากมีส่วนที่เป็นประจุบวกและเกิดการดูดติดกันแสดงดังรูปที่ 2.9 อย่างไรก็ตามปริมาณ ECP ที่มากเกินไปสามารถส่งผลต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากเกิดการผลักกันของประจุบวก



รูปที่ 2.8 โครงสร้างและความหนาแน่นของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (Fang, Chui และ Li, 1994)



รูปที่ 2.9 บทบาทของประจุไฟฟ้าและ ECP ที่ส่งผลต่อการรวมตัวของแบคทีเรีย (Schmidt และ Ahring, 1995)

ปัจจุบันยังไม่เป็นที่ชัดเจนว่า ECP เป็นผลที่เกิดจากแบคทีเรียจำเพาะกลุ่มหนึ่ง หรือแบคทีเรียทุกชนิดในเม็ดจุลินทรีย์ แต่อย่างไรก็ตาม ผลผลิตซึ่งเป็น ECP โดยเฉพาะโพลีแซคคาไรด์เป็นผลผลิตเนื่องจากแบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogenic) และแบคทีเรียสร้างกรดอะซิติก (Acetogenic) น้อยมาก ส่วนแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรด (Acidogenic) เป็นกลุ่มที่มีอิทธิพลเป็นอย่างมากต่อผลผลิต ECP ที่เกิดขึ้น

2.3.2 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

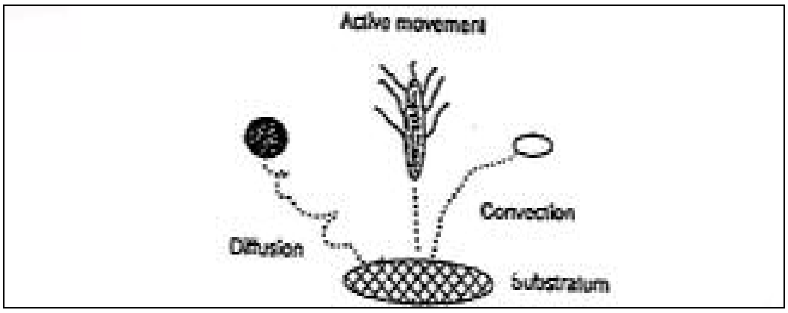
ขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Schmidt และ Ahring, 1995) อธิบายได้ ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 Transport การเคลื่อนไหวของเซลล์ด้วยวิธีการต่างๆ แสดงดังรูปที่ 2.10 ไปจับตัวกับอนุภาคเฉื่อย หรือเซลล์แบคทีเรียอื่น กลายเป็นอนุภาคพื้นฐาน (Substratum) ด้วยวิธีการต่างๆ ได้แก่ การแพร่กระจาย (Brownian Motion) การพัดพา (Convective) โดยของเหลว ก๊าซ การตกตะกอน หรือการเคลื่อนไหวของเซลล์โดยแฟลกเจลลา

ขั้นตอนที่ 2 Reversible Adsorption การดูดติดของเซลล์แบคทีเรียกับอนุภาคพื้นฐาน (Substratum) ซึ่งอาจเป็นกลุ่มแบคทีเรียหรืออนุภาคของแข็งเฉื่อย การดูดติดนี้เป็นผลมาจากแรงทางประจุไฟฟ้า (Ionic strength) ซึ่งสามารถเกิดการแยกตัวหรือหลุดออกไปได้อีกครั้ง

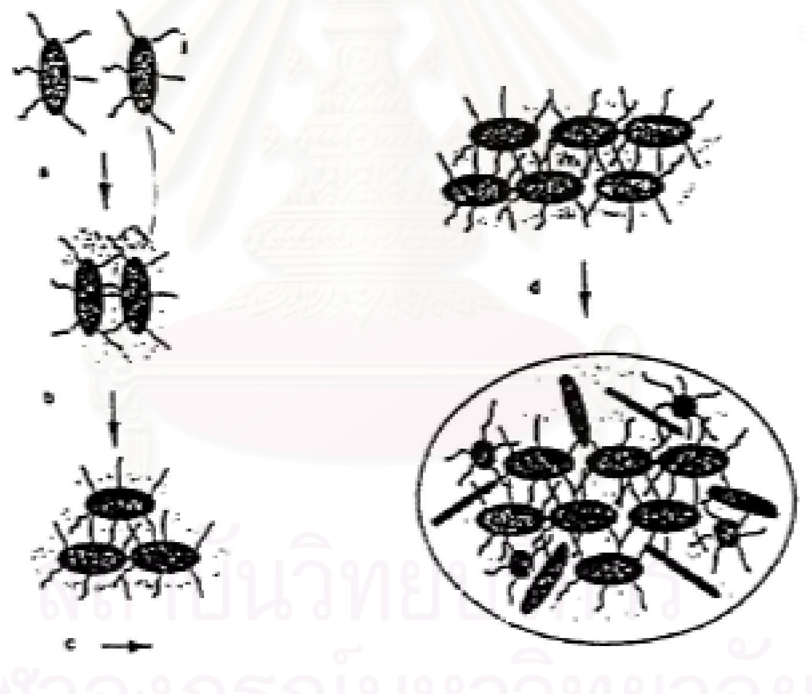
ขั้นตอนที่ 3 Irreversible Adhesion ด้วยพันธะแข็งแรงของ ECP ทำให้เกิดการเกาะยึดของเซลล์เข้ากับอนุภาคพื้นฐาน (Substratum) โอกาสที่เซลล์จะหลุดออกจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ยากมากขึ้น แต่ทั้งนี้ยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP ถูกผลิตขึ้นมาก่อนหรือหลังการเกาะยึดของเซลล์

ขั้นตอนที่ 4 Multiplication การแบ่งเซลล์ของแบคทีเรียในชั้น ECP โดยเซลล์ที่แบ่งตัวใหม่ยังคงถูกกักอยู่ในชั้น ECP และเกิดการเพิ่มขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้น นอกจากนี้ยังเกิดการดักเซลล์ใหม่ที่อยู่ในน้ำเสียเข้ามาจับตัวในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์อีกด้วย



รูปที่ 2.10 กลไกการเคลื่อนไหวต่างๆ ที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย (Schmidt และ Ahring, 1995)

กลไกของการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์ โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดตะกอนแสดงดังรูปที่ 2.11



(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 2.11 กลไกการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์ โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Schmidt และ Ahring, 1995)

2.3.3 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol และคณะ (1983) ได้ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยสังเกตจากพฤติกรรมในการคงอยู่หรือหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ แสดงดังรูปที่ 2.12 และได้กล่าวถึงขั้นตอนของการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 3 ขั้นตอน ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 Washout Stage (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์น้อยกว่า 2 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน) ขั้นตอนนี้เป็นช่วงเริ่มต้นระบบ เมื่อทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แล้ว น้ำเสียจะไหลผ่านชั้นตะกอน ทำให้ชั้นตะกอนล่าง (Sludge Bed) เกิดการขยายตัวและเกิดก๊าซขึ้นในระบบ ทำให้เกิดจุลินทรีย์จำพวกเส้นใย (Filamentous Organism) ซึ่งส่งผลให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้น้อยลง แบคทีเรียที่เป็นตะกอนเบาจะไหลออกกับน้ำล้นตลอดเวลา ขณะที่มีการเพิ่มปริมาณของแบคทีเรียในระบบอย่างช้าๆ

ขั้นตอนที่ 2 Transition Stage (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2-5 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน) ขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแขวนลอยสูงมาก เนื่องจากการเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทำให้เกิดก๊าซมากขึ้น ส่งผลให้เกิดการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ขนาดเล็กๆ ออกนอกถัง ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่และน้ำหนักมากจะคงอยู่ในระบบและรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ขึ้น ซึ่งอาจมีขนาดใหญ่ถึง 5 มิลลิเมตร ซึ่งถือได้ว่าขั้นตอนนี้เป็นการคัดเลือกพันธุ์จุลินทรีย์ในระบบ ในช่วงนี้มีข้อควรระวัง คือ ไม่ควรให้มีการสูญเสียตะกอนมากกว่าการเพิ่มปริมาณแบคทีเรียชนิดเม็ด เพราะอาจทำให้ระบบล้มเหลวได้

ขั้นตอนที่ 3 Progressive Granular Stage (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 3-5 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน) ขั้นตอนนี้เป็นช่วงที่มีการเพิ่มขนาดและจำนวนของแบคทีเรียชนิดเม็ดในถังปฏิกรณ์ โดยอัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะมีมากกว่าอัตราการหลุดออกจากระบบ เม็ดตะกอนที่เกิดในระยะแรกประกอบด้วย กลุ่มตะกอนขนาดใหญ่จับตัวกันอยู่อย่างหลวมๆ และค่อยๆ อัดตัวแน่นเข้า และเมื่อระบบผ่านขั้นตอนนี้ไปแล้วระบบจะสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงขึ้นจนถึงค่าสูงสุดที่ระบบจะสามารถรับได้ ซึ่งจากการทดลองที่ผ่านมาอาจรับได้ถึง 50 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน

2.3.4 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการสร้างเม็ดตะกอน (Factor Affecting the Granulation Process) (Hulshoff Pol และคณะ, 1983)

1) เงื่อนไขของสภาพแวดล้อม (Environmental Conditions)

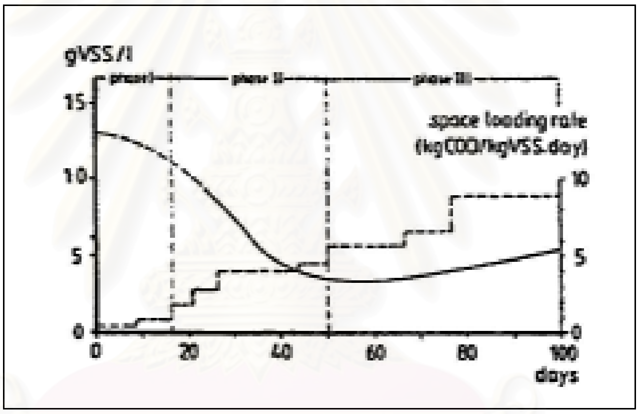
- สารอาหาร (Nutrients) ต้องอยู่ในรูปที่แบคทีเรียสามารถนำไปใช้ได้ (Bioavailability)
- อุณหภูมิ (Temperature) อุณหภูมิที่สูงขึ้นจะทำให้การทำงานของแบคทีเรียสูงขึ้น (ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม)

- ค่าพีเอช (pH) ช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบคือ 6.5-7.8
- ลักษณะการไหลของน้ำเสียจะต้องเป็นแบบ Plug flow เพราะหากเป็นแบบ Completely mix จะทำให้ค่าความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนต่ำ
- ชนิดของน้ำเสีย ส่วนประกอบของน้ำเสีย อิออนบวก (Cation) และสารพิษซึ่งยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย

2) ชนิดของตะกอนเริ่มต้น (Seed Sludge)

3) สภาวะเงื่อนไขของระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ (Start up) เช่น

- ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate) ระบบที่มีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงจะเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ดี
- ปริมาณตะกอนเริ่มต้น (Seed Sludge) ที่นำมาเติมในระบบ จะต้องอยู่ในปริมาณที่เหมาะสม



รูปที่ 2.12 การเพิ่มขึ้นของปริมาณตะกอนจุลินทรีย์และภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี (Hulshoff Pol และคณะ, 1983)

2.4 กระบวนการซัลเฟตรีดักชัน

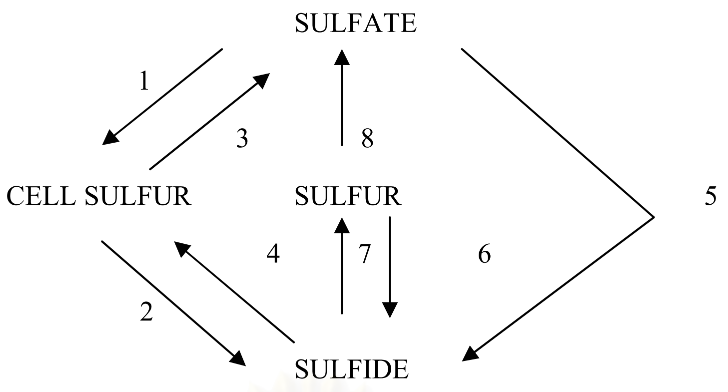
2.4.1 วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ (The Biological Sulfur Cycle)

ซัลเฟอร์เป็นธาตุในหมู่ที่ 6 ตามตารางธาตุ เมื่อซัลเฟอร์อยู่ในรูปสารประกอบจะมีระดับเลขออกซิเดชันอยู่ระหว่าง -2 ถึง +6 โดยมีค่าที่สำคัญคือ -2, 0, +2, +4 และ +6 ในทางเคมีซัลเฟตและซัลไฟด์จัดว่าเป็นสารประกอบของธาตุซัลเฟอร์รูปที่มีความคงตัวมากที่สุด โดยตารางที่ 2.3 แสดงระดับเลขออกซิเดชันของตัวอย่างชนิดของธาตุซัลเฟอร์และสารประกอบของธาตุซัลเฟอร์ที่พบในธรรมชาติ

ตารางที่ 2.3 ระดับเลขออกซิเดชันของตัวอย่างชนิดธาตุซัลเฟอร์และสารประกอบของธาตุซัลเฟอร์ (อุรชา เศรษฐ์ธีรกิจ, 2542)

รูปของธาตุหรือสารประกอบซัลเฟอร์		ระดับเลขออกซิเดชัน
สารอินทรีย์ซัลเฟอร์	Organic S (R-SH)	-2
รูปซัลไฟด์	Sulfide (H_2S)	-2
ธาตุซัลเฟอร์	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

ในทางชีวภาพซัลเฟอร์เป็นธาตุที่มีความสำคัญกับสิ่งมีชีวิตทุกชนิด เนื่องจากซัลเฟอร์เป็นธาตุที่เป็นองค์ประกอบของเซลล์ เอนไซม์ และโปรตีนต่างๆ สารประกอบซัลเฟอร์ในรูปออกไซด์หลายชนิดทำหน้าที่เป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายในกระบวนการหายใจแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระของจุลินทรีย์บางกลุ่ม และในทางกลับกันสารประกอบซัลเฟอร์ในรูปรีดิวซ์บางรูปก็จะถูกใช้เป็นสารให้อิเล็กตรอนสำหรับการดำรงชีพของจุลินทรีย์บางกลุ่มได้เช่นเดียวกัน การเปลี่ยนแปลงไปมาโดยจุลินทรีย์กลุ่มต่างๆ ระหว่างสารประกอบซัลเฟอร์ในรูปออกไซด์จากปฏิกิริยาซัลเฟตหรือซัลเฟตรีดักชันกับสารประกอบของซัลเฟอร์ในรูปรีดิวซ์จากปฏิกิริยาซัลไฟด์หรือซัลเฟอร์ออกซิเดชัน เรียกว่า วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ (The Biological Sulfur Cycle) ซึ่ง Fauque (1995 อ้างถึงในอุรชา เศรษฐ์ธีรกิจ, 2542) แบ่งวัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพเป็น 2 ส่วนคือ Assimilatory และ Dissimilatory แสดงดังรูปที่ 2.13



CELL SULFUR includes sulfur bound in bacteria, fungi, animals and plans

1. Assimilatory sulfate reduction by bacteria, plants and fungi
2. Death and decomposition by bacteria and fungi
3. Sulfate excretion by animals
4. Sulfide assimilation by bacteria (and some plants)
5. Dissimilatory sulfate reduction
6. Dissimilatory elemental sulfur reduction
7. Chemothropic and phototrophic sulfide reduction
8. Chemotrophic and phototrophic sulfur oxidation

รูปที่ 2.13 วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพ (The Biological Sulfur Cycle) (Fauque, 1995 อ้างถึงใน อุรชา เศรษฐ์ธีรกิจ, 2542)

จากรูปที่ 2.13 วัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพในส่วนของ Assimilatory ประกอบด้วยการเกิด Assimilatory ของซัลเฟตและซัลไฟด์ (1 และ 4) รวมทั้งการปลดปล่อยสารประกอบของซัลเฟอร์จากการขับถ่ายของเซลล์ที่มีชีวิต และการย่อยสลายซากสิ่งมีชีวิตที่ตายแล้ว (2 และ 3) โดยการเกิด Assimilatory Reduction ของซัลเฟตและซัลไฟด์เป็นการดึงซัลเฟตและซัลไฟด์เข้าสู่เซลล์ของสิ่งมีชีวิตต่างๆ เช่น แบคทีเรีย เชื้อรา สาหร่ายเซลล์เดียว และพืช เป็นต้น เพื่อตอบสนองต่อการสร้างสารประกอบซัลเฟอร์ในรูปรีดิวซ์ที่จำเป็นต่อเซลล์ เช่นการสร้างกรดอะมิโนบางชนิดที่มีซัลเฟอร์เป็นองค์ประกอบเช่น Cysteine, Cystine และ Methionine เป็นต้น รวมทั้งการสร้างวิตามินหรือ Growth Factors บางชนิดที่มีซัลเฟอร์เป็นองค์ประกอบเช่น Biotin, Liponic Acid และ Thaimin เป็นต้น นอกจากนั้นการขับถ่ายของเซลล์ที่มีชีวิตจะมีการปลดปล่อยสารประกอบของซัลเฟอร์ออกภายนอกเซลล์ในรูปแบบของซัลเฟต และการตายของสิ่งมีชีวิตรวมทั้งการย่อยสลายซากสิ่งมีชีวิตที่ตายแล้วโดยแบคทีเรียและเชื้อรา จะมีการปลดปล่อยสารประกอบซัลเฟอร์ออก

ภายนอกเซลล์ในรูปแบบซัลไฟด์ก็เป็นส่วนหนึ่งของวัฏจักรซัลเฟอร์ทางชีวภาพในด้าน Assimilatiry ซึ่งจะเห็นได้ว่าในส่วน Assimilatory นี้ซัลเฟตและซัลไฟด์ที่เข้าสู่เซลล์จะไม่ถูกนำมาใช้สำหรับการสร้างพลังงานสำหรับการดำรงชีวิตและการเจริญเติบโตของเซลล์ และจะไม่เกี่ยวข้องกับธาตุซัลเฟอร์ Elemental Sulfur (S^n) ซึ่งไม่สามารถถูกดูดซึมเข้าสู่เซลล์ของสิ่งมีชีวิตได้โดยตรง ส่วน Dissimilatory จะเป็นการใช้สารประกอบของซัลเฟอร์ในทุกๆ รูปทั้งรูปรีดิวซ์ และรูปออกซิไดซ์และธาตุซัลเฟอร์ เพื่อนำมาใช้สำหรับการสร้างพลังงานในการเจริญเติบโตของเซลล์โดยเฉพาะแบคทีเรีย ซึ่งประกอบด้วย Reductive Process (5 และ 6) และ Oxidative Processes (7 และ 8) โดยตัวอย่างกลุ่มปฏิกิริยาของ Oxidative Processes คือ Microbial Chemotrophic and Phototrophic Sulfur Sulfate Oxidation เป็นการใช้ซัลเฟอร์และซัลไฟด์เป็นสารให้อิเล็กตรอนสำหรับการดำรงชีวิต และตัวอย่างกลุ่มปฏิกิริยาของ Reductive Process คือ Microbial Sulfate and Sulfur Reduction เป็นการใช้สารประกอบของซัลเฟอร์ในรูปออกซิไดซ์ และธาตุซัลเฟอร์ทำหน้าที่เป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายในกระบวนการหายใจแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ

2.4.2 แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate Reducing Bacteria)

สิ่งมีชีวิตในธรรมชาติทั่วๆ ไปไม่ว่าจะเป็นพืชชั้นสูง สาหร่าย รา และเซลล์ของพวกโปรคาริโอตหลายชนิดสามารถใช้ซัลเฟตเป็นแหล่งซัลเฟอร์ในการสร้างเซลล์ แต่ความสามารถในการใช้ซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจำกัดอยู่แต่ในแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเท่านั้น แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเป็นแบคทีเรียไม่ใช้ออกซิเจนเด็ดขาด (*Desulfovibrio sp.* ค่อนข้างจะทนต่อออกซิเจนและแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตบางสปีชีส์สามารถรีดิวซ์ไนเตรทเป็นแอมโมเนียได้ด้วย) จัดอยู่ในกลุ่มของแบคทีเรียชนิดเคโมเฮเทโรทรอป ดำรงชีพและเจริญเติบโตโดยได้รับพลังงานจากปฏิกิริยาทางเคมีในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ลักษณะเด่นของแบคทีเรียกลุ่มนี้ คือ ความสามารถในการรีดิวซ์ซัลเฟตให้เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของซัลไฟด์ เนื่องจากแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจะใช้ซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายในการออกซิไดซ์ไฮโดรเจนโมเลกุลหรือสารอินทรีย์หลายชนิด ในกรณีที่สารให้อิเล็กตรอนคือไฮโดรเจนโมเลกุลหรืออะซิเตท ขั้นตอนดังกล่าวนี้จัดเป็นขั้นตอนสุดท้ายของกระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนเช่นเดียวกับขั้นตอนการสร้างมีเทนตามปกติ ดังนั้นในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่มีซัลเฟตจึงมักจะพบแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตอยู่ร่วมกับแบคทีเรียสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทนอยู่เสมอ

แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตหลายชนิดสามารถเจริญเติบโตได้ด้วยการรีดิวซ์ไนเตรทให้เป็นแอมโมเนียได้ในกรณีที่มีไนเตรท หรือสามารถใช้ไธโอซัลเฟต ($S_2O_3^{2-}$) และซัลเฟอร์ (S^0) ได้ด้วย นอกจากนี้แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตยังสามารถใช้สารอินทรีย์บางตัวเป็นแหล่งพลังงานโดยการเกิดกระบวนการหมัก (Fermentation) ได้ในกรณีที่ไม่มีซัลเฟตหรือตัวรับอิเล็กตรอนตัวอื่น ซึ่งโดยทั่วไปแล้วแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถหมักไพรูเวตเป็นอะซิเตท คาร์บอนไดออกไซด์และ

ไฮโดรเจนได้เมื่อไม่มีซัลเฟต แต่ไม่สามารถหมักแลกเตตหรือเอทานอลได้ เพราะได้พลังงานไม่เพียงพอต่อการดำรงชีพ ดังนั้นในกรณีที่ไม่มีซัลเฟตอยู่ แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตบางส่วนก็สามารถมีชีวิตรอดอยู่ได้ แต่พลังงานที่ได้จากกระบวนการหมักมีค่าน้อยกว่าพลังงานที่ได้จากการรีดิวซ์ซัลเฟต ดังนั้นแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจะใช้ซัลเฟตในระบบให้หมดก่อนจึงจะหันไปใช้กระบวนการหมัก (Fermentation)

2.4.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการปรับตัวของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต

1) อุณหภูมิ

โดยทั่วไปแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่ได้จากการเลี้ยงเชื้อบริสุทธิ์ (Pure Culture) จะมีช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตในช่วง 30-40 องศาเซลเซียส ซึ่งจัดอยู่ในช่วงมีโซฟิลิค การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมีผลต่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตค่อนข้างมาก โดย Visser และคณะ (1992 อ้างถึงใน Visser, 1994) พบว่าการเกิดซัลเฟตรีดักชันโดยแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตในดินตะกอนน้ำเค็มลดลงระหว่าง 2-3.9 เท่า เมื่ออุณหภูมิเปลี่ยนแปลงไปจากช่วงที่เหมาะสม 10 องศาเซลเซียส

2) ความต้องการเกลือและความทนต่อเกลือ

ความต้องการเกลือของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตขึ้นอยู่กับแหล่งที่มาของแบคทีเรียซึ่งแยกเป็นพวกที่ได้จากแหล่งน้ำเค็มหรือแหล่งน้ำกร่อยกับพวกที่ได้จากแหล่งน้ำจืด แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่ได้จากแหล่งน้ำเค็มหรือน้ำกร่อยมักต้องการปริมาณเกลือในระดับหนึ่งจึงเจริญเติบโตได้ดี และในทางตรงข้ามถ้านำแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตกลุ่มนี้มาเลี้ยงในสภาพที่มีความเค็มต่ำก็จะได้ผลในทางลบต่อการเจริญเติบโต ชนิดและปริมาณของเกลือสำหรับแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจากแหล่งน้ำเค็มที่เหมาะสมคือ โซเดียมคลอไรด์ 20 กรัมต่อลิตร และแมกนีเซียมคลอไรด์ 1.5 กรัมต่อลิตร นอกเหนือจากเกลือทั้งสองชนิดนี้แล้ว บางสายพันธุ์ยังต้องการแคลเซียมคลอไรด์ที่ความเข้มข้นขั้นต่ำ 0.5 กรัมต่อลิตร ปริมาณความต้องการเกลือจะลดลงสำหรับกลุ่มที่มาจากน้ำกร่อย ส่วนแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่มาจากน้ำจืดอาจถูกยับยั้งการเจริญเติบโตได้ถ้ามีโซเดียมคลอไรด์ในระดับที่เข้มข้นเท่ากับที่มีอยู่ในน้ำทะเล (ประมาณ 27 กรัมต่อลิตร)

3) พีเอช

พีเอชที่เหมาะสมต่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจะอยู่ในช่วงที่เป็นกลาง คือ ประมาณ 7 และมักถูกยับยั้งเมื่อค่าพีเอชต่ำกว่า 6 หรือสูงกว่า 9 อย่างไรก็ตามพบว่าปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันสามารถเกิดขึ้นได้ในแหล่งน้ำจากเหมืองแร่ซึ่งมีค่าพีเอชประมาณ 3-4 แต่เมื่อนำแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจากแหล่งน้ำนี้มาเพาะเชื้อและทดสอบกลับพบว่าถูกยับยั้งการเจริญเติบโตเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6 ทำให้เกิดข้อสันนิษฐานว่า แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตที่อยู่ในแหล่งน้ำของเหมืองแร่อาจมีสภาพแวดล้อมเล็กๆ เช่น โพรง หรือซอกหินขนาดเล็กมากๆ (Microniches) หรือสภาพแวดล้อมใน

ระดับโมเลกุลรอบๆ ตัวของแบคทีเรีย (Microenvironment) ซึ่งมีค่าพีเอชที่สูงกว่าพีเอชของทั้งระบบ โดยค่าพีเอชที่สูงขึ้นในช่องว่างขนาดเล็กอาจเกิดจากผลของปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันโดยแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต ทั้งนี้เมื่อพิจารณาปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอาหารของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตพบว่า เป็นปฏิกิริยาที่ใช้ไฮโดรเจนอิออน ส่งผลให้การใช้สารอาหารของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตสร้างสภาพด่าง เช่น ไบคาร์บอเนต หรือไบซัลไฟด์ให้กับระบบ แต่ในกรณีการเกิดซัลเฟตรีดักชันของสารอาหารที่มีจำนวนอะตอมของคาร์บอนมาก ผลของปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอาหารจะผลิตไฮโดรเจนอิออนขึ้นมาทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงได้ อย่างไรก็ตามโดยภาพรวมเมื่อพิจารณาไฮโดรเจนอิออนร่วมกับไบคาร์บอเนตหรือไบซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันสามารถพิจารณาได้ว่า ถ้าก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์หรือไฮโดรเจนซัลไฟด์หนีออกจากตัวกลางได้ ปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันมักทำให้ค่าพีเอชสูงขึ้นเสมอ

4) ความมีชีวิตรอดในสภาวะที่มีออกซิเจน

แม้ว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจัดเป็นแบคทีเรียชนิดทนออกซิเจนไม่ได้แม้จะมีปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม แต่ก็พบว่ายังสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้เมื่ออยู่ในสภาพที่มีออกซิเจนอิสระอยู่ชั่วคราวได้ และสามารถฟื้นตัวได้เมื่อกลับเข้าสู่สภาพไม่มีออกซิเจน นอกจากนั้นพบว่าซัลไฟด์ที่อยู่ในตัวกลางมีบทบาทต่อผลกระทบของออกซิเจนที่มีผลต่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตบางสายพันธุ์ในลักษณะที่แตกต่างกัน ในกรณีที่มีซัลไฟด์พร้อมกับออกซิเจนมีผลกระทบทางลบมากกว่ากรณีที่มีออกซิเจนเพียงอย่างเดียว

5) การเปลี่ยนรูปร่างลักษณะหรือการจับกลุ่มของเซลล์และเซลล์ชนิดเส้นใย (Morphological Adaptation or Aggregating Cells and Glinding Filaments)

การรวมกลุ่มของเซลล์แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตอาจเกิดจากการปรับตัวในสภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิต เช่น ค่าพีเอช อุณหภูมิ การมีสารให้อิเล็กตรอนหรือเกลือที่อยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสม หรือการมีออกซิเจนในตัวกลาง ในสภาวะดังกล่าวแบคทีเรียจะแสดงลักษณะผิดปกติ (Morbid) เช่น เซลล์มีขนาดใหญ่ขึ้นเนื่องจากการบวมหรือหยุดการเคลื่อนที่จากเดิมที่เคลื่อนที่ได้ นอกจากสาเหตุจากการปรับตัวในสภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสมแล้ว อาจเป็นลักษณะปกติที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตบางสายพันธุ์ อย่างไรก็ตามพบว่าข้อดีของการรวมกลุ่มหรือการเกาะติดผนังก็คือ จะเพิ่มประสิทธิภาพในการดึงสารอาหารที่เป็นตัวจำกัดการเจริญเติบโตได้ดีกว่าเซลล์ที่แขวนลอยอยู่ในตัวกลาง

2.5 การควบคุมระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันด้วยการเติมซัลเฟต

การเกิดซัลเฟตรีดักชันในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน เกิดขึ้นในน้ำเสียที่มีซัลเฟตอยู่ด้วย สารอินทรีย์ส่วนหนึ่งถูกกลุ่มแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตใช้เป็นแหล่งอาหารและพลังงาน โดยการใช้สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและใช้ซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้ผลิตภัณฑ์เป็นซัลไฟด์ ปัจจัยที่ส่งผลต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันคือ ปัจจัยที่ส่งผลต่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตในระบบ เพราะการทำงานของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเป็นปัจจัยที่สำคัญที่สุดที่ส่งผลโดยตรงต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชัน การวัดระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันสามารถวัดได้จากปริมาณซัลเฟตที่ลดลง เพราะการลดลงของซัลเฟตในระบบเกิดขึ้นได้จากกระบวนการซัลเฟตรีดักชันเพียงสาเหตุเดียว

ในกระบวนการไม่ใช้ออกซิเจน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตต้องแข่งขันกับแบคทีเรียกลุ่มอื่นๆ เพื่อแย่งใช้สารอาหาร และต้องแข่งขันกันเองเพื่อแย่งใช้ซัลเฟตในกรณีที่มีซัลเฟตอยู่จำกัด ถ้าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตมีการดึงสารอาหารมาใช้ได้มาก ระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันก็จะเกิดขึ้นสูง แต่การดึงสารอาหารมาใช้ได้มากหรือน้อยเพียงใดจะขึ้นอยู่กับสภาพแวดล้อมและปัจจัยหลายประการ ปัจจัยที่สำคัญประการหนึ่งก็คือ ความเข้มข้นของสารอาหาร แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตต้องการตัวให้และตัวรับอิเล็กตรอนคือซีโอดีและซัลเฟต ตามลำดับ ถ้าในสภาวะที่มีซัลเฟตเหลือเฟือ ซีโอดีจะเป็นตัวจำกัดระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชัน ในทางตรงข้ามถ้าในระบบมีซีโอดีเหลือเฟือ ซัลเฟตก็จะกลายเป็นตัวจำกัดการเจริญเติบโตของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และเป็นตัวแปรสำคัญในการกำหนดระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชัน ดังนั้นหากต้องการควบคุมระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันจึงจำเป็นที่จะต้องศึกษาอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตที่มีผลต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชัน

จากงานวิจัยของ Harada และคณะ (1994) ศึกษาถึงความสำคัญของอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตที่มีต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันมากยิ่งขึ้น โดยได้ทำการทดลองโดยใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีที่ป้อนด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตต่างกัน ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกัน ได้ผลการทดลองแสดงดังตารางที่ 2.4

จากตารางที่ 2.4 แสดงให้เห็นถึงความสามารถในการแย่งใช้สารอาหารที่เพิ่มขึ้นของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต เมื่อค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตลดลง ดังนั้นในสภาวะหนึ่งถ้าควบคุมให้ปัจจัยอื่นที่มีผลต่อระบบไม่เปลี่ยนแปลงแล้ว ระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันจะเกิดขึ้นได้สูงหรือต่ำเพียงใดจะขึ้นอยู่กับอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟต

ตารางที่ 2.4 เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนที่ถูกใช้โดยแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียสร้างมีเทนในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี (Harada และคณะ, 1994)

$COD:SO_4^{2-}$	Loading Rate	% Electron Flow	
		SRB	MPB
16.67	1.0	5.8	94.2
	1.5	5.4	94.6
	2.0	5.0	95.0
	2.5	5.3	94.7
	3.0	4.8	95.3
3.33	1.0	22.8	77.2
	1.5	30.4	69.9
	2.0	26.9	73.1
	2.5	34.0	66.0
	3.0	26.3	73.7
0.833	1.0	38.9	61.1
	1.5	44.8	55.2
	2.0	59.6	40.4
	2.5	60.4	39.6
	3.0	74.9	25.1

2.6 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

2.6.1 สารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย

โดยทั่วไปสารประกอบไนโตรเจนที่พบอยู่ในน้ำเสีย มี 4 ชนิด ดังนี้

1) สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน หมายถึง สารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ

2) สารแอมโมเนียไนโตรเจน หมายถึง ไนโตรเจนทั้งหมดที่อยู่ในรูปแอมโมเนีย หรือสารประกอบแอมโมเนีย

3) สารประกอบไนไตรท์ หมายถึง สารประกอบที่อยู่ในรูป NO_2^- ซึ่งเกิดจากการออกซิเดชันที่ยังไม่สมบูรณ์ของสารประกอบไนโตรเจนอื่น

4) สารประกอบไนเตรท หมายถึง สารประกอบที่อยู่ในรูป NO_3^- ซึ่งเป็นผลจากการออกซิเดชันที่สมบูรณ์ของสารประกอบไนโตรเจนอื่น และหากสภาพแวดล้อมมีออกซิเจนปริมาณมากเกินพอแล้ว จัดว่าเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่มีความเสถียรมากที่สุด

2.6.2 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

สารประกอบไนโตรเจนสามารถเปลี่ยนรูปได้โดยอาศัยจุลินทรีย์เป็นตัวการสำคัญ ขั้นตอนการกำจัดสารไนโตรเจน แสดงดังรูปที่ 2.14 จากรูปที่ 2.14 กลไกในการกำจัดไนโตรเจนประกอบด้วย 3 กระบวนการได้แก่ กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน กระบวนการไนตริฟิเคชัน และกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

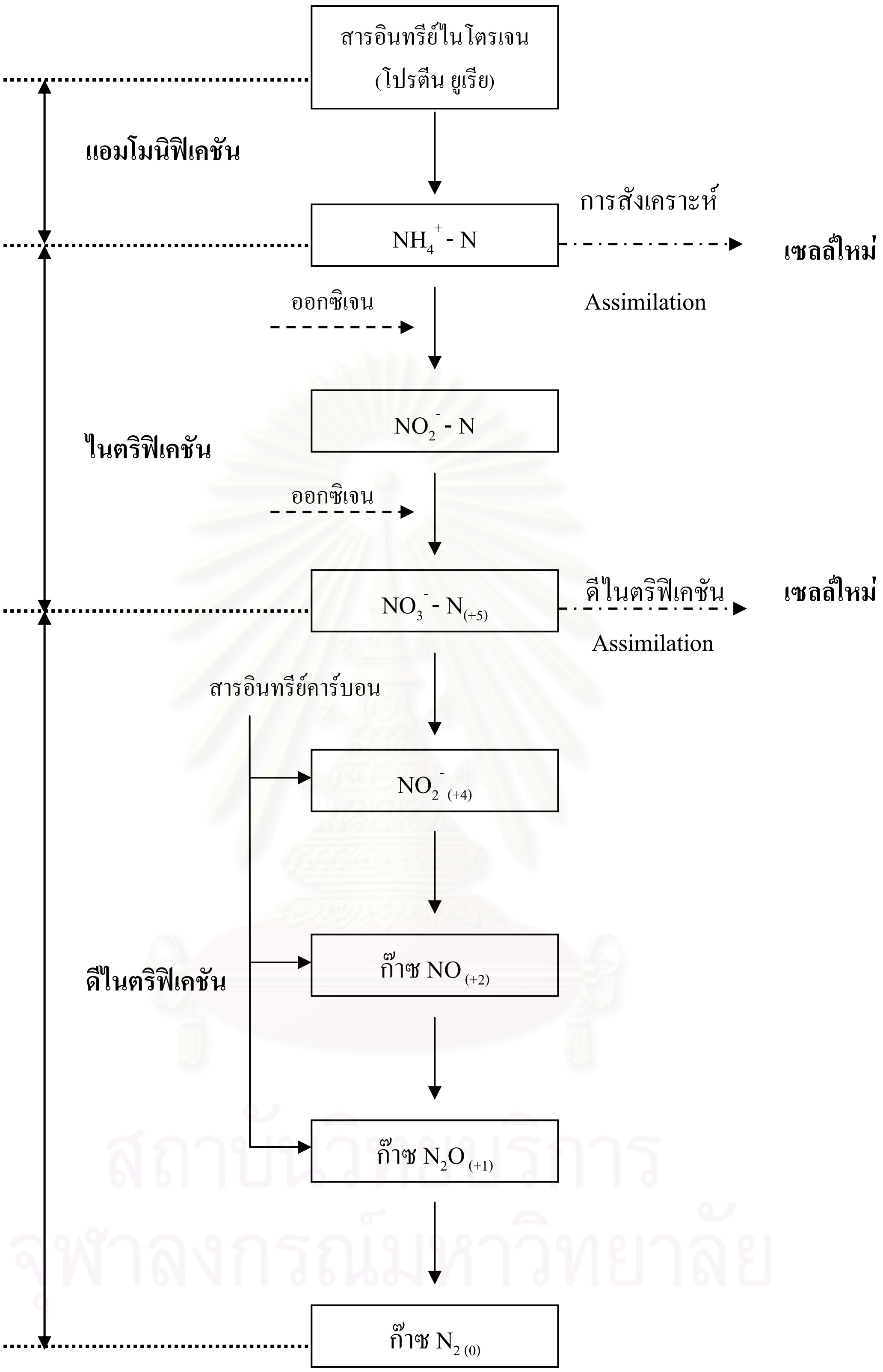
ดีไนตริฟิเคชัน คือ การเกิดรีดักชันของไนเตรทไนโตรเจน โดยไนเตรททำหน้าที่เป็นตัวรับไฮโดรเจนสุดท้ายสำหรับการหายใจของจุลินทรีย์ในที่ที่ไม่มีออกซิเจนโมเลกุลเรียกว่า การหายใจแบบไม่ใช้ออกซิเจน แบคทีเรียดีไนตริฟายอิงเป็นพวกแฟคัลเททีฟ และใช้ pathways ทางชีวเคมีเหมือนกันทั้งระหว่างการหายใจแบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน ความแตกต่างที่สำคัญคือ เอนไซม์ที่เร่งปฏิกิริยาการถ่ายอิเล็กตรอนสุดท้าย และตำแหน่งกระทำในสายการถ่ายเทอิเล็กตรอน ดีไนตริฟิเคชันอาศัยจุลินทรีย์มีทั้งพวกที่สร้างอาหารเองไม่ได้และสร้างอาหารเองได้ โดยแบคทีเรียพวกนี้สามารถใช้ออกซิเจนเช่นเดียวกับไนเตรท และบางชนิดสามารถทำการหมักเมื่อไม่มีไนเตรทหรือออกซิเจนภายใต้ออโตโทรฟิกดีไนตริฟิเคชัน แบคทีเรียใช้คาร์บอนไดออกไซด์ หรือ ไบคาร์บอเนตเป็นแหล่งคาร์บอนแทนคาร์บอนอินทรีย์หลายชนิดที่พบตามธรรมชาติในระบบบำบัดน้ำเสีย ดังนั้นจึงทำให้แบคทีเรียดีไนตริฟายอิงเกิดได้ค่อนข้างง่าย

การรีดักชันของไนเตรทในระบบทางชีวภาพมี 2 แบบ คือ Assimilation และ Dissimilation โดย Assimilation เป็นการรีดักชันไนเตรทให้เป็นแอมโมเนียไนโตรเจนเพื่อใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ ซึ่งจะเกิดขึ้นได้โดยไม่ขึ้นกับออกซิเจนและเกิดขึ้นเมื่อไม่มีแอมโมเนีย ไนเตรทเป็นไนโตรเจนเพียงรูปเดียวที่จะนำไปใช้ได้ ส่วนการรีดักชันของไนเตรทแบบ Dissimilation หรือกระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นเป็นการรีดักชันไนเตรทให้เป็นไนโตรเจนก๊าซ ซึ่งรูปของไนโตรเจนก๊าซที่มีมากที่สุดคือก๊าซไนโตรเจน รูปแบบอื่นๆ ที่มีบ้าง เช่น ไนตรัสออกไซด์ และไนตริกออกไซด์ ดังนั้นการรีดักชันของไนเตรทแบบ Dissimilation จะประกอบด้วย 2 ขั้นตอน

ขั้นตอนแรกเป็นขั้นตอนที่ไนเตรทถูกลดไปเป็นไนไตรท์ เกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอน 2 ตัว จากการออกซิเดชันของสารประกอบอินทรีย์ ซึ่งแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงทุกตัวจะสร้างไนไตรท์เป็นผลผลิตในปฏิกิริยาขั้นแรก

ขั้นตอนที่ 2 ไนไตรท์จะถูกลดไปอยู่ในรูปของผลผลิตสุดท้ายที่เป็นก๊าซ ซึ่งขั้นตอนการรีดักชันของไนเตรท แสดงดังสมการด้านล่าง

$$NO_3^- \longrightarrow NO_2^- \longrightarrow NO_{gas} \longrightarrow N_2O_{gas} \longrightarrow N_{2gas}$$



รูปที่ 2.14 ขั้นตอนการกำจัดสารไนโตรเจน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ผลผลิตสุดท้ายที่ปล่อยออกมาในรูปก๊าซเพื่อให้เกิดการสลายตัวในสิ่งแวดล้อมต่ำสุด จะปล่อยออกมาในรูปไนโตรเจนก๊าซ (N_2) ซึ่งปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อชนิดของผลผลิตสุดท้ายที่สร้างขึ้นคือ ชนิดของจุลินทรีย์ และพีเอชของตัวกลาง ค่าพีเอชที่ต่ำกว่า 7.3 จะเป็นเหตุให้การผลิต N_2O เพิ่มขึ้น อย่างไรก็ตามโดยทั่วไปไนโตรเจนก๊าซจะเป็นผลผลิตหลักที่สร้างโดยกลุ่มจุลินทรีย์ผสมที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะตรงข้ามกับระบบบำบัดเกือบทั้งหมด เนื่องจากในระบบบำบัดน้ำเสียเกือบทั้งหมดน้ำเสียมีสารอินทรีย์เป็นตัวให้อิเล็กตรอน ผู้ออกแบบจะต้องเติมออกซิเจน (ตัวรับอิเล็กตรอน) ในปริมาณที่เหมาะสมเพื่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงอย่างสมบูรณ์ของสารอินทรีย์เป็นเซลล์และคาร์บอนไดออกไซด์ แต่วัตถุประสงค์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันคือการกำจัดตัวรับอิเล็กตรอน (ไนเตรท) การออกแบบจะต้องมีปริมาณตัวให้อิเล็กตรอน (สารอินทรีย์) ที่นำไปใช้ได้เพียงพอนี้จะต้องพิจารณาความจำเป็นทางจลน์พลศาสตร์ของระบบ

2.6.3 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

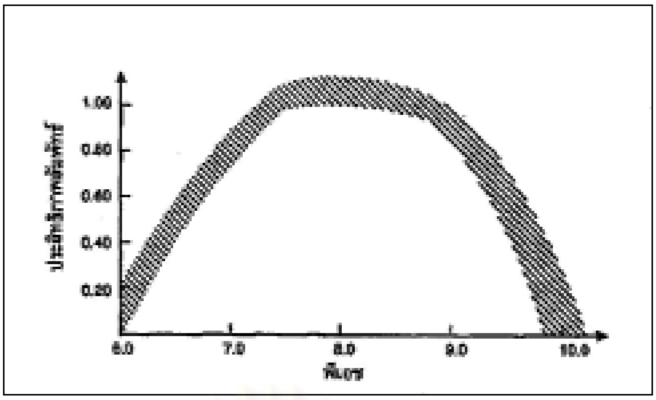
ปัจจัยด้านสิ่งแวดล้อมที่มีผลต่อการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งมีบทบาทสำคัญต่อการเติบโตของแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงและการกำจัดไนเตรท ได้แก่

1) ออกซิเจน

ปฏิกิริยารีดอกซ์ของสารอาหารในเซลล์เมื่อมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะให้พลังงานสูงกว่าเมื่อมีไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นหากในน้ำมีออกซิเจนละลายอยู่คู่กับไนเตรท แบคทีเรียจะเลือกใช้ออกซิเจนก่อนการใช้ไนเตรท ซึ่งทำให้สิ้นเปลืองคาร์บอนอินทรีย์ไปจนอาจเหลือไม่พอสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ จึงไม่ควรให้มีออกซิเจนมารบกวนในกระบวนการนี้ ค่าออกซิเจนละลายน้ำหากมีค่ามากกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร จะสามารถยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้

2) พีเอช (pH)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นจะเกิดการสร้างสภาพด่างขึ้นมา ส่งผลให้น้ำมีพีเอชสูงขึ้น ซึ่งตรงกันข้ามกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดย Henze และคณะ (1996) พบว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับปฏิกิริยาอยู่ในช่วง 7.0-9.0 ดังรูปที่ 2.15 และเมื่อพีเอชลดต่ำลง เช่น ต่ำกว่า 7 จะเกิดไนตรัสออกไซด์ (N_2O) เป็นผลสุดท้ายของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแทนที่จะเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) ซึ่งไม่ควรเกิดเช่นนี้เนื่องจากก๊าซไนตรัสออกไซด์เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อมโดยรวม แต่ถ้าพีเอชค่อนไปทางด่าง ไนตรัสออกไซด์จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดี ส่วนก๊าซไนตริกออกไซด์ (NO) ซึ่งเป็นก๊าซที่มีพิษรุนแรงมักไม่เกิดขึ้นในระบบจริง

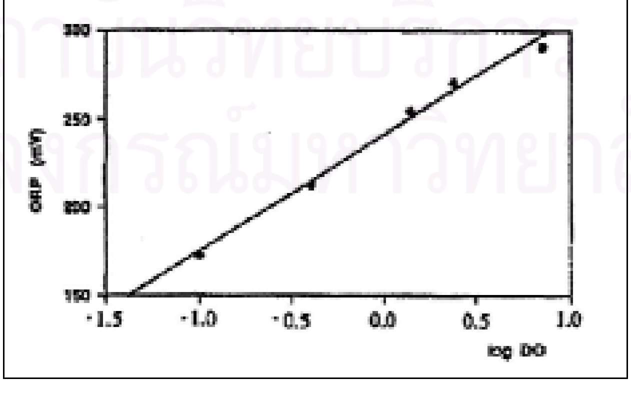


รูปที่ 2.15 เปรียบเทียบประสิทธิภาพดีไนตริฟิเคชันที่พีเอชต่างกัน (Henze และคณะ, 1996)

3) โออาร์พี

เนื่องจากออกซิเจนอิสระมีผลเสียต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังนั้นในถังปฏิกรณ์ควรมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำต่ำที่สุด แต่เนื่องจากมาตรวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มีจำหน่ายอยู่นั้นในปัจจุบันมีขีดจำกัดที่ไม่สามารถวัดออกซิเจนละลายน้ำที่ปริมาณต่ำๆ ได้ จึงมีการนำพารามิเตอร์อื่นมาทดแทนสำหรับการควบคุมระบบ รูปที่ 2.16 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าออกซิเจนละลายน้ำและโออาร์พีในการทดลองแบบแบตซ์ที่อุณหภูมิ 23 องศาเซลเซียสกับสลัดจ์กัมมันต์ในประเทศสวีเดน ซึ่งเห็นได้ว่าแม้จะมีสลัดจ์อยู่ในถังทดสอบแต่ความสัมพันธ์ดังกล่าวก็เป็นเส้นตรง เนื่องจากอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะส่วนใหญ่มีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงกับโออาร์พี ดังนั้นการใช้โออาร์พีเป็นตัวกำหนดหรือควบคุมการเกิดดีไนตริฟิเคชันแทนค่าออกซิเจนละลายน้ำจึงเป็นทางเลือกที่วิศวกรให้ความสนใจและควรกำหนดให้อยู่ในช่วง -50 ถึง -100 มิลลิโวลท์สำหรับในสภาวะแอนอกซิก

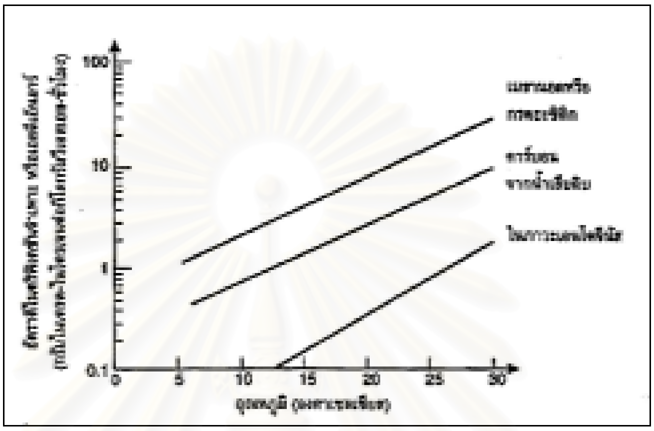
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.16 ความสัมพันธ์ระหว่างดีโอกับโออาร์พีเมื่อมีสลัดจ์กัมมันต์อยู่ด้วย (Lie และ Wilander, 1994 อ้างถึงใน ภูคำ พิมจักร, 2546)

4) อุณหภูมิ

แบคทีเรียดีไนตริฟายอิงมีความไวต่ออุณหภูมิ และแม้ว่าจะเจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิในช่วง 5-25 องศาเซลเซียส แต่ก็ทำงานได้ดีกว่าเมื่ออุณหภูมิเท่ากับหรือมากกว่า 20 องศาเซลเซียส ดังรูปที่ 2.17 โดยอัตราดีไนตริฟิเคชันจะมีค่าเพิ่มขึ้นประมาณหนึ่งเท่าทุกๆ อุณหภูมิที่เพิ่มขึ้น 10 องศาเซลเซียสในช่วง 5-25 องศาเซลเซียส



รูปที่ 2.17 อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิต่างๆ เมื่อใช้สารอาหารต่างกัน (Henze และคณะ, 1996)

5) ความเค็ม

ความเค็มในรูปของโซเดียมคลอไรด์มีผลต่อแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงเล็กน้อย โดยเฉพาะการเปลี่ยนแปลงของคลอไรด์อย่างรวดเร็ว (Shock loading) Panswad และ Anan (1999 อ้างถึงในภูคำ พิมจักร, 2546) ได้ทำการศึกษาผลกระทบของเกลือโซเดียมคลอไรด์ต่อระบบแอนแอโรบิก-แอนอกซิก-แอโรบิก โดยใช้เชื้อที่ชินและไม่ชินต่อเกลือมาก่อน ซึ่งพบว่าจุลินทรีย์ทั้งชนิดเฮเทอโรทรอฟออโตโทรฟิกไนตริฟายเออร์ และเฮเทอโรโทรฟิกดีไนตริฟายเออร์ สามารถปรับตัวเข้ากับความเค็มได้สูงถึง 30,000 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนลดลงเพียง 27 และ 18 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

6) ปริมาณไนไตรท์

ไนไตรท์ในรูปแบบของกรดไนตรัส (HNO_2) อิสระ คือ ไนไตรท์ในรูปที่ไม่แตกตัวเป็นอิออน สามารถยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ที่ความเข้มข้นเพียง 0.13 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ที่ความเข้มข้นนี้ และพีเอชในช่วง 6-8 จะเทียบเท่าเป็นไนไตรท์ในรูปแตกตัวเป็นอิออนเท่ากับ 100 มิลลิกรัมไนไตรท์ต่อลิตร ผลกระทบของไนไตรท์ต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรียจึงยังไม่มี

สถาบันวิทยบริการ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

มากในงานปฏิบัติงานภาคสนามจริง แต่ถ้ามีสารพิษอื่นๆ มาทำให้ไนตริฟายอิงแบคทีเรียไม่ทำงานหรือทำงานช้าลง ก็อาจมีไนไตรท์สะสมมากขึ้นจนเป็นอันตรายต่อระบบได้

7) อายุสลัดจ์

เมื่ออายุสลัดจ์เพิ่มขึ้นการผลิตเซลล์สุทธิจะลดลง ดังนั้นปริมาณคาร์บอนที่ต้องการสำหรับแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงจะลดลง นอกจากนี้ถ้าอายุสลัดจ์ในถังแอนอกซิกเพิ่มขึ้นอัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะจะลดลงด้วย ซึ่งนอกจากอายุสลัดจ์แล้วอุณหภูมิยังมีผลต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันด้วย กล่าวคือ ถ้าเพิ่มอุณหภูมิในถังปฏิกรณ์ ระบบก็จะสามารถเกิดดีไนตริฟิเคชันได้ดีขึ้น แต่ทั้งนี้ถ้ารวมเอาถังเติมออกซิเจนที่มีไว้สำหรับการไนตริฟิเคชันด้วยแล้ว การเพิ่มอายุสลัดจ์รวมจะทำให้การกำจัดไนโตรเจนโดยรวมดีขึ้นเพราะหากไม่มีไนตริฟิเคชันมาก่อนแล้ว ก็จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันขึ้นไม่ได้นั่นเอง

8) ภาระไนโตรเจน

Abeling และ Seyfried (1992 อ้างถึงใน ภูคำ พิมจักร, 2546) กล่าวว่าที่สภาวะที่แบคทีเรียขาดแคลนสารอาหาร อัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันกรณีที่ถ้าระบบมีไนไตรท์จะเกิดได้ดีกว่ามีไนเตรท โดยมีอัตราจำเพาะประมาณ 0.22 มิลลิกรัมไนเตรทไนโตรเจนต่อกรัมเอ็มแอลเอสเอสต่อชั่วโมง และ 0.4 มิลลิกรัมไนไตรท์ไนโตรเจนต่อกรัมเอ็มแอลเอสเอสต่อชั่วโมง และถ้าระบบมีแหล่งคาร์บอนอย่างเพียงพอก็จะมีอัตราจำเพาะประมาณ 5.1 มิลลิกรัมไนเตรทไนโตรเจนต่อกรัมเอ็มแอลเอสเอสต่อชั่วโมง และ 7.1 มิลลิกรัมไนไตรท์ไนโตรเจนต่อกรัมเอ็มแอลเอสเอสต่อชั่วโมง

9) อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน แบคทีเรียซึ่งเป็นชนิดเฮเทอโรทรอฟส่วนใหญ่ต้องใช้คาร์บอนเป็นแหล่งพลังงานในการทำงาน อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนจึงมีความสำคัญต่อกระบวนการนี้ โดยทฤษฎีแล้วอัตราส่วนนี้จะเท่ากับ 5-10 สำหรับน้ำเสียยุโรปหรืออเมริกา ในทางปฏิบัติแล้วอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรทไนโตรเจนควรเท่ากับ 3-7 เป็นอย่างน้อย ตารางที่ 2.5 สรุปปริมาณสารอาหารหรือแหล่งพลังงานที่สามารถนำมาใช้ในกระบวนการนี้ได้ โดยวิศวกรควรให้ความสนใจเป็นพิเศษกับการใช้สารอินทรีย์ในสลัดจ์และน้ำเสีย โดยเฉพาะอย่างยิ่งจากโรงผลิตสุราหรือเบียร์ เพราะไม่ต้องเสียค่าใช้จ่ายหากไม่สามารถหาได้แล้วจึงควรเลือกใช้เมธานอลหรือกรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนเสริมจากภายนอก และแม้ว่าค่าเฉลี่ยของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนจะอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ก็ตาม แต่อัตราส่วนนี้ก็มีค่าไม่แน่นอนตลอดเวลา โดยสามารถแปรผันตามเวลาในแต่ละวันหรือตามวันในแต่ละสัปดาห์ ซึ่งทำให้น้ำทิ้งไม่ได้มาตรฐานในบางขณะได้ ดังนั้นหากต้องการผลิตน้ำทิ้งให้ได้คุณภาพน้ำดีตลอดเวลา ก็จำเป็นต้องมีการเติมสารอาหารคาร์บอนจากภายนอกด้วย

ตารางที่ 2.5 อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนที่เหมาะสมสำหรับสารอินทรีย์ต่างๆ ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Henze และคณะ, 1996)

สารอินทรีย์	ซีโอดีต่อไนโตรเจนที่เหมาะสม	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	กรัมMeOHต่อกรัมไนโตรเจน
	3.5 - 4.1	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน
	1.0 - 1.2	โมลMeOHต่อโมลไนโตรเจน
กรดอะซิติก	2.9 - 3.5	กรัมHAcต่อกรัมไนโตรเจน
	3.1 - 3.7	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน
	0.9 - 1.1	โมลHAcต่อโมลไนโตรเจน

2.7 สมดุลมวลของซีโอดี ซัลเฟอร์และไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนเมื่อมีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ในน้ำเสีย

2.7.1 สมดุลมวลของซีโอดี

เนื่องจากในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่มีซัลเฟตและไนเตรทเข้ามาเกี่ยวข้อง จะมีการแข่งขันกันระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงในการใช้สารอาหาร ดังนั้นในการวัดว่าแบคทีเรียชนิดใดสามารถใช้สารอาหารได้ในสัดส่วนเท่าใด สามารถวัดได้คร่าวๆ ด้วยปริมาณซีโอดีที่ถูกใช้ไปโดยแบคทีเรียแต่ละชนิด

ซีโอดี คือ ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ทั้งที่แบคทีเรียย่อยสลายได้และไม่สามารถย่อยสลายได้ในน้ำเสียเกิดการเปลี่ยนเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำซึ่งเป็นผลผลิตสุดท้ายของปฏิกิริยา ดังสมการ

$$\underset{(\text{เกินพอ})}{CHO + Cr_2O_7^{2-}} \longrightarrow \underset{(\text{เหลือ})}{CO_2 + H_2O + Cr^{3+} + Cr_2O_7^{2-}}$$

ส่วนสารจำพวกกรดอะมิโนจะถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นผลสุดท้ายของปฏิกิริยาแทน ซึ่งปัจจัยสำคัญในการวิเคราะห์ซีโอดี คือ ปฏิกิริยาออกซิเดชันที่เกิดขึ้นต้องอาศัยสารออกซิไดซ์อย่างแรง และต้องเกิดขึ้นภายใต้สภาวะที่เป็นกรดเข้มข้นและมีอุณหภูมิสูง

จากหลักการของการวิเคราะห์ซีโอดีที่ใช้สารออกซิไดซ์อย่างแรงย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเพื่อให้ได้ผลิตภัณฑ์เป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ดังนั้นค่าซีโอดีจึงเป็นพารามิเตอร์ที่ใช้แสดงค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำได้ แต่การใช้สารออกซิไดซ์ที่มีอำนาจในการออกซิไดซ์สูง เช่น ไดโครเมต ทำให้สารให้อิเล็กตรอนอื่นในระบบที่ไม่เป็นสารอินทรีย์ที่ให้อิเล็กตรอนกับไดโครเมต และเปลี่ยนไปอยู่ในอีกรูปหนึ่ง เช่น ซัลไฟด์อิออนถูกออกซิไดซ์โดยไดโครเมตเป็นซัลเฟต เป็นต้น ดังนั้นการวัดซีโอดีจึงไม่ได้เป็นการวัดสารอินทรีย์ในน้ำเพียงอย่างเดียว แต่เป็นการวัดปริมาณสารให้อิเล็กตรอนในน้ำทั้งหมด ดังนั้นต้องพยายามกำจัดสารให้อิเล็กตรอนอื่นๆ ในน้ำก่อนการวัดค่าซีโอดี เช่น การปรับพีเอชของน้ำเสียให้ต่ำลงเพื่อไล่ไฮโดรเจนซัลไฟด์ในน้ำเสีย เป็นต้น

สมดุลมวลของซีโอดีก่อนและหลังกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถพิจารณาได้ดังสมการด้านล่างนี้

$$COD_{in} = \text{soluble } COD_{eff} + CH_{4gas}\text{-}COD + \text{soluble } CH_4\text{-}COD + COD_{acc} + \Delta SO_4^{2-}\text{-}COD + \Delta NO_3^{-}\text{-}COD \qquad \text{..........(2.1)}$$

เมื่อ

- COD_{in} = ซีโอดีทั้งหมดก่อนเข้าระบบ
- soluble COD_{eff} = ซีโอดีละลายหลังผ่านระบบ
- $CH_{4\,gas}$-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

$$CH_4 + 2O_2 \longrightarrow CO_2 + 2H_2O \qquad \text{..........(2.2)}$$

16 g.   64g   44 g.

สถาบันวิทยบริการ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

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

- ซีโอดีในรูปของก๊าซมีเทนหาได้จาก

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

เมื่อ

$CH_{4\,gas}$-COD	= ซีโอดีในรูปของก๊าซมิเทน (มิลลิกรัมต่อลิตร)
Total gas volume	= ปริมาตรก๊าซทั้งหมด (มิลลิลิตรต่อวัน)
% CH_4	= ร้อยละของก๊าซมีเทน
24.86	= ปริมาตรก๊าซ 1 โมล ที่ 30 ºC (ลิตร) (ปริมาตรก๊าซ 1 โมล ที่ 0 ºC = 22.4 ลิตร)
Q	= อัตราการไหลของน้ำเสียต่อวัน (ลิตรต่อวัน)
16	= น้ำหนักของมีเทน 1 โมล (กรัม)
4	= ซีโอดีของก๊าซมีเทน 1 กรัม (กรัม)

- ซีโอดีในรูปมีเทนละลายน้ำในน้ำออกหาได้จาก

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

เมื่อ

K_h	= ค่าคงที่ของเฮนรีสำหรับก๊าซมีเทนที่ 30 ºC (โมล/ลิตร)
	= 12.4×10^{-4}
Partial Pressure of CH_4	= ความดันพาร์เชียลของก๊าซมีเทน (สัดส่วนก๊าซมีเทน)

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

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

576 g 342 g 204 g

$$C_{12}H_{22}O_{11} + 12O_2 \longrightarrow 12CO_2 + 11H_2O \quad \text{..........(2.4)}$$

342 g 384 g

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 เพราะฉะนั้นค่า ΔSO_4^{2-}-COD คำนวณได้จากซัลเฟตที่ลดลง 3 มิลลิกรัม เกิดจากการใช้ซีโอดีเทียบเท่า 2 มิลลิกรัม

ส่วน ΔNO_3^- - COD คำนวณได้จากสมการที่ 2.5 และ 2.6

$$9.6NO_3^- + C_{12}H_{22}O_{11} + 9.6H^+ \longrightarrow 4.8N_2 + 12CO_2 + 15.8H_2O \qquad \text{..........(2.5)}$$

595.2 g   342 g   134.4 g

$$C_{12}H_{22}O_{11} + 12O_2 \longrightarrow 12CO_2 + 11H_2O \qquad \text{..........(2.6)}$$

342 g   384 g

จากสมการที่ 2.5 ไนเตรทที่ลดลง 595.2 กรัม เกิดจากการใช้สารอินทรีย์ (น้ำตาลทราย) 342 กรัม กลายเป็นไนโตรเจน 134.4 กรัม และจากสมการที่ 2.6 สารอินทรีย์ (น้ำตาลทราย) 342 กรัม คิดเทียบเป็นซีโอดีได้ 384 กรัม นั่นคือ ไนเตรทที่ลดลง 595.2 กรัม จะใช้ซีโอดี 384 กรัม เกิดเป็นไนโตรเจน 134.4 กรัม เพราะฉะนั้นค่า ΔNO_3^--COD คำนวณได้จากไนเตรทที่ลดลง โดยไนเตรทที่ลดลง 3.1 มิลลิกรัม เกิดจากการใช้ซีโอดีเทียบเท่า 2 มิลลิกรัม

ส่วนซีโอดีที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์จุลินทรีย์เป็นซีโอดีส่วนที่ไม่สามารถวัดได้ แต่ถ้าตั้งสมมติฐานว่า ซีโอดีที่ถูกย่อยสลายและไม่สามารถตรวจสอบได้ คือ ซีโอดีที่ถูกสะสมอยู่ในเซลล์จุลินทรีย์ เมื่อพิจารณาจากสมการ 2.1 จะได้

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

สมการ 2.7 ใช้ในการทดสอบความน่าเชื่อถือของข้อมูล โดยดูจากร้อยละของมวลซีโอดีที่ออกจากระบบต่อร้อยละของมวลซีโอดีเข้าระบบ เรียกว่า % COD recovery แต่จากสมการที่ 2.7 ค่าซีโอดีไม่สามารถตรวจสอบได้ คือซีโอดีที่ถูกเปลี่ยนสะสมอยู่ในเซลล์จุลินทรีย์ ดังนั้นค่า % recovery จะมีค่าเป็น 100% เสมอ แต่ในความเป็นจริงโอกาสที่จะวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ได้ถูกต้องทั้งหมด 100% เป็นไปได้ยาก ถ้าพิจารณาโดยถือว่าซีโอดีที่หายไปจากการเปลี่ยนเป็นเซลล์จุลินทรีย์มีค่าน้อย เนื่องจากเป็นระบบไร้ออกซิเจนที่มีเวลากักเซลล์ยาวนาน ค่า Yield observed มีค่าต่ำมาก สามารถตัดทิ้งได้โดยไม่ต้องนำมาพิจารณา ประโยชน์ที่ได้ก็คือสามารถตรวจสอบความ

น่าเชื่อถือในการทำงานทั้งหมดได้จากสมดุลมวลของซีโอดีที่ถูกสร้างขึ้นมาและจากพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้อง ดังนั้น %COD recovery สามารถหาได้จากสมการ 2.8

$$\% \text{ COD recovery} = [(\text{soluble COD}_{eff} + CH_{4gas}\text{-COD} + \text{soluble } CH_4\text{-COD} + \Delta SO_4^{2-}\text{-COD} + \Delta NO_3^{-}\text{-COD}) / \text{COD}_{in}] \times 100 \quad \ldots\ldots\ldots.(2.8)$$

นอกจากนั้น จากสมดุลมวลของซีโอดีที่สร้างขึ้นยังทำให้หาสัดส่วนซีโอดีที่ถูกใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และดีไนติฟายอิงแบคทีเรีย โดยเรียกว่า เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน ซึ่งหาได้จากสมการ 2.9 – 2.11

$$\% \text{ electron flow to MBP} = [(CH_4\text{-COD}) / (CH_4\text{-COD}+\Delta SO_4^{2-}\text{-COD}+\Delta NO_3^{-}\text{-COD})] \times 100\ldots\ldots\ldots\ldots(2.9)$$

$$\% \text{ electron flow to SRB} = [(\Delta SO_4^{2-}\text{-COD}) / (CH_4\text{-COD}+\Delta SO_4^{2-}\text{-COD}+\Delta NO_3^{-}\text{-COD})] \times 100\ldots\ldots(2.10)$$

$$\% \text{ electron flow to MBP} = [(\Delta NO_3^{-}\text{-COD}) / (CH_4\text{-COD}+\Delta SO_4^{2-}\text{-COD}+\Delta NO_3^{-}\text{-COD})] \times 100\ldots\ldots.(2.11)$$

จากเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน เราสามารถเปรียบเทียบการแข่งขันระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงได้ โดยแบคทีเรียชนิดใดที่มีเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนมากกว่าจะเป็นแบคทีเรียที่มีความโดดเด่น (Predominate) มากกว่าในระบบนั้นๆ

2.7.2 สมดุลมวลของซัลเฟอร์

เมื่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตใช้ซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซัลเฟตจะถูกรีดิวซ์และเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของซัลไฟด์ โดยซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นมีอยู่หลายรูปแบบ ได้แก่ ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในวัฏภาคก๊าซ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว HS^- และ S^{2-} ในวัฏภาคของเหลว รวมถึงซัลไฟด์ที่ตกตะกอนผลึกกับโลหะหนักเป็นตะกอนผลึกของโลหะซัลไฟด์ โดยสภาวะสมดุลระหว่างก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัวสามารถอธิบายได้โดยใช้กฎของเฮนรี ส่วนสัดส่วนระหว่างไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว HS^- และ S^{2-} สามารถดูได้จากพีเอชของระบบบำบัด

สมดุลมวลของซัลเฟอร์ในระบบหาได้จาก

$$SO_4^{2-}{}_{in} = SO_4^{2-}{}_{eff} + S^{2-} + HS^- + H_2S_{aq} + H_2S_{gas} \quad \ldots\ldots..(2.12)$$

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

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

2.7.3 สมดุลมวลไนโตรเจน

เมื่อแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ไนเตรทจะถูกรีดิวซ์และเปลี่ยนไปอยู่ในรูปไนโตรเจน

สมดุลมวลของไนโตรเจนในระบบหาได้จาก

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

เมื่อ

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

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

NO_2^- = ไนโตรเจนในรูปไนไตรท์

N_2O = ไนโตรเจนในรูปไนตรัสออกไซด์

$N_{2\,gas}$ = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจน

Soluble N_{2gas} = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจนที่ละลายน้ำ

และ

$$\% \text{ nitrogen recovery} = [(NO_3^-{}_{eff} + N_{2gas} + \text{soluble } N_{2gas}) / NO_3^-{}_{in}] \times 100 \quad \text{……..(2.15)}$$

โดยไนโตรเจนในรูป NO_2^- และ N_2O มักไม่พบในระบบจริงเพราะเป็นรูปของไนโตรเจนที่ไม่เสถียร ซึ่งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันรูปของไนโตรเจนก๊าซที่พบมากที่สุดคือก๊าซไนโตรเจน

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

$$2\,NO_3^- + 12\,H^+ + 10e^- \longrightarrow N_2 + 6H_2O \quad \text{……..(2.16)}$$

124 g 10 โมล 28 g

จากสมการด้านบน จะเห็นได้ว่า ไนเตรทที่ลดลง 124 กรัม เกิดจากการรับอิเล็กตรอน 10 โมล กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน 28 กรัม โดย N_{2gas} หาได้จากการวัดปริมาตรก๊าซทั้งหมดและวัดสัดส่วนของก๊าซไนโตรเจนในปริมาตรก๊าซทั้งหมด แล้วจึงเปลี่ยนปริมาตรก๊าซที่ได้เป็นจำนวนโมลของก๊าซไนโตรเจนด้วยกฎของก๊าซส่วน soluble N_2 คำนวณโดยใช้ทฤษฎีของเฮนรีเช่นเดียวกันกับการคำนวณซีโอดีในรูปของก๊าซมีเทน

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

โดย น้ำหนักของไนโตรเจน 1 โมล = 28 กรัม

K_h = ค่าคงที่ของเฮนรีสำหรับก๊าซไนโตรเจนที่ 30 ºC (โมล/ลิตร)

= 6.03×10^{-4}

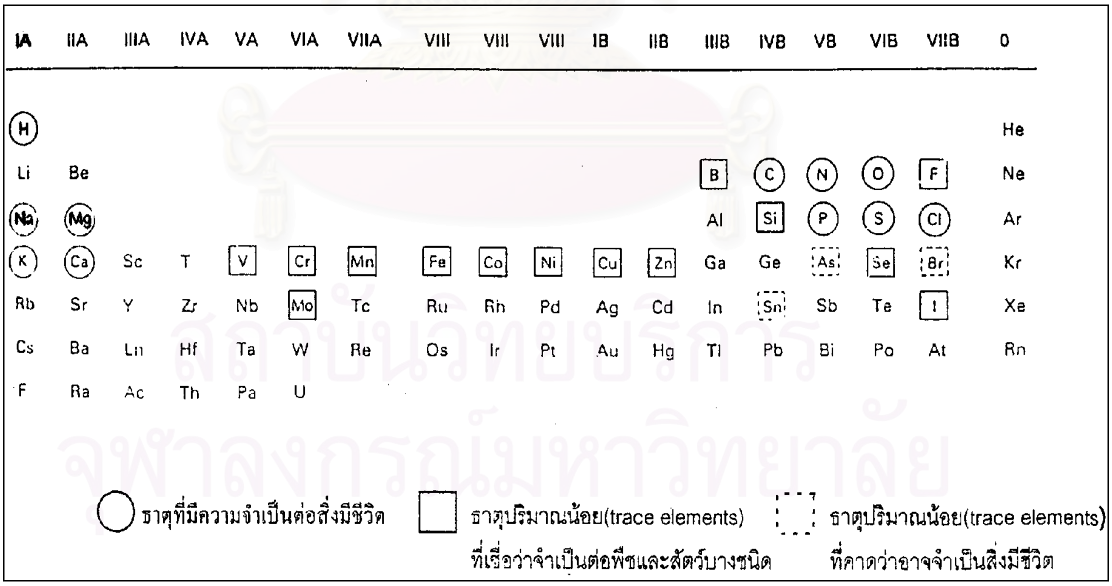
2.8 ความสำคัญของแคลเซียมกับทฤษฎีการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบี

ธาตุต่างๆ มีความสัมพันธ์กับสิ่งมีชีวิต โดยมีหน้าที่ในการควบคุมความดันออสโมติกเป็นสารเชื่อมประสานโครงสร้าง (Structural Glue) เป็นหัวใจสำคัญของตัวเร่งปฏิกิริยา (Catalyze) หลายๆ ปฏิกิริยาภายในเซลล์ ซึ่งความสำคัญของธาตุเหล่านี้ในการกระตุ้นปฏิกิริยาทางชีวะพบว่ามากกว่าหนึ่งในสามของเอ็นไซม์หลักทั้งหมดเป็นพวก Metalloenzyme และมากกว่าหนึ่งในสี่ของธาตุทั้งหมดบนตารางธาตุมีความจำเป็นต่อการดำรงชีวิตของสิ่งมีชีวิต ดังรูปที่ 2.18 ซึ่งสามารถแบ่งธาตุเหล่านี้ออกได้เป็น 3 กลุ่ม ได้แก่

1) กลุ่มธาตุที่มีความจำเป็นต่อสิ่งมีชีวิตทั่วไป

2) กลุ่มธาตุที่มีปริมาณน้อย (Trace Elements) และสิ่งมีชีวิตมีความต้องการในปริมาณที่น้อย

3) กลุ่มธาตุที่คาดว่าอาจมีความจำเป็นต่อสิ่งมีชีวิต



รูปที่ 2.18 ธาตุที่มีความจำเป็นต่อสิ่งมีชีวิต (Silva และ Williams, 1991 อ้างถึงใน ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์, 2539)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

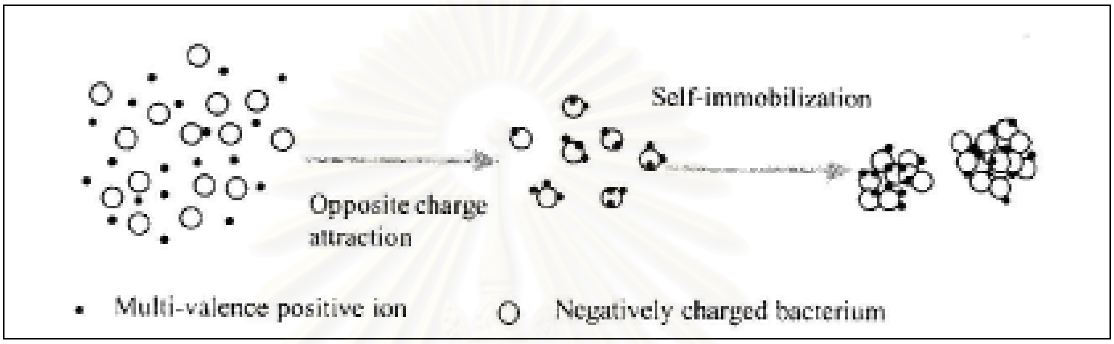
จากรูปที่ 2.18 แคลเซียม (Ca) เป็นธาตุในกลุ่มธาตุที่มีความจำเป็นต่อสิ่งมีชีวิตที่อยู่ในหมู่ IIA ซึ่งมีความสามารถในการละลายน้ำได้สูง ทำให้อยู่ในรูปที่สิ่งมีชีวิตสามารถนำมาใช้ได้ (Bioavailability) ด้วยเหตุนี้จึงพบแคลเซียมได้มากในทะเล ในพืชและในสัตว์

ด้านความสำคัญของแคลเซียมต่อสลัดจ์ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน Singh, Kumar และ Ojha (1999) กล่าวว่า แคลเซียมมีผลด้านบวกต่อความสามารถของพวกแอนแอโรบิกสลัดจ์ในการจับตัวกันเป็นเม็ดตะกอน โดยแคลเซียมจะเป็นตัวทำให้เกิดการรวมตัวกัน (Binding) ระหว่างสลัดจ์ทำให้สลัดจ์มารวมตัวกันหนาแน่นและมีเสถียรภาพมากยิ่งขึ้น ส่งผลให้เกิดการชะล้างออกจากถังปฏิกรณ์น้อยลง นอกจากนี้แคลเซียมยังเป็นธาตุที่มีความจำเป็นต่อจุลินทรีย์สายพันธุ์ *Methanosarcina* รวมถึง *M .Barkeri* ด้วย และยังเป็นธาตุหลักที่พบใน *Methanospirillum Hungatei* สำหรับในถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมแคลเซียมและฟอสเฟต จะพบว่าบริเวณผิวรอบนอกของเม็ดตะกอนจะพบ *Methanothrix soehngenii*เป็นสายพันธุ์หลัก และการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากเกินไปจะเป็นสาเหตุให้เกิดการตกตะกอนของแคลเซียมคาร์บอเนต ($CaCO_3$) และแคลเซียมไฮโดรเจนฟอสเฟต ($CaHPO_4$) ซึ่งเป็นสภาวะที่ไม่เหมาะต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Cail และ Barford (1985 อ้างถึงใน Singh และคณะ, 1999) กล่าวว่า กระบวนการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะถูกกระตุ้นโดยแคลเซียมที่มีความเข้มข้นมากกว่า 150 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยแคลเซียมจะมีหน้าที่สำคัญในการทำให้ประจุเป็นกลาง (Neutralisation) หรือเป็นสะพานเชื่อมระหว่างเซลล์ (Binding) เข้าด้วยกัน ด้วยเหตุนี้ภายในถังปฏิกรณ์จึงควรมีแคลเซียมในปริมาณที่เหมาะสม และแคลเซียมที่ใช้โดยทั่วไปมักจะอยู่ในรูปของแคลเซียมคลอไรด์ ($CaCl_2$)

Yu, Tay และ Fang (2001) กล่าวว่า แคลเซียมเป็นองค์ประกอบของ Extracellular Polysaccharides และโปรตีน ซึ่งถูกใช้เป็นตัวเชื่อมเซลล์เข้าด้วยกัน โดยแคลเซียมจะเกี่ยวข้องกับกระบวนการดูดซับ (Adsorption) เนื่องจากแคลเซียมมีความสามารถในการเชื่อมระหว่างหมู่คาร์บอกซิลซึ่งมีประจุลบและหมู่ฟอสเฟตที่อยู่บริเวณผิวเซลล์ของแบคทีเรีย โดยทั่วไปแล้วที่ผิวเซลล์ของแบคทีเรียและ Extracellular Polymers จะมีประจุลบ การที่แต่ละเซลล์จะมารวมตัวกันเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้นั้น ต้องอาศัยประจุบวกมาเป็นตัวเชื่อมหรือตัวประสาน ส่วนมากมักจะเป็นประจุสองบวก คือ Ca^{2+} ซึ่งจะเป็นตัวเชื่อมระหว่างองค์ประกอบเหล่านั้นให้เข้ากัน ดังนั้นการที่มีแคลเซียมอยู่จะช่วยให้การเชื่อมระหว่างเซลล์กับโพลีแซคคาไรด์ และโพลีแซคคาไรด์กับโพลีแซคคาไรด์เข้าด้วยกันเกิดได้ดียิ่งขึ้น แต่ในทางตรงกันข้าม การที่มีแคลเซียมมากเกินไปในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นจะทำให้เกิดอันตรายต่อ Activity ของแบคทีเรียและโครงสร้างของเม็ดตะกอนได้เช่นกัน ทั้งนี้ปริมาณของแคลเซียมที่จะตกตะกอนในแต่ละถังปฏิกรณ์จะแตกต่างกันขึ้นอยู่กับ 2 ปัจจัยได้แก่ ความเข้มข้นของแคลเซียมในน้ำเข้า โดยถ้าความเข้มข้นของแคลเซียมในน้ำเข้าสูงก็จะเกิดการตกตะกอนของแคลเซียมสูงเช่นกัน และอีกปัจจัยหนึ่งคือ ความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเข้าและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี

Liu และคณะ (2003) กล่าวถึง ทฤษฎีในการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในหัวข้อ Multi-valence positive ion-bonding model ไว้ว่า โดยทั่วๆ ไปภายใต้ pH ที่เป็นกลาง ที่ผิวเซลล์ของแบคทีเรียจะมีประจุลบ การจะทำให้กระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เกิดได้เร็วขึ้นนั้น จะต้องลดแรงไฟฟ้าสถิตย์ (Electrostatic) ระหว่างประจุลบของเซลล์แบคทีเรีย โดยการเหนี่ยวนำให้เกิดประจุบวกรอบๆ เซลล์แบคทีเรีย ประจุบวกที่ใช้เป็นตัวเหนี่ยวนำ เช่น แคลเซียมอิออน เหล็กอิออน อลูมิเนียมอิออน หรือแมกนีเซียมอิออน ดังรูปที่ 2.19



รูปที่ 2.19 การเกิด Multi-valence positive ion-bonding model (Liu และคณะ, 2003)

การลดแรงไฟฟ้าสถิตย์ระหว่างเซลล์แบคทีเรีย เป็นทฤษฎีของกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนที่ได้รับการยอมรับและสนับสนุน โดยการเติมแคลเซียมอิออน (Ca^{2+}) ที่ความเข้มข้น 80-200 มิลลิกรัมต่อลิตร แมกนีเซียมอิออน (Mg^{2+}) ที่ 12-120 มิลลิกรัมต่อลิตร หรืออลูมิเนียมอิออน (Al^{3+}) ที่ 300 มิลลิกรัมต่อลิตร จะช่วยเพิ่มอัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีได้ อย่างไรก็ตามความเข้มข้นของแคลเซียมที่สูงมากกว่า 500 มิลลิกรัมต่อลิตร หรือ 600 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเป็นอันตรายต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน และความเข้มข้นของแคลเซียมที่สูงจะเป็นสาเหตุให้เกิดปัญหาในการเดินระบบบำบัดได้ เช่น เกิดการตกตะกอนและการสะสมของแคลเซียมในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และการลด Activity ของแบคทีเรียในเม็ดตะกอน

ทฤษฎี Multi-valence positive ion-bonding model นี้มีพื้นฐานมาจากปฏิสัมพันธ์ของแรงไฟฟ้าสถิตย์อย่างง่ายระหว่างประจุลบของแบคทีเรียและประจุบวก จากรูปที่ 2.19 อธิบายได้ว่า เมื่อผิวเซลล์ 2 ผิวเซลล์ที่มีประจุเหมือนกันอยู่ใกล้กัน จะมีพลังงานอิสระเป็นตัวกั้นระหว่างเซลล์เหล่านั้นอยู่ ทำให้เกิดแรงผลักกัน ซึ่งแรงนี้จะเป็นตัวป้องกันการเข้าใกล้กันระหว่างเซลล์หนึ่งกับเซลล์อื่นๆ ในกรณีที่มีประจุบวกอยู่ด้วยประจุบวกจะช่วยทำให้ประจุลบบางส่วนที่ผิวเซลล์ของแบคทีเรียเป็นกลาง โดยการเกิดการดูดซับ (Adsorption) ขึ้น ด้วยเหตุนี้เองที่ทำให้แรงไฟฟ้าสถิตย์ที่ถูกปล่อยออกมาระหว่างเซลล์แบคทีเรียลดลงได้ ประจุบวกจะเป็นจุดเริ่มของการเกิดปฏิสัมพันธ์

ระหว่างเซลล์หนึ่งกับอีกเซลล์หนึ่ง ซึ่งเป็นขั้นตอนสำคัญในการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ นอกจากนี้ประจุบวกที่ล้อมรอบอยู่นั้นอาจจะทำให้เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ โดยการเกิดพันธะกับ Extracellular Enzyme ได้อีกด้วย ความสัมพันธ์กันระหว่าง Extracellular Enzyme และแคลเซียมอิออน (Ca^{2+}) ถูกกล่าวเป็นนัยว่า แคลเซียมอิออน (Ca^{2+}) อาจเป็นสะพานเชื่อมให้กับ Extracellular Enzyme และ Extracellular Enzyme และเชื่อมเซลล์กับ Extracellular Enzyme เข้าด้วยกัน เพื่อทำให้เกิดการรวมตัวเป็นโครงสร้างแบบ 3 มิติของจุลินทรีย์ ซึ่งทำให้แบคทีเรียสามารถเจริญเติบโตเป็นเม็ดต่อไปได้

Lengerak และคณะ (1998) กล่าวว่า ปริมาณแคลเซียมที่มากในน้ำเข้า จะทำให้เกิดการตกตะกอนของแคลเซียมคาร์บอเนต ($CaCO_3$) ในปริมาณที่มากได้ ซึ่งจะทำให้เกิดปัญหาตามมา เช่น การเกิดเป็นคราบติดที่ผนังถังปฏิกรณ์และท่อน้ำออก การเกิดการสูญเสีย Buffer Capacity การลดประสิทธิภาพในการเกิดการชะล้างของสลัดจ์ในปริมาณที่เหมาะสม การสูญเสีย Activity ของพวกแบคทีเรียสร้างมีเทน และตะกอนของสารอนินทรีย์จะเข้าไปเกาะบริเวณช่องว่างภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ส่วนผลทางด้านบวกของการมีแคลเซียมในระบบคือ จะพบการสะสมของมวลชีวภาพ (Biomass) ดีขึ้นในถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้ออกซิเจนที่มีปริมาณแคลเซียมอิออนมากกว่า 2.5 กรัมต่อลิตร

2.9 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.9.1 การศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตด้วยระบบยูเอเอสบี

อุรชา เศรษฐ์ธีรกิจ (2542) ทำการศึกษาอิทธิพลของความเข้มข้นซีโอดีและซัลเฟตที่มีต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชัน โดยใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีระดับห้องปฏิบัติการ ลักษณะเหมือนกัน 3 ถัง ใช้น้ำเสียสังเคราะห์โดยมีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอนและโซเดียมซัลเฟตเป็นแหล่งซัลเฟต และเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตเป็นสารบัฟเฟอร์ อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตที่ทำการทดลอง คือ 4 และ 2 โดยใช้ความเข้มข้นซีโอดี 5 ค่า คือ 400, 600, 800, 1,000 และ1,200 มิลลิกรัมต่อลิตร จากการศึกษาพบว่า ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากับ 4 ประสิทธิภาพในการเกิดซัลเฟตรีดักชันสูงถึง 92.7 เปอร์เซ็นต์ สำหรับความเข้มข้นของซีโอดี 1,200 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนการทดลองที่อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากับ 2 ประสิทธิภาพการเกิดซัลเฟตรีดักชันสูงเท่ากันถึง 95.1 เปอร์เซ็นต์ สำหรับความเข้มข้นของซีโอดี 1,000 และ 1,200 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนั้นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมีค่าสูงกว่า 95 เปอร์เซ็นต์ ในทุกๆ การทดลอง โดยค่าเฉลี่ยสัดส่วนการใช้ซีโอดีระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทนและแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต มีค่าเท่ากับ 82.0 เปอร์เซ็นต์ MPB / 18.0 เปอร์เซ็นต์ SRB และ 62.9 เปอร์เซ็นต์ MPB / 37.1 เปอร์เซ็นต์ SRB ที่อัตราส่วนซีโอดี

ต่อซัลเฟต 4 และ 2 ตามลำดับ ซึ่งจากการทดลองแสดงให้เห็นว่า การแปรค่าความเข้มข้นซีโอดีและซัลเฟตที่เพิ่มขึ้นนี้ ทำให้ระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันเพิ่มขึ้น

อนุตร เปียงแก้ว (2542) ทำการศึกษาการควบคุมระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันด้วยปริมาณซัลเฟตและชนิดของแหล่งคาร์บอน โดยใช้น้ำตาลทรายและอะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอน แต่ละชุดป้อนด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นซัลเฟตเป็น 42, 84 และ 840 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าซีโอดีคงที่ตลอดการทดลองคือ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากับ 12, 6 และ 0.6 ตามลำดับ จากการศึกษาพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากับ 0.6, 6 และ 12 ระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันมีค่าเท่ากับ 66, 87 และ 90 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อใช้น้ำตาลทราย และเท่ากับ 72, 82 และ 80 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อใช้อะซิเตท ซึ่งเมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตมีค่ามากกว่า 6 การเกิดซัลเฟตรีดักชันจะเกิดได้เต็มที่ เนื่องจากมีซีโอดีอยู่ในระบบมากเกินพอขณะที่มีซัลเฟตอยู่อย่างจำกัด ซัลเฟตในระบบจึงถูกรีดิวซ์เกือบทั้งหมด ในขณะที่เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากับ 0.6 ระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันจะมีค่าลดลง เนื่องจากในระบบมีซัลเฟตอยู่มากเกินพอในขณะที่มีซีโอดีอยู่อย่างจำกัด ดังนั้นความเข้มข้นของซีโอดีจึงเป็นตัวควบคุมระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชัน นอกจากนี้จากผลการทดลองยังแสดงให้เห็นอีกว่า การใช้อะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอนทำให้ระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันมีค่าลดลงเมื่อเทียบกับการใช้น้ำตาลทราย

Koster และคณะ (1986) ทำการศึกษาการยับยั้งปฏิกิริยาการผลิตมีเทนของสลัดจ์ที่จับตัวเป็นเม็ดตะกอนจากถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีซึ่งใช้อะซิเตทเป็นสารอาหารที่ระดับพีเอชต่างๆ โดยทำการทดสอบในขวดซีรัมและปิดขวดสนิท ซึ่งจะทำให้พีเอชมีค่าคงที่ และทำให้ซัลไฟด์ไม่สามารถหนีออกจากระบบได้ จากการศึกษาพบว่า ความเป็นพิษเนื่องจากซัลไฟด์สัมพันธ์กับความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว โดยในช่วงพีเอช 6.4-7.2 ถูกยับยั้งที่ความเข้มข้น 250 มิลลิกรัมต่อลิตรของซัลเฟอร์ ในช่วงพีเอช 7.8-8.0 ถูกยับยั้งที่ความเข้มข้น 90 มิลลิกรัมต่อลิตรของซัลเฟอร์ ซึ่งเขาได้แสดงความคิดเห็นว่า ลักษณะการเกาะตัวของแบคทีเรียที่เป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะทำให้ทนต่อความเป็นพิษของซัลไฟด์ได้สูงขึ้น เพราะจะเกิดความแตกต่าง (Gradient) ระหว่างพีเอชในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และพีเอชของระบบ ที่ทำให้พีเอชส่วนในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สูงขึ้น

Reis และคณะ (1992) ทำการศึกษาผลของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต โดยนำเชื้อจากถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้ออกซิเจนที่รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของซัลเฟตและกรดแลกติกสูงมาเพาะเลี้ยง โดยใช้แลกเตดและซัลเฟตเป็นสารอาหาร ช่วงพีเอชที่ทำการศึกษา คือ 5.8-7.0 จากการศึกษาพบว่า อัตราการเจริญเติบโตสูงสุดเมื่อค่าพีเอชเป็น 6.7 และไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดจากปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันมีผลโดยตรงต่อการยับยั้งแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต โดยการยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์เมื่อ

ความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์เท่ากับ 547 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถฟื้นตัวได้เมื่อไล่ซัลไฟด์ออกจากตัวกลางแล้ว

2.9.2 การศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรทด้วยระบบยูเอเอสบี

Hendriksen และ Ahring (1996) ทำการศึกษาการรวมการกำจัดไนเตรทและคาร์บอนในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีแบบขั้นตอนเดียว โดยศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันและกระบวนการสร้างมีเทนจากน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีส่วนประกอบของกรดไขมันระเหยและไนเตรท เริ่มต้นระบบโดยการเติมสลัดจ์ที่เป็นพวกสร้างมีเทน และปรับความคุ้นเคยของไนเตรทโดยการค่อยๆ เพิ่มความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำเข้า จากการศึกษาพบว่า คาร์บอนที่มากเกินไม่ได้ถูกใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในการเปลี่ยนไปเป็นมีเทน และระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวเมื่อความเข้มข้นของไนเตรทเป็น 336 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน และที่ซีโอดี 6,600 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวันและพบว่ามากกว่า 99 เปอร์เซ็นต์ของไนเตรทและคาร์บอนสามารถถูกกำจัดได้ จากการศึกษามวลชีวภาพภายในถังปฏิกรณ์นี้ พบว่าประมาณ 90 เปอร์เซ็นต์ของไนเตรทที่ถูกเติมเข้าไปนั้น จะถูกเปลี่ยนกลับไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ในส่วนของเม็ดตะกอนนั้นพบการเปลี่ยนแปลงในช่วง 5 เดือนแรกหลังจากทำการเดินระบบ โดยสลัดจ์มีลักษณะเป็นปุยและลอยน้ำ ซึ่งเกิดเนื่องจากการเปลี่ยนสายพันธุ์ของแบคทีเรียจากการมีไนเตรทในน้ำเข้า อย่างไรก็ตามหลังจากนั้น 2 เดือนต่อมาเม็ดตะกอนจะมีความหนาแน่นมากขึ้นและตกตะกอนได้ดีขึ้น แต่ทั้งนี้ลักษณะของเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบนี้ ได้แก่ เส้นผ่านศูนย์กลางและความหนาแน่น เมื่อเปรียบเทียบกับในระบบที่มีแต่เฉพาะคาร์บอนซึ่งจะพบแบคทีเรียสร้างมีเทนเท่านั้น พบว่าเม็ดตะกอนที่พบในระบบที่มีไนเตรทรวมอยู่ด้วยนั้นจะมีความแข็งแรงต่ำกว่าในระบบที่มีแต่เฉพาะคาร์บอนเท่านั้น

Bilanovic และคณะ (1999) ทำการศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ความเข้มข้นของไนเตรทสูงถึง 750 มิลลิกรัมต่อลิตร เดินระบบแบบแบตซ์โดยใช้แหล่งคาร์บอนเปรียบเทียบจาก 3 แหล่ง ได้แก่ เมทานอล โซเดียมอะซิเตท และน้ำออกจากระบบ Anaerobic Digesters ภายใต้สภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจนสลับกัน เพื่อสร้างสภาวะให้เกิดแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงที่มีลักษณะเป็น Bio-Flocks ซึ่งเป็นลักษณะของตะกอนที่ดีมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรท จากการศึกษาพบว่าสภาวะที่เป็นแอนอกซิก คือ มีและไม่มีออกซิเจนนี้ไม่เพียงแต่ทำให้เกิด Bio-Flocks ที่มีประสิทธิภาพเท่านั้น แต่ยังช่วยเพิ่มการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันใน Bio-Flocks ได้อีกด้วย ซึ่ง Bio-Flocks ที่พบมีความเข้มข้น 4-5 กรัมวีเอสเอสต่อลิตร สำหรับในแหล่งคาร์บอนทั้ง 3 แหล่ง สามารถที่จะกำจัดไนเตรทได้สูงสุดที่ 0.486 กรัมไนเตรทไนโตรเจนต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน นอกจากนี้ยังพบการสะสมของไนไตรท์ในน้ำออกในบางการทดลอง แต่ไม่มีผลยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

Cervantes, Rosa และ Gomez (2001) ทำการศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี โดยเดินระบบที่ความเข้มข้นของไนเตรทแตกต่างกัน ได้แก่ 125, 250 และ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนเตรท คงที่คือ 1.2 โดยใช้อะซิเตทเป็นตัวให้อิเล็กตรอนในระบบ จากการศึกษาพบว่า การสะสมของไนไตรท์จะเพิ่มมากขึ้นเมื่อความเข้มข้นของไนเตรทเพิ่มขึ้น และแอมโมเนียมอิออน (NH_4^+) ที่ความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน จะเป็นประโยชน์ต่อการเดินระบบ ขณะที่อะซิเตทจะค่อยๆ กลายเป็นตัวจำกัดในระบบ การลดการสะสมของไนไตรท์สามารถทำได้โดยทำให้อัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนเตรท เป็น 0.6 เพื่อลดอัตราการเกิดรีดักชันของไนไตรท์ภายในถังปฏิกรณ์ และไนไตรท์จะแสดงความเป็นพิษเมื่อมีความเข้มข้น 200-400 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งจะเป็นสาเหตุยับยั้งการกำจัดไนโตรเจนได้ นอกจากนี้ยังพบอีกว่าแอมโมเนียมสามารถทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนได้อีกตัวหนึ่งในระหว่างการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และการเพิ่มแอมโมเนียมเข้าไปในระบบนี้จะทำให้ระบบสามารถที่จะกำจัดไนโตรเจนได้ โดยที่จะเกิดการสะสมของสารตัวกลางที่ไม่ต้องการในปริมาณเพียงเล็กน้อย

2.9.3 การศึกษากระบวนการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบี

Visser และคณะ (1993) ทำการศึกษาการรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนและการเกาะติดของแบคทีเรียสร้างมีเทนและแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีที่มีอัตราการบำบัดสูง 3 ถัง ป้อนด้วยชนิดของสารอาหารแตกต่างกัน ได้แก่ ถังแรกเป็นระบบสร้างมีเทน ถังที่สองเป็นระบบสร้างซัลไฟด์ และถังที่สามเป็นระบบผสมระหว่างสองระบบแรก จากการศึกษาพบว่า ลักษณะของเชื้อจุลินทรีย์ในถังทั้งสามแตกต่างกัน โดยเชื้อจุลินทรีย์ในระบบสร้างซัลไฟด์ไม่เกิดการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ส่วนอีกสองระบบที่เหลือเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ดี และมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางใกล้เคียงกัน นอกจากนั้นยังพบว่า การสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของแบคทีเรียสร้างมีเทนจะใช้เวลาสั้นกว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต ดังนั้นในระบบจึงควรมีแบคทีเรียสร้างมีเทนอยู่ด้วย เพราะแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตขาดความสามารถในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในเวลาอันสั้น

Alphenaar และคณะ (1993 อ้างถึงใน Visser, 1994) ทำการศึกษากระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตพบว่า กระบวนการซัลเฟตรีดักชันจะเป็นกระบวนการหลักในการกำจัดสารอินทรีย์ถ้าหากมีเวลามากพอ และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะเกิดขึ้นได้ดี แต่อย่างไรก็ตามในการทดลองเดียวกันนี้ พบว่า แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตไม่สามารถสร้างเม็ดตะกอนขึ้นมาได้เองโดยไม่มีแบคทีเรียสร้างมีเทน โดยสลัดจ์ที่เกิดขึ้นจะมีลักษณะเป็นเพียงฟล็อคเท่านั้น ซึ่งสันนิษฐานว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตอาจใช้แบคทีเรียสร้างมีเทนเป็นแกนในการเกิดเม็ดตะกอน แสดงว่าในระบบผสมที่มีทั้งแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียสร้างมีเทนแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจะมีความสามารถในการเกาะติดเพียงพอที่จะแข่งขันกับแบคทีเรียสร้างมีเทนในการใช้สารอาหารทั้งไฮโดรเจนและอะซิเตท

Yan-Ling, Xing-Lian และ Sho-Hui (1995) ทำการศึกษากระบวนการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตหมึกพิมพ์ จากการศึกษาพบว่า เม็ดตะกอนจุลินทรีย์สามารถเกิดได้ภายใต้สภาวะที่มีและไม่มีการเติมคาร์โบไฮเดรตเป็นสารอาหาร แต่การเติมคาร์โบไฮเดรตเป็นสารอาหารจะสามารถช่วยเร่งอัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และนำไปสู่การกำจัดซีโอดีได้เพิ่มมากขึ้น นอกจากนี้พบว่า ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีที่ไม่มีการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas-Solid Separator; GSS) จะเหมาะสมต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากกว่า เนื่องจากจะช่วยเร่งการเกิดการชะล้างของสลัดจ์ที่ลอยตัวอยู่ให้ออกไปจากถังปฏิกรณ์ สำหรับน้ำเข้าที่มีความเข้มข้นต่ำมีความจำเป็นต่อกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 10 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน พบว่าซีโอดีและบีโอดีจะถูกกำจัดคิดเป็น 40-46 เปอร์เซ็นต์ และ 56-65 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีประมาณ 510 ลิตรต่อกิโลกรัมของซีโอดีที่ถูกกำจัด

Yan and Tay (1997) ทำการศึกษากระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่ประกอบด้วย Glucose, Peptone และ Meat Extract เป็นสารตั้งต้นรวมกับซีโอดีที่ความเข้มข้น 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร สลัดจ์ที่นำมาใช้มีลักษณะเป็นเม็ด จากการศึกษาพบว่าในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ Sludge Loading Rate (SLR) มีค่าเพิ่มขึ้น ส่วนค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วในช่วงเริ่มต้นระบบและเริ่มคงที่หลังจากเวลาผ่านไป 2 เดือน และอัตราส่วนของ Sludge Loading Rate (SLR) ต่อ Specific Methanogenic Activity (SMA) จะแสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ของการใช้สารตั้งต้นได้อย่างเพียงพอ โดยค่า SLR:SMA ที่ 0.8 เป็นค่าที่เหมาะสมต่อกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะเริ่มต้นอย่างช้าๆ ภายในช่วง 1 เดือนแรก หลังจากนั้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วภายใน 3 เดือน และเจริญเติบโตเต็มที่ภายในเวลา 4 เดือนหลังจากเดินระบบ โดยการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นจะพัฒนาจากส่วนด้านล่างของถังปฏิกรณ์และค่อยๆ สะสมขึ้นมา หลังจากนั้นจึงเกิดเป็นชั้นสลัดจ์ขึ้นมา ซึ่งเขาพบว่า กระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ แบ่งเป็น 3 ขั้นตอน ได้แก่

1) Acclimation เป็นช่วงการปรับตัวของจุลินทรีย์ในช่วงเริ่มต้นระบบ ช่วงนี้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะเริ่มเกิดขึ้นอย่างช้าๆ

2) Granulationในช่วงนี้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจากช่วงแรกจะเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว

3) Maturation ในช่วงนี้เป็นช่วงที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์เจริญเติบโตเต็มที่

เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่ประกอบด้วย *Methanothrix* sp. โดยมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของเม็ดตะกอนอยู่ที่ 2.6 มิลลิเมตร Specific Methanogenic Activity (SMA) มีค่า 1.2 กรัมCH_4-COD/g VSS d. และ Sludge Volume Index (SVI) มีค่า 9.5 มิลลิลิตรต่อกรัมวีเอสเอส

Gonzalez และคณะ (1998) ทำการศึกษาผลของอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สัดส่วนของธาตุอาหาร และอัตราส่วนสภาพด่างต่อซีโอดีที่มีผลต่อกระบวนการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี โดยใช้กากน้ำตาลเป็นสารตั้งต้น มีจุดประสงค์เพื่อศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยการควบคุมสภาพด่างและธาตุอาหารให้กับระบบ ใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีระดับห้องปฏิบัติการที่มีความจุ 16.5 ลิตร ความเข้มข้นของซีโอดีเท่ากับ 3,750 มิลลิกรัมต่อลิตร อัตราส่วนของสภาพด่างต่อซีโอดี ไนโตรเจนต่อซีโอดี และฟอสฟอรัสต่อซีโอดี เท่ากับ 1.06, 0.018 และ 0.0028 ตามลำดับ ทำการเดินระบบภายใต้สภาวะนี้ พบว่ามีการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังจากเดินระบบไปแล้วเป็นเวลา 30 วัน และขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยเฉลี่ยใหญ่ขึ้นเมื่อมีอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากขึ้น โดยเส้นผ่านศูนย์กลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เฉลี่ยสูงสุดที่ 3.1 มิลลิเมตร ซึ่งพบหลังจากเดินระบบไปแล้วเป็นเวลา 90 วัน นอกจากนี้หลังจากที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์เกิดสมบูรณ์แล้ว อาจไม่ต้องเติมไนโตรเจนและฟอสฟอรัสลงไปในระบบอีก และสัดส่วนของสภาพด่างต่อซีโอดีสามารถลดลงได้โดยที่ประสิทธิภาพของระบบไม่ลดลง

2.9.4 การศึกษาผลของการเติมแคลเซียมต่อกระบวนการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Langerak และคณะ (1998) ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยการเติมแคลเซียมอิออนในปริมาณที่สูง (600-1,200 มิลลิกรัมต่อลิตร) โดยศึกษาจากการพัฒนาของสลัดจ์ซึ่งดูจากปริมาณการตกตะกอนของสลัดจ์และปริมาณของมวลชีวภาพ (Biomass) ที่แตกต่างกัน โดยทดลองใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีระดับห้องปฏิบัติการจำนวน 4 ถัง เริ่มต้นระบบโดยการเติมเม็ดจุลินทรีย์เม็ดเล็กๆ เดินระบบเป็นเวลา 180 วัน ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์คงที่ตลอดการทดลองคือ 14 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน เติมแคลเซียมในน้ำเข้าที่ความเข้มข้นแตกต่างกัน จากการศึกษาพบว่า การเติมแคลเซียมอิออนที่ความเข้มข้น 1,200 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจะไม่คงที่ (60-90 เปอร์เซ็นต์) และจะพบการเกิดการยึดเกาะ (Cementation) ของสลัดจ์หลังจากเดินระบบไปแล้ว 180 วัน ซึ่งเป็นสาเหตุของการเกิดปัญหาในการเดินระบบ สำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแคลเซียมอิออนต่ำ คือ 600 มิลลิกรัมต่อลิตร จะพบการตกตะกอนของแคลเซียมน้อยกว่าและประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมีมากกว่า 98 เปอร์เซ็นต์ Activity ของพวกแบคทีเรียสร้างมีเทนจะมีค่าคงที่ที่ 0.7 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน นอกจากนี้การใช้สารตั้งต้นที่เป็น Non-acidified เช่น กลูโคสจะช่วยลดความเสี่ยงในการเกิดการยึดเกาะ (Cementation) ของสลัดจ์ ส่งผลให้เกิดการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ดีกว่า

Smul และ Verstraete (1999) ศึกษาผลของแคลเซียมอิออนที่มีผลต่อการแข่งขันระหว่างแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียสร้างมีเทน โดยใช้ถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีจำนวน 2 ถัง ถังแรกป้อนด้วยน้ำที่ไม่มีแร่ธาตุ 90 เปอร์เซ็นต์ ร่วมกับน้ำประปา 10 เปอร์เซ็นต์ ส่วนอีกถังใช้น้ำประปา (น้ำประปามีแคลเซียมอิออน 125 มิลลิกรัมต่อลิตร) เติมซัลเฟต 19.5 กรัมต่อลิตรต่อวัน

เติมอะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอน 6 กรัมซีโอดีต่อกรัมซัลเฟต จากการศึกษาพบว่า น้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแคลเซียมอิออนต่ำ ช่วยให้แบคทีเรียสร้างมีเทนเจริญเติบโตและใช้ซีโอดีได้ดีกว่าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแคลเซียมอิออนสูง ส่วนในการทดลองที่ใช้ความเข้มข้นของแคลเซียมอิออนสูง ซึ่งมีแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเป็นแบคทีเรียหลักในระบบ เมื่อเปลี่ยนน้ำเสียมาเป็นน้ำที่มีความเข้มข้นแคลเซียมอิออนต่ำ ไม่ทำให้ปริมาณแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตหรือสัดส่วนการใช้ซีโอดีลดลง เนื่องจากแคลเซียมอิออนช่วยให้เกิดการรวมตัว (Bridging) ระหว่างเซลล์ของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต ทำให้แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตสามารถดำรงอยู่ในระบบได้โดยไม่หลุดไปกับน้ำออก นอกจากนั้นยังไม่พบการเคลือบตัวของแคลเซียมอันอาจทำให้การขนส่งอาหารเข้าสู่เซลล์ล้มเหลว

Yu และคณะ (2001) ทำการศึกษาผลของการเติมแคลเซียมลงในระบบยูเอเอสบีสำหรับกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีจำนวน 6 ถัง เดินระบบพร้อมกันเป็นเวลา 146 วัน ความเข้มข้นของแคลเซียมที่ทำการศึกษาได้แก่ 0, 150, 300, 450, 600 และ 800 มิลลิกรัมต่อลิตร และใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี 4,000 มิลลิกรัมต่อลิตร อัตราส่วนซีโอดี:ไนโตรเจน:ฟอสฟอรัส ประมาณ 200:4:1 จากการศึกษาพบว่า ความเข้มข้นของแคลเซียมที่เหมาะสมต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ คือ 150-300 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากช่วยเพิ่มการสะสมมวลจุลินทรีย์และกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และความเข้มข้นของแคลเซียมในเม็ดตะกอนมีสัดส่วนใกล้เคียงกับความเข้มข้นของแคลเซียมที่เติมให้กับระบบ นอกจากนี้ยังพบตะกอนของแคลเซียมคาร์บอเนต ($CaCO_3$) ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอน อีกทั้งค่าความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจะลดลงเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของแคลเซียมในน้ำเข้า ซึ่งกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พบจะแบ่งเป็น 3 ขั้นตอน คือ Adsorption, Adhesion และ Multiplication แต่ทั้งนี้จากการทดลองไม่พบความแตกต่างของสายพันธุ์จุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Show และคณะ (2004) ทำการศึกษาผลของโพลีเมอร์ที่มีประจุบวกในช่วงเริ่มต้นระบบยูเอเอสบีต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยใช้ถังปฏิกรณ์จำนวน 6 ถัง ถังปฏิกรณ์ R1 เป็นถังควบคุมไม่มีการเติมโพลีเมอร์ลงไป ในขณะที่ถังปฏิกรณ์ R2, R3, R4, R5 และ R6 ทำการเติมโพลีเมอร์ที่ความเข้มข้นต่างๆ กันได้แก่ 20, 40, 80, 160 และ 320 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ จากการศึกษาพบว่า ถังปฏิกรณ์ R4 ที่มีการเติมโพลีเมอร์ที่ความเข้มข้น 80 มิลลิกรัมต่อลิตร ช่วยเร่งเวลาที่ใช้ในการเริ่มต้นระบบ (Start-up) ได้อย่างเด่นชัด โดยจะสามารถรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ถึง 12 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน หลังจากเดินระบบไปแล้ว 59 วัน ขณะที่ถังปฏิกรณ์ R1, R2, R3, R5 และ R6 สามารถรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เดียวกันนี้ได้โดยใช้เวลามากกว่า 104, 80, 69, 63 และ 69 วัน ตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบกับถังปฏิกรณ์ R1 ช่วงเวลาในการเริ่มต้นระบบของถังปฏิกรณ์ R4 จะใช้เวลาสั้นกว่าอย่างเห็นได้ชัดคือ ประมาณ 43 เปอร์เซ็นต์ ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เดียวกัน ส่วนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นจะเกิดเร็วขึ้น 30

เปอร์เซ็นต์ เมื่อมีการเติมโพลีเมอร์ลงไปในระบบในปริมาณที่เหมาะสม โดยลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ R4 จะมีความสามารถในการตกตะกอน ความแข็งแรง และ Activity ของพวกแบคทีเรียสร้างมีเทนดีที่สุด และในถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมโพลีเมอร์ลงไปนั้น จะทำให้ระบบสามารถรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้เพิ่มมากขึ้นด้วย โดยอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงสุดของถังปฏิกรณ์ R1 คือ 24 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน ขณะที่ถังปฏิกรณ์ R4 สามารถรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงสุดถึง 40 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน ซึ่งอธิบายได้ว่า การเติมโพลีเมอร์ที่มีประจุบวกลงไปในระบบ จะสามารถช่วยเร่งเวลาในช่วงเริ่มต้นระบบให้เร็วขึ้น และส่งเสริมให้เกิดการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูงขึ้น และทำให้ระบบสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ดียิ่งขึ้น

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 3

การดำเนินการวิจัย

3.1 แผนการทดลอง

งานวิจัยในครั้งนี้ทำการติดตั้งอุปกรณ์และเดินระบบบริเวณริมระเบียงชั้น 17 อาคารมหามกุฏ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วง ดังนี้

3.1.1 ช่วงที่ 1 เป็นการศึกษาในช่วงเริ่มต้นระบบ โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์

3.1.2 ช่วงที่ 2 ใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส ทำการศึกษาเช่นเดียวกันกับช่วงที่ 1

แต่ละช่วงการทดลอง จะมี 3 ถังปฏิกรณ์ คือ

ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ซีโอดี:แคลเซียม เท่ากับ 10:0.85

ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ซีโอดี:แคลเซียม เท่ากับ 10:1.70

ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ซีโอดี:แคลเซียม เท่ากับ 10:3.40

ตัวแปรอิสระที่ทำการศึกษา ได้แก่

- อัตราส่วนของซีโอดี:แคลเซียม มีค่าเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ10:3.40

ตัวแปรตามที่ทำการศึกษา ได้แก่

- ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ พีเอช อุณหภูมิ โออาร์พี สภาพด่างทั้งหมด กรดไขมันระเหย ของแข็งแขวนลอย ซีโอดี ไนเตรท ซัลเฟต ซัลไฟด์ ปริมาตรก๊าซทั้งหมด ความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน ขนาดและโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และการกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ดำเนินการทดลองตามแผนการทดลอง ดังตารางที่ 3.1 ซึ่งมี 2 การทดลอง โดยทั้ง 2 ช่วงการทดลองจะดำเนินการทดลองและศึกษาเช่นเดียวกัน

3.2 การเตรียมน้ำเสีย

3.2.1 ลักษณะของน้ำเสีย

น้ำเสียที่ใช้ในงานวิจัยนี้ ช่วงที่ 1 จะใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ส่วนช่วงที่ 2 จะใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส ซึ่งได้ผ่านการบำบัดโลหะหนักออกจากน้ำเสียแล้ว ลักษณะของน้ำเสียสังเคราะห์ และน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส แสดงดังตารางที่ 3.2 และตารางที่ 3.3 ตามลำดับ

ตารางที่ 3.1 แผนการทดลอง

การทดลองช่วงที่	ถังปฏิกรณ์ที่	อัตราการสูบน้ำเสีย (ลิตรต่อวัน)	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)				หมายเหตุ
			COD	SO_4^{2-}	NO_3^-	Ca^{2+}	
1	1	24	600	90	60	51	ช่วงที่ 1 ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ช่วงที่ 2 ใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส
	2	24	600	90	60	102	
	3	24	600	90	60	204	
2	1	24	600	90	60	51	
	2	24	600	90	60	102	
	3	24	600	90	60	204	

ตารางที่ 3.2 ลักษณะของน้ำเสียสังเคราะห์

พารามิเตอร์	ค่าต่ำสุด – ค่าสูงสุด
พีเอช	7.17-7.62
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	24.0-30.6
สภาพด่างทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต)	221-276
กรดไขมันระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปกรดอะซิติก)	73-110
ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)	52.80-63.90
ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)	574-633
ไนเตรท (มิลลิกรัมต่อลิตร)	60.48-67.35
ซัลเฟต (มิลลิกรัมต่อลิตร)	88.25-94.75
ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	0.38-1.54

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

3.2.2 วิธีการเตรียมน้ำเสีย

1) การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียสังเคราะห์ในการทดลองนี้แบ่งเป็น 3 ชุดการทดลอง ตามชนิดของปริมาณแคลเซียมที่ต้องการศึกษา และในแต่ละชุดการทดลองจะเติมแหล่งคาร์บอนคือ น้ำตาลทรายให้ได้ซีโอดีที่ความเข้มข้นประมาณ 600 มิลลิกรัมต่อลิตร เติมซัลเฟตและไนเตรทให้ได้ความเข้มข้นประมาณ 90 และ 60 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ แปรค่าความเข้มข้นของแคลเซียมในแต่ละชุดการทดลอง เพื่อให้ได้อัตราส่วนของซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ

10:3.40 แต่นอกจากสารอาหารคือ น้ำตาลทราย ซัลเฟต ไนเตรท และแคลเซียม ที่ต้องเติมเพื่อศึกษาถึงผลที่เกิดขึ้นแล้ว แบคทีเรียในระบบซึ่งเป็นแบคทีเรียประเภทไม่ใช้ออกซิเจนยังต้องการใช้ธาตุอาหารอื่นๆ อีกในการเจริญเติบโต จึงจำเป็นต้องเติมธาตุอาหารอื่นลงไปในน้ำเสียด้วย อีกทั้งต้องเติมบัฟเฟอร์ให้กับระบบเพื่อเป็นการรักษาระดับพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ในชุดการทดลองต่างๆ แสดงดังตารางที่ 3.4

ในการเตรียมน้ำเสียนั้นจะทำการผสมสารต่างๆ ตามตารางที่ 3.4 ยกเว้นแคลเซียมลงในถังรวมก่อน เพื่อควบคุมความเข้มข้นของสารต่างๆ ให้เท่ากันทั้ง 3 ชุดการทดลอง จากนั้นแยกน้ำเข้าสู่ถังน้ำเข้าแต่ละใบ แล้วจึงเติมแคลเซียมที่มีความเข้มข้นแตกต่างกันลงไปก่อนนำน้ำเข้าสู่ระบบในแต่ละวัน โดยจะทิ้งน้ำเสียที่เหลือค้างอยู่ในถังพักน้ำเสีย เพื่อป้องกันการเปลี่ยนแปลงสภาพของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย แล้วจึงเติมน้ำเสียใหม่ลงไปในถัง

ตารางที่ 3.3 ลักษณะของน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส

พารามิเตอร์	ค่าต่ำสุด – ค่าสูงสุด
พีเอช	6.41-7.54
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	29.8-36.0
สภาพด่างทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต)	30-84
กรดไขมันระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปกรดอะซิติก)	13-32
ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)	33.70-56.40
ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)	28-224
ไนเตรท (มิลลิกรัมต่อลิตร)	146.71-718.99
ซัลเฟต (มิลลิกรัมต่อลิตร)	648.75-5,212.50
ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	0.11-1.16

2) การเตรียมน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส

ก่อนการเตรียมน้ำเสียเข้าระบบจะทำการวิเคราะห์ค่าซีโอดี ซัลเฟต และไนเตรทของน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสก่อน เพื่อทำการเจือจางน้ำเสียโดยใช้น้ำประปาให้ได้ความเข้มข้นของซัลเฟตประมาณ 90 มิลลิกรัมต่อลิตร จากนั้นเติมแหล่งคาร์บอนคือ น้ำตาลทราย ให้ได้ความเข้มข้นประมาณ 600 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนประกอบของน้ำเสียแสดงดังตารางที่ 3.4 เช่นเดียวกับน้ำเสียสังเคราะห์

ตารางที่ 3.4 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ (Speece, 1996, Yu และคณะ, 2001)

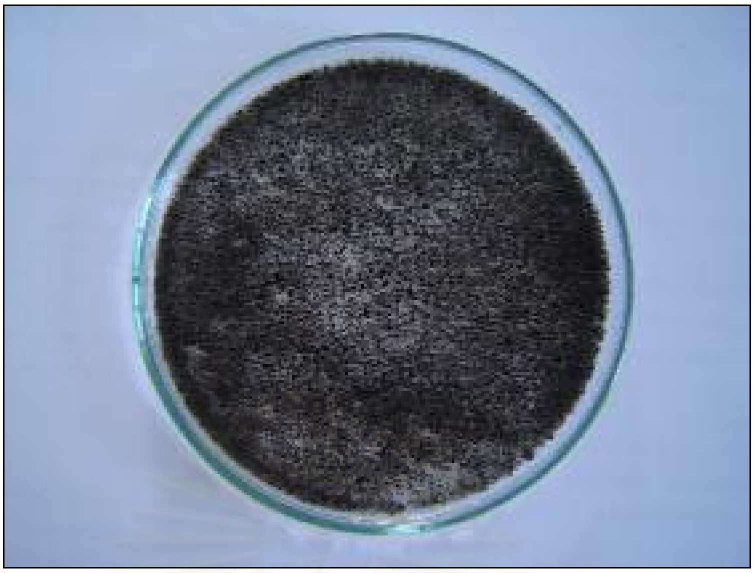
ส่วนประกอบ	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)			หมายเหตุ
	ถังที่ 1	ถังที่ 2	ถังที่ 3	
COD	600	600	600	- สารที่ให้คาร์บอน คือ น้ำตาลทราย
$(NH_2)_2CO$	51	51	51	(COD:N:P: =100:2:0.5)
KH_2PO_4	13	13	13	- $(NH_2)_2CO$ 51 mg/l คิดเป็น N 12 mg/l
Na_2SO_4	109	109	109	- KH_2PO_4 13 mg/l คิดเป็น P 3 mg/l
KNO_3	98	98	98	- Na_2SO_4 109 mg/l คิดเป็น SO_4^{2-} 74 mg/l
$NaHCO_3$	300	300	300	- $MgSO_4.7H_2O$ 40 mg/l คิดเป็น SO_4^{2-} 16
$CaCl_2.2H_2O$	187	375	750	mg/l
$MgSO_4.7H_2O$	40	40	40	(ดังนั้น SO_4^{2-} = 74+16 = 90 mg/l)
$FeCl_2.7H_2O$	40	40	40	- KNO_3 98 mg/l คิดเป็น NO_3^- 60 mg/l
<u>Trace components</u>				- $CaCl_2.2H_2O$ 187, 375 และ 750 mg/l
H_3BO_3	0.5	0.5	0.5	คิดเป็น Ca^{2+} 51, 102 และ 204 mg/l
$ZnCl_2$	0.5	0.5	0.5	ตามลำดับ
$CuCl_2.4H_2O$	0.5	0.5	0.5	
$MnCl_2.4H_2O$	0.5	0.5	0.5	
NH_4VO_3	0.5	0.5	0.5	
$NaMoO_4.2H_2O$	0.5	0.5	0.5	
$AlCl_3.6H_2O$	0.5	0.5	0.5	
$NiCl_2.6H_2O$	0.5	0.5	0.5	
$CoCl_2.6H_2O$	10	10	10	
KI	10	10	10	

3.3 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

การเริ่มต้นเดินระบบ (Start up) จะใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีที่ทำการติดตั้งอุปกรณ์เหมือนกัน 3 ชุด และทำการทดลองภายใต้สภาวะแวดล้อมเดียวกัน โดยมีขั้นตอนการดำเนินการทดลอง ดังนี้

3.3.1 ตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge) ที่ใช้ในการทดลองเป็นแอนแอโรบิกสลัดจ์ (Anaerobic Sludge) จากระบบยูเอเอสบีของระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานเส้นหมี่ ซึ่งมีลักษณะเป็นฟล็อค (Flocculent Sludge) โดยทำการคัดส่วนที่เป็นผงแขวนลอยออก เหลือแต่ตะกอนที่มีลักษณะสีดำและตกตะกอนได้ดี ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ใช้ในการทดลอง แสดงดังรูปที่ 3.1

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 3.1 ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ใช้ในการทดลอง

3.3.2 ศึกษาลักษณะทางกายภาพและชีวภาพของตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ ได้แก่ ลักษณะตะกอน ขนาดและโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน และวิเคราะห์ค่าปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ระเหยได้ (Mixed Liquor Volatile Suspended Solid; MLVSS) ของตะกอนจุลินทรีย์

3.3.3 ทำการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ให้คุ้นเคยกับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ เป็นการเริ่มต้นเดินระบบ (Start up) โดยการเติมตะกอนจุลินทรีย์ที่คัดได้ลงในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีทั้ง 3 ชุด ประมาณ 20 กรัมเอ็มแอลวีเอสเอสต่อลิตร จากนั้นสูบน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีแหล่งคาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส (COD:N:P เท่ากับ 100:2:0.5) เข้าระบบอย่างต่อเนื่อง โดยเริ่มป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีต่ำๆ ก่อน จึงค่อยเพิ่มความเข้มข้นซีโอดีให้เท่ากับ 600 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราสูบน้ำเสียเข้าระบบ 24 ลิตรต่อวัน เป็นเวลาประมาณ 30 วัน

3.3.4 ทำการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ให้คุ้นเคยกับน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรท โดยค่อยๆ เพิ่มความเข้มข้นของซัลเฟตและไนเตรท (ซัลเฟต:ไนเตรท เท่ากับ 1.5:1) จนถึงที่ความเข้มข้น 90 และ 60 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์แสดงดังตารางที่ 3.4 โดยงานวิจัยนี้มี 2 ช่วงการทดลอง และการทดลองในแต่ละช่วงใช้เวลาประมาณ 90 วัน

3.3.5 การเดินระบบในช่วงที่ 2 ใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสเดินระบบต่อเนื่องจากช่วงที่ 1 ใช้เวลาประมาณ 90 วัน

งานวิจัยนี้ใช้ระยะเวลาทดลองรวมทั้งหมดประมาณ 9 เดือน ระยะเวลาในแต่ละขั้นตอนการดำเนินการทดลองแสดงดังตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3.5 ระยะเวลาในแต่ละขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

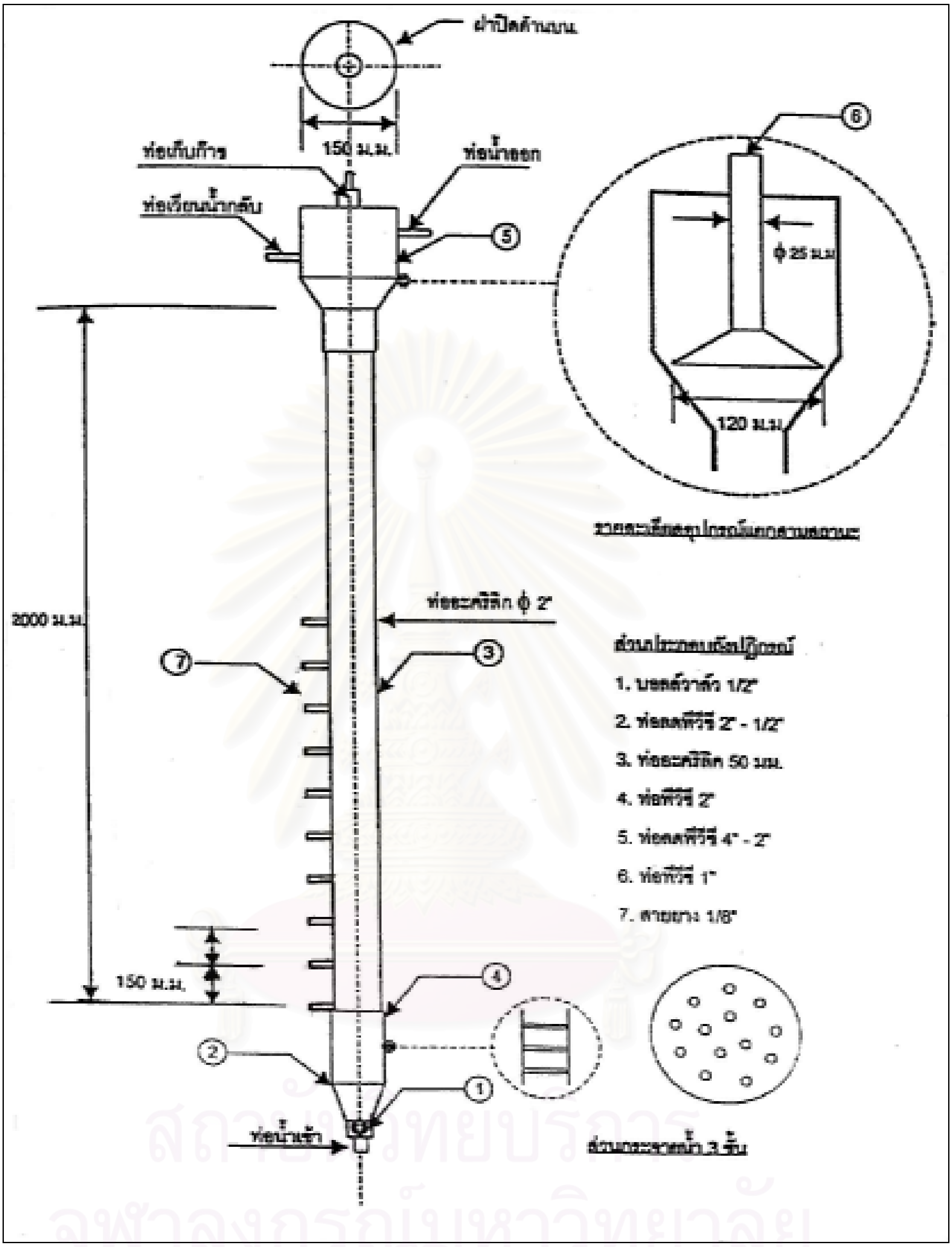
ขั้นตอน	การดำเนินการทดลอง	พ.ศ. 2547			พ.ศ. 2548					
		ต.ค.	พ.ย	ธ.ค.	ม.ค.	ก.พ	มี.ค.	เม.ย	พ.ค	มิ.ย
1.	ศึกษาลักษณะทางกายภาพและชีวภาพของตะกอนจุลินทรีย์และเริ่มต้นเลี้ยงเชื้อในระบบเพื่อปรับความคุ้นเคยกับน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูง	←	—	→						
2.	ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ (การทดลองช่วงที่ 1)			←	—	—	→			
3.	ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส (การทดลองช่วงที่ 2)						←	—	—	→

3.4 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

3.4.1 ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี

ใช้แบบจำลองระบบยูเอเอสบีระดับห้องปฏิบัติการ โดยถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี 1 ชุด จะมีส่วนย่อยสลายทำจากท่ออะคริลิกใสมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 5 เซนติเมตร สูง 2 เมตร ปริมาตร 4 ลิตร ส่วนตกตะกอนทำจากท่อพีวีซีมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 10 เซนติเมตร สูง 0.20 เมตร ส่วนอุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas-Solid Separator; GSS) จะอยู่ในส่วนตกตะกอน ทำจากกรวยพลาสติกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของปากกรวยเท่ากับ 8 เซนติเมตร และมีวาล์วเก็บตัวอย่างตะกอนด้านข้างถังปฏิกรณ์ตามความสูงของถัง จำนวน 10 ตำแหน่ง รายละเอียดแบบจำลองถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี แสดงดังรูปที่ 3.2

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 3.2 รายละเอียดแบบจำลองถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีระดับห้องปฏิบัติการ

3.4.2 เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ

ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี 1 ชุด ประกอบด้วยเครื่องสูบน้ำ 1 ตัว สำหรับสูบน้ำเสียเข้าระบบ เครื่องสูบน้ำที่ใช้เป็นแบบ Diaphragm Pump ยี่ห้อ Prominent Diaphragm Metering Pump รุ่น CONB0313PP1008A101

3.4.3 ถังพักน้ำเสีย

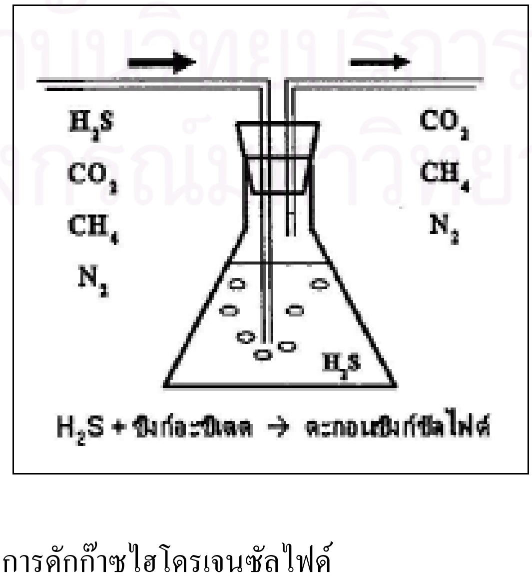
ถังพักน้ำเสียเข้าระบบจะใช้ถังพลาสติก	ขนาดความจุ 66 ลิตร	จำนวน 3 ถัง
ถังพักน้ำทิ้งออกจากระบบจะใช้ถังพลาสติก	ขนาดความจุ 33 ลิตร	จำนวน 3 ถัง
การเตรียมน้ำเสียเข้าระบบจะใช้ถังพลาสติก	ขนาดความจุ 200 ลิตร	จำนวน 1 ถัง

3.4.4 ชุดดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์

ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี 1 ชุด ประกอบด้วยชุดดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จำนวน 1 ชุด การดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อาศัยสารละลายซิงก์อะซิเตทจับกับก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ โดยชุดดักก๊าซประกอบด้วย ขวดรูปชมพู่ขนาด 500 มิลลิลิตร บรรจุด้วยสารละลายซิงก์อะซิเตทที่มีพีเอชต่ำกว่า 3 เพื่อป้องกันการละลายน้ำของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ปากขวดปิดด้วยจุกยางสีดำเจาะรูสองรู สอดท่อแก้วนำก๊าซ 2 ท่อเป็นท่อเข้าและท่อออก ปลายท่อเข้าต่อกับส่วนดักก๊าซของถังปฏิกรณ์และจุ่มอยู่ใต้สารละลายซิงก์อะซิเตท ก๊าซจากถังปฏิกรณ์ที่เกิดขึ้นจะผ่านเข้าสู่ส่วนของชุดดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จะทำปฏิกิริยากับสารละลายซิงก์อะซิเตทเกิดเป็นตะกอนของซิงก์ซัลไฟด์ ก๊าซที่ไหลผ่านสารละลายซิงก์อะซิเตทมาได้จะไหลผ่านท่อแก้วนำก๊าซออกไปเก็บไว้ในอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซแบบแทนที่น้ำ หลักการของการดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์แสดงดังรูปที่ 3.3

3.4.5 อุปกรณ์วัดก๊าซ

ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี 1 ชุด ประกอบด้วยอุปกรณ์วัดก๊าซจำนวน 1 ชุด ทำงานโดยใช้หลักการแทนที่น้ำ โดยมีกระบอกแทนที่น้ำบรรจุน้ำเต็มหลอด ทำการปรับพีเอชของน้ำให้ต่ำกว่า 3 เพื่อป้องกันการละลายน้ำของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งกระบอกแทนที่น้ำจะต่อกับสายยางนำก๊าซที่ออกมาจากชุดดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ โดยก๊าซที่เกิดขึ้นจะไปแทนที่น้ำที่บรรจุอยู่ในกระบอกแทนที่น้ำ



รูปที่ 3.3 แบบจำลองหลักการดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์

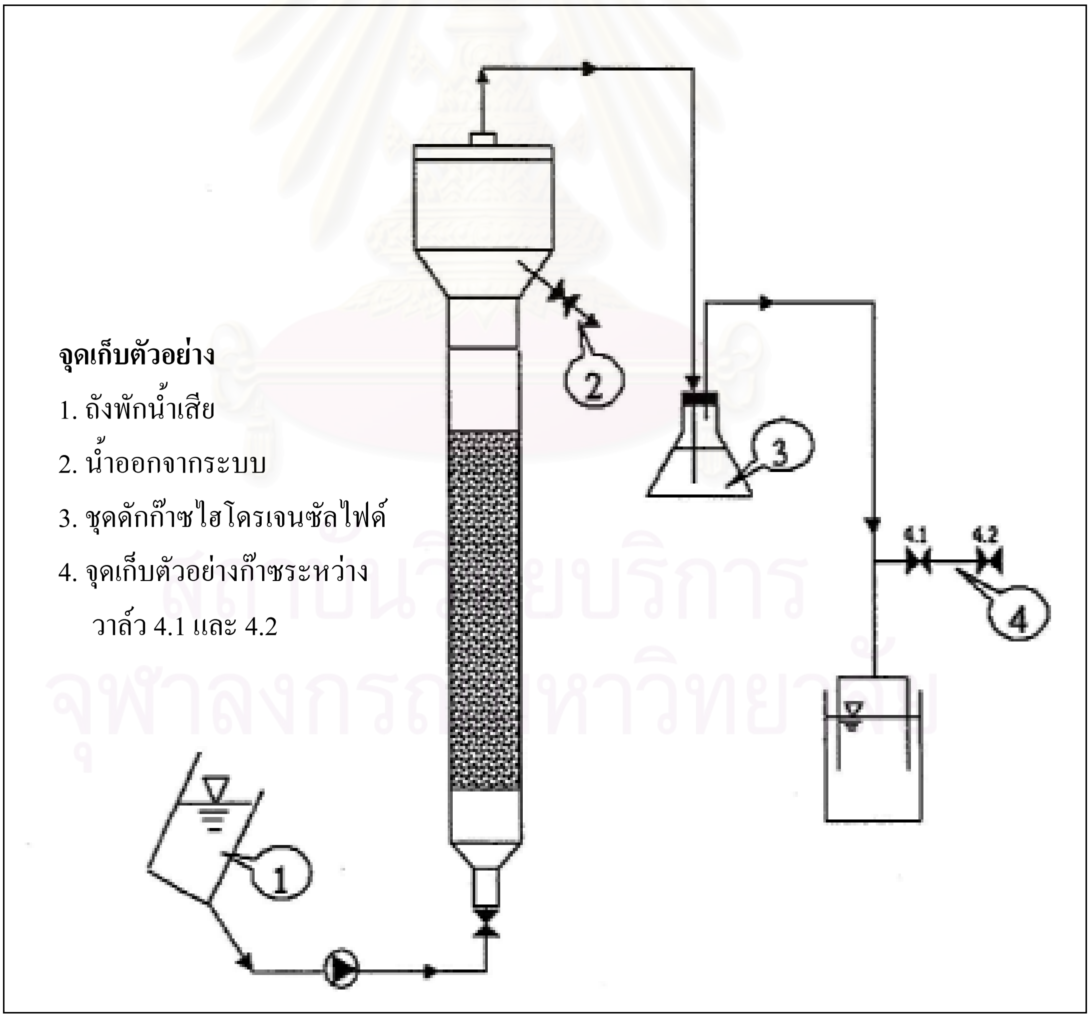
3.5 การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงาน

ทำการติดตั้งถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี บริเวณริมระเบียงชั้น 17 อาคารมหามกุฎ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย หลักการทำงานของระบบยูเอเอสบีและการติดตั้งเครื่องมือแสดงดังรูปที่ 3.4 และรูปที่ 3.5 โดยมีหลักการทำงาน ดังนี้

3.5.1 น้ำเสียในถังพักน้ำเสียจะถูกสูบเข้าทางตอนล่างของถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี แบบไหลต่อเนื่อง (Continuous Flow)

3.5.2 น้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี จะไหลออกทางตอนบนของถังปฏิกรณ์ต่อไปยังถังพักน้ำทิ้ง

3.5.3 ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี จะไหลผ่านอุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas-Solid Separator; GSS) ไปยังชุดดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ต่ออยู่กับอุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนที่น้ำ



รูปที่ 3.4 แผนผังหลักการทำงานของระบบยูเอเอสบี

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รูปที่ 3.5 ลักษณะการติดตั้งระบบยูเอเอสบี

3.6 การเดินและการควบคุมระบบ

3.6.1 การเดินระบบ

ระบบยูเอเอสบีที่ใช้ในงานวิจัยนี้ จะมีการป้อนน้ำเสียเข้าระบบทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีโดยตรง ซึ่งการป้อนน้ำเสียเข้าทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์โดยตรงมีข้อเสียที่สำคัญคือ ในกรณีที่น้ำเสียในถังพักน้ำเสียหมดจะทำให้มีการสูบอากาศเข้าสู่ระบบได้ ซึ่งจะเป็นการนำออกซิเจนเข้าไปในถังปฏิกรณ์ ทำให้เกิดผลเสียต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องหาทางป้องกันปัญหาที่จะเกิดขึ้น โดยทำการประเมินเวลาที่น้ำเสียจะหมดถังในแต่ละวัน เพื่อจะได้เตรียมน้ำใหม่สำหรับการป้อนน้ำเสียเข้าระบบในแต่ละวันได้ทันเวลา และเฝ้าระวังไม่ให้เครื่องสูบน้ำสูบน้ำเสียจนแห้งหมดถังพักน้ำเสีย

3.6.2 การควบคุมระบบ

การควบคุมระบบสำหรับงานวิจัยนี้ จะทำการควบคุมปัจจัยต่างๆ ของระบบให้เป็นไปตามที่กำหนดไว้ในขอบเขตการทดลอง เพื่อควบคุมการทดลองให้ได้ผลที่มีความถูกต้องมากที่สุด โดยจะทำการควบคุมปัจจัยต่างๆ ดังนี้

1) อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ

อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบในงานวิจัยนี้ กำหนดไว้ที่ 24 ลิตรต่อวัน เท่ากันทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ เมื่อเริ่มทำการเดินระบบจะต้องทำการวัดอัตราการสูบน้ำของเครื่องสูบน้ำให้ได้ตามที่กำหนดไว้ นอกจากนี้ควรหมั่นสังเกตปริมาณน้ำในถังพักน้ำเสียเข้าระบบที่หมดในแต่ละวัน ซึ่งจะเป็นประโยชน์ต่อการประเมินอัตราการสูบน้ำของเครื่องสูบน้ำ โดยส่วนใหญ่แล้วเมื่อทำการทดลองไปช่วงระยะหนึ่ง อัตราการสูบน้ำเสียของเครื่องสูบน้ำจะลดลง เพราะเกิดเมือกสารอินทรีย์หรือแบคทีเรียเกาะติดด้านในของสายยางที่ใช้

2) สภาพแวดล้อมทางกายภาพ

ปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมที่สำคัญที่มีผลต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบ คือ แสงสว่างและอุณหภูมิ เนื่องจากถ้าแสงสว่างสามารถส่องผ่านเข้าไปในถังปฏิกรณ์ได้ จะทำให้เกิดตะไคร่น้ำขึ้นบริเวณผนังด้านในของถังปฏิกรณ์ โดยตะไคร่น้ำนี้จะสังเคราะห์แสงและผลิตออกซิเจนออกมาภายในถังปฏิกรณ์ ซึ่งจะส่งรบกวนการทำงานของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องป้องกันไม่ให้แสงสว่างส่องผ่านเข้าไปในถังปฏิกรณ์ได้ โดยการใช้ถุงพลาสติกดำคลุมรอบถังปฏิกรณ์ด้านนอกที่ทำจากอะคริลิกใส และจะต้องคลุมในลักษณะที่สามารถแกะหรือเปิดออกได้ง่าย เพื่อให้สามารถตรวจลักษณะของแบคทีเรียที่อยู่ภายในถังปฏิกรณ์ได้โดยง่าย

การควบคุมอุณหภูมิ จะทำในกรณีที่สภาพอากาศมีอุณหภูมิลดลงกว่าสภาพอากาศปกติทั่วไป ซึ่งอุณหภูมิที่ลดต่ำมากจะมีผลกระทบโดยตรงต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนประเภทมีโซฟิลิค (Mesophilic) โดยจะมีช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 20-45 องศาเซลเซียส และเนื่องจากสภาพอากาศของกรุงเทพฯ โดยทั่วไปแล้วจะมีอุณหภูมิอยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนประเภทมีโซฟิลิค (Mesophilic) อยู่แล้ว ดังนั้นปัจจัยด้านอุณหภูมิจึงไม่มีผลกระทบมากนัก

3) อุปกรณ์ต่างๆ ของระบบ

การควบคุมการทำงานของอุปกรณ์ต่างๆ ภายในระบบให้ทำงานได้อย่างปกติ เป็นสิ่งที่สำคัญอีกด้านหนึ่ง โดยสิ่งที่จำเป็นจะต้องทำ ได้แก่ การล้างทำความสะอาดถังพักน้ำเสีย การตรวจสอบไม่ให้มีการอุดตันของตะกอนภายในท่อสายยาง การตรวจสภาพความเสื่อมที่อาจเกิดขึ้นกับสายยาง เช่น การเกิดรูรั่ว ซึ่งจะต้องทำการเปลี่ยนสายยางใหม่ เพื่อควบคุมอัตราการไหลเข้าของน้ำเสียให้เท่ากับที่กำหนด ตลอดจนตรวจสอบการอุดตันของหัวปั๊มของเครื่องสูบน้ำและอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบอย่างสม่ำเสมอ

3.7 การเก็บและการวิเคราะห์ตัวอย่าง

3.7.1 รายละเอียดของวิธีวิเคราะห์ จุดเก็บตัวอย่างน้ำ และความถี่ในการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ แสดงดังตารางที่ 3.6

ตารางที่ 3.6 พารามิเตอร์ วิธีการวิเคราะห์ จุดเก็บตัวอย่างน้ำและความถี่ในการเก็บตัวอย่าง

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์	จุดเก็บตัวอย่างน้ำ			
		น้ำเข้าระบบ	น้ำออกระบบ	อุปกรณ์วัดก๊าซ	วาล์วเก็บตัวอย่าง
พีเอช	pH meter	A	A	-	-
อุณหภูมิ	Thermometer	A	A	-	-
โออาร์พี	เครื่องวัดโออาร์พี	-	A	-	-
ซีโอดี	Close Reflux, Titrimetric	B	B	-	-
ซัลเฟต	Turbidimetric Method	B	B	-	-
ซัลไฟด์	Iodometric Method	B	B	-	-
ไนเตรท	UV (220 nm.)	B	B	-	-
สภาพด่างทั้งหมด	Direct titration Method	C	C	-	-
กรดไขมันระเหย	Direct titration Method	C	C	-	-
ของแข็งแขวนลอย	กรองด้วยกระดาษ GF/C	C	C	-	-
ปริมาตรก๊าซทั้งหมด	วัดปริมาตรก๊าซแบบแทนที่น้ำ	-	-	C	-
สัดส่วนของก๊าซ	Gas Chromatography	-	-	E	-
ความสามารถจำเพาะของ – แบคทีเรียสร้างมีเทน	SMA (Specific Methanogenic Activity)	-	-	-	D
ขนาดและโครงสร้างเม็ด - ตะกอนจุลินทรีย์	SEM (Scanning Electron Microscope)	-	-	-	E
การกระจายขนาดของ – เม็ดตะกอนจุลินทรีย์	Particle Size Analyzer	-	-	-	E

หมายเหตุ : A คือ พารามิเตอร์ที่ต้องวิเคราะห์สัปดาห์ละ 3 ครั้ง

B คือ พารามิเตอร์ที่ต้องวิเคราะห์สัปดาห์ละ 2 ครั้ง

C คือ พารามิเตอร์ที่ต้องวิเคราะห์สัปดาห์ละ 1 ครั้ง

D คือ พารามิเตอร์ที่ต้องวิเคราะห์ทุก 45 วัน

E คือ พารามิเตอร์ที่ต้องวิเคราะห์หลังจากสิ้นสุดการทดลอง

3.7.2 รายละเอียดวิธีวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ

พีเอช อุณหภูมิ และโออาร์พี ใช้เครื่องมือในการวัด และสามารถอ่านค่าจากเครื่องมือได้โดยตรง

ซีโอดี ซัลเฟต ซัลไฟด์ ไนเตรท และของแข็งแขวนลอย ใช้วิธีวิเคราะห์ตาม Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995) CODE 5220C, 4500-SO_4^{2-}E, 4500-S^{2-}F, 4500-NO_3^-B และ 2540D ตามลำดับ

ปริมาตรก๊าซและสัดส่วนของก๊าซ วัดปริมาตรก๊าซโดยใช้หลักการแทนที่ของน้ำ และเก็บตัวอย่างก๊าซไปวิเคราะห์สัดส่วนของก๊าซมีเทน (CH_4), ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และก๊าซไนโตรเจน (N_2) ด้วยเครื่อง Gas Chromatograph model trace GC ยี่ห้อ Thermofinigan

ความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (SMA) เพื่อศึกษาความสามารถของแบคทีเรียสร้างมีเทนในการเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทน (วิธีวิเคราะห์ดูที่ภาคผนวก ง)

ขนาดและโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ วิเคราะห์ด้วย Scanning Electron Microscope เพื่อศึกษาโครงสร้างภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ วิเคราะห์ด้วยเครื่อง Particle Size Analyzer เพื่อศึกษาช่วงขนาดและปริมาณในแต่ละช่วงขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 4

ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล

4.1 ผลการวิจัย

4.1.1 ผลการศึกษาการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบยูเอเอสบี

การทดลองนี้เป็นการทดลองในช่วงที่ 1 มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาเปรียบเทียบผลของการเติมแคลเซียมต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูง โดยกำหนดอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 24 ลิตรต่อวัน ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ให้คงที่เท่ากับ 0.5 เมตรต่อชั่วโมง และความเข้มข้นของซีโอดีคงที่ตลอดการทดลองที่ 600 มิลลิกรัมต่อลิตร เท่ากันทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ และเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแคลเซียมในน้ำเข้าของ 3 ถังปฏิกรณ์ คิดเป็นอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม เท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 สำหรับถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ ผลการทดลองที่ได้ตลอดการทดลองทั้งหมดแสดงดังตารางที่ 4.1 ซึ่งแสดงเป็นค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำเสีย โดยคำนวณเมื่อระบบอยู่ในสภาวะคงตัว (Steady State) ซึ่งสามารถจำแนกตามตัวแปรต่างๆ ที่ทำการวิเคราะห์ได้ดังนี้

4.1.1.1 พีเอช

ค่าพีเอชของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.38, 7.37 และ 7.34 ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.39, 7.62 และ 7.50 ตามลำดับ ค่าพีเอชของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.2 และรูปที่ 4.1

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.1 ผลการทดลองช่วงที่ 1

พารามิเตอร์		ซีโอดี 600 มิลลิกรัมต่อลิตร					
		$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
		น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
พีเอช (pH)	เฉลี่ย	7.38	7.39	7.37	7.62	7.34	7.50
	SD.	(0.09)	(0.10)	(0.10)	(0.18)	(0.10)	(0.19)
อุณหภูมิ (Temperature)	เฉลี่ย	27.4	28.0	27.4	28.0	27.4	27.9
(องศาเซลเซียส)	SD.	(1.7)	(1.6)	(1.7)	(1.7)	(1.7)	(1.6)
โออาร์พี (ORP)	เฉลี่ย	-	-287	-	-290	-	-287
(มิลลิโวลท์)	SD.	-	(15)	-	(14)	-	(16)
สภาพด่างทั้งหมด (Alkalinity)	เฉลี่ย	258	403	253	429	246	421
(มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปของ แคลเซียมคาร์บอเนต)	SD.	(11)	(17)	(16)	(12)	(14)	(16)
กรดไขมันระเหย (VFA)	เฉลี่ย	94	134	94	106	94	124
(มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปกรดอะซิติก)	SD.	(12)	(14)	(12)	(11)	(12)	(16)
อัตราส่วนกรดไขมัน	เฉลี่ย	0.36	0.33	0.37	0.25	0.38	0.30
ระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมด	SD.	-	-	-	-	-	-
ของแข็งแขวนลอย (SS)	เฉลี่ย	56.57	22.97	59.02	21.86	59.35	23.71
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(2.84)	(1.52)	(2.85)	(1.05)	(3.16)	(1.31)
ประสิทธิภาพการกำจัด	เฉลี่ย	-	59.39	-	62.92	-	60.02
ของแข็งแขวนลอย (เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	(2.09)	-	(1.68)	-	(1.48)
ซีโอดี (COD)	เฉลี่ย	595	171	595	148	595	164
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(14)	(15)	(14)	(19)	(14)	(15)
ประสิทธิภาพการกำจัด	เฉลี่ย	-	71	-	75	-	72
ซีโอดี (เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	(3)	-	(3)	-	(3)
ไนเตรท (NO_3^-)	เฉลี่ย	63.33	20.46	63.33	19.25	63.33	21.38
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(1.64)	(2.76)	(1.64)	(2.53)	(1.64)	(2.62)
ประสิทธิภาพการกำจัด	เฉลี่ย	-	67.64	-	69.55	-	66.26
ไนเตรท (เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	(4.64)	-	(4.30)	-	(3.93)
ซัลเฟต (SO_4^{2-})	เฉลี่ย	92.23	30.30	92.23	26.37	92.23	29.69
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(2.06)	(3.26)	(2.06)	(2.95)	(2.06)	(3.31)
ประสิทธิภาพการกำจัด	เฉลี่ย	-	67.12	-	71.39	-	67.78
ซัลเฟต (เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	(3.70)	-	(3.28)	-	(3.73)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.1 ผลการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

พารามิเตอร์		ซีโอดี 600 มิลลิกรัมต่อลิตร					
		$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
		น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ซัลไฟด์ (S^{2-}) ในน้ำ	เฉลี่ย	0.94	18.40	0.94	19.85	0.94	18.79
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(0.32)	(1.44)	(0.32)	(1.34)	(0.32)	(1.61)
ซัลไฟด์ (S^{2-}) ในชุดดักก๊าซ	เฉลี่ย	-	14.78	-	16.23	-	15.21
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	-	(1.87)	-	(1.36)	-	(2.04)
ก๊าซชีวภาพ (Biogas)	เฉลี่ย	-	845	-	905	-	809
(มิลลิลิตรต่อวัน)	SD.	-	(87)	-	(74)	-	(76)

ตารางที่ 4.2 ค่าพีเอชของการทดลองช่วงที่ 1

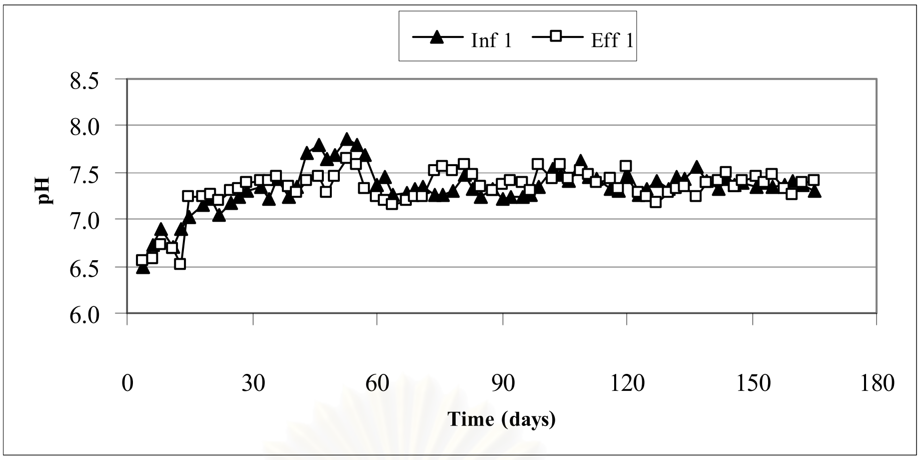
พีเอช	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	7.22	7.18	7.20	7.40	7.17	7.24
ค่าสูงสุด	7.62	7.59	7.55	8.05	7.58	8.04
ค่าเฉลี่ย	7.38	7.39	7.37	7.62	7.34	7.50

จากตารางที่ 4.2 และรูปที่ 4.1 จะเห็นได้ว่า ค่าพีเอชเฉลี่ยของน้ำออกของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ มีค่าสูงกว่าค่าพีเอชของน้ำเข้าระบบ การที่พีเอชเฉลี่ยของน้ำออกมีค่าเพิ่มมากขึ้นนั้น เนื่องมาจากการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในการเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) ซึ่งจะมีการนำไฮโดรเจนอิออน (H^+) ไปใช้ในปฏิกิริยาและเกิดเป็นไฮดรอกไซด์อิออย (OH^-) สมการการเกิดปฏิกิริยาดังกล่าวแสดงดังนี้

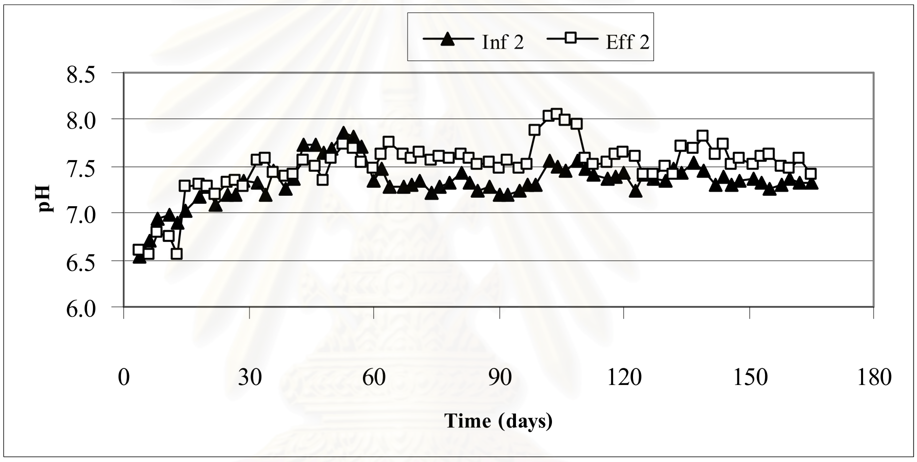
$$NO_3^- + 5H^+ \longrightarrow 0.5\ N_2(g) + 2H_2O + OH^-$$

และการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยพวกแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตในกระบวนการซัลเฟตรีดักชันซึ่งจะมีการนำไฮโดรเจนอิออน (H^+) ไปใช้ในปฏิกิริยาเพื่อเปลี่ยนซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ (S^{2-}) สมการการเกิดปฏิกิริยาดังกล่าวแสดงดังนี้

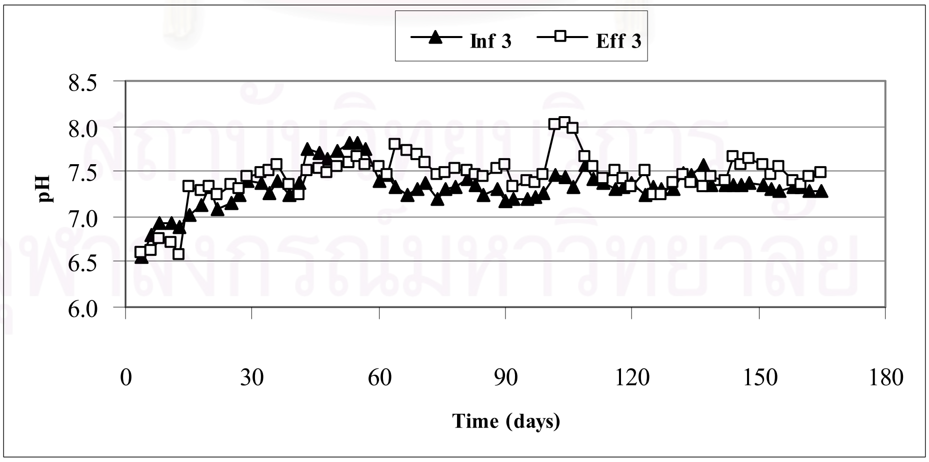
$$SO_4^{2-} + 10H^+ \longrightarrow H_2S(g) + 4H_2O$$



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.1 พีเอชตลอดการทดลองช่วงที่ 1

การนำเอาไฮโดรเจนอิออน (H^+) ไปใช้ และการเกิดไฮดรอกไซด์อิออน (OH^-) จะทำให้ในระบบมีสภาพความเป็นกรดลดลง จึงทำให้พีเอชของระบบสูงขึ้นได้ ซึ่งค่าพีเอชเฉลี่ยตลอดการทดลองจะเห็นว่าอยู่ในช่วงพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนคือ ช่วง 6.5-7.8 และเมื่อพิจารณาค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดของระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.23, 0.21 และ 0.22 ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดทุกถังปฏิกรณ์มีค่าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่าระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ที่สูง โดยสามารถดูได้จากการที่ค่าพีเอชของน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย

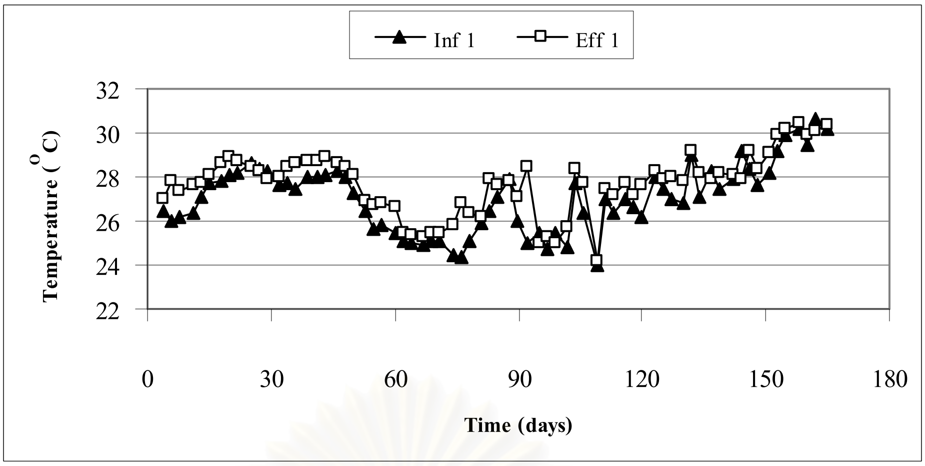
4.1.1.2 อุณหภูมิ

ค่าอุณหภูมิของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม เท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 27.4 องศาเซลเซียส ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 28.0, 28.0 และ 27.9 องศาเซลเซียส ตามลำดับ ค่าอุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.3 และรูปที่ 4.2

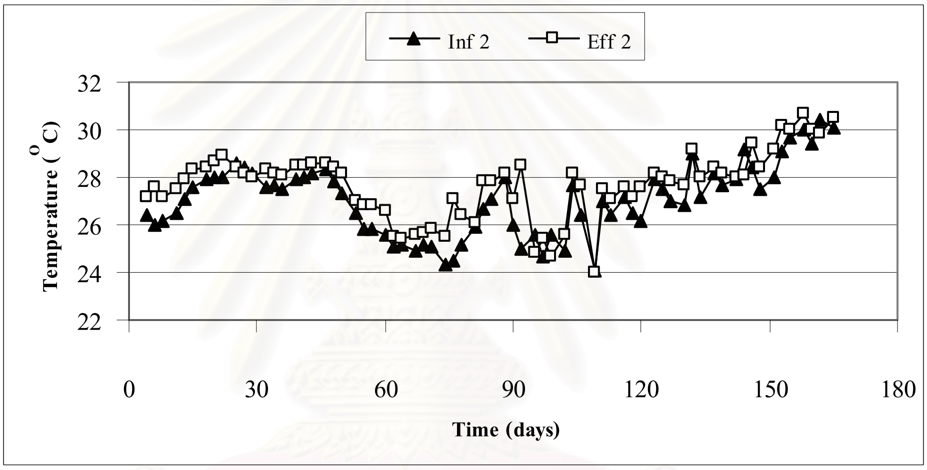
ตารางที่ 4.3 ค่าอุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1

อุณหภูมิ	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
(องศาเซลเซียส)	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	24.0	24.2	24.1	24.0	24.0	24.2
ค่าสูงสุด	30.6	30.5	30.4	30.7	30.4	30.5
ค่าเฉลี่ย	27.4	28.0	27.4	28.0	27.4	27.9

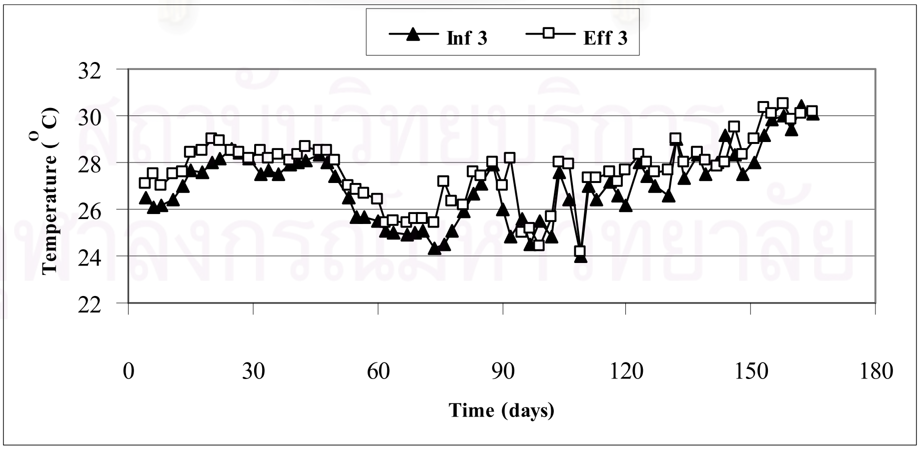
จากตารางที่ 4.3 และรูปที่ 4.2 จะเห็นว่า ค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำออกของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์มีค่าสูงกว่าค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำเข้าระบบแต่ไม่แตกต่างกันมากนัก การที่น้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าอุณหภูมิสูงกว่าน้ำเข้าระบบ เนื่องจากที่ตั้งของถังพักน้ำออกจากระบบอยู่ในบริเวณที่แสงแดดส่องได้ถึงมากกว่าถังพักน้ำเสียเข้าระบบ ส่งผลให้น้ำออกมีอุณหภูมิสูงกว่าน้ำเข้าระบบ ซึ่งค่าอุณหภูมิตลอดการทดลองนี้จะเห็นว่า อยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนคือ อยู่ในช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) ที่มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 20-45 องศาเซลเซียส



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.2 อุณหภูมิตลอดการทดลองช่วงที่ 1

4.1.1.3 โออาร์พี

ค่าโออาร์พีของน้ำภายในถังที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าโออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -287, -290 และ -287 มิลลิโวท์ ตามลำดับ ค่าโออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.4 และรูปที่ 4.3

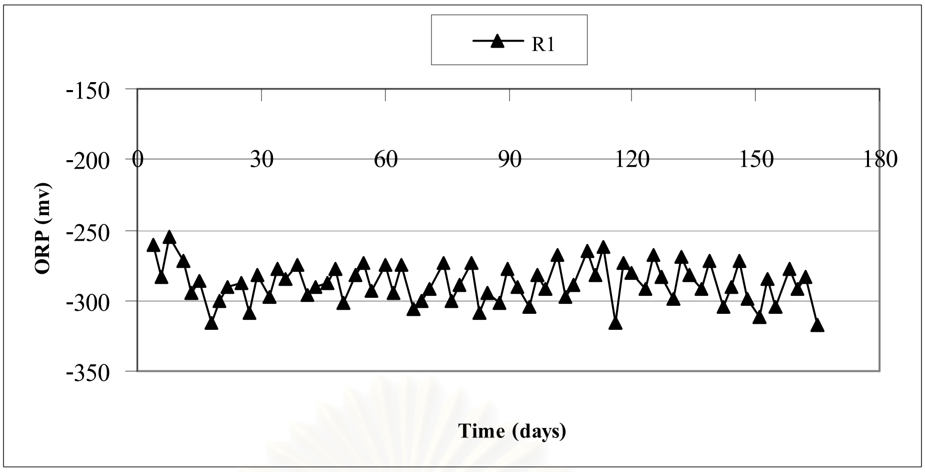
ตารางที่ 4.4 ค่าโออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 1

โออาร์พี (มิลลิโวลท์)	น้ำภายในถังที่ 1	น้ำภายในถังที่ 2	น้ำภายในถังที่ 3
ค่าต่ำสุด	-318	-320	-328
ค่าสูงสุด	-262	-268	-260
ค่าเฉลี่ย	-287	-290	-287

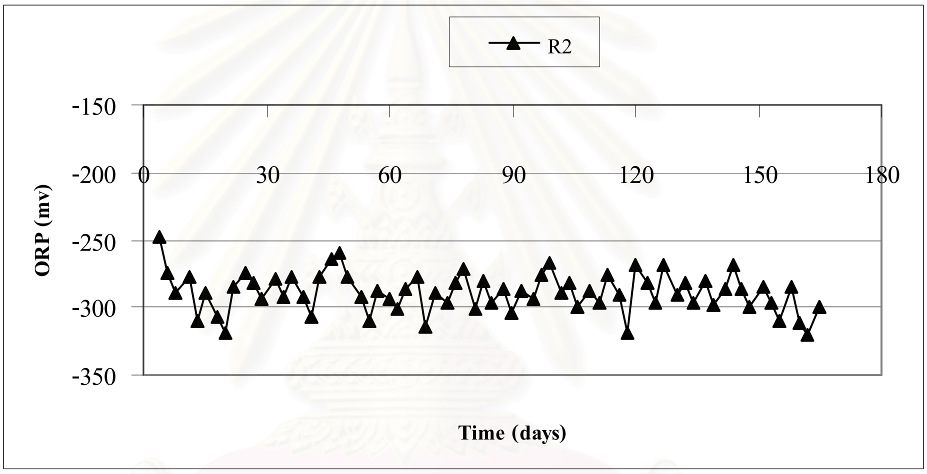
จากตารางที่ 4.4 และรูปที่ 4.3 จะเห็นว่า ค่าโออาร์พีของทั้ง 3 ถังปฏิกิริยา มีค่าเป็นลบ ทั้งนี้เนื่องจากค่าโออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) ของน้ำเสีย เป็นค่าที่แสดงถึงความสามารถในการให้หรือรับอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์ ซึ่งโดยทั่วไปแล้วในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะมีค่าโออาร์พีอยู่ในช่วง –500 ถึง –300 มิลลิโวลท์ โดยค่าโออาร์พีของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ตลอดการทดลองอยู่ในช่วง –328 ถึง –260 มิลลิโวลท์ ซึ่งมีค่าเป็นลบน้อยกว่าช่วงที่เหมาะสม เนื่องจากการวัดค่าโออาร์พีในน้ำตัวอย่างจะนำน้ำภายในถังปฏิกรณ์ใส่บีกเกอร์ก่อนแล้วจึงวัดค่าโออาร์พี ดังนั้นจะทำให้น้ำสัมผัสกับออกซิเจนในอากาศได้ ทำให้ค่าโออาร์พีที่ได้มีค่าเป็นลบน้อยลง

4.1.1.4 สภาพด่างทั้งหมด

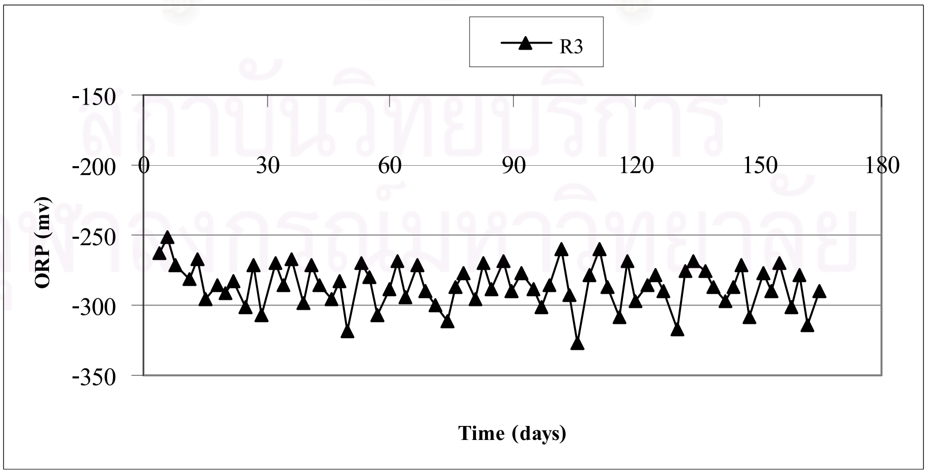
ค่าสภาพด่างทั้งหมดของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือ ถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 258, 253 และ 246 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่าสภาพด่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 403, 429 และ 421 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ค่าสภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.5 และรูปที่ 4.4



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.3 โออาร์พีตลอดการทดลองช่วงที่ 1

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.5 ค่าสภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 1

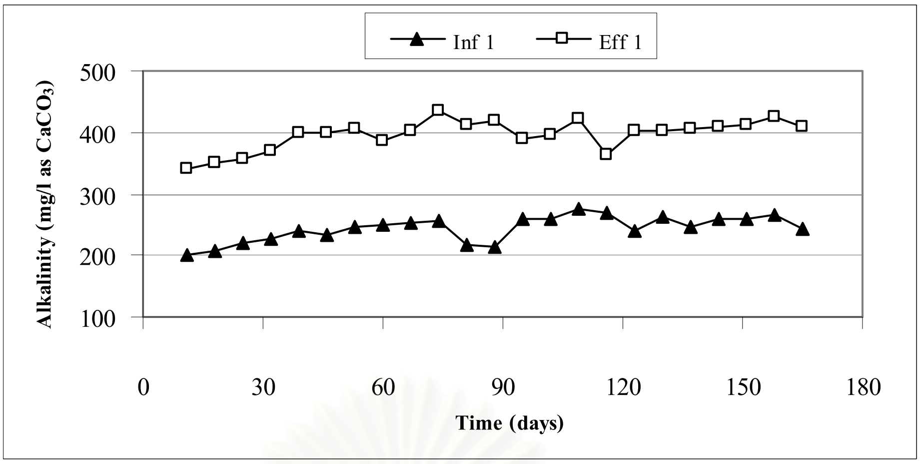
สภาพด่างทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	239	362	221	406	233	391
ค่าสูงสุด	276	425	274	447	275	446
ค่าเฉลี่ย	258	403	253	429	246	421

ในการทดลองนี้ได้ทำการเติมโซเดียมไฮโดรเจนคาร์บอเนต ($NaHCO_3$) เพื่อเพิ่มกำลังบัฟเฟอร์ให้กับน้ำเสียเข้าระบบที่ทำการสังเคราะห์ขึ้น สาเหตุที่ต้องเพิ่มกำลังบัฟเฟอร์ให้กับระบบเนื่องจากแบคทีเรียสร้างกรดจะสร้างกรดไขมันระเหยขึ้นมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบ ถ้าหากระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอจะทำให้พีเอชภายในระบบลดลงอย่างรวดเร็ว และอาจทำให้ระบบล้มเหลวได้ จากตารางที่ 4.5 และรูปที่ 4.4 จะเห็นว่า ค่าสภาพด่างทั้งหมดโดยเฉลี่ยของน้ำออกของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับในน้ำเข้าระบบ การที่สภาพด่างทั้งหมดมีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจากการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและกระบวนการซัลเฟตรีดักชันดังที่ได้กล่าวแล้วในหัวข้อ 4.1.1.1

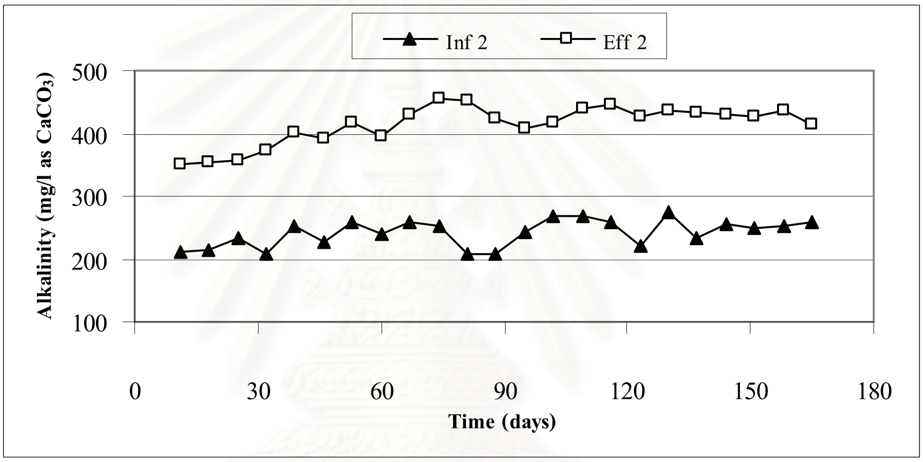
4.1.1.5 กรดไขมันระเหย

ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือ ถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากัน คือ 94 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 134, 106 และ 124 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก ตามลำดับ ค่ากรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.6 และรูปที่ 4.5

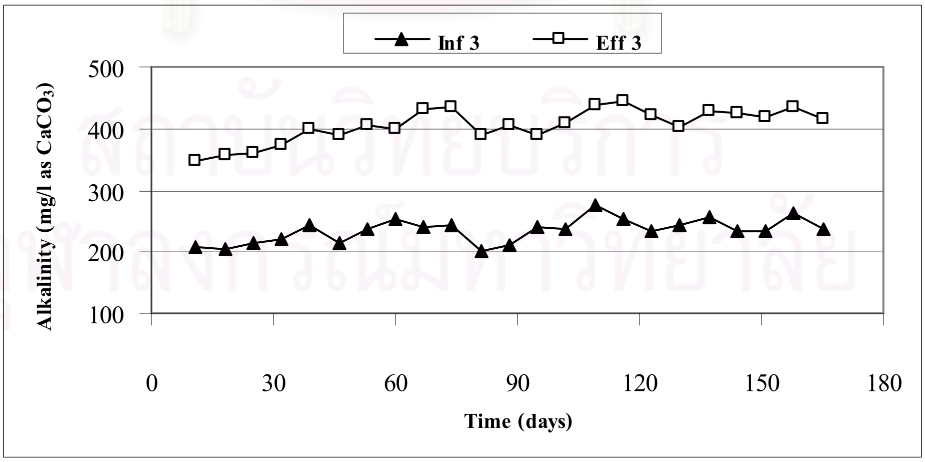
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.4 สภาพด่างทั้งหมดตลอดการทดลองช่วงที่ 1

ตารางที่ 4.6 ค่ากรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 1

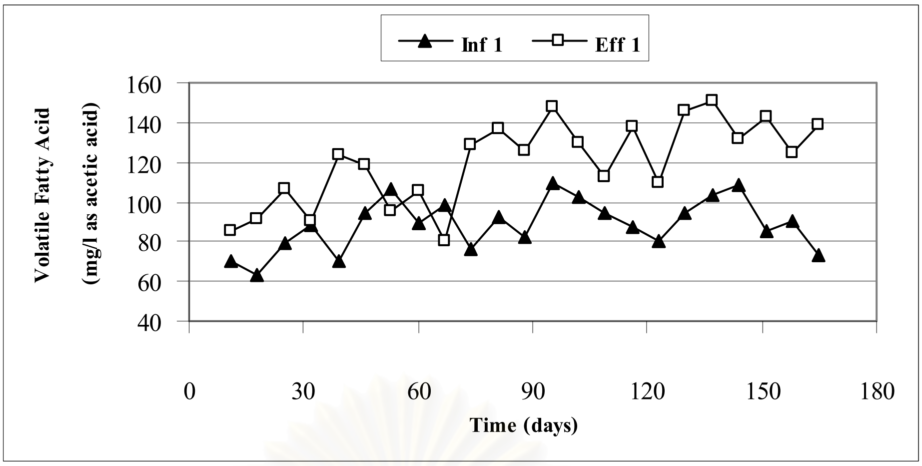
กรดไขมันระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	73	110	73	91	73	100
ค่าสูงสุด	110	151	110	120	110	146
ค่าเฉลี่ย	94	134	94	106	94	124

จากตารางที่ 4.6 และรูปที่ 4.5 จะเห็นได้ว่าค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยของน้ำออกของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์มีค่าสูงกว่าค่าเฉลี่ยของน้ำเข้าระบบ เนื่องจากแบคทีเรียสร้างกรดในระบบจะเปลี่ยนสารอินทรีย์เป็นกรดไขมันระเหยในขั้นตอนการสร้างกรดไขมันระเหย (Acidogenesis) ซึ่งจะถูกใช้ต่อไปโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนและเปลี่ยนไปเป็นก๊าซมีเทน โดยปริมาณกรดไขมันระเหยที่สะสมอยู่จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียในระบบหรือไม่ จะพิจารณาจากอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมด โดยระบบควรมีอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดน้อยกว่า 0.4 ระบบจึงจะมีกำลังบัฟเฟอร์ที่สูง ซึ่งจากค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.33, 0.25 และ 0.30 ตามลำดับ นั่นคือ ระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ที่สูง

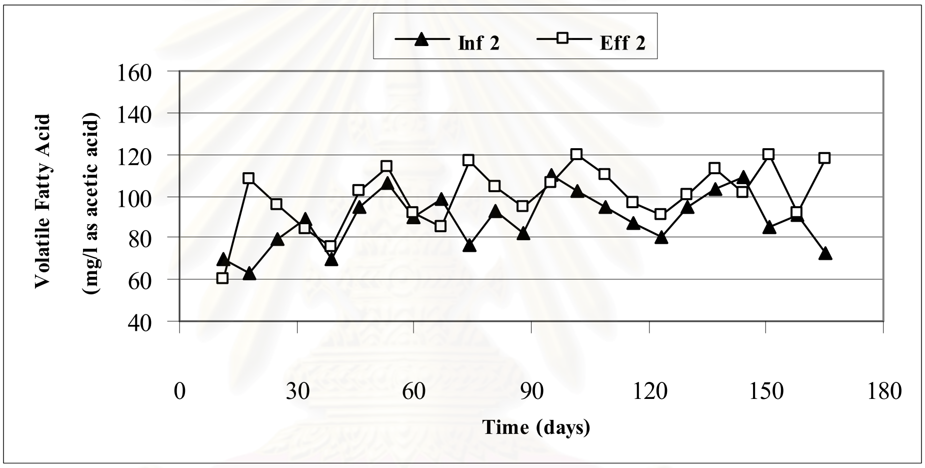
4.1.1.6 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด

ปริมาณของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือ ถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 56.57, 59.02 และ 59.35 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 22.97, 21.86 และ 23.71 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 59.39, 62.92 และ 60.02 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ปริมาณของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.7 และรูปที่ 4.6-4.7

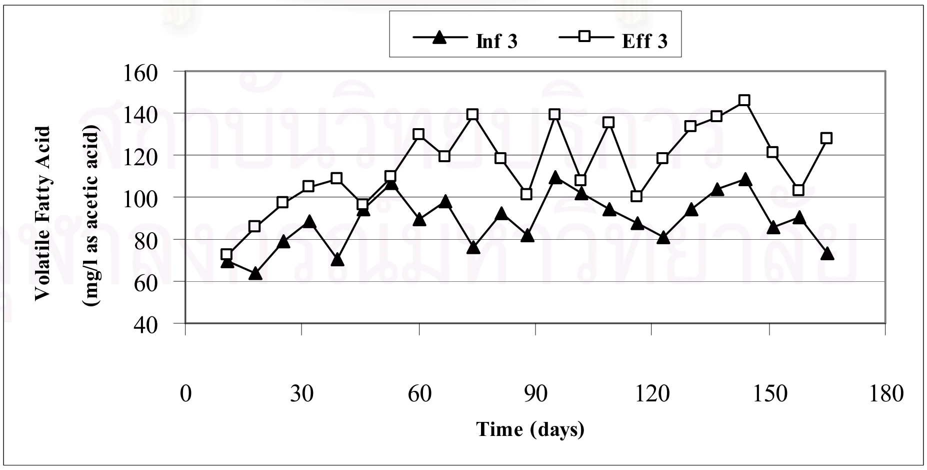
จากตารางที่ 4.7 และรูปที่ 4.6-4.7 จะเห็นได้ว่า ค่าปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเข้าระบบทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ มีค่าค่อนข้างต่ำ โดยตลอดการทดลองมีค่าอยู่ในช่วง 50.90-63.90 มิลลิกรัมต่อลิตร ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเข้าระบบที่ใช้ในการทดลองช่วงที่ 1 เป็นน้ำเสียที่สังเคราะห์ขึ้น โดยใช้น้ำประปาในการเตรียมน้ำเสียและเติมสารเคมีต่างๆ ตามที่กำหนดไว้ ดังนั้น



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

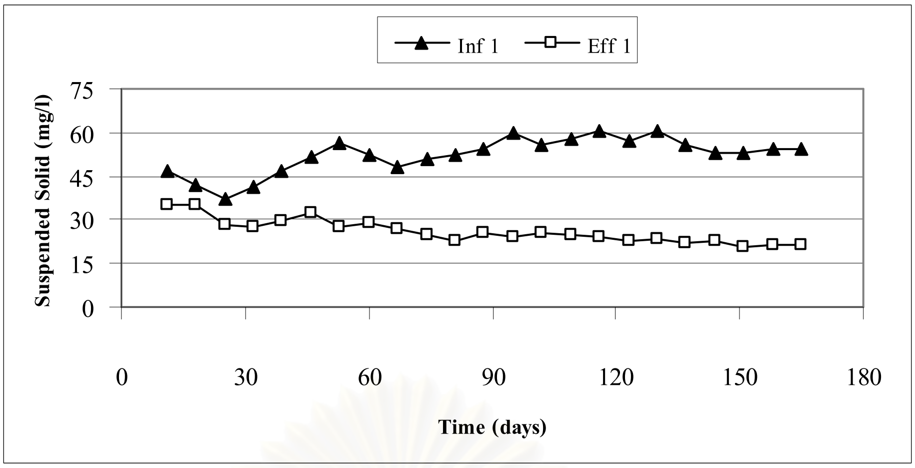
รูปที่ 4.5 กรดไขมันระเหยตลอดการทดลองช่วงที่ 1

ตารางที่ 4.7 ปริมาณของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 1

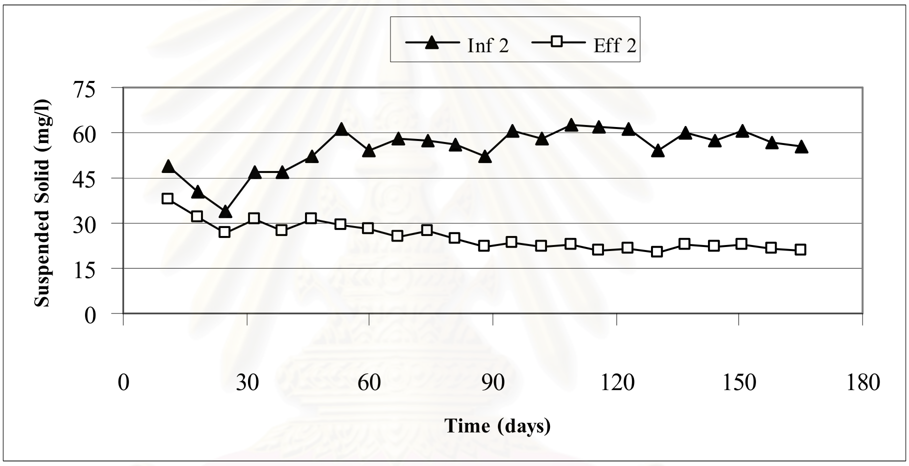
ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	52.80	20.80	53.95	20.35	55.15	22.05
ค่าสูงสุด	60.75	25.50	62.30	23.50	63.90	25.85
ค่าเฉลี่ย	56.57	22.97	59.02	21.86	59.35	23.71
ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย (เปอร์เซ็นต์)	-	59.39	-	62.92	-	60.02

น้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมไว้จึงมีของแข็งแขวนลอยในปริมาณที่ไม่มากนัก แต่เนื่องจากในบางวันจะพบว่าน้ำประปาที่เปิดออกมาจากก๊อกน้ำโดยตรงนั้นจะมีความขุ่นมาก ซึ่งมาจากการที่ทางตึกมหามกุฏที่ผู้ทำวิจัยได้ทำการติดตั้งระบบอยู่นั้น ทำการปิดปั๊มน้ำเพื่อซ่อมระบบท่อน้ำประปาภายในตึก เมื่อเปิดปั๊มน้ำให้ใช้ได้จะพบว่า น้ำประปาที่ไหลออกมาจะมีความขุ่นมาก และได้ทำการแก้ปัญหาโดยการกักพักน้ำไว้ในถังน้ำก่อนที่จะนำไปใช้เตรียมน้ำเข้าระบบ เพื่อให้ของแข็งแขวนลอยเหล่านี้ตกตะกอนลงไป ซึ่งวิธีการแก้ปัญหานี้อาจช่วยได้ไม่มากนัก เพราะอนุภาคที่มีขนาดเล็กมากๆ อาจต้องใช้เวลานานมากกว่าที่จะตกตะกอนลงไปได้ และจากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าในช่วงเริ่มต้นเดินระบบนั้น ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ออกมากับน้ำออกจะมีมาก เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์อยู่ในช่วงการปรับตัวทำให้ตะกอนที่มีน้ำหนักเบาหลุดออกมากับน้ำออก ส่งผลให้ของแข็งแขวนลอยในน้ำออกมีมากและอีกสาเหตุหนึ่งคือ การเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในน้ำเข้าระบบ จะทำให้สภาพทางชลศาสตร์ของน้ำภายในระบบเกิดการปั่นป่วน เนื่องจากเกิดการสร้างก๊าซมากขึ้นจากการเพิ่มสารอินทรีย์ในน้ำเข้า ซึ่งสังเกตได้จากการฟุ้งกระจายของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์หลังจากเพิ่มความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเข้า ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์มีโอกาสหลุดออกมากับน้ำออกได้มากขึ้น ซึ่งเป็นการคัดเลือกตะกอนจุลินทรีย์ที่มีน้ำหนักเบาและไม่สามารถรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนที่มีน้ำหนักมากได้ออกไปจากระบบ ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยในช่วงแรกมีค่าต่ำ แต่หลังจากที่ระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัว ปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำออกจะเริ่มคงที่

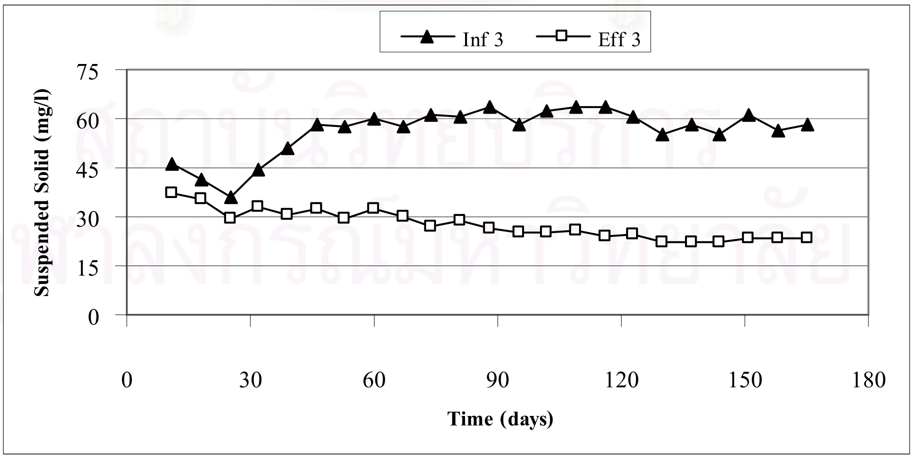
เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาวิเคราะห์ทางสถิติ เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมที่แตกต่างกันพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ)



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85

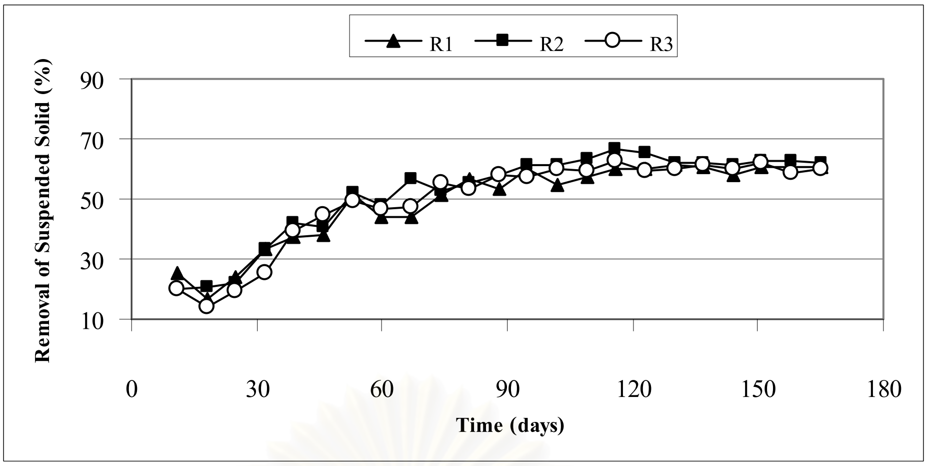


(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.6 ปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองช่วงที่ 1



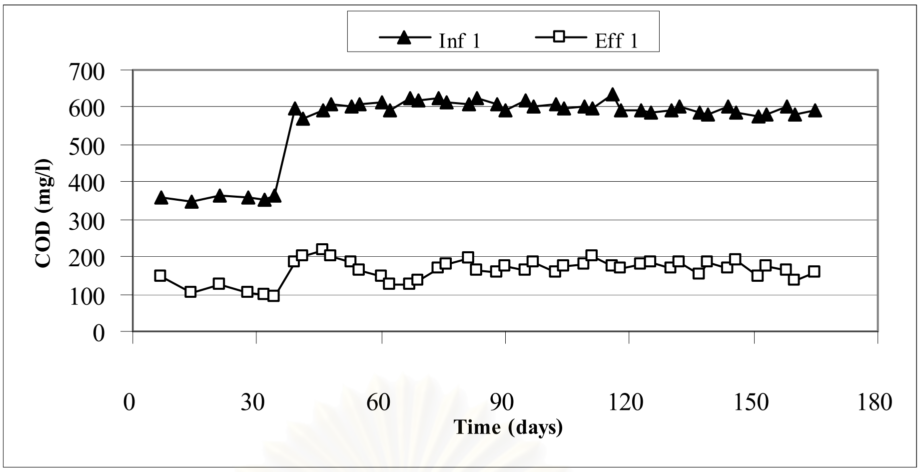
รูปที่ 4.7 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองช่วงที่ 1 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

4.1.1.7 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

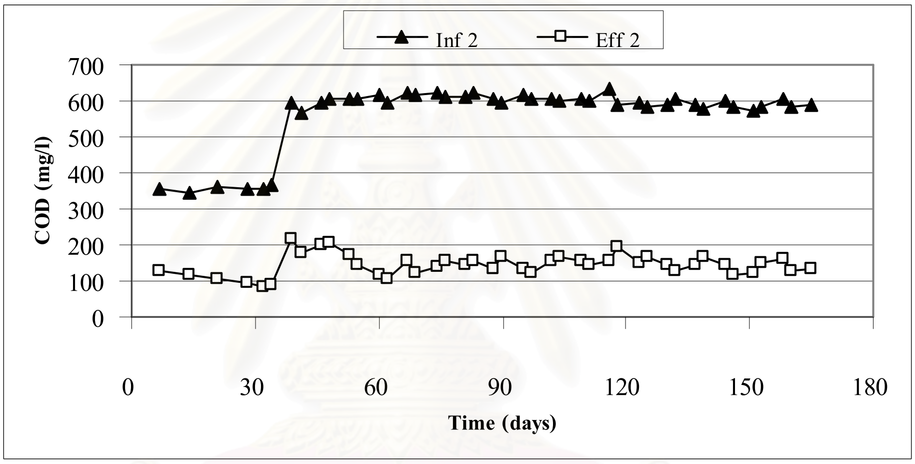
ค่าซีโอดีของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70, และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 595 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 171, 148 และ 164 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 71, 75 และ 72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.8 และรูปที่ 4.8-4.9

ตารางที่ 4.8 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 1

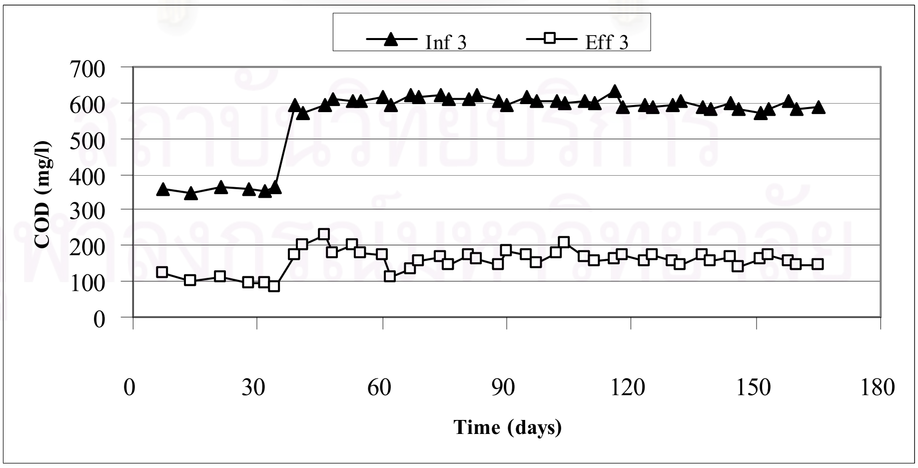
ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	574	135	574	118	574	142
ค่าสูงสุด	633	199	633	196	633	205
ค่าเฉลี่ย	595	171	595	148	596	164
ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย (เปอร์เซ็นต์)	-	71	-	75	-	72



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85

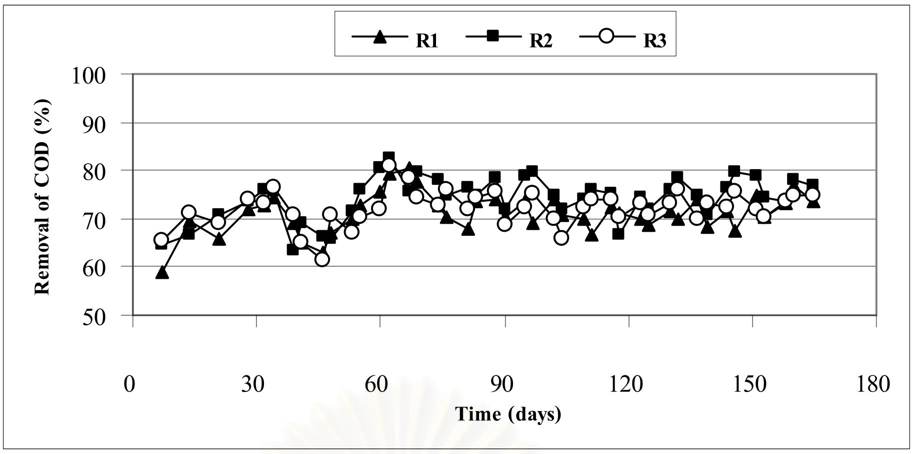


(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.8 ค่าซีโอดีตลอดการทดลองช่วงที่ 1



รูปที่ 4.9 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลองช่วงที่ 1 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

เนื่องจากน้ำเข้าระบบในช่วงแรกนี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ โดยมีค่าซีโอดีควบคุมอยู่ที่ 600 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่จากค่าซีโอดีเฉลี่ยของน้ำเข้าระบบที่เตรียมได้มีค่าเท่ากับ 595 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งความเข้มข้นซีโอดีที่เปลี่ยนแปลงนี้อาจเกิดจากการเตรียมน้ำเสียเข้าระบบในแต่ละวันของผู้ทำการทดลอง และความเข้มข้นของซีโอดีที่เติมให้กับระบบในช่วงแรกจะเติมที่ความเข้มข้นประมาณ 350 มิลลิกรัมต่อลิตรก่อน เพื่อปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ เมื่อระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้มากกว่า 70 เปอร์เซ็นต์ จึงทำการเพิ่มความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเข้าเป็น 600 มิลลิกรัมต่อลิตรตลอดการทดลอง ซึ่งจะเห็นได้ว่าค่าซีโอดีในน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะค่อนข้างแปรปรวนในช่วงแรก เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ปรับความคุ้นเคยกับน้ำเสีย ซึ่งเมื่อทำการทดลองต่อไปพบว่า ค่าซีโอดีในน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีค่อนข้างคงที่

เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาวิเคราะห์ทางสถิติ เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมที่แตกต่างกันพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ)

4.1.1.8 ไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัด

ปริมาณไนเตรทของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70, และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 63.33 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนน้ำออกจากระบบมีปริมาณไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ 20.46, 19.25 และ 21.38 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ 67.64, 69.55 และ 66.26

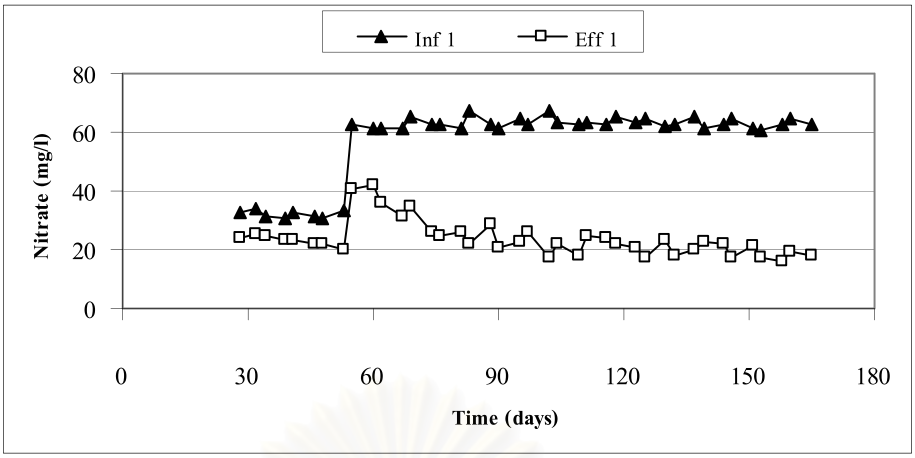
เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ปริมาณไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.9 และรูปที่ 4.10-4.11

ตารางที่ 4.9 ปริมาณไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 1

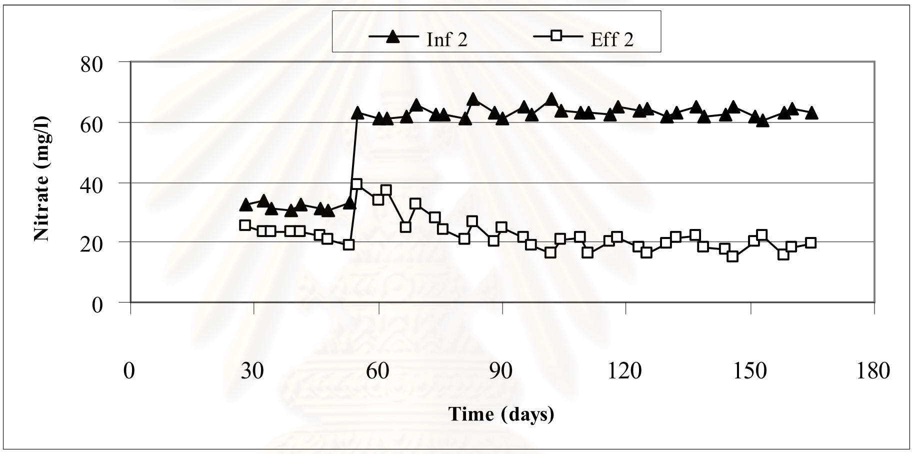
ไนเตรท (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	60.48	16.31	60.48	15.26	60.48	17.81
ค่าสูงสุด	67.35	26.11	67.35	24.64	67.35	25.79
ค่าเฉลี่ย	63.33	20.46	63.33	19.25	63.33	21.38
ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย (เปอร์เซ็นต์)	-	67.64	-	69.55	-	66.26

น้ำเข้าระบบในช่วงแรกนี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ โดยมีค่าความเข้มข้นของไนเตรทควบคุมอยู่ที่ 60 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่จากค่าความเข้มข้นไนเตรทเฉลี่ยของน้ำเข้าระบบที่เตรียมได้มีค่าเท่ากับ 63.33 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งความเข้มข้นของไนเตรทที่เปลี่ยนแปลงในแต่ละวันเกิดจากการเตรียมน้ำเสียเข้าระบบของผู้ทำการทดลอง และการเติมไนเตรทจะเริ่มเติมหลังจากปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ในระบบเมื่อเริ่มต้นการเดินระบบไปแล้วประมาณ 30 วัน โดยความเข้มข้นของไนเตรทที่เติมในช่วงแรกจะเริ่มที่ความเข้มข้นประมาณ 30 มิลลิกรัมต่อลิตรก่อนเพื่อให้ตะกอนจุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้เข้ากับสภาพแวดล้อมที่มีไนเตรทอยู่ในระบบได้ และเมื่อระบบมีแนวโน้มในการกำจัดไนเตรทได้มากขึ้น จึงทำการเพิ่มความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำเข้าเป็น 60 มิลลิกรัมต่อลิตรตลอดการทดลอง ซึ่งจากผลการทดลองที่ได้จะเห็นว่า ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทค่อนข้างแปรปรวนในช่วงแรก เนื่องจากในช่วงเริ่มต้นระบบจุลินทรีย์จะต้องปรับตัวให้คุ้นเคยและสามารถดำรงชีวิตอยู่ในน้ำเสียดังกล่าวให้ได้ ซึ่งเมื่อทำการทดลองต่อไปจะพบว่า ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทค่อนข้างคงที่ แสดงว่าแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงซึ่งเป็นแบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดไนเตรทนั้น สามารถเจริญเติบโตขึ้นมาในน้ำเสียนี้ได้และเปลี่ยนรูปไนเตรทไปอยู่ในรูปอื่นๆ ได้ ทำให้ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำออกลดลงและค่อนข้างคงที่กว่าช่วงเริ่มต้นระบบ

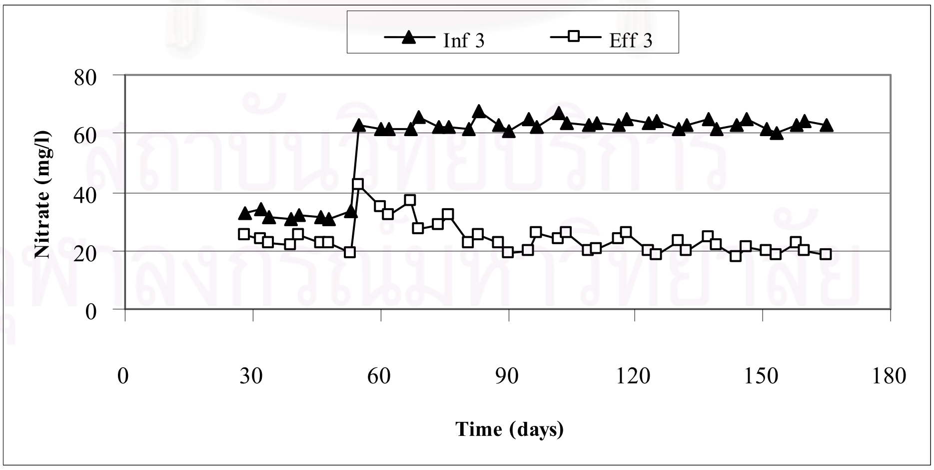
เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาวิเคราะห์ทางสถิติ เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมที่แตกต่างกันพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกัน จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ)



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85

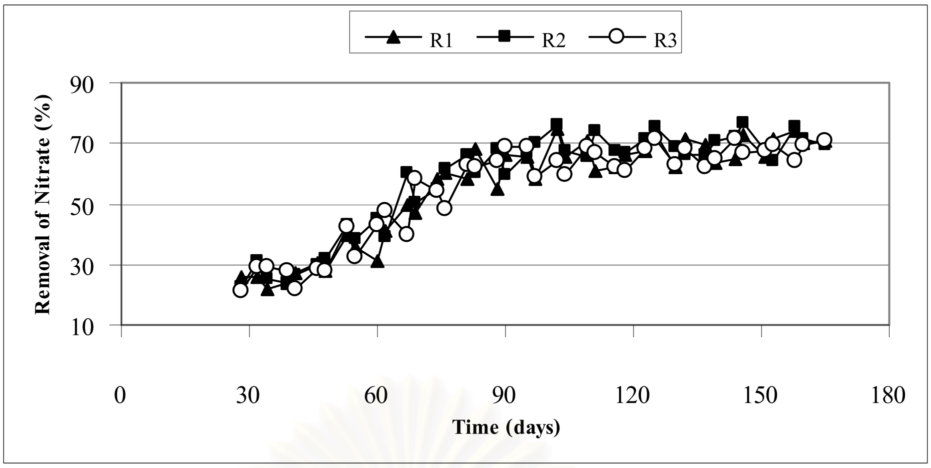


(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.10 ปริมาณไนเตรทตลอดการทดลองช่วงที่ 1



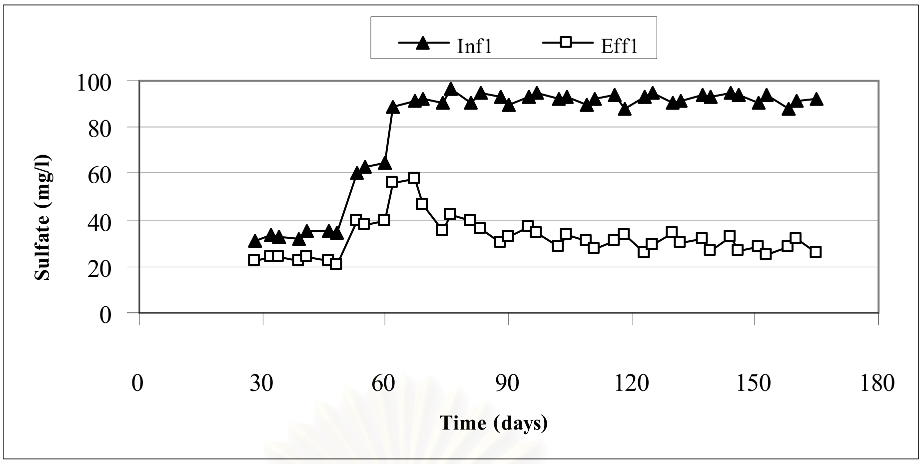
รูปที่ 4.11 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทตลอดการทดลองช่วงที่ 1 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

4.1.1.9 ซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัด

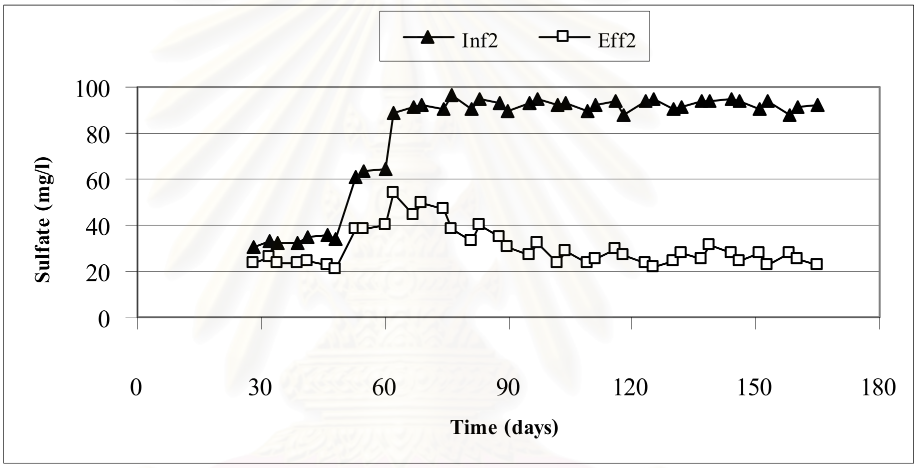
ปริมาณซัลเฟตของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85,10:1.70, และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 92.23 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนน้ำออกจากระบบมีปริมาณซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 30.30, 26.37 และ 29.69 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 67.12, 71.39 และ 67.78 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ปริมาณซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.10 และรูปที่ 4.12-4.13

ตารางที่ 4.10 ปริมาณซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 1

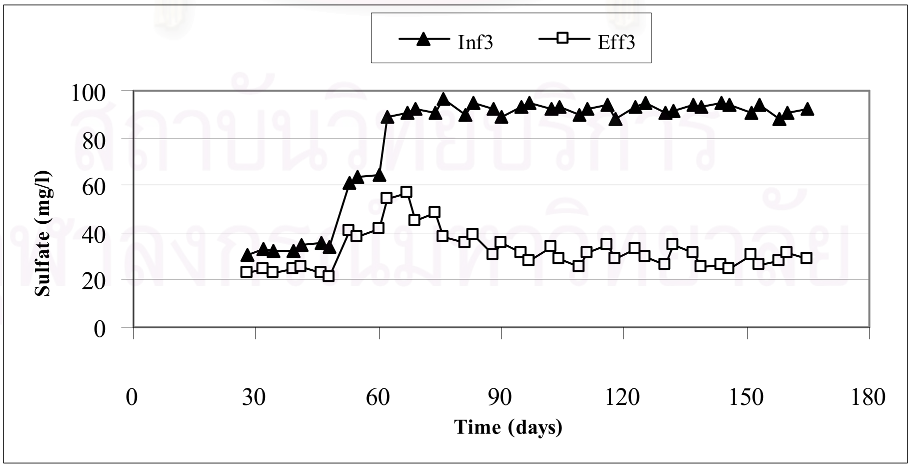
ซัลเฟต (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	88.25	25.30	88.25	21.55	88.25	24.35
ค่าสูงสุด	94.75	36.70	94.75	32.25	94.75	35.55
ค่าเฉลี่ย	92.23	30.30	92.23	26.37	92.23	29.69
ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย (เปอร์เซ็นต์)	-	67.12	-	71.39	-	67.78



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85

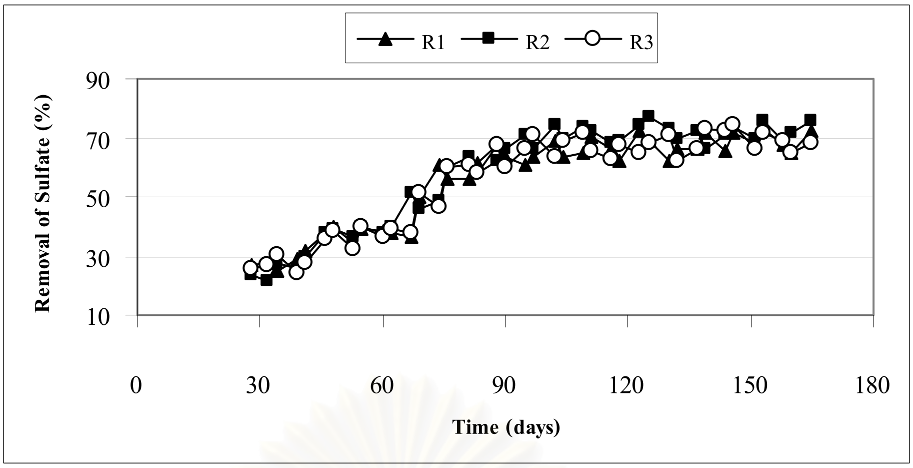


(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.12 ปริมาณซัลเฟตตลอดการทดลองช่วงที่ 1



รูปที่ 4.13 ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตตลอดการทดลองช่วงที่ 1 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

น้ำเข้าระบบในช่วงแรกนี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ โดยมีค่าความเข้มข้นของซัลเฟตควบคุมอยู่ที่ 90 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่จากค่าความเข้มข้นซัลเฟตเฉลี่ยของน้ำเข้าระบบที่เตรียมได้มีค่าเท่ากับ 92.23 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งความเข้มข้นของซัลเฟตที่เปลี่ยนแปลงในแต่ละวันเกิดจากการเตรียมน้ำเสียเข้าระบบของผู้ทำการทดลอง และการเติมซัลเฟตจะเริ่มเติมหลังจากปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ในระบบเมื่อเริ่มต้นการเดินระบบไปแล้วประมาณ 30 วัน โดยความเข้มข้นของซัลเฟตที่เติมในช่วงแรกจะเริ่มที่ความเข้มข้นประมาณ 30 มิลลิกรัมต่อลิตรก่อนเพื่อให้ตะกอนจุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้เข้ากับสภาพแวดล้อมที่มีซัลเฟตอยู่ในระบบได้ และเมื่อระบบมีแนวโน้มในการกำจัดซัลเฟตได้มากขึ้น โดยดูจากการลดลงของซัลเฟตซึ่งเกิดจากกระบวนการซัลเฟตรีดักชันของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตเพียงอย่างเดียว จึงทำการเพิ่มความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเข้าเป็น 60 และ 90 มิลลิกรัมต่อลิตรตลอดการทดลอง ซึ่งจากผลการทดลองที่ได้จะมีแนวโน้มเช่นเดียวกันกับการกำจัดไนเตรท กล่าวคือ ในช่วงเริ่มต้นระบบจุลินทรีย์จะต้องปรับตัวให้คุ้นเคยและสามารถดำรงชีวิตอยู่ในน้ำเสียดังกล่าวให้ได้ ซึ่งเมื่อทำการทดลองต่อไปจะพบว่า ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตค่อนข้างคงที่ แสดงว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตซึ่งเป็นแบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดซัลเฟตนั้น สามารถเจริญเติบโตขึ้นมาในน้ำเสียนี้ได้ และเปลี่ยนรูปซัลเฟตไปอยู่ในรูปอื่นๆ ได้ ทำให้ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำออกลดลงและค่อนข้างคงที่กว่าช่วงเริ่มต้นระบบ

เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาวิเคราะห์ทางสถิติ เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมที่

แตกต่างกันพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกัน จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ)

4.1.1.10 ซัลไฟด์

ปริมาณซัลไฟด์ของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70, และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 0.94 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนน้ำออกจากระบบมีปริมาณซัลไฟด์เฉลี่ยเท่ากับ 18.40, 19.85 และ 18.79 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ปริมาณซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.11 และรูปที่ 4.14

ตารางที่ 4.11 ปริมาณซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 1

ซัลไฟด์	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	0.38	16.02	0.38	17.02	0.38	15.31
ค่าสูงสุด	1.54	20.80	1.54	22.20	1.54	21.35
ค่าเฉลี่ย	0.94	18.40	0.94	19.85	0.94	18.79

จากตารางที่ 4.11 และรูปที่ 4.14 จะเห็นว่า ปริมาณซัลไฟด์ในน้ำออกของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์มีค่าสูงกว่าปริมาณซัลไฟด์ของน้ำเข้าระบบ การที่ปริมาณซัลไฟด์เฉลี่ยของน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้นนั้น เนื่องมาจากการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันโดยแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตในการเปลี่ยนซัลเฟตในระบบให้ไปอยู่ในรูปของซัลไฟด์ สมการการเกิดปฏิกิริยาดังกล่าว แสดงได้ดังนี้

$$SO_4^{2-} + 8H^+ + 8e^- \longrightarrow S^{2-}$$

$$96\ g \qquad\qquad 32\ g$$

จากสมการ ซัลเฟตและซัลไฟด์มีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 96 และ 32 ตามลำดับ ดังนั้นตามหลักทฤษฎีซัลเฟตที่ลดลง 3 กรัม จะเปลี่ยนเป็นซัลไฟด์ 1 กรัม ซึ่งความสัมพันธ์ระหว่างซัลเฟตที่ลดลงกับซัลไฟด์ที่เกิดขึ้น จะกล่าวต่อไปในหัวข้อ 4.8 สมดุลมวลของสารในระบบ และจากปริมาณซัลไฟด์เฉลี่ยตลอดการทดลองมีค่าอยู่ในช่วง 15.31-22.20 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบจะเป็นผลดีต่อแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ เนื่องจากซัลไฟด์เป็นสารอาหารที่จำเป็นต่อแบคทีเรียในระบบ จากงานวิจัยของ Reis และคณะ(1992) พบว่าไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดจากปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันจะยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต เมื่อความเข้มข้นเท่ากับ 547 มิลลิกรัมต่อลิตร และงานวิจัยของ Koster และคณะ(1986) พบว่า ในช่วงพีเอช 6.4-7.2 การเจริญเติบโตของแบคทีเรียจะถูกยับยั้งที่ความเข้มข้นของ

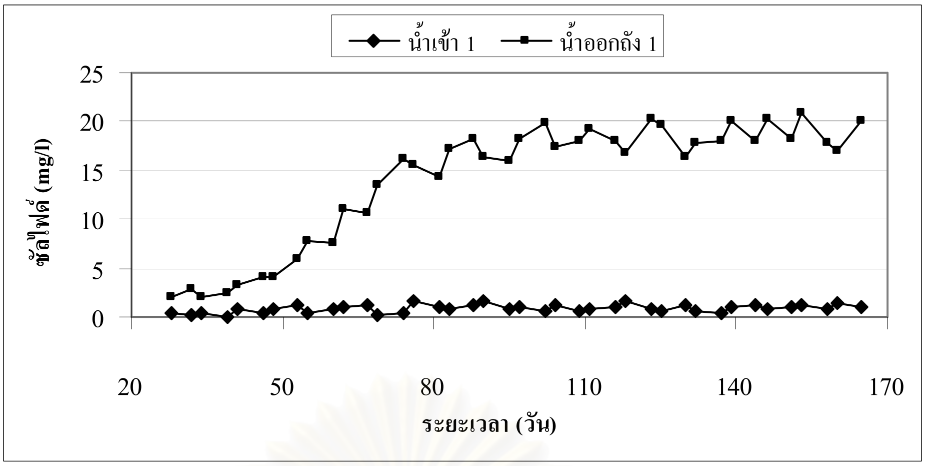
ไฮโดรเจนซัลไฟด์เท่ากับ 250 มิลลิกรัมต่อลิตร และในช่วงพีเอช 7.8-8.0 ถูกยับยั้งที่ความเข้มข้น 90 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งจากปริมาณซัลไฟด์ของน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีปริมาณต่ำกว่า ดังนั้นซัลไฟด์จึงไม่มีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระบบ

4.1.1.11 ก๊าซชีวภาพ

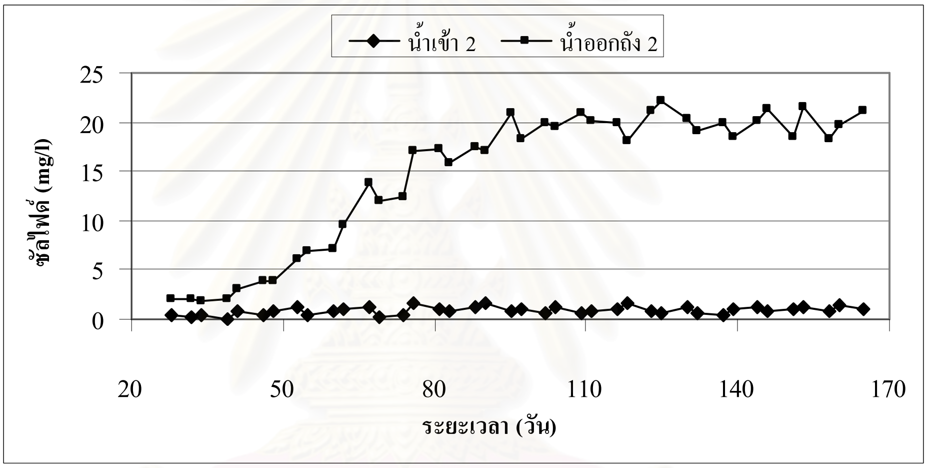
ปริมาณก๊าซชีวภาพของน้ำเสียสังเคราะห์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 845, 905 และ 809 มิลลิลิตรต่อวัน ตามลำดับ ปริมาณก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังตารางที่ 4.12 และรูปที่ 4.15

จากตารางที่ 4.12 และรูปที่ 4.15 จะพบว่า ในช่วงแรกๆ ของการเริ่มต้นเดินระบบนั้น ปริมาณก๊าซชีวภาพจะมีไม่มากนัก เนื่องจากเป็นช่วงปรับตัวของจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้อัตราการใช้สารอินทรีย์ในช่วงแรกนี้จึงมีไม่มากนัก เมื่อสารอินทรีย์ถูกใช้ในปริมาณน้อย ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจึงมีปริมาณน้อยตามไปด้วย แต่เมื่อระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะเริ่มมีเพิ่มขึ้น แต่ทั้งนี้การที่น้ำเสียมีซัลเฟตอยู่ด้วย ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นนั้น จะส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพลดลงได้ เนื่องจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์มีความสามารถในการละลายน้ำสูงมาก ทำให้อยู่ในรูปละลายน้ำมากกว่าอยู่ในรูปก๊าซ

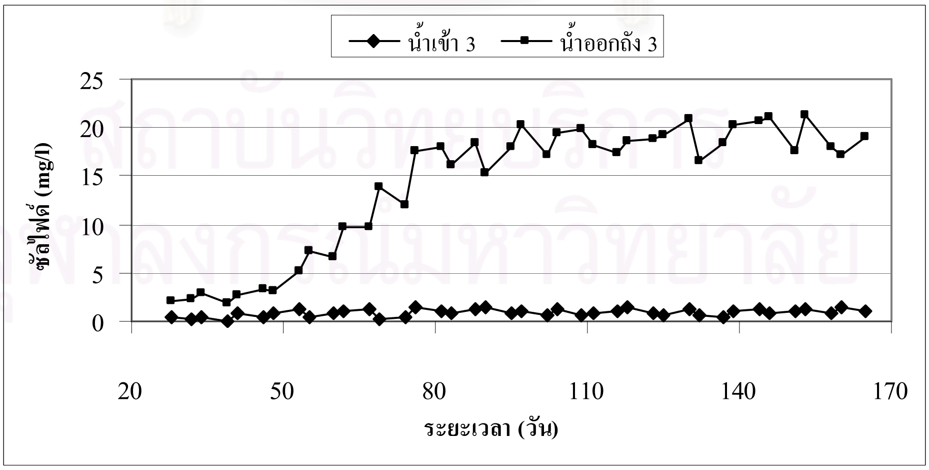
จากงานวิจัยของอนุตร เปียงแก้ว (2542) พบว่า เมื่ออัตราส่วนของซีโอดีต่อซัลเฟตลดลง (ความเข้มข้นของซัลเฟตเพิ่มขึ้น) ปริมาณก๊าซชีวภาพที่ผลิตได้จะลดลง โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากับ 12, 6 และ 0.6 มีปริมาณก๊าซชีวภาพเท่ากับ 1,005 , 886 และ 101 มิลลิลิตรต่อวัน ตามลำดับ และอีกงานวิจัยหนึ่งของ Harada และคณะ (1993) ที่พบว่า เมื่อเพิ่มระดับความเข้มข้นของซัลเฟต อัตราการผลิตก๊าซมีเทนจะมีค่าลดลง เนื่องจากซีโอดีถูกใช้ไปโดยแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตมากขึ้น ซึ่งแตกต่างจากในงานวิจัยนี้ เนื่องจากในงานวิจัยนี้กำหนดอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากันทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ ดังนั้นการที่ปริมาณก๊าซชีวภาพรวมแตกต่างกันเนื่องมาจากผลของการเติมแคลเซียมในปริมาณที่แตกต่างกัน โดยถังปฏิกรณ์ที่ 3 มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากสุด ทำให้ Activity ของแบคทีเรียสร้างมีเทนและแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงในการสร้างก๊าซลดลง ส่งผลให้ปริมาณก๊าซของถังปฏิกรณ์ที่ 3 มีปริมาณน้อยกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 แต่ทั้งนี้ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นโดยรวมของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ มีปริมาณใกล้เคียงกับงานวิจัยของอนุตร เปียงแก้ว (2542) โดยถังปฏิกรณ์ที่ใช้ซีโอดี 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ซัลเฟต 84 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่ามีปริมาณก๊าซชีวภาพเฉลี่ยเท่ากับ 886 มิลลิลิตรต่อวัน



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70

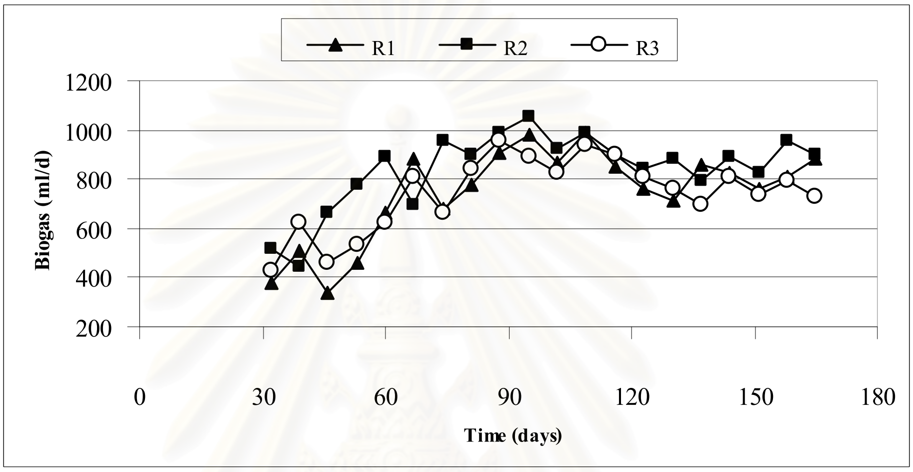


(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.14 ปริมาณซัลไฟด์ตลอดการทดลองช่วงที่ 1

ตารางที่ 4.12 ปริมาณก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 1

ก๊าซชีวภาพ (มิลลิลิตรต่อวัน)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2	ถังปฏิกรณ์ที่ 3
ค่าต่ำสุด	710	790	700
ค่าสูงสุด	990	1,050	940
ค่าเฉลี่ย	845	905	809



รูปที่ 4.15 ปริมาณก๊าซชีวภาพตลอดการทดลองช่วงที่ 1

4.1.2 ผลการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสด้วยระบบยูเอเอสบี

การทดลองนี้เป็นการทดลองในช่วงที่ 2 มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาเปรียบเทียบผลของการเติมแคลเซียมต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูง โดยกำหนดตัวแปรต่างๆ เช่นเดียวกันกับการทดลองในช่วงที่ 1 แต่เปลี่ยนมาใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสแทนการใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ผลการทดลองที่ได้ตลอดการทดลองทั้งหมด แสดงดังตารางที่ 4.13 ซึ่งแสดงเป็นค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำเสีย โดยคำนวณเมื่อระบบอยู่ในสภาวะคงตัว (Steady State) ซึ่งสามารถจำแนกตามตัวแปรต่างๆ ที่ทำการวิเคราะห์ได้ดังนี้

ตารางที่ 4.13 ผลการทดลองช่วงที่ 2

พารามิเตอร์		ซีโอดี 600 มิลลิกรัมต่อลิตร					
		COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
		น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
พีเอช (pH)	เฉลี่ย	7.30	7.43	7.32	7.62	7.28	7.36
	SD.	(0.15)	(0.09)	(0.13)	(0.09)	(0.15)	(0.21)
อุณหภูมิ (Temperature)	เฉลี่ย	30.6	31.1	30.6	31.2	30.6	31.4
(องศาเซลเซียส)	SD.	(1.1)	(0.9)	(1.1)	(1.2)	(1.1)	(1.1)
โออาร์พี (ORP)	เฉลี่ย	-	-295	-	-296	-	-293
(มิลลิโวลท์)	SD.	-	(11)	-	(14)	-	(13)
สภาพด่างทั้งหมด (Alkalinity)	เฉลี่ย	240	407	230	431	227	399
(มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปของ	SD.	(9)	(29)	(12)	(13)	(13)	(18)
แคลเซียมคาร์บอเนต)							
กรดไขมันระเหย (VFA)	เฉลี่ย	80	118	80	101	80	138
(มิลลิกรัมต่อลิตร	SD.	(9)	(11)	(9)	(8)	(9)	(8)
ในรูปกรดอะซิติก)							
อัตราส่วนกรดไขมัน	เฉลี่ย	0.33	0.29	0.35	0.24	0.35	0.35
ระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมด	SD.	-	-	-	-	-	-
ของแข็งแขวนลอย (SS)	เฉลี่ย	64.52	25.52	66.97	25.97	69.36	27.96
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(10.47)	(3.09)	(9.59)	(3.45)	(10.40)	(3.15)
ประสิทธิภาพการกำจัด	เฉลี่ย	-	60.19	-	61.12	-	59.44
ของแข็งแขวนลอย (เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	(2.28)	-	(1.94)	-	(2.52)
ซีโอดี (COD)	เฉลี่ย	598	183	598	137	598	191
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(6)	(11)	(6)	(9)	(6)	(11)
ประสิทธิภาพการกำจัด	เฉลี่ย	-	69	-	77	-	68
ซีโอดี (เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	(2)	-	(2)	-	(2)
ไนเตรท (NO_3^-)	เฉลี่ย	70.13	22.18	70.13	22.33	70.13	21.14
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(3.90)	(3.39)	(3.90)	(3.13)	(3.90)	(3.07)
ประสิทธิภาพการกำจัด	เฉลี่ย	-	68.31	-	68.13	-	69.85
ไนเตรท (เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	(4.96)	-	(4.43)	-	(4.11)
ซัลเฟต (SO_4^{2-})	เฉลี่ย	98.78	33.90	98.78	23.55	98.78	36.35
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(3.62)	(4.02)	(3.62)	(3.15)	(3.62)	(2.73)
ประสิทธิภาพการกำจัด	เฉลี่ย	-	65.61	-	76.14	-	63.16
ซัลเฟต (เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	(4.43)	-	(3.29)	-	(2.97)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.13 ผลการทดลองช่วงที่ 2 (ต่อ)

พารามิเตอร์		ซีโอดี 600 มิลลิกรัมต่อลิตร					
		COD:Ca^{2+} = 10:0.85		COD:Ca^{2+} = 10:1.70		COD:Ca^{2+} = 10:3.40	
		น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ซัลไฟด์ (S^{2-}) ในน้ำ	เฉลี่ย	0.99	18.22	0.99	22.05	0.99	18.06
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	(0.24)	(1.86)	(0.24)	(1.59)	(0.24)	(1.68)
ซัลไฟด์ (S^{2-}) ในชุดดักก๊าซ	เฉลี่ย	-	14.79	-	19.68	-	16.57
(มิลลิกรัมต่อลิตร)	SD.	-	(2.20)	-	(1.60)	-	(1.77)
ก๊าซชีวภาพ (Biogas)	เฉลี่ย	-	800	-	1000	-	750
(มิลลิลิตรต่อวัน)	SD.	-	(103)	-	(71)	-	(93)

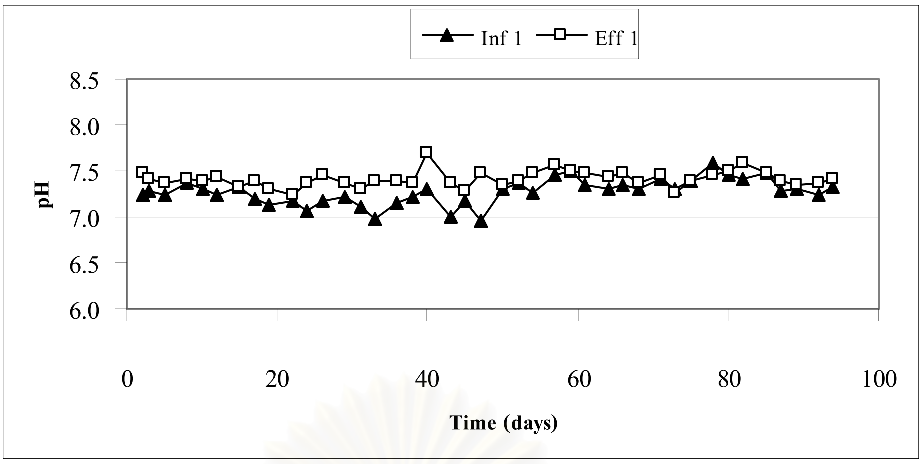
4.1.2.1 พีเอช

ค่าพีเอชของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม เท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.30, 7.32 และ 7.28 ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.43, 7.62 และ 7.36 ตามลำดับ ค่าพีเอชของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.14 และรูปที่ 4.16

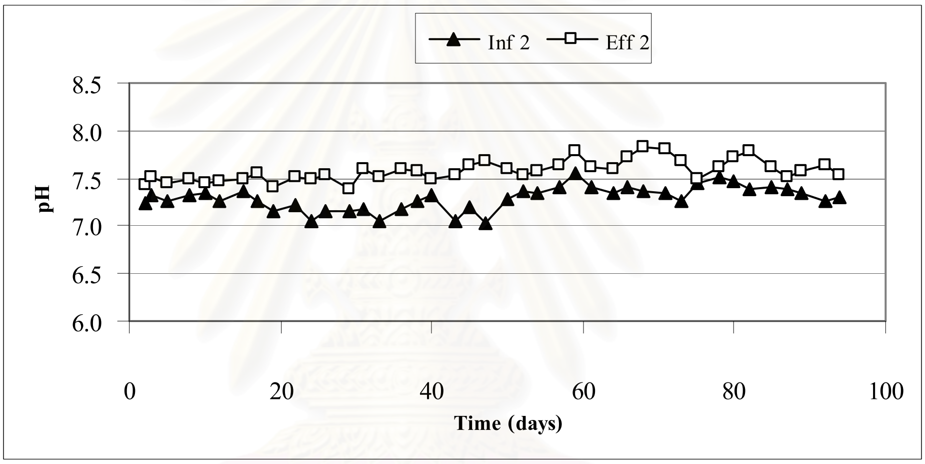
ตารางที่ 4.14 ค่าพีเอชของการทดลองช่วงที่ 2

พีเอช	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	6.95	7.26	7.02	7.49	6.95	6.92
ค่าสูงสุด	7.58	7.69	7.56	7.82	7.48	7.68
ค่าเฉลี่ย	7.30	7.43	7.32	7.62	7.28	7.36

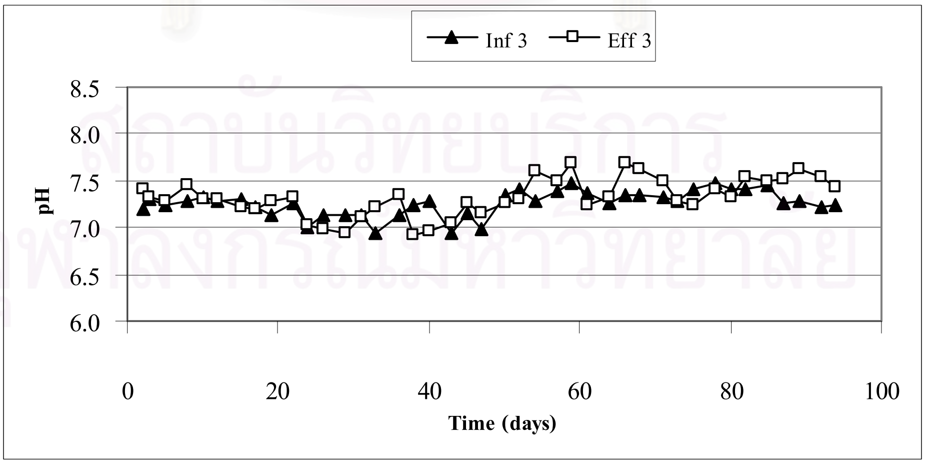
จากตารางที่ 4.14 และรูปที่ 4.16 จะเห็นได้ว่าค่าพีเอชเฉลี่ยของน้ำออกของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์มีค่าสูงกว่าค่าพีเอชของน้ำเข้าระบบ ซึ่งมีแนวโน้มเช่นเดียวกับการทดลองในช่วงที่ 1 การที่พีเอชเฉลี่ยของน้ำออกมีค่าเพิ่มมากขึ้นนั้น สามารถอธิบายได้เช่นเดียวกันกับหัวข้อ 4.1.1.1 และเมื่อพิจารณาค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดของระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.29, 0.24 และ 0.35 ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดทุกถังปฏิกรณ์มีค่าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่าระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ที่สูง โดยสามารถดูได้จากการที่ค่าพีเอชของน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.16 พีเอชตลอดการทดลองช่วงที่ 2

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

4.1.2.2 อุณหภูมิ

ค่าอุณหภูมิของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม เท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือ ถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 30.6 องศาเซลเซียส ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 31.1, 31.2 และ 31.4 องศาเซลเซียส ตามลำดับ ค่าอุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.15 และรูปที่ 4.17

ตารางที่ 4.15 ค่าอุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 2

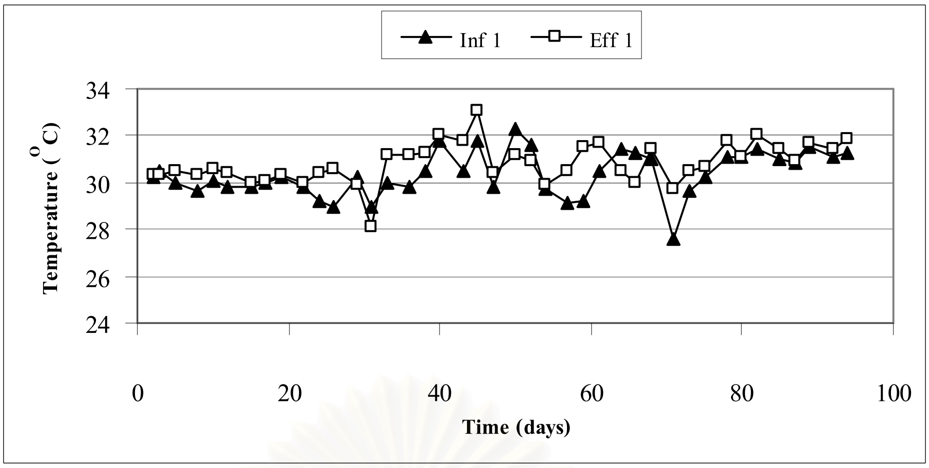
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	27.6	28.1	27.5	27.4	27.6	27.7
ค่าสูงสุด	32.3	33.1	32.2	33.0	32.3	33.2
ค่าเฉลี่ย	30.6	31.1	30.6	31.2	30.6	31.4

จากตารางที่ 4.15 และรูปที่ 4.17 จะเห็นได้ว่า ค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำออกของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์มีค่าสูงกว่าค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำเข้าระบบแต่ไม่แตกต่างกันมากนัก และค่าอุณหภูมิของน้ำที่แตกต่างจากการทดลองในช่วงที่ 1 เกิดจากการเปลี่ยนแปลงของฤดูกาลเนื่องจากการทดลองในช่วงที่ 1 อยู่ในช่วงฤดูหนาว ส่วนการทดลองในช่วงที่ 2 จะอยู่ในช่วงฤดูร้อน สภาพอากาศบริเวณภายนอกจึงส่งผลต่ออุณหภูมิน้ำในการทดลองได้เช่นกัน และจากค่าอุณหภูมิเฉลี่ยตลอดการทดลองนี้จะเห็นว่า อยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนคือ อยู่ในช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) ที่มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 20-45 องศาเซลเซียส

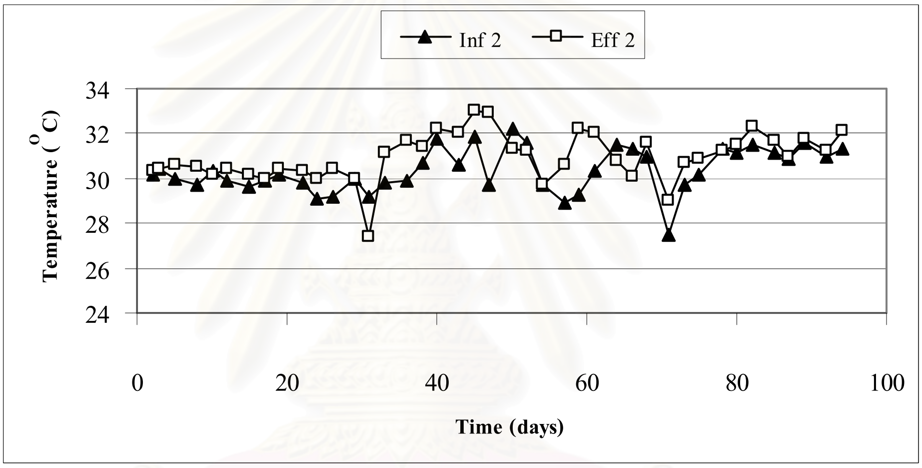
4.1.2.3 โออาร์พี

ค่าโออาร์พีของน้ำภายในที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือ ถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าโออาร์พีเฉลี่ย เท่ากับ -295, -296 และ -293 มิลลิโวลท์ ตามลำดับ ค่าโออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.16 และรูปที่ 4.18

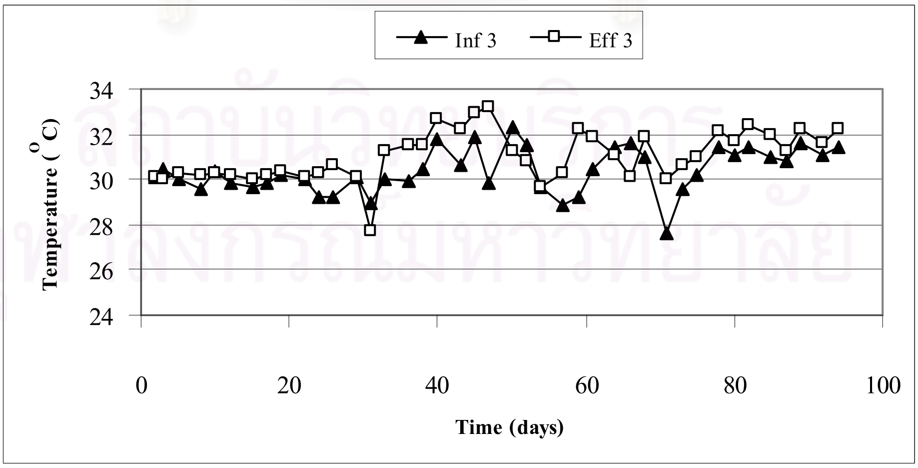
จากตาราง 4.16 และรูปที่ 4.18 จะเห็นได้ว่าค่าโออาร์พีของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์มีค่าเป็นลบ โดยค่าโออาร์พีของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ตลอดการทดลองอยู่ในช่วง -322 ถึง -274 มิลลิโวลท์ และค่าโออาร์พีใกล้เคียงกับค่าในการทดลองช่วงที่ 1



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.17 อุณหภูมิตลอดการทดลองช่วงที่ 2

ตารางที่ 4.16 ค่าโออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 2

โออาร์พี (มิลลิโวลท์)	น้ำภายในถังที่ 1	น้ำภายในถังที่ 2	น้ำภายในถังที่ 3
ค่าต่ำสุด	-313	-321	-322
ค่าสูงสุด	-274	-276	-276
ค่าเฉลี่ย	-295	-296	-293

4.1.2.4 สภาพด่างทั้งหมด

ค่าสภาพด่างทั้งหมดของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม เท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือ ถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 240, 230 และ 227 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่าสภาพด่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 407, 431 และ 399 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ค่าสภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.17 และรูปที่ 4.19

จากตารางที่ 4.17 และรูปที่ 4.19 จะเห็นได้ว่าค่าสภาพด่างของน้ำเข้าหลังจากที่นำน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสมาทำการเจือจางด้วยน้ำประปานั้นจะมีค่าที่สูงกว่าค่าที่วิเคราะห์ได้จากน้ำเสียก่อนที่จะทำการเจือจาง เนื่องจากมีการเติมโซเดียมไฮโดรเจนคาร์บอเนต ($NaHCO_3$) ลงไปในน้ำที่เตรียม ซึ่งแสดงได้ดังสมการด้านล่าง

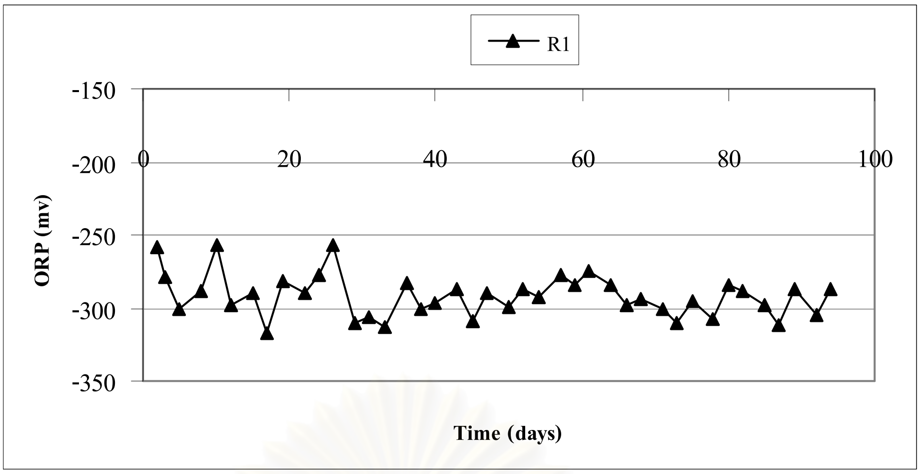
$$NaHCO_3 \longrightarrow Na^+ + HCO_3^-$$

โดยไบคาร์บอเนตอิออน(HCO_3^-) ที่เกิดขึ้นเป็นตัวที่ทำให้สภาพด่างของน้ำเพิ่มขึ้นได้ ส่วนค่าสภาพด่างทั้งหมดโดยเฉลี่ยของน้ำออกทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับน้ำเข้าระบบ ซึ่งมีแนวโน้มเช่นเดียวกับการทดลองในช่วงที่ 1 ที่ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ สาเหตุที่ทำให้น้ำออกมีค่าสภาพด่างเพิ่มขึ้น สามารถอธิบายได้เช่นเดียวกันกับหัวข้อ 4.1.1.1

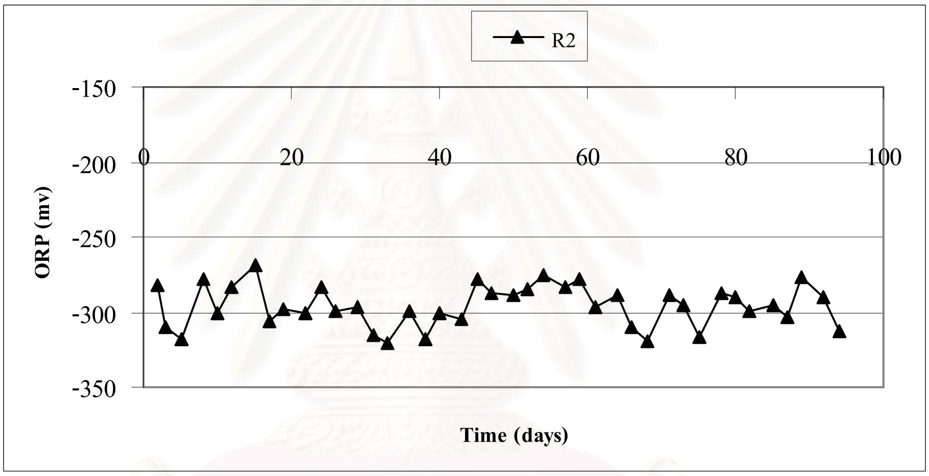
4.1.2.5 กรดไขมันระเหย

ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม เท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือ ถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 80 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 118, 101 และ 138 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก ตามลำดับ ค่ากรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.18 และรูปที่ 4.20

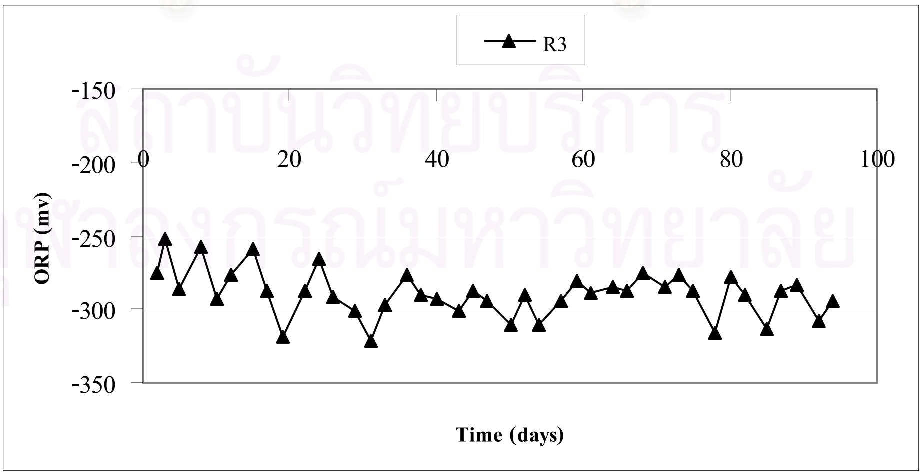
จากตารางที่ 4.18 และรูปที่ 4.20 จะเห็นได้ว่าค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยของน้ำออกของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์มีค่าสูงกว่าค่าเฉลี่ยของน้ำเข้าระบบ ซึ่งสามารถอธิบายได้เช่นเดียวกันกับหัวข้อ 4.1.1.5



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.18 โออาร์พีตลอดการทดลองช่วงที่ 2

ตารางที่ 4.17 ค่าสภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 2

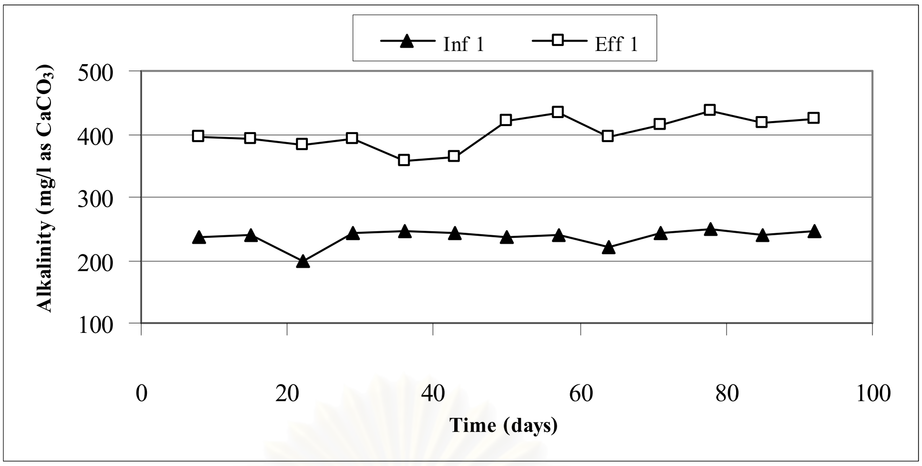
สภาพด่างทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	219	358	210	413	207	372
ค่าสูงสุด	250	436	246	449	245	423
ค่าเฉลี่ย	240	407	230	431	227	399

4.1.2.6 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด

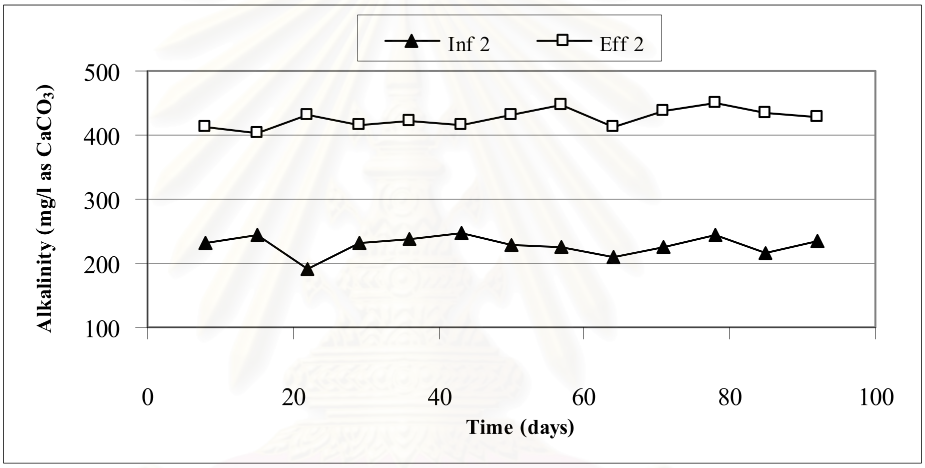
ปริมาณของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือ ถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 64.52, 66.97 และ 69.36 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบมีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 25.52, 25.97 และ 27.96 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 60.19, 61.12 และ 59.44 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ค่าของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.19 และรูปที่ 4.21-4.22

จากตารางที่ 4.19 และรูปที่ 4.21-4.22 จะเห็นได้ว่า ค่าปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเข้าระบบมีค่าค่อนข้างต่ำ โดยตลอดการทดลองมีค่าอยู่ในช่วง 53.20-83.30 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเข้าระบบในการทดลองช่วงที่ 2 นี้จะมีค่าโดยเฉลี่ยสูงกว่าเมื่อเทียบกับน้ำเสียเข้าระบบของการทดลองช่วงที่ 1 เนื่องจากการเตรียมน้ำเสียในช่วงที่ 2 จะใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสซึ่งมีปริมาณของแข็งแขวนลอยอยู่ในน้ำเสียก่อนแล้ว ดังนั้นเมื่อนำมาเจือจางโดยใช้น้ำประปาจึงทำให้เป็นการเพิ่มปริมาณของแข็งแขวนลอยลงไปในน้ำเสียได้อีกทางหนึ่ง

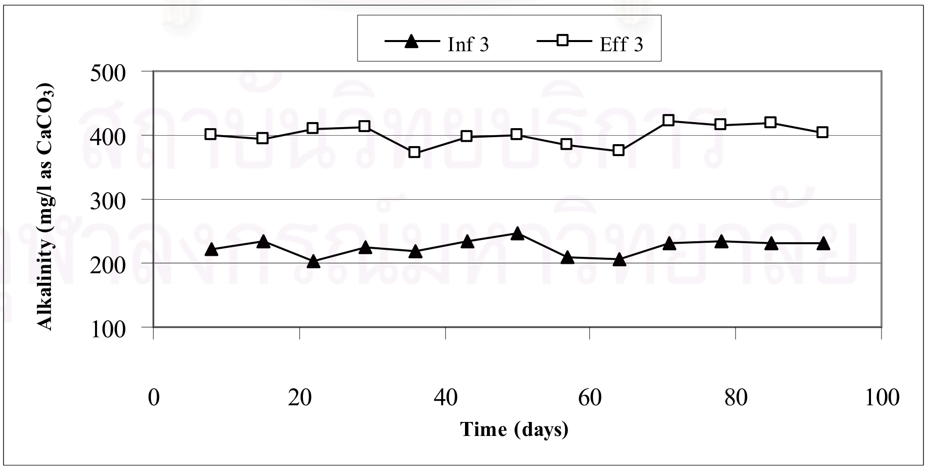
เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาวิเคราะห์ทางสถิติ เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมที่แตกต่างกันพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ)



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.19 สภาพด่างทั้งหมดตลอดการทดลองช่วงที่ 2

ตารางที่ 4.18 ค่ากรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 2

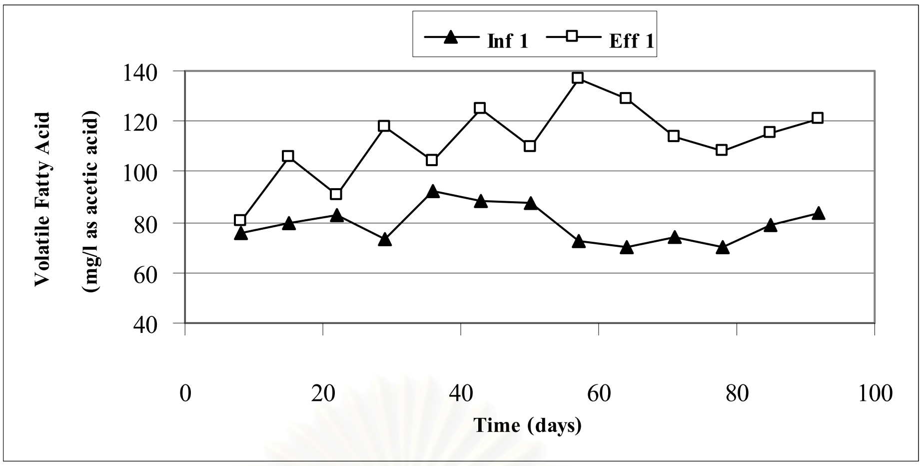
กรดไขมันระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	70	104	70	90	70	126
ค่าสูงสุด	92	137	92	113	92	152
ค่าเฉลี่ย	80	118	80	101	80	138

4.1.2.7 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

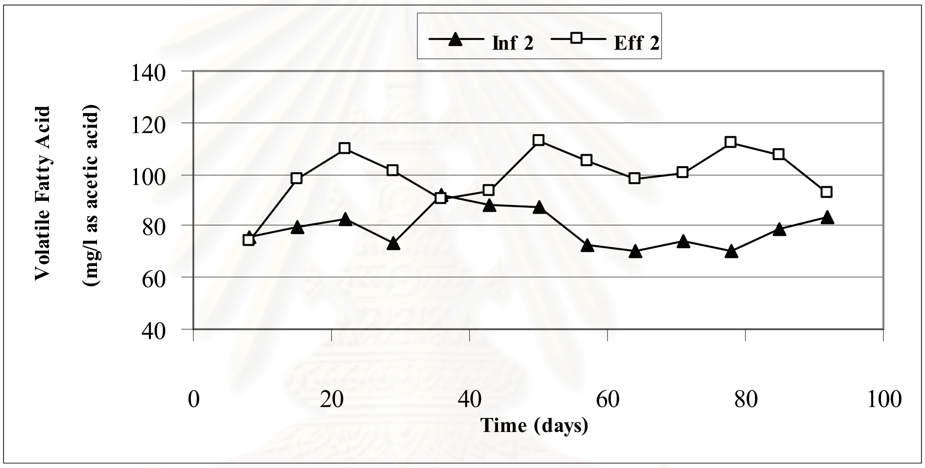
ค่าซีโอดีของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม เท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2, และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 598 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนน้ำออกของระบบมีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 183, 137 และ 191 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 69, 77 และ 68 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.20 และรูปที่ 4.23-4.24

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองช่วงที่ 2 นี้เป็นน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส ซึ่งมีค่าซีโอดีต่ำโดยอยู่ในช่วง 28-224 มิลลิกรัมต่อลิตร ดังนั้นจึงต้องทำการเติมสารอินทรีย์เพิ่มลงไปในระบบ เพื่อให้ได้ค่าซีโอดีประมาณ 600 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามที่กำหนดไว้ จากตารางที่ 4.20 และรูปที่ 4.23-4.24 จะเห็นได้ว่าค่าซีโอดีของน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 2 นี้ ค่อนข้างจะคงที่และไม่แปรปรวนมากนัก ตั้งแต่ช่วงของการเปลี่ยนน้ำเมื่อเทียบกับการเริ่มต้นระบบในช่วงการทดลองที่ 1 เนื่องมาจากระบบสามารถปรับตัวให้เข้ากับลักษณะและสมบัติของน้ำเสียได้จึงเข้าสู่สภาวะคงตัวได้เร็ว

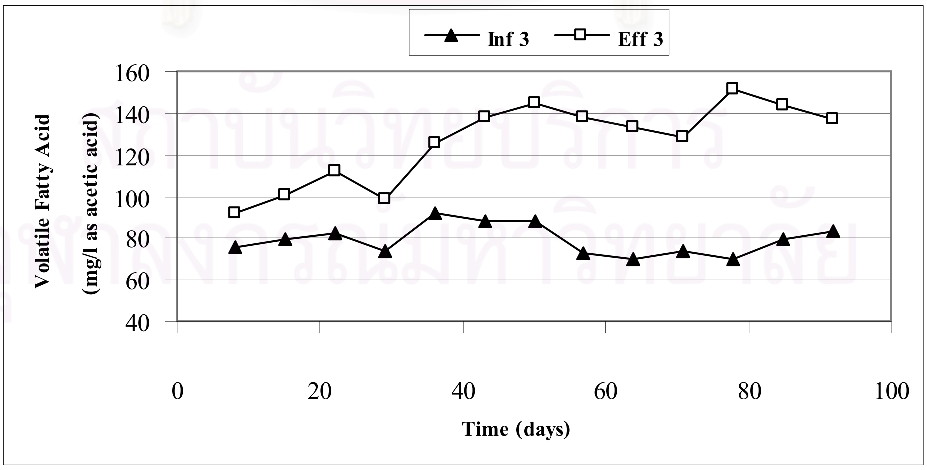
เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาวิเคราะห์ทางสถิติ เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมที่แตกต่างกันพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ)



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.20 กรดไขมันระเหยตลอดการทดลองช่วงที่ 2

ตารางที่ 4.19 ปริมาณของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 2

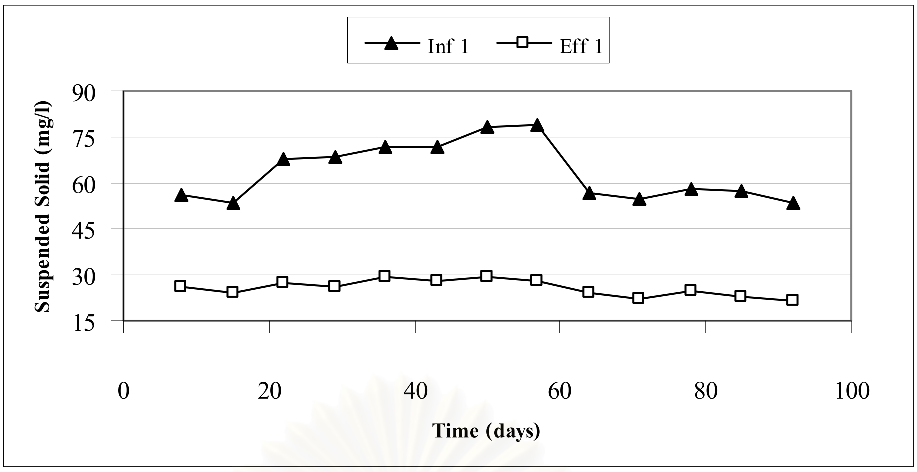
ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	53.20	21.70	56.00	21.90	57.50	24.10
ค่าสูงสุด	79.20	29.45	80.60	31.70	83.30	32.30
ค่าเฉลี่ย	64.52	25.52	66.97	25.97	69.36	27.96
ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย (เปอร์เซ็นต์)	-	60.19	-	61.12	-	59.44

4.1.2.8 ไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัด

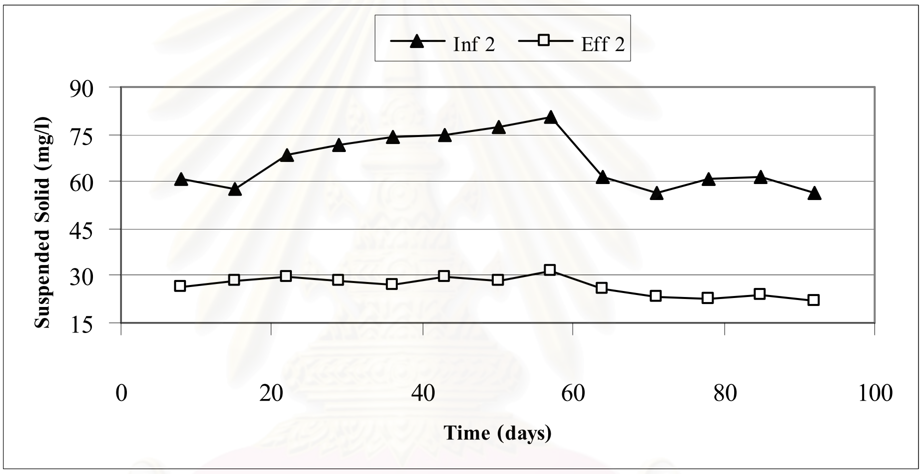
ปริมาณไนเตรทของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70, และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 70.13 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนน้ำออกจากระบบมีปริมาณไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ 22.18, 22.33 และ 21.14 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ 68.31, 68.13 และ 69.85 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ปริมาณไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.21 และรูปที่ 4.25-4.26

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองช่วงที่ 2 นี้เป็นน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส ซึ่งก่อนจะนำน้ำเสียเข้าระบบจะต้องวิเคราะห์ปริมาณไนเตรทก่อน เพื่อที่จะทำการเจือจางน้ำเสียให้ได้ความเข้มข้นของไนเตรทประมาณ 60 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามที่กำหนดไว้ ซึ่งจากการวิเคราะห์น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสพบว่า มีค่าความเข้มข้นของไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ 367.51 มิลลิกรัมต่อลิตร จากตารางที่ 4.21 และรูปที่ 4.25-4.26 จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทของการทดลองช่วงที่ 2 นี้ ค่อนข้างจะคงที่และไม่แปรปรวนมากนักเมื่อเทียบกับในช่วงเริ่มต้นเดินระบบที่เริ่มมีการเติมไนเตรทลงในน้ำเข้าระบบ เนื่องมาจากจุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวให้เข้ากับลักษณะและสมบัติของน้ำเสียได้ ทำให้สามารถดำรงชีวิตอยู่และเปลี่ยนรูปไนเตรทที่อยู่ในน้ำเสียได้ ทำให้ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำออกลดลง และระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวได้เร็ว

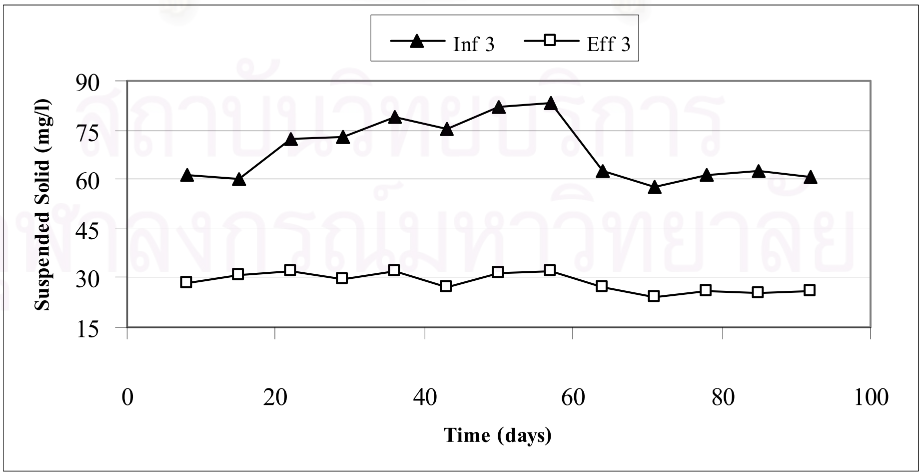
เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาวิเคราะห์ทางสถิติ เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกัน พบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ)



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



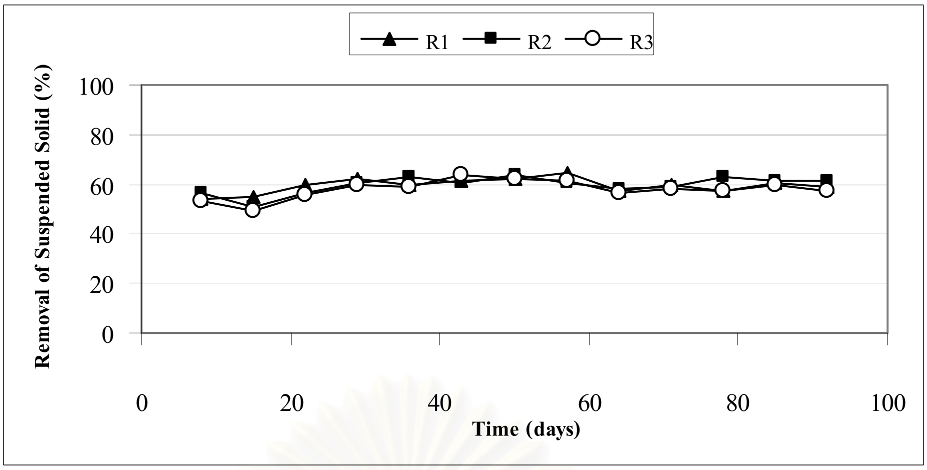
(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.21 ปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองช่วงที่ 2

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



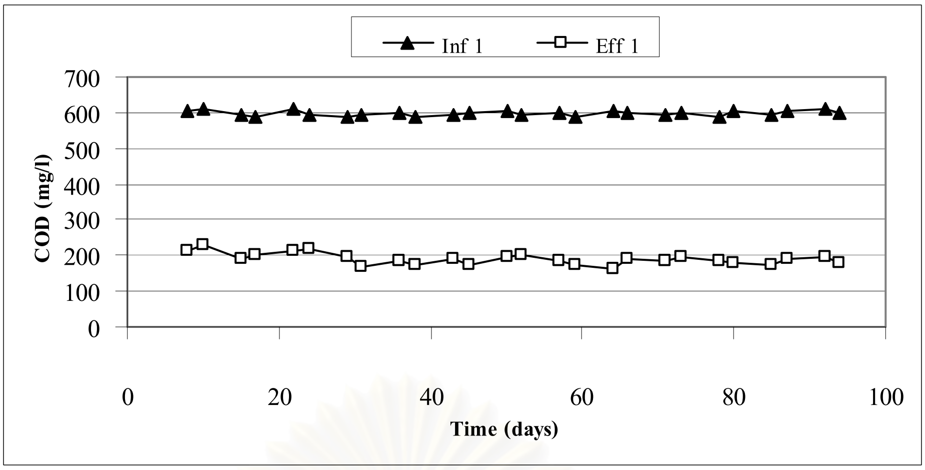
รูปที่ 4.22 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองช่วงที่ 2 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

ตารางที่ 4.20 ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 2

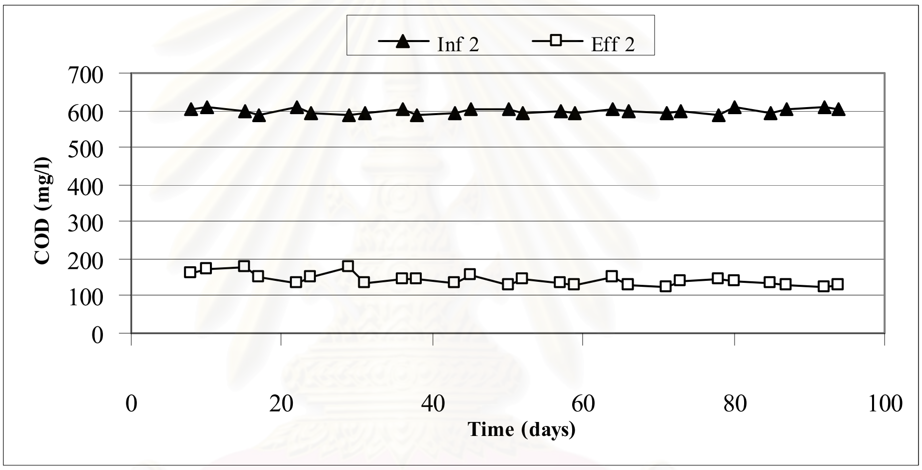
ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	587	164	587	122	587	171
ค่าสูงสุด	608	202	608	154	608	206
ค่าเฉลี่ย	598	183	598	137	598	191
ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย (เปอร์เซ็นต์)	-	69	-	77	-	68

4.1.2.9 ซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัด

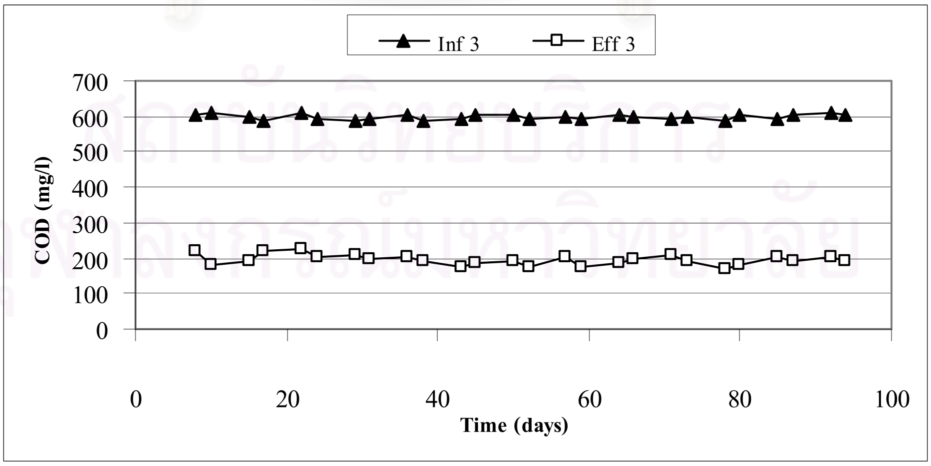
ปริมาณซัลเฟตของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70, และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 98.78 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนน้ำออกจากระบบมีปริมาณซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 33.90, 23.55 และ 36.35 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 65.61, 76.14 และ 63.16 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ปริมาณซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตาราง ที่ 4.22 และรูปที่ 4.27-4.28



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



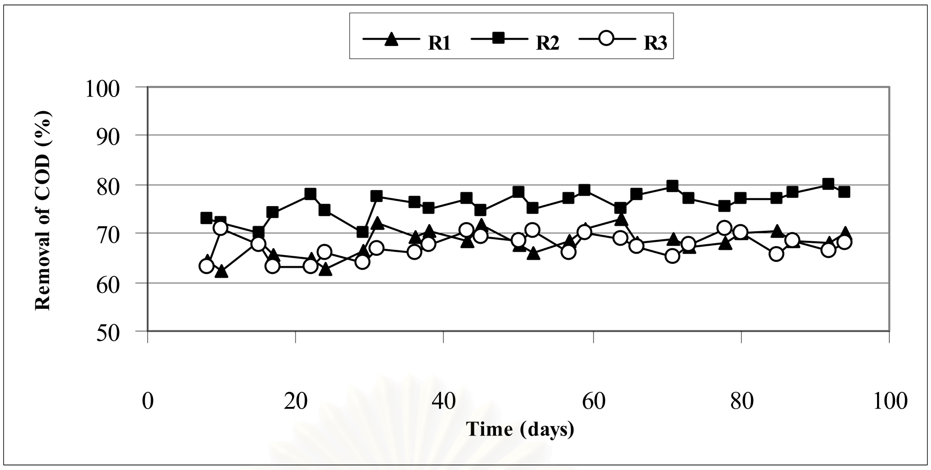
(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.23 ค่าซีโอดีตลอดการทดลองช่วงที่ 2

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

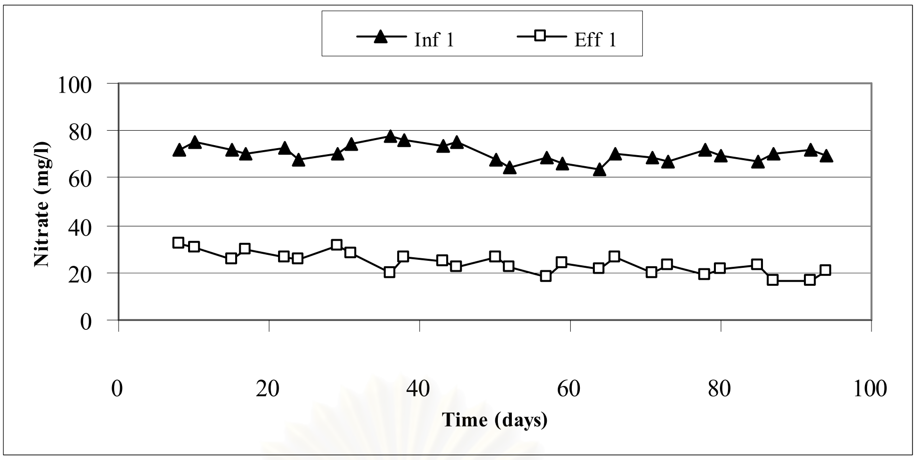


รูปที่ 4.24 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลองช่วงที่ 2 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85,R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

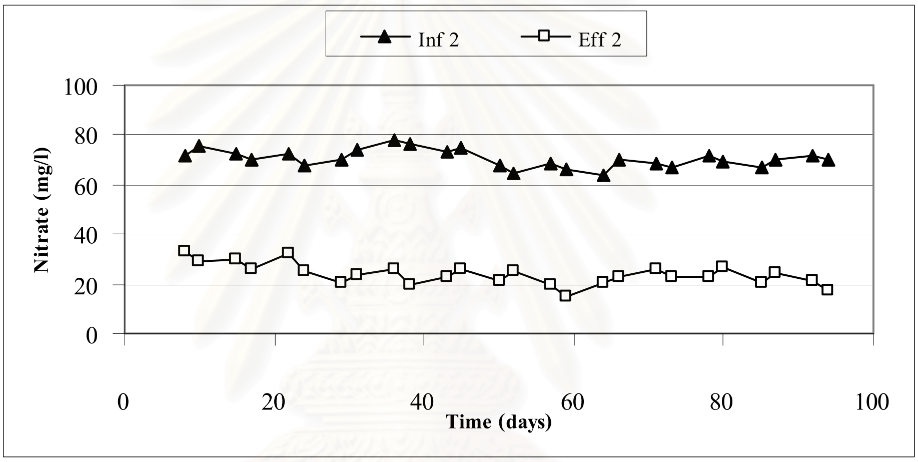
ตารางที่ 4.21 ปริมาณไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 2

ไนเตรท (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	63.56	16.30	63.56	15.35	63.56	15.26
ค่าสูงสุด	77.57	28.06	77.57	27.12	77.57	27.16
ค่าเฉลี่ย	70.13	22.18	70.13	22.33	70.13	21.14
ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย (เปอร์เซ็นต์)	-	68.31	-	68.13	-	69.85

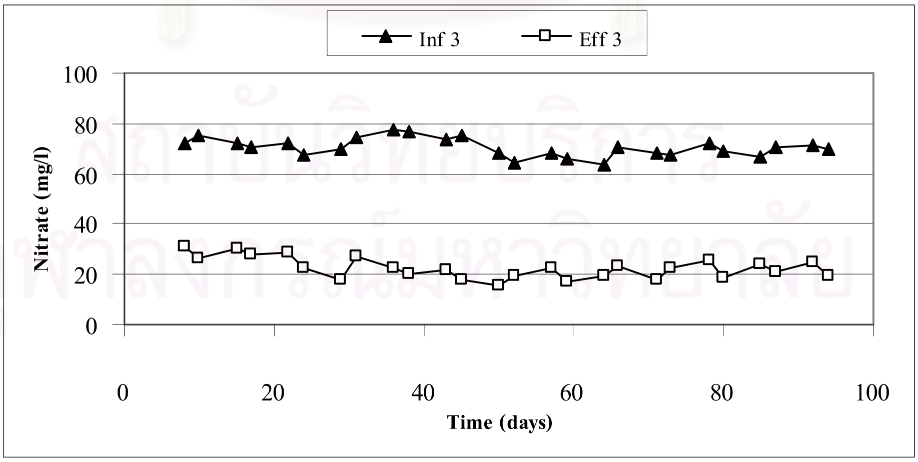
น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองช่วงที่ 2 นี้เป็นน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส ซึ่งก่อนจะนำน้ำเสียเข้าระบบจะต้องวิเคราะห์ปริมาณซัลเฟตก่อน ซึ่งจากการวิเคราะห์น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสพบว่ามีค่าความเข้มข้นของซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 2,640.83 มิลลิกรัมต่อลิตร ต้องทำการเจือจางน้ำเสียเพื่อให้ได้ความเข้มข้นของซัลเฟตประมาณ 90 มิลลิกรัมต่อลิตรตามที่กำหนดไว้ จากตารางที่ 4.22 และรูปที่ 4.27-4.28 จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 2 นี้ ค่อนข้างจะคงที่และไม่แปรปรวนมากนักเมื่อเทียบกับในช่วงเริ่มต้นเดินระบบที่เริ่มมีการเติมซัลเฟตลงในน้ำเข้าระบบ เนื่องมาจากจุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวให้เข้ากับลักษณะและสมบัติของน้ำเสียได้ ทำให้สามารถดำรงชีวิตอยู่และเปลี่ยนรูปซัลเฟตที่อยู่ในน้ำเสียได้ ทำให้ความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำออกลดลง และระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวได้เร็ว



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85

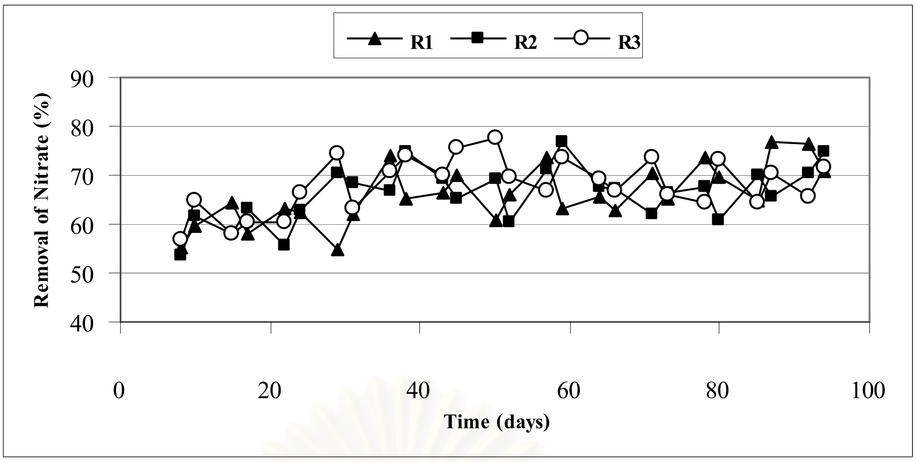


(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.25 ปริมาณไนเตรทตลอดการทดลองช่วงที่ 2



รูปที่ 4.26 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทตลอดการทดลองช่วงที่ 2 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85,R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

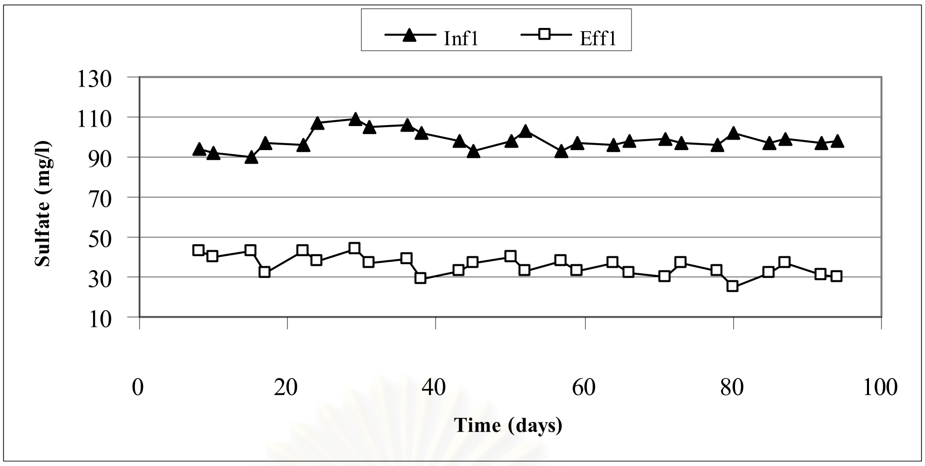
ตารางที่ 4.22 ปริมาณซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัดของการทดลองช่วงที่ 2

ซัลเฟต (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	92.75	25.00	92.75	18.80	92.75	31.70
ค่าสูงสุด	106.50	39.80	106.50	29.00	106.50	40.90
ค่าเฉลี่ย	98.78	33.90	98.78	23.55	98.78	36.35
ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย (เปอร์เซ็นต์)	-	65.61	-	76.14	-	63.16

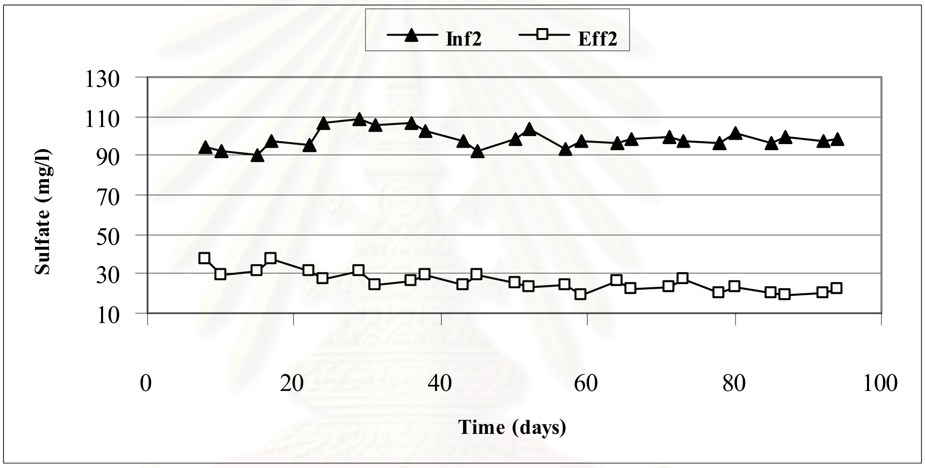
เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาวิเคราะห์ทางสถิติ เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกัน พบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ)

4.1.2.10 ซัลไฟด์

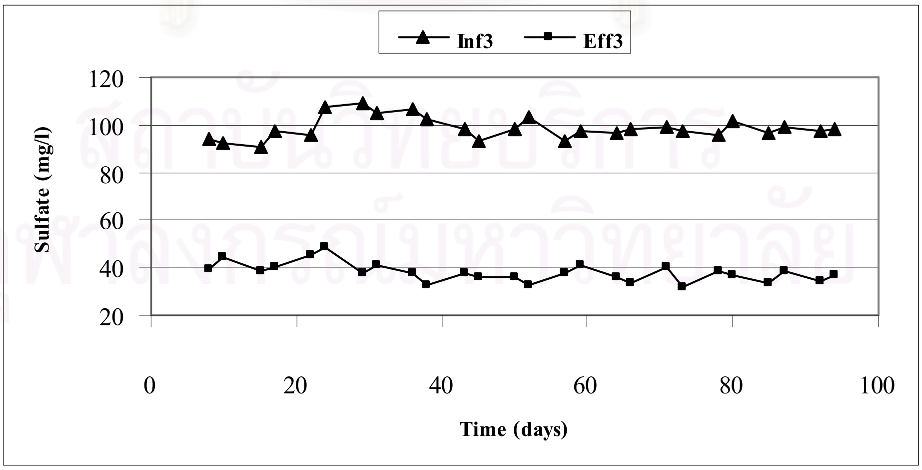
ปริมาณซัลไฟด์ของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70, และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 0.99 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนน้ำออกจากระบบมีปริมาณซัลไฟด์เฉลี่ยเท่ากับ 18.22, 22.05 และ 18.06 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ปริมาณซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.23 และรูปที่ 4.29



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



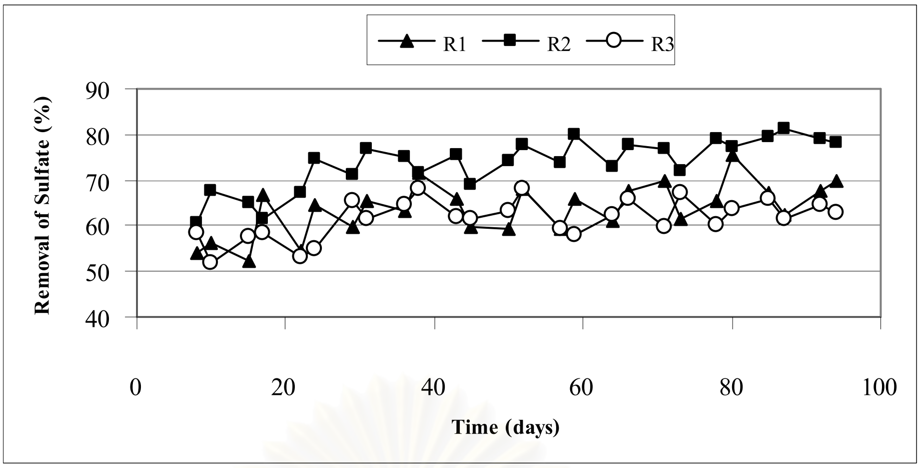
(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.27 ปริมาณซัลเฟตตลอดการทดลองช่วงที่ 2

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 4.28 ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตตลอดการทดลองช่วงที่ 2 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

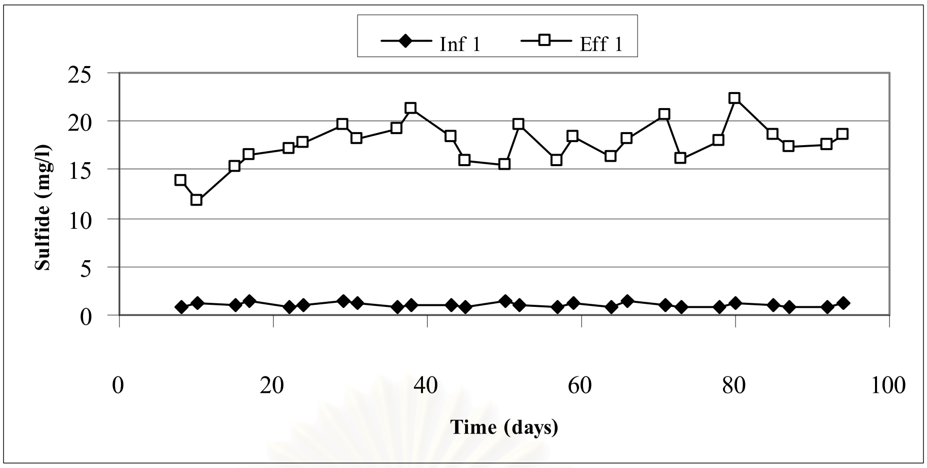
ตารางที่ 4.23 ปริมาณซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 2

ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1		ถังปฏิกรณ์ที่ 2		ถังปฏิกรณ์ที่ 3	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ค่าต่ำสุด	0.77	15.56	0.77	18.51	0.77	15.75
ค่าสูงสุด	1.54	22.30	1.54	24.17	1.54	21.76
ค่าเฉลี่ย	0.99	18.22	0.99	22.05	0.99	18.06

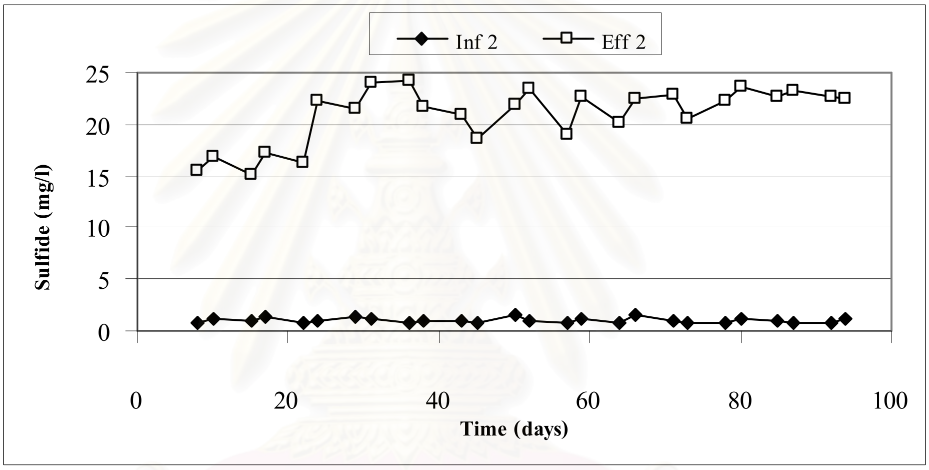
จากตารางที่ 4.23 และรูปที่ 4.29 จะเห็นว่า ปริมาณซัลไฟด์ในน้ำออกของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์มีค่าสูงกว่าปริมาณซัลไฟด์ของน้ำเข้าระบบ ซึ่งสามารถอธิบายได้เช่นเดียวกันกับหัวข้อ 4.1.1.10 และจากปริมาณซัลไฟด์เฉลี่ยของน้ำออกตลอดการทดลองของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าอยู่ในช่วง 15.56-23.98 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีปริมาณต่ำกว่าความเข้มข้นที่มีผลยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียในระบบ ซัลไฟด์จึงไม่ส่งผลกระทบต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบ

4.1.2.11 ก๊าซชีวภาพ

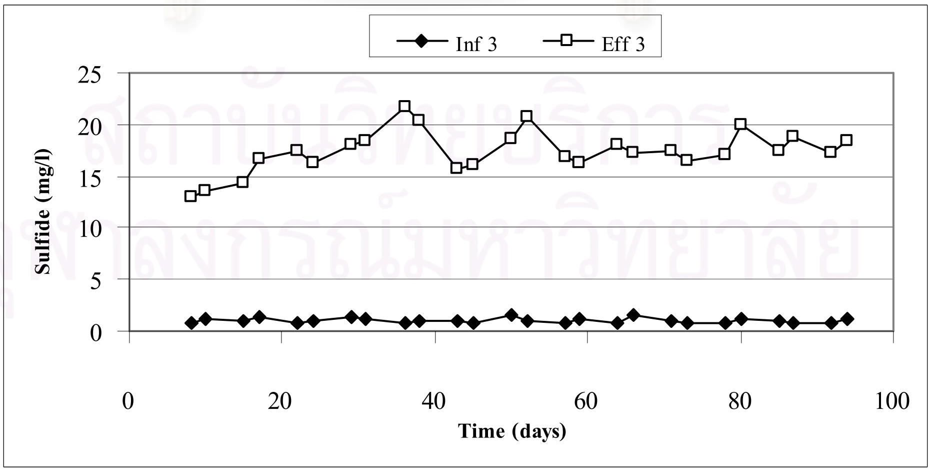
ปริมาณก๊าซชีวภาพของน้ำเสียที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 800, 1,000 และ 750 มิลลิลิตรต่อวัน ตามลำดับ ปริมาณก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.24 และรูปที่ 4.30



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



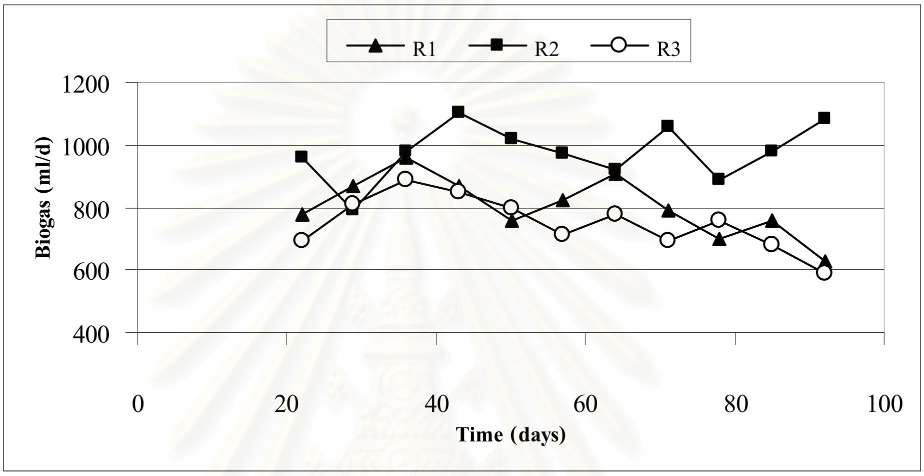
(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.29 ปริมาณซัลไฟด์ตลอดการทดลองช่วงที่ 2

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.24 ปริมาณก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 2

ก๊าซชีวภาพ (มิลลิลิตรต่อวัน)	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2	ถังปฏิกรณ์ที่ 3
ค่าต่ำสุด	630	890	590
ค่าสูงสุด	960	1,100	890
ค่าเฉลี่ย	800	1,000	750



รูปที่ 4.30 ปริมาณก๊าซชีวภาพตลอดการทดลองช่วงที่ 2

เนื่องจากน้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสมีค่าซีโอดีน้อยมาก จึงต้องเติมน้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับแบคทีเรียในระบบเช่นเดียวกันกับน้ำเสียสังเคราะห์ในการทดลองช่วงที่ 1 ดังนั้นแหล่งคาร์บอนจึงไม่ส่งผลต่ออัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ของแบคทีเรียในระบบ ซึ่งจากตารางที่ 4.24 และรูปที่ 4.30 จะพบว่าปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะมีลักษณะเช่นเดียวกันกับการทดลองในช่วงที่ 1 คือถังปฏิกรณ์ที่ 2 จะมีปริมาณก๊าซชีวภาพสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 เช่นกัน ซึ่งสามารถอธิบายได้เช่นเดียวกันกับหัวข้อ 4.1.1.11

นอกจากนี้เมื่อพิจารณาผลของการวิเคราะห์ SMA และการวิเคราะห์สัดส่วนของก๊าซชีวภาพ ดังแสดงในหัวข้อ 4.6 และ 4.8 จะพบว่าสอดคล้องกับปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นโดยถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีปริมาณก๊าซชีวภาพสูงสุดนั้น จะมีค่า SMA และค่าเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนสูงสุดเช่นกัน สามารถอธิบายได้ว่าแบคทีเรียสร้างมีเทนในถังปฏิกรณ์ที่ 2 นี้มีความสามารถในการใช้สารอินทรีย์ในระบบเพื่อเปลี่ยนไปเป็นก๊าซมีเทนได้มากที่สุด ส่งผลให้ถังปฏิกรณ์ที่ 2 นี้มีปริมาณก๊าซชีวภาพสูงสุด ขณะที่ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ซึ่งมีค่า SMA และเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนต่ำสุด จะมีปริมาณก๊าซชีวภาพต่ำสุดเช่นเดียวกัน

4.2 การศึกษาผลของแคลเซียมต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

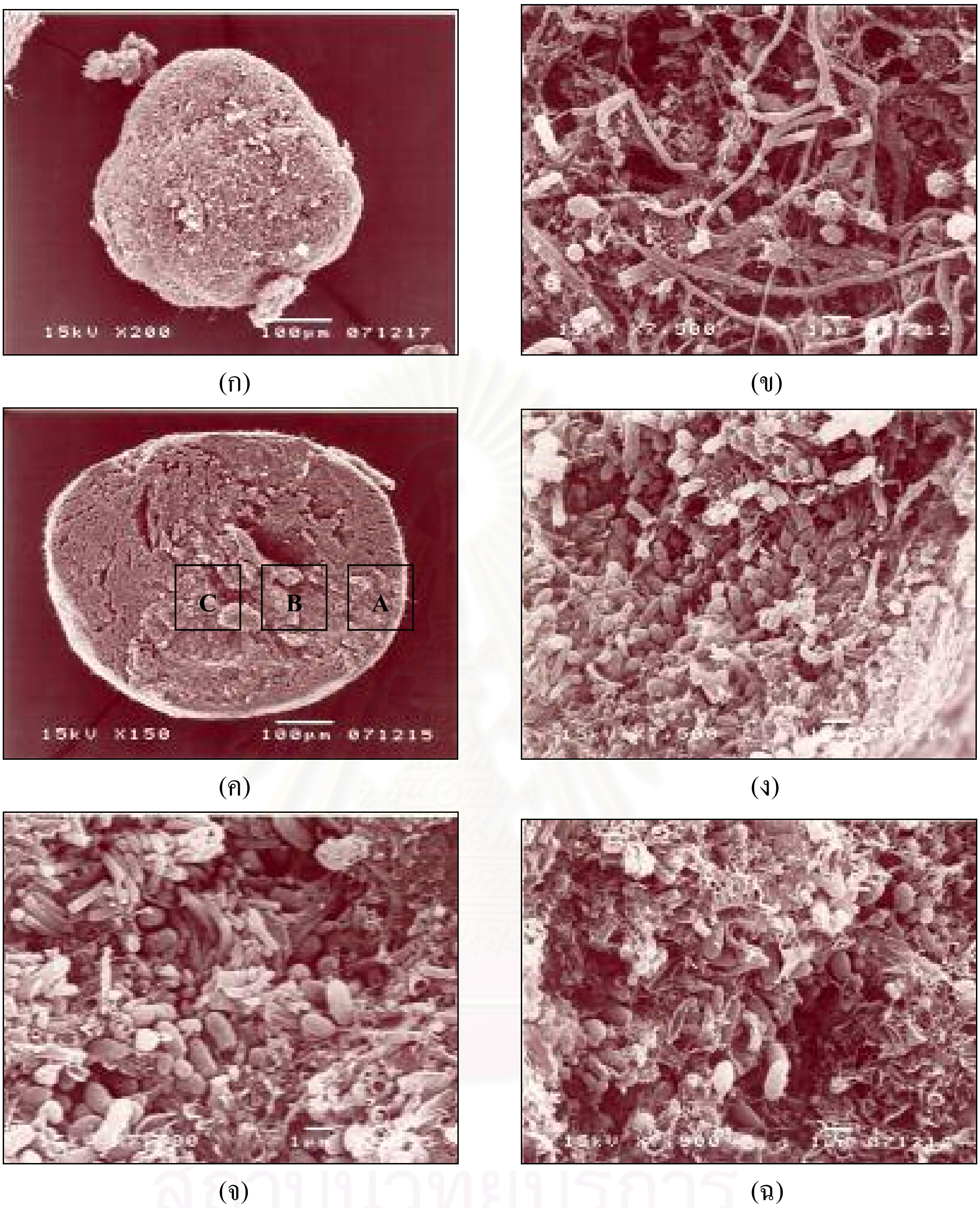
4.2.1 ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลองเริ่มต้นมีลักษณะเป็นฟล็อคและเป็นเม็ดเล็กๆ อยู่รวมกัน ลักษณะทางกายภาพของตะกอนจุลินทรีย์มีสีน้ำตาลเข้ม จากการตรวจสอบลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากระบบยูเอเอสบีด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ในช่วงเริ่มต้นระบบ หลังการทดลองช่วงที่ 1 และหลังการทดลองช่วงที่ 2 โดยทำการเลือกตัวอย่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เป็นตัวแทนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลายๆ เม็ดที่ส่องจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน ลักษณะที่สังเกตได้แสดงดังรูปที่ 4.31-4.37

โครงสร้างภายนอกและบริเวณผิวชั้นนอก

จากรูปที่ 4.31-4.37 จะเห็นได้ว่าเมื่อเปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยทั่วไปในแต่ละชุดของการทดลองกับก่อนเริ่มต้นระบบพบว่าโครงสร้างภายนอกไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจน โดยมีลักษณะผิวภายนอกค่อนข้างเรียบ รูปร่างมีทั้งแบบทรงกลมและทรงรี แต่โดยส่วนใหญ่จะมีลักษณะค่อนข้างกลม และอาจพบรอยแตกบริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งเกิดจากการผุกร่อนเนื่องจากการเคลื่อนตัวกระทบและเสียดสีกันระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ภายในระบบ

ลักษณะของจุลินทรีย์ที่ผิวชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยทั่วไปในทุกชุดของการทดลองและก่อนเริ่มต้นระบบมีลักษณะคล้ายกัน โดยที่บริเวณผิวภายนอกจะมีแบคทีเรียหลายชนิดอยู่รวมกลุ่มกัน จากการสังเกตรูปร่างของเซลล์จุลินทรีย์ จะพบจุลินทรีย์ที่มีลักษณะรูปร่างแบบเส้นใย แบบกลม และแบบแท่ง ซึ่งแบคทีเรียที่พบบริเวณผิวภายนอกนี้จะเป็นแบคทีเรียสร้างกรด (Acidogens) ที่มีความหลากหลาย ที่เกิดจากการแข่งขันในการแย่งอาหารกันสูง เพราะเป็นการสัมผัสโดยตรงกับสารอาหารในน้ำเสีย (Fang และคณะ, 1994) รวมตัวกันโดยอาศัยการยึดเกาะด้วยแบคทีเรียที่เป็นเส้นใยกระจายอยู่ทั่วไป ทำให้สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดได้ ซึ่งการรวมตัวกันโดยอาศัยการยึดเกาะด้วยแบคทีเรียที่เป็นเส้นใยนี้ทำให้โครงสร้างของแบคทีเรียมีความแข็งแรงขึ้น จึงสามารถทนอยู่ในระบบที่มีแรงเฉือนหรือความปั่นป่วนภายในระบบได้ ทำให้พบการเปลี่ยนแปลงที่บริเวณผิวชั้นนอกน้อย



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รูปที่ 4.31 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนเริ่มต้นระบบ

(ก) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 200 เท่า

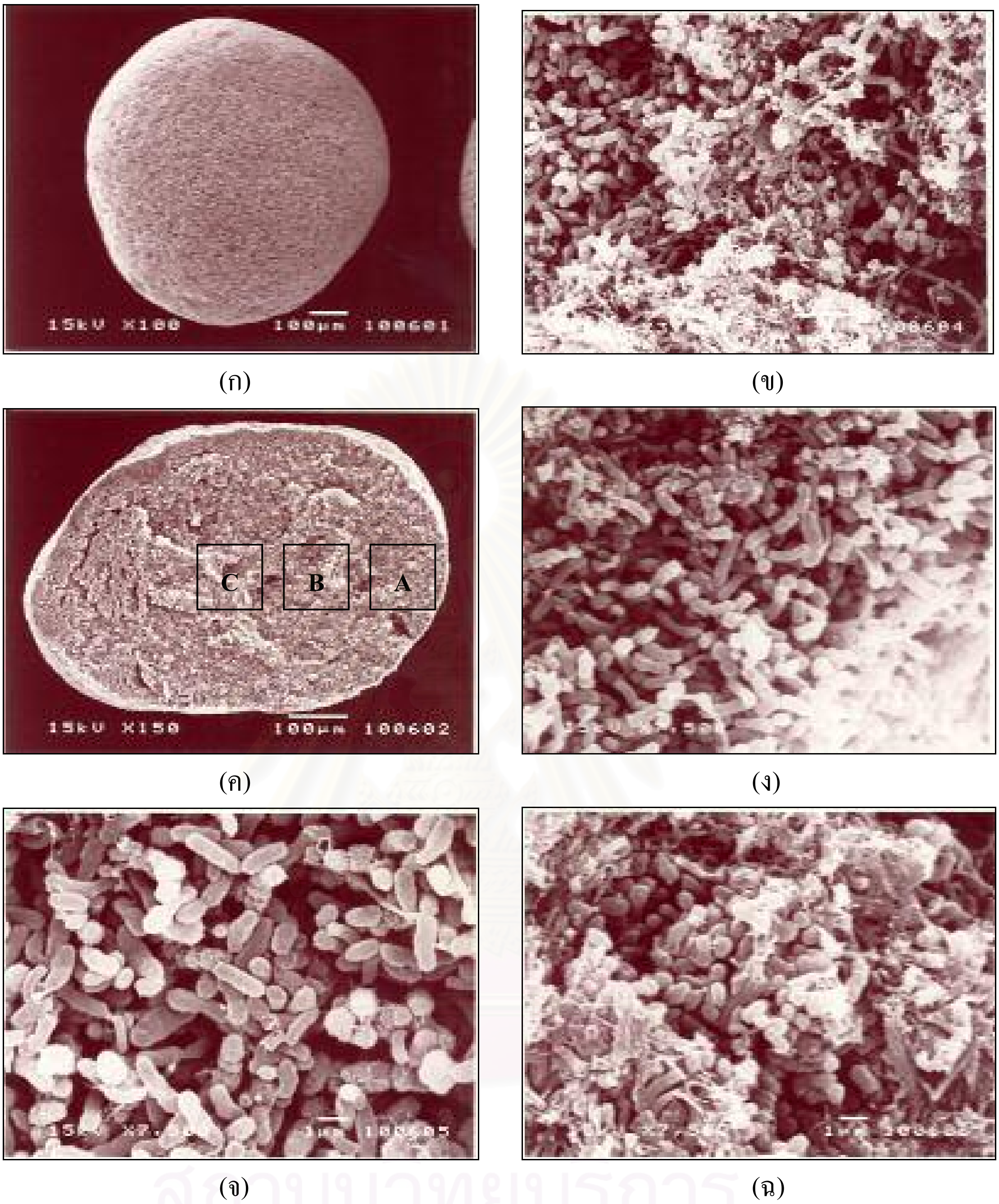
(ข) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3,500 เท่า

(ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อผ่าครึ่งที่กำลังขยาย 150 เท่า

(ง) บริเวณชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด A) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(จ) บริเวณชั้นกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด B) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(ฉ) บริเวณชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด C) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า



รูปที่ 4.32 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 1

(ก) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

(ข) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3,500 เท่า

(ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อผ่าครึ่งที่กำลังขยาย 150 เท่า

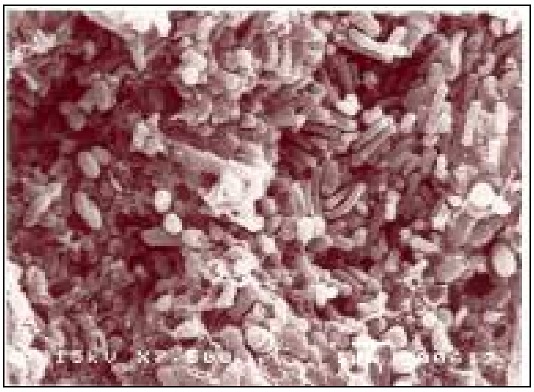
(ง) บริเวณชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด A) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(จ) บริเวณชั้นกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด B) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

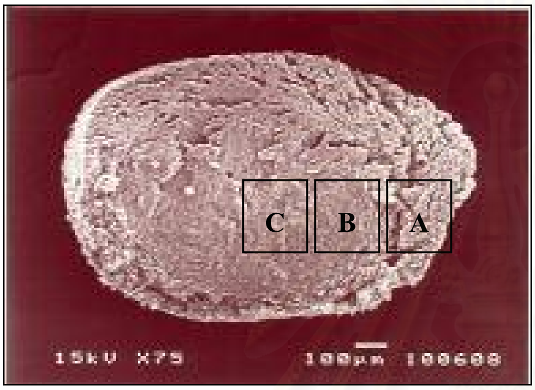
(ฉ) บริเวณชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด C) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

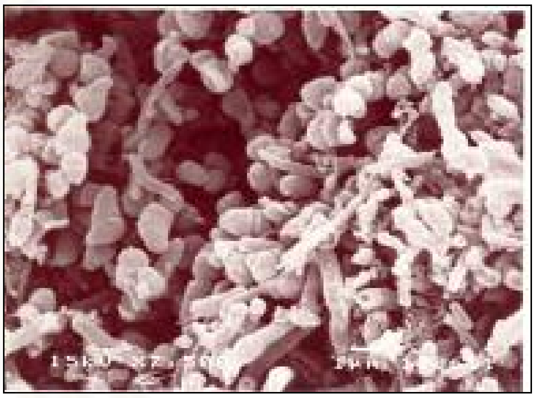
(ก)



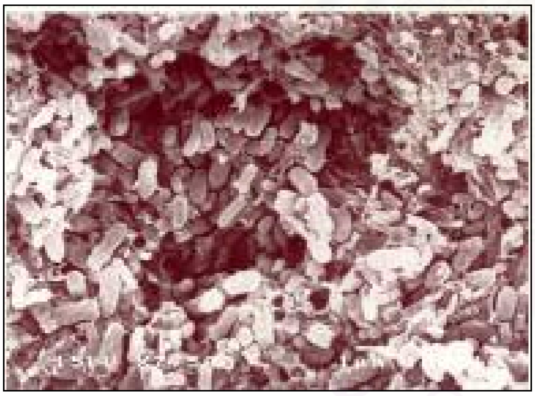
(ข)



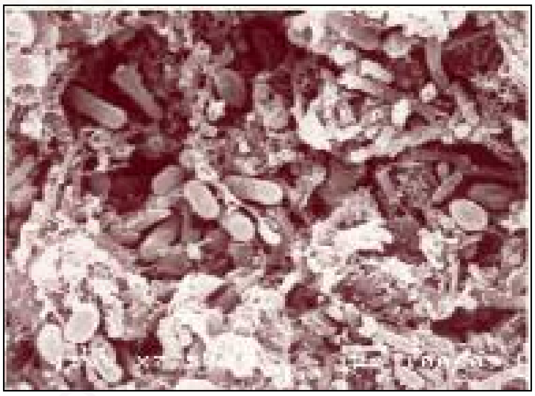
(ค)



(ง)



(จ)



(ฉ)

รูปที่ 4.33 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 1

(ก) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 50 เท่า

(ข) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

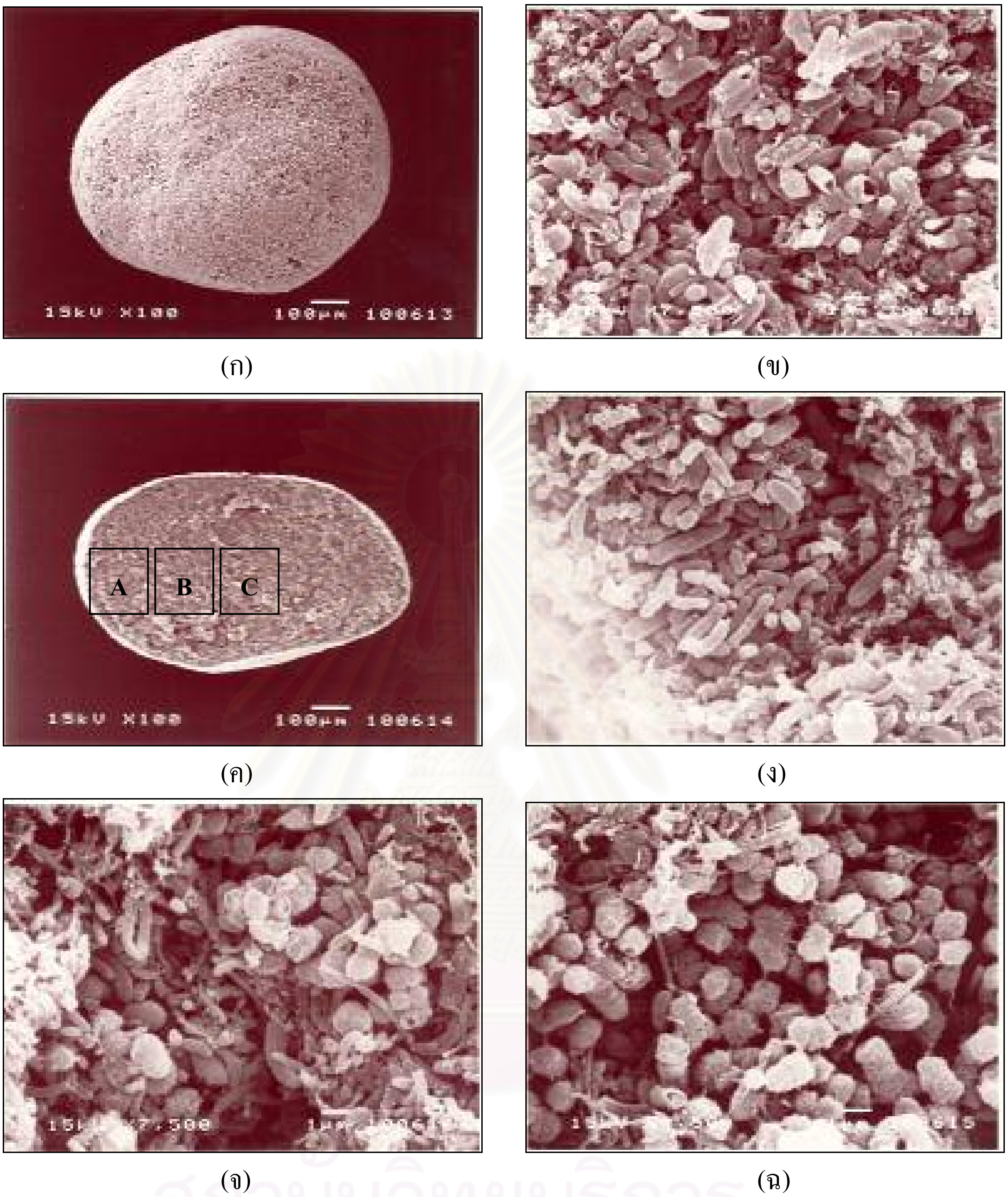
(ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อผ่าครึ่งที่กำลังขยาย 75 เท่า

(ง) บริเวณชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด A) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(จ) บริเวณชั้นกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด B) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(ฉ) บริเวณชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด C) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 4.34 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 1

(ก) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

(ข) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อผ่าครึ่งที่กำลังขยาย 100 เท่า

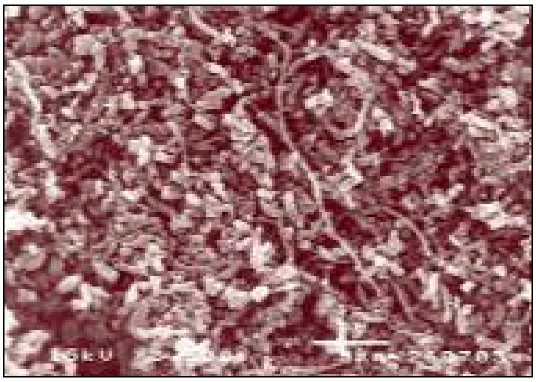
(ง) บริเวณชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด A) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(จ) บริเวณชั้นกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด B) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

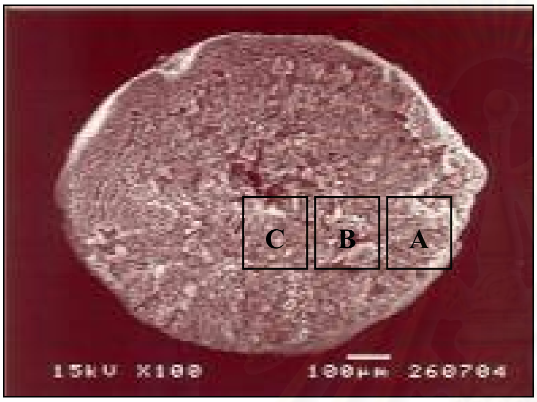
(ฉ) บริเวณชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด C) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

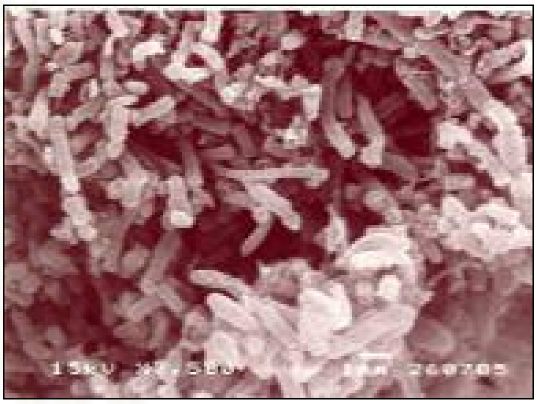
(ก)



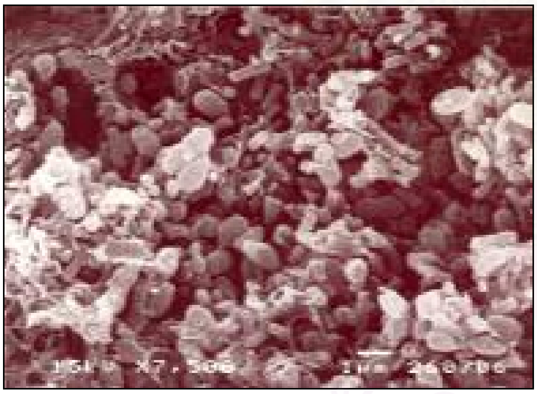
(ข)



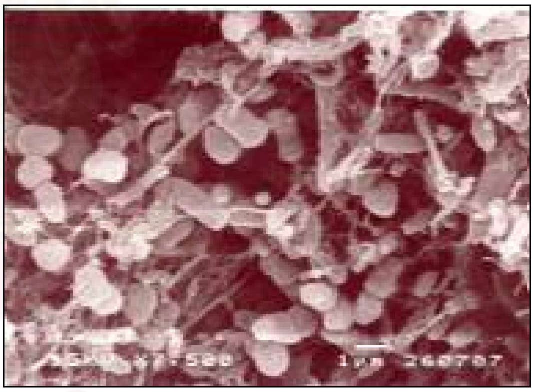
(ค)



(ง)



(จ)



(ฉ)

รูปที่ 4.35 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 2

(ก) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

(ข) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3,500 เท่า

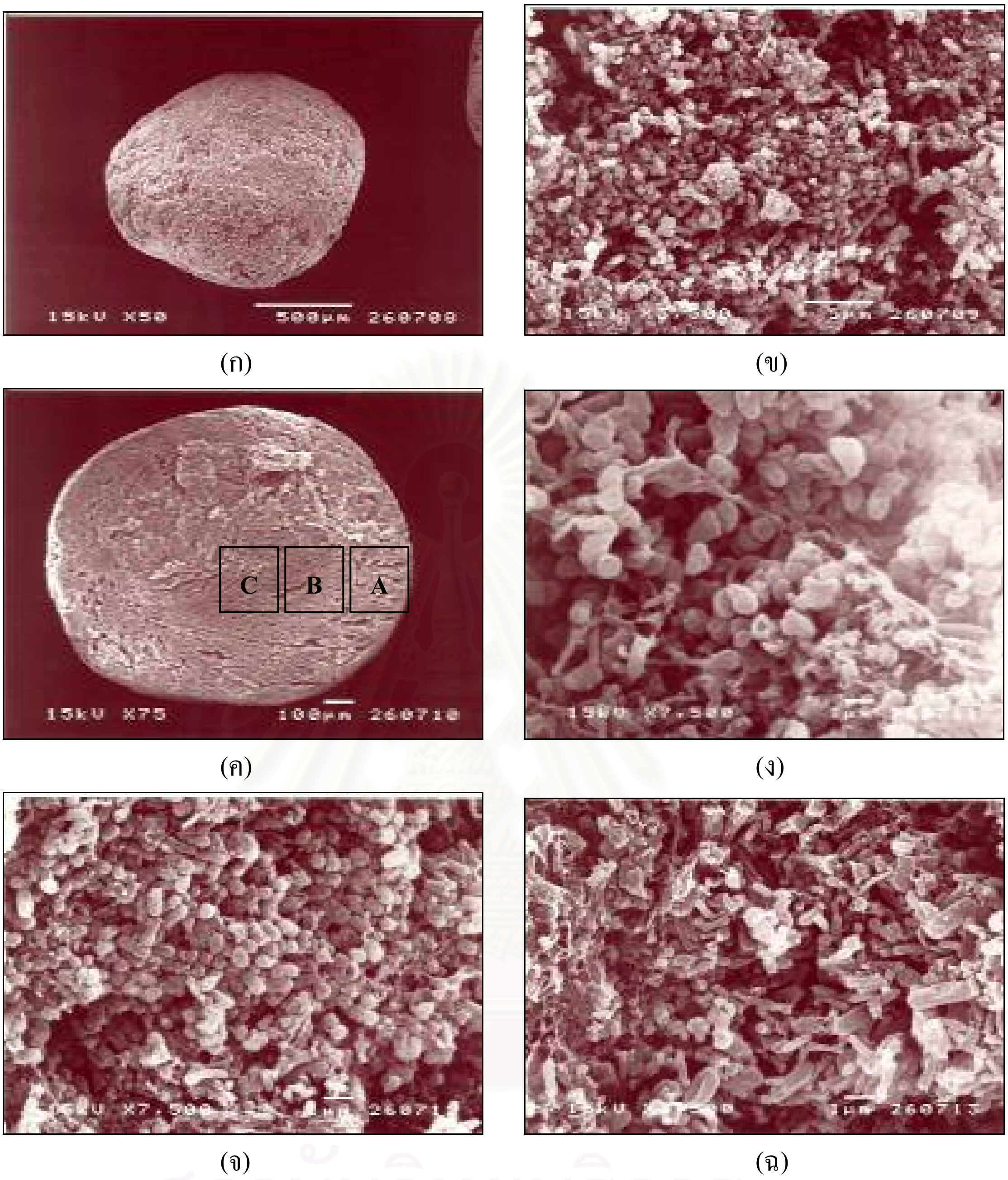
(ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อผ่าครึ่งที่กำลังขยาย 100 เท่า

(ง) บริเวณชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด A) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(จ) บริเวณชั้นกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด B) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(ฉ) บริเวณชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด C) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 4.36 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 2

(ก) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 50 เท่า

(ข) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3,500 เท่า

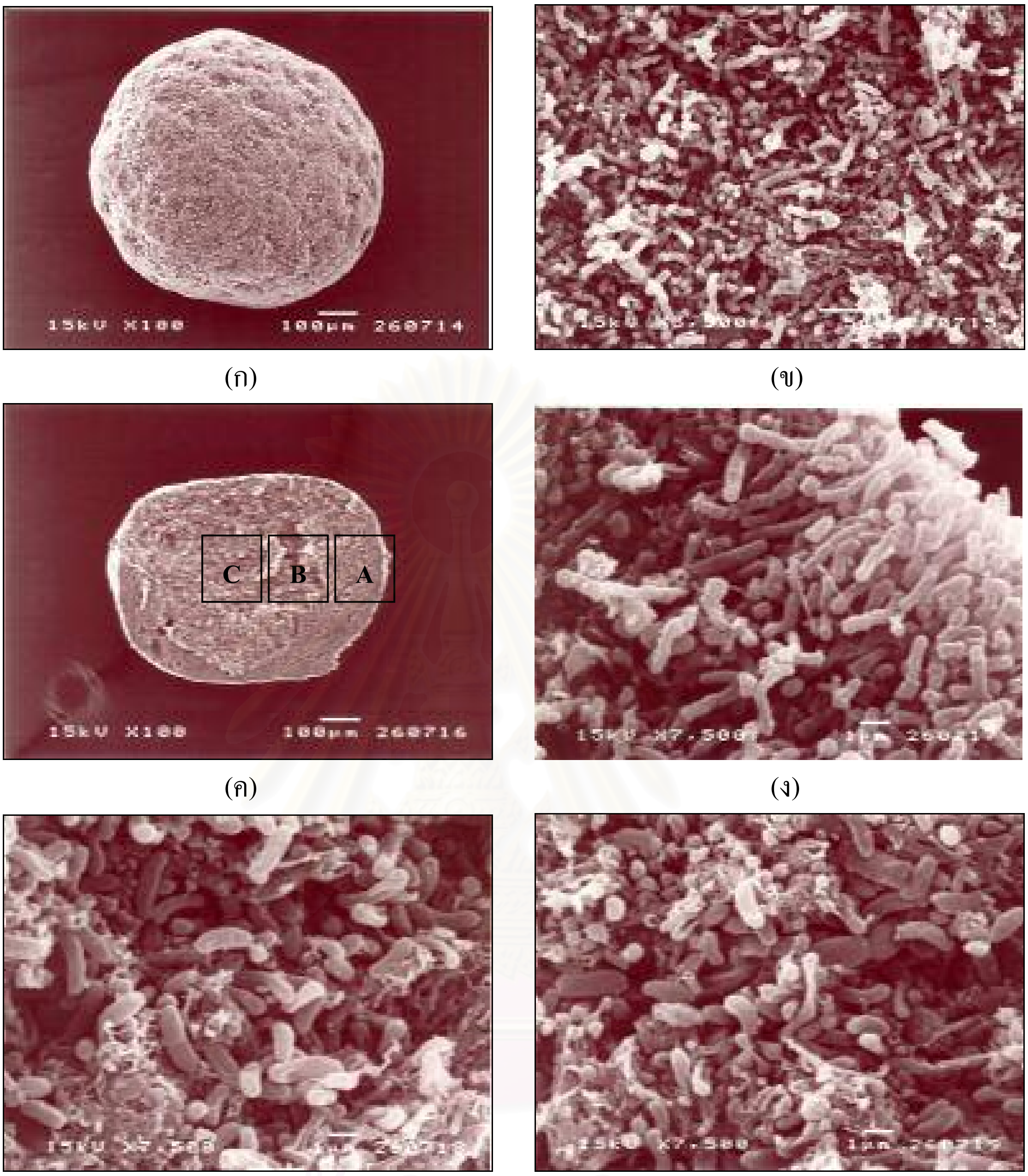
(ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อผ่าครึ่งที่กำลังขยาย 75 เท่า

(ง) บริเวณชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด A) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(จ) บริเวณชั้นกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด B) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(ฉ) บริเวณชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด C) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



(ก) (ข)

(ค) (ง)

(จ) (ฉ)

รูปที่ 4.37 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 2

(ก) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

(ข) บริเวณผิวภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3,500 เท่า

(ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อผ่าครึ่งที่กำลังขยาย 100 เท่า

(ง) บริเวณชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด A) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(จ) บริเวณชั้นกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด B) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

(ฉ) บริเวณชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (จุด C) ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

โครงสร้างภายในและบริเวณผิวชั้นใน

เมื่อทำการศึกษาภาคตัดขวางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยการผ่าครึ่งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และแบ่งโครงสร้างภายในออกเป็น 3 บริเวณ ได้แก่ บริเวณชั้นนอก ชั้นกลาง และชั้นในของเม็ดตะกอน พบว่าโครงสร้างภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีลักษณะไม่แตกต่างกัน คือไม่มีการแยกเป็นชั้นกันอย่างชัดเจน และมีความหลากหลายของแบคทีเรียต่ำกว่าบริเวณผิวชั้นนอก โดยลักษณะของแบคทีเรียที่พบส่วนใหญ่จะมีรูปร่างเป็นแบบแท่ง และแบบกลม ซึ่งเป็นกลุ่มของแบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogens)

จากรูปที่ 4.31-4.37 จะเห็นได้ว่า ไม่พบความแตกต่างของโครงสร้างภายนอกและภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ระหว่างถังปฏิกรณ์หลังสิ้นสุดการทดลองทั้ง 2 ช่วง และถึงแม้ว่าน้ำเสียที่ใช้ในงานวิจัยนี้ จะมีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ด้วย ซึ่งจะทำให้พบแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงรวมอยู่กับแบคทีเรียสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทน แต่กลุ่มแบคทีเรียหลักที่พบภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ยังคงเป็นกลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทน (พิจารณาร่วมกับ % electron flow ในหัวข้อ 4.8) เนื่องจากแบคทีเรียสร้างมีเทนมีความสามารถในการเกาะติดกันเป็นเม็ดตะกอนมากกว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง (Isa และคณะ, 1986) ซึ่งตรงกับงานวิจัยของ Visser และคณะ (1993) ที่ศึกษาการรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนและการเกาะติดของแบคทีเรียสร้างมีเทนและแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี พบว่าการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของแบคทีเรียสร้างมีเทนจะใช้เวลาสั้นกว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต ดังนั้นในระบบจึงควรมีแบคทีเรียสร้างมีเทนอยู่ด้วย เพราะแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตขาดความสามารถในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในเวลาอันสั้น และจากงานวิจัยของ Alphenaar และคณะ (1993 อ้างถึงใน Visser, 1994) ก็สนับสนุนแนวคิดนี้เช่นกัน กล่าวคือ ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟต เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะสามารถเกิดขึ้นได้ดี แต่แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจะไม่สามารถสร้างเม็ดตะกอนขึ้นมาได้เองโดยไม่มีแบคทีเรียสร้างมีเทน โดยสลัดจ์ที่เกิดขึ้นจะมีลักษณะเป็นเพียงฟล็อคเท่านั้น ซึ่งสันนิษฐานว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตอาจใช้แบคทีเรียสร้างมีเทนเป็นแกนในการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

4.2.2 การเปลี่ยนแปลงขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

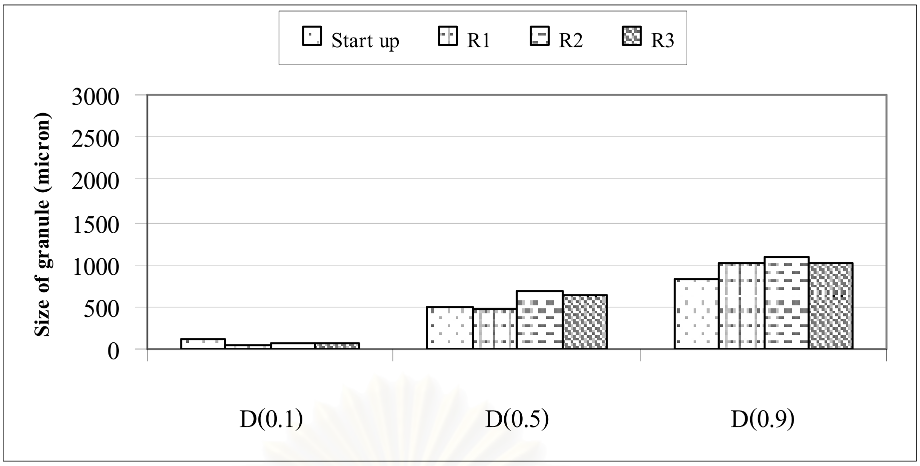
เมื่อทำการเก็บตัวอย่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังจากสิ้นสุดการทดลองในแต่ละช่วงจะพบว่า ส่วนบนของถังปฏิกรณ์จะพบตะกอนจุลินทรีย์ที่มีลักษณะเป็นฟล็อค และส่วนล่างของถังปฏิกรณ์จะพบตะกอนจุลินทรีย์ที่มีลักษณะเป็นเม็ดขนาดใหญ่ขึ้น โดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะมีขนาดที่เล็กลงตามลำดับจากด้านล่างของถังปฏิกรณ์ไล่ขึ้นไปตามความสูงของถังปฏิกรณ์จนมีลักษณะเป็นฟล็อคบริเวณส่วนบนของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ จากการเก็บตัวอย่างจะพบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดและปริมาณที่แตกต่างกัน ดังนั้นการวัดขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จึงวิเคราะห์

อยู่ในรูปแบบของการกระจายขนาด โดยเครื่อง Particle Size Analyzer ยี่ห้อ Malvern โดยอาศัยหลักการวัดพื้นที่ผิวและปริมาตรของเม็ดตะกอนด้วยระบบเซนเซอร์ที่ส่องแสงมากระทบกับอนุภาค ขณะที่เม็ดตะกอนถูกสูบไหลผ่านเลนส์ อนุภาคที่มีรูปร่างกลมหรือค่อนข้างกลมจะถูกวัดเป็นค่าที่ใกล้เคียงกับค่าจริง ขณะที่อนุภาคที่เป็นฟล็อคซึ่งมีรูปทรงหลากหลาย จะถูกตั้งสมมติฐานว่ามีรูปทรงกลมและคำนวณกลับเป็นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางใช้เป็นตัวแทนของฟล็อค นอกจากนี้ปัญหาที่พบจากการใช้เครื่องมือนี้ในการวิเคราะห์ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์คือ การที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดที่หลากหลายแตกต่างกัน และข้อจำกัดในเรื่องช่วงขนาดของเลนส์ที่สามารถวัดได้ ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็กมาก และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ที่ไม่อยู่ในช่วงขนาดที่เลนส์สามารถวัดได้ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์เหล่านี้ก็จะไม่ถูกนำมาวิเคราะห์ด้วย ซึ่งอาจทำให้ผลการวิเคราะห์ที่ได้ไม่ถูกต้องมากนัก

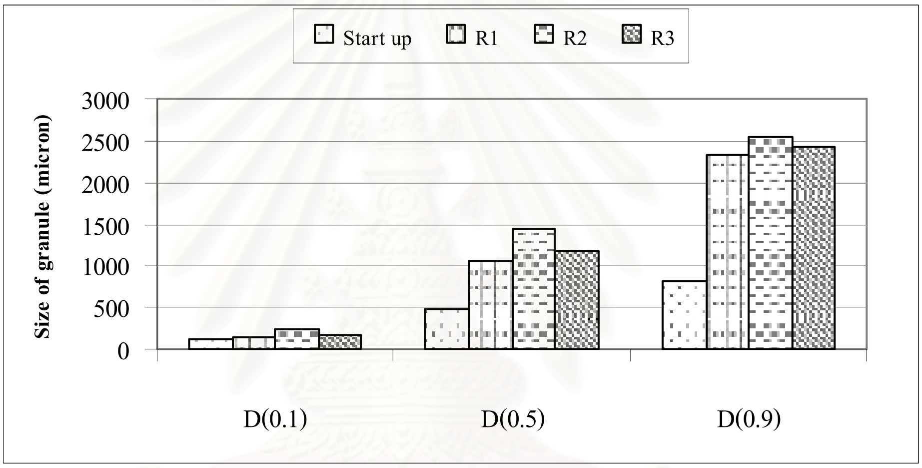
เนื่องจากข้อมูลของการวัดขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เป็นการกระจายตามขนาดต่างๆ ดังนั้นในการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จึงเลือกค่าที่เป็นค่าเฉลี่ยในแต่ละชุดการทดลอง โดยเลือกค่า D(0.1), D(0.5) และ D(0.9) ซึ่งเป็นขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็กกว่านี้อยู่ 10, 50 และ 90 เปอร์เซ็นต์ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้งหมด ตามลำดับ โดยหากการเปลี่ยนแปลงของค่า D ใดๆ ลดลง แสดงว่ามีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็กกว่านี้อยู่ในปริมาณที่สูงขึ้น หรือกล่าวคือ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาดใหญ่มีการแตกตัว ซึ่งการเปลี่ยนแปลงของค่า D(0.1), D(0.5) และ D(0.9) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์แต่ละชุดการทดลอง แสดงดังตารางที่ 4.25 และรูปที่ 4.38-4.39

ตารางที่ 4.25 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

การทดลองช่วงที่	ถังปฏิกรณ์ที่	การทดลอง	ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ไมครอน)		
			D(0.1)	D(0.5)	D(0.9)
-	-	เริ่มต้นระบบ (Start up)	117.88	489.45	815.04
1.	1.	COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85	51.97	460.94	1,020.62
	2.	COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70	81.78	685.23	1,088.83
	3.	COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40	76.48	640.69	1,008.76
2.	1.	COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85	155.54	1,056.67	2,317.00
	2.	COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70	248.15	1,434.26	2,544.52
	3.	COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40	158.82	1,165.42	2,433.33



(ก) หลังการทดลองช่วงที่ 1



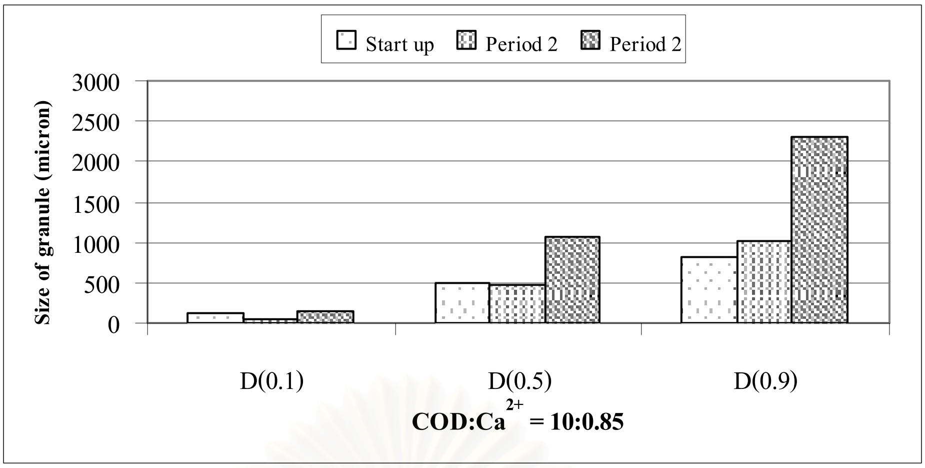
(ข) หลังการทดลองช่วงที่ 2

รูปที่ 4.38 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ตลอดการทดลอง (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

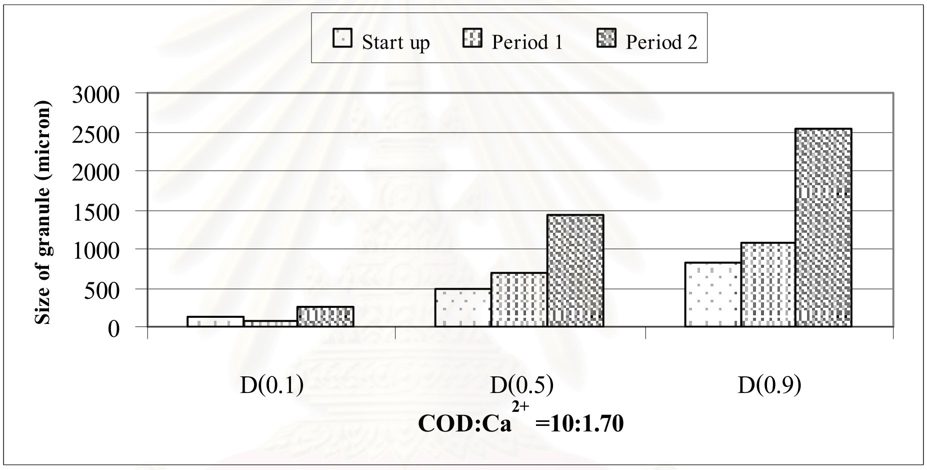
จากตารางที่ 4.25 และรูปที่ 4.38 จะเห็นได้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของทุกถังปฏิกรณ์มีขนาดใหญ่ขึ้นเมื่อเทียบกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มต้นระบบ ซึ่งดูได้จากค่า D ใดๆ โดยหลังการทดลองช่วงที่ 1 จะพบว่าค่า D(0.1) ของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ และค่า D(0.5) ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับก่อนเริ่มต้นระบบ เนื่องจากจุลินทรีย์อยู่ในช่วงการปรับตัว ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาดเล็กไม่สามารถคงอยู่ในระบบได้ จึงเกิดการแตกออกและหลุดออกนอกถังปฏิกรณ์ ส่วนค่า D(0.5) ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 และ 3 และค่า D(0.9) ของทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้น แสดงว่าโดยส่วนใหญ่แล้วเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของแต่ละถังปฏิกรณ์มีแนวโน้มมีขนาดใหญ่ขึ้น โดยที่ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีค่า D ใดๆ สูงกว่า

ถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85 และ 10:3.40 ตามลำดับ นั่นคือ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์ที่ 2 มีขนาดใหญ่กว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 ซึ่งเกิดจากในถังปฏิกรณ์ที่ 2 มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่เหมาะสม ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์สามารถรวมตัวกันและเกิดเป็นเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่ขึ้นได้ เนื่องมาจากแคลเซียมเป็นอิออนที่มีประจุบวก จะทำหน้าที่เป็นตัวเชื่อม (Linkage) เซลล์ของจุลินทรีย์ที่มีประจุลบแต่ละเซลล์เข้าด้วยกัน ทำให้เซลล์จุลินทรีย์แต่ละเซลล์ถูกดูดยึดติดกันจึงมีขนาดใหญ่ขึ้นได้ ในขณะที่ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85 มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่น้อยกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้จึงมีขนาดเล็กกว่า เนื่องจากขาดตัวที่ทำหน้าที่เป็นตัวเชื่อม (Linkage) เซลล์ของจุลินทรีย์เข้าด้วยกัน ส่งผลให้แต่ละเซลล์ของจุลินทรีย์ถูกดูดยึดติดกันได้ไม่เต็มที่ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้จึงมีขนาดเล็กกว่าในระบบที่มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่เหมาะสม ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 3 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:3.40 จะมีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากกว่าถังปฏิกรณ์อื่นๆ แต่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้กลับมีขนาดที่เล็กกว่า สามารถอธิบายได้ว่าการเติมแคลเซียมซึ่งมีประจุบวกลงไปในปริมาณที่มากเกินไป จะทำให้รอบๆ ผิวเซลล์จุลินทรีย์มีประจุบวกล้อมรอบอยู่จำนวนมาก ประจุบวกส่วนหนึ่งจะทำหน้าที่เป็นตัวเชื่อม (Linkage) แต่ละเซลล์ของจุลินทรีย์เข้าด้วยกัน แต่ประจุบวกส่วนที่เหลือซึ่งมากเกินไปจะทำให้เกิดการผลักกันเองของประจุบวก ส่งผลให้แทนที่เซลล์จุลินทรีย์จะรวมตัวกันเนื่องจากประจุบวกของแคลเซียมกับประจุลบที่ผิวเซลล์ กลับทำให้แต่ละเซลล์ผลักกันเนื่องจากประจุบวกของแคลเซียมที่อยู่รอบๆ ผิวเซลล์จำนวนมาก ทำให้การรวมตัวของเซลล์จุลินทรีย์เกิดได้ไม่ดี เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้จึงมีขนาดเล็กกว่าในระบบที่มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่เหมาะสม

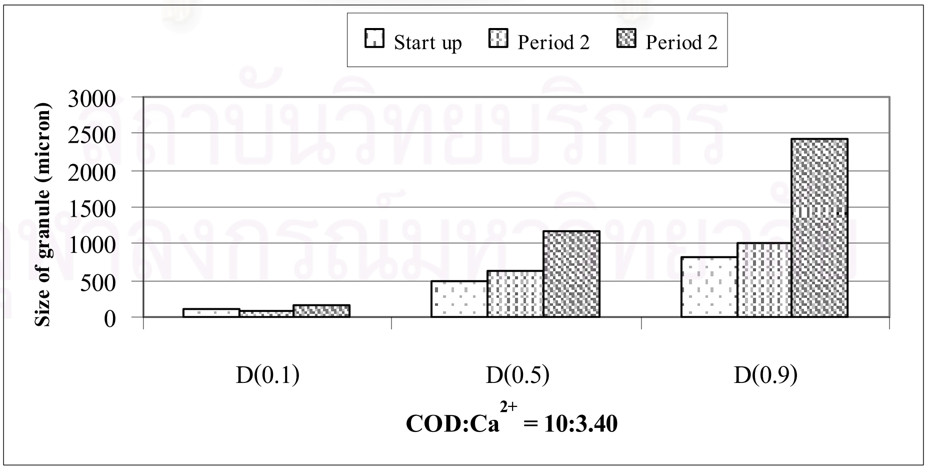
ผลที่ได้จากงานวิจัยนี้สอดคล้องกับงานวิจัยของ Yu และคณะ (2001) ที่พบว่า การที่เซลล์แต่ละเซลล์ของจุลินทรีย์จะมารวมตัวกันเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้นั้น จะต้องอาศัยประจุบวกมาเป็นตัวเชื่อม (Linkage) องค์ประกอบเหล่านั้นเข้าด้วยกัน ซึ่งส่วนมากประจุบวกที่ใช้จะเป็นแคลเซียม เนื่องจากแคลเซียมมีความสามารถในการเชื่อมระหว่างหมู่คาร์บอกซิลที่มีประจุลบและหมู่ฟอสเฟตที่ผิวเซลล์ของแบคทีเรีย ดังนั้นการที่มีแคลเซียมอยู่จะช่วยให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์เกิดได้ดียิ่งขึ้น แต่ในทางตรงกันข้ามการที่มีแคลเซียมมากเกินไปในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะทำให้เกิดอันตรายต่อ Activity ของแบคทีเรียและโครงสร้างของเม็ดตะกอนได้ โดยความเข้มข้นของแคลเซียมที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 150-300 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับน้ำเสียที่มีซีโอดี 4,000 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้การเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากเกินไปจะเกิดตะกอนของแคลเซียมคาร์บอเนต ($CaCO_3$) ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ และอีกงานวิจัยหนึ่งที่สนับสนุนกันคืองานวิจัยของ Liu และคณะ (2003) กล่าวว่า การเติมแคลเซียมลงไปในระบบจะช่วยลดแรงไฟฟ้าสถิตย์ระหว่างเซลล์แบคทีเรีย ซึ่งจะช่วยเพิ่มอัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีได้



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70



(ค) ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

รูปที่ 4.39 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ต่างๆ

การทดลองช่วงที่ 2 จะพบว่าค่า D ใดๆ ของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับหลังการทดลองช่วงที่ 1 นั่นแสดงว่าโดยส่วนใหญ่แล้วเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของแต่ละถังปฏิกรณ์มีแนวโน้มมีขนาดใหญ่ขึ้น และตะกอนจุลินทรีย์สามารถที่จะพัฒนาขนาดเม็ดให้ใหญ่เพิ่มขึ้นได้หลังจากที่ผ่านการทดลองช่วงที่ 1 ซึ่งใช้น้ำเสียสังเคราะห์มาแล้ว แสดงว่าภายใต้สภาวะที่กำหนดให้ในงานวิจัยนี้ น้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูงสามารถทำให้เกิดการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นได้ ซึ่งแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ตั้งแต่ช่วงเริ่มต้นระบบจนสิ้นสุดการทดลองของถังปฏิกรณ์แต่ละถัง แสดงดังรูปที่ 4.39 และเมื่อพิจารณาขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของการทดลองช่วงที่ 2 จะพบว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีค่า D ใดๆ สูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85 และ 10:3.40 ตามลำดับ นั่นคือ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์ที่ 2 มีขนาดเม็ดใหญ่กว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 ซึ่งมีแนวโน้มเช่นเดียวกันกับการทดลองในช่วงที่ 1 ที่ใช้น้ำเสียสังเคราะห์และสามารถอธิบายได้เช่นเดียวกัน

4.2.3 ความสามารถในการพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

เมื่อทำการศึกษาเปอร์เซ็นต์การเพิ่มขึ้นของขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (% Particle size) ที่วิเคราะห์ได้จากเครื่อง Particle Size Analyzer ที่ช่วงขนาดต่างๆ เพื่อดูว่าในแต่ละถังปฏิกรณ์มีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์อยู่ในช่วงขนาดใดมากที่สุด สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 4.26-4.27 และรูปที่ 4.40

ตารางที่ 4.26 เปอร์เซ็นต์ของช่วงขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังการทดลองช่วงที่ 1

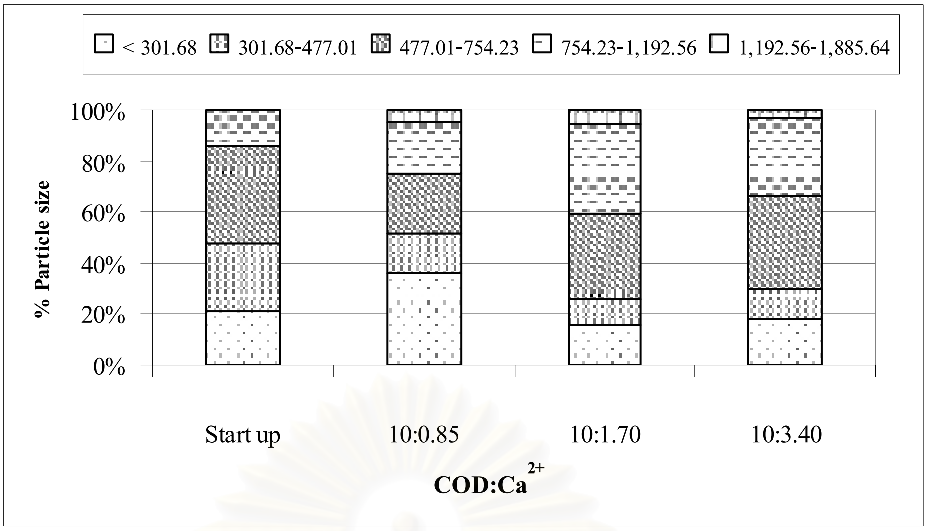
ขนาดเม็ดตะกอน (ไมครอน)	% Particle size			
	Start up	COD:Ca^{2+} = 10:0.85	COD:Ca^{2+} = 10:1.70	COD:Ca^{2+} = 10:3.40
< 301.68	20.72	35.81	15.58	18.19
301.68-477.01	27.02	15.66	10.27	11.88
477.01-754.23	37.90	23.67	33.26	36.00
754.23-1,192.56	14.35	20.33	35.42	31.20
1,192.56-1,885.64	0.00	4.53	5.47	2.74

สถาบันวิทยบริการ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

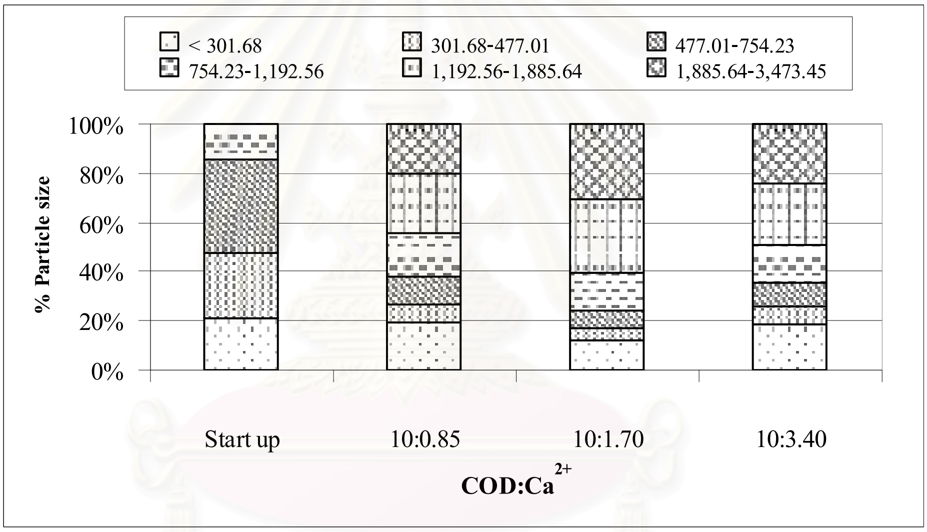
ตารางที่ 4.27 เปอร์เซ็นต์ของช่วงขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังการทดลองช่วงที่ 2

ขนาดเม็ดตะกอน (ไมครอน)	% Particle size			
	Start up	COD:Ca^{2+} = 10:0.85	COD:Ca^{2+} = 10:1.70	COD:Ca^{2+} = 10:3.40
< 301.68	20.72	18.96	11.95	18.71
301.68-477.01	27.02	7.98	4.81	7.40
477.01-754.23	37.90	10.99	7.14	9.33
754.23-1,192.56	14.35	17.46	15.71	15.55
1,192.56-1,885.64	0.00	24.45	29.91	24.89
1,885.64-3473.45	0.00	20.14	30.47	24.11

จากตารางที่ 4.26 จะพบว่า เปอร์เซ็นต์ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของช่วงก่อนเริ่มต้นระบบมากที่สุดที่ช่วงขนาด 477.01-754.23 ไมครอน ที่37.90 เปอร์เซ็นต์ และการทดลองในช่วงที่ 1 ถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85 จะมีเปอร์เซ็นต์ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากที่สุดที่ช่วงขนาด < 301.68ไมครอน ที่ 35.81 เปอร์เซ็นต์ ส่วนถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 จะมีเปอร์เซ็นต์ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากที่สุดที่ช่วงขนาด 754.23-1,192.56 ไมครอน ที่ 35.42 เปอร์เซ็นต์ และถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:3.40 จะมีเปอร์เซ็นต์ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากที่สุดที่ช่วงขนาด 477.01-754.23 ไมครอน ที่ 36.00 เปอร์เซ็นต์ และจากตารางที่ 4.27 ในส่วนของการทดลองช่วงที่ 2 ถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85 และ 10:3.40 จะมีเปอร์เซ็นต์ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากที่สุดที่ช่วงขนาด 1,192.56-1,885.64 ไมครอน ที่ 24.45 และ 24.89 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ขณะที่ถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 จะมีเปอร์เซ็นต์ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากที่สุดที่ช่วงขนาด 1,885.64-3,473.45ไมครอน ที่ 30.47 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งจะเห็นได้ว่า ถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 จะเป็นถังที่มีขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ใหญ่ที่สุดทั้ง 2 ช่วงการทดลอง และเมื่อเปรียบเทียบขนาดเม็ดตะกอนของช่วงก่อนเริ่มต้นระบบ ขนาดเม็ดตะกอนหลังการทดลองช่วงที่ 1 และขนาดเม็ดตะกอนหลังการทดลองช่วงที่ 2 จะพบว่า เม็ดตะกอนของทุกถังปฏิกรณ์จะมีขนาดใหญ่ขึ้นกว่าช่วงก่อนเริ่มต้นระบบ และเม็ดตะกอนหลังการทดลองช่วงที่ 2 มีขนาดใหญ่ขึ้นมากกว่าหลังการทดลองช่วงที่ 1 แสดงว่าสามารถเกิดการสร้างและพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ให้มีขนาดใหญ่ขึ้นได้หลังจากเปลี่ยนมาใช้น้ำเสียจริงจากโรงงานแสตนเลสแทนน้ำเสียสังเคราะห์



(ก) หลังการทดลองช่วงที่ 1



(ข) หลังการทดลองช่วงที่ 2

รูปที่ 4.40 เปอร์เซ็นต์สะสมของช่วงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ไมครอน)

เมื่อทำการศึกษาขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยสังเกตด้วยตาเปล่า จะพบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดที่แตกต่างกัน โดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ของแต่ละถังปฏิกรณ์จะพบอยู่บริเวณส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ เมื่อนำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ของถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง หลังการทดลองช่วงที่ 1 และ 2 มาทำการวัดโดยวัดเทียบกับไม้บรรทัดที่มีหน่วยเป็นเซนติเมตร สามารถแสดงได้ดังรูปที่ 4.41-4.47

(ก) (ข)

รูปที่ 4.41 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 1

(ก) ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

(ข) ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อวัดเทียบกับไม้บรรทัด

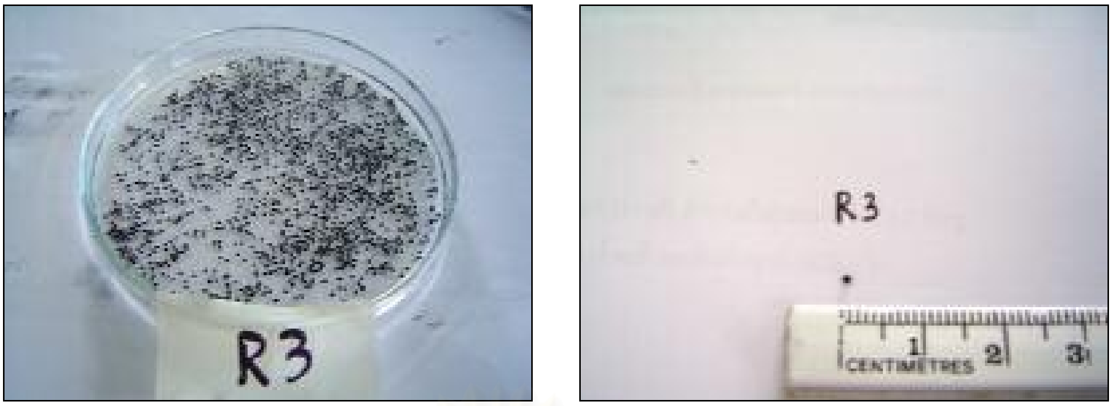
(ก) (ข)

รูปที่ 4.42 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 1

(ก) ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

(ข) ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อวัดเทียบกับไม้บรรทัด

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

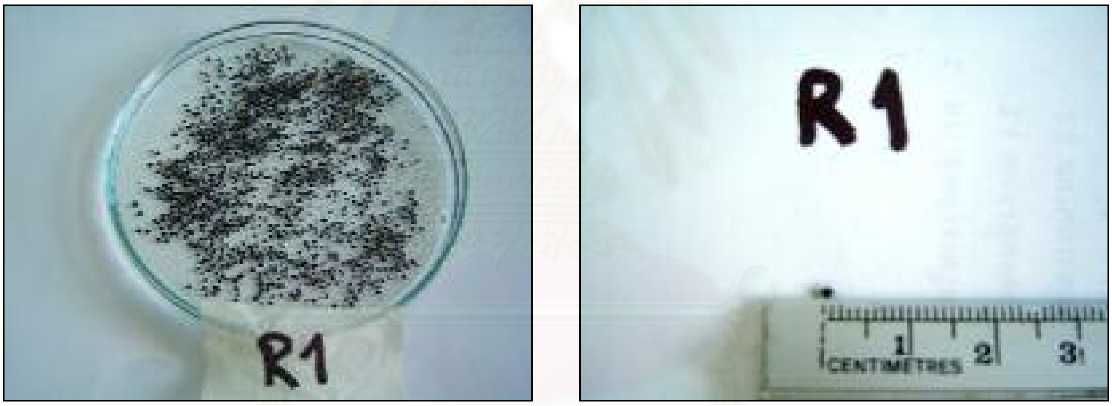


(ก) (ข)

รูปที่ 4.43 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 1

(ก) ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

(ข) ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อวัดเทียบกับไม้บรรทัด



(ก) (ข)

รูปที่ 4.44 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 2

(ก) ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

(ข) ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อวัดเทียบกับไม้บรรทัด

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

(ก)

(ข)

รูปที่ 4.45 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 2

(ก) ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

(ข) ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อวัดเทียบกับไม้บรรทัด

(ก)

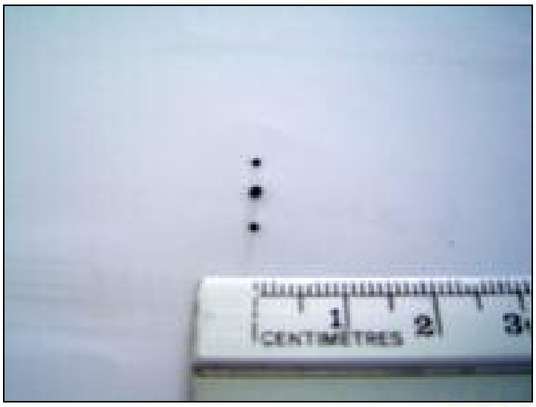
(ข)

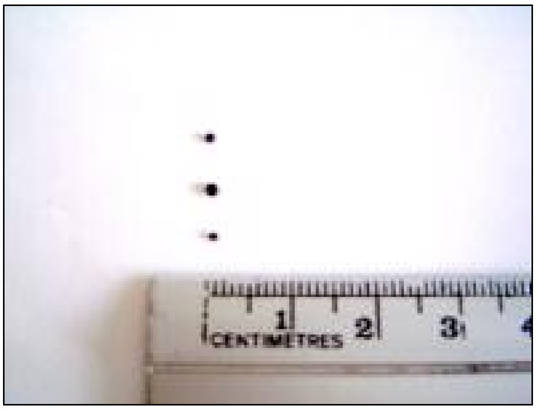
รูปที่ 4.46 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 2

(ก) ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

(ข) ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อวัดเทียบกับไม้บรรทัด

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย





รูปที่ 4.47 เปรียบเทียบขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 (บน) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 (กลาง) และถังปฏิกรณ์ที่ 3 (ล่าง)
(ก) หลังการทดลองช่วงที่ 1
(ข) หลังการทดลองช่วงที่ 2

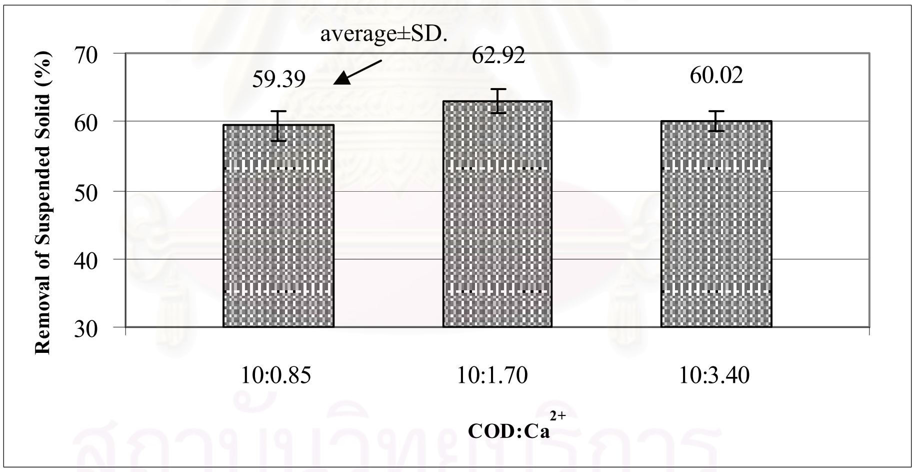
4.3 การวิจารณ์ผลของแคลเซียมต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบี (การทดลองช่วงที่ 1)

4.3.1 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลองพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ) โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 59.39, 62.92 และ 60.02 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย แสดงได้ดังรูปที่ 4.48

จะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยสูงสุด เนื่องมาจากมีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่เหมาะสมต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยแคลเซียมนี้จะเป็นตัวเชื่อมระหว่างเซลล์แต่ละเซลล์ของจุลินทรีย์เข้าด้วยกัน ทำให้จุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์รวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่ ซึ่งทำให้เม็ดตะกอนมีน้ำหนักมากขึ้น จึงทนต่อการถูกพัดพาออกมากับน้ำออกได้มากขึ้น ส่งผลให้ของแข็งแขวนลอยซึ่งส่วนใหญ่เป็นตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำออกมีปริมาณน้อยกว่าเมื่อเทียบกับถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 ที่มีขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เล็กกว่า ซึ่งเป็นผลมาจากการเติมแคลเซียมในปริมาณที่แตกต่างจากถังปฏิกรณ์ที่ 2 โดยถังปฏิกรณ์ที่ 1 มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่น้อยกว่าทำให้เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาดไม่ใหญ่มากนักเมื่อเทียบกับถังปฏิกรณ์ที่ 2 และตะกอน

จุลินทรีย์บางส่วนที่ไม่รวมตัวกันจะมีลักษณะเป็นฟล็อค น้ำหนักเบา ทำให้ถูกพัดพาออกมากับน้ำออกได้ง่าย ของแข็งแขวนลอยที่ออกมาจึงมีปริมาณที่มากกว่า ในขณะที่ถังปฏิกรณ์ที่ 3 มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากที่สุด ซึ่งควรจะเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ที่สุด แต่จากผลการทดลองที่ได้ กลับพบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดเล็กกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 เนื่องจากการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากเกินไปจะเกิดผลเสียต่อระบบและต่อกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Singh และคณะ (1999) ที่พบว่า แคลเซียมมีผลด้านบวกต่อความสามารถของพวกแอนแอโรบิกสลัดจ์ในการจับตัวเป็นเม็ดตะกอน โดยแคลเซียมจะเป็นตัวที่ทำให้เกิดการรวมตัวกัน (Binding) ระหว่างสลัดจ์ ทำให้สลัดจ์รวมตัวกันหนาแน่นและมีเสถียรภาพมากยิ่งขึ้น ส่งผลให้เกิดการชะล้างออกจากถังปฏิกรณ์น้อยลง แต่การเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากเกินไป จะเกิดการตกตะกอนของแคลเซียมคาร์บอเนตและแคลเซียมไฮโดรเจนฟอสเฟต ซึ่งเป็นสภาวะที่ไม่เหมาะต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ดังนั้นเมื่อตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดเล็ก หรือบางส่วนมีลักษณะเป็นฟล็อค น้ำหนักเบา จึงถูกพัดพาออกมากับน้ำออกได้ง่าย ปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำออกจึงสูง ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยจึงต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2



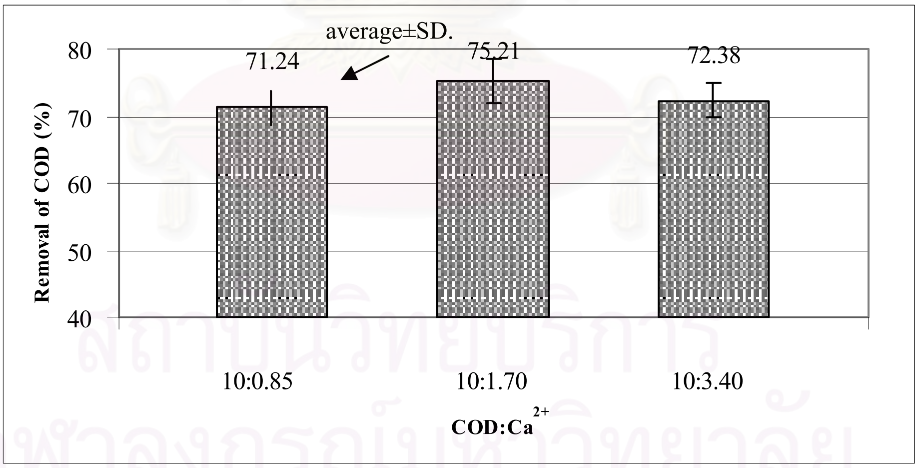
รูปที่ 4.48 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 1

จากงานวิจัยของ สมพงษ์ นิลประยูร (2536) ที่ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบยูเอเอสบี โดยเปลี่ยนความเร็วไหลขึ้นระหว่าง 0.13-0.69 เมตรต่อชั่วโมง พบว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยต่ำกว่า เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นเป็นปัจจัยที่ทำให้เกิดความปั่นป่วนทางสภาพทาง

ชลศาสตร์ในระบบ ของแข็งแขวนลอยจึงไม่สามารถตกตะกอนภายในถังปฏิกรณ์ได้โดยง่าย จึงถูกพัดพาออกมากับน้ำออกได้มากกว่า ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยต่ำกว่า แต่สำหรับงานวิจัยนี้ได้ควบคุมความเร็วไหลขึ้นให้คงที่เท่ากันทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ คือที่ 0.5 เมตรต่อชั่วโมง ดังนั้นปัจจัยเรื่องความเร็วไหลขึ้นจึงไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ดังนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของแต่ละถังปฏิกรณ์แตกต่างกันเนื่องมาจากผลของการเติมแคลเซียมซึ่งมีผลต่อการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของแต่ละถังปฏิกรณ์ โดยถังปฏิกรณ์ที่มีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ น้ำหนักมาก จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาดเล็กหรือมีลักษณะเป็นฟล็อค

4.3.2 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลองพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ) โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 71, 75 และ 72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีแสดงได้ดังรูปที่ 4.49



รูปที่ 4.49 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 1

จะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยสูงสุด เนื่องจากภายในถังปฏิกรณ์นี้ไม่มีปัจจัยจำกัดในเรื่องความเข้มข้นของแคลเซียม ทำให้จุลินทรีย์ได้รับสารอาหารเสริมอย่างเพียงพอนอกเหนือจากสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ส่งผลให้จุลินทรีย์มี Activity ที่ดี จึงสามารถนำเอาสารอินทรีย์ในน้ำเสียไปใช้ได้อย่างเต็มที่ ซึ่งการที่ถังปฏิกรณ์นี้มีปริมาณแคลเซียมที่เหมาะสม นอกจากจะส่งผลดีต่อ Activity ของจุลินทรีย์แล้ว ยังส่งผลดีต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากแคลเซียมเป็นตัวที่ช่วยให้เกิดการรวมตัวกันเป็นเม็ด โดยเป็นตัวเชื่อมระหว่างเซลล์แต่ละเซลล์ของจุลินทรีย์เข้าด้วยกัน ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์รวมตัวกันเป็นเม็ดที่มีขนาดใหญ่ขึ้นได้ โดยถังปฏิกรณ์ที่ 2 จะมีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ดีทั้ง Activity และขนาดเม็ด ทำให้สามารถกำจัดซีโอดีได้สูงสุด ในขณะที่ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม เท่ากับ 10:0.85 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 เนื่องจากภายในถังปฏิกรณ์นี้มีปัจจัยจำกัดในเรื่องความเข้มข้นของแคลเซียมในน้ำเข้า เพราะเติมแคลเซียมลงไปน้อยกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 สังเกตได้จากการที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1มีขนาดเล็กกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ส่งผลให้ Activity ของจุลินทรีย์ไม่ดีเท่าจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 ทำให้นำสารอินทรีย์ในน้ำเสียไปใช้ได้ไม่เต็มที่ ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจึงต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 3 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียม 10:3.40 ซึ่งมีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากกว่าถังปฏิกรณ์อื่น มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 เช่นเดียวกัน เนื่องมาจากการเติมแคลเซียมลงไปในปริมาณที่มากเกินไป จะทำให้เกิดผลเสียต่อจุลินทรีย์ในระบบ โดยจากงานวิจัยของ Yu และคณะ (2001) พบว่าความเข้มข้นของแคลเซียมที่มากจะทำให้เกิดปริมาณเถ้า (ash) ในเม็ดตะกอนมากขึ้น ทำให้การส่งผ่านสารอาหารเข้าสู่เซลล์ภายในเม็ดตะกอนถูกจำกัดลงได้ ส่งผลให้ Activity ของจุลินทรีย์ลดลง จึงนำเอาสารอินทรีย์ในระบบไปใช้ได้น้อยลง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจึงต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2

จากงานวิจัยของ Yan-Ling และคณะ (1995) พบว่า การเติมคาร์โบไฮเดรตเป็นสารอาหารให้กับจุลินทรีย์ในระบบ จะสามารถช่วยเร่งอัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และนำไปสู่การกำจัดซีโอดีได้เพิ่มมากขึ้น และอีกงานวิจัยหนึ่งของ Show และคณะ (2004) ที่พบว่า การเติมโพลีเมอร์ที่มีประจุบวกในปริมาณที่เหมาะสม จะช่วยเร่งเวลาในช่วงการเริ่มต้นระบบ (Start up) ให้เร็วขึ้น และส่งเสริมให้เกิดการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้เร็วขึ้น โดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้จะมีความสามารถในการตกตะกอน ความแข็งแรง และ Activity ของแบคทีเรียดีที่สุด ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์นี้มีค่าสูงขึ้น และยังทำให้ระบบสามารถรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ดียิ่งขึ้น ซึ่งผลการวิจัยที่ได้มีแนวโน้มเช่นเดียวกับงานวิจัยนี้ โดยถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่เหมาะสม จะมีขนาดเม็ดตะกอนใหญ่ที่สุด และสามารถกำจัดซีโอดีได้สูงสุดเช่นกัน

จากงานวิจัยของ สมพงษ์ นิลประยูร (2536) ที่ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบยูเอเอสบี โดยเปลี่ยนความเร็วไหลขึ้นระหว่าง 0.13-0.69 เมตรต่อชั่วโมง พบว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า ระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่า เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อระดับการขยายตัวของชั้นตะกอน ซึ่งจะส่งผลต่อการถ่ายเทสารอาหารภายในถังปฏิกรณ์ โดยถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่าจะเกิดการขยายตัวของชั้นตะกอนมากกว่า ทำให้เกิดการถ่ายเทสารอาหารเข้าสู่ชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ทั่วถึง จึงสามารถกำจัดซีโอดีได้มากกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่ต่ำกว่า แต่สำหรับงานวิจัยนี้ทำการควบคุมความเร็วไหลขึ้นให้คงที่เท่ากันทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ คือที่ 0.5 เมตรต่อชั่วโมง ดังนั้นปัจจัยเรื่องความเร็วไหลขึ้นจึงไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ดังนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิกรณ์แตกต่างกัน เนื่องมาจากผลของการเติมแคลเซียมที่มีผลต่อการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และต่อ Activity ของจุลินทรีย์ภายในระบบ โดยถังปฏิกรณ์ที่มีแคลเซียมเพียงพอ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะมีขนาดใหญ่ จุลินทรีย์ในระบบมี Activity ที่ดี จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้ดีกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีปัจจัยจำกัดด้านแคลเซียม ซึ่งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะมีขนาดเล็กกว่า และจุลินทรีย์ภายในระบบจะมี Activity ที่ไม่ดี

เนื่องจากในงานวิจัยนี้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรท ซึ่งในน้ำเสียจะมีซัลเฟตและไนเตรทเป็นสารรับอิเล็กตรอนในระบบ ดังนั้นจะต้องมีการเติมสารให้อิเล็กตรอนลงไปในระบบ เพื่อที่ซัลเฟตและไนเตรทจะได้มารับอิเล็กตรอน และเปลี่ยนไปเป็นซัลไฟด์และไนโตรเจน ตามลำดับ โดยสารให้อิเล็กตรอนในระบบก็คือสารอินทรีย์ในน้ำเสียนั่นเองซึ่งจะต้องทำการเติมลงไปให้เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ในการนำไปใช้สร้างเซลล์ และนำไปใช้เป็นสารให้อิเล็กตรอนแก่ซัลเฟตและไนเตรทได้อย่างเพียงพอ ดั้งนั้นจึงควรเติมให้มากเกินพอ และจากผลการทดลองจะเห็นว่าในน้ำออกยังคงเหลือซีโอดีออกมากับน้ำออก เนื่องจากเป็นซีโอดีที่เหลือจากการนำไปใช้สร้างเซลล์ และใช้ในกระบวนการซัลเฟตรีดักชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในระบบ อีกทั้งเป็นข้อจำกัดของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542) และสามารถอธิบายได้จากสมการโมโนด์ (Metcalf และ Eddy,1991) ซึ่งเป็นสมการพื้นฐานที่ใช้อธิบายการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในเชิงไคเนติกดังนี้

$$\mu = \frac{\mu_{max} S}{(K_s + S)}$$

เมื่อ μ = อัตราการเติบโตจำเพาะ (เวลา$^{-1}$)

μ_{max} = อัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุด (เวลา$^{-1}$)

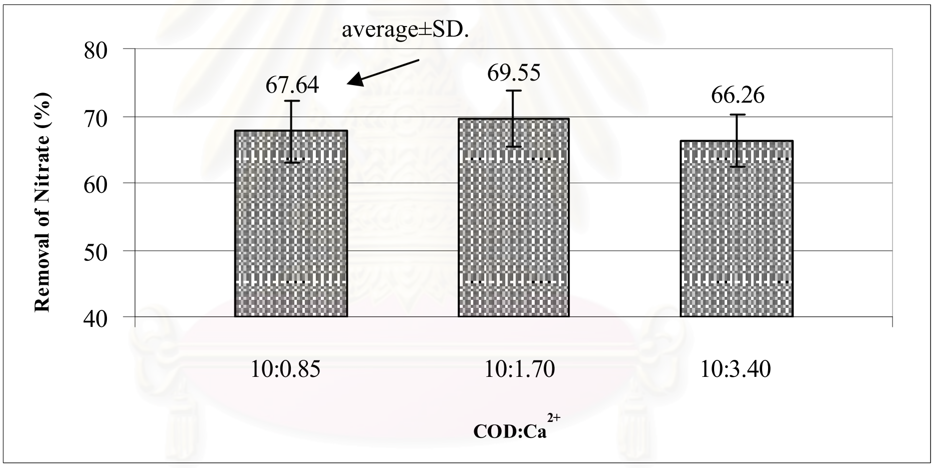
S = ความเข้มข้นของสารอาหารที่พิจารณาในระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

K_s = ความเข้มข้นของสารอาหารที่พิจารณาเมื่ออัตราการเจริญเติบโตจำเพาะมีค่าเป็นครึ่งหนึ่งของ μ_{max} (มิลลิกรัมต่อลิตร)

จากสมการข้างต้นสามารถอธิบายได้ว่าการไม่มีสารอาหารหรือสารรับอิเล็กตรอนเหลืออยู่ในตัวกลางที่มีแบคทีเรียอยู่ (S=0) จะทำให้แบคทีเรียไม่มีอัตราการเจริญเติบโต (μ=0) หรือแบคทีเรียตาย แสดงว่าจำเป็นต้องมีสารอาหารในปริมาณหนึ่งที่แบคทีเรียจำเป็นต้องให้เหลืออยู่ในตัวกลางเพื่อให้เกิดการดึงสารอาหารเข้าสู่เซลล์นั่นเอง

4.3.3 ไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลองพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ) โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการในกำจัดไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ 67.64, 69.55 และ 66.26 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทแสดงได้ดังรูปที่ 4.50



รูปที่ 4.50 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 1

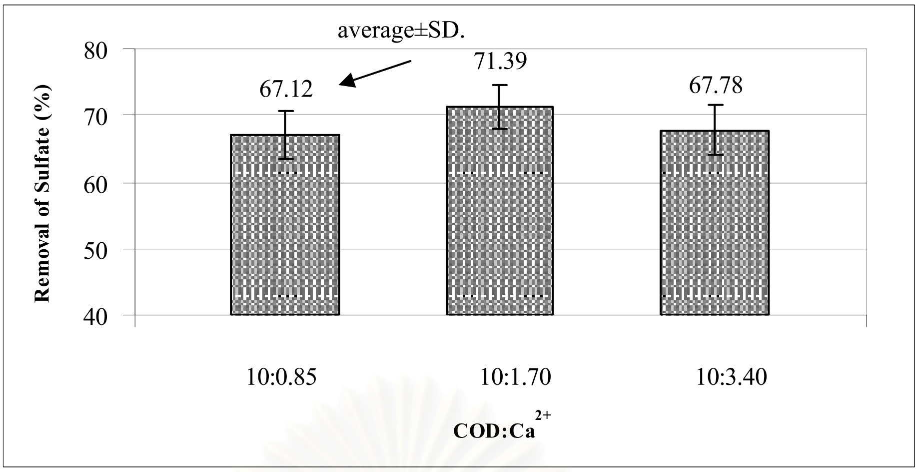
จะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทเฉลี่ยสูงสุด ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเช่นเดียวกัน เนื่องจากสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนกับไนเตรทเพื่อเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจนรูปอื่น ดังนั้นเมื่อไนเตรทในน้ำลดลงมาก นั่นแสดงว่ามีการใช้สารอินทรีย์ในน้ำเสียมากเช่นกัน นั่นคือการที่ไนเตรทถูกกำจัดได้มาก ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจะสูงตามไปด้วย ซึ่งการที่ถังปฏิกรณ์ที่ 2 นี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1

และ 3 สามารถอธิบายได้เช่นเดียวกับหัวข้อ 4.3.2 กล่าวคือ ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่เพียงพอ จุลินทรีย์ได้รับสารอาหารเสริมอย่างเพียงพอนอกเหนือจากสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ส่งผลให้จุลินทรีย์มี Activity ที่ดี จึงสามารถนำเอาสารอินทรีย์ในน้ำเสียไปใช้ในการดำรงชีวิตและใช้ในการเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นไนโตรเจนในรูปอื่นได้อย่างดี ในขณะที่ถังปฏิกรณ์ที่ 1 มีปัจจัยจำกัดเรื่องความเข้มข้นของแคลเซียมในน้ำเข้า และถังปฏิกรณ์ที่ 3 มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มาก ทำให้เกิดตะกอนของแคลเซียมคาร์บอเนตที่มาก ซึ่งทำให้ Activity ของจุลินทรีย์ในระบบลดลง จึงนำเอาสารอินทรีย์ในระบบไปใช้ได้ไม่เต็มที่ เมื่อนำสารอินทรีย์ในระบบมาใช้ไม่ได้ ก็จะขาดสารให้อิเล็กตรอนกับไนเตรท ไนเตรทจึงถูกกำจัดลดลง

จากงานวิจัยของ Hendriksen และ Ahring (1996) ที่ศึกษาการรวมการกำจัดไนเตรทและคาร์บอนในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี พบว่ามากกว่า 99 เปอร์เซ็นต์ของไนเตรทและคาร์บอนที่ถูกกำจัดได้ ซึ่งประมาณ 90 เปอร์เซ็นต์ของไนเตรทที่ถูกเติมเข้าไปนั้น จะถูกเปลี่ยนกลับไปเป็นก๊าซไนโตรเจน และอีกงานวิจัยหนึ่งของ Bilanovic และคณะ(1999) ที่ศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ความเข้มข้นของไนเตรทสูงถึง 750 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า ไนเตรทเกือบทั้งหมดสามารถถูกกำจัดได้ และพบการสะสมของไนไตรท์ในน้ำออกในบางการทดลอง แต่ไม่มีผลยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันของระบบ ซึ่งแตกต่างจากงานวิจัยนี้ที่มีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทและซีโอดีต่ำ คือ ต่ำกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ โดยสามารถอธิบายความแตกต่างดังกล่าวได้ว่า น้ำเสียที่ใช้ในงานวิจัยนี้จะมีทั้งสารอินทรีย์ ซัลเฟต และไนเตรท ซึ่งทำให้เกิดการแย่งใช้สารอินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์ระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง ซึ่งแบคทีเรียชนิดใดจะสามารถชนะและเป็นแบคทีเรียที่โดดเด่นในระบบนั้น จะต้องพิจารณาหลายปัจจัยร่วมกัน เช่น ชนิดของสารอินทรีย์ ปริมาณสารอินทรีย์ ปริมาณไนเตรท และปริมาณซัลเฟตในระบบ ซึ่งจะต้องอยู่ในอัตราส่วนที่เหมาะสมกันสำหรับแบคทีเรียแต่ละชนิดที่จะสามารถนำไปใช้ได้ และปัจจัยทางสภาพแวดล้อมอื่นๆ ที่เป็นปัจจัยเฉพาะตัวของแบคทีเรียแต่ละชนิด

4.3.4 ซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลองพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ) โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการในกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 67.12, 71.39 และ 67.78 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตแสดงได้ดังรูปที่ 4.51



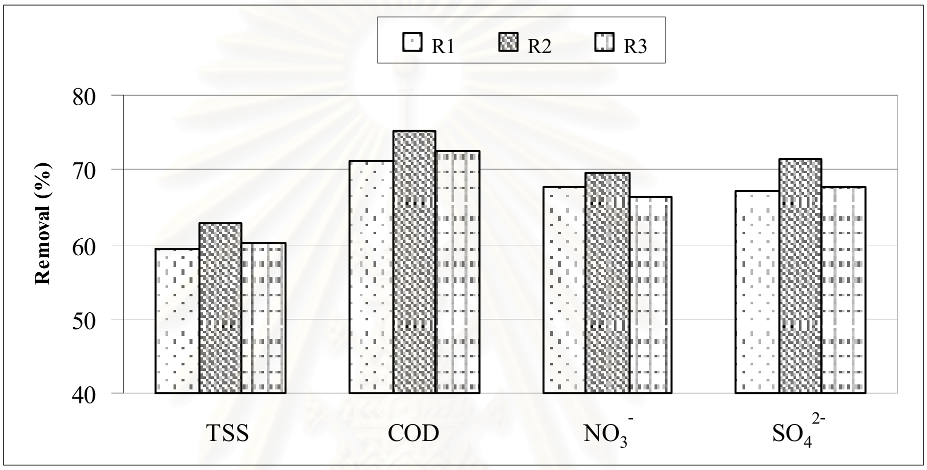
รูปที่ 4.51 ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 1

จะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยสูงสุด ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเช่นกัน เนื่องจากสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนกับซัลเฟตเพื่อเปลี่ยนไปเป็นซัลไฟด์ ดังนั้นเมื่อซัลเฟตในน้ำลดลงมาก นั่นแสดงว่ามีการใช้สารอินทรีย์ในน้ำเสียมากเช่นกัน นั่นคือการที่ซัลเฟตถูกกำจัดได้มาก ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจะสูงตามไปด้วย ซึ่งการที่ถังปฏิกรณ์ที่ 2 นี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 สามารถอธิบายได้เช่นเดียวกับหัวข้อ 4.3.2 กล่าวคือ เป็นผลจากการเติมแคลเซียมที่ส่งผลต่อ Activity ของจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้ถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมแคลเซียมแตกต่างกันมีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตแตกต่างกัน

จากงานวิจัยของ อุรชา เศรษฐ์ธีรกิจ (2542) พบว่า ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากับ 4 และ 2 ประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตเท่ากับ 92.7 และ 95.1 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมีค่าสูงกว่า 95 เปอร์เซ็นต์ในทุกการทดลอง และอีกงานวิจัยหนึ่งของอนุตร เปียงแก้ว (2542) ที่พบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตเท่ากับ 0.6,6 และ 12 ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตเท่ากับ 66,87 และ 90 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ซึ่งต่างจากงานวิจัยนี้ที่มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตและซีโอดีต่ำ คือ ต่ำกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ โดยสามารถอธิบายความแตกต่างดังกล่าวได้เช่นเดียวกันกับประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรท กล่าวคือ เป็นผลจากการที่ในน้ำเสียมีสารรับอิเล็กตรอนทั้งซัลเฟต และไนเตรท ทำให้เกิดการแข่งขันกันแย่งใช้สารอินทรีย์ระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง ซึ่งการที่แบคทีเรียชนิดใดจะสามารถชนะแบคทีเรียชนิดอื่นๆ ได้อย่างเด็ดขาด และกลายเป็นแบคทีเรียที่โดดเด่นในระบบได้นั้น

จะต้องพิจารณาปัจจัยหลายอย่างร่วมกัน โดยแบคทีเรียที่โดดเด่นในระบบจะพิจารณาจากเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน (% electron flow) ซึ่งจะกล่าวต่อไปในหัวข้อ 4.8 สมดุลมวลสารในระบบ

ประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีในการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี ไนเตรท และซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 1 แสดงได้ดังรูปที่ 4.52 ซึ่งจะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี ไนเตรท และซัลเฟตสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ10:0.85 และ 10:3.40

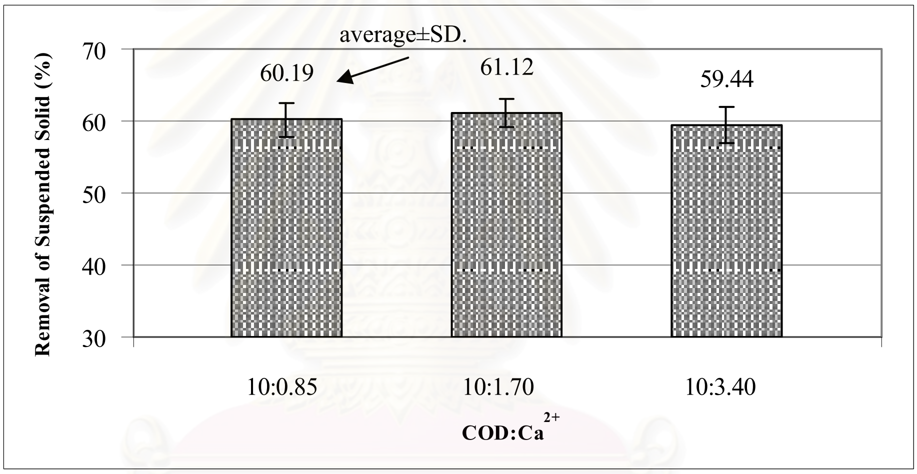


รูปที่ 4.52 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี ไนเตรท และซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 1 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

4.4 การวิจารณ์ผลของแคลเซียมต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบี (การทดลองช่วงที่ 2)

4.4.1 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลองพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ) โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 60.19, 61.12 และ 59.44 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยแสดงได้ดังรูปที่ 4.53



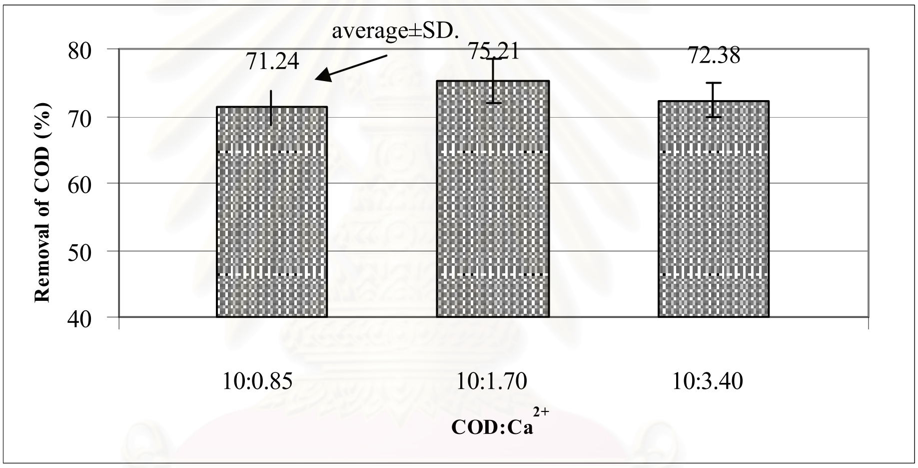
รูปที่ 4.53 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 2

จะเห็นได้ว่าการเปลี่ยนมาใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสแทนน้ำเสียสังเคราะห์จะให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ซึ่งถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 ยังคงมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยสูงกว่าถังอื่น การที่ถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยไม่แตกต่างกัน สามารถอธิบายได้ว่า เนื่องมาจากระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัว และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวให้คุ้นเคยกับลักษณะและสมบัติของน้ำเสียได้แล้ว ซึ่งเป็นผลมาจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดการรวมตัวตั้งแต่การทดลองช่วงที่ 1 มีขนาดเม็ดใหญ่ และมีน้ำหนักมากพอ ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกมากับน้ำออกลดลง ส่งผลให้

ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก แต่ทั้งนี้อาจมีตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกมากับน้ำออกได้บ้าง ซึ่งอาจเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่สร้างเซลล์ขึ้นใหม่แต่ไม่สามารถรวมตัวกันให้มีน้ำหนักมากได้ จึงหลุดออกมากับน้ำออกได้

4.4.2 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลองพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ) โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 69, 77 และ 68 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีแสดงได้ดังรูปที่ 4.54



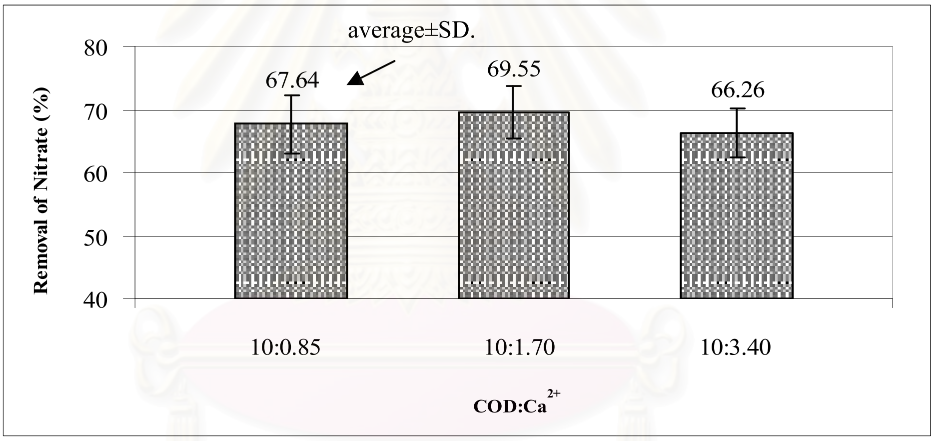
รูปที่ 4.54 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 2

จะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยสูงสุด ซึ่งมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 1 เนื่องมาจากในช่วงแรกที่ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในการเดินระบบ น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้นั้นมีลักษณะและสมบัติเช่นเดียวกันกับน้ำเสียจริงจากโรงงาน ซึ่งช่วงของการเริ่มต้นระบบจะเป็นการสร้างความคุ้นเคยให้กับจุลินทรีย์ในระบบ เพื่อให้จุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้เข้ากับลักษณะและสมบัติของน้ำเสียที่ไม่คุ้นเคยได้ และเมื่อจุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้คุ้นเคยกับลักษณะและสมบัติของน้ำเสียแล้ว โดยดูจากการนำสารอินทรีย์ในระบบไปใช้ได้ ทำให้เมื่อเปลี่ยนจากน้ำเสียสังเคราะห์มาใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสแทนนั้นจึงไม่ส่งผลกระทบต่อ

Activity ของจุลินทรีย์มากนัก ซึ่งดูได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีซึ่งยังคงมีค่าใกล้เคียงกันกับผลการทดลองในช่วงแรก และการที่ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ของช่วงการทดลองที่ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 สามารถอธิบายได้เช่นเดียวกันกับการทดลองในช่วงที่ 1 หัวข้อ 4.3.2

4.4.3 ไนเตรทและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลองพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ) โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการในกำจัดไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ 68.31, 68.13 และ 69.85 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทแสดงได้ดังรูปที่ 4.55



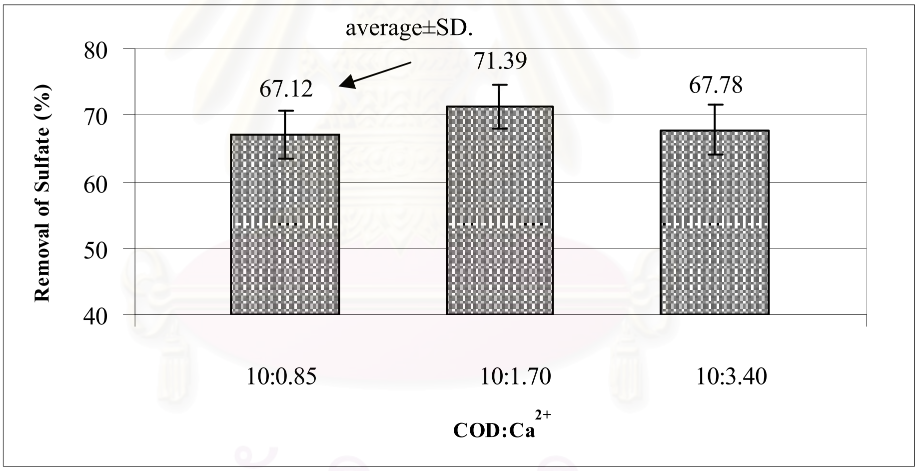
รูปที่ 4.55 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 2

จะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทเฉลี่ยต่ำสุด ซึ่งแตกต่างจากการกำจัดไนเตรทของการทดลองในช่วงที่ 1 สามารถอธิบายได้ว่า เนื่องจากแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียสร้างมีเทนของถังปฏิกรณ์ที่ 2 นี้สามารถแย่งใช้สารอินทรีย์ในระบบได้ดีกว่าแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง ซึ่งดูได้จากเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนและประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตสูงสุดและสูงกว่าการทดลองในช่วงที่ 1 ดังนั้นเมื่อแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตมีบทบาทมากขึ้นก็จะลดบทบาทของแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงในระบบ ดังนั้นประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทจึงลดลง

ในขณะที่ถังปฏิกรณ์ที่ 3 แบคทีเรียดีไนตริฟายอิงกลับมีบทบาทใช้สารอินทรีย์ได้มากขึ้น ซึ่งมีสาเหตุมาจากการลดบทบาทลงของแบคทีเรียสร้างมีเทนและแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต จากผลของการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มาก ทำให้ Activity ของแบคทีเรียสร้างมีเทนลดลง ซึ่งดูได้จากค่า SMA ในหัวข้อ 4.6 ของถังปฏิกรณ์ที่ 3 ที่ลดลง จึงทำให้แบคทีเรียดีไนตริฟายอิงสามารถแย่งใช้สารอินทรีย์เพื่อเปลี่ยนไนเตรทไปเป็นไนโตรเจนได้มากขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทจึงสูงกว่าถังปฏิกรณ์อื่น

4.4.4 ซัลเฟตและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลองพบว่า เมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ (ดูที่ภาคผนวก ฉ) โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ซึ่งคือถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการในกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 65.61, 76.14 และ 63.16 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตแสดงได้ดังรูปที่ 4.56

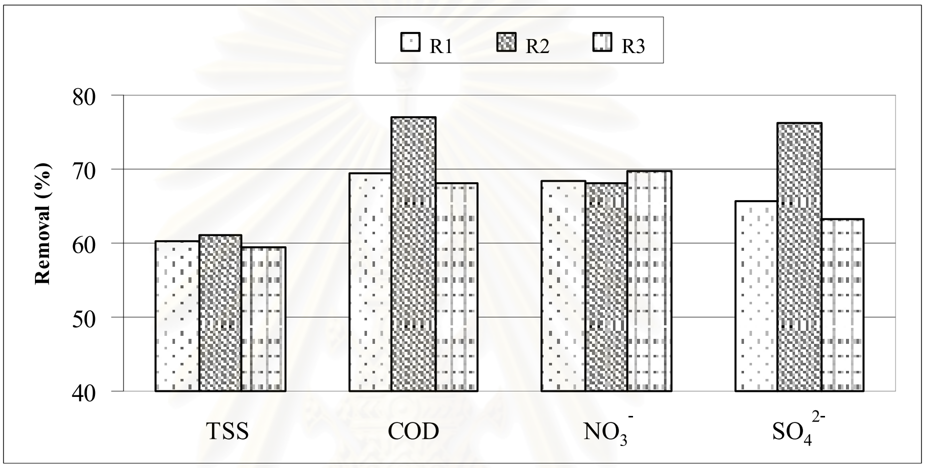


รูปที่ 4.56 ประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของการทดลองช่วงที่ 2

จะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยสูงสุด ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเช่นเดียวกัน และผลการทดลองที่ได้มีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันกับประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 1 ซึ่งสามารถอธิบายได้เช่นเดียวกันกับการทดลองในช่วงที่ 1 หัวข้อ 4.3.4 โดยซัลเฟตที่ลดลงนี้จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของซัลไฟด์ ดังนั้นการที่ซัลเฟตลดลงมากก็จะเกิดซัลไฟด์มากเช่นกัน ทั้งนี้ระบบจะมีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตที่ดีได้นั้น จะต้องไม่มี

ซัลไฟด์ในปริมาณที่มากเกินไป โดยปริมาณซัลไฟด์ที่มากกว่า 100-150 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้เกิดพิษต่อแบคทีเรียสร้างมีเทนได้ (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2536)

ประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีในการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี ไนเตรท และซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงได้ดังรูปที่ 4.57 จะเห็นได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ10:1.70 มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี และซัลเฟตสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ10:0.85 และ 10:3.40 และผลการทดลองที่ได้มีแนวโน้มเช่นเดียวกันกับการใช้น้ำเสียสังเคราะห์



รูปที่ 4.57 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี ไนเตรท และซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 2 (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

4.5 ผลของพารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบ

ตลอดการทดลองทั้ง 2 ช่วงการทดลอง พารามิเตอร์ที่ใช้ในการควบคุมการทำงานของระบบ ได้แก่ พีเอช อุณหภูมิ โออาร์พี สภาพด่างทั้งหมด กรดไขมันระเหย เนื่องจากพารามิเตอร์ต่างๆ ดังกล่าวนี้เป็นตัวแปรพื้นฐานที่สำคัญในการควบคุมการทำงานของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน

4.5.1 พีเอช

จากผลการทดลองที่ได้พบว่า ค่าพีเอชของน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ของการทดลองช่วงที่ 1 มีค่า

พีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.39, 7.62 และ 7.50 ตามลำดับ และการทดลองช่วงที่ 2 มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.43, 7.62 และ 7.36 ตามลำดับ การที่ค่าพีเอชเฉลี่ยของน้ำออกของการทดลองทั้ง 2 ช่วงมีค่าเพิ่มขึ้นสามารถอธิบายได้เช่นเดียวกันกับหัวข้อ 4.1.1.1 และจากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าค่าพีเอชเฉลี่ยของทุกการทดลองตลอดการทดลองนี้จะอยู่ในช่วงพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน คือ ช่วง 6.5-7.8 และเมื่อพิจารณาค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดของระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ของการทดลองช่วงที่ 1 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.33, 0.25 และ 0.30 ตามลำดับ และการทดลองช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.29, 0.24 และ 0.35 ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมดทุกถังปฏิกรณ์มีค่าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่าระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ที่สูง

4.5.2 อุณหภูมิ

จากผลการทดลองที่ได้พบว่า ค่าอุณหภูมิของน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ของการทดลองช่วงที่ 1 มีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 28.0, 28.0 และ 27.9 องศาเซลเซียส ตามลำดับ และการทดลองช่วงที่ 2 มีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 31.1, 31.2 และ 31.4 องศาเซลเซียส ตามลำดับ ค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำออกของทุกการทดลองมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก โดยค่าอุณหภูมิเฉลี่ยตลอดการทดลองนี้จะอยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน คือ อยู่ในช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) อุณหภูมิระหว่าง 20-45 องศาเซลเซียส จึงไม่ส่งผลกระทบต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบ

4.5.3 โออาร์พี

จากผลการทดลองที่ได้พบว่า ค่าโออาร์พีของน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ของการทดลองช่วงที่ 1 มีค่าโออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -287, -290 และ -287 มิลลิโวลท์ ตามลำดับ และการทดลองช่วงที่ 2 มีค่าโออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -295, -296 และ -293 มิลลิโวลท์ ตามลำดับ โดยช่วงโออาร์พีที่เหมาะสมต่อระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน คือ ช่วง –500 ถึง –300 มิลลิโวลท์ และจากผลการทดลองจะพบว่าค่าโออาร์พีของทุกการทดลองมีค่าอยู่ระหว่างช่วง –328 ถึง –262 มิลลิโวลท์ ซึ่งมีค่าเป็นลบน้อยกว่าค่าที่เหมาะสม สาเหตุเนื่องจากวิธีวัดค่าโออาร์พี อาจเกิดการสัมผัสกันระหว่างน้ำตัวอย่างกับออกซิเจนในอากาศ ทำให้วัดค่าโออาร์พีได้เป็นลบน้อยลง แต่ค่าที่ได้ก็ไม่แตกต่างจากค่าที่เหมาะสมมากนัก จึงไม่ส่งผลกระทบต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบที่ต้องการสภาวะไม่มีออกซิเจน

4.5.4 สภาพด่างทั้งหมด

จากผลการทดลองที่ได้พบว่า ค่าสภาพด่างทั้งหมดของน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ของการทดลองช่วงที่ 1 มีค่าสภาพด่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 403, 429 และ 421 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ และการทดลองช่วงที่ 2 มีค่าสภาพด่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 407, 431 และ 399 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ

การที่ระบบจะทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ส่วนหนึ่งเกิดจากปริมาณสภาพด่างในระบบมีเพียงพอ เนื่องจากค่าสภาพด่าง คือความสามารถต้านทานในการเปลี่ยนแปลงพีเอชของระบบเมื่อมีการเติมกรดเข้าสู่ระบบ ซึ่งการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน แบคทีเรียสร้างกรดจะสร้างกรดไขมันระเหยขึ้นมา ซึ่งหากในระบบมีกำลังบัฟเฟอร์หรือสภาพด่างไม่เพียงพอจะทำให้พีเอชภายในระบบลดลงอย่างรวดเร็วได้จากสภาพกรดที่เพิ่มขึ้น และนำไปสู่การล้มเหลวของระบบได้ ซึ่งในงานวิจัยนี้ได้มีการเติมโซเดียมไฮโดรเจนคาร์บอเนต ($NaHCO_3$) ให้กับระบบเพื่อเพิ่มกำลังบัฟเฟอร์ให้กับระบบอีกทางหนึ่ง ทำให้ระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ที่มากพอในการต้านทานการเปลี่ยนแปลงพีเอช ซึ่งดูได้จากการที่ค่าพีเอชของระบบมีการเปลี่ยนแปลงไม่มากนัก

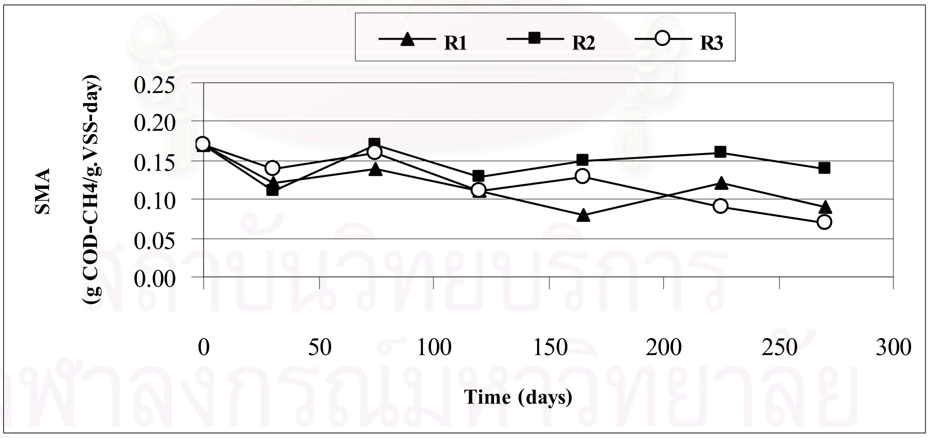
4.5.5 กรดไขมันระเหย

จากผลการทดลองที่ได้พบว่า ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ของการทดลองช่วงที่ 1 มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ย เท่ากับ 134, 106 และ 124 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก ตามลำดับ และการทดลองช่วงที่ 2 มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ย เท่ากับ 118, 101 และ 138 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก ตามลำดับ

ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำออกจากระบบที่วิเคราะห์ได้นั้น มีความสำคัญต่อการควบคุมการทำงานของระบบ เนื่องจากถ้าปริมาณกรดไขมันระเหยในน้ำมีค่าเพิ่มสูงขึ้น จะส่งผลให้สภาพกรดในน้ำเพิ่มมากขึ้น และถ้าในระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอ อาจทำให้พีเอชของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งส่งผลกระทบต่อการทำงานของแบคทีเรียในระบบ และนำไปสู่การล้มเหลวของระบบได้ ค่ากรดไขมันระเหยนี้จะดูในรูปของอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างทั้งหมด โดยถ้าอัตราส่วนนี้มีค่าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่าระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ที่เพียงพอ

4.6 ความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity;SMA) เมื่อมีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ในระบบ

การศึกษาความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity; SMA) ของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ เป็นการศึกษาความสามารถของแบคทีเรียที่อยู่ในระบบในการย่อยสลายสารอินทรีย์ว่ามีมากหรือน้อยเพียงใด โดยดูจากอัตราการสร้างก๊าซมีเทน ซึ่งแบคทีเรียที่มีอัตราการสร้างก๊าซมีเทนสูง จะมีความสามารถในการเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูง แต่ในกรณีที่น้ำเสียมีสารรับอิเล็กตรอนอื่นๆ อยู่ด้วย เช่น ซัลเฟต และไนเตรท จะทำให้ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์แตกต่างไปจากเดิม คือ จะเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันโดยมีซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน และเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันโดยมีไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งจะทำให้เกิดการแข่งขันในการแย่งใช้สารอาหารหรือสารอินทรีย์ในน้ำเสียขึ้นระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน (Methane Forming Bacteria) แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate Reducing Bacteria) และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง (Denitrifying Bacteria) โดยถ้าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate Reducing Bacteria) และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง (Denitrifying Bacteria) เจริญเติบโตขึ้นมาแย่งใช้สารอินทรีย์ในน้ำเสียได้จะส่งผลให้ Activity ของแบคทีเรียสร้างมีเทนลดลง ทำให้ก๊าซมีเทนที่ผลิตได้และอัตราส่วนของก๊าซมีเทนที่ผลิตได้ลดลง สำหรับการศึกษาความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง แสดงดังรูปที่ 4.58



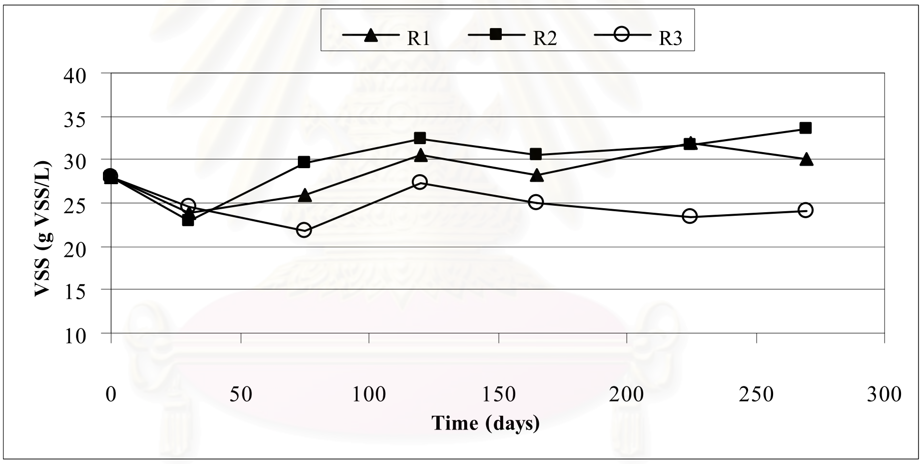
รูปที่ 4.58 ค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity; SMA) (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

จากรูปที่ 4.58 จะเห็นได้ว่าค่า SMA ของถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถังมีค่าแตกต่างกัน โดยหลังจากเริ่มต้นเดินระบบไปแล้วค่า SMA จะมีแนวโน้มลดลง เนื่องจากการที่จุลินทรีย์ภายในระบบอยู่ในช่วงของการปรับตัวให้เข้ากับน้ำเสียที่ไม่คุ้นเคย ทำให้อัตราการใช้สารอินทรีย์ในช่วงแรกมีค่าน้อย และอีกปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อ Activity ของแบคทีเรียสร้างมีเทนในการใช้สารอินทรีย์โดยตรงนั้นคือ การที่ในน้ำเสียมีทั้งซัลเฟต และไนเตรทอยู่ในระบบ ทำให้เกิดการแข่งขันกันใช้สารอินทรีย์ระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง ซึ่งมีผลต่อค่า SMA โดยจะทำให้แบคทีเรียสร้างมีเทนมี Activity ลดลง แต่เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้วแบคทีเรียสร้างมีเทนจะมี Activity ที่ดีขึ้น ทำให้ค่า SMA มีค่าเพิ่มขึ้น โดยถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 มีค่า SMA มากกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85 และ 10:3.40 ทั้งนี้เนื่องมาจากเป็นผลของการเติมแคลเซียมในปริมาณที่แตกต่างกัน โดยแคลเซียมจะส่งผลต่อ Activity ของจุลินทรีย์ในระบบ จากงานวิจัยของ Lengerak และคณะ (1998) ที่พบว่าปริมาณแคลเซียมที่มากในน้ำเข้าจะทำให้เกิดการตกตะกอนของแคลเซียมคาร์บอเนต ซึ่งตะกอนนั้นจะเข้าไปเกาะบริเวณช่องว่างภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้ขัดขวางการถ่ายเทสารอาหารเข้าสู่เซลล์ภายในได้ ส่งผลให้เซลล์จุลินทรีย์ที่อยู่ภายในตายได้ แต่เนื่องจากค่าพีเอชของน้ำออกตลอดการทดลองอยู่ในช่วงที่เป็นกลาง (6.92-8.05) ดังนั้นจึงไม่ควรจะเกิดแคลเซียมคาร์บอเนตในปริมาณที่มากนัก การที่ Activity ของจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากลดลงนั้น สามารถอธิบายโดยใช้งานวิจัยของ Yu และคณะ (2001) ที่พบว่าการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากกว่า 150-300 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับน้ำเสียที่มีซีโอดี 4,000 มิลลิกรัมต่อลิตรจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ภายในเม็ดตะกอน เนื่องจากความเข้มข้นของแคลเซียมในปริมาณที่มากจะทำให้เกิดเถ้า (ash) ในเม็ดตะกอนมาก ทำให้การส่งผ่านสารอาหารเข้าสู่ภายในเม็ดตะกอนถูกจำกัดลง ส่งผลให้ Activity ของจุลินทรีย์ลดลง ค่า SMA จึงลดลง นอกจากนี้ได้ทำการหาความเข้มข้นของจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบตามช่วงเวลาต่างๆ ตลอดการทดลอง โดยนำตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์มาทำการทดลองหาค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ซึ่งผลการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.28 และรูปที่ 4.59

ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS หรือ MLVSS) เป็นค่าที่ใช้บอกถึงปริมาณจุลินทรีย์ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์ ดังนั้นจึงใช้บอกถึงความเข้มข้นของจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์ได้ จากตารางที่ 4.28 และรูปที่ 4.59 จะพบว่า ความเข้มข้นของจุลินทรีย์หลังจากเริ่มต้นเดินระบบไปแล้ว จะมีแนวโน้มลดลงเรื่อยๆ เมื่อเทียบกับก่อนเริ่มต้นระบบ เนื่องมาจากการที่จุลินทรีย์อยู่ในช่วงของการปรับตัวให้เข้ากับสภาพแวดล้อมภายในระบบ ทำให้จุลินทรีย์บางส่วนที่ไม่สามารถปรับตัวได้เกิดการตายลงและย่อยสลายไป หรือเกิดจากการที่จุลินทรีย์ไม่สามารถรวมตัวกันให้เป็นเม็ดตะกอนที่มีน้ำหนักมากได้ ทำให้ถูกพัดออกไปกับน้ำออก จึงส่งผลให้ความเข้มข้น

ตารางที่ 4.28 ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของจุลินทรีย์ในระบบตลอดการทดลอง

ระยะเวลา (วัน)	ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) (gVSS/L)		
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70	ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40
เริ่มต้นระบบ	27.95	27.95	27.95
30 วัน	23.85	23.02	24.59
75 วัน	26.02	29.58	21.70
120 วัน	30.59	32.45	27.37
165 วัน	28.14	30.65	25.11
225 วัน	31.85	31.78	23.28
270 วัน	29.97	33.50	24.02



รูปที่ 4.59 ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของจุลินทรีย์ในระบบตลอดการทดลอง (R1 คือ COD:Ca^{2+}= 10:0.85, R2 คือ COD:Ca^{2+}= 10:1.70 และ R3 คือ COD:Ca^{2+}= 10:3.40)

ของจุลินทรีย์ภายในระบบมีค่าลดลง ซึ่งสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ Particle Size กล่าวคือ การทดลองช่วงที่ 1 จะพบว่า ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะเล็กลงเช่นเดียวกัน โดยสังเกตจากค่า D ใดๆ ที่ลดลง เนื่องมาจากจุลินทรีย์บางส่วนที่ไม่สามารถปรับตัวได้ตายลง และเกิดการย่อยสลายไปเช่นกัน ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์บางส่วนที่มีขนาดใหญ่อาจเกิดการแตกออกและมีขนาดเล็กลงได้ และหลังจากนั้นเมื่อจุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้เข้ากับสภาพแวดล้อมภายในระบบได้แล้ว จะพบว่า ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ภายในระบบจะค่อนข้างคงที่ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Hulshoff Pol

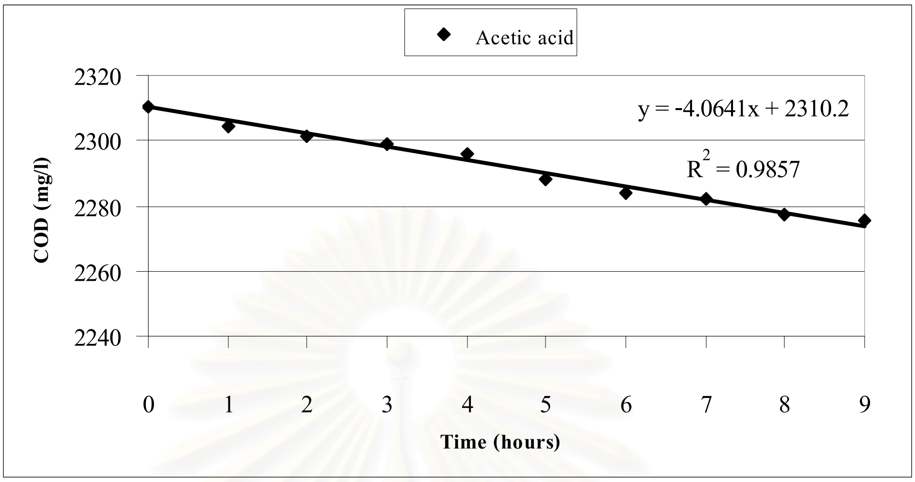
และคณะ (1983) ที่ศึกษาการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยพบว่าในช่วงเริ่มต้นระบบ ตะกอนจุลินทรีย์จะหลุดออกนอกระบบได้ง่าย โดยจะลอยออกมาพร้อมกับน้ำไหลล้น เนื่องจากก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นทำให้ชั้นตะกอนล่างขยายตัว ส่งผลให้ตะกอนหลุดออกจากระบบได้ง่าย ถือเป็นการคัดเลือกพันธุ์จุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งจะพัฒนาต่อไปให้มีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักมากขึ้น และสามารถคงอยู่ในระบบต่อไปได้

เมื่อเปรียบเทียบปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถัง จะพบว่าปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยของถังปฏิกรณ์ที่ 2 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 จะมีค่ามากกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 ซึ่งสามารถอธิบายได้ว่า การเติมแคลเซียมในปริมาณที่เหมาะสมจะส่งผลดีต่อ Activity และต่อการสร้างเม็ดตะกอนของจุลินทรีย์ภายในระบบ เมื่อจุลินทรีย์มี Activity ที่ดีจะสามารถใช้สารอินทรีย์ในระบบในการเจริญเติบโตและสร้างเซลล์ได้อย่างเต็มที่ และการที่ตะกอนจุลินทรีย์สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดที่มีความหนาแน่นได้มากขึ้นนั้นจะส่งผลให้ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยซึ่งคือเซลล์จุลินทรีย์มีค่ามากขึ้นได้ ในขณะที่ถังปฏิกรณ์ที่ 1 นั้นมีแคลเซียมเป็นปัจจัยจำกัด ทำให้จุลินทรีย์ในระบบไม่สามารถนำเอาสารอินทรีย์ไปใช้ได้อย่างเต็มที่ และการที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดเล็กกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2 ทำให้ของแข็งแขวนลอยระเหยมีปริมาณน้อยกว่า นั่นคือ มีความเข้มข้นของจุลินทรีย์ภายในระบบน้อยกว่านั่นเอง ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 3 นั้นมีการเติมแคลเซียมในปริมาณมาก ซึ่งสามารถอธิบายได้โดยใช้งานวิจัยของ Yu และคณะ (2001) ที่พบว่าการเติมแคลเซียมในปริมาณที่มากกว่า 150-300 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับน้ำเสียที่มีซีโอดี 4,000 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้เกิดเถ้า (ash) ในเม็ดตะกอนมาก ทำให้การส่งผ่านสารอาหารเข้าสู่เซลล์ภายในเม็ดตะกอนถูกจำกัดลง เซลล์จุลินทรีย์ที่อยู่ภายในจึงตายลง ทำให้ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ภายในเม็ดตะกอนลดลง ส่งผลให้ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ภายในระบบมีน้อยกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 2

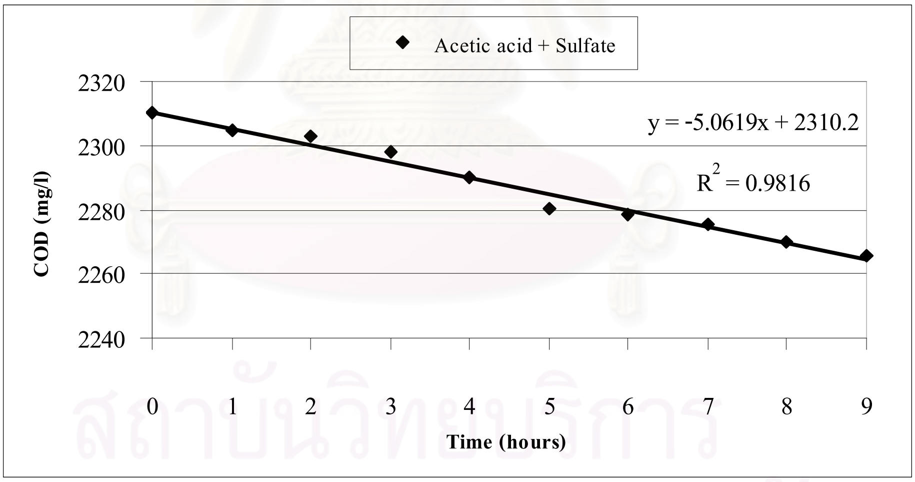
4.7 การวิเคราะห์ผลของตัวรับอิเล็กตรอนที่มีต่อการย่อยสลายทางชีวภาพ เมื่อมีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ในระบบ

การวิเคราะห์ผลของตัวรับอิเล็กตรอนที่มีต่อการย่อยสลายทางชีวภาพเป็นการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีที่เปลี่ยนแปลงกับระยะเวลา ในกรณีที่ในระบบมีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ด้วย โดยศึกษาจากอัตราการลดลงของซีโอดีที่ระยะเวลาต่างๆ ในกรณีที่ในระบบมีเฉพาะกรดอะซิติก (ซีโอดี) อย่างเดียว ในระบบมีกรดอะซิติกและซัลเฟต ในระบบมีกรดอะซิติกและไนเตรท และในระบบมีกรดอะซิติก ซัลเฟตและไนเตรท เนื่องจากการที่มีซัลเฟตและไนเตรทซึ่งเป็นตัวรับอิเล็กตรอนอยู่ด้วยนั้น จะส่งผลให้เกิดการใช้สารอินทรีย์ในระบบซึ่งเป็นสารให้อิเล็กตรอนมากขึ้นด้วย โดยจะใช้วิธีการวิเคราะห์แบบแบทซ์ และใช้ตัวอย่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

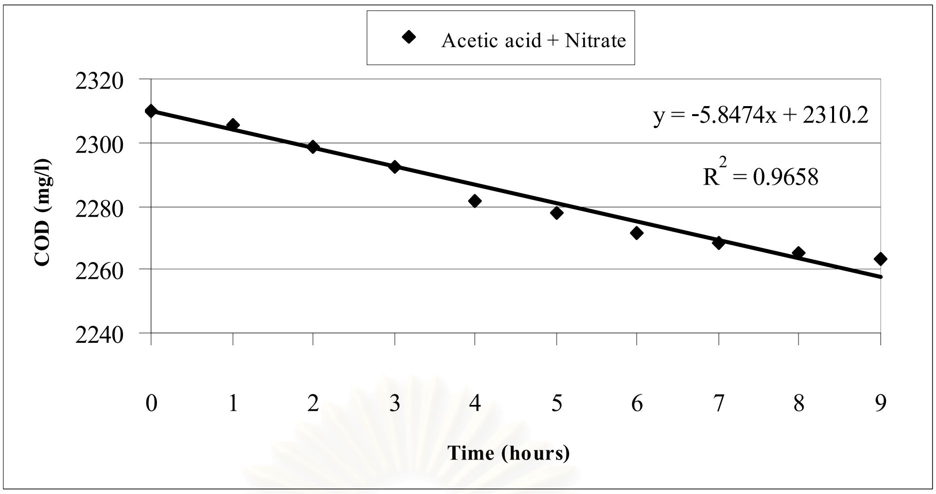
หลังสิ้นสุดการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 2 ทำการเก็บสารละลายในขวดรูปชมพู่มาวิเคราะห์ซีโอดีที่ระยะเวลาต่างๆ ผลการทดลองที่ได้แสดงดังรูปที่ 4.60-4.63



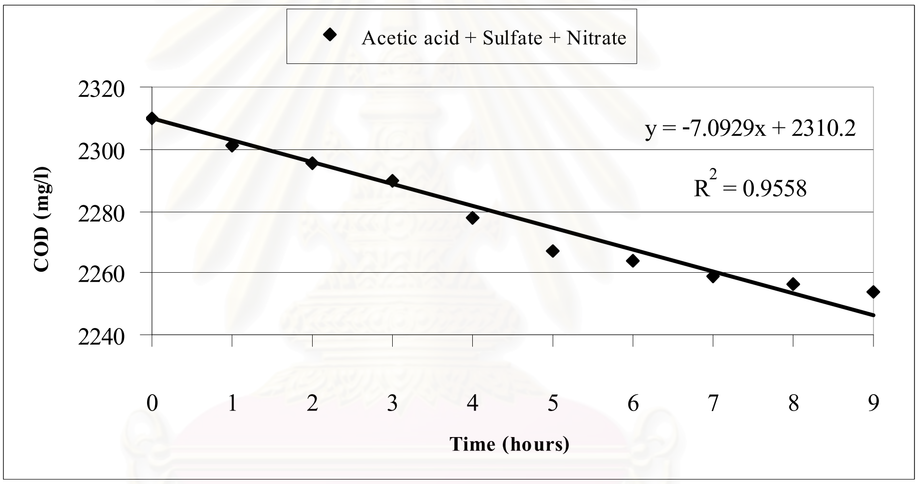
รูปที่ 4.60 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีกับระยะเวลา กรณีในระบบมีเฉพาะกรดอะซิติก



รูปที่ 4.61 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีกับระยะเวลา กรณีในระบบมีกรดอะซิติกและซัลเฟต



รูปที่ 4.62 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีกับระยะเวลา กรณีในระบบมีกรดอะซิติกและไนเตรท



รูปที่ 4.63 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีกับระยะเวลา กรณีในระบบมีกรดอะซิติก ซัลเฟตและไนเตรท

จากกราฟรูปที่ 4.60-4.63 ลักษณะของเส้นกราฟที่ได้จะเป็นเส้นตรง โดยค่าความชันของเส้นกราฟจะแสดงถึงค่าอัตราการลดลงของซีโอดีหรืออัตราการใช้สารอินทรีย์สูงสุดนั่นเอง ซึ่งค่าอัตราการใช้สารอินทรีย์สูงสุดของกราฟทั้ง 4 รูป แสดงดังตารางที่ 4.29

จากรูปที่ 4.60 ในกรณีที่ระบบมีเฉพาะกรดอะซิติกซึ่งเป็นสารให้สารอินทรีย์ หรือซีโอดีกับระบบเพียงอย่างเดียว จะพบว่าเมื่อระยะเวลาผ่านไปความเข้มข้นของซีโอดีจะลดลง เนื่องจากการนำเอาสารอินทรีย์ในระบบไปใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทนเพียงอย่างเดียว โดยความชันของเส้นกราฟที่ได้จะเป็นค่าอัตราการใช้สารอินทรีย์สูงสุดของแบคทีเรียในระบบซึ่งมีค่าเท่ากับ 4.0641 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง

ตารางที่ 4.29 แสดงค่าอัตราการใช้สารอินทรีย์สูงสุดของระบบในกรณีต่างๆ

กรณี	อัตราการใช้สารอินทรีย์สูงสุด (ความชันเส้นกราฟ) (มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง)
ระบบมีเฉพาะกรดอะซิติก	4.0641
ระบบมีกรดอะซิติก + ซัลเฟต	5.0619
ระบบมีกรดอะซิติก + ไนเตรท	5.8474
ระบบมีกรดอะซิติก + ซัลเฟต + ไนเตรท	7.0929

จากรูปที่ 4.61 ในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกซึ่งเป็นสารให้อิเล็กตรอน (สารอินทรีย์) และซัลเฟตซึ่งเป็นสารรับอิเล็กตรอนอยู่ด้วย จะพบว่าอัตราการลดลงของซีโอดีในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกและซัลเฟตจะมากกว่าอัตราการลดลงของซีโอดีในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกเพียงอย่างเดียว โดยดูจากค่าความชันของเส้นกราฟในแต่ละกรณี ซึ่งความชันของเส้นกราฟในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกเพียงอย่างเดียวและกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกและซัลเฟตเท่ากับ 4.0641 และ 5.0619 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง ตามลำดับ สาเหตุการลดลงของซีโอดีในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกและซัลเฟตมาจากการที่มีซัลเฟตอยู่ในระบบทำให้แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตใช้สารอินทรีย์ในระบบเป็นตัวให้อิเล็กตรอนแก่ซัลเฟต เพื่อเปลี่ยนซัลเฟตเป็นซัลไฟด์ในกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน ดังนั้นเมื่อในระบบมีซัลเฟตเพิ่มเข้ามา แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตจึงสามารถใช้สารอินทรีย์ในระบบได้อีกทางหนึ่ง ทำให้ซีโอดีลดลงมากกว่าการที่มีกรดอะซิติกให้แบคทีเรียสร้างมีเทนใช้เพียงอย่างเดียว แต่เนื่องจากในงานวิจัยนี้ไม่ได้ทำการศึกษาความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตในการใช้สารอินทรีย์ ทำให้ไม่สามารถระบุได้ว่าซีโอดีที่ลดลงถูกใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทน และแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตอย่างละเท่าไร แต่สามารถดูแนวโน้มได้จากเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน (% electron flow) ในหัวข้อ 4.8.1

จากรูปที่ 4.62 ในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกซึ่งเป็นสารให้อิเล็กตรอน (สารอินทรีย์) และไนเตรทซึ่งเป็นสารรับอิเล็กตรอนอยู่ด้วย จะพบว่าอัตราการลดลงของซีโอดีจะมากกว่าเมื่อเทียบกับในระบบที่มีเฉพาะกรดอะซิติก เช่นเดียวกันกับในกรณีที่มีกรดอะซิติกและซัลเฟตอยู่ในระบบ โดยความชันของเส้นกราฟในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกเพียงอย่างเดียวและกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกและไนเตรทเท่ากับ 4.0641 และ 5.8740 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง ตามลำดับ สาเหตุการลดลงของซีโอดีที่มากกว่านั้นมาจากการที่มีไนเตรทอยู่ในระบบ ทำให้แบคทีเรียดีไนตริฟายอิงใช้สารอินทรีย์ในระบบเป็นตัวให้อิเล็กตรอนแก่ไนเตรท เพื่อเปลี่ยนไนเตรทเป็นไนโตรเจนในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังนั้นการที่ในระบบมีไนเตรทอยู่ด้วยจึงทำให้ซีโอดีลดลงมากกว่าการที่มีกรดอะซิติกซึ่งถูกใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทนเพียงอย่างเดียว แต่เนื่องจากในงานวิจัยนี้ไม่ได้

ทำการศึกษาความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงในการใช้สารอินทรีย์ ทำให้ไม่สามารถระบุได้ว่าซีโอดีที่ลดลงถูกใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทน และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงอย่างละเท่าไร แต่สามารถดูแนวโน้มได้จากเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน (% electron flow) ในหัวข้อ 4.8.1

จากค่าอัตราการลดลงของซีโอดีในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกและซัลเฟต และในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกและไนเตรทจะพบว่า ในกรณีที่ระบบมีไนเตรทอยู่ด้วยอัตราการลดลงของซีโอดีจะมากกว่ากรณีที่ระบบมีซัลเฟต โดยดูได้จากความชันของเส้นกราฟในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกและซัลเฟต และในระบบมีกรดอะซิติกและไนเตรทเท่ากับ 5.0619 และ 5.8740 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง ตามลำดับ ซึ่งเมื่อพิจารณาค่า $\Delta G°$ ของปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันและดีไนตริฟิเคชันจะพบว่าค่า $\Delta G°$ ของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันมีค่ามากกว่า (เครื่องหมายลบแสดงถึงปฏิกิริยาสามารถเกิดได้เอง) ค่า $\Delta G°$ ของปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชัน ทำให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันมีแนวโน้มเกิดได้เร็วกว่า ดังนั้นที่ระยะเวลาเดียวกันการที่ระบบมีไนเตรทอยู่ ค่าซีโอดีจึงลดลงมากกว่าในระบบที่มีซัลเฟตอยู่ สมการแสดงค่า $\Delta G°$ ดูได้จากสมการด้านล่าง

$$2CHO + SO_4^{2-} + 3H^+ \longrightarrow 2CO_2 + HS^- + 2H_2O \qquad \Delta G° = -190 \text{ k cal/mol}$$

$$CH_2O + NO_3^- + 2H^+ \longrightarrow CO_2 + \tfrac{1}{2} N_2 + 2H_2O \qquad \Delta G° = -649 \text{ k cal/mol}$$

จากรูปที่ 4.63 ในกรณีที่ระบบมีกรดอะซิติกซึ่งเป็นสารให้อิเล็กตรอน (สารอินทรีย์) ซัลเฟตและไนเตรทซึ่งเป็นสารรับอิเล็กตรอนอยู่ด้วย จะพบว่าอัตราการลดลงของซีโอดีจะมากกว่าในทุกกรณีที่กล่าวมา โดยความชันของเส้นกราฟเท่ากับ 7.0929 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง ตามลำดับ สาเหตุมาจากการใช้สารอินทรีย์ของแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง เป็นตัวให้อิเล็กตรอน ดังนั้นเมื่อในระบบมีแบคทีเรีย 3 ชนิดซึ่งต่างก็ต้องการใช้สารอินทรีย์ในระบบ ทำให้สารอินทรีย์ในระบบถูกใช้ได้หลายทาง อัตราการลดลงของซีโอดีจึงสูงสุด

4.8 สมดุลมวลของสารในระบบ

4.8.1 สมดุลมวลของซีโอดี

การพิจารณาสมดุลมวลของซีโอดีในงานวิจัยนี้ ทำให้ทราบถึงความน่าเชื่อถือของข้อมูล โดยดูจากค่า % recovery ของข้อมูลที่ได้ นอกจากนี้ยังนำข้อมูลที่ได้มาคำนวณสัดส่วนการใช้ซีโอดีของแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงได้ โดยดูจากค่า

เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน ซึ่งเป็นค่าในการพิจารณาเปรียบเทียบบทบาทของแบคทีเรียทั้ง 3 ชนิดในความสามารถในการแย่งใช้สารอาหารภายในระบบ

งานวิจัยนี้ซีโอดีของน้ำเข้าเป็นซีโอดีของสารอินทรีย์ ซึ่งเกิดจากน้ำตาลทรายที่เติมลงไป เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ให้กับแบคทีเรีย เมื่อน้ำเสียผ่านระบบค่าซีโอดีของน้ำเข้าดังกล่าวจะเปลี่ยนรูปไปจากกิจกรรมการดำรงชีพของแบคทีเรียในระบบ สำหรับทฤษฎีเกี่ยวกับสมดุลมวลซีโอดีของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนเมื่อมีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ในน้ำเสียด้วยนั้น แสดงในหัวข้อ 2.8 และตัวอย่างการคำนวณสมดุลมวลของสารในระบบแสดงในภาคผนวก จ โดยผลการคำนวณข้อมูลของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.30

ตารางที่ 4.30 ค่า % COD recovery ของการทดลองช่วงที่ 2

ถังปฏิกรณ์ที่	ซีโอดี (mg/l)		ซัลเฟต (mg/l)		ไนเตรท (mg/l)		ก๊าซทั้งหมดต่อวัน (mL)	% CH_4	% recovery
	เข้า	ออก	เข้า	ออก	เข้า	ออก			
1.	598	183	98.78	33.90	70.13	22.18	800	75.32	63.81
2.	598	137	98.78	23.55	70.13	22.33	1000	76.52	60.33
3.	598	191	98.78	36.35	70.13	21.14	750	72.95	63.68

หมายเหตุ: ถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85
ถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70
ถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40

จากค่า % COD recovery จะเห็นว่าจุดอ่อนอย่างหนึ่งคือ ไม่สามารถหาปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์แบคทีเรียได้ ดังนั้นค่า % COD recovery ที่ได้ในทุกการทดลองจึงน้อยกว่าความเป็นจริงเสมอ โดยจากงานวิจัยของ อนุตร เปียงแก้ว (2542) กล่าวถึงชีวเคมีของแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนว่า แบคทีเรียประเภทนี้จะได้พลังงานจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ค่อนข้างต่ำ ซึ่งถ้าหากเปรียบเทียบกับแบคทีเรียประเภทที่ใช้ออกซิเจนแล้วจะเห็นได้อย่างชัดเจน กล่าวคือ แบคทีเรียประเภทที่ใช้ออกซิเจนได้พลังงานจากการย่อยสลายกลูโคส 1 โมเลกุล เทียบเท่ากับ 38 ATP แต่ถ้าเป็นแบคทีเรียประเภทไม่ใช้ออกซิเจนแล้ว จะได้พลังงานรวมเพียง 7 ATP เท่านั้น พลังงานส่วนนี้ยังถูกใช้โดยแบคทีเรียหลายชนิด ดังนั้นค่ายีลด์ของแบคทีเรียประเภทนี้จึงมีค่าประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ ของสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายเท่านั้นที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์

เมื่อพิจารณาสาเหตุที่ทำให้ % COD recovery มีค่าน้อยกว่า 100 นั้น สาเหตุมาจากไม่สามารถวัดปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกเปลี่ยนเป็นเซลล์และที่ถูกใช้ในกระบวนการเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียทั้ง 3 ชนิดได้ และเนื่องจากได้ทำการกรองตัวอย่างน้ำก่อนวิเคราะห์ซีโอดี ทำให้ค่าซีโอดีที่เกิดจากเซลล์จุลินทรีย์ไม่ได้ถูกวัดไปด้วยทำให้ขาดข้อมูลส่วนนี้ไป นอกจากนี้อาจมีสาเหตุมาจากการเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งก๊าซที่เก็บได้อาจเกิดการรั่วไหลในขณะเก็บตัวอย่าง ทำให้ไม่สามารถเก็บก๊าซที่เกิดขึ้นได้ทั้งหมด ส่งผลต่อปริมาตรของก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ทำให้ค่า % COD recovery ที่ได้มีค่าน้อยกว่า 100 เปอร์เซ็นต์

จากข้อมูลค่าสัดส่วนซีโอดีในรูปมีเทน สัดส่วนซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน และสัดส่วนซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ได้ จะนำมาใช้คำนวณเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน (% electron flow) หรือสัดส่วนการใช้ซีโอดีระหว่างแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง เพื่อนำมาพิจารณาเปรียบเทียบบทบาทระหว่างแบคทีเรียทั้ง 3 ชนิดในระบบ โดยเปอร์เซ็นต์สัดส่วนการใช้ซีโอดีของแบคทีเรียทั้ง 3 ชนิด ในแต่ละถังปฏิกรณ์ แสดงดังตารางที่ 4.31

ตารางที่ 4.31 เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน (% electron flow) ของการทดลองช่วงที่ 2

ถังปฏิกรณ์ที่	เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอน		
	แบคทีเรียสร้างมีเทน (MPB)	แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต (SRB)	แบคทีเรียดีไนตริฟายอิง (DNB)
1.COD:Ca^{2+} = 10:0.85	62.64	21.78	15.58
2.COD:Ca^{2+} = 10:1.70	63.81	22.41	13.78
3.COD:Ca^{2+} = 10:3.40	61.42	21.93	16.65

จากตารางที่ 4.31 จะเห็นได้ว่าในทุกถังปฏิกรณ์ค่าเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนหรือเปอร์เซ็นต์สัดส่วนการใช้ซีโอดีของแบคทีเรียสร้างมีเทนจะมีค่ามากกว่าแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง นั่นคือ ในทุกถังปฏิกรณ์แบคทีเรียสร้างมีเทนยังคงเป็นแบคทีเรียที่โดดเด่นในระบบ และสามารถใช้ซีโอดีได้มากที่สุด และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างถังปฏิกรณ์จะพบว่า เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียชนิดเดียวกันจะไม่แตกต่างกันอย่างเห็นได้ชัด โดยที่เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียสร้างมีเทนระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ 1, 2 และ 3 มีค่าเท่ากับ 62.64, 63.81 และ 61.42 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ซึ่งจากงานวิจัยของ อนุตร เปียงแก้ว (2542) พบว่า เมื่อความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเข้าเพิ่มขึ้นหรืออัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตลดลง เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียสร้างมีเทนจะมีค่าลดลง

ขณะที่เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตมีค่าเพิ่มขึ้น แต่จากงานวิจัยนี้กำหนดอัตราส่วนของซีโอดีต่อซัลเฟตต่อไนเตรทเท่ากันทุกถังปฏิกรณ์ ปัจจัยเรื่องอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตจึงไม่ส่งผลต่อเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียในระบบ แต่ที่เปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนแตกต่างกันเพียงเล็กน้อยนั้น อธิบายได้ว่าเกิดจากผลของการเติมแคลเซียมในปริมาณที่แตกต่างกันที่ส่งผลต่อ Activity ของแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์นั้นๆ ดังนั้นการที่แบคทีเรียชนิดใดสามารถใช้สารอาหารได้มาก ก็จะลดบทบาทของแบคทีเรียที่เหลืออีก 2 ชนิดในระบบ ซึ่งจากเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนจะพบว่า ถังปฏิกรณ์ที่ 2 มีเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียสร้างมีเทน และแบคทีเรียดิวซ์ซัลเฟตสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3 ทำให้สามารถกำจัดซัลเฟตได้สูงสุด ส่วนถังปฏิกรณ์ที่ 3 มีเปอร์เซ็นต์การไหลของอิเล็กตรอนของแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ทำให้สามารถกำจัดไนเตรทได้สูงสุดเช่นเดียวกัน

4.8.2 สมดุลมวลของซัลเฟอร์

การพิจารณาสมดุลมวลของซัลเฟอร์ในงานวิจัยนี้ เป็นพารามิเตอร์อีกตัวหนึ่งที่แสดงให้เห็นถึงความน่าเชื่อถือของข้อมูล และใช้ตรวจสอบย้อนกลับถึงความถูกต้องของการวิเคราะห์ตัวอย่างในส่วนที่เกี่ยวข้องกับซัลเฟอร์ โดยจะเป็นการมองในแง่ของซัลเฟอร์ที่เข้าและออกจากระบบเพียงอย่างเดียว โดยไม่คำนึงถึงซีโอดีที่เข้าระบบ (ซึ่งกำหนดให้ซัลเฟตเป็นรูปของสารประกอบซัลเฟอร์ชนิดเดียวที่ถูกป้อนเข้าระบบ) โดยผลการคำนวณ % sulfur recovery ของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.32

ตารางที่ 4.32 ค่า % sulfur recovery ของซัลเฟอร์ในการทดลองช่วงที่ 2

ถังปฏิกรณ์ที่	ความเข้มข้นซัลเฟต (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ซัลไฟด์ทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ซัลไฟด์ในรูปก๊าซ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		% sulfur recovery
	เข้า	ออก	รูปซัลไฟด์	รูปซัลเฟต	รูปซัลไฟด์	รูปซัลเฟต	
1. COD:Ca^{2+} = 10:0.85	98.78	33.90	18.22	54.66	14.79	0.92	90.59
2. COD:Ca^{2+} = 10:1.70	98.78	23.55	22.05	66.15	19.68	1.23	92.05
3. COD:Ca^{2+} = 10:3.40	98.78	36.35	18.06	54.18	16.57	1.04	92.70

จากตารางที่ 4.32 จะเห็นได้ว่าในทุกถังปฏิกรณ์ค่า % sulfur recovery จะมีค่าน้อยกว่า 100 สาเหตุเนื่องมาจากความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และซัลไฟด์ละลายน้ำจะลดลงเมื่อตัวอย่างน้ำสัมผัสอากาศ ซึ่งทำให้ค่าซัลไฟด์น้ำออกทั้งหมดที่วัดได้น้อยกว่าค่าที่เกิดขึ้นจริง อย่างไรก็ตาม วิธีการชักตัวอย่างน้ำโดยการหลีกเลี่ยงการเกิดความปั่นป่วนของตัวอย่างน้ำ จะเป็นการลดโอกาสการหนีออกจากตัวอย่างน้ำของซัลไฟด์ได้ นอกจากนี้การที่ค่าซัลไฟด์น้ำออกทั้งหมดมีค่าน้อยกว่าค่าที่เกิดขึ้นจริงยังมีสาเหตุมาจาก ซัลเฟอร์ส่วนหนึ่งอยู่ในรูปตะกอนผลึกโลหะซัลไฟด์ และอีกส่วนหนึ่งถูกใช้และสะสมอยู่ในเซลล์แบคทีเรีย เนื่องจากซัลเฟอร์เป็นธาตุอาหารที่จำเป็นต่อแบคทีเรียในระบบ ซึ่งปริมาณซัลเฟอร์ทั้ง 2 ส่วนนี้ไม่สามารถวัดได้ ทำให้ขาดข้อมูลส่วนนี้ไป % sulfur recovery จึงมีค่าน้อยกว่า 100 เปอร์เซ็นต์เสมอ

4.8.3 สมดุลมวลของไนโตรเจน

การพิจารณาสมดุลมวลของไนโตรเจนในงานวิจัยนี้ เป็นพารามิเตอร์อีกตัวหนึ่งที่แสดงให้เห็นถึงความน่าเชื่อถือของข้อมูล โดยจะเป็นการมองในแง่ของไนโตรเจนที่เข้าและออกจากระบบเพียงอย่างเดียว โดยไม่คำนึงถึงซีโอดีเข้าระบบ (ซึ่งกำหนดให้ไนเตรทเป็นรูปของสารประกอบไนโตรเจนชนิดเดียวที่ถูกป้อนเข้าระบบ) โดยผลการคำนวณ % nitrogen recovery ของการทดลองช่วงที่ 2 แสดงดังตารางที่ 4.33

ตารางที่ 4.33 ค่า % nitrogen recovery ของไนโตรเจนในการทดลองช่วงที่ 2

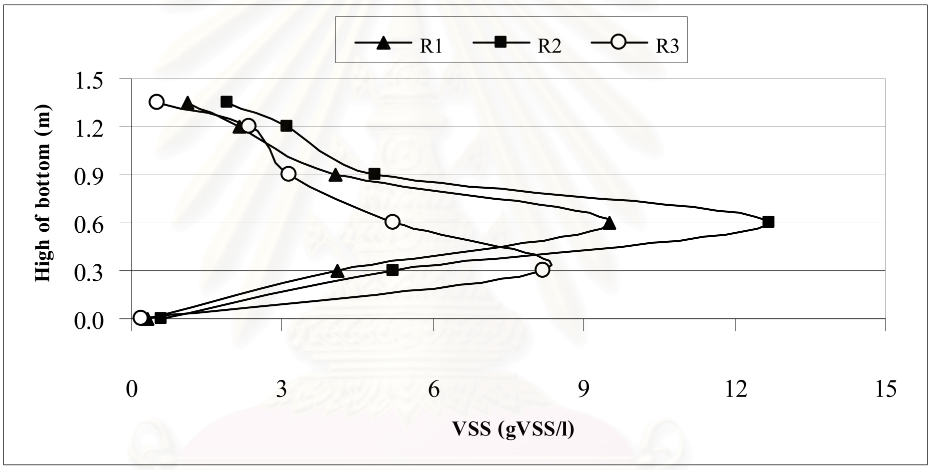
ถังปฏิกรณ์ที่	ความเข้มข้นไนเตรท (มิลลิกรัมต่อลิตร)		$\% N_2$	ก๊าซไนโตรเจน (มิลลิกรัมต่อลิตร)		% nitrogen recovery
	เข้า	ออก		รูปไนเตรท	รูปละลายน้ำ	
1. COD:Ca^{2+} = 10:0.85	70.13	22.18	12.01	19.97	8.98	72.91
2. COD:Ca^{2+} = 10:1.70	70.13	22.33	10.98	22.82	8.21	76.09
3. COD:Ca^{2+} = 10:3.40	70.13	21.14	16.00	24.94	11.96	82.77

จากตารางที่ 4.33 จะเห็นได้ว่าในทุกถังปฏิกรณ์ค่า % nitrogen recovery มีค่าน้อยกว่า 100 สาเหตุเนื่องจากการวิเคราะห์ไนโตรเจนในน้ำออกจะวิเคราะห์เฉพาะรูปไนเตรทไนโตรเจนเท่านั้น ซึ่งไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปของสารประกอบอื่น และไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในวัฏภาคก๊าซอาจ

เกิดการรั่วไหลในขณะเก็บตัวอย่างได้ ทำให้ก๊าซไนโตรเจนสูญหายออกไปจากระบบ ส่งผลให้ปริมาตรรวมของก๊าซที่ได้มีค่าลดลง ปริมาตรของก๊าซไนโตรเจนที่ได้จึงมีค่าเปลี่ยนแปลงไป ทำให้ % nitrogen recovery ที่ได้มีค่าน้อยกว่า 100 เปอร์เซ็นต์

4.9 การกระจายตัวของจุลินทรีย์ตามระดับความสูงของถังปฏิกรณ์

หลังสิ้นสุดการทดลองในช่วงที่ 2 ได้ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์ที่ระดับความสูงต่างๆ ของถังปฏิกรณ์ทั้ง 3 ถังปฏิกรณ์ นำมาหาค่าความเข้มข้นของจุลินทรีย์ (Volatile Suspended Solid) เพื่อศึกษาการกระจายตัวของจุลินทรีย์ว่าที่ความสูงใดของถังปฏิกรณ์ที่มีความเข้มข้นของจุลินทรีย์มากที่สุด ผลการทดลองที่ได้แสดงดังรูปที่ 4.64



รูปที่ 4.64 ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ตามระดับความสูงของถังปฏิกรณ์ (R1 คือ $COD:Ca^{2+}$= 10:0.85, R2 คือ $COD:Ca^{2+}$= 10:1.70 และ R3 คือ $COD:Ca^{2+}$= 10:3.40)

จากรูปที่ 4.64 จะพบว่า ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 จะมีค่ามากที่สุดที่ความสูงประมาณ 0.60, 0.60 และ 0.30 เมตรจากก้นถังปฏิกรณ์ ตามลำดับ หรือ ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับความสูงของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์ พบว่า ความเข้มข้นของจุลินทรีย์จะมีค่ามากที่สุดอยู่ในช่วงประมาณ 40-50 เปอร์เซ็นต์ของความสูงของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่ขยายตัว ซึ่งบริเวณที่มีความเข้มข้นของจุลินทรีย์มากที่สุดนั้นจะเป็นบริเวณที่มีการย่อยสลายสารอินทรีย์เกิดขึ้นมากที่สุดนั่นเอง

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

การศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบีสำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสูง โดยการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแคลเซียมในน้ำเข้า ใช้แบบจำลองระบบยูเอเอสบีระดับห้องปฏิบัติการ จำนวน 3 ชุด สรุปผลการวิจัยได้ดังนี้

5.1.1 การทดลองโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ทำการเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 59.39, 62.92 และ 60.02 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 71, 75 และ 72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ 67.64, 69.55 และ 66.26 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 67.12, 71.39 และ 67.78 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และจากการวิเคราะห์ทางสถิติ พบว่าเมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี ไนเตรทและซัลเฟตแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ และสรุปได้ว่าที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 เป็นอัตราส่วนที่ทำให้ระบบยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพดีที่สุด

5.1.2 การทดลองโดยใช้น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลส ทำการเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 60.19, 61.12 และ 59.44 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 69, 77 และ 68 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทเฉลี่ยเท่ากับ 68.31, 68.13 และ 69.85 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ 65.61, 76.14 และ 63.16 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และจากการวิเคราะห์ทางสถิติ พบว่าเมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและ ซัลเฟตแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยและไนเตรทไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ และสรุปได้ว่าที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 เป็นอัตราส่วนที่ทำให้ระบบยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพดีที่สุด เช่นเดียวกันกับน้ำเสียสังเคราะห์

5.1.3 จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope; SEM) ของทั้ง 2 ช่วงการทดลอง แสดงให้เห็นโครงสร้างและลักษณะภายในของเม็ดตะกอนทั้ง 3 ถัง ซึ่งไม่พบความแตกต่างของสายพันธุ์จุลินทรีย์ และไม่มีการแยกออกเป็นชั้นอย่างเด่นชัด โดยแบคทีเรียสายพันธุ์หลักๆ ที่พบภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ คือ กลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogens)

5.1.4 จากผลการวิเคราะห์ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้วยเครื่อง Particle Size Analyzer พบว่าทุกถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมแคลเซียม จะมีการพัฒนาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ให้มีขนาดใหญ่เพิ่มขึ้นได้เมื่อเทียบกับขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้น ซึ่งสามารถสรุปได้ว่าปริมาณแคลเซียมมีผลต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบี ในสภาวะที่ไม่มีสารอาหารตัวอื่นเป็นปัจจัยจำกัด และอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 เป็นอัตราส่วนที่ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดใหญ่มากกว่าที่อัตราส่วน 10:0.85 และ 10:3.40 โดยพบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่มากกว่า 1,200 ไมครอน อยู่ถึง 60.38 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งเป็นขนาดที่ไม่พบในตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้น

5.1.5 ถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมแคลเซียมในปริมาณมาก จะพบว่า Activity ของแบคทีเรียสร้างมีเทนจะลดลง โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85, 10:1.70 และ 10:3.40 มีค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทนเท่ากับ 0.09, 0.14 และ 0.07 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน

5.1.6 น้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ด้วย จะเกิดการแข่งขันกันแย่งใช้สารอินทรีย์ระหว่างแบคทีเรียในระบบ โดยแบคทีเรียชนิดใดสามารถใช้สารอินทรีย์ได้มาก จะมีค่า % electron flow ไปยังแบคทีเรียชนิดนั้นมาก โดยที่อัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:1.70 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่ระบบยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพดีที่สุด มี % electron flow ของแบคทีเรียสร้างมีเทน แบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต และแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง เท่ากับ 63.81, 22.41 และ 13.78 ตามลำดับ

5.1.7 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่มีซัลเฟตและไนเตรทอยู่ในน้ำเสียด้วยนั้น จะสามารถสร้างสภาพด่างให้เพิ่มขึ้นในระบบได้ ถึงแม้จะเป็นน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตก็ตาม เนื่องจากแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตและแบคทีเรียดีไนตริฟายอิงจะนำเอากรดภายในระบบไปใช้ ทำให้สภาพกรดภายในระบบลดลง ส่งผลให้สภาพด่างโดยรวมของระบบเพิ่มขึ้น

5.1.8 น้ำเสียที่มีซัลเฟตและไนเตรทสามารถพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ให้มีขนาดใหญ่ขึ้นได้ แต่ทั้งนี้จะต้องอยู่ในสภาวะแวดล้อมที่เหมาะต่อการสร้างเม็ดด้วย ได้แก่ การไม่มีปัจจัยจำกัดเรื่องสารอาหารหลักและสารอาหารเสริมที่ให้กับระบบ พีเอชของระบบต้องอยู่ในช่วงที่เหมาะสม คือ 6.5-7.8 ไม่มีสารพิษซึ่งยับยั้งการทำงานของระบบ และความเร็วไหลขึ้นจะต้องไม่สูงเกินไป เพราะจะทำให้เกิดการแตกออกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ และในระบบควรมีแบคทีเรียสร้างมีเทนอยู่ด้วย เพราะแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟตขาดความสามารถในการเกาะติดกันเป็นเม็ด

5.2 ข้อเสนอแนะ

5.2.1 ควรมีการศึกษาอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟต และซีโอดีต่อไนเตรทแยกกัน เพื่อหาอัตราส่วนที่เหมาะสมในแต่ละการทดลอง

5.2.2 ควรมีการศึกษาการใช้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์ชนิดอื่นแทนน้ำตาลทราย เช่น น้ำเสียจากโรงงานสับปะรด เนื่องจากน้ำตาลทรายจะมีเฉพาะธาตุ คาร์บอน ไฮโดรเจน และออกซิเจน ทำให้ต้องเติมสารเคมีอื่นเพื่อเป็นสารอาหารเสริมให้กับจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งสิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในส่วนนี้

5.2.3 ควรมีการศึกษาส่วนต่อจากระบบยูเอเอสบี เพื่อหาระบบที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดซัลไฟด์ในน้ำออก เนื่องจากซัลไฟด์ทำให้เกิดกลิ่นในน้ำ

5.2.4 ควรมีการนำน้ำเสียจากโรงงานที่มีความเข้มข้นของซัลเฟตและไนเตรทสูงโดยไม่ต้องเจือจางน้ำเสียก่อนมาทดลองใช้กับระบบยูเอเอสบี เพื่อดูว่าระบบยูเอเอสบีสามารถนำไปประยุกต์ใช้กับน้ำเสียจริงได้จริงหรือไม่

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

ชลธิชา น้ำดอกไม้. 2546. ผลของชนิดตะกอนต่อการสร้างตะกอนเม็ดของระบบบำบัดแบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียโปรตีน. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.

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

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

ภูคำ พิมจักร. 2546. การใช้กระบวนการยูเอเอสบี-แอน็อกซิก-แอโรบิกในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็มและไนโตรเจนสูงจากน้ำเสียสะพานปลา. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์. 2536. การบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจน. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่มที่ 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์ และมั่นรักษ์ ตัณฑุลเวศม์. 2545. เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สมพงษ์ นิลประยูร. 2536. การบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังหมักแบบอัปโฟลว์แอนแอโรบิกสลัดจ์แบลงเก็ต. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเชียงใหม่

สุเมธ ชวเดช. 2540. รายงานการวิจัยระบบยูเอเอสบี-ตัวกลางกรองแบบอุณหภูมิสูงและสองขั้นตอนสำหรับบำบัดน้ำกากส่าและผลิตภัณฑ์ก๊าซชีวภาพ. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

อุรชา เศรษฐ์ธีรกิจ. 2542. ผลของความเข้มข้นซีโอดีและซัลเฟตต่อระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชัน. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

อนุตร เปียงแก้ว. 2542. การควบคุมระดับการเกิดซัลเฟตรีดักชันด้วยปริมาณซัลเฟตและชนิดของแหล่งคาร์บอน. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ภาษาอังกฤษ

Andrew, D., E., Lenore, S., C., and Arnold, E., G. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th ed. Washington: American Public Health Association.

Bilanovic, D., Battistoni, P., Cecchi, F., Pavan, P., and Meta-alvarez, J. 1999. Denitrification under high nitrate concentration and alternating anoxic conditions. Water Research 33: 3311-3320.

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

Fang, H.H.P., Chui, H.K., and Li, Y.Y. 1994. Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewater. Water Science and Technology 30(12): 87-96.

Gonzalez, J.S., Rivera, A., Borja, R., and Sanchez, E. 1998. Influence of organic volumetric loading rate, nutrient balance and alkalinity:COD ratio on the anaerobic sludge granulation of an UASB reactor treating sugar cane molasses. International Biodeterioration & Biodegradation 41: 127-131.

Guiot, S.R., Pauss, A., and Costerton, J.W., 1992. A structured model of the anaerobic granule consortium. Water Science and Technology 25(7): 1-10.

Harada, H., Uemura, S. and Komonoi, K. 1994. Interaction between sulfate reducing bacteria and methane producing bacteriain UASB reactors fed with low strength wastes containing different levels of sulfate. Water Research 28(2): 355-367.

Heertjes, P.M., and Van der Meer, R.R. 1983. Mathematic description of wastewater in upflow reactors. Biotechnology and Bioengineering 25: 25-31.

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

Henze, M., Harremoes, P., Jansen, J.C., and Arvin, E. 1996. Wastewater treatment: biological and chemical processes. Berlin: Springer-Verlag.

Hulshoff Pol, L.W., de Zeeuw, W.J., Velzeboer, C.T.M., and Lettinga,G. 1983. Granulation in UASB reactors. Water Science and Technology 15: 291-304.

Isa, Z., Grusenmeyer, S., and Vertraete, W. 1986. Sulfate reduction relative to methane production in high-rate anaerobic digestion: microbial aspects. Applied and Environmental Microbiology 51(3): 572-579.

Kazuaki, S., Hideki, H., and Akiyoshi, O. 1998. Granulation and sludge retainment during start-up of a thermophilic UASB reactor. Water Science and Technology 38: 347-357.

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.

Langerak, V., Gonzalez-gil, G., Aelst, A.V., Lier, J.B.V., Hamelers, H.V.M., and Lettinga, G. 1998. effects of high calcium concentrations on the development of methanogenic sludge in Upflow Anaerobic Sludge Bed (UASB) reactors. Water Research 32: 1255-1263.

Lettinga, G., and Hulshoff Pol, L.W. 1991. UASB-Process design for various types of wastewater. Water Science and Technology 24(8): 87-107.

Lettinga, G., Hulshoff Pol, L.W., Koster, I.W., Wiegant, W.M., de Zeeuw, W.J., Rinzema, A., Grin, P.C., Roersma, R.E., and Hobma, S.W. 1984. High rate anaerobic wastewater treatment using the UASB reactor under a wide range of temperature conditions. Biotechnology and Genetic Engineering Reviews 2: 253-284.

Lettinga, G., Roersm, R., and Grin, P. 1980. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature using a granular bed UASB reactor. Biotechnology and Bioengineering 22: 1701-1723.

Liu, Y., Xu, H.L., Yang, S.F., and Tay, J.H. 2003. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. Water Research 37: 661-673.

McCarty, P.L. 1994. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. Public Work 12.

Metcalf and Eddy. 1991. Wastewater engineering:treatment, disposal and reuse. 3rd ed. New York: McGraw-Hill.

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

Saroch, Boonyakitsombut. 2004. Anaerobic granulation in UASB reactors:review and experimental experience. The Environmental Engineering Association of Thailand Bangkok : 81-85.

Schmidt, J.E., and Ahring, B.K. 1995. Granular sludge formation in Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor. Biotechnology and Bioenginerring 49: 229-246.

Show, K.Y., Wang, Y., Foong, S.F., and Tay, J.H. 2004. Accelerated start-up and enhanced granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors. Water Research 38: 2293-2304.

Singh, R.P., Kumar, S., and Ojha, C.S.P. 1999. Nutrient requirement for UASB process:a review. Biochemical Engineering 3: 35-54.

Smul, A., and Verstraete, W. 1999. Retention of Sulfate-Reducing Bacteria in Expanded Granular-Sludge-Blanket Reactors. Water Environmental Research 71(4): 427-431.

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

Standers, G.J. 1966. Water pollution research-a key to wastewater management. J.WPCF 38: 774.

Van Haandel, A.C., and Lettinga, G. 1994. Anaerobic sewage treatment. Chichester: John Wiley and Sons.

Visser, A. 1994. Anaerobic treatment of sulfate containing wastewater. International Training Course on Anaerobic and Low Cost Treatment of Wastewater and Wastes. 10 to 21 October, 1994, Asian Institute of Technology, Thailand.

Visser, A., Alphenaar, P.A., Gao, Y., van Rossum G., and Lettinga, G. 1993. Granulation and immobilization of methanogenic and sulfate-reducing bacteria in high-rate anaerobic reactors. Applied and Environmental Microbiology 40: 575-581.

Yan, Y.G., and Tay, J.H. 1997. Characterisation of The granulation process during UASB start-up. Water Research 31: 1573-1580.

Yan-Ling, H., Xing-Lian, G., and Shu-Hui, Y. 1995. Sludge granulation in a UASB reactor for the treatment of soda-anthraquinone chemical wheat-straw pulp black liquor. Bioresource Technology 51: 213-215.

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

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ก

ผลการทดลองช่วงที่ 1

ตารางที่ ก.1 พีเอชของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	พีเอช					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/10/2547	6.50	6.55	6.53	6.60	6.55	6.59
6/10/2547	6.73	6.57	6.70	6.56	6.80	6.61
8/10/2547	6.90	6.72	6.95	6.78	6.92	6.75
11/10/2547	6.71	6.69	6.98	6.75	6.94	6.70
13/10/2547	6.89	6.52	6.89	6.56	6.89	6.57
15/10/2547	7.02	7.25	7.02	7.29	7.01	7.32
18/10/2547	7.15	7.23	7.18	7.31	7.12	7.28
20/10/2547	7.22	7.27	7.28	7.28	7.32	7.32
22/10/2547	7.05	7.19	7.08	7.20	7.09	7.24
25/10/2547	7.18	7.30	7.20	7.32	7.16	7.35
27/10/2547	7.24	7.32	7.20	7.35	7.24	7.30
29/10/2547	7.30	7.39	7.34	7.29	7.39	7.43
1/11/2547	7.35	7.42	7.33	7.57	7.37	7.48
3/11/2547	7.21	7.41	7.20	7.59	7.26	7.50
5/11/2547	7.43	7.45	7.46	7.43	7.40	7.56
8/11/2547	7.24	7.35	7.26	7.38	7.23	7.35
10/11/2547	7.35	7.28	7.37	7.42	7.37	7.25
12/11/2547	7.70	7.42	7.73	7.55	7.75	7.51
15/11/2547	7.79	7.45	7.74	7.49	7.71	7.53
17/11/2547	7.64	7.29	7.64	7.34	7.64	7.48
19/11/2547	7.68	7.46	7.68	7.58	7.72	7.55
22/11/2547	7.86	7.64	7.85	7.73	7.81	7.60
24/11/2547	7.80	7.59	7.82	7.68	7.81	7.65
26/11/2547	7.69	7.32	7.70	7.53	7.75	7.58
29/11/2547	7.36	7.25	7.34	7.47	7.40	7.55
1/12/2547	7.45	7.20	7.47	7.63	7.45	7.47
3/12/2547	7.26	7.15	7.29	7.75	7.32	7.80
7/12/2547	7.28	7.19	7.29	7.62	7.24	7.73
8/12/2547	7.32	7.23	7.30	7.59	7.30	7.69
9/12/2547	7.35	7.25	7.35	7.65	7.37	7.60
13/12/2547	7.26	7.51	7.22	7.55	7.20	7.45
15/12/2547	7.27	7.55	7.29	7.61	7.30	7.49
17/12/2547	7.30	7.52	7.32	7.58	7.32	7.52
20/12/2547	7.47	7.58	7.43	7.62	7.41	7.50
22/12/2547	7.33	7.47	7.32	7.58	7.35	7.45
24/12/2547	7.25	7.35	7.23	7.52	7.25	7.43
27/12/2547	7.32	7.30	7.28	7.54	7.31	7.53
29/12/2547	7.22	7.36	7.20	7.48	7.17	7.58
30/12/2547	7.25	7.40	7.20	7.56	7.19	7.33
4/1/2548	7.23	7.38	7.25	7.48	7.20	7.40
5/1/2548	7.27	7.30	7.30	7.52	7.22	7.38
7/1/2548	7.35	7.58	7.30	7.88	7.27	7.46
10/1/2548	7.53	7.43	7.55	8.03	7.45	8.02

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก.1 พีเอชของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	พีเอช					
	COD:Ca^{2+} = 10:0.85		COD:Ca^{2+} = 10:1.70		COD:Ca^{2+} = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
12/1/2548	7.47	7.59	7.50	8.05	7.43	8.04
14/1/2548	7.40	7.43	7.45	7.99	7.33	7.96
17/1/2548	7.62	7.51	7.55	7.95	7.58	7.65
19/1/2548	7.46	7.48	7.47	7.59	7.42	7.55
21/1/2548	7.44	7.38	7.42	7.51	7.38	7.41
24/1/2548	7.32	7.44	7.36	7.53	7.30	7.50
26/1/2548	7.30	7.32	7.39	7.63	7.32	7.42
28/1/2548	7.46	7.55	7.43	7.65	7.38	7.32
31/1/2548	7.26	7.28	7.23	7.60	7.24	7.51
2/2/2548	7.32	7.23	7.41	7.40	7.33	7.25
4/2/2548	7.40	7.18	7.36	7.42	7.30	7.24
7/2/2548	7.32	7.29	7.35	7.50	7.30	7.38
9/2/2548	7.46	7.33	7.48	7.41	7.48	7.45
11/2/2548	7.43	7.35	7.44	7.72	7.47	7.38
14/2/2548	7.55	7.24	7.54	7.69	7.57	7.33
16/2/2548	7.41	7.38	7.45	7.81	7.35	7.43
18/2/2548	7.32	7.42	7.30	7.62	7.36	7.40
21/2/2548	7.44	7.49	7.38	7.73	7.36	7.67
22/2/2548	7.36	7.35	7.30	7.52	7.34	7.57
25/2/2548	7.39	7.41	7.35	7.59	7.37	7.63
28/2/2548	7.35	7.45	7.37	7.51	7.34	7.58
2/3/2548	7.38	7.38	7.33	7.61	7.30	7.45
4/3/2548	7.34	7.48	7.26	7.63	7.28	7.54
7/3/2548	7.37	7.33	7.30	7.50	7.33	7.39
9/3/2548	7.40	7.27	7.36	7.48	7.32	7.35
11/3/2548	7.36	7.38	7.32	7.59	7.29	7.43
14/3/2548	7.31	7.41	7.33	7.42	7.28	7.49
จำนวน*	33	33	33	33	33	33
ค่าเฉลี่ย*	7.38	7.39	7.37	7.62	7.34	7.50
SD.*	0.09	0.10	0.10	0.18	0.10	0.19

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก.2 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)					
	COD:Ca^{2+} = 10:0.85		COD:Ca^{2+} = 10:1.70		COD:Ca^{2+} = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/10/2547	26.5	27.0	26.4	27.2	26.5	27.1
6/10/2547	26.0	27.8	26.0	27.6	26.1	27.5
8/10/2547	26.2	27.4	26.2	27.2	26.2	27.0
11/10/2547	26.4	27.6	26.5	27.5	26.4	27.5
13/10/2547	27.1	27.7	27.1	27.9	27.0	27.6
15/10/2547	27.7	28.1	27.6	28.3	27.7	28.4
18/10/2547	27.8	28.6	27.9	28.4	27.6	28.5
20/10/2547	28.1	28.9	28.0	28.7	28.0	29.0

ตารางที่ ก.2 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
22/10/2547	28.2	28.7	28.0	28.9	28.2	28.9
25/10/2547	28.6	28.5	28.6	28.4	28.6	28.5
27/10/2547	28.4	28.3	28.4	28.2	28.4	28.4
29/10/2547	28.3	27.9	28.2	28.0	28.2	28.2
1/11/2547	27.6	28.0	27.6	28.3	27.5	28.5
3/11/2547	27.7	28.5	27.7	28.2	27.7	28.2
5/11/2547	27.5	28.6	27.5	28.1	27.5	28.3
8/11/2547	28.0	28.7	27.9	28.5	27.9	28.1
10/11/2547	28.0	28.7	28.0	28.5	28.0	28.3
12/11/2547	28.1	28.9	28.2	28.6	28.1	28.7
15/11/2547	28.3	28.6	28.3	28.6	28.3	28.5
17/11/2547	28.0	28.5	27.8	28.4	28.0	28.5
19/11/2547	27.3	28.1	27.3	28.2	27.4	28.1
22/11/2547	26.5	26.9	26.5	27.0	26.5	27.0
24/11/2547	25.6	26.7	25.8	26.8	25.7	26.8
26/11/2547	25.8	26.8	25.8	26.8	25.7	26.7
29/11/2547	25.5	26.6	25.6	26.6	25.5	26.4
1/12/2547	25.1	25.5	25.1	25.5	25.1	25.4
3/12/2547	25.0	25.4	25.2	25.4	25.0	25.5
7/12/2547	24.9	25.3	24.9	25.6	24.9	25.4
8/12/2547	25.1	25.5	25.2	25.7	25.0	25.6
9/12/2547	25.1	25.5	25.1	25.8	25.1	25.6
13/12/2547	24.5	25.8	24.3	25.5	24.3	25.4
15/12/2547	24.4	26.8	24.5	27.1	24.5	27.2
17/12/2547	25.1	26.4	25.2	26.4	25.1	26.3
20/12/2547	25.9	26.2	25.9	26.1	25.9	26.2
22/12/2547	26.5	27.9	26.7	27.8	26.7	27.6
24/12/2547	27.1	27.6	27.1	27.8	27.1	27.4
27/12/2547	27.9	27.8	28.0	28.2	27.9	28.0
29/12/2547	26.0	27.1	26.0	27.1	26.0	27.0
30/12/2547	25.0	28.5	25.0	28.5	24.8	28.2
4/1/2548	25.5	25.0	25.6	24.8	25.6	25.0
5/1/2548	24.7	25.3	24.7	25.4	24.5	25.2
7/1/2548	25.5	25.0	25.6	24.7	25.5	24.4
10/1/2548	24.8	25.7	24.9	25.6	24.8	25.7
12/1/2548	27.7	28.4	27.7	28.2	27.6	28.0
14/1/2548	26.4	27.7	26.4	27.7	26.4	27.9
17/1/2548	24.0	24.2	24.1	24.0	24.0	24.2
19/1/2548	27.0	27.5	27.0	27.5	27.0	27.3
21/1/2548	26.4	27.2	26.4	27.1	26.4	27.3
24/1/2548	27.0	27.7	27.2	27.6	27.2	27.6
26/1/2548	26.6	27.2	26.5	27.2	26.6	27.2
28/1/2548	26.2	27.6	26.2	27.6	26.2	27.7
31/1/2548	28.0	28.3	27.9	28.2	28.0	28.3
2/2/2548	27.5	27.9	27.5	28.0	27.4	28.0
4/2/2548	27.0	28.0	27.0	27.8	27.0	27.6

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก.2 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
7/2/2548	26.8	27.8	26.8	27.7	26.6	27.7
9/2/2548	29.0	29.2	29.0	29.2	29.0	29.0
11/2/2548	27.1	28.2	27.2	28.0	27.3	28.0
14/2/2548	28.3	27.9	28.2	28.4	28.3	28.4
16/2/2548	27.5	28.2	27.7	28.2	27.5	28.1
18/2/2548	27.9	28.1	27.9	28.0	28.0	27.8
21/2/2548	29.2	27.9	29.2	28.1	29.2	28.0
22/2/2548	28.4	29.2	28.4	29.4	28.3	29.5
25/2/2548	27.6	28.4	27.5	28.4	27.5	28.3
28/2/2548	28.2	29.1	28.0	29.2	28.0	29.0
2/3/2548	29.2	29.9	29.1	30.2	29.2	30.3
4/3/2548	29.9	30.2	29.7	30.0	29.8	30.1
7/3/2548	30.2	30.5	30.0	30.7	30.0	30.5
9/3/2548	29.5	29.9	29.4	30.0	29.4	29.8
11/3/2548	30.6	30.1	30.4	29.8	30.4	30.1
14/3/2548	30.2	30.4	30.1	30.5	30.1	30.2
จำนวน*	33	33	33	33	33	33
ค่าเฉลี่ย*	27.4	28.0	27.4	28.0	27.4	27.9
SD.*	1.7	1.6	1.7	1.7	1.7	1.6

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก.3 โออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	โออาร์พี (มิลลิโวลท์)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/10/2547	-	-260	-	-248	-	-263
6/10/2547	-	-284	-	-275	-	-251
8/10/2547	-	-255	-	-289	-	-272
11/10/2547	-	-272	-	-278	-	-282
13/10/2547	-	-295	-	-311	-	-267
15/10/2547	-	-286	-	-290	-	-296
18/10/2547	-	-316	-	-307	-	-285
20/10/2547	-	-301	-	-320	-	-292
22/10/2547	-	-291	-	-285	-	-283
25/10/2547	-	-287	-	-275	-	-302
27/10/2547	-	-309	-	-283	-	-272
29/10/2547	-	-282	-	-294	-	-308
1/11/2547	-	-298	-	-280	-	-271
3/11/2547	-	-278	-	-292	-	-286
5/11/2547	-	-285	-	-278	-	-267
8/11/2547	-	-275	-	-292	-	-299
10/11/2547	-	-296	-	-307	-	-272
12/11/2547	-	-291	-	-278	-	-285
15/11/2547	-	-288	-	-264	-	-296

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก.3 โออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	โออาร์พี (มิลลิโวลท์)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
17/11/2547	-	-278	-	-259	-	-283
19/11/2547	-	-302	-	-277	-	-318
22/11/2547	-	-283	-	-292	-	-271
24/11/2547	-	-273	-	-310	-	-280
26/11/2547	-	-294	-	-288	-	-307
29/11/2547	-	-276	-	-294	-	-288
1/12/2547	-	-295	-	-302	-	-269
3/12/2547	-	-276	-	-287	-	-295
7/12/2547	-	-307	-	-278	-	-271
8/12/2547	-	-300	-	-315	-	-290
9/12/2547	-	-293	-	-289	-	-301
13/12/2547	-	-274	-	-297	-	-312
15/12/2547	-	-300	-	-283	-	-288
17/12/2547	-	-289	-	-271	-	-278
20/12/2547	-	-274	-	-302	-	-295
22/12/2547	-	-309	-	-281	-	-270
24/12/2547	-	-294	-	-297	-	-288
27/12/2547	-	-302	-	-287	-	-269
29/12/2547	-	-278	-	-305	-	-291
30/12/2547	-	-291	-	-288	-	-277
4/1/2548	-	-304	-	-294	-	-289
5/1/2548	-	-282	-	-277	-	-302
7/1/2548	-	-292	-	-268	-	-286
10/1/2548	-	-268	-	-290	-	-260
12/1/2548	-	-297	-	-283	-	-293
14/1/2548	-	-289	-	-300	-	-328
17/1/2548	-	-266	-	-288	-	-278
19/1/2548	-	-282	-	-297	-	-260
21/1/2548	-	-262	-	-277	-	-287
24/1/2548	-	-316	-	-291	-	-309
26/1/2548	-	-274	-	-319	-	-269
28/1/2548	-	-281	-	-268	-	-297
31/1/2548	-	-292	-	-283	-	-286
2/2/2548	-	-268	-	-296	-	-278
4/2/2548	-	-283	-	-268	-	-290
7/2/2548	-	-299	-	-291	-	-318
9/2/2548	-	-269	-	-283	-	-276
11/2/2548	-	-282	-	-297	-	-268
14/2/2548	-	-292	-	-280	-	-276
16/2/2548	-	-273	-	-298	-	-287
18/2/2548	-	-305	-	-287	-	-298
21/2/2548	-	-291	-	-269	-	-287
22/2/2548	-	-272	-	-286	-	-272
25/2/2548	-	-299	-	-300	-	-309
28/2/2548	-	-312	-	-285	-	-277
2/3/2548	-	-285	-	-297	-	-290

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก.3 โออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	โออาร์พี (มิลลิโวลท์)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/3/2548	-	-305	-	-310	-	-270
7/3/2548	-	-278	-	-285	-	-302
9/3/2548	-	-293	-	-312	-	-278
11/3/2548	-	-284	-	-320	-	-315
14/3/2548	-	-318	-	-300	-	-290
จำนวน*	-	33	-	33	-	33
ค่าเฉลี่ย*	-	-287	-	-290	-	-287
SD.*	-	15	-	14	-	16

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก.4 สภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	สภาพด่างทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
11/10/2547	200	341	211	352	206	346
18/10/2547	208	350	214	352	203	355
25/10/2547	221	356	235	359	214	361
1/11/2547	227	369	208	374	220	372
8/11/2547	239	398	254	400	242	399
15/11/2547	232	398	226	391	212	388
22/11/2547	245	406	258	417	238	405
29/11/2547	250	387	239	394	252	398
6/12/2547	253	403	258	430	239	432
13/12/2547	258	435	252	457	242	436
20/12/2547	217	411	208	454	201	389
27/12/2547	213	418	207	424	211	404
4/1/2548	259	388	243	406	240	391
10/1/2548	260	395	269	417	237	410
17/1/2548	276	421	268	440	275	438
24/1/2548	268	362	260	447	252	446
31/1/2548	239	404	221	428	235	423
7/2/2548	262	401	274	438	243	403
14/2/2548	245	407	235	433	256	428
21/2/2548	261	409	254	431	235	425
28/2/2548	259	412	248	427	233	420
7/3/2548	266	425	253	437	262	434
14/3/2548	244	409	259	415	237	416
จำนวน*	11	11	11	11	11	11
ค่าเฉลี่ย*	258	403	253	429	246	421
SD.*	11	17	16	12	14	16

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก.5 กรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	กรดไขมันระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
11/10/2547	70	85	70	60	70	73
18/10/2547	63	91	63	109	63	86
25/10/2547	79	106	79	96	79	98
1/11/2547	89	91	89	84	89	105
8/11/2547	70	123	70	76	70	109
15/11/2547	94	119	94	102	94	96
22/11/2547	106	96	106	114	106	109
29/11/2547	90	106	90	92	90	130
6/12/2547	98	81	98	85	98	119
13/12/2547	77	129	77	117	77	139
20/12/2547	92	137	92	104	92	118
27/12/2547	82	126	82	95	82	101
4/1/2548	110	148	110	107	110	139
10/1/2548	102	130	102	120	102	108
17/1/2548	95	113	95	110	95	135
24/1/2548	87	138	87	97	87	100
31/1/2548	81	110	81	91	81	118
7/2/2548	94	146	94	101	94	134
14/2/2548	104	151	104	113	104	138
21/2/2548	109	131	109	101	109	146
28/2/2548	85	143	85	120	85	121
7/3/2548	91	125	91	92	91	103
14/3/2548	73	139	73	118	73	127
จำนวน*	11	11	11	11	11	11
ค่าเฉลี่ย*	94	134	94	106	94	124
SD.*	12	14	12	11	12	16

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก.6 ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
11/10/2547	47.00	35.20	48.90	38.10	46.20	37.10
18/10/2547	42.00	34.90	40.30	32.07	41.50	35.60
25/10/2547	37.10	28.20	33.90	26.50	36.20	29.30
1/11/2547	41.00	27.20	46.70	31.10	44.20	33.10
8/11/2547	47.00	29.60	46.90	27.10	50.70	30.80
15/11/2547	51.90	32.30	52.20	31.10	58.20	32.30
22/11/2547	56.10	27.20	61.10	29.50	57.60	29.10
29/11/2547	52.00	29.20	53.90	28.10	60.20	32.10
6/12/2547	47.90	26.90	58.20	25.40	57.40	30.30
13/12/2547	50.90	24.90	57.20	27.10	61.00	27.10
20/12/2547	52.60	22.90	55.90	25.10	60.80	28.50
27/12/2547	54.20	25.20	52.30	21.90	63.70	26.70

ตารางที่ ก.6 ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/1/2548	59.70	23.80	60.90	23.50	58.30	24.90
10/1/2548	56.00	25.50	58.10	22.40	62.30	25.10
17/1/2548	57.70	24.80	62.30	22.85	63.90	25.85
24/1/2548	60.75	24.10	61.90	20.65	63.55	23.85
31/1/2548	56.90	22.75	61.40	21.20	60.65	24.85
7/2/2548	60.60	23.60	53.95	20.35	55.15	22.10
14/2/2548	55.85	21.95	60.25	22.85	58.05	22.35
21/2/2548	53.30	22.55	57.35	22.00	55.35	22.05
28/2/2548	52.80	20.80	60.90	22.60	61.20	23.30
7/3/2548	54.60	21.60	57.00	21.30	56.20	23.10
14/3/2548	54.10	21.20	55.20	20.80	58.20	23.40
จำนวน*	11	11	11	11	11	11
ค่าเฉลี่ย*	56.57	22.97	59.02	21.86	59.35	23.71
SD.*	2.84	1.52	2.85	1.05	3.16	1.31

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก.7 ซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
7/10/2547	358	146	358	127	358	123
14/10/2547	346	106	346	115	346	100
21/10/2547	362	123	362	106	362	112
28/10/2547	358	101	358	94	358	92
1/11/2547	354	96	354	85	354	94
3/11/2547	365	94	365	88	365	87
8/11/2547	596	185	596	217	596	175
10/11/2547	569	198	569	177	569	200
15/11/2547	592	219	592	200	592	229
17/11/2547	608	200	608	208	608	179
22/11/2547	603	182	603	173	603	199
24/11/2547	607	165	607	146	607	180
29/11/2547	615	149	615	119	615	172
1/12/2547	594	124	594	105	594	115
6/12/2547	623	123	623	153	623	134
8/12/2547	617	138	617	124	617	157
13/12/2547	622	170	622	137	622	170
15/12/2547	611	182	611	155	611	147
20/12/2547	609	195	609	144	609	172
22/12/2547	624	164	624	156	624	160
27/12/2547	607	159	607	131	607	148
29/12/2547	593	176	593	166	593	186
4/1/2548	618	164	618	131	618	171
6/1/2548	604	185	604	124	604	149

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก.7 ซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
10/1/2548	605	157	605	153	605	181
12/1/2548	598	174	598	167	598	205
17/1/2548	604	181	604	156	604	167
19/1/2548	597	199	597	142	597	156
24/1/2548	633	174	633	156	633	164
26/1/2548	590	171	590	196	590	174
31/1/2548	593	178	593	151	593	158
2/2/2548	586	184	586	165	586	171
7/2/2548	591	169	591	143	591	159
9/2/2548	604	183	604	129	604	146
14/2/2548	586	153	586	147	586	175
16/2/2548	580	185	580	169	580	156
21/2/2548	601	171	601	142	601	166
24/2/2548	585	191	585	118	585	142
28/2/2548	574	145	574	121	574	162
2/3/2548	582	174	582	149	582	174
7/3/2548	605	163	605	159	605	159
9/3/2548	581	135	581	127	581	147
14/3/2548	589	155	589	135	589	147
จำนวน*	22	22	22	22	22	22
ค่าเฉลี่ย*	595	171	595	148	595	164
SD.*	14	15	14	19	14	15

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก.8 ไนเตรทของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ไนเตรท (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
28/10/2547	32.55	24.21	32.55	25.11	32.55	25.60
1/11/2547	34.14	25.42	34.14	23.49	34.14	24.27
3/11/2547	31.44	24.58	31.44	23.49	31.44	22.34
8/11/2547	30.45	23.09	30.45	23.26	30.45	22.06
10/11/2547	32.34	23.50	32.34	23.67	32.34	25.19
15/11/2547	31.50	21.87	31.50	22.13	31.50	22.49
17/11/2547	30.81	22.15	30.81	21.00	30.81	22.31
22/11/2547	33.21	19.95	33.21	18.85	33.21	19.09
24/11/2547	62.82	40.49	62.82	38.76	62.82	42.29
29/11/2547	61.41	42.21	61.41	33.74	61.41	34.78
1/12/2547	61.29	36.22	61.29	37.39	61.29	32.15
6/12/2547	61.53	31.17	61.53	24.62	61.53	37.18
8/12/2547	65.46	34.79	65.46	32.50	65.46	27.12
13/12/2547	62.55	26.17	62.55	28.14	62.55	28.77
15/12/2547	62.37	24.63	62.37	24.15	62.37	32.16
20/12/2547	61.38	25.75	61.38	20.76	61.38	22.74

ตารางที่ ก.8 ไนเตรทของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	ไนเตรท (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
22/12/2547	67.56	21.70	67.56	26.85	67.56	25.49
27/12/2547	62.97	28.38	62.97	20.14	62.97	22.61
29/12/2547	61.08	20.72	61.08	24.64	61.08	18.86
4/1/2548	64.95	22.46	64.95	21.42	64.95	20.10
6/1/2548	62.34	26.11	62.34	18.66	62.34	25.77
10/1/2548	67.35	17.14	67.35	16.21	67.35	23.90
12/1/2548	63.66	22.01	63.66	20.51	63.66	25.79
17/1/2548	62.94	18.28	62.94	21.60	62.94	19.54
19/1/2548	63.30	24.66	63.30	16.30	63.30	20.77
24/1/2548	62.61	23.82	62.61	20.16	62.61	23.74
26/1/2548	65.25	22.06	65.25	21.61	65.25	25.70
31/1/2548	63.66	20.52	63.66	18.07	63.66	20.13
2/2/2548	64.59	17.07	64.59	15.97	64.59	18.60
7/2/2548	61.74	23.23	61.74	19.32	61.74	22.93
9/2/2548	63.00	18.12	63.00	21.28	63.00	20.03
14/2/2548	65.28	19.92	65.28	22.24	65.28	24.75
16/2/2548	61.59	22.46	61.59	18.13	61.59	21.62
21/2/2548	62.58	21.90	62.58	17.61	62.58	17.81
24/2/2548	64.95	17.51	64.95	15.26	64.95	21.33
28/2/2548	61.65	21.32	61.65	19.96	61.65	20.10
2/3/2548	60.48	17.36	60.48	21.82	60.48	18.46
7/3/2548	62.91	16.31	62.91	15.32	62.91	22.66
9/3/2548	64.50	19.06	64.50	18.36	64.50	19.55
14/3/2548	62.82	18.16	62.82	19.21	62.82	18.17
จำนวน*	22	22	22	22	22	22
ค่าเฉลี่ย*	63.33	20.64	63.33	19.25	63.33	21.38
SD.*	1.64	2.76	1.64	2.53	1.64	2.62

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก.9 ซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ซัลเฟต (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
28/10/2547	30.75	22.50	30.75	23.50	30.75	22.85
1/11/2547	33.25	24.15	33.25	26.05	33.25	24.35
3/11/2547	32.50	24.35	32.50	23.60	32.50	22.55
8/11/2547	32.00	22.70	32.00	23.85	32.00	24.35
10/11/2547	35.00	23.95	35.00	24.55	35.00	25.40
15/11/2547	35.75	22.15	35.75	22.25	35.75	23.05
17/11/2547	34.25	20.50	34.25	20.80	34.25	21.15
22/11/2547	60.75	39.95	60.75	38.60	60.75	40.95
24/11/2547	63.25	38.35	63.25	37.95	63.25	38.10
29/11/2547	64.50	39.65	64.50	40.20	64.50	41.15
1/12/2547	89.00	55.65	89.00	53.85	89.00	54.05

ตารางที่ ก.9 ซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	ซัลเฟต (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
6/12/2547	91.00	57.80	91.00	44.00	91.00	56.80
8/12/2547	92.25	46.30	92.25	49.85	92.25	44.60
13/12/2547	90.75	35.55	90.75	46.90	90.75	48.35
15/12/2547	96.50	42.55	96.50	38.65	96.50	38.45
20/12/2547	90.25	39.40	90.25	33.15	90.25	35.45
22/12/2547	94.50	36.20	94.50	39.70	94.50	39.30
27/12/2547	92.75	30.10	92.75	34.75	92.75	30.30
29/12/2547	89.25	32.35	89.25	30.40	89.25	35.55
4/1/2548	93.00	36.70	93.00	27.00	93.00	31.50
6/1/2548	94.75	34.45	94.75	32.25	94.75	27.70
10/1/2548	92.50	28.50	92.50	23.55	92.50	33.55
12/1/2548	93.00	33.70	93.00	28.35	93.00	28.60
17/1/2548	89.75	31.40	89.75	23.55	89.75	25.55
19/1/2548	92.25	27.40	92.25	25.60	92.25	31.55
24/1/2548	94.00	31.40	94.00	29.60	94.00	34.60
26/1/2548	88.25	33.35	88.25	27.20	88.25	28.45
31/1/2548	93.50	25.90	93.50	23.65	93.50	32.65
2/2/2548	94.75	29.40	94.75	21.55	94.75	29.75
7/2/2548	90.75	34.40	90.75	24.45	90.75	26.35
9/2/2548	91.25	30.60	91.25	27.90	91.25	34.35
14/2/2548	93.75	31.70	93.75	25.65	93.75	31.70
16/2/2548	93.50	26.70	93.50	31.50	93.50	25.20
21/2/2548	94.50	32.45	94.50	27.55	94.50	26.35
24/2/2548	94.25	26.80	94.25	24.55	94.25	24.35
28/2/2548	90.50	28.45	90.50	27.55	90.50	30.55
2/3/2548	94.00	25.30	94.00	22.65	94.00	26.40
7/3/2548	88.25	28.40	88.25	27.45	88.25	27.65
9/3/2548	91.00	31.70	91.00	25.65	91.00	31.70
14/3/2548	92.25	25.50	92.25	22.50	92.25	29.20
จำนวน*	22	22	27	22	27	22
ค่าเฉลี่ย*	92.23	30.30	92.19	26.37	92.19	29.69
SD.*	2.06	3.26	1.88	2.95	1.88	3.31

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก.10 ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
28/10/2547	0.40	2.05	0.40	1.98	0.40	2.03
1/11/2547	0.20	2.90	0.20	2.01	0.20	2.27
3/11/2547	0.40	2.00	0.40	1.90	0.40	2.80
8/11/2547	0.00	2.50	0.00	2.12	0.00	1.95
10/11/2547	0.80	3.20	0.80	3.03	0.80	2.60
15/11/2547	0.40	4.01	0.40	3.80	0.40	3.23

ตารางที่ ก.10 ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	COD:Ca^{2+} = 10:0.85		COD:Ca^{2+} = 10:1.70		COD:Ca^{2+} = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
17/11/2547	0.80	4.10	0.80	3.93	0.80	3.07
22/11/2547	1.20	6.02	1.20	6.10	1.20	5.12
24/11/2547	0.40	7.80	0.40	6.83	0.40	7.16
29/11/2547	0.80	7.60	0.80	7.10	0.80	6.56
1/12/2547	1.00	10.98	1.00	9.56	1.00	9.65
6/12/2547	1.20	10.70	1.20	13.76	1.20	9.80
8/12/2547	0.20	13.45	0.20	12.05	0.20	13.78
13/12/2547	0.40	16.20	0.40	12.33	0.40	11.89
15/12/2547	1.54	15.58	1.54	17.00	1.54	17.56
20/12/2547	0.96	14.34	0.96	17.34	0.96	17.99
22/12/2547	0.77	17.12	0.77	15.89	0.77	16.03
27/12/2547	1.15	18.34	1.15	17.45	1.15	18.36
29/12/2547	1.54	16.41	1.54	17.02	1.54	15.31
4/1/2548	0.77	16.02	0.77	20.86	0.77	18.05
6/1/2548	0.96	18.34	0.96	18.30	0.96	20.32
10/1/2548	0.58	19.78	0.58	20.02	0.58	17.23
12/1/2548	1.15	17.50	1.15	19.45	1.15	19.34
17/1/2548	0.58	17.98	0.58	20.90	0.58	19.90
19/1/2548	0.77	19.20	0.77	20.16	0.77	18.23
24/1/2548	0.96	18.09	0.96	19.99	0.96	17.34
26/1/2548	1.54	16.78	1.54	18.04	1.54	18.57
31/1/2548	0.77	20.32	0.77	21.05	0.77	18.85
2/2/2548	0.58	19.65	0.58	22.20	0.58	19.21
7/2/2548	1.15	16.30	1.15	20.32	1.15	20.79
9/2/2548	0.58	17.89	0.58	19.02	0.58	16.45
14/2/2548	0.38	18.02	0.38	20.02	0.38	18.47
16/2/2548	0.96	20.15	0.96	18.40	0.96	20.35
21/2/2548	1.20	18.01	1.20	20.22	1.20	20.69
24/2/2548	0.80	20.31	0.80	21.30	0.80	21.16
28/2/2548	1.00	18.34	1.00	18.45	1.00	17.52
2/3/2548	1.20	20.80	1.20	21.57	1.20	21.35
7/3/2548	0.80	17.78	0.80	18.30	0.80	18.02
9/3/2548	1.40	17.02	1.40	19.78	1.40	17.21
14/3/2548	1.00	20.05	1.00	21.23	1.00	19.02
จำนวน*	22	22	22	22	22	22
ค่าเฉลี่ย*	0.94	18.40	0.94	19.85	0.94	18.79
SD.*	0.32	1.44	0.32	1.34	0.32	1.61

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก.11 ซัลไฟด์ในชุดดักก๊าซของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)			วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85	$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70	$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40		$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85	$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70	$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40
8/11/2547	0.90	0.65	0.30	17/1/2548	12.35	16.21	15.45
10/11/2547	2.20	1.50	1.11	19/1/2548	15.78	15.89	14.10
15/11/2547	2.80	3.20	2.30	24/1/2548	14.46	15.10	13.23
17/11/2547	2.13	2.90	2.63	26/1/2548	12.65	14.80	14.65
22/11/2547	4.50	3.95	2.90	31/1/2548	16.55	17.20	14.90
24/11/2547	5.70	4.20	5.89	2/2/2548	15.23	18.11	15.18
29/11/2547	6.80	6.80	5.21	7/2/2548	17.12	16.23	16.71
1/12/2547	5.55	6.10	6.90	9/2/2548	18.76	15.95	12.45
6/12/2547	5.10	10.21	8.20	14/2/2548	14.40	16.10	14.67
8/12/2547	9.90	9.32	10.10	16/2/2548	16.80	14.23	16.56
13/12/2547	13.25	8.20	8.01	21/2/2548	14.10	16.98	16.03
15/12/2547	12.20	14.10	13.12	24/2/2548	15.98	17.12	17.01
20/12/2547	11.34	15.60	14.32	28/2/2548	14.54	14.21	13.31
22/12/2547	15.60	12.25	13.03	2/3/2548	16.30	17.45	17.70
27/12/2547	17.80	14.36	15.45	7/3/2548	12.20	18.55	14.40
29/12/2547	12.20	13.90	11.12	9/3/2548	13.16	15.20	13.21
4/1/2548	12.31	16.78	14.11	14/3/2548	16.80	17.16	15.20
6/1/2548	14.90	18.65	16.20	จำนวน*	22	22	22
10/1/2548	15.21	16.10	18.70	ค่าเฉลี่ย*	14.78	16.23	15.21
12/1/2548	13.30	15.11	19.72	SD.*	1.87	1.36	2.04

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก.12 ก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (มิลลิลิตรต่อวัน)			วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (มิลลิลิตรต่อวัน)		
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85	$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70	$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40		$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85	$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70	$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40
1/11/2547	380	520	430	17/1/2548	850	900	900
8/11/2547	510	440	620	24/1/2548	760	840	810
15/11/2547	340	660	460	31/1/2548	710	880	760
22/11/2547	460	780	530	7/2/2548	860	790	700
29/11/2547	660	890	620	14/2/2548	830	890	810
6/12/2547	880	700	810	21/2/2548	760	830	740
13/12/2547	680	960	660	28/2/2548	810	960	790
20/12/2547	780	900	840	14/3/2548	880	900	730
27/12/2547	910	990	960	จำนวน*	11	11	11
4/1/2548	980	1,050	890	ค่าเฉลี่ย*	845	905	809
10/1/2548	870	920	830	SD.*	87	74	76
7/3/2548	990	990	940				

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ข

ผลการทดลองช่วงที่ 2

ตารางที่ ข.1 พีเอชของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	พีเอช					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
29/3/2548	7.23	7.48	7.23	7.43	7.20	7.41
30/3/2548	7.29	7.42	7.32	7.51	7.30	7.32
1/4/2548	7.25	7.36	7.27	7.44	7.23	7.29
4/4/2548	7.36	7.42	7.33	7.49	7.29	7.46
6/4/2548	7.30	7.39	7.35	7.45	7.32	7.30
8/4/2548	7.25	7.43	7.27	7.48	7.28	7.31
11/4/2548	7.32	7.33	7.36	7.50	7.30	7.22
12/4/2548	7.20	7.39	7.26	7.55	7.21	7.19
16/4/2548	7.12	7.31	7.16	7.40	7.13	7.28
18/4/2548	7.18	7.24	7.22	7.52	7.26	7.32
20/4/2548	7.06	7.38	7.04	7.49	7.01	7.02
22/4/2548	7.17	7.45	7.15	7.53	7.14	6.99
25/4/2548	7.21	7.36	7.16	7.39	7.13	6.95
27/4/2548	7.10	7.31	7.18	7.59	7.13	7.12
29/4/2548	6.98	7.39	7.06	7.51	6.95	7.22
2/5/2548	7.15	7.40	7.17	7.60	7.13	7.35
4/5/2548	7.22	7.37	7.26	7.58	7.25	6.92
6/5/2548	7.30	7.69	7.32	7.49	7.28	6.97
9/5/2548	7.01	7.37	7.05	7.54	6.95	7.04
11/5/2548	7.17	7.29	7.20	7.63	7.15	7.27
13/5/2548	6.95	7.48	7.02	7.68	6.98	7.15
16/5/2548	7.30	7.35	7.28	7.59	7.35	7.26
18/5/2548	7.38	7.39	7.37	7.54	7.40	7.30
20/5/2548	7.26	7.47	7.34	7.57	7.28	7.61
24/5/2548	7.45	7.57	7.40	7.63	7.38	7.50
25/5/2548	7.50	7.50	7.56	7.78	7.48	7.68
27/5/2548	7.35	7.48	7.41	7.62	7.36	7.25
30/5/2548	7.30	7.43	7.34	7.60	7.27	7.33
1/6/2548	7.34	7.47	7.40	7.72	7.35	7.68
3/6/2548	7.30	7.38	7.36	7.82	7.34	7.63
6/6/2548	7.42	7.46	7.35	7.80	7.32	7.50
8/6/2548	7.30	7.26	7.26	7.69	7.29	7.28
10/6/2548	7.40	7.40	7.45	7.50	7.42	7.25
13/6/2548	7.58	7.46	7.51	7.61	7.47	7.41
15/6/2548	7.45	7.51	7.48	7.72	7.42	7.32
17/6/2548	7.42	7.59	7.39	7.79	7.40	7.53
20/6/2548	7.48	7.47	7.40	7.62	7.45	7.49
22/6/2548	7.29	7.39	7.38	7.51	7.27	7.51
24/6/2548	7.31	7.35	7.35	7.58	7.28	7.63
27/6/2548	7.24	7.38	7.26	7.63	7.21	7.54

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข.1 พีเอชของการทดลองช่วงที่ 2 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	พีเอช					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
29/6/2548	7.33	7.41	7.31	7.54	7.23	7.43
จำนวน*	28	28	28	28	28	28
ค่าเฉลี่ย*	7.30	7.43	7.32	7.62	7.28	7.36
SD.*	0.15	0.09	0.13	0.09	0.15	0.21

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข.2 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
29/3/2548	30.2	30.3	30.2	30.3	30.1	30.1
30/3/2548	30.5	30.3	30.4	30.4	30.5	30.0
1/4/2548	30.0	30.5	30.0	30.6	30.0	30.3
4/4/2548	29.6	30.3	29.7	30.5	29.6	30.2
6/4/2548	30.1	30.6	30.3	30.2	30.4	30.3
8/4/2548	29.8	30.4	29.9	30.4	29.8	30.2
11/4/2548	29.8	30.0	29.6	30.2	29.7	30.0
12/4/2548	30.0	30.1	29.9	30.0	29.8	30.2
16/4/2548	30.2	30.3	30.2	30.4	30.2	30.4
18/4/2548	29.8	30.0	29.8	30.3	30.0	30.1
20/4/2548	29.2	30.4	29.1	30.0	29.2	30.3
22/4/2548	29.0	30.6	29.2	30.4	29.2	30.6
25/4/2548	30.2	29.9	30.0	30.0	30.1	30.1
27/4/2548	29.0	28.1	29.2	27.4	29.0	27.7
29/4/2548	30.0	31.2	29.8	31.1	30.0	31.3
2/5/2548	29.8	31.2	29.9	31.7	29.9	31.5
4/5/2548	30.5	31.3	30.7	31.4	30.5	31.5
6/5/2548	31.8	32.0	31.8	32.2	31.8	32.7
9/5/2548	30.5	31.8	30.6	32.0	30.6	32.2
11/5/2548	31.8	33.1	31.9	33.0	31.9	32.9
13/5/2548	29.8	30.4	29.7	32.9	29.8	33.2
16/5/2548	32.3	31.2	32.2	31.3	32.3	31.3
18/5/2548	31.6	30.9	31.6	31.2	31.5	30.8
20/5/2548	29.7	29.9	29.7	29.7	29.7	29.7
24/5/2548	29.1	30.5	28.9	30.6	28.9	30.3
25/5/2548	29.2	31.5	29.3	32.2	29.2	32.2
27/5/2548	30.5	31.7	30.3	32.0	30.5	31.9
30/5/2548	31.4	30.5	31.5	30.8	31.4	31.1
1/6/2548	31.3	30.0	31.3	30.1	31.6	30.1
3/6/2548	31.0	31.4	31.0	31.6	31.0	31.9
6/6/2548	27.6	29.7	27.5	29.0	27.6	30.0
8/6/2548	29.6	30.5	29.7	30.7	29.6	30.6
10/6/2548	30.2	30.7	30.2	30.9	30.2	31.0

ตารางที่ ข.2 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 2 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
13/6/2548	31.1	31.8	31.3	31.2	31.4	32.1
15/6/2548	31.1	31.1	31.1	31.5	31.1	31.7
17/6/2548	31.4	32.0	31.5	32.3	31.4	32.4
20/6/2548	31.0	31.4	31.1	31.7	31.0	32.0
22/6/2548	30.8	30.9	30.9	31.0	30.8	31.3
24/6/2548	31.5	31.7	31.6	31.8	31.6	32.2
27/6/2548	31.1	31.4	31.0	31.2	31.1	31.6
29/6/2548	31.3	31.9	31.3	32.1	31.4	32.2
จำนวน*	28	28	28	28	28	28
ค่าเฉลี่ย*	30.6	31.1	30.6	31.2	30.6	31.4
SD.*	1.1	0.9	1.1	1.2	1.1	1.1

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

.

ตารางที่ ข.3 โออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	โออาร์พี (มิลลิโวลท์)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
29/3/2548	-	-258	-	-282	-	-276
30/3/2548	-	-279	-	-310	-	-252
1/4/2548	-	-301	-	-319	-	-286
4/4/2548	-	-289	-	-278	-	-258
6/4/2548	-	-257	-	-301	-	-293
8/4/2548	-	-298	-	-284	-	-276
11/4/2548	-	-290	-	-268	-	-259
12/4/2548	-	-318	-	-306	-	-288
16/4/2548	-	-282	-	-298	-	-319
18/4/2548	-	-290	-	-301	-	-288
20/4/2548	-	-277	-	-284	-	-266
22/4/2548	-	-258	-	-300	-	-291
25/4/2548	-	-311	-	-297	-	-302
27/4/2548	-	-306	-	-315	-	-322
29/4/2548	-	-313	-	-321	-	-298
2/5/2548	-	-283	-	-299	-	-277
4/5/2548	-	-300	-	-318	-	-290
6/5/2548	-	-297	-	-300	-	-294
9/5/2548	-	-287	-	-305	-	-301
11/5/2548	-	-309	-	-278	-	-288
13/5/2548	-	-290	-	-288	-	-294
16/5/2548	-	-300	-	-289	-	-310
18/5/2548	-	-287	-	-284	-	-290
20/5/2548	-	-293	-	-276	-	-311
24/5/2548	-	-277	-	-283	-	-294
25/5/2548	-	-285	-	-278	-	-281

ตารางที่ ข.3 โออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 2 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	โออาร์พี (มิลลิโวลท์)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
27/5/2548	-	-274	-	-297	-	-289
30/5/2548	-	-284	-	-288	-	-285
1/6/2548	-	-298	-	-311	-	-287
3/6/2548	-	-294	-	-319	-	-276
6/6/2548	-	-301	-	-289	-	-285
8/6/2548	-	-310	-	-296	-	-277
10/6/2548	-	-295	-	-317	-	-288
13/6/2548	-	-307	-	-287	-	-316
15/6/2548	-	-284	-	-291	-	-279
17/6/2548	-	-289	-	-300	-	-290
20/6/2548	-	-298	-	-296	-	-314
22/6/2548	-	-312	-	-303	-	-288
24/6/2548	-	-288	-	-277	-	-284
27/6/2548	-	-305	-	-291	-	-308
29/6/2548	-	-287	-	-312	-	-294
จำนวน*	-	28	-	28	-	28
ค่าเฉลี่ย*	-	-295	-	-296	-	-293
SD.*	-	11	-	14	-	13

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข.4 สภาพด่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	สภาพด่างทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/4/2548	236	395	230	413	222	400
11/4/2548	240	392	243	402	234	394
18/4/2548	199	382	192	432	204	410
25/4/2548	243	393	231	417	225	413
2/5/2548	247	358	239	421	219	372
9/5/2548	242	363	246	416	235	397
16/5/2548	238	420	228	433	245	399
24/5/2548	239	433	225	447	210	384
30/5/2548	219	396	210	413	207	376
6/6/2548	242	414	225	437	231	423
13/6/2548	250	436	244	449	235	415
20/6/2548	241	416	216	436	232	418
27/6/2548	247	425	236	428	232	404
จำนวน*	9	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย*	240	407	230	431	227	399
SD.*	9	29	12	13	13	18

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข.5 กรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	กรดไขมันระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/4/2548	76	81	76	74	76	92
11/4/2548	80	106	80	98	80	101
18/4/2548	83	91	83	110	83	112
25/4/2548	74	118	74	101	74	98
2/5/2548	92	104	92	90	92	126
9/5/2548	88	125	88	94	88	138
16/5/2548	88	110	88	113	88	144
24/5/2548	72	137	72	105	72	138
30/5/2548	70	129	70	98	70	133
6/6/2548	74	114	74	101	74	128
13/6/2548	70	109	70	112	70	152
20/6/2548	79	115	79	108	79	144
27/6/2548	83	121	83	93	83	137
จำนวน*	9	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย*	80	118	80	101	80	138
SD.*	9	11	9	8	9	8

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข.6 ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/4/2548	56.20	25.85	60.60	26.55	61.10	28.45
11/4/2548	53.20	24.05	57.60	28.50	60.40	30.70
18/4/2548	67.85	27.30	68.49	29.60	72.20	32.20
25/4/2548	68.80	26.05	71.40	28.20	73.00	29.70
2/5/2548	71.60	29.15	74.00	27.20	78.80	32.30
9/5/2548	71.50	27.75	74.50	29.70	75.60	27.15
16/5/2548	78.20	29.45	77.60	28.30	82.20	31.40
24/5/2548	79.20	28.00	80.60	31.70	83.30	32.20
30/5/2548	56.90	24.20	61.20	25.50	62.40	27.00
6/6/2548	54.80	22.15	56.00	23.25	57.50	24.10
13/6/2548	58.10	24.60	60.60	22.40	61.50	26.20
20/6/2548	57.20	22.70	61.60	23.80	62.30	25.20
27/6/2548	53.20	21.70	56.60	21.90	60.60	26.10
จำนวน*	9	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย*	64.52	25.52	66.97	25.97	69.36	27.96
SD.*	10.47	3.09	9.59	3.45	10.40	3.15

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข.7 ซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	COD:Ca^{2+} = 10:0.85		COD:Ca^{2+} = 10:1.70		COD:Ca^{2+} = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/4/2548	604	215	604	164	604	222
6/4/2548	611	229	611	171	611	178
11/4/2548	596	189	596	178	596	193
12/4/2548	589	204	589	153	589	218
18/4/2548	608	214	608	134	608	224
20/4/2548	594	221	594	152	594	203
25/4/2548	586	197	586	176	586	210
27/4/2548	593	166	593	134	593	197
2/5/2548	602	185	602	144	602	205
4/5/2548	588	174	588	147	588	191
9/5/2548	595	188	595	137	595	174
11/5/2548	602	171	602	154	602	185
16/5/2548	605	195	605	131	605	192
18/5/2548	592	202	592	148	592	175
24/5/2548	597	187	597	137	597	203
25/5/2548	590	171	590	127	590	178
30/5/2548	603	164	603	151	603	187
1/6/2548	597	190	597	131	597	197
6/6/2548	594	184	594	123	594	206
8/6/2548	600	197	600	139	600	194
13/6/2548	587	187	587	145	587	171
15/6/2548	606	181	606	139	606	181
20/6/2548	591	173	591	135	591	202
22/6/2548	604	190	604	132	604	190
27/6/2548	608	195	608	122	608	205
29/6/2548	602	179	602	131	602	192
จำนวน*	19	19	19	19	19	19
ค่าเฉลี่ย*	598	183	598	137	598	191
SD.*	6	11	6	9	6	11

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข.8 ไนเตรทของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ไนเตรท (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	COD:Ca^{2+} = 10:0.85		COD:Ca^{2+} = 10:1.70		COD:Ca^{2+} = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/4/2548	71.80	32.15	71.80	33.29	71.80	30.89
6/4/2548	75.50	30.41	75.50	28.96	75.50	26.58
11/4/2548	75.14	25.79	75.14	30.28	75.14	30.26
12/4/2548	89.27	29.52	89.27	26.04	89.27	27.92
18/4/2548	66.32	26.72	66.32	32.19	66.32	28.62
20/4/2548	73.67	25.47	73.67	25.25	73.67	22.68
25/4/2548	66.45	31.58	66.45	20.64	66.45	17.95
27/4/2548	65.73	28.06	65.73	23.40	65.73	27.16

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข.8 ไนเตรทของการทดลองช่วงที่ 2 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	ไนเตรท (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
2/5/2548	60.32	20.13	60.32	25.79	60.32	22.63
4/5/2548	63.24	26.42	63.24	19.34	63.24	19.98
9/5/2548	73.48	24.66	73.48	22.52	73.48	.21.98
11/5/2548	74.85	22.32	74.85	25.94	74.85	18.14
16/5/2548	68.01	26.75	68.01	21.00	68.01	15.26
18/5/2548	64.38	21.92	64.38	25.53	64.38	19.55
24/5/2548	68.54	18.10	68.54	19.85	68.54	22.70
25/5/2548	65.78	24.29	65.78	15.35	65.78	17.38
30/5/2548	63.56	21.79	63.56	20.51	63.56	19.60
1/6/2548	70.47	26.21	70.47	23.06	70.47	23.37
6/6/2548	68.37	20.21	68.37	26.07	68.37	18.15
8/6/2548	67.17	23.34	67.17	22.67	67.17	22.77
13/6/2548	71.91	19.00	71.91	23.21	71.91	25.62
15/6/2548	69.36	21.09	69.36	27.12	69.36	18.58
20/6/2548	67.01	23.52	67.01	20.09	67.01	23.79
22/6/2548	70.26	16.30	70.26	24.11	70.26	20.69
27/6/2548	71.52	16.74	71.52	21.25	71.52	24.54
29/6/2548	69.81	20.52	69.81	17.52	69.81	19.73
จำนวน*	19	19	19	19	19	19
ค่าเฉลี่ย*	70.13	22.18	70.13	22.33	70.13	21.14
SD.*	3.90	3.39	3.90	3.13	3.90	3.07

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข.9 ซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ซัลเฟต (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/4/2548	94.25	43.30	94.25	37.20	94.25	39.10
6/4/2548	92.00	40.20	92.00	29.60	92.00	44.40
11/4/2548	90.25	43.10	90.25	31.70	90.25	38.50
12/4/2548	97.00	32.20	97.00	37.50	97.00	40.30
18/4/2548	95.75	43.50	95.75	31.60	95.75	44.90
20/4/2548	107.00	37.70	107.00	27.10	107.00	48.40
25/4/2548	109.00	43.90	109.00	31.30	109.00	37.90
27/4/2548	105.25	36.60	105.25	24.30	105.25	40.70
2/5/2548	106.50	39.30	106.50	26.70	106.50	37.60
4/5/2548	102.25	28.90	102.25	29.00	102.25	32.80
9/5/2548	97.75	33.30	97.75	24.10	97.75	37.30
11/5/2548	92.75	37.20	92.75	28.90	92.75	35.60
16/5/2548	98.25	39.80	98.25	25.40	98.25	36.30
18/5/2548	103.25	32.90	103.25	22.80	103.25	32.80
24/5/2548	93.50	38.00	93.50	24.70	93.50	37.90
25/5/2548	97.00	33.20	97.00	19.30	97.00	40.90

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข.9 ซัลเฟตของการทดลองช่วงที่ 2 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	ซัลเฟต (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
30/5/2548	96.25	37.50	96.25	26.20	96.25	36.10
1/6/2548	98.50	32.00	98.50	21.90	98.50	33.70
6/6/2548	99.25	29.80	99.25	23.10	99.25	40.10
8/6/2548	97.00	37.30	97.00	27.20	97.00	31.70
13/6/2548	96.00	33.20	96.00	20.30	96.00	38.20
15/6/2548	101.75	25.00	101.75	23.10	101.75	36.80
20/6/2548	96.75	31.70	96.75	19.70	96.75	33.10
22/6/2548	99.00	37.30	99.00	18.80	99.00	38.10
27/6/2548	97.25	31.50	97.25	20.20	97.25	34.40
29/6/2548	98.50	29.60	98.50	21.70	98.50	36.50
จำนวน*	19	19	19	19	19	19
ค่าเฉลี่ย*	98.78	33.90	98.78	23.55	98.78	36.35
SD.*	3.62	4.02	3.62	3.15	3.62	2.73

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข.10 ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	$COD:Ca^{2+}$ = 10:0.85		$COD:Ca^{2+}$ = 10:1.70		$COD:Ca^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
4/4/2548	0.80	13.80	0.80	15.60	0.80	13.02
6/4/2548	1.20	11.72	1.20	16.80	1.20	13.54
11/4/2548	1.00	15.34	1.00	15.03	1.00	14.30
12/4/2548	1.40	16.53	1.40	17.34	1.40	16.70
18/4/2548	0.80	17.12	0.80	16.23	0.80	17.45
20/4/2548	1.00	17.67	1.00	22.36	1.00	16.30
25/4/2548	1.40	19.70	1.40	21.45	1.40	18.02
27/4/2548	1.20	18.21	1.20	23.98	1.20	18.49
2/5/2548	0.80	19.24	0.80	24.17	0.80	21.76
4/5/2548	1.00	21.30	1.00	21.63	1.00	20.38
9/5/2548	1.00	18.31	1.00	21.02	1.00	15.75
11/5/2548	0.80	15.90	0.80	18.51	0.80	15.99
16/5/2548	1.54	15.56	1.54	21.83	1.54	18.57
18/5/2548	0.96	19.61	0.96	23.50	0.96	20.70
24/5/2548	0.77	15.90	0.77	19.02	0.77	16.78
25/5/2548	1.15	18.47	1.15	22.69	1.15	16.34
30/5/2548	0.80	16.27	0.80	20.12	0.80	18.12
1/6/2548	1.54	18.12	1.54	22.42	1.54	17.22
6/6/2548	0.96	20.70	0.96	22.90	0.96	17.45
8/6/2548	0.77	16.20	0.77	20.45	0.77	16.54
13/6/2548	0.77	17.90	0.77	22.21	0.77	17.02
15/6/2548	1.15	22.30	1.15	23.56	1.15	20.04
20/6/2548	0.96	18.67	0.96	22.60	0.96	17.45
22/6/2548	0.80	17.38	0.80	23.21	0.80	18.89

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข.10 ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85		COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70		COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
27/6/2548	0.77	17.60	0.77	22.70	0.77	17.28
29/6/2548	1.15	18.54	1.15	22.46	1.15	18.32
จำนวน*	19	19	19	19	19	19
ค่าเฉลี่ย*	0.99	18.22	0.99	22.05	0.99	18.06
SD.*	0.24	1.86	0.24	1.59	0.24	1.68

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข.11 ซัลไฟด์ในชุดดักก๊าซของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)			วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85	COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70	COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40		COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85	COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70	COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40
4/4/2548	10.50	14.20	10.20	25/5/2548	19.54	19.96	19.25
6/4/2548	9.43	17.90	14.50	30/5/2548	12.23	22.23	15.40
11/4/2548	13.53	10.30	12.10	1/6/2548	14.20	19.65	15.50
12/4/2548	14.65	15.34	13.75	6/6/2548	16.60	19.10	15.02
18/4/2548	18.70	12.23	16.50	8/6/2548	12.55	17.35	13.35
20/4/2548	14.55	20.30	13.90	13/6/2548	13.68	19.40	15.90
25/4/2548	18.10	22.45	15.45	15/6/2548	18.60	20.80	17.55
27/4/2548	14.12	20.10	16.20	20/6/2548	14.45	19.55	14.10
2/5/2548	15.50	21.22	18.20	22/6/2548	13.35	20.23	15.78
4/5/2548	17.34	18.60	17.65	27/6/2548	13.60	18.31	14.30
9/5/2548	14.80	17.80	18.90	29/6/2548	14.15	19.45	15.67
11/5/2548	11.60	20.95	17.23	จำนวน*	19	19	19
16/5/2548	12.15	22.33	19.20	ค่าเฉลี่ย*	14.79	19.68	16.57
18/5/2548	15.80	20.80	17.34	SD.*	2.20	1.60	1.77
24/5/2548	16.75	16.05	18.21				

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข.12 ก๊าซชีวภาพของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (มิลลิลิตรต่อวัน)			วัน/เดือน/ปี	ก๊าซชีวภาพ (มิลลิลิตรต่อวัน)		
	COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85	COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70	COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40		COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85	COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70	COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40
18/4/2548	780	960	690	6/6/2548	790	1,060	690
25/4/2548	870	790	810	13/6/2548	700	890	760
2/5/2548	960	980	890	20/6/2548	760	980	680
9/5/2548	870	1,100	850	27/6/2548	630	1,080	590
16/5/2548	760	1,020	800	จำนวน*	9	9	9
24/5/2548	820	970	710	ค่าเฉลี่ย*	800	1,000	750
30/5/2548	910	920	780	SD.*	103	71	93

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ภาคผนวก ค

การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Scientific and Technological Research Equipment Centre Chulalongkorn University
Building 2-3 Chula Soi 62 Phaya-Thai Rd. Phatumwan Bangkok 10330 Tel: 2188028-32, 2188101 Fax. 2540211

Analysis Result

Sample Details

Sample ID: Start up
Sample File: OTHER11
Sample Path: C:\
Sample Notes: Wet Analysis System
Dispersing medium : Water
Tested by Kaew Kajornchaiyakul

Run Number: 5
Record Number: 473

Measured: 17 May 2005 8:07PM
Analysed: 17 May 2005 8:07PM
Result Source: Analysed

System Details

Range Lens: 1000 mm
Presentation: 3OHD
Analysis Model: Polydisperse
Modifications: Active --

Beam Length: 10.00 mm
[Particle R.I. = (1.5295, 0.1000); Dispersant R.I. = 1.3300]
Killed Data Channels: Low 0; High 2

Sampler: MS17

Obscuration: 16.8 %
Residual: 1.056 %

Result Statistics

Distribution Type: Volume
Mean Diameters:
D [4, 3] = 462.79 um

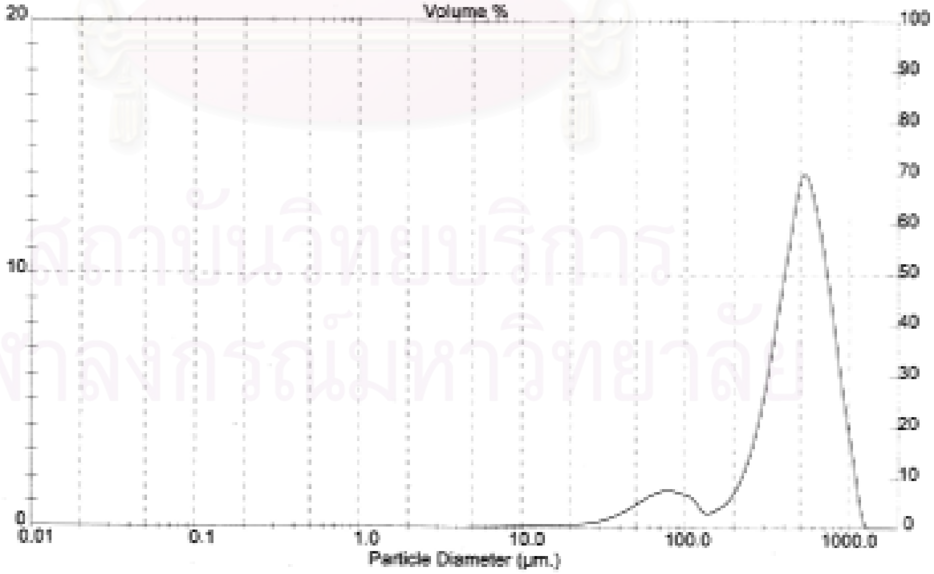
Concentration = 0.1523 %Vol
D (v, 0.1) = 117.86 um
D [3, 2] = 250.48 um

Density = 1.000 g / cub. cm
D (v, 0.5) = 469.45 um
Span = 1.424E+00

Specific S.A. = 0.0240 sq. m / g
D (v, 0.9) = 816.04 um
Uniformity = 3.983E-01

Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%
4.19	0.00	4.88	0.00
4.88	0.01	5.69	0.01
5.69	0.02	6.63	0.03
6.63	0.03	7.72	0.05
7.72	0.04	9.00	0.09
9.00	0.05	10.48	0.14
10.48	0.06	12.21	0.21
12.21	0.07	14.22	0.28
14.22	0.08	16.57	0.37
16.57	0.09	19.31	0.46
19.31	0.11	22.49	0.57
22.49	0.15	26.20	0.72
26.20	0.22	30.53	0.94
30.53	0.33	35.56	1.27
35.56	0.50	41.43	1.77
41.43	0.72	48.27	2.50
48.27	0.98	56.23	3.48
56.23	1.25	65.51	4.73
65.51	1.43	76.32	6.16
76.32	1.47	88.91	7.63
88.91	1.35	103.58	8.99
103.58	1.16	120.67	10.14

Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%
120.67	0.62	140.58	10.76
140.58	0.68	163.77	11.45
163.77	0.96	190.80	12.40
190.80	1.55	222.28	13.96
222.28	2.58	258.95	16.54
258.95	4.18	301.68	20.72
301.68	6.38	351.46	27.10
351.46	8.99	409.45	36.10
409.45	11.65	477.01	47.75
477.01	13.90	555.71	61.66
555.71	13.15	647.41	74.80
647.41	10.85	754.23	85.65
754.23	7.77	878.67	93.42
878.67	4.68	1023.66	98.10
1023.66	1.90	1192.56	100.00
1192.56	0.00	1389.33	100.00
1389.33	0.00	1618.57	100.00
1618.57	0.00	1885.64	100.00
1885.64	0.00	2196.77	100.00
2196.77	0.00	2559.23	100.00
2559.23	0.00	2981.51	100.00
2981.51	0.00	3473.45	100.00



Malvern Instruments Ltd.
Malvern, UK
Tel:0684 892456 Fax:0684 892789

Mastersizer S long bed Ver. 2.11
Serial Number: 32734-89

p. 2
17 May 05 08:10

รูปที่ ค.1 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของตะกอนก่อนเริ่มต้นเดินระบบ

ศูนย์เครื่องมือวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
Scientific and Technological Research Equipment Centre Chulalongkorn University
Building 2-3 Chula Soi 62 Phaya-Thai Rd. Phatumwan Bangkok 10330 Tel. 2188029-32, 2188161 Fax. 2540211

Analysis Result

Sample Details

Sample ID: Reactor 1 | Run Number: 5 | Measured: 17 May 2005 8:14PM
Sample File: OTHER11 | Record Number: 468 | Analysed: 17 May 2005 8:14PM
Sample Path: C:\ | Result Source: Analysed
Sample Notes: Wet Analysis System
Dispersing medium : Water
Tested by Kaew Kajornchaiyakul

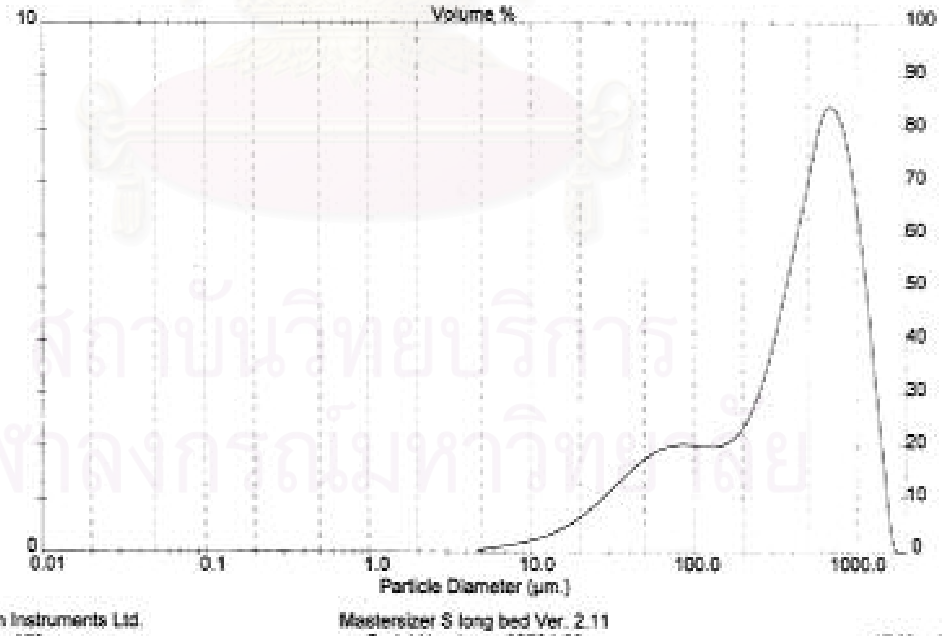
System Details

Range Lens: 1000 mm | Beam Length: 10.00 mm | Sampler: MS17 | Obscuration: 15.3 %
Presentation: 3OHD | [Particle R.I. = (1.5295, 0.1000); Dispersant R.I. = 1.3300]
Analysis Model: Polydisperse | Residual: 1.520 %
Modifications: Active -- | Killed Data Channels: Low 0; High 2

Result Statistics

Distribution Type: Volume | Concentration = 0.0716 %Vol | Density = 1.000 g / cub. cm | Specific S.A. = 0.0454 sq. m / g
Mean Diameters: | D (v, 0.1) = 51.97 um | D (v, 0.5) = 480.94 um | D (v, 0.9) = 1020.62 um
D [4, 3] = 499.53 um | D [3, 2] = 132.30 um | Span = 2.101E+00 | Uniformity = 6.619E-01

Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%	Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%
4.19	0.03	4.88	0.03	120.67	1.98	140.58	22.86
4.88	0.03	5.69	0.06	140.58	2.02	163.77	24.90
5.69	0.09	6.63	0.16	163.77	2.15	190.80	27.05
6.63	0.12	7.72	0.31	190.80	2.42	222.28	29.47
7.72	0.16	9.00	0.47	222.28	2.85	258.95	32.32
9.00	0.21	10.48	0.68	258.95	3.49	301.68	35.81
10.48	0.26	12.21	0.94	301.68	4.28	351.46	40.09
12.21	0.34	14.22	1.28	351.46	5.20	409.45	45.29
14.22	0.43	16.57	1.71	409.45	6.18	477.01	51.47
16.57	0.55	19.31	2.25	477.01	7.16	555.71	58.63
19.31	0.69	22.49	2.94	555.71	8.12	647.41	66.75
22.49	0.86	26.20	3.80	647.41	8.39	754.23	75.14
26.20	1.04	30.53	4.84	754.23	8.01	878.67	83.15
30.53	1.24	35.56	6.08	878.67	6.97	1023.66	90.12
35.56	1.44	41.43	7.52	1023.66	5.35	1192.56	95.47
41.43	1.63	48.27	9.15	1192.56	3.29	1389.33	98.76
48.27	1.79	56.23	10.94	1389.33	1.24	1618.57	100.00
56.23	1.91	65.51	12.85	1618.57	0.00	1885.64	100.00
65.51	1.99	76.32	14.85	1885.64	0.00	2196.77	100.00
76.32	2.02	88.91	16.87	2196.77	0.00	2559.23	100.00
88.91	2.02	103.58	18.89	2559.23	0.00	2981.51	100.00
103.58	2.00	120.67	20.88	2981.51	0.00	3473.45	100.00



Malvern Instruments Ltd. | Mastersizer S long bed Ver. 2.11 | p. 5
Malvern, UK | Serial Number: 32734-89 | 17 May 05 08:22
Tel:0684 892456 Fax:0684 892789

รูปที่ ค.2 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 1

Scientific and Technological Research Equipment Centre Chulalongkorn University
Building 2-3 Chula Soi 62 Phaya-Thai Rd. Phatumwan Bangkok 10330 Tel. 2188029-32, 2188181 Fax. 2540211

Analysis Result

Sample Details

Sample ID: Reactor 2
Sample File: OTHER11
Sample Path: C:\
Sample Notes: Wet Analysis System
Dispersing medium : Water
Tested by Kaew Kajornchaiyakul

Run Number: 13
Record Number: 533

Measured: 17 May 2005 8:35PM
Analysed: 17 May 2005 8:35PM
Result Source: Analysed

System Details

Range Lens: 1000 mm
Presentation: 3OHD
Analysis Model: Polydisperse
Modifications: Active --

Beam Length: 10.00 mm
[Particle R.I. = (1.5295, 0.1000); Dispersant R.I. = 1.3300]
Killed Data Channels: Low 0; High 2

Sampler: MS17

Obscuration: 15.9 %
Residual: 1.700 %

Result Statistics

Distribution Type: Volume
Mean Diameters:
D [4, 3] = 663.14 um

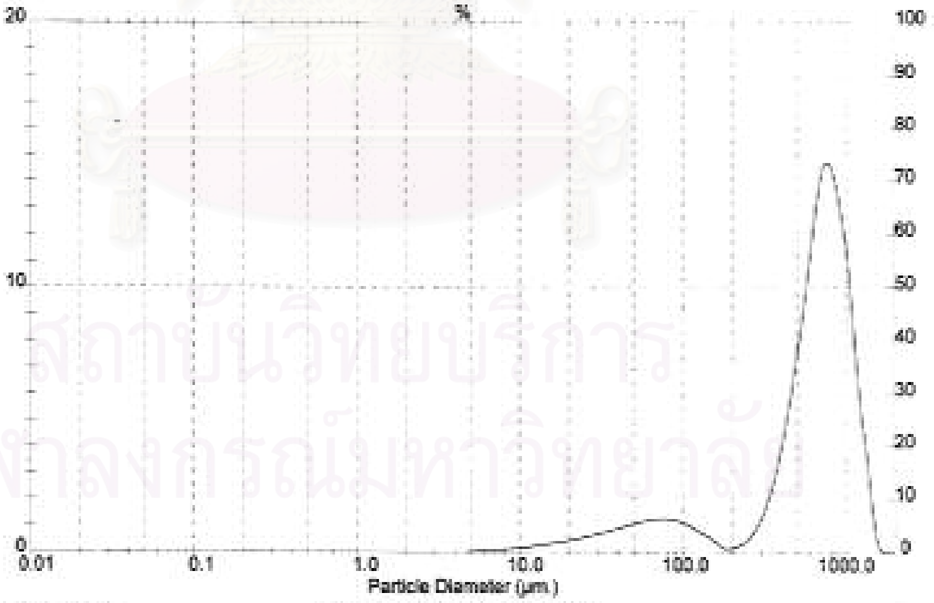
Concentration = 0.1178 %Vol
D (v, 0.1) = 91.78 um
D [3, 2] = 195.07 um

Density = 1.000 g / cub. cm
D (v, 0.5) = 585.23 um
Span = 1.470E+00

Specific S.A. = 0.0308 sq. m / g
D (v, 0.9) = 1068.83 um
Uniformity = 3.948E-01

Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%
4.19	0.01	4.88	0.01
4.88	0.04	5.69	0.05
5.69	0.06	6.63	0.11
6.63	0.09	7.72	0.20
7.72	0.13	9.00	0.33
9.00	0.17	10.48	0.49
10.48	0.21	12.21	0.70
12.21	0.27	14.22	0.97
14.22	0.33	16.57	1.30
16.57	0.39	19.31	1.69
19.31	0.47	22.49	2.16
22.49	0.55	26.20	2.70
26.20	0.64	30.53	3.34
30.53	0.74	35.56	4.08
35.56	0.85	41.43	4.94
41.43	0.97	48.27	5.91
48.27	1.09	56.23	6.99
56.23	1.19	65.51	8.18
65.51	1.25	76.32	9.43
76.32	1.24	88.91	10.67
88.91	1.15	103.58	11.82
103.58	0.97	120.67	12.79

Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%
120.67	0.73	140.58	13.51
140.58	0.49	163.77	14.00
163.77	0.18	190.80	14.18
190.80	0.19	222.28	14.36
222.28	0.37	258.95	14.74
258.95	0.85	301.68	15.58
301.68	1.74	351.46	17.33
351.46	3.21	409.45	20.53
409.45	5.32	477.01	25.86
477.01	8.03	555.71	33.89
555.71	11.09	647.41	44.98
647.41	14.14	754.23	59.12
754.23	14.40	878.67	73.52
878.67	12.38	1023.66	85.90
1023.66	8.64	1192.56	94.54
1192.56	4.50	1389.33	99.03
1389.33	0.97	1618.57	100.00
1618.57	0.00	1885.64	100.00
1885.64	0.00	2196.77	100.00
2196.77	0.00	2559.23	100.00
2559.23	0.00	2981.51	100.00
2981.51	0.00	3473.45	100.00



Malvern Instruments Ltd.
Malvern, UK
Tel:0684 892456 Fax:0684 892789

Mastersizer S long bed Ver. 2.11
Serial Number: 32734-89

p. 12
17 May 05 08:37

รูปที่ ค.3 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 1

Scientific and Technological Research Equipment Centre Chulalongkorn University
Building 2-3 Chula Soi 62 Phaya-Thai Rd. Phatumwan Bangkok 10330 Tel. 2188029-32, 2188181 Fax. 2540211

Analysis Result

Sample Details

Sample ID: Reactor 3 Run Number: 6 Measured: 17 May 2005 8:34PM
Sample File: OTHER11 Record Number: 527 Analysed: 17 May 2005 8:34PM
Sample Path: C:\ Result Source: Analysed
Sample Notes: Wet Analysis System
Dispersing medium : Water
Tested by Kaew Kajornchaiyakul

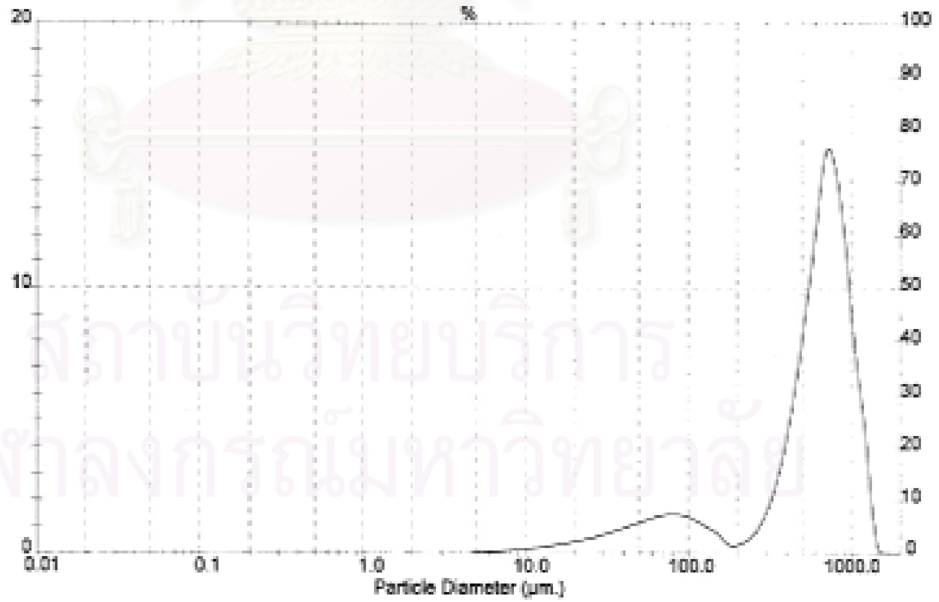
System Details

Range Lens: 1000 mm Beam Length: 10.00 mm Sampler: MS17 Obscuration: 14.9 %
Presentation: 3OHD [Particle R.I. = (1.5295, 0.1000); Dispersant R.I. = 1.3300]
Analysis Model: Polydisperse Residual: 1.259 %
Modifications: Active -- Killed Data Channels: Low 0; High 2

Result Statistics

Distribution Type: Volume Concentration = 0.0984 %Vol Density = 1.000 g / cub. cm Specific S.A. = 0.0321 sq. m / g
Mean Diameters: D (v, 0.1) = 76.48 um D (v, 0.5) = 640.68 um D (v, 0.9) = 1009.76 um
D [4, 3] = 609.68 um D [3, 2] = 187.18 um Span = 1.456E+00 Uniformity = 4.031E-01

Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%	Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%
4.19	0.01	4.88	0.01	120.67	0.98	140.58	15.05
4.88	0.03	5.69	0.05	140.58	0.72	163.77	15.77
5.69	0.06	6.63	0.11	163.77	0.32	190.80	16.09
6.63	0.08	7.72	0.19	190.80	0.35	222.28	16.44
7.72	0.12	9.00	0.31	222.28	0.59	258.95	17.03
9.00	0.15	10.48	0.46	258.95	1.15	301.68	18.19
10.48	0.20	12.21	0.66	301.68	2.16	351.46	20.34
12.21	0.25	14.22	0.91	351.46	3.73	409.45	24.08
14.22	0.31	16.57	1.22	409.45	5.99	477.01	30.06
16.57	0.38	19.31	1.60	477.01	8.84	555.71	38.91
19.31	0.46	22.49	2.06	555.71	12.03	647.41	50.93
22.49	0.55	26.20	2.62	647.41	15.13	754.23	66.06
26.20	0.66	30.53	3.27	754.23	14.13	878.67	80.19
30.53	0.78	35.56	4.05	878.67	10.61	1023.66	90.80
35.56	0.91	41.43	4.96	1023.66	6.46	1192.56	97.26
41.43	1.05	48.27	6.01	1192.56	2.74	1389.33	100.00
48.27	1.20	56.23	7.21	1389.33	0.00	1618.57	100.00
56.23	1.34	65.51	8.55	1618.57	0.00	1885.64	100.00
65.51	1.43	76.32	9.98	1885.64	0.00	2196.77	100.00
76.32	1.46	88.91	11.44	2196.77	0.00	2559.23	100.00
88.91	1.40	103.58	12.83	2559.23	0.00	2981.51	100.00
103.58	1.23	120.67	14.06	2981.51	0.00	3473.45	100.00



Malvern Instruments Ltd. Mastersizer S long bed Ver. 2.11 p. 10
Malvern, UK Serial Number: 32734-89 17 May 05 08:36
Tel:0684 892456 Fax:0684 892789

รูปที่ ค.4 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 1

[illegible]

Scientific and Technological Research Equipment Centre Chulalongkorn University
Building 3-3 Chula Soi 62 Phaya-Thai Rd. Phatumwan Bangkok 10330 Tel. 2188809-82, 2188101 Fax. 2540211

Analysis Result

Sample Details

Sample ID: Reactor 1
Sample File: OTHER13
Sample Path: C:\
Sample Notes: Wet Analysis System
Dispersing medium : Water
Tested by Kaew Kajornchaiyakul

Run Number: 9
Record Number: 607

Measured: 11 Jul 2005 14:54PM
Analysed: 11 Jul 2005 14:54PM
Result Source: Analysed

System Details

Range Lens: 1000 mm
Presentation: 3OHD
Analysis Model: Polydisperse
Modifications: Active --

Beam Length: 10.00 mm
[Particle R.I. = (1.5295, 0.1000); Dispersant R.I. = 1.3300]
Killed Data Channels: Low: 0, High: 2

Sampler: MS17
Obscuration: 21.5 %
Residual: 0.526 %

Result Statistics

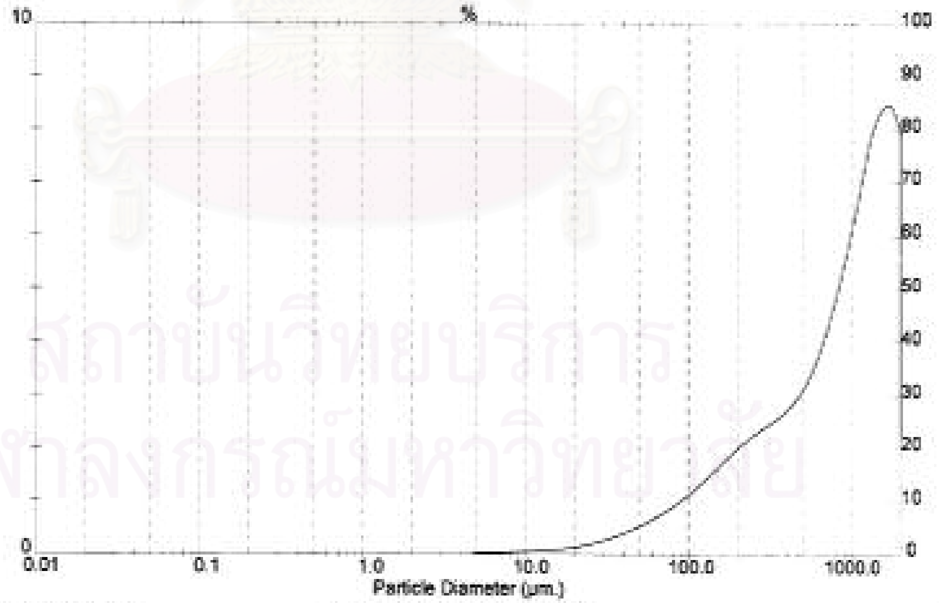
Distribution Type: Volume
Mean Diameters:
D [4, 3] = 1151.93 um

Concentration = 0.2538 %Vol
D (v, 0.1) = 155.54 um
D [3, 2] = 318.21 um

Density = 1.000 g / cub. cm
D (v, 0.5) = 1059.87 um
Span = 2.046E+00

Specific S.A. = 0.0189 sq. m / g
D (v, 0.9) = 2317.93 um
Uniformity = 6.436E-01

Size_Low (um)	In %	Size_High (um)	Under%	Size_Low (um)	In %	Size_High (um)	Under%
4.19	0.01	4.88	0.01	120.67	1.45	140.58	8.96
4.88	0.02	5.69	0.04	140.58	1.63	163.77	10.57
5.69	0.03	6.63	0.07	163.77	1.83	190.80	12.41
6.63	0.04	7.72	0.11	190.80	2.02	222.28	14.43
7.72	0.05	9.00	0.16	222.28	2.19	258.95	16.62
9.00	0.06	10.48	0.21	258.95	2.34	301.68	18.96
10.48	0.06	12.21	0.28	301.68	2.48	351.46	21.45
12.21	0.08	14.22	0.35	351.46	2.64	409.45	24.09
14.22	0.09	16.57	0.45	409.45	2.86	477.01	26.95
16.57	0.12	19.31	0.56	477.01	3.17	555.71	30.12
19.31	0.15	22.49	0.71	555.71	3.61	647.41	33.73
22.49	0.19	26.20	0.90	647.41	4.21	754.23	37.94
26.20	0.24	30.53	1.14	754.23	4.93	878.67	42.88
30.53	0.30	35.56	1.44	878.67	5.79	1023.66	48.68
35.56	0.38	41.43	1.82	1023.66	6.72	1192.56	55.40
41.43	0.46	48.27	2.28	1192.56	7.73	1389.33	63.13
48.27	0.56	56.23	2.83	1389.33	8.31	1618.57	71.44
56.23	0.68	65.51	3.50	1618.57	8.41	1885.64	79.85
65.51	0.78	76.32	4.28	1885.64	7.75	2196.77	87.61
76.32	0.92	88.91	5.20	2196.77	6.28	2559.23	93.89
88.91	1.07	103.58	6.27	2559.23	4.13	2981.51	98.02
103.58	1.24	120.67	7.51	2981.51	1.98	3473.45	100.00



Malvern Instruments Ltd.
Malvern, UK
Tel:0684 892456 Fax:0684 892789

Mastersizer S long bed Ver. 2.11
Serial Number: 32734-89

p. 21
11 Jul 05 14:57

รูปที่ ค.5 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85 หลังการทดลองช่วงที่ 2

Scientific and Technological Research Equipment Centre Chulalongkorn University
Building 2-3 Chula Soi 62 Phaya-Thai Rd. Phatumwan Bangkok 10330 Tel. 2188020-02, 2188101 Fax. 2540211

Analysis Result

Sample Details

Sample ID: Reactor 2 Run Number: 1 Measured: 11 Jul 2005 14:43PM
Sample File: OTHER13 Record Number: 589 Analysed: 11 Jul 2005 14:43PM
Sample Path: C:\ Result Source: Analysed
Sample Notes: Wet Analysis System
Dispersing medium : Water
Tested by Kaew Kajornchaiyakul

System Details

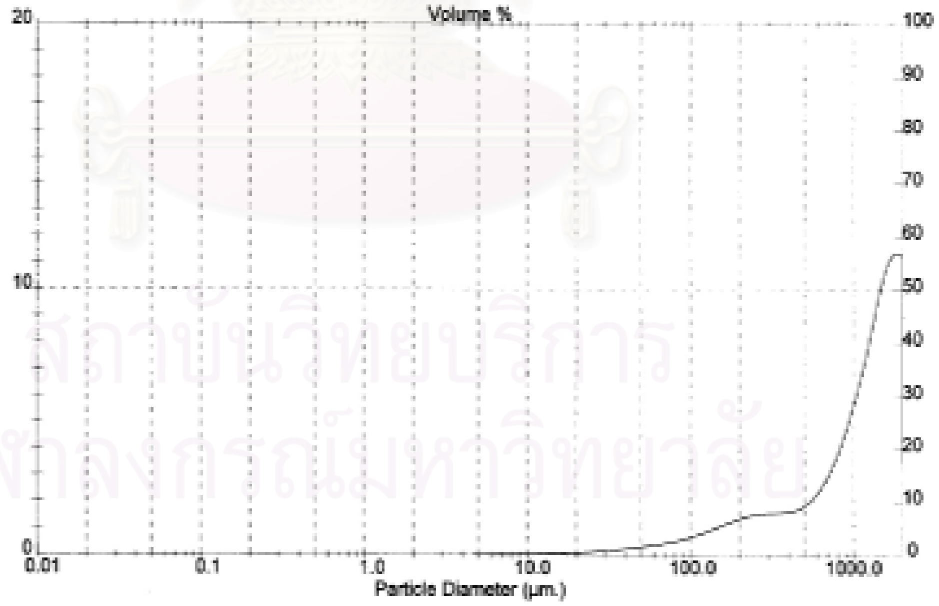
Range Lens: 1000 mm Beam Length: 10.00 mm Sampler: MS17 Obscuration: 20.7 %
Presentation: 3OHD [Particle R.I. = (1.5295, 0.1000); Dispersant R.I. = 1.3300]
Analysis Model: Polydisperse Residual: 1.144 %
Modifications: Active -- Killed Data Channels: Low 0; High 2

Result Statistics

Distribution Type: Volume Concentration = 0.3579 %Vol Density = 1.000 g / cub. cm Specific S.A. = 0.0128 sq. m / g
Mean Diameters: D (v, 0.1) = 348.15 um D (v, 0.5) = 1434.26 um D (v, 0.9) = 2644.52 um
D [4, 3] = 1430.66 um D [3, 2] = 469.39 um Span = 1.601E+00 Uniformity = 4.790E-01

Size_Low (um)	In %	Size_High (um)	Under%
4.19	0.01	4.88	0.01
4.88	0.01	5.69	0.02
5.69	0.02	6.63	0.04
6.63	0.02	7.72	0.06
7.72	0.03	9.00	0.09
9.00	0.03	10.48	0.12
10.48	0.04	12.21	0.15
12.21	0.04	14.22	0.20
14.22	0.05	16.57	0.25
16.57	0.07	19.31	0.33
19.31	0.09	22.49	0.42
22.49	0.12	26.20	0.53
26.20	0.15	30.53	0.68
30.53	0.18	35.56	0.87
35.56	0.22	41.43	1.09
41.43	0.27	48.27	1.36
48.27	0.32	56.23	1.67
56.23	0.37	65.51	2.05
65.51	0.44	76.32	2.49
76.32	0.52	88.91	3.01
88.91	0.63	103.58	3.64
103.58	0.75	120.67	4.39

Size_Low (um)	In %	Size_High (um)	Under%
120.67	0.90	140.58	5.29
140.58	1.06	163.77	6.35
163.77	1.22	190.80	7.58
190.80	1.37	222.28	8.95
222.28	1.47	258.95	10.42
258.95	1.54	301.68	11.95
301.68	1.56	351.46	13.51
351.46	1.58	409.45	15.10
409.45	1.67	477.01	16.77
477.01	1.88	555.71	18.65
555.71	2.30	647.41	20.94
647.41	2.95	754.23	23.90
754.23	3.91	878.67	27.82
878.67	5.15	1023.66	32.97
1023.66	6.65	1192.56	39.62
1192.56	8.36	1389.33	47.99
1389.33	10.27	1618.57	58.27
1618.57	11.25	1885.64	69.52
1885.64	11.16	2196.77	80.68
2196.77	9.65	2559.23	90.33
2559.23	6.61	2981.51	96.94
2981.51	3.06	3473.45	100.00



Malvern Instruments Ltd. Mastersizer S long bed Ver. 2.11 p. 17
Malvern, UK Serial Number: 32734-89 11 Jul 05 14:49
Tel:0684 892456 Fax:0684 892789

รูปที่ ค.6 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70 หลังการทดลองช่วงที่ 2

[illegible]
Scientific and Technological Research Equipment Centre   Chulalongkorn University
Building 3-3 Chula Soi 62 Phaya-Thai Rd. Phatumwan Bangkok 10330 Tel. 2188029-82, 2188161   Fax. 2540211

Analysis Result

Sample Details

Sample ID: Reactor 3
Sample File: OTHER13
Sample Path: C:\
Sample Notes: Wet Analysis System
Dispersing medium : Water
Tested by Kaew Kajornchaiyakul

Run Number: 3
Record Number: 616

Measured: 11 Jul 2005 15:01PM
Analysed: 11 Jul 2005 15:01PM
Result Source: Analysed

System Details

Range Lens: 1000 mm
Presentation: 3OHD
Analysis Model: Polydisperse
Modifications: Active --

Beam Length: 10.00 mm
[Particle R.I. = (1.5295, 0.1000); Dispersant R.I. = 1.3300]
Killed Data Channels: Low 0; High 2

Sampler: MS17
Obscuration: 17.6 %
Residual: 1.459 %

Result Statistics

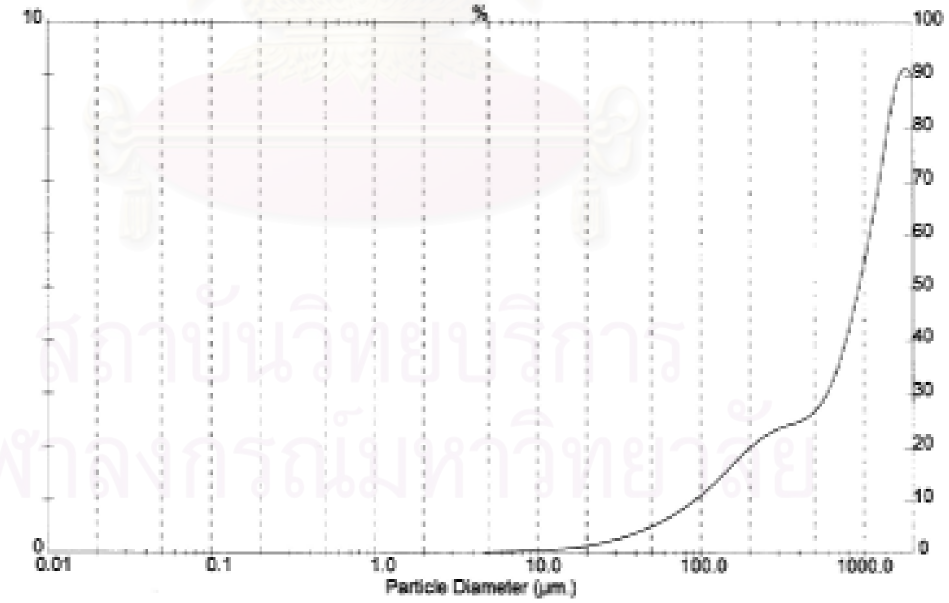
Distribution Type: Volume
Mean Diameters:
D [4, 3] = 1229.36 um

Concentration = 0.2121 %Vol
D (v, 0.1) = 156.82 um
D [3, 2] = 332.30 um

Density = 1.000 g / cub. cm
D (v, 0.5) = 1185.42 um
Span = 1.952E+00

Specific S.A. = 0.0181 sq. m / g
D (v, 0.9) = 2433.33 um
Uniformity = 5.184E-01

Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%	Size Low (um)	In %	Size High (um)	Under%
4.19	0.01	4.88	0.01	120.67	1.42	140.58	8.72
4.88	0.02	5.69	0.03	140.58	1.63	163.77	10.34
5.69	0.03	6.63	0.05	163.77	1.84	190.80	12.18
6.63	0.03	7.72	0.09	190.80	2.03	222.28	14.21
7.72	0.04	9.00	0.13	222.28	2.19	258.95	16.40
9.00	0.05	10.48	0.18	258.95	2.31	301.68	18.71
10.48	0.06	12.21	0.24	301.68	2.39	351.46	21.10
12.21	0.07	14.22	0.31	351.46	2.46	409.45	23.56
14.22	0.09	16.57	0.40	409.45	2.55	477.01	26.12
16.57	0.11	19.31	0.52	477.01	2.73	555.71	28.85
19.31	0.15	22.49	0.66	555.71	3.05	647.41	31.89
22.49	0.19	26.20	0.85	647.41	3.55	754.23	35.45
26.20	0.24	30.53	1.08	754.23	4.26	878.67	39.71
30.53	0.30	35.56	1.38	878.67	5.14	1023.66	44.85
35.56	0.36	41.43	1.74	1023.66	6.15	1192.56	50.99
41.43	0.44	48.27	2.19	1192.56	7.28	1389.33	58.27
48.27	0.54	56.23	2.72	1389.33	8.51	1618.57	66.79
56.23	0.64	65.51	3.36	1618.57	9.10	1885.64	75.89
65.51	0.76	76.32	4.12	1885.64	8.88	2196.77	84.74
76.32	0.89	88.91	5.02	2196.77	7.54	2559.23	92.29
88.91	1.05	103.58	6.07	2559.23	5.20	2981.51	97.49
103.58	1.23	120.67	7.29	2981.51	2.51	3473.45	100.00



Malvern Instruments Ltd.
Malvern, UK
Tel:0684 892456 Fax:0684 892789

Mastersizer S long bed Ver. 2.11
Serial Number: 32734-89

p. 25
11 Jul 05 15:05

รูปที่ ค.7 การกระจายขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40 หลังการทดลองช่วงที่ 2

ภาคผนวก ง
การหาค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน
(Specific Methanogenic Activity; SMA)

การศึกษาความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทนจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ จะใช้แบบจำลอบแบบ Batch ใส่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์และสารอาหารเพียงครั้งเดียว โดยไม่มีการเติมเข้าไปอีก ทำการทดลองโดยควบคุมอุณหภูมิให้อยู่ที่ประมาณ 35 องศาเซลเซียส

อุปกรณ์การทดลองและวิธีการทดลอง

ในการทดลองหาค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity; SMA) จะใช้อุปกรณ์ทดลองแสดงดังรูปที่ ง.1

รูปที่ ง.1 อุปกรณ์ที่ใช้ในการหาค่าความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity; SMA)

อุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง 1 ชุด ประกอบด้วยขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มิลลิลิตร สำหรับใส่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ มีจุกยางสำหรับปิดปากขวดซึ่งสอดท่อแก้วนำก๊าซซึ่งต่อกับสายยางซิลิโคน เพื่อนำก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นผ่านไปยังขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มิลลิลิตรอีกใบหนึ่ง มีจุกยางสำหรับปิดปากขวดเจาะรูสองรู สอดท่อแก้วนำก๊าซ 2 ท่อ ท่อหนึ่งยาวจุ่มลงไปในสารละลายในขวด ซึ่งคือสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) ความเข้มข้นประมาณ 1 นอร์มัล เพื่อดักก๊าซอื่นๆ นอกเหนือจากก๊าซมีเทน เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ละลายลงไป ส่วนก๊าซมีเทนจะแยกตัว

ออกมาแล้วเข้าสู่ท่อแก้วนำก๊าซอีกท่อหนึ่งที่ต่อกับสายยางซิลิโคน เพื่อนำก๊าซมีเทนไปยังอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น โดยอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซมีเทนจะใช้บิวเรตขนาด 50 มิลลิลิตร จำนวน 2 อัน บรรจุน้ำที่ทราบระดับแน่นอน และใช้สายยางซิลิโคนเชื่อมต่อบิวเรตทั้ง 2 อันเข้าด้วยกันที่บริเวณด้านล่างของบิวเรตให้มีลักษณะคล้ายกับตัวอักษรยู (U) โดยก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจะผ่านสายยางซิลิโคนเข้าสู่ทางด้านบนของบิวเรต เข้าไปแทนที่น้ำที่อยู่ในบิวเรตทำให้ระดับน้ำด้านหนึ่งของบิวเรตลดลง อ่านระดับน้ำที่ลดลงเทียบกับระดับน้ำเริ่มต้นก็จะทำให้สามารถวัดปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นได้

สารอาหารที่ใช้ คือ กรดอะซิติก โดยทำการผสมกับน้ำกลั่นให้มีค่าซีโอดีประมาณ 2,500 มิลลิกรัมต่อลิตร นำตะกอนจุลินทรีย์จากระบบยูเอเอสบีมาประมาณ 25 มิลลิลิตร ผสมกับสารอาหารให้ได้ปริมาณรวมเท่ากับ 150 มิลลิลิตร หลังจากผสมสารอาหารกับตะกอนจุลินทรีย์แล้วให้ปรับพีเอชด้วยโซเดียมไฮโดรเจนคาร์บอเนต ($NaHCO_3$) ให้มีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 7.2-7.5 นำขวดรูปชมพู่ที่ใส่ตะกอนจุลินทรีย์ไปวางบนชุดควบคุมอุณหภูมิ ควบคุมอุณหภูมิให้อยู่ที่ประมาณ 35 องศาเซลเซียส บันทึกปริมาตรก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นที่ช่วงเวลาต่างๆ ตลอดการทดลอง นำค่าที่ได้ไปสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาตรก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นสะสมกับเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยาเพื่อหาค่าความชันของกราฟในช่วงที่มีค่ามากที่สุด ซึ่งช่วงที่กราฟมีความชันมากที่สุด ค่าความชันที่ได้จะเป็นค่าอัตราการเกิดก๊าซมีเทน

สูตรที่ใช้ในการคำนวณหา Specific Methanogenic Activity (SMA)

การหาค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) จะหาในช่วงที่อัตราการเกิดก๊าซมีเทนสูงสุดในระหว่างการทดลอง โดยสามารถคำนวณได้จาก

$$\text{SMA} = \frac{R}{CFxVxVSS}$$

เมื่อ SMA = ค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) หรือ ความสามารถจำเพาะของแบคทีเรียสร้างมีเทน (g COD-CH_4/g VSS-day)

R = อัตราการเกิดก๊าซมีเทน (mL-CH_4/day) หาได้จากค่าความชันของกราฟปริมาตรก๊าซมีเทนที่เกิดกับเวลา

CF = Conversion Factor (mL-CH_4/gCOD) ซึ่งหาจากตาราง ง.1

V = Effective volume ของ Reactor (L)

VSS = ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (Volatile Suspended Solid) ของตะกอนจุลินทรีย์ (g VSS/L)

ตารางที่ ง.1 ค่า Conversion Factor (CF) ที่อุณหภูมิต่างๆ

อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	ค่าConversion Factor (CF) (mL-CH_4/gCOD)
10	363
15	369
20	376
25	382
30	388
35	395
40	401
45	408

ตัวอย่างการคำนวณหาค่า Specific Methanogenic Activity (SMA)

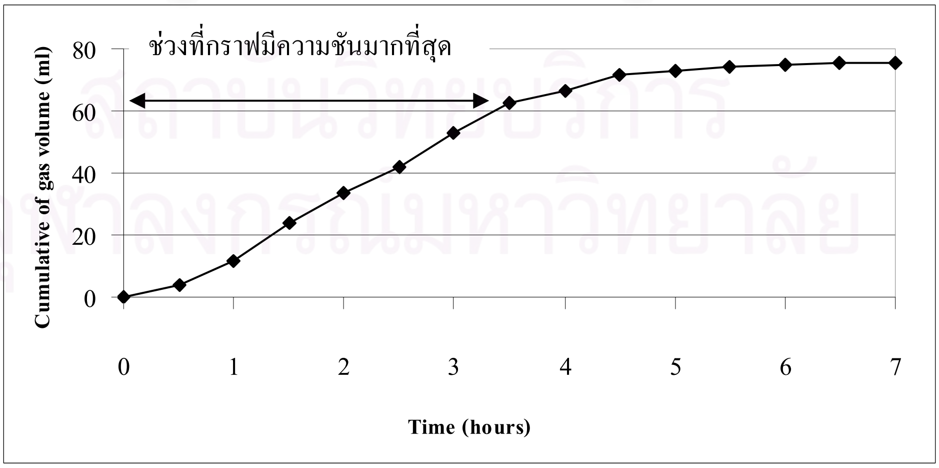
ในที่นี้จะขอคำนวณการหาค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) ของตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มต้นเดินระบบเป็นตัวอย่าง โดยเมื่อนำตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์ไปดำเนินการตามวิธีการทดลองที่ได้กล่าวไว้แล้วข้างต้น จะได้ข้อมูลของปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นที่ช่วงเวลาต่างๆ ตลอดการทดลองแสดงดังตารางที่ ง.2

นำข้อมูลที่ได้ในตารางที่ ง.2 มาสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณก๊าซมีเทนสะสมกับเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยา จะได้กราฟดังรูปที่ ง.2

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ง.2 ข้อมูลดิบของปริมาตรก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นช่วงเวลาต่างๆ ตลอดการทดลองของตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มต้นเดินระบบ

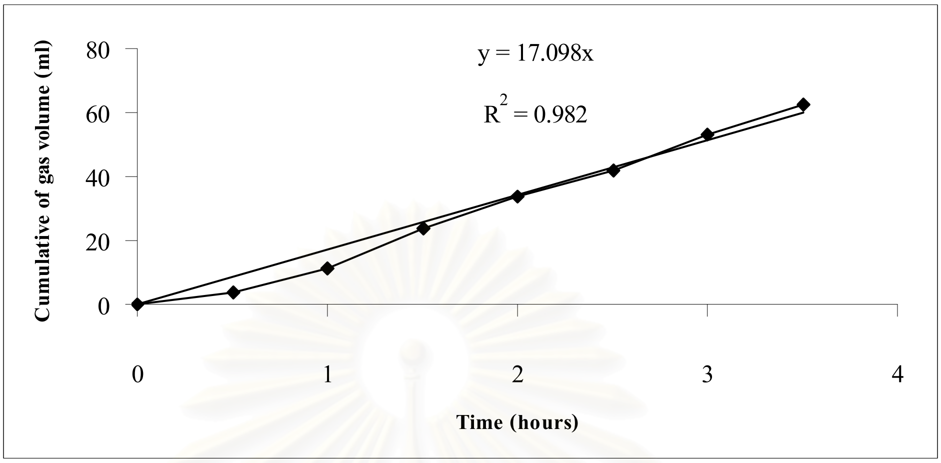
เวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น (มิลลิลิตร)	ปริมาณก๊าซมีเทนสะสม (มิลลิลิตร)
0	0.00	0.00
0.5	4.00	4.00
1.0	7.55	11.55
1.5	12.05	23.60
2.0	10.20	33.80
2.5	8.00	41.80
3.0	11.25	53.05
3.5	9.30	62.35
4.0	4.00	66.35
4.5	5.25	71.60
5.0	1.50	73.10
5.5	1.00	74.10
6.0	0.70	74.80
6.5	0.45	75.25
7.0	0.10	75.35



รูปที่ ง.2 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณก๊าซมีเทนสะสมกับเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยา

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

นำกราฟช่วงที่มีความชันมากที่สุดไปหาค่าความชันจะได้ดังรูปที่ ง.3 ซึ่งค่าความชันที่ได้คือ ค่าอัตราการเกิดก๊าซมีเทน



รูปที่ ง.3 ค่าอัตราการเกิดก๊าซมีเทน

จากกราฟจะได้

อัตราการเกิดก๊าซมีเทน (ความชันของกราฟ) = 17.098 mL-CH_4/day

ค่า Conversion Factor ที่อุณหภูมิ 35 $^{\circ}$c = 395 mL-CH_4/gCOD

ค่า Effective Volume ของ Reactor = 0.225 L

ค่า Volatile Suspended Solid = 27.95 gVSS/L

จากสูตร $$SMA = \frac{R}{CFxVxVSS}$$

แทนค่า SMA = (17.098 x 24) / (395 x 0.225 x 27.95)

ดังนั้น SMA = 0.17 gCOD-CH_4 / gVSS-day

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ผลการทดลอง

ตารางที่ ง.3 ค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca $^{2+}$ = 10:0.85

ระยะเวลาเดินระบบ (วัน)	อัตราการเกิดก๊าซมีเทน (R) (mL-CH_4/day)	VSS (gVSS/L)	Specific Methanogenic Activity (SMA) (gCOD-CH_4/gVSS-day)
0	17.098	27.95	0.17
30	10.598	23.85	0.12
75	13.490	26.02	0.14
120	12.461	30.59	0.11
165	8.336	28.14	0.08
225	14.153	31.85	0.12
270	9.988	29.97	0.09

ตารางที่ ง.4 ค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca $^{2+}$ = 10:1.70

ระยะเวลาเดินระบบ (วัน)	อัตราการเกิดก๊าซมีเทน (R) (mL-CH_4/day)	VSS (gVSS/L)	Specific Methanogenic Activity (SMA) (gCOD-CH_4/gVSS-day)
0	17.098	27.95	0.17
30	9.377	23.02	0.11
75	18.622	29.58	0.17
120	15.622	32.45	0.13
165	13.620	30.65	0.15
225	18.830	31.78	0.16
270	17.368	33.50	0.14

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ง.5 ค่า Specific Methanogenic Activity (SMA) ของถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca $^{2+}$ = 10:3.40

ระยะเวลาเดินระบบ (วัน)	อัตราการเกิดก๊าซมีเทน (R) (mL-CH_4/day)	VSS (gVSS/L)	Specific Methanogenic Activity (SMA) (gCOD-CH_4/gVSS-day)
0	17.098	27.95	0.17
30	12.748	24.59	0.14
75	12.857	21.70	0.16
120	11.149	27.37	0.11
165	12.088	25.11	0.13
225	7.759	23.28	0.09
270	6.226	24.02	0.07

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก จ

การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซและการคำนวณสมดุลมวลของสารในระบบ

ความดันพาร์เชียลก๊าซชีวภาพ คือสัดส่วนของก๊าซแต่ละชนิดที่เป็นองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพทั้งหมด โดยก๊าซชีวภาพในงานวิจัยนี้กำหนดให้ประกอบด้วยก๊าซ 4 ชนิด คือ ก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และก๊าซไนโตรเจน แต่เนื่องจากมีการติดตั้งชุดดักก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ไว้ก่อนหน้าอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซแบบแทนที่น้ำ ทำให้ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นถูกดักไว้ก่อนที่จะรวบรวมก๊าซที่เกิดขึ้นเข้าสู่อุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซแบบแทนที่น้ำ ดังนั้นปริมาตรของก๊าซที่ได้จะประกอบด้วย ก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจนเท่านั้น

จากผลการวิเคราะห์ก๊าซด้วยเครื่อง Gas Chromatography เมื่อนำมาคำนวณสัดส่วนของก๊าซแต่ละชนิด โดยกำหนดว่าตัวอย่างก๊าซที่นำมาวิเคราะห์มีเฉพาะก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจนเท่านั้น จะได้ผลดังตารางที่ จ.1

ตารางที่ จ.1 สัดส่วนของก๊าซแต่ละชนิดจากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Gas Chromatography

ถังปฏิกรณ์ที่ 1	% CH_4	%CO_2	%N_2
1. COD:Ca^{2+} = 10:0.85	75.32	12.67	12.04
2. COD:Ca^{2+} = 10:1.70	76.52	12.50	10.98
3. COD:Ca^{2+} = 10:3.40	72.95	11.05	16.00

ตัวอย่าง การคำนวณสมดุลมวลของซีโอดี

จากข้อมูลในตารางที่ 4.12 ของการทดลองที่ 2 ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85 อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ 24 ลิตรต่อวัน

ซีโอดีเข้า	598	มิลลิกรัมต่อลิตร
ซีโอดีออก	183	มิลลิกรัมต่อลิตร
ซัลเฟตเข้า	98.78	มิลลิกรัมต่อลิตร
ซัลเฟตออก	33.90	มิลลิกรัมต่อลิตร
ไนเตรทเข้า	70.13	มิลลิกรัมต่อลิตร
ไนเตรทออก	22.18	มิลลิกรัมต่อลิตร
ก๊าซทั้งหมดต่อวัน	800	มิลลิลิตร

สัดส่วนของก๊าซมีเทน 75.32 เปอร์เซ็นต์

จากสมการ 2.8 ในหัวข้อ 2.8.1

% COD recovery = [(soluble COD_{eff}+ CH_{4gas}-COD + soluble CH_4-COD +ΔSO_4^{2-}-COD + ΔNO_3^--COD) / COD_{in}] x 100 ....(2.8)

เมื่อ

COD_{in} = ซีโอดีทั้งหมดก่อนเข้าระบบ

soluble COD_{eff} = ซีโอดีละลายหลังผ่านระบบ

$CH_{4\,gas}$-COD = ซีโอดีในรูปของก๊าซมีเทน

soluble CH_4-COD = ซีโอดีในรูปมีเทนละลายน้ำ

ΔSO_4^{2-}-COD = ซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการซัลเฟตรีดักชัน

ΔNO_3^--COD = ซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

soluble COD_{eff} = 183 มิลลิกรัมต่อลิตร

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

= (800 x 0.7532 / 24.86) x 16 x 4 / 24

= 64.64 มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปซีโอดี

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

= 12.4 x 10^{-4} x 0.7532 x 16,000 x 4

= 59.77 มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปซีโอดี

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

(ซัลเฟตที่ถูกรีดิวซ์ 1 มิลลิกรัม ต้องใช้ซีโอดี 2/3 มิลลิกรัม)

= (98.78 – 33.90) x 2 / 3

= 43.25 มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปซีโอดี

ΔNO_3^--COD = (ไนเตรทเข้า – ไนเตรทออก) x 2 / 3.1

(ไนเตรทที่ถูกรีดิวซ์ 1 มิลลิกรัม ต้องใช้ซีโอดี 2/3.1 มิลลิกรัม)

= (70.13 – 22.18) x 2 / 3.1

= 30.94 มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปซีโอดี

ดังนั้น % COD recovery = [(183 + 64.64 + 59.77 + 43.25 + 30.94) / 598] x100

= 63.81 %

สัดส่วนการใช้ซีโอดีของแบคทีเรียในระบบ

จากสมการ 2.9-2.11 ในหัวข้อ 2.8.1

% electron flow to MPB = [(CH_4-COD) / (CH_4-COD+ΔSO_4^{2-}-COD+ΔNO_3^--COD)] x 100..……......(2.9)

% electron flow to SRB = [(ΔSO_4^{2-}-COD) / (CH_4-COD+ΔSO_4^{2-}-COD+ΔNO_3^--COD)]x 100.......(2.10)

% electron flow to DNB = [(ΔNO_3^--COD) / (CH_4-COD+ΔSO_4^{2-}-COD+ΔNO_3^--COD)] x 100......(2.11)

ดังนั้น

% electron flow to MPB = [(64.64+59.77) / (64.64+59.77+43.25+30.94)] x 100 = 62.64 %

% electron flow to SRB = [43.25 / (64.64+59.77+43.25+30.94)] x 100 = 21.78 %

% electron flow to DNB = [30.94 / (64.64+59.77+43.25+30.94)] x 100 = 15.58 %

ตัวอย่างการคำนวณสมดุลมวลของซัลเฟอร์

จากข้อมูลในตารางที่ 4.12 ของการทดลองช่วงที่ 2 ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85 อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ 24 ลิตรต่อวัน

ซัลเฟตเข้า	98.78	มิลลิกรัมต่อลิตร
ซัลเฟตออก	33.90	มิลลิกรัมต่อลิตร
ซัลไฟด์น้ำออกทั้งหมด	18.22	มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปซัลไฟด์
ซัลไฟด์ในรูปก๊าซ	14.25	มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปซัลไฟด์

จากสมการ 2.13 ในหัวข้อ 2.8.2

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

เมื่อ

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

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

S^{2-} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลไฟด์อิออน

HS^- = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ละลายน้ำที่แตกตัว

H_2S_{aq} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปซัลไฟด์ละลายน้ำที่ไม่แตกตัว

H_2S_{gas} = ซัลเฟอร์ที่อยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสถานะก๊าซ

โดย S^{2-} + HS^- + H_2S_{aq} คือ ปริมาณซัลไฟด์น้ำออกทั้งหมด

ซัลไฟด์ทั้งหมด = 18.22 x 3 (ซัลไฟด์ 1 กรัม มาจากซัลเฟต 3 กรัม)

= 54.66 มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปซัลเฟต

ซัลไฟด์ในรูปก๊าซ = ก๊าซซัลไฟด์ x ปริมาตรชุดดักก๊าซ x3 / Q

= 14.79 x 0.5 x 3 / 24

= 0.92 มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปซัลเฟต

ดังนั้น % sulfur recovery = [(33.90 + 54.66 + 0.92) / 98.78] x 100

= 90.59 %

ตัวอย่างการคำนวณสมดุลมวลของไนโตรเจน

จากข้อมูลในตารางที่ 4.12 ของการทดลองช่วงที่ 2 ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมเท่ากับ 10:0.85 อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ 24 ลิตรต่อวัน

ไนเตรทเข้า	70.13	มิลลิกรัมต่อลิตร
ไนเตรทออก	22.18	มิลลิกรัมต่อลิตร
ก๊าซทั้งหมดต่อวัน	800	มิลลิลิตร
สัดส่วนของก๊าซไนโตรเจน	12.01	เปอร์เซ็นต์

จากสมการ 2.15 ในหัวข้อ 2.8.3

% nitrogen recovery = $[(NO_{3\ eff}^{-} + N_{2gas} + \text{soluble } N_2) / NO_{3\ in}^{-}] \times 100$ ……...(2.15)

เมื่อ

$NO_{3\ in}^{-}$ = ไนโตรเจนในรูปไนเตรทที่อยู่ในน้ำเข้า

$NO_{3\ eff}^{-}$ = ไนโตรเจนในรูปไนเตรทที่อยู่ในน้ำออก

$N_{2\ gas}$ = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจน

Soluble N_2 = ไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจนที่ละลายน้ำ

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

= (800 x 0.1201 / 24.86) x 28 x124/28 / 24

= 19.97 มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปไนเตรท

(จากสมการ $2\ NO_3^{-} + 12\ H^{+} + 10e^{-} \longrightarrow N_2 + 6H_2O$ นั่นคือ ไนเตรท 2 โมลเกิดเป็นก๊าซไนโตรเจน 1 โมล)

soluble N_2 = K_{hN2} x Partial Pressure of N2 x 28,000 x 124/28

= 6.03 x 10-4 x 0.1201 x 28,000 x 124/28

= 8.98 มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูปไนเตรท

ดังนั้น % nitrogen recovery = [(22.18 + 19.97 + 8.98) / 70.13] x 100

= 72.91 %

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

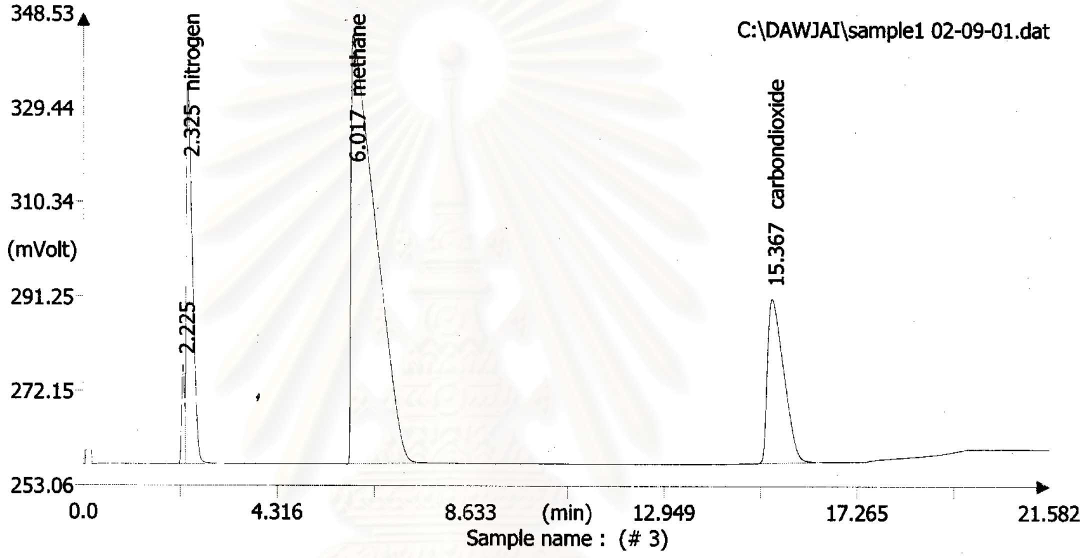
ตารางที่ จ.2 ค่าคงที่ K_h ของก๊าซต่างๆ (10^{-4} โมล/ลิตร-บรรยากาศ) (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2545)

T°C	Air	CO_2	CO	C_2H_2	H_2	H_2S	CH_4	NO	N_2	O_2
0	12.9	764	15.8	44.2	9.62	2,070	24.8	32.9	10.5	21.8
10	10.1	535	12.6	29.4	8.75	1,520	18.7	25.5	8.33	17.0
20	8.38	392	10.4	21.2	8.14	1,150	14.8	21.1	6.93	13.8
30	7.20	299	8.96	16.3	7.63	914	12.4	17.9	6.03	11.7
40	6.40	239	7.98	13.2	7.40	748	10.7	15.8	5.35	10.4
50	5.88	197	7.30	11.1	7.28	630	9.64	14.2	4.92	9.46
60	5.50	163	6.77	9.85	7.28	540	8.88	13.3	4.63	8.85
70	5.30		6.58	8.93	7.30	467	8.34	12.7	4.44	8.40
80	5.20		6.58	8.40	7.37	412	8.15	12.4	4.41	8.10
90	5.15		6.57	8.10	7.40	386	8.04	12.3	4.41	7.98
100	5.20		6.57	8.03	7.46	376	7.93	12.2	4.41	7.93

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

LPG Gas Analysis

Operator ID:	System manager	Company name:	CU-CT
Method filename:	C:\DAWJAI\Extstd.mth	Method name:	Method Dawjai
Analysed:	02-09-05 15:09	GC method:	
Sampler method:		Sample ID:	(# 3)
Channel:	(Left,TCD)	Analysis type:	UnkNown
Calculation method:	External STD (Area)	Chromatogram filename:	sample1 02-09-01.dat
Calibration method:	Response Factors'		



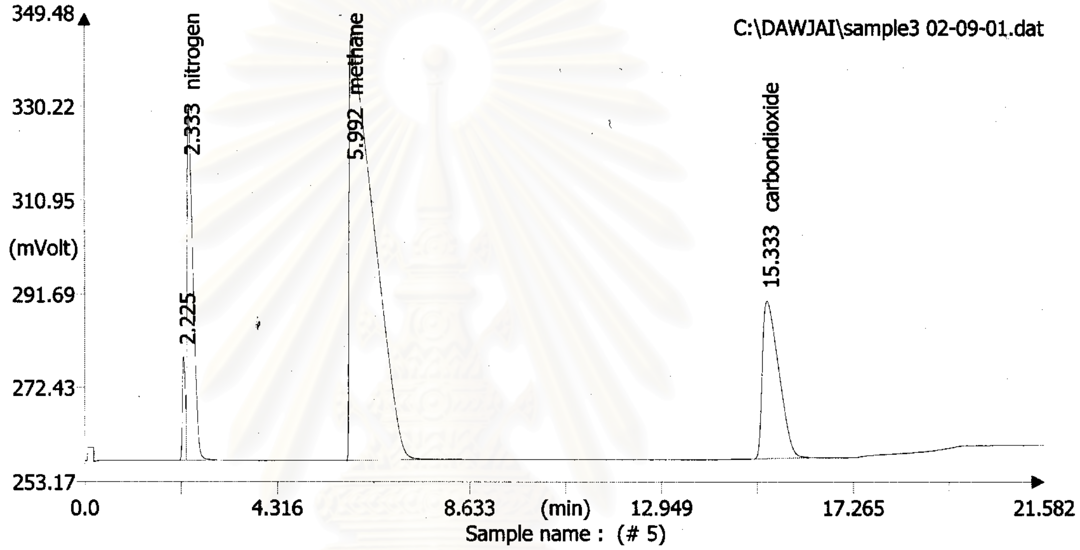
Ident. Number (#)	Retention Time (min)	Component Name	Area (.1*uV*sec)	Solution Conc %
1	2.325	nitrogen	7260032	11.398
3	6.017	methane	32413940	71.477
4	15.367	carbondioxide	8450240	12.029

รูปที่ จ.1 การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซด้วยเครื่อง Gas Chromatography ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:0.85

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

LPG Gas Analysis

Operator ID:	System manager	Company name:	CU-CT
Method filename:	C:\DAWJAI\Extstd.mth	Method name:	Method Dawjai
Analysed:	02-09-05 16:40	GC method:	
Sampler method:		Sample ID:	(# 5)
Channel:	(Left TCD)	Analysis type:	UnkNown
Calculation method:	External STD (Area)	Chromatogram filename:	sample3 02-09-01.dat
Calibration method:	Response Factors'		

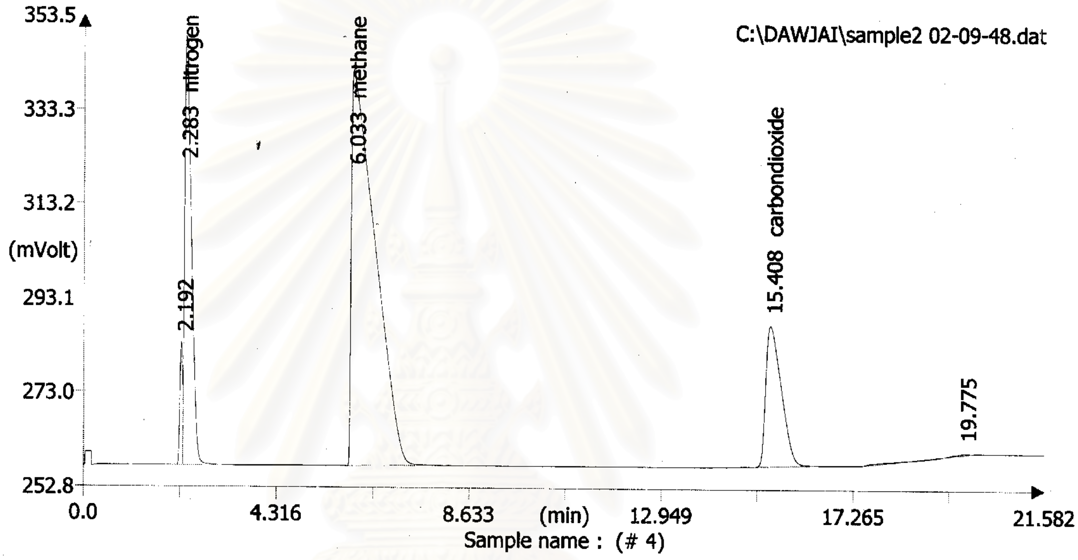


Ident. Number (#)	Retention Time (min)	Component Name	Area (.1*uV*sec)	Solution Conc %
1	2.333	nitrogen	6628648	10.406
3	5.992	methane	32893660	72.535
4	15.333	carbondioxide	8325568	11.851

รูปที่ จ.2 การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซด้วยเครื่อง Gas Chromatography ของถังปฏิกรณ์ที่ 2 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:1.70

LPG Gas Analysis

Operator ID:	System manager	Company name:	CU-CT
Method filename:	C:\DAWJAI\Extstd.mth	Method name:	Method Dawjai
Analysed:	02-09-05 15:39	GC method:	
Sampler method:		Sample ID:	(# 4)
Channel:	(Left TCD)	Analysis type:	UnkNown
Calculation method:	External STD (Area)	Chromatogram filename:	sample2 02-09-48.dat
Calibration method:	Response Factors'		



Ident. Number (#)	Retention Time (min)	Component Name	Area (.1*uV*sec)	Solution Conc %
1	2.283	nitrogen	9570528	15.025
3	6.033	methane	31067970	68.509
4	15.408	carbondioxide	7288032	10.374

รูปที่ จ.3 การวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซด้วยเครื่อง Gas Chromatography ของถังปฏิกรณ์ที่ 3 COD:Ca^{2+} เท่ากับ 10:3.40

ภาคผนวก ฉ

การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

ตารางที่ ฉ.1 ผลการวิเคราะห์น้ำเสียสังเคราะห์ด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA)

ประสิทธิภาพการกำจัด	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error
ของแข็งแขวนลอย				
R1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85	11	59.3882	2.09170	0.63067
R2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70	11	62.9200	1.67802	0.50594
R3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40	11	60.0236	1.48074	0.44646
Total	33	60.773	2.31714	0.40336
Model Fixed Effects			1.76857	0.30787
Random Effects				1.08695
ซีโอดี				
R1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85	22	71.2727	2.64002	0.56285
R2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70	22	75.2273	3.26499	0.69610
R3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40	22	72.3636	2.51747	0.53673
Total	66	72.9545	3.25071	0.40014
Model Fixed Effects			2.82651	0.34792
Random Effects				1.17919
ไนเตรท				
R1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85	22	67.6441	4.63626	0.98845
R2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70	22	69.5459	4.30145	0.91707
R3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40	22	66.2595	3.92831	0.83752
Total	66	67.8165	4.44417	0.54704
Model Fixed Effects			4.29841	0.52910
Random Effects				0.95260
ซัลเฟต				
R1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85	22	67.1214	3.70415	0.78973
R2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70	22	71.1595	3.30476	0.73897
R3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40	22	68.2750	3.97580	0.81156
Total	66	68.7645	3.99822	0.49215
Model Fixed Effects			3.69299	0.45458
Random Effects				1.17142

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ฉ.2 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีเมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA)

ประสิทธิภาพการกำจัด		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
ของแข็งแขวนลอย						
	Between Groups	77.977	2	38.989	12.465	0.000
	Within Groups	93.835	30	3.128		
	Total	171.812	32			
ซีโอดี						
	Between Groups	183.545	2	91.773	11.487	0.000
	Within Groups	503.318	63	7.989		
	Total	686.864	65			
ไนเตรท						
	Between Groups	119.783	2	59.892	3.242	0.046
	Within Groups	1164.009	63	18.476		
	Total	1283.792	65			
ซัลเฟต						
	Between Groups	179.869	2	89.934	6.594	0.003
	Within Groups	859.204	63	13.638		
	Total	1039.073	65			

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ฉ.3 ผลการวิเคราะห์น้ำเสียจากโรงงานแสตนเลสด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA)

ประสิทธิภาพการกำจัด	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error
ของแข็งแขวนลอย				
R1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85	9	60.1889	2.27679	0.75893
R2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70	9	61.1211	1.93710	0.64570
R3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40	9	59.4378	2.51563	0.83854
Total	27	60.2493	2.27796	0.43839
Model Fixed Effects			2.25570	0.43411
Random Effects				0.48687
ซีโอดี				
R1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85	19	69.3684	1.83214	0.42032
R2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70	19	76.8947	1.55973	0.35783
R3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40	19	68.0526	1.84010	0.42215
Total	57	71.4386	4.28876	0.56806
Model Fixed Effects			1.74885	0.23164
Random Effects				2.75439
ไนเตรท				
R1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85	19	68.3059	4.96364	1.13874
R2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70	19	68.1283	4.42924	1.01614
R3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40	19	69.8515	4.11027	0.94296
Total	57	68.7619	4.50167	0.59626
Model Fixed Effects			4.51480	0.59800
Random Effects				0.59800
ซัลเฟต				
R1 COD:Ca^{2+} = 10:0.85	19	65.6153	4.42567	1.01532
R2 COD:Ca^{2+} = 10:1.70	19	76.1400	3.29060	0.75492
R3 COD:Ca^{2+} = 10:3.40	19	63.1637	2.96656	0.68058
Total	57	68.3063	6.69744	0.88710
Model Fixed Effects			3.61548	0.47888
Random Effects				3.98026

ตารางที่ ฉ.4 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีเมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมแตกต่างกันของน้ำเสียโรงงานแสตนเลสด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA)

ประสิทธิภาพการกำจัด	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
ของแข็งแขวนลอย					
Between Groups	12.800	2	6.400	1.258	0.302
Within Groups	122.117	24	5.088		
Total	134.917	26			
ซีโอดี					
Between Groups	864.877	2	432.439	141.390	0.000
Within Groups	165.158	54	3.058		
Total	1030.035	56			
ไนเตรท					
Between Groups	34.137	2	17.068	0.837	0.438
Within Groups	1100.704	54	20.383		
Total	1134.841	56			
ซัลเฟต					
Between Groups	1806.046	2	903.023	69.082	0.000
Within Groups	705.873	54	13.072		
Total	2511.918	56			

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาว จันทิมา สกุลพานิชัย เกิดเมื่อวันที่ 5 มกราคม พ.ศ. 2525 ที่ อำเภอโพธาราม จังหวัดราชบุรี สำเร็จการศึกษาปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาวิชาเอกวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม จากมหาวิทยาลัยศิลปากร เมื่อปี พ.ศ. 2546

เกียรติประวัติที่ได้รับ

- ปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาวิชาเอกวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม เกียรตินิยมอันดับ 1
- เกียรติบัตรรางวัลเรียนดีในสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยศิลปากร ประจำปีการศึกษา 2545
- เกียรติบัตรผู้ที่ได้รับทุนบรูซสกอตต์ มหาวิทยาลัยศิลปากร ประจำปีการศึกษา 2545
- ประกาศนียบัตรเกียรติยศผู้สอบได้คะแนนยอดเยี่ยมในหลักสูตรวิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิยาลัยศิลปากร จากมูลนิธิศาสตราจารย์ ดร.แถบ นีละนิธิ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ประจำปี 2546

ปัจจุบันได้เข้าศึกษาระดับปริญญาโท ของหลักสูตรสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย