



รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการการศึกษาความสัมพันธ์ของปัจจัยการ
ออกแบบระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศกับการ
เปลี่ยนแปลง

ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์

**Studying of the relationship between microbial
diversity changes and design factors of full scale
biological aerated wastewater treatment plants**

โดย มุจลินทร์ ผลจันทร์

สิงหาคม 2557

สัญญาเลขที่ MRG5480103

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการการศึกษาความสัมพันธ์ของปัจจัยการ
ออกแบบระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศกับการ
เปลี่ยนแปลง

ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์

**Studying of the relationship between microbial
diversity changes and design factors of full scale
biological aerated wastewater treatment plants**

มุลินทร์ ผลจันทร์

หลักสูตรเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม

คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยแม่โจ้

สนับสนุนโดยสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย

(ความเห็นในรายงานนี้เป็นของผู้วิจัย สกว.ไม่จำเป็นต้องเห็นด้วยเสมอไป)

บทคัดย่อ

รหัสโครงการ: MRG5480103

ชื่อโครงการ: การโครงการการศึกษาความสัมพันธ์ของปัจจัยการออกแบบระบบบำบัดทางชีวภาพ แบบใช้อากาศกับการเปลี่ยนแปลงความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์

ชื่อนักวิจัย: มุจลินทร์ ผลจันทร์

หลักสูตรเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยแม่โจ้

E-mail Address: mujalin@mju.ac.th

ระยะเวลาโครงการ 2 ปี

ระบบบำบัดทางชีวภาพทั้งใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจนได้ถูกนำมาใช้อย่างแพร่หลาย ระบบแอคติเวตเตดสลัดจ์จัดว่าเป็นหนึ่งในระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศที่มีการใช้งานกันอย่างมากในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมและน้ำเสียชุมชน ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจัดว่าเป็นระบบที่มีความซับซ้อนเนื่องจากมีองค์ประกอบและการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์หลายกลุ่มทั้ง แบคทีเรีย โปรโตซัว เชื้อรา หรือสิ่งมีชีวิตขนาดใหญ่ ในการย่อยสลายสารอินทรีย์การเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์และมลสาร

โดยทั่วไปการทดสอบศึกษาหาชนิดพันธุ์ของเชื้อจุลินทรีย์ที่เป็นตัวการของการมีประสิทธิภาพที่ดีของระบบหรือหาตัวการที่ทำให้ระบบมีความล้มเหลวอาจจะไม่ใช่สิ่งที่วิศวกรระบบน้ำเสียให้ความสำคัญ อย่างไรก็ตามผู้วิจัยพบว่าการทำความเข้าใจอย่างลึกซึ้งถึงโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ตลอดจนการทำงานของกลุ่มต่างๆที่อยู่ในระบบน้ำเสียควบคู่ไป

กับการศึกษาผลพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้องกับการออกแบบและการดำเนินระบบจะช่วยให้สามารถที่จะรักษาและควบคุมเสถียรภาพของระบบบำบัดให้มีประสิทธิภาพในระยะยาวได้

วัตถุประสงค์ของการวิจัยครั้งนี้เพื่อที่จะศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาการดำเนินระบบ รูปแบบของการดำเนินระบบ รูปแบบของระบบที่มีต่อโครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศของระบบจริง โดยจะคัดเลือกคุณสมบัติ รูปแบบของระบบที่มีความแตกต่างกัน รวมไปถึงประเภทของน้ำเสียที่แตกต่างกัน โดยจะศึกษาโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์โดยใช้เทคนิคทางอณูชีววิทยา PCR-DGGE เข้ามาช่วยร่วมกับการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ งานชิ้นนี้หวังว่าจะเป็นประโยชน์ต่อผู้ออกแบบในอนาคตที่จะต้องการพัฒนาและปรับปรุงระบบให้มีประสิทธิภาพและเสถียรภาพมากยิ่งขึ้น

Keywords : โครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้อากาศ
PCR-DGGE ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์

Abstract

Project Code: MRG5480103

Project Title: Studying of the relationship between microbial diversity changes and design factors of full scale biological aerated wastewater treatment plants.

Investigator: Mujalin Pholchan
Faculty of Science, Maejo University

E-mail Address: mujalin@mju.ac.th

Project Period: 2 years

Biological treatment processes treat wastewater by using naturally occurring microorganisms in either aerobic or anaerobic conditions. Among biological wastewater treatment processes, activated sludge is one of the most widely used aerated suspended-growth treatment processes which is used for treating both domestic wastewater and industrial wastewater for many years. The bioreactor is a complex system made up a large number of different types of microorganisms including bacteria, protozoa, fungi and metazoa. Different groups of microorganisms can, naturally, breakdown organic matter, stabilize insoluble organic compounds and also degrade micropollutants. Identifying types of microorganisms that rule the success and failure of bioreactors may not be necessary for some designers, however, an understanding of the microbial community and their functions along with the design and operational parameters affecting the growth and biochemical activities of these organisms can be very useful.

The aim of this research is to investigate the relationship between changes of microbial communities and system configurations and operation from full scale biological wastewater treatment plant targeting on only aerated system. The treatment plants will be selected according to different types of wastewater

characteristics, plant layout, reactor configurations and operation conditions. Moreover, the fingerprinting technique, so called PCR-DGGE, will be applied on engineering practices to study the microbial population. This work is hopefully benefited for plant designers for further development and improvement of biological treatment system to be more effective, stable and sustain.

**Keywords : Microbial community, Biological wastewater treatment Plant,
PCR-DGGE, Microbial diversity**

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ

abstract

กิตติกรรมประกาศ

1

Executive summary

2

วัตถุประสงค์

5

ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

5

ตรวจสอบเอกสารและทบทวนบทวรรณกรรม

6

อุปกรณ์และวิธีการดำเนินงานวิจัย

31

แนวคิดในการดำเนินงานวิจัย

37

ระเบียบวิธีวิจัย

39

ผลและการอภิปรายผลการวิจัย

44

สรุปผลการวิจัย

156

เอกสารอ้างอิง

157

Output

165

สารบัญภาพ

	หน้า
ภาพที่ 1 การจำแนกประเภทของจุลินทรีย์	13
ภาพที่ 2 ผังระบบบำบัดน้ำเสีย	19
ภาพที่ 3 กรอบแนวคิดในงานวิจัย	38
ภาพที่ 4 ขั้นตอนการศึกษาวิจัย	43
ภาพที่ 5 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 1	45
ภาพที่ 6 ภาพย่อ SBR ของระบบบำบัดน้ำเสียโรงบำบัด WWTP 1	46
ภาพที่ 7 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 2	48
ภาพที่ 8 บำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศของโรงบำบัด WWTP 2	48
ภาพที่ 9 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 3	50
ภาพที่ 10 บำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศของโรงบำบัด WWTP 3	50
ภาพที่ 11 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของ โรงบำบัด WWTP 4	52
ภาพที่ 12 บำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศของโรงบำบัด WWTP 4	52
ภาพที่ 13 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 5	54
ภาพที่ 14 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 5	54
ภาพที่ 15 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 6	56
ภาพที่ 16 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 6	56
ภาพที่ 17 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้า และออกของระบบบำบัด WWTP 1	62
ภาพที่ 18 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของ ระบบบำบัด WWTP 1	62

สารบัญภาพ (ต่อ)

	หน้า
ภาพที่ 19 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้า และออกของระบบบำบัด WWTP 2	67
ภาพที่ 20 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัด WWTP 2	67
ภาพที่ 21 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้า และออกของระบบบำบัด WWTP 3	71
ภาพที่ 22 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัด WWTP 3	71
ภาพที่ 23 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้า และออกของระบบบำบัด WWTP 4	78
ภาพที่ 24 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัด WWTP 4	78
ภาพที่ 25 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้า และออกของระบบบำบัด WWTP 5	82
ภาพที่ 26 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัด WWTP 5	82
ภาพที่ 27 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้า และออกของระบบบำบัด WWTP 6	86
ภาพที่ 28 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัด WWTP 6	86
ภาพที่ 29 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP1	90
ภาพที่ 30 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 1	91
ภาพที่ 31 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 1 โดยคำนวณจาก Raup and Crick	92

สารบัญภาพ (ต่อ)

	หน้า
ภาพที่ 32 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 2	102
ภาพที่ 33 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 2	102
ภาพที่ 34 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 2 โดยคำนวณจาก Raup and Crick	103
ภาพที่ 35 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 3	110
ภาพที่ 36 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 3	110
ภาพที่ 37 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 3 โดยคำนวณจาก Raup and Crick	111
ภาพที่ 38 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 4	116
ภาพที่ 39 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 4	116
ภาพที่ 40 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 4 โดยคำนวณจาก Raup and Crick	117

สารบัญภาพ (ต่อ)

	หน้า
ภาพที่ 41 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 5	123
ภาพที่ 43 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 5 โดยคำนวณจาก Raup and Crick	124
ภาพที่ 44 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 6	129
ภาพที่ 45 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 6	130
ภาพที่ 46 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 6 โดยคำนวณจาก Raup and Crick	131
ภาพที่ 47 โมเดลการเปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์จากโรง บำบัดน้ำเสีย 6 แห่ง	137
ภาพที่ 48 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัด WWTP 1 (MT) และ WWTP 2 (LF)	140
ภาพที่ 49 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัด WWTP 1 (MT) และ WWTP 3 (CM)	141
ภาพที่ 50 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัด WWTP 1 (MT) และ WWTP 5 (MJU)	142

สารบัญภาพ (ต่อ)

หน้า

ภาพที่ 51	ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัด WWTP 5 (MJU) และ WWTP 6 (CMU)	143
ภาพที่ 52	ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัด WWTP 2 (LF) และ WWTP 4 (SAN)	144
ภาพที่ 53	ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัด WWTP 3 (CM) และ WWTP 6 (CMU)	145
ภาพที่ 54	Phylogenic tree จากลำดับเบสของตัวอย่างดีเอ็นเอที่ตัดจาก DGGE ของโรงบำบัด 6 แห่ง	149
ภาพที่ 55	เปรียบเทียบความหลากหลายประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสีย 6 แห่ง โดยใช้ Shannon index	151
ภาพที่ 56	แนวโน้มการเปลี่ยนแปลงความหลากหลายประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสีย 6 แห่งตลอดทั้งปี โดยใช้ Shannon index	152

สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 1 คุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนจำแนกตามภาระบรรจุและองค์ประกอบ	17
ตารางที่ 2 หน้าที่ของกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย	26
ตารางที่ 3 รายละเอียดของ primer ที่ใช้ในการศึกษาประชากรจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสีย	30
ตารางที่ 4 สรุปลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของโรงบำบัด WWTP 1	60
ตารางที่ 5 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของโรงบำบัด WWTP 2	65
ตารางที่ 6 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของระบบบำบัด WWTP 3	70
ตารางที่ 7 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของระบบบำบัด WWTP 4	76
ตารางที่ 8 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของระบบบำบัด WWTP 5	81
ตารางที่ 9 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของระบบบำบัด WWTP 6	85
ตารางที่ 10 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 1 กับฐานข้อมูลNCBI BLAST	93
ตารางที่ 11 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 2 กับฐานข้อมูลNCBI BLAST	104
ตารางที่ 12 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 3 กับฐานข้อมูลNCBI BLAST	112
ตารางที่ 13 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 4 กับฐานข้อมูลNCBI BLAST	118

สารบัญตาราง (ต่อ)

	หน้า
ตารางที่ 14 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 5 กับฐานข้อมูลNCBI BLAST	125
ตารางที่ 15 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 6 กับฐานข้อมูลNCBI BLAST	132

กิตติกรรมประกาศ

โครงการวิจัยเรื่อง การศึกษาความสัมพันธ์ของปัจจัยการออกแบบระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศกับการเปลี่ยนแปลงความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ได้สำเร็จลุล่วง โดยได้รับทุนอุดหนุนวิจัยจากสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย ประจำปี 2554 เป็นระยะเวลา 2 ปี ผู้วิจัยต้องขอขอบพระคุณ ผศ.ดร.สฤณี บวรสมบัติและProf.Dr.Tom Curtis สำหรับการให้คำปรึกษา ข้อเสนอแนะเชิงวิชาการที่เป็นประโยชน์ต่อการทำวิจัย ผู้วิจัยขอขอบพระคุณผู้บริหารและเจ้าหน้าที่ประจำโรงพยาบาลน้ำเสียมหาวิทยาลัยเชียงใหม่ โรงพยาบาลน้ำเสียมหาวิทยาลัยแม่โจ้ และโรงงานอุตสาหกรรมอาหารอีก 4 แห่ง สำหรับการอนุญาตและการอำนวยความสะดวกให้เข้าไปสำรวจระบบ เก็บน้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์ นอกจากนี้ผู้วิจัยต้องขอขอบพระคุณสาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพและสาขาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยแม่โจ้ ที่อนุเคราะห์สถานที่และอุปกรณ์ที่ใช้ในการดำเนินการวิจัยให้เสร็จสิ้นโดยสมบูรณ์

คณะผู้วิจัยจึงขอขอบพระคุณมา ณ โอกาสนี้

ผู้วิจัย

Executive Summary

ความสำคัญและที่มาของปัญหา

การออกแบบและก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียเป็นหนทางหนึ่งที่จะมีส่วนช่วยในการลดปัญหามลพิษทางน้ำ โดยเฉพาะระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ประเทศไทยมีใช้กันอย่างแพร่หลายสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชนและบำบัดน้ำเสียที่มีองค์ประกอบหลักเป็นสารอินทรีย์ (เกรียงศักดิ์ (2543)) ซึ่งการออกแบบระบบจัดการน้ำเสียให้มีประสิทธิภาพ คุ่มค่าและเหมาะสมกับท้องถิ่นนั้นจัดว่าเป็นวัตถุประสงค์หลักและเป็นปัจจัยที่ต้องคำนึงสำหรับผู้ออกแบบ จากปัญหาที่เกิดขึ้นในปัจจุบันสำหรับการก่อสร้างและดำเนินระบบก็คือบ่อยครั้งที่ระบบถูกออกแบบให้มีขนาดไม่เหมาะสมกับภาระการบำบัดและภาระบรรทุกในสถานการณ์จริง ตลอดจนการเลือกรูปแบบระบบ กระบวนการบำบัดและเทคโนโลยีที่ไม่เหมาะสมกับสภาพท้องถิ่นและชนิดของน้ำเสีย และความล้มเหลวของระบบอันเนื่องมาจากการเปลี่ยนแปลงอย่างฉับพลันของสภาพน้ำทิ้งที่เข้าระบบทำให้ระบบบำบัดหลายแห่งมีปัญหาและต้องหยุดเดินระบบบ่อยครั้ง (Metcalf and Eddy (2003); กรมควบคุมมลพิษ (2546)) จากปัญหาที่เกิดขึ้นส่งผลทางลบให้กับหน่วยงาน เจ้าของกิจการและชุมชนไม่เพียงแต่งบประมาณที่ต้องสูญเสียไปกับการก่อสร้างและการดำเนินระบบที่ไม่มีประสิทธิภาพแต่ยังส่งผลถึงคุณภาพน้ำปล่อยออกจากระบบที่มีค่าสูงกว่ามาตรฐานรวมไปถึงผลกระทบที่เกิดขึ้นกับสิ่งแวดล้อม

ถึงแม้ว่าในระยะเวลาหลายปีที่ผ่านมาปัญหาดังกล่าวได้มีการกล่าวถึงจากผู้เชี่ยวชาญ วิศวกรผู้ออกแบบและนักวิชาการในสายวิชาชีพที่เกี่ยวข้องเพื่อจะปรับปรุงแนวทางการพัฒนาการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพให้มีประสิทธิภาพมากขึ้นจากเดิมนักออกแบบระบบบำบัดใช้ข้อมูลและค่ากำหนดการในการออกแบบตลอดจนทฤษฎีการคำนวณ

ที่เกี่ยวข้องมาจากเอกสารวิชาการและแหล่งอ้างอิงของต่างประเทศเป็นหลักทำให้การออกแบบนั้นคลาดเคลื่อนไปจากสภาพท้องถิ่นของประเทศไทย กลุ่มผู้เชี่ยวชาญดังกล่าวที่มีประสบการณ์ในการออกแบบระบบบำบัดในประเทศไทยจึงได้พยายามรวบรวมข้อมูลทั้งภาคทฤษฎีและภาคสนามเพื่อกำหนดเกณฑ์เบื้องต้นสำหรับแนะนำแนวทางการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในประเทศไทย (กรมควบคุมมลพิษ (2546)) แต่อย่างไรก็ตามเกณฑ์ดังกล่าวก็ยังมีข้อมูลเชิงลึกของระบบที่ไม่สมบูรณ์โดยเฉพาะระบบบำบัดทางชีวภาพที่มีความซับซ้อนและยังต้องการการศึกษาและวิจัยเพิ่มเติม

ปัญหาหนึ่งของการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ยังไม่สมบูรณ์ของวิศวกรก็คือความเข้าใจอย่างถ่องแท้ในกลไกของระบบบำบัดทางชีวภาพที่มีจุลินทรีย์ทำหน้าที่เป็นกุญแจสำคัญในบทบาทหลักของการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Cutis และ คณะ (2003)) เนื่องจากสมการที่ใช้ในการออกแบบระบบบำบัดทางชีวภาพมีความเกี่ยวข้องเชื่อมโยงกับค่าสัมประสิทธิ์ทางจลศาสตร์ของจุลินทรีย์ นอกจากนี้ชนิดและปริมาณของจุลินทรีย์ก็ยังมีการกล่าวถึงว่ามีความสัมพันธ์เชื่อมโยงกับการกำจัดสารอินทรีย์ สารอาหาร (ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส) (Metcalf and eddy (2003); ธงชัย (2544)) หรือแม้กระทั่ง สารปนเปื้อนที่มีปริมาณน้อย (Micropollutants) ไม่ว่าจะเป็นฮอร์โมน หรือสารแอนติไบโอติก ที่นับวันจะเพิ่มปริมาณและมีความหลากหลายมากขึ้น (Sumpter (1998); De Mesและคณะ (2005)) ซึ่งกลไกการทำงานตลอดจนสถานะที่เหมาะสมกับจุลินทรีย์ในระบบจึงกลายเป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่สำคัญที่วิศวกรส่วนใหญ่ได้มองข้าม ดังนั้นการประยุกต์องค์ความรู้และทฤษฎีทางนิเวศวิทยาและเครื่องมือทางอณูชีววิทยา (Molecular techniques) ในงานออกแบบวิศวกรรมน้ำเสียจึงน่าจะเป็นทางเลือกหนึ่งของการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียทั้งในระบบที่มีอยู่เดิมและดำเนินการอยู่หรือระบบที่กำลังจะออกแบบก่อสร้างขึ้นมาใหม่ให้มีประสิทธิภาพมากขึ้น

จากแนวโน้มของการพัฒนาการออกแบบระบบบำบัดทางชีวภาพและการแก้ไข ปัญหาของการเดินระบบที่ต้องการความเข้าใจอย่างลึกซึ้งในกลไกของระบบโดยมีจุลินทรีย์เป็น ตัวแปรสำคัญ ผู้วิจัยจึงมีความสนใจที่จะศึกษาเพิ่มเติมในเชิงลึกเกี่ยวกับความสัมพันธ์ของ รูปแบบระบบบำบัดทางชีวภาพกับความหลากหลายของจุลินทรีย์สำหรับระบบบำบัดที่มีใน ประเทศไทย ดังนั้นงานวิจัยชิ้นนี้จึงสนใจที่จะเลือกศึกษาระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศ ประเภทระบบจุลชีพแขวนลอยรวมไปถึงปัจจัยที่เกี่ยวข้องในการออกแบบ ซึ่งผลของการศึกษา ถึงความสัมพันธ์ที่เชื่อมโยงระหว่างประสิทธิภาพของการบำบัด รูปแบบของระบบ ปัจจัยในการ ออกแบบและดำเนินระบบกับการเปลี่ยนแปลงความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ อาจจะเป็นกุญแจสำคัญที่จะช่วยปรับปรุงระบบบำบัดแบบใช้อากาศให้สามารถลดความต้องการ การใช้พลังงานสำหรับการเติมอากาศ การนำไปสู่การออกแบบระบบบำบัดที่มีขนาดเล็กลงใน ขณะที่ระบบยังสามารถบำบัดความสกปรกของน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพซึ่งก็หมายถึงการลด ต้นทุนการก่อสร้างและการดำเนินการควบคุมระบบได้

งานชิ้นนี้จึงคาดหวังว่าจะเป็นจุดเริ่มต้นในการบูรณาการองค์ความรู้ทางทฤษฎี และเทคนิคของทั้งสายวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมกับวิทยาศาสตร์ทางนิเวศน์และจุลชีววิทยาเพื่อให้ เกิดความเข้าใจในระบบบำบัดทางชีวภาพที่มีความซับซ้อนมากขึ้นตลอดจนผลของปัจจัยที่ใช้ใน การออกแบบต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลชีพ ซึ่งจะเป็นองค์ความรู้ที่จะสามารถช่วยทำ ให้ผู้ออกแบบเข้าใจระบบบำบัดทางชีวภาพตลอดจนเข้าใจบทบาทของจุลชีพในระบบและ ขบวนการย่อยสลายทางชีวภาพได้มากขึ้น รวมไปถึงการทำนายการตอบสนองของระบบทาง ชีวภาพกับสภาพแวดล้อมและสถานะของระบบที่อาจจะช่วยเตือนให้ผู้ดำเนินระบบสามารถ ป้องกันความล้มเหลวของระบบได้ล่วงหน้า

วัตถุประสงค์

1. ทราบผลของปัจจัยในการออกแบบและควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียที่มีต่อความหลากหลายของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ
2. ทราบความสัมพันธ์ของความหลากหลายของจุลินทรีย์กับปัจจัยในการออกแบบและควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ
3. เพื่อพัฒนาแนวทางในการออกแบบ ควบคุมและตรวจสอบระบบบำบัดน้ำเสียสำหรับประเทศไทย

ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ข้อมูลพื้นฐานที่แม่นยำทางด้านกลุ่มประชากรของจุลินทรีย์ที่มีบทบาทต่อการออกแบบ ควบคุมและตรวจสอบระบบบำบัด
2. ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพกับการเปลี่ยนแปลงกลุ่มของจุลินทรีย์ที่มีอิทธิพลต่อการควบคุมและตรวจสอบระบบบำบัดน้ำเสีย
3. ปัจจัยทางชีวภาพที่ใช้ในการบ่งบอกประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียและการทำนายสถานะของระบบ
4. เกิดการใช้ประโยชน์จากการบูรณาการองค์ความรู้ใหม่ทางด้านชีวโมเลกุลกับงานด้านวิศวกรรมน้ำเสียสำหรับประเทศไทย
5. การเผยแพร่งานวิจัยในงานประชุมวิชาการและผลงานตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติที่เกี่ยวข้องกับสาขาที่วิจัย เช่น Water research หรือ Bioresource technology เป็นต้น

การตรวจเอกสารและทบทวนวรรณกรรม

1. น้ำเสีย (Wastewater, Sewage)

น้ำเสียคือ ของเสียที่อยู่ในสภาพที่เป็นของเหลวซึ่งมีการปนเปื้อนจากมลสารต่างๆ อย่างไรก็ตามคุณสมบัติและองค์ประกอบที่มีอยู่ในน้ำเสียจะขึ้นอยู่กับแหล่งกำเนิดน้ำเสีย น้ำเสียแบ่งเป็น 2 ประเภทใหญ่ คือ น้ำเสียชุมชน และน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งจะได้อธิบายในหัวข้อต่อไป

1.3.1 น้ำเสียชุมชน (Domestic wastewater, municipal wastewater)

น้ำทิ้งจากชุมชน ได้แก่ น้ำทิ้งจากบ้านพักอาศัย อาคาร ร้านค้า ตลาด โรงเรียน โรงแรม ฯลฯ ที่เกิดจากกิจกรรมต่างๆในการดำรงชีวิตของมนุษย์ อาทิ เช่น การชำระล้างร่างกาย การขับถ่าย การประกอบอาหาร การซักล้าง การซักเสื้อผ้า ซึ่งสิ่งสกปรกต่างๆในน้ำทิ้งประเภทนี้มักจะเป็นสารอินทรีย์ เช่น สบู่ เศษอาหาร ปัสสาวะ อุจจาระ เป็นต้น

1.3.2 น้ำเสียอุตสาหกรรม (Industrial wastewater)

น้ำเสียจากอุตสาหกรรมเป็นน้ำทิ้งที่เกิดจากขบวนการผลิตของโรงงานอุตสาหกรรม นอกจากนี้ยังรวมไปถึงน้ำทิ้งจากเกษตรกรรม (ยาฆ่าแมลง ปุ๋ยเคมี มูลสัตว์ ฯลฯ) ที่โดยส่วนใหญ่จะไม่สามารถกำหนดจุดปล่อยน้ำเสียได้แน่นอน (Nonpoint source) ไม่เหมือนกับน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีการลำเลียงผ่านระบบท่อระบายน้ำเสียที่จะส่งต่อไปยังระบบบำบัด ดังนั้นจึงทำให้การคำนวณหาปริมาณน้ำเสียที่เกิดจากแหล่งเกษตรกรรมทำได้ค่อนข้างลำบากส่วนใหญ่ปัญหาความรุนแรงมักจะเกิดขึ้นในช่วงฤดูฝนซึ่งจะเกิดน้ำไหลนองชะเอาสารเคมี ธาตุอาหารจากปุ๋ยหรือ มูลสัตว์ลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ

จากที่กล่าวไปแล้วข้างต้นว่าน้ำเสียเป็นน้ำที่ไหลมาจากแหล่งต่างๆทั้ง เขตชุมชน เขตอุตสาหกรรม เขตการเกษตร ซึ่งลักษณะของน้ำเสียที่มาจากแหล่งต่างๆจะมีความ

แตกต่างกัน น้ำเสียชุมชนจะมีส่วนประกอบเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายโดยธรรมชาติเมื่อเทียบกับน้ำเสียอุตสาหกรรมที่ประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ สารพิษ โลหะหนักที่ย่อยสลายได้ยาก ดังนั้นแหล่งที่มาของน้ำเสียตลอดจนองค์ประกอบที่สำคัญที่ทำให้เกิดน้ำเสียจึงมีความสำคัญต่อการเลือกวิธีบำบัดน้ำเสียให้ได้มีประสิทธิภาพสูงสุด

2. แหล่งที่มา ลักษณะคุณสมบัติของน้ำเสีย

ในน้ำทั้งชุมชนและน้ำทั้งอุตสาหกรรมจะมีสิ่งสกปรกทั้งที่เป็นสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่เป็นทั้งของแข็งและสารละลายนอกจากนั้นในน้ำเสียชุมชนยังจะมีเชื้อโรคและพยาธิปนอยู่ปริมาณน้ำเสียและคุณลักษณะของน้ำเสียจะแตกต่างกันตามสภาวะและสภาพของพื้นที่และ ช่วงเวลา ในการกำจัดมลพิษทางน้ำนั้นลักษณะของน้ำเสียจัดว่ามีความสำคัญมาก เพื่อที่จะสามารถเลือกระบบบำบัดได้อย่างเหมาะสม โดยทั่วไปจะแบ่งลักษณะน้ำเสียออกเป็น

2.1 ลักษณะทางกายภาพ

คุณสมบัติทางกายภาพของน้ำเสียได้แก่ ของแข็ง กลิ่น อุณหภูมิ สี และความขุ่น เป็นต้นซึ่งจะได้อธิบายโดยสังเขปดังต่อไปนี้

2.1.1 ของแข็ง (Solid)

ของแข็งที่อยู่ในน้ำเสียจะแบ่งได้เป็นหลายประเภทตามลักษณะสมบัติทางกายภาพ โดยที่ปริมาณของแข็งแต่ละชนิดในน้ำเสียจะเป็นข้อมูลสำคัญสำหรับการเลือกหาเทคนิคของระบบการบำบัดสำหรับการหาปริมาณของแข็งทั้งหมดที่อยู่ในน้ำเสียจะหาได้จากผลรวมของปริมาณของแข็งที่ละลายน้ำและของแข็งที่แขวนลอยอยู่ในน้ำ ซึ่งสามารถแบ่งประเภทของของแข็งได้ดังนี้

2.1.1.1 ของแข็งแขวนลอยที่ตกตะกอนได้ (Settleable Solids) ของแข็ง

ชนิดนี้เป็นของแข็งที่มีความถ่วงจำเพาะมากกว่าน้ำจึงสามารถที่จะตกตะกอนได้ตามแรงโน้มถ่วงของโลก

2.1.1.2 ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids) ของแข็งประเภทนี้จะมี

ลักษณะแขวนลอยอยู่ในน้ำโดยสามารถแบ่ง ออกได้เป็น 2 ประเภทใหญ่คือแบคทีเรีย และความขุ่น

2.1.1.3 ของแข็งที่ละลายน้ำ (Dissolved Solids) ของแข็งประเภทนี้จะ

สามารถละลายน้ำได้แต่จะไม่สามารถมองเห็นด้วยตาเปล่า เช่น เกลือแร่ในน้ำทะเล หรือจะเป็นสารอินทรีย์หรืออนินทรีย์ก็ได้

2.1.1.4 ของแข็งที่ระเหยได้ (Volatile Solids) ของแข็งประเภทนี้จะสามารถ

ที่จะระเหยได้และเป็นตัวบอกปริมาณสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำและจะสลายตัวที่อุณหภูมิ 550 °C

2.1.2 กลิ่น (Odour)

กลิ่นที่เกิดขึ้นในน้ำเสียส่วนใหญ่จะมาจากกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพของแบคทีเรียแบบที่ไม่ใช้ออกซิเจน โดยผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นนั้นจะเป็นก๊าซมีเทนและไฮโดรเจนซัลไฟด์ อย่างไรก็ตามน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภทที่มีการใช้สารเคมีในกระบวนการผลิต เช่น ซัลไฟด์ ฟีนอล แอมโมเนีย เป็นต้น ก็ทำให้น้ำทิ้งมีกลิ่นของสารเคมีเหล่านั้นได้

2.1.3 อุณหภูมิ (Temperature)

น้ำเสียที่มาจากเขตชุมชนและอุตสาหกรรมส่วนมากจะมีอุณหภูมิที่สูงกว่าแหล่งน้ำสาธารณะและน้ำประปา ยกเว้นในฤดูร้อน ทั้งนี้เนื่องจากกิจกรรมการใช้น้ำที่เกิดขึ้น เช่น น้ำเสียจากชุมชนที่มีการใช้เครื่องทำน้ำอุ่น เครื่องซักผ้า หรือน้ำเสียที่ปล่อยออกมา

จากโรงงานอุตสาหกรรม เช่นน้ำหล่อเย็นจาก โรงไฟฟ้า หรือน้ำทิ้งที่เกิดจากการระบายความร้อนของเครื่องจักร เมื่อปล่อยทิ้งไปยังแหล่งน้ำสาธารณะจะทำให้เกิดปัญหาตามมาหลายอย่าง เช่น ปริมาณออกซิเจนหรือ แก๊สต่างๆจะละลายในน้ำได้น้อยลงที่อุณหภูมิสูง ดังนั้นปริมาณออกซิเจนในน้ำจึงไม่เพียงพอต่อสัตว์น้ำ นอกจากนี้ปฏิกิริยาการย่อยสลายของแบคทีเรียถูกเร่งให้เร็วขึ้นที่อุณหภูมิสูงทำให้ออกซิเจนถูกใช้มากขึ้นการที่อุณหภูมิสูงจะทำให้พืชน้ำบางชนิดที่ไม่ต้องการเจริญเติบโตมากกว่าปกติ

2.1.4 สี (Colour)

สีที่เกิดขึ้นในน้ำเสียจัดว่าพารามิเตอร์ที่สามารถบ่งชี้ลักษณะและสภาวะของน้ำเสียในเบื้องต้นจากแหล่งต่างๆได้ โดยส่วนมากน้ำทิ้งที่เกิดจากชุมชน เช่น บ้านเรือน สำนักงาน สถานธุรกิจ จะมีสีเทาปนน้ำตาลอ่อนๆในระยะแรก และเมื่อถูกทิ้งไว้โดยไม่มีการบำบัดน้ำทิ้งนั้นจะกลายเป็นสีเทาหรือเทาเข้ม และกลายเป็นสีดำหรือสภาพเน่าในที่สุด ซึ่งสีดำที่เกิดขึ้นนั้นจะเกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายในสภาวะที่ขาดออกซิเจน การเกิดสีในน้ำทิ้งนอกจากจะทำให้เกิดภาพที่ไม่น่าดูแล้วยังแสงไม่สามารถที่จะส่องลงไปในน้ำได้เป็นเหตุให้สาหร่ายและพืชน้ำลดการสังเคราะห์แสงและผลิตออกซิเจนอีกทั้งสีเป็นสารอินทรีย์ประเภทหนึ่งซึ่งต้องการออกซิเจนสำหรับการย่อยสลายทำให้ออกซิเจนในน้ำถูกใช้ในปริมาณมากขึ้น

2.1.5 ความขุ่น (Turbidity)

สำหรับความขุ่นที่เกิดขึ้นนั้นมีสาเหตุมาจากสารแขวนลอยที่อยู่ในน้ำมากเกินขีดการส่องผ่านของแสง น้ำที่มีความขุ่นมากจะต้องใช้ขั้นตอนในการบำบัดมากขึ้นเพื่อนำน้ำมาใช้ประโยชน์ในการอุปโภคบริโภค

2.2 ลักษณะทางเคมี

องค์ประกอบทางเคมีได้แก่ ปริมาณสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ ค่าพีเอช ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ แร่ธาตุและไอออนต่างๆ ซึ่งจะได้อธิบายโดยสังเขปดังต่อไปนี้

2.2.1 สารอินทรีย์ (Organic compound)

น้ำเสียชุมชนจะประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำ ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน ซึ่งจะมาจาก เศษอาหาร สิ่งขี้ถ่าย ซึ่งสามารถที่จะย่อยสลายได้โดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงทำให้ระดับออกซิเจนในน้ำลดลงและเกิดสภาพเน่าเหม็น สิ่งสกปรกที่อยู่ในน้ำนิยมวัดโดยใช้การบอก “ค่าสารอินทรีย์ในน้ำ” อย่างที่ได้กล่าวไปแล้วว่าในการย่อยสลายสารอินทรีย์จุลินทรีย์ในน้ำจะใช้ออกซิเจนที่ละลายในน้ำเหมือนกับสิ่งมีชีวิตทั่วไป ดังนั้นปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำจึงแปรผันตรงกับปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลาย เมื่อมีน้ำมีสารอินทรีย์ในปริมาณมากหรือมีความสกปรกมากจะทำให้ปริมาณออกซิเจนจะถูกใช้ไปในปริมาณมากเพื่อที่จะย่อยสลาย เพราะฉะนั้นค่าปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้โดยแบคทีเรียในการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงเป็นค่าบอกความสกปรกของน้ำและจะเรียกค่าดังกล่าวเรียกว่าค่า บีโอดี (BOD, Biochemical Oxygen Demand) มีหน่วยเป็น mg/l โดยปกติน้ำเสียชุมชนจะมีค่าบีโอดีอยู่ที่ สำหรับทางปฏิบัติการหาค่าบีโอดีจะให้เวลาแบคทีเรียในการย่อยสลายสารอินทรีย์นาน 5 วัน และควบคุมอุณหภูมิที่ 20°C สำหรับบางครั้งน้ำเสียมีสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ที่แบคทีเรียย่อยไม่ได้และต้องการประมาณค่าความสกปรกโดยใช้เวลาที่น้อยลงไม่เกิน 3 ชั่วโมง เราจะสามารถวัดความสกปรกของน้ำเสียโดยใช้ค่า ซีโอดี (COD, Chemical Oxygen Demand) ที่มีหน่วยเป็น mg/l ซึ่งวิธีนี้จะใช้สารเคมีประเภทที่เป็น Oxidizing agent ที่รุนแรง เช่น โพแทสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) มาทำการย่อย (oxidize) สารปนเปื้อนทางปฏิกิริยาเคมีแทนที่จะใช้แบคทีเรียเหมือนค่าบีโอดี ดังนั้นสารอินทรีย์สามารถแบ่งย่อยได้เป็น

2.2.1.1 สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้โดยจุลชีพ (Biodegradable organic compounds) เช่น โปรตีน คาร์โบไฮเดรต น้ำตาล ไขมัน

2.2.1.2 สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายไม่ได้ (Non-biodegradable organic compounds) เช่น สารเคมีอินทรีย์ (Phenol) ยาฆ่าแมลง (Pesticides) ผงซักฟอก (Surfactant, detergent) ไขมัน

2.2.2 สารอนินทรีย์ (Inorganic compound)

สารอนินทรีย์ซึ่งเป็นแร่ธาตุต่าง ๆ ที่จะไม่ทำให้น้ำเกิดการเน่าเหม็นแต่จะมีอันตรายต่อชีวิตโดยทั่วไปมักจะพบอยู่ในรูปไอออนในน้ำ Mineral หรือ สารเคมีที่แตกตัวในน้ำ เช่น Cl^- Na^+ SO_4^{2-} NO_3^- CO_3^{2-} PO_4^{3-} และ NH_4^+ และในรูปไอออนของโลหะหนัก (Heavy metal) ต่าง ๆ ที่มักจะสะสมอยู่ในวงจรอาหาร Pb, Ni, Cd, Fe, Hg, Al, Cr, Mn, Zn ทั้งนี้ ขึ้นกับ Geologic formation คุณสมบัติของน้ำเสียจากแหล่งที่มาต่าง ๆ จะมีชนิดและปริมาณของ สารอนินทรีย์ที่แตกต่างกันโดยในน้ำเสียชุมชนมักจะพบสารอาหารเช่น ไนโตรเจน และ ฟอสฟอรัส เนื่องจากมีแหล่งกำเนิดมาจากเศษอาหาร ปัสสาวะ อุจจาระ ผงซักฟอก ส่วนน้ำทิ้งจากโรงงานที่มีส่วนประกอบของ NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} จะเป็นน้ำเสียจากภาคการเกษตรที่ ะปุยหรือมูลสัตว์ ซึ่งผลเสียที่ตามมาทำให้เกิดสภาวะการเติบโตของสาหร่ายสีเขียวที่มากเกินไป หรือที่เรียกว่า Eutrophication ซึ่งสภาวะที่สาหร่ายเติบโตมากเกินไปนั้นปกติแล้วจะเป็น สภาวะที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติ แต่จะใช้เวลานานมากที่จะทำให้สภาพนิเวศเกิดการเปลี่ยนแปลง เมื่อเทียบกับแหล่งน้ำหลายแห่งที่เป็นแหล่งรับน้ำจากน้ำทิ้งอุตสาหกรรมและเกษตรกรรมที่สาร ดังกล่าวจะทำให้ระบบนิเวศน้ำเกิดการเปลี่ยนแปลงเนื่องจากการปนเปื้อนของสารอาหารใน ปริมาณมากจนไปกระตุ้นให้สาหร่ายมีการเจริญเติบโตที่เร็วกว่าสภาพทางธรรมชาติ ซึ่งจะ รุนแรงมากก็จะส่งผลต่อคุณภาพของน้ำ

สำหรับสารเคมีที่ถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำโดยมีแหล่งกำเนิดมาจากภาคเกษตรกรรมและภาคอุตสาหกรรมนั้นมักจะมีการปนเปื้อนของโลหะที่จะทำให้น้ำเสีย ตัวอย่างเช่น สารตะกั่ว (Pb) ละลายอยู่ในน้ำเสียที่มาจากโรงงานแบตเตอรี่, กระสุนปืน, ทำสีจะทำให้เกิดโรคพิษตะกั่ว ซึ่งมีผลต่อระบบเอนไซม์ สารปรอท (Hg) ที่มีอยู่ในน้ำเสียที่มาจากโรงงานถ่านไฟฉาย, พลาสติกพีวีซี, กระดาษ, ยาฆ่าเชื้อรา จะทำให้เกิดโรคมีนามาตะ เกี่ยวกับการทำลายระบบประสาท สารแคดเมียม(Cd) ที่อยู่ในน้ำเสียที่มาจากโรงงานแบตเตอรี่, ทำสี, เคลือบผิวโลหะ, พลาสติก, ยาง จะทำให้เกิดโรคอิไตอิไต ที่เกิดทำลายกระดูกและสารไซยาไนด์(Cyanides)ที่อยู่ในน้ำเสียที่มาจากโรงงานปิโตรเลียม, ชุบโลหะ, ยาฆ่าแมลง จะมีฤทธิ์ทำลายระบบสมอง ระบบประสาทและก่อให้เกิดมะเร็ง

2.2.3 ออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved oxygen)

ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำเป็นพารามิเตอร์หนึ่งที่มีความสำคัญต่อคุณภาพน้ำเป็นอย่างมากเนื่องจากสัตว์น้ำ แบคทีเรีย และพืชน้ำมีความต้องการใช้ออกซิเจนในการดำรงชีวิตหรือกระบวนการเจริญเติบโต ดังนั้นเมื่อน้ำมีสารอินทรีย์ละลายอยู่ในจำนวนมาก ปริมาณออกซิเจนจึงจะถูกใช้มากขึ้น ดังนั้นปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำจึงเป็นดัชนีสำคัญที่จะบอกให้รู้ว่าคุณภาพน้ำนั้นมีสภาพเน่าหรือไม่ โดยปกติปริมาณออกซิเจนเฉลี่ยในน้ำที่มีคุณภาพดีจะมีค่าอยู่ที่ 2 mg/l สำหรับในกรณีที่แหล่งน้ำอยู่ในสภาพที่ขาดออกซิเจนหรือที่เรียกว่า Anaerobic condition หรือ septiccondition จะมีเกิด แก๊ส H_2S , CH_4 , NH_3 , CO_2 เกิดขึ้นทำให้น้ำนั้นเกิดกลิ่นเหม็น

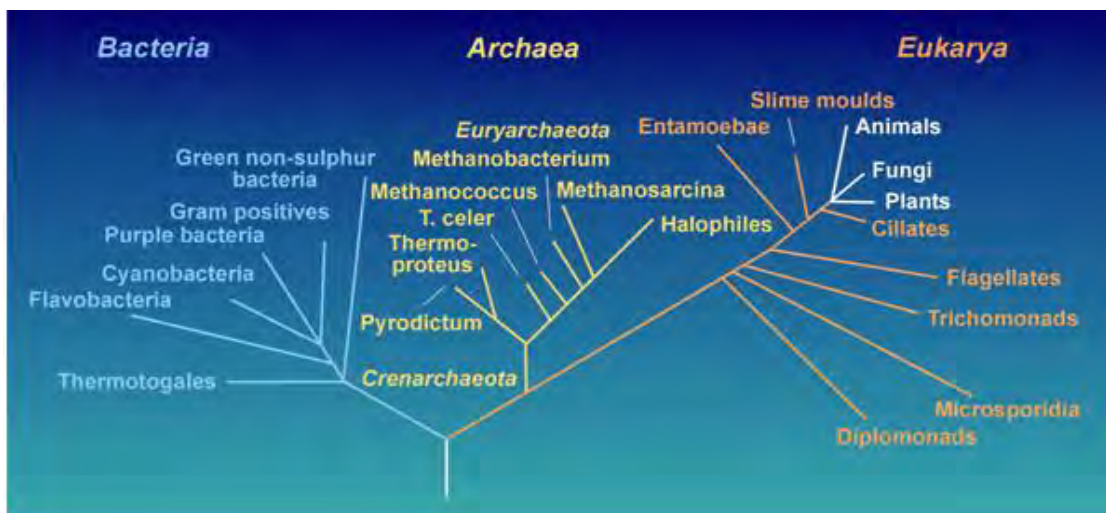
2.2.4 ค่าพีเอช (pH)

ค่าความเป็นกรดเป็นด่างหรือค่าพีเอช คือปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนไอออน (H^+) ในน้ำ ค่านี้เป็นค่าหนึ่งที่สามารถบ่งชี้คุณภาพของน้ำเสียว่าจะมีอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำหรือไม่

ค่าพีเอชที่มากกว่า 7 จะมีค่าเป็นด่าง ส่วนค่าที่น้อยกว่า 7 จะมีค่าเป็นกรด โดยทั่วไปลักษณะคุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนมีค่าเป็นกลางอยู่ในช่วง 6-8 ซึ่งมีค่า pH ไม่ต่างจากค่า 7 มากนัก

2.2 ลักษณะทางชีวภาพ

โดยปกติจุลินทรีย์จะมีอยู่ทั่วไปในธรรมชาติซึ่งจะมีบทบาทในการย่อยสลายสารประกอบอินทรีย์ทั้งอินทรีย์คาร์บอนและอินทรีย์ไนโตรเจนเพื่อใช้เป็นพลังงานและส่วนประกอบต่างๆของเซลล์เพื่อดำรงการชีวิต ดังนั้นน้ำเสียจึงมีจุลินทรีย์หลายชนิดที่อยู่ร่วมกันไม่ว่าจะเป็น กลุ่มแบคทีเรีย กลุ่มโปรโตัว หรือ กลุ่มฟังไจซึ่งจะมีความแตกต่างกันทั้งชนิดและปริมาณตามลักษณะแหล่งที่มาของน้ำเสียโดยเฉพาะในน้ำเสียชุมชนในจุลินทรีย์แต่ละประเภทจะมีความสามารถจำกัดสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำเสียจะถูกย่อยสลายให้อยู่ในรูปสารอนินทรีย์ที่แตกต่างกันและมีปัจจัยที่จำกัดการเจริญที่ไม่เหมือนกัน ดังนั้นจุลินทรีย์แต่ละชนิดจึงมีลักษณะโครงสร้างทางกายภาพและทางชีวภาพที่แตกต่างกัน ซึ่งจะแบ่งออกเป็น 3กลุ่มใหญ่คือ Bacteria Archaeaและ Eukaryoteดังภาพที่ 1



ภาพที่ 1 การจำแนกประเภทของจุลินทรีย์
ที่มา:Woese and colleagues (1977)

เมื่อพิจารณาถึงคุณสมบัติและลักษณะของจุลชีพในน้ำเสียจะสามารถแบ่งย่อยได้ดังนี้

2.3.1 ยูคาริโอต (Eukaryotes)

ยูคาริโอตเป็นสิ่งมีชีวิตที่มีออร์แกเนลล์ที่มีเยื่อหุ้มรวมทั้งนิวเคลียสจะ

จัดอยู่ในอาณาจักรโปรติสตาและฟังไจ ได้แก่สาหร่าย (Algae)รา (Fungi)และโปรโตซัว (Protozoa)ซึ่งสาหร่ายหลายชนิดสามารถเจริญเติบโตได้ในน้ำเสียและมีบทบาทในการเพิ่มปริมาณออกซิเจนผ่านการสังเคราะห์แสงและมีบทบาทในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนแต่ในขณะเดียวกันการเพิ่มปริมาณของมวลสาหร่ายที่มากเกินไปก็ก่อให้เกิดปัญหากับคุณภาพน้ำได้เช่นกัน ส่วนโปรโตซัวเป็นยูคาริโอตที่ไม่สามารถสังเคราะห์แสงและเคลื่อนไหวได้ โปรโตซัวที่พบในน้ำเสียมีหลายประเภท เช่น มาสติโกพอร่า ซาร์โคดิงา สปอโรซัว และซิลิเอตา ซึ่งลักษณะประชากรของโปรโตซัวที่พบในระบบบำบัดน้ำเสียสามารถใช้เป็นอินดิเคเตอร์เบื้องต้นของระบบได้ โดยเฉพาะสภาวะที่เริ่มต้นหรือการล้มเหลวของระบบ เนื่องจากโปรโตซัวส่วนใหญ่จะกินแบคทีเรียเป็นอาหารหรือบางชนิดก็มีบทบาทในกลไกทางชีวเคมี เช่น ช่วยในการรวมตัวของแบคทีเรียให้เป็นฟล็อก

2.3.2 โปรคาริโอต (Prokaryotes)

โปรคาริโอตซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นพวกแบคทีเรีย (bacteria)และ

สาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงิน (Cyanobacteria) ซึ่งจัดอยู่ในอาณาจักรโมเนรา โดยที่เซลล์ไม่มีการแบ่งหน้าที่อย่างชัดเจน ไม่มีนิวเคลียสที่แท้จริงและไม่มีออร์แกเนลล์ที่มีเยื่อหุ้ม แบคทีเรียจะเป็นจุลินทรีย์ที่มีความสำคัญมากที่สุดในระบบบำบัดน้ำเสียเพราะเป็นตัวที่มีบทบาทในการย่อยสลายสารอินทรีย์หรือมลสารที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย

2.3.3 อาร์คิแบคทีเรีย (Archaeobacteria)

อาร์คิแบคทีเรียเป็นกลุ่มสิ่งมีชีวิตที่คล้ายกับของแบคทีเรียแต่จะมี

ความคล้ายคลึงกับยูคาริโอต เช่น ผนังเซลล์ไม่มีเพปทิโดไกลแคนไม่ไวต่อยาปฏิชีวนะและมีเอนไซม์พอลิเมอเรสหลายชนิด มักจะชอบอยู่ในที่ที่ร้อนเช่นน้ำพุร้อน ทะเลที่มีน้ำเค็มจัด บริเวณที่มีความเป็นกรดสูง และบริเวณทะเลลึก แบ่งออกเป็น 2 กลุ่ม คือกลุ่มยูริอาร์เคียโอตา (Euryarchaeota) ซึ่งสร้างมีเทนและชอบความเค็มจัด และกลุ่มครีนาร์เคียโอตา (Crenarchaeota) ซึ่งเป็นพวกที่ชอบอุณหภูมิสูงและความเป็นกรดสูง

2.3.4 ไวรัส (Viruses)

ไวรัสเป็นจุลินทรีย์ชนิดหนึ่งที่มีก่อกำเนิดโรคโดยจะมีการแบ่ง

ประเภทของไวรัสตามสารพันธุกรรมและตามโครงสร้างของเยื่อหุ้มโปรตีนที่ห่อหุ้มกรดนิวคลีอิก รวมไปถึงตำแหน่งการแบ่งตัวในเซลล์ที่ถูกอาศัยหรือตามขนาดของไวรัส ซึ่งจุลินทรีย์ประเภทนี้มีความสำคัญเนื่องจากเป็นสิ่งที่ต้องกำจัดของจากน้ำที่ใช้ในการอุปโภคบริโภค

2.3.5 แบคทีเรียที่ทำให้เกิดโรคภัยไข้เจ็บ (Pathogenic Organisms)

แบคทีเรียหรือจุลชีพที่อาศัยในน้ำทั้งโดยเฉพาและน้ำเสียชุมชนสามารถทำให้เกิด

โรค (Faecal pathogen) เช่น อหิวาตกโรค บิด ไทฟอยด์ อย่างไรก็ตามการทดสอบหาเชื้อจุลชีพที่ทำให้เกิดโรคมีความยุ่งยากในการตรวจสอบดังนั้นในทางปฏิบัติจึงนิยมหาเชื้อแบคทีเรียที่อยู่ในกลุ่มของ Coliformbacteria เช่น พวก *Escherichia Coli* เป็นตัวแทนที่บ่งชี้ว่ามีเชื้อโรคอยู่ในน้ำหรือไม่เนื่องจากลักษณะแบคทีเรียในกลุ่มนี้จะอยู่ในทางเดินอาหารของคนปกติและไม่พบในสัตว์ แบคทีเรียชนิดนี้จะถูกขับถ่ายออกมาโดยที่ไม่สามารถเจริญภายนอกทางเดินอาหาร แต่จะตายช้ากว่าเชื้อที่เป็นเชื้อโรคทั้งยังทนทานต่อขบวนการกำจัดน้ำเสียทำให้สามารถที่จะตรวจพบและตรวจนับจำนวนได้ง่าย

3. ขั้นตอนของระบบบำบัด

สำหรับการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางชีววิทยา เช่นระบบแอกติเวตเตดสลัดจ์ ระบบบ่อ ระบบหมักแก๊สชีวภาพ เป็นต้น จะอาศัยแบคทีเรียเป็นกลไกสำคัญในการกำจัดสารอินทรีย์หรือความสกปรกในน้ำที่อยู่ในรูปสารละลายและสารแขวนลอยขนาดเล็กดังนั้นสภาวะควบคุมของระบบตลอดจนชนิดอาหารและปริมาณอาหารหรือสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียจึงเป็นสิ่งที่ต้องคำนึงเพื่อให้แบคทีเรียในระบบบำบัดสามารถทำงานในการบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยทั่วไปสำหรับคุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนจะสามารถแบ่งออกเป็น 3 ประเภท คือ น้ำเสียที่มีความสกปรกหรือความเข้มข้นน้อย ปานกลาง และมาก ซึ่งจำแนกตามภาระบรรทุกและปริมาณขององค์ประกอบแต่ละชนิดที่อยู่ในน้ำเสียดังแสดงได้ในตารางที่ 1 จากคุณสมบัติของน้ำเสียที่แตกต่างกันจึงต้องมีการพิจารณาขั้นตอนในการบำบัดน้ำเสีย โดยจะแบ่งลักษณะระดับของการบำบัดเป็น 3 ส่วนคือ

3.1 การบำบัดขั้นต้น (Primary treatment)

เป็นการบำบัดลำดับแรกของกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำมีจุดประสงค์เพื่อเตรียมน้ำเสียให้เหมาะกับการบำบัดขั้นต่อไปและป้องกันการชำรุดของอุปกรณ์หรือเครื่องจักรโดยการกำจัดกำจัดขยะขนาดใหญ่ อีกทั้งเป็นการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งแขวนลอยเพื่อลดขนาดของระบบบำบัดขั้นต่อไปการใช้กระบวนการตกตะกอนจะสามารถกำจัดสารแขวนลอยได้ประมาณ 30-50% กระบวนการฆ่าเชื้อโรคก็อยู่ในกระบวนการบำบัดขั้นต้น

3.2 การบำบัดขั้นที่สอง (Secondary treatment)

เป็นการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพโดยใช้การย่อยสลายด้วยแบคทีเรีย โดยหลักการสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ประมาณ 95% และ สารอาหาร (nutrients) ประมาณ 50-60% นอกจากนั้นยังเกี่ยวข้องกับกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางกายภาพ

ตารางที่ 1 คุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนจำแนกตามภาระบรรทุกและองค์ประกอบ

Contaminants	Unit	Weak	Medium	Strong
Total Solids	mg/l	350	720	1200
TDS	mg/l	250	500	850
SS	mg/l	100	220	350
BOD₅	mg/l	110	220	400
TOC	mg/l	80	160	290
COD	mg/l	250	500	1000
Organic N	mg/l	8	15	35
Organic P	mg/l	1	3	5
Chlorides	mg/l	30	50	100
Sulfates	mg/l	20	30	50
Alkalinity	mg/l	50	100	200
Total Coliform	No/100 ml	10^6 - 10^7	10^7 - 10^8	10^7 - 10^9

ที่มา : Metcalf & Eddy, 2003

3.3 การบำบัดขั้นที่สาม (Tertiary treatment)

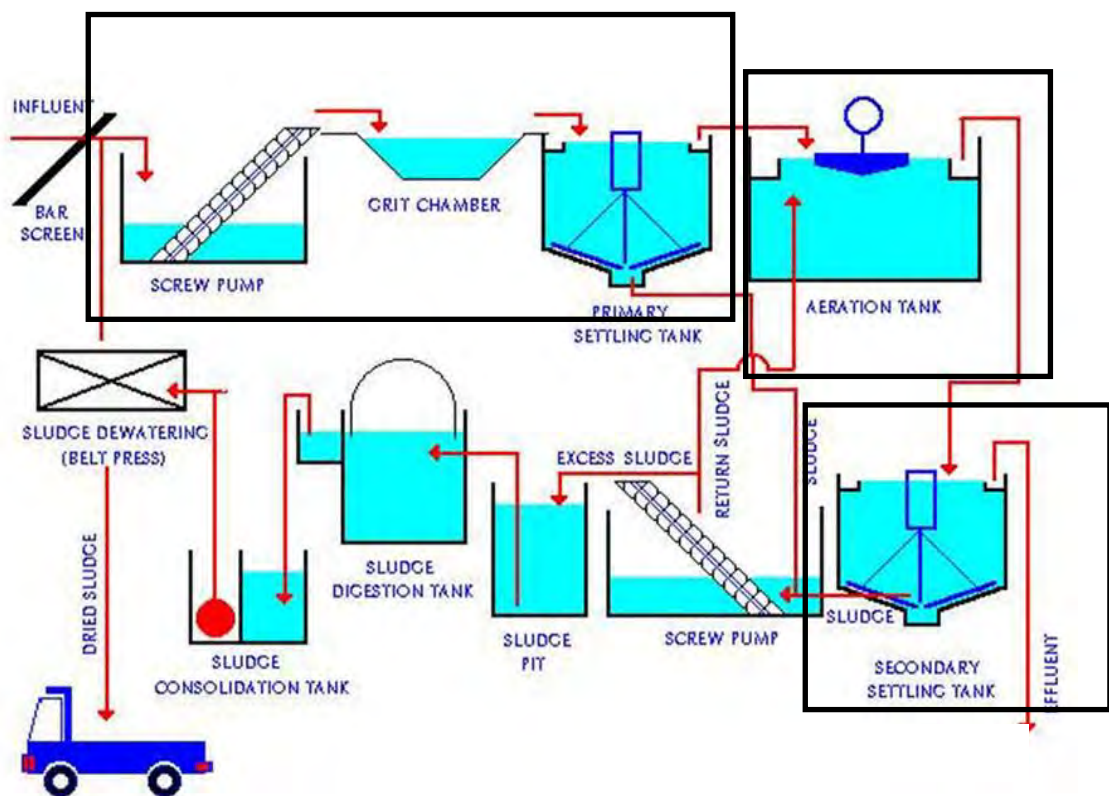
เป็นการบำบัดน้ำทิ้งเพื่อบำบัดน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดขั้นที่สองให้มีคุณภาพสูงขึ้นเพื่อการนำไปใช้ประโยชน์ต่อไป รวมถึงเป็นการปรับปรุงคุณภาพน้ำเพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์และสารอาหาร (Nutrients) เช่นไนโตรเจน ฟอสฟอรัส เป็นต้นในบางครั้งจะมีการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ด้วยการกรองโดยใช้ Activated Carbon Ion exchange

4 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดน้ำเสียสามารถจำแนกเป็นประเภทใหญ่ๆ ได้ 3 ประเภท คือกระบวนการทางกายภาพ กระบวนการทางเคมี และกระบวนการทางชีวภาพ ซึ่งกระบวนการทางกายภาพจะเป็นการกำจัดสิ่งสกปรกในรูปสารแขวนลอยเป็นส่วนใหญ่ ส่วนกระบวนการทางเคมีจะช่วกำจัดสารแขวนลอยและสารอินทรีย์หรือโลหะ ดังนั้นสิ่งสกปรกส่วนใหญ่ที่เป็นสารอินทรีย์จะถูกกำจัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ แอคติเวตเตดจ์สลัดจ์โดยทั่วไปจะมีผังสรุปได้ดังภาพที่ 2 โดยจะมีกระบวนการบำบัดน้ำทางกายภาพและทางเคมีในส่วนที่ 1 และจะมีกระบวนการบำบัดน้ำทางชีวภาพ ซึ่งจะเป็นการกำจัดสารอินทรีย์โดยใช้จุลชีพในสภาวะที่เติมอากาศ (ในส่วนที่ 2) ส่วนกระบวนการที่เหลือจะเป็นกระบวนการกำจัดตะกอนส่วนเกิน ซึ่งน้ำเสียแต่ละประเภทก็จะใช้กระบวนการบำบัดที่แตกต่างกันตามคุณสมบัติของน้ำเสีย ระบบบำบัดก็也将มีความแตกต่างในเรื่องการออกแบบ การวางตำแหน่ง ขนาด ระยะเวลาในการดำเนินระบบตลอดจนสภาวะในการควบคุมที่แตกต่างกันดังจะได้อธิบายต่อไป

4.1 กระบวนการทางกายภาพ

การบำบัดประเภทนี้จะมีหน้าที่กำจัดของแข็งแขวนลอยขนาดใหญ่ซึ่งสามารถตกตะกอนด้วยตัวเองได้ง่าย น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการทางกายภาพมักที่จะมีความสกปรกเหลืออยู่ในรูปสารละลายดังนั้นจึงต้องนำไปผ่านกระบวนการทางชีวภาพเพื่อที่จะกำจัดความสกปรกเหล่านั้น ซึ่ง กระบวนการบำบัดทางกายภาพมีหลายประเภทดังนี้



ภาพที่ 2 ผังระบบบำบัดน้ำเสีย

ที่มา: <http://webiz.co.th/files/photos/1/46/30/1463010/1495277.jpg>

4.1.1 การดักด้วยตะแกรง (Screen)

สำหรับการดักด้วยตะแกรงจะมีลักษณะเป็นช่องว่างเพื่อให้น้ำไหลผ่านได้แต่ไม่ยอมให้ขยะไหลผ่านได้เพื่อที่จะลดภาระของระบบบำบัดขั้นต่อไป อีกทั้งเพื่อลดภาระเครื่องสูบน้ำที่ขยะไปอุดตันตัวเครื่อง

4.1.2 ระบบกำจัดตะกอนหนัก (Grit chamber)

ระบบการกำจัดตะกอนหนักมีวัตถุประสงค์เพื่อใช้กำจัดตะกอนหนัก จำพวกทราย หิน เศษขยะหนักที่ไหลมา กับน้ำด้วยแรงโน้มถ่วงที่จะป้องกันการอุดตันในเครื่องสูบน้ำเพื่อลดภาระของระบบขั้นต่อไปและเพื่อหลีกเลี่ยงการอุดตันในเส้นทาง

4.1.3 ถังตกตะกอน (Sedimentation tank)

ถังตกตะกอนมีเพื่อแยกตะกอนแขวนลอยในน้ำเสียด้วยวิธีแรงโน้มถ่วง เพื่อหลีกเลี่ยงการเกิดฟlocs ตะกอนลอยหรือเศษขยะลอยและเพื่อลดภาระของระบบขั้นต่อไป ในการออกแบบถังตกตะกอนนั้นรูปแบบของทางน้ำเข้าและทางน้ำออกสามารถที่จะทำได้หลายแบบขึ้นอยู่กับลักษณะของถัง ทิศทางการไหลของน้ำเสีย ระยะเวลาที่กักเก็บ เป็นต้น

4.1.4 เครื่องอัดกรอง (Filter press)

เครื่องอัดกรองมีหน้าที่บีบน้ำออกเพื่อให้สลัดจ์แห้งโดยอาศัยเครื่องจักรกล ซึ่งในบางกรณีจะมีการเติมสารเคมีเพื่อให้สลัดจ์จับตัวมากขึ้นทำให้สลัดจ์แห้งที่จะได้กากที่สามารถนำไปถมที่หรือเป็นปุ๋ยได้และลดปริมาตรสลัดจ์ที่จะต้องกำจัด

4.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางเคมี

กระบวนการทางเคมีส่วนใหญ่จะทำหน้าที่กำจัดของแข็งแขวนลอย

ขนาดเล็กหรือของแข็งที่ตกตะกอนด้วยตัวเองได้ช้า น้ำเสียที่มีความเป็นกรด ต่างสูงเกินไป มีไขมัน หรือมีสารประกอบอินทรีย์หรือโลหะหนักที่เป็นพิษ น้ำเสียที่ผ่านกระบวนการทางเคมี มักที่จะมีความสกปรกเหลืออยู่ในรูปสารละลายจะต้องนำไปผ่านกระบวนการทางชีวภาพ เพื่อที่จะกำจัดความสกปรกเหล่านี้อีกขั้นตอนหนึ่ง กระบวนการที่ใช้ได้แก่ โคแอกกูเลชัน การตกผลึก การปรับพีเอช การแลกเปลี่ยนไอออน ออกซิเดชัน รีดักชัน

4.3 กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพเป็นกระบวนการบำบัดที่อาศัยจุลินทรีย์เป็นตัวการสำคัญในการย่อยสลายสารอินทรีย์หรือความสกปรกในน้ำซึ่งจะมีทั้งใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจนโดยน้ำที่ผ่านการบำบัดจะมีปริมาณสารอินทรีย์และสารอาหารที่ลดลง นอกจากนั้นกระบวนการบัตตัวยังแบ่งย่อยออกเป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์อยู่ในลักษณะแขวนลอย (Suspended growth) เช่น ระบบแอกติเวตเตดสลัดจ์ (Activated sludge) ระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย (lagoon) ระบบการย่อยแบบเติมอากาศ (Aerobic digestion) ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic digestion) และระบบ UASB เป็นต้น กระบวนการที่จุลินทรีย์เกาะอยู่บนตัวกลาง (Attached growth) เช่นระบบโปรยกรอง (Trickling filter) ระบบจานหมุนชีวภาพ (RBC) และระบบผสมผสาน ระบบถังกรองไร้ออกซิเจน (Anaerobic filter) ซึ่งในงานวิจัยสนใจระบบแอกติเวตเตดสลัดจ์และระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย

4.3.1 ระบบเอเอสหรือแอกติเวตเตดสลัดจ์ (Activated sludge)

ระบบเอเอสเป็นระบบขั้นที่สองแบบชีวภาพทำหน้าที่ย่อยสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปสารละลายในน้ำเสียด้วยจุลินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำเสีย เป็นระบบที่นิยมใช้กันมากทั้งในการบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรม ระบบเอเอสสามารถออกแบบถึงปฏิกรณ์ได้หลายรูปแบบและมีวิธีการสร้างสิ่งแวดล้อมให้แบคทีเรียที่แตกต่างกัน เช่นการกระจายน้ำเสีย การกวน

น้ำเสีย การเติมออกซิเจน ปริมาณและตำแหน่งเครื่องเติมอากาศ ระยะเวลาที่แบคทีเรียอยู่ในถังเติมอากาศ การหมุนเวียนสลัดจ์วิธีการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำก่อนระบายน้ำทิ้งออกจากระบบโดยน้ำที่ผ่านระบบนี้จะสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียและลดตะกอนแขวนลอยในน้ำเสีย

ระบบเอเอสจะมีจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้อง 4 ประเภท คือ จุลินทรีย์ที่สร้างฟลอคแซพโปรไฟท์ จุลินทรีย์ทำลาย (มักเป็นโปรโตซัว) และจุลินทรีย์ก่อการทำงานของระบบ (มักเป็นแบคทีเรียหรือฟังไที่มีรูปร่างเป็นเส้นใย) ซึ่งจุลินทรีย์แบบสร้างฟลอคจะมีบทบาทมากเนื่องจากจะทำให้สามารถแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำเสียได้ด้วยการตกตะกอน โดยจุลินทรีย์ที่อยู่ในกลุ่มสร้างฟลอคประกอบไปด้วยแบคทีเรีย โปรโตซัว และฟังไ

จะเห็นได้ว่ากระบวนการย่อยสลายที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียนั้นมาจากกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ที่มีความหลากหลายที่มีความต้องการปัจจัยในการเจริญเติบโตทั้งเหมือนและแตกต่างกัน ดังนั้นนอกเหนือจากการคำนึงถึงการควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมในการเจริญเติบโตเพื่อให้เกิดประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียแล้วการคำนึงถึงธรรมชาติการปรับตัวของจุลินทรีย์ก็ยังเกี่ยวข้องกับการควบคุมระบบบำบัดให้มีเสถียรภาพปัจจัยที่ควรคำนึงที่จะส่งผลถึงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้แก่ รูปแบบของถังปฏิกรณ์ซึ่งจะหมายรวมรูปแบบของการไหลในระบบ (Batch reactor/ Plugflow reactor/ Completely Mix reactor/ Arbitrary flow reactor/ Packed bed reactor/ Fluidized bed reactor) ระยะเวลาที่น้ำเสียอยู่ในระบบ (HRT) ปริมาณสารอินทรีย์ (Organic loading) ระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในระบบ (SRT) อัตราส่วนของอาหารต่อจุลชีพ (F/M) อัตราการหมุนเวียนตะกอน ปริมาณสารอาหาร และสภาวะแวดล้อมอื่นๆ เช่น ค่าพีเอช อุณหภูมิ เป็นต้น ดังนั้นปัจจัยที่ต้องคำนึงเพื่อการเลือก

รูปแบบของระบบก็คือ คุณสมบัติของน้ำเสีย ค่าสัมประสิทธิ์ทางจลน์ศาสตร์ สภาวะแวดล้อมในพื้นที่โดยรอบ และคุณภาพของน้ำออกที่ต้องการ

นอกจากนี้เนื่องจากประสิทธิภาพของกระบวนการทางชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียยังจะขึ้นอยู่กับปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมที่จะต้องมีความเหมาะสมกับการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นปัจจัยที่ผู้ควบคุมระบบจะต้องให้ความใส่ใจได้แก่

4.3.1.1 อาหาร

อาหารจัดว่าเป็นปัจจัยที่สำคัญอันดับต้นๆเนื่องจากจุลินทรีย์จะรับสารอาหารเพื่อการดำรงชีวิตและการเพิ่มจำนวนมาจากน้ำเสียที่เข้าระบบซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นสารอินทรีย์ ดังนั้นถ้าน้ำเสียมีปริมาณของสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำมากจุลินทรีย์ในระบบก็จะสามารถที่จะย่อยสลายสารดังกล่าวได้รวดเร็ว ดังนั้นปริมาณและคุณสมบัติของน้ำเสียจึงมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบบำบัด

4.3.1.2 อัตราการไหล

อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบจะสัมพันธ์กับช่วงเวลาที่จุลินทรีย์จะใช้ในการย่อยสลายสารอาหารที่มากับน้ำเสียและการตกตะกอน ดังนั้นถ้าระบบมีอัตราการไหลที่สูงก็จะมีโอกาสที่จะทำให้จุลินทรีย์ไหลออกจากระบบได้ ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ก็จะลดลง

4.3.1.3 ปริมาณออกซิเจน

ปริมาณออกซิเจนเป็นปัจจัยที่สำคัญกับระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศ โดยจุลินทรีย์จะใช้ออกซิเจนสำหรับการเปลี่ยนรูปสารอาหารให้เป็นพลังงานสำหรับใช้ในการเจริญเติบโต ดังนั้นในการควบคุมระบบจึงมีความจำเป็นที่จะต้องเติมออกซิเจนในปริมาณที่เพียงพอ โดยปกติจะอยู่ที่ 1.0 ถึง 3.0 mg/l

4.3.1.4 อุณหภูมิ

อุณหภูมิจะมีผลต่อปฏิกิริยาทางเคมีและการย่อยสลายทางชีววิทยา โดยปกติจุลินทรีย์จะย่อยสลายสารอาหารได้ช้าลงที่อุณหภูมิต่ำและจะทำงานได้ดีที่อุณหภูมิสูง ช่วงอุณหภูมิที่จุลินทรีย์จะทำงานได้ดีคือ 10-25 องศาเซลเซียส

4.3.1.5 พีเอช

เช่นเดียวกับอุณหภูมิ ค่าพีเอชจะมีผลต่อปฏิกิริยาทางเคมีและการย่อยสลายทางชีววิทยา โดยปกติจุลินทรีย์จะทำงานได้ดีที่ค่าพีเอช 6.0-9.0 ถ้าระบบมีค่าพีเอชที่สูงหรือต่ำเกินไปจะส่งผลต่อการเจริญเติบโตและการอยู่รอดของจุลินทรีย์

4.3.1.6 สารอาหาร

นอกจากสารอาหารหลักแล้วจุลินทรีย์ยังต้องการอาหารเสริมเช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และโลหะ สำหรับกระบวนการเมตาบอลิซึมโดยปกติในน้ำเสียชุมชนจะมีธาตุอาหารพวกนี้ในปริมาณที่เพียงพออยู่แล้ว อัตราส่วนของ BOD:N:P ที่เหมาะสมคือ 100:5:1

4.3.1.7 ความเป็นพิษ

ในน้ำเสียโดยปกติจะมีส่วนประกอบของสารประกอบที่เป็นพิษต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบบำบัด โดยปกติสารพิษในระบบบำบัดสามารถที่จะถูกย่อยสลายได้ทางชีววิทยา อย่างไรก็ตามความเป็นพิษที่จะส่งผลต่อการอยู่รอดของจุลินทรีย์จะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารพิษและความสามารถของจุลินทรีย์แต่ละชนิดที่จะสามารถทนทานต่อสารพิษ

5. ความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

ระบบบำบัดทางชีวภาพแบบเติมอากาศที่มีการใช้งานแพร่หลายทั้งการ

บำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีส่วนประกอบเป็นสารอินทรีย์การทำงานของระบบนั้นจะใช้จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียในสภาวะที่มีออกซิเจนโดยเปลี่ยนแปลงให้เป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และพลังงาน (Ardenและคณะ (1914), Metcalf and Eddy (2003), เกรียงศักดิ์ (2543) ซึ่งปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นดังกล่าวเป็นปฏิกิริยาทางชีวเคมีที่จะเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ให้มีขนาดเล็กลงในขณะที่จำนวนจุลินทรีย์ได้เพิ่มขึ้นและเกิดพลังงานขึ้นในระบบ ดังนั้นปฏิกิริยาการย่อยสลายในระบบบำบัดทางชีวภาพจึงมีความเกี่ยวข้องโดยตรงกับการทำงานของจุลินทรีย์ทำให้ทั้งปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์ ค่าสัมประสิทธิ์ทางจลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ สภาวะของระบบ มีความสัมพันธ์กับกระบวนการย่อยสลายและการออกแบบรวมไปถึงการดำเนินระบบ

ดังนั้นการออกแบบและการควบคุมให้ระบบบำบัดแบบใช้อากาศทางชีวภาพมีประสิทธิภาพสูงจึงไม่ได้ขึ้นอยู่กับ การเข้าใจลักษณะทางกายภาพและทางเคมีเท่านั้นหากแต่ยังขึ้นอยู่กับ การเข้าใจลักษณะทางชีวภาพหรือการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบที่นับว่าเป็นกลไกสำคัญที่มีบทบาทต่อการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียตลอดจนธาตุอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) ดังนั้นการทำความเข้าใจถึงโครงสร้างของประชากรและการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดตลอดจนการศึกษาถึงความสัมพันธ์ที่เชื่อมโยงระหว่างประสิทธิภาพของการบำบัดรูปแบบของระบบ ปัจจัยในการออกแบบ และปัจจัยการดำเนินระบบต่อการเปลี่ยนแปลงความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์จึงน่าจะเป็นทางเลือกหนึ่งของการพัฒนาศักยภาพการทำงานของระบบที่มีประสิทธิภาพและเข้าใจการทำงานของระบบได้มากขึ้น (Cutis และ คณะ (2003); Pholchanและคณะ (2010))

โดยปกติกลุ่มของจุลินทรีย์ที่พบมากในระบบบำบัดแบบเติมอากาศได้แก่ กลุ่มของ

*Pseudomonas**Flavobacterium**Achromobacter* *Micrococcus*และ nitrifying bacteria เช่นกลุ่มของ *Nitrospira**Nitrosomonas**Nitrobacter*และ *Bacillus* นอกจากนี้ยังมีกลุ่มของ Eukaryotes ที่มีบทบาทต่อการบำบัดน้ำเสีย (Muyzer (1998);Wagner และ Loy (2002); Daimsและคณะ (2001)) ซึ่งยังไม่รวมพวก filamentous bacteria เช่น *Thiothrix**Nocardia*เป็นต้น ที่มีส่วนช่วยในการกำจัดสารอินทรีย์และทำให้เกิดปัญหากับระบบ (Wagner และ Loy (2002)) Bitton (2005) ได้ศึกษาแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งด้วยวิธี Culture based1 technique พบว่ามีกลุ่มแบคทีเรียชนิดเด่นคือ *Zoogloea* *Pseudomonas* *Flavobacterium**Alcaligenese**Achromobacter**Corynebacterium**Comomonas**Brevibacterium**Acinetobacter*และ *bacillus*ส่วนในการศึกษาด้วยเทคนิค 16SrRNA จะพบว่ามีกลุ่ม *Comamonas* *Pseudomonas* มากที่สุด ถึง 50 % รองลงมาเป็น*Flavobacterium**Cytophaga* (13.5%) และ *Paracoccus* (11.5%)แบคทีเรียหลายชนิดที่อยู่ร่วมกันในระบบบำบัดน้ำเสียนั้นจะมีบทบาทที่แตกต่างกันโดยจะมีความสัมพันธ์ทั้งด้านบวกและลบ (Gerardi (2006))สุบัตินิต (2548)ได้ยกตัวอย่างหน้าที่ของกลุ่มจุลินทรีย์ในน้ำเสียดังตาราง ที่ 2

ตารางที่ 2หน้าที่ของกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

ชนิดของแบคทีเรีย	หน้าที่
<i>Pseudomonas</i>	ย่อยสลายสารอินทรีย์และสารปนเปื้อน ผลิตเมือกที่ช่วยในการสร้างฟลอค
<i>Bacillus</i>	ย่อยสลายโปรตีน
<i>Arthrobacter</i>	ย่อยสลายคาร์โบไฮเดรต
<i>Microthrix</i>	ย่อยสลายไขมัน
<i>Acinetobacter</i>	ย่อยสลายฟอสฟอรัส
<i>Zoogloea</i>	ผลิตเมือกในการสร้างฟลอค
<i>Nitrosomonas</i> <i>Nitrobacter</i>	nitrification

อย่างไรก็ตามเนื่องจากจุลินทรีย์ที่ทำงานในระบบบำบัดมีหลายกลุ่มประเภททำให้ในปัจจุบันมีงานวิจัยหลายชิ้นได้เสนอแนะแนวความคิดว่าความหลากหลายของประชากรน่าจะมีส่วนเกี่ยวข้องกับประสิทธิภาพของระบบบำบัด Akarsubasi และคณะ (2005) ได้ศึกษาผลของส่วนประกอบของน้ำเสียในเครื่องปฏิกรณ์ชนิด CSTR แบบไร้อากาศในระดับ Lab scale ที่มีต่อประชากรของ Archaea ซึ่งคณะวิจัยนี้ได้พบว่าความหลากหลายของประชากรเด่นของ Archaea และประสิทธิภาพการบำบัดของระบบนั้นมีการเปลี่ยนแปลงตามคุณสมบัติของน้ำเสียที่เข้าระบบ สำหรับ Rowan และคณะ (2003) ได้เปรียบเทียบความหลากหลายของประชากรแบคทีเรียในโรงบำบัดน้ำเสียจริงที่มีการบำบัดโดยให้แบคทีเรียที่ยึดติดกับตัวกรอง 2 ประเภทคือ ถังโปรยกรอง (Trickling filter) และการกรองแบบใช้อากาศ (Biological aeration filter) ซึ่งผลการศึกษาผู้วิจัยพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนนั้นเกิดความเชื่อมโยงกับความหลากหลายของประชากรแบคทีเรียและได้ให้ข้อเสนอแนะว่าระบบที่มีความหลากหลายสูงจะมีประสิทธิภาพดี ซึ่งใกล้เคียงกับผลงานวิจัยของ Siripong และ Rittmann (2007) ที่พบว่าเสถียรภาพของของแอกติเวทเตดสลัดจ์ที่กำจัดไนโตรเจนจะดีขึ้นถ้าระบบมีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์มากขึ้น ต่อมา Pholchan และคณะ (2010) จึงได้ทำการศึกษาความสัมพันธ์ของปัจจัยในการออกแบบระบบบำบัดทางชีวภาพกับประสิทธิภาพของระบบและความหลากหลายของแบคทีเรีย ซึ่งผู้วิจัยใช้การศึกษาปัจจัย 4 อย่างคือ ภาระบรรทุกของระบบ ความซับซ้อนของลักษณะน้ำเข้าระบบ ประเภทของระบบ และการเติมแบคทีเรียจากดิน โดยจะศึกษาในเครื่องปฏิกรณ์แอกติเวทเตดสลัดจ์ในระดับ lab scale ผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพของระบบสูงขึ้นในระบบที่มีความหลากหลายสูง และยังพบการเปลี่ยนแปลงของประชากรแบคทีเรียตามปัจจัยในการออกแบบ อย่างไรก็ตามยังมีความซับซ้อนของระบบและความเชื่อมโยงระหว่างความ

หลากหลายของประชากรในระบบกับตัวแปรในการออกแบบและควบคุมระบบซึ่งต้องการการศึกษาเพิ่มเติม รวมทั้งการศึกษาการเปลี่ยนแปลงของความหลากหลายของประชากรจุลชีพในระบบบำบัดจริงที่มีการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา นั้นยังมีอยู่น้อยมาก โดยเฉพาะยังมีไม่มากนัก โดยเฉพาะในโรงบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพในประเทศไทย

ในการศึกษาและวิเคราะห์ประชากรจุลชีพในระบบที่มีความซับซ้อนอย่างเช่นในระบบบำบัดน้ำเสียนั้นจัดว่าเป็นเรื่องที่ท้าทายเนื่องจากจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสียไม่ใช่เชื้อบริสุทธิ์แต่เป็นเชื้อผสม (Mixed culture) ดังนั้นตลอดระยะเวลาหลายปีที่ผ่านมา นักวิจัยหลายกลุ่มได้พยายามพัฒนาเทคนิคทางด้านชีวโมเลกุลเพื่อที่จะแก้ไขปัญหาของการใช้วิธีดั้งเดิมในการวิเคราะห์แบคทีเรียโดยการเลี้ยงและแยกเชื้อซึ่งเทคนิคดังกล่าวมีข้อจำกัดที่ต้องใช้เวลาในการวิเคราะห์ตลอดจนจำนวนแรงงานค่อนข้างมาก จุลินทรีย์บางกลุ่มไม่สามารถทำการเพาะเลี้ยงได้ทำให้จุลินทรีย์บางส่วนไม่เคยมีการตรวจพบและไม่มีการศึกษา และอาจเกิดความผิดพลาดในการตรวจสอบได้ง่ายเนื่องจากเชื้อบางชนิดมีคุณสมบัติใกล้เคียงกัน (Amann และคณะ (1995)) สำหรับวิธีทางชีวโมเลกุลสามารถที่จะวิเคราะห์ประชากรแบคทีเรียได้รวดเร็วและแม่นยำมากขึ้นเนื่องจากเป็นวิธีที่สกัดเอา DNA 16S Ribosomal RNA ของจุลินทรีย์แต่ละชนิดซึ่งมีความจำเพาะสูงมาใช้ในการตรวจหาและจำแนกชนิดของจุลินทรีย์ทำให้เกิดความถูกต้องแม่นยำ และรวดเร็วกว่าวิธีการดั้งเดิมอีกทั้งไม่ต้องอาศัยการเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ทำให้สามารถจำแนกชนิดของจุลินทรีย์ที่มาจากสิ่งแวดล้อมซึ่งยากต่อการเพาะเลี้ยงได้ (Ovreas, (2000); Wagner และคณะ (2002) และ Moharikar และคณะ (2005)) สำหรับปัจจุบันได้มีการประยุกต์ใช้เทคนิคชีวโมเลกุลไม่ว่าจะเป็น เทคนิค Fingerprinting techniques เช่น Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (DGGE) Temperature Gradient Gel Electrophoresis (TGGE) และ Amplified rDNA restriction analysis (ARDRA) เป็นต้น หรือการใช้ Fluorescence In Situ

Hybridization (FISH) ในการวิเคราะห์ตัวอย่างจากสิ่งแวดล้อมในรูปแบบต่างๆรวมไปถึงในระบบบำบัดน้ำเสีย (Muyzer (1998); Daims และคณะ (2001); Wagner และ Loy (2002); Rowan และคณะ (2003); Pholchan และคณะ (2010))

โดยทั่วไปการออกแบบและควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียไม่ได้ให้ความสำคัญกับกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในการย่อยสลายทางชีวภาพของสารอินทรีย์หรือการเปลี่ยนรูปสารอาหาร เช่น ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส หรือสารพิษที่เพียงพอ จึงเกิดความล้มเหลวของระบบบ่อยครั้งเมื่อเกิดการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อมอย่างกะทันหัน เช่น คุณสมบัติของน้ำเข้า ค่าภาระบรรทุกของระบบ ค่าพีเอช เป็นต้น ซึ่งสภาพดังกล่าวอาจเป็นสภาวะที่ไม่เหมาะสมต่อการเจริญของจุลินทรีย์บางชนิดในระบบทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียลดลง ดังนั้น ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพนอกจากจะขึ้นกับปัจจัยทางกายภาพและทางเคมีแล้ว ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบถือว่าเป็นส่วนข้อมูลที่มีความสำคัญที่ผู้ออกแบบและควบคุมระบบต้องคำนึงถึง เพราะประชากรจุลินทรีย์เป็นตัวการสำคัญในการย่อยสลายสารอินทรีย์และสารปนเปื้อนในน้ำเสีย ซึ่งประสิทธิภาพในการทำงานจึงขึ้นกับชนิดของจุลินทรีย์ และสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการทำงาน เนื่องจากประชากรจุลินทรีย์แต่ละชนิดมีสภาวะที่เหมาะสมในการเจริญเติบโต และมีสภาวะที่สามารถยับยั้งการเจริญเติบโตแตกต่างกัน ดังนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ และสารปนเปื้อนในน้ำเสียจึงแตกต่างกันตามการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อม ไม่ว่าจะเป็น อุณหภูมิ ค่าความเป็นกรด-ด่าง ชนิด และปริมาณของน้ำเสีย ซึ่งปัจจัยเหล่านี้ล้วนแต่ มีผลต่อการปรับตัว และการเจริญเติบโตและการทำงานของประชากรจุลินทรีย์ ทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงในบางช่วงของการดำเนินระบบที่พบการเปลี่ยนแปลงของปัจจัยดังกล่าว หรือแม้กระทั่งอาจส่งผลให้ระบบบำบัดล้มเหลวในที่สุด ดังนั้นการศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์จึงคาดว่า

จะสามารถช่วยประเมินและทำนายประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัดทางชีวภาพ โดยเฉพาะในสถานการณ์จริงที่จะเกิดการเปลี่ยนแปลงทางองค์ประกอบต่าง ๆ เกือบตลอดเวลา

ดังนั้นงานวิจัยชิ้นนี้จึงมีความน่าสนใจที่จะเป็นจุดเริ่มต้นของการศึกษา

ความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ในการออกแบบต่อการทำงานของจุลชีพตลอดจนความหลากหลายของจุลินทรีย์โดยบูรณาการระหว่างองค์ความรู้ทางวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมและเทคนิคทางจุลชีววิทยาเพื่อให้สามารถเข้าใจกลไกของระบบบำบัดแบบชีวภาพมากขึ้นและสามารถที่จะพัฒนาการออกแบบและการดำเนินระบบให้มีศักยภาพที่ดียิ่งขึ้น

อุปกรณ์และวิธีดำเนินการวิจัย

อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

- 1) ขวดเก็บตัวอย่างน้ำ ขนาด 1000 มล.
- 2) ถ้วยอะลูมิเนียมฟรอยล์
- 3) กระดาษกรอง GF/C เส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 ซม.
- 4) ปากคืบ
- 5) ปีเปตแก้วขนาด 10, 5 , 1 มล. และลูกยางปีเปต
- 6) หลอด COD ขนาด 20 x 150 มม.พร้อมฝา
- 7) ขวดปรับปริมาตรขนาด 25 และ 50 มล.
- 8) บีกเกอร์ขนาด 50 , 100 มล.
- 9) ขวด BOD ขนาด 100-300 มิลลิลิตร และจุกแก้ว
- 10) ขวดเจลตาห์ล
- 11) ขวดรูปชมพู่ ขนาด 250 มิลลิลิตร และ 500 มิลลิลิตร
- 12) บิวเรตต์ขนาด 50 มิลลิลิตร
- 13) กระบอกตวง ขนาด 100 และ 1,00 มล.
- 14) หลอดหยดสาร
- 15) ถังมือยาง
- 16) ถังมือกันร้อน
- 17) ขวดสำหรับใส่ตัวอย่างวัดค่าการดูดกลืนแสง ขนาด 20 มิลลิลิตร

เครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

- 1) โถดูดความชื้น
- 2) เครื่องปั่นเหวี่ยง (Hettichzentrifugenรุ่น Universal 320R)
- 3) เครื่องกรองสุญญากาศ พร้อมกรวยบูชเนอร์ และขวดกรอง
- 4) เตาเผาควบคุมอุณหภูมิ 550 องศาเซลเซียส (CARBOLITE)
- 5) เครื่องชั่ง 4 ตำแหน่ง (SWISS QUALITY รุ่น Precisa 62A)
- 6) ตู้อบควบคุมอุณหภูมิ 103 – 105 องศาเซลเซียส (BINDER)
- 7) ตู้บ่ม (incubator) ควบคุมอุณหภูมิที่ 20 ± 1 องศาเซลเซียส (BINDER)
- 8) pH meter (OAKTON)
- 9) เครื่องย่อยสาร (BUSHI)
- 10) เครื่องกำจัดไออกรด (BUSHI)
- 11) เครื่องกลั่นสาร (BUSHI รุ่น K350)
- 12) เครื่องวัดค่าการดูดกลืนแสง (HACH)

สารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์ทางด้านเคมี

- 1) ชุดวิเคราะห์ไนเตรทสำเร็จรูป NitraVer ®5 Cadmium Reduction Method HR
(0.3 – 30.0 mg/L NO_3^- -N) (ยี่ห้อ HACH/ODYSSEY)
- 2) ชุดวิเคราะห์ฟอสเฟตสำเร็จรูป PhosVer 3Ascorbic acid Method(0.02 – 2.5 mg/L
 PO_4^{3-}) (ยี่ห้อ HACH/ODYSSEY)
- 3) Mercuric sulfate
- 4) H_2SO_4
- 5) 1,10-phenanthroline monohydrate
- 6) $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
- 7) $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$
- 8) Ag_2SO_4
- 9) $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
- 10) NaOH
- 11) $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$
- 12) H_3BO_3
- 13) HCl
- 14) ฟีนอร์ฟทาลีนอินดิเคเตอร์
- 15) สารละลายเมทิลเรดอินดิเคเตอร์
- 16) สารละลายเมทิลีนบลู
- 17) Kjeldahl Tablets Catalyst : MERCK (96.5 % Na_2SO_4 , 1.5 % CuSO_4 , 2.0 % Se)
- 18) Ethanol (95%)
- 19) Bromocresal Green
- 20) สารละลายไซเตียมคาร์บอเนต

อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ด้วย

เทคนิค PCR-DGGE

- 1) ไมโครปิเปต ขนาด 1-10 ไมโครลิตร (Thermo)
- 2) ไมโครปิเปต ขนาด 10-100 ไมโครลิตร (Discovery)
- 3) ไมโครปิเปต ขนาด 100-1000 ไมโครลิตร (Socorex)
- 4) Pipette Tips ขนาด 10 , 100 , 1000 ไมโครลิตร
- 5) Pipette Tips ขนาด 10 มล.
- 6) Pipette Tips ปลายอ่อนขนาด 10-100 ไมโครลิตร
- 7) ไมโครทิวบ์ ขนาด 1.5 มล.
- 8) ฟิชีอาร์ทิวบ์ ขนาด 150 ไมโครลิตร
- 9) บีกเกอร์ ขนาด 50 , 500 และ 1000 มล.
- 10) ขวด Duran ขนาด 500 และ 1000 มล.
- 11) กระบอกตวง ขนาด 500 และ 1000 มล.
- 12) ช้อนตักสาร
- 13) มีดผ่าตัด
- 14) กล้องเก็บตัวอย่างดีเอ็นเอ
- 15) กล้องเก็บ PCR product
- 16) ถังมือยาง
- 17) ถังมือกันร้อน

เครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ความหลากหลายของจุลินทรีย์

- 1) เครื่องปั่นเหวี่ยง (Hettichzentrifugenรุ่น Universal 320R)
- 2) เครื่องผสมสาร (Scientific Industries/vortex Genie-2)
- 3) เครื่องตกตะกอนสารขนาดเล็ก (IKA/ IKAMS 1 minishaker)
- 4) ตู้ปลอดเชื้อ (AsteMicroflow)
- 5) หม้อนึ่งความดัน (HIRAYAMA/HICLAVE HVE-50)
- 6) เครื่องทำความเย็น 4 (SHAP) และ -20 องศาเซลเซียส (SANYO)
- 7) เครื่องชั่ง 4 ตำแหน่ง (SWISS QUALITY/ Precisa 62A)
- 8) เครื่องพีซีอาร์(Mastercycler personal)
- 9) ชุดวิเคราะห์D-Code (Bio-Rad)
- 10) ตู้อบลมร้อน (BINDER)
- 11) เครื่องโซนิเคเตอร์ (CREST ULTRASONICS)
- 12) ไมโครเวฟ (SHAP)
- 13) เครื่องวิเคราะห์ดีเอ็นเอภายใต้สนามไฟฟ้า electrophoresis
- 14) เครื่อง ultraviolet (UV) light transilluminator พร้อมชุดถ่ายภาพ (Bio Rad)
- 15) อ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ (Memmertรุ่น WNB 2221)

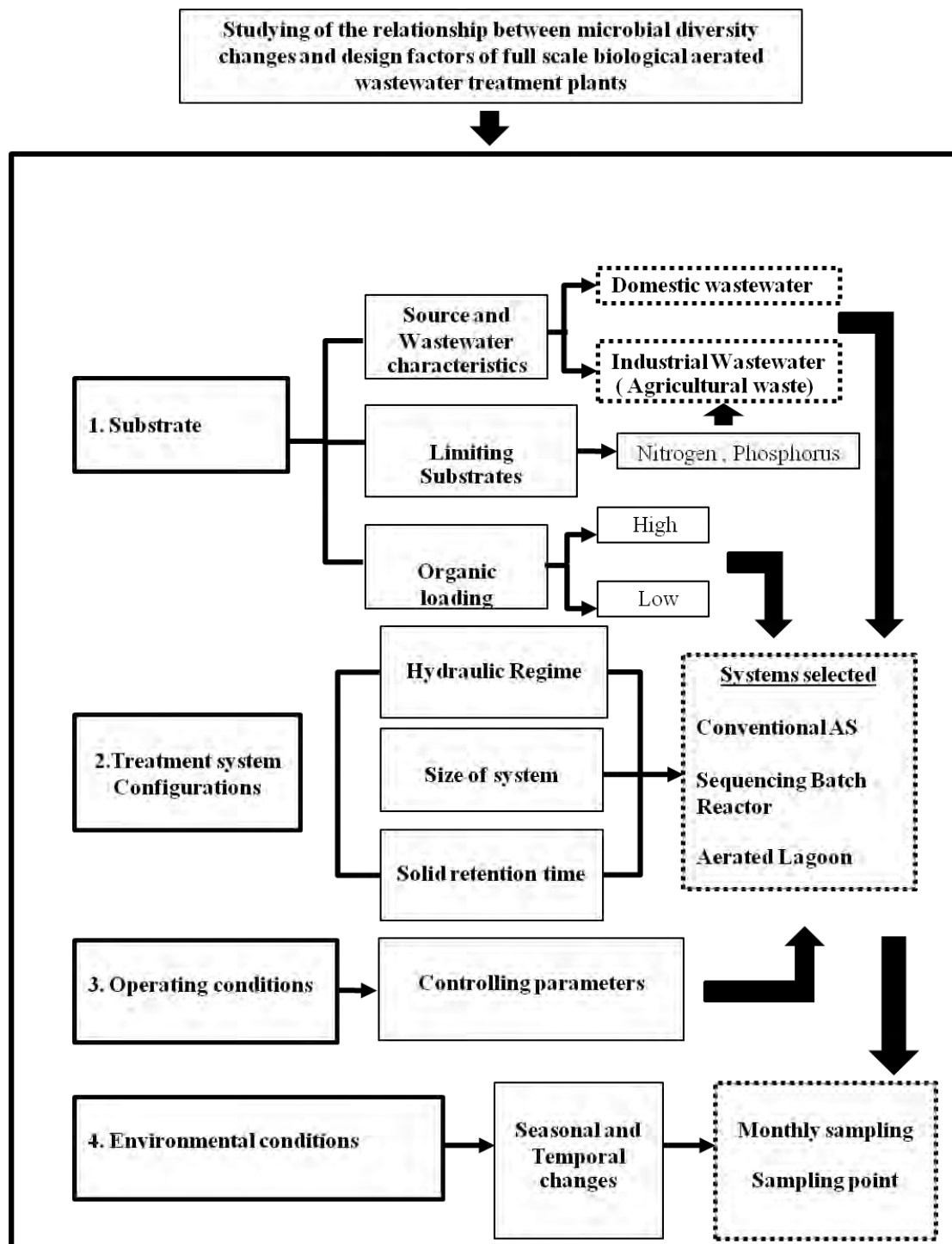
สารเคมีสำหรับการวิเคราะห์ความหลากหลายของจุลินทรีย์

- 1) ชุดสกัดดีเอ็นเอ NucleoSpin ®Soil Genomic DNA Purification from Soil
- 2) Ethanol 70 %
- 3) Quick tag (HS DyeMix)
- 4) น้ำ HPLC ผ่านการนึ่งฆ่าเชื้อ
- 5) ไพร์เมอร์ F341 และ R534
- 6) 1X running buffer (1X TAE buffer)
- 7) 6X loading dye (Research organic)
- 8) Nucleic Acid Gel Stain (Gel star)
- 9) ดีเอ็นเอมาตรฐาน size marker 100 bp DNA ladder
- 10) Urea (CODEX)
- 11) 50X TAE buffer (Bio Rad)
- 12) Formamide (UNILAB)
- 13) 40% Acrylamide (Bio Rad)
- 14) HPLC water
- 15) 1X TAE buffer
- 16) Ammonium persulfate,APS (Biochemical/Vivantis)
- 17) N, N, N', N'-tetramethyl ethylene diamine / TEMED (Applichem)
- 18) Ethidium bromide (Bio Basic)
- 19) อาหารเลี้ยงเชื้อสำเร็จรูป MRS
- 20) Agar
- 21) น้ำเกลือ 85 %
- 22) 3% hydrogenperoxide
- 23) emulsion oil
- 24) สีย้อมแกรมแบคทีเรีย (Crystal violet , iodine , acetone alcohol , safanin)
- 25) จานอาหารเลี้ยงเชื้อ
- 26) หลอดทดลอง
- 27) ไมโครปิเปต ขนาด 1000 ไมโครลิตร

แนวคิดในการดำเนินงานวิจัย

โครงการวิจัยชิ้นนี้จัดว่าเป็นงานวิจัยเชิงประยุกต์ความรู้ทางทฤษฎีทางด้านจุลชีววิทยาและเทคนิคทางชีวโมเลกุล (Molecular techniques) กับงานออกแบบวิศวกรรมน้ำเสีย เพื่อให้วิศวกรและผู้ออกแบบสามารถที่จะเข้าใจความซับซ้อนของระบบบำบัดทางชีวภาพและสามารถพัฒนาองค์ความรู้ที่ได้ไปปรับปรุงระบบบำบัดให้มีประสิทธิภาพได้มากขึ้นรวมทั้งการพัฒนากระบวนการบำบัดให้มีการดำเนินระบบที่มีเสถียรภาพมากขึ้น โดยขอบเขตของงานจะเริ่มจากการกำหนดประเภทของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่มีรูปแบบการออกแบบและขนาดที่แตกต่างกัน ประเภทและคุณลักษณะของน้ำเสีย โดยจะมุ่งไปที่ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบเติมอากาศโดยจุลชีพมีการทำงานแบบแขวนลอยในโรงบำบัดที่อยู่ในเขตจังหวัดเหนือตอนบน

ในการทำงานผู้วิจัยจะเก็บตัวอย่างน้ำเสียและ sludge จากโรงบำบัดจริงทุกเดือนเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดด้วยการวิเคราะห์พารามิเตอร์ทางเคมีและกายภาพ ตลอดจนความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่เกิดการเปลี่ยนแปลงในแต่ละช่วงฤดูกาล ซึ่งจะเก็บตัวอย่างน้ำเสียและ sludge จำนวน 2 ซ้ำ (Replicate) ซึ่งเครื่องมือทางชีวโมเลกุลที่ใช้ในการวิเคราะห์ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์จากงานวิจัยชิ้นนี้คือ Polymerase Chain reaction and Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (PCR-DGGE) ซึ่งข้อมูลที่ได้จะนำมาวิเคราะห์หาความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยในการออกแบบและการเปลี่ยนแปลงของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในแต่ละฤดูกาลและช่วงเวลาการดำเนินระบบ อีกทั้งการศึกษาถึงความเชื่อมโยงของประสิทธิภาพในการบำบัดที่ได้ข้อมูลมาจากการวิเคราะห์ทางกายภาพกับผลที่ได้จากการวิเคราะห์ทางชีวภาพซึ่งจะมีสมมุติฐานงานวิจัยและขั้นตอนการศึกษาดัง ภาพที่ 3



ภาพที่3 กรอบแนวคิดในงานวิจัย

ระเบียบวิธีวิจัย

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย

การวิจัยครั้งนี้ต้องการบูรณาการองค์ความรู้ทางทฤษฎีและเทคนิคทางนิเวศวิทยา (Ecological theory) เพื่อทำนายพฤติกรรมของจุลชีพในระบบตลอดจนการเปลี่ยนแปลงประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพซึ่งเป็นกระบวนการที่อาศัยการทำงานของประชากรจุลชีพเป็นหลัก โดยทฤษฎีดังกล่าวเกี่ยวข้องกับปัจจัยหลายอย่างที่คาดว่าจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงความหลากหลายของประชากรจุลชีพ เช่น ลักษณะคุณสมบัติของน้ำเสีย ชนิดและปริมาณของประชากรจุลชีพ ตัวแปรในการควบคุมระบบ สภาพแวดล้อมในระบบ และรูปแบบการทำงานของระบบ เป็นต้น ดังนั้นในการศึกษาวิจัยเพื่อศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพในการบำบัดทางชีวภาพกับการเปลี่ยนแปลงความหลากหลายของประชากรจุลชีพจึงต้องการเลือกศึกษาปัจจัยที่น่าจะส่งผลถึงความสัมพันธ์ดังกล่าว ซึ่งขั้นตอนของการวิจัยจะเริ่มตั้งแต่การศึกษารายละเอียดเบื้องต้นของโรงงานที่จะเก็บตัวอย่างน้ำเสียเพื่อคัดเลือกโรงงานที่มีลักษณะของระบบและคุณสมบัติของน้ำเสียตรงตามที่ต้องการศึกษาการศึกษาและตรวจสอบคุณสมบัติของน้ำเสียทั้งน้ำเข้าและน้ำออกตลอดช่วงเวลาของการวิจัย

1) การเลือกโรงบำบัดน้ำเสีย

การวิจัยครั้งนี้จะใช้การศึกษาจากการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจริงจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ แบบเติมอากาศโดยที่จุลชีพแขวนลอยในระบบ โดยจะเลือกโรงบำบัดน้ำเสีย 2 ประเภท คือ โรงบำบัดน้ำเสียชุมชนและโรงบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเกษตรและอาหาร ซึ่งจะมุ่งไปที่รูปแบบของระบบ 3 ประเภทคือ ระบบแอกติเวตเต็ดสลัดจ์ (Activated sludge) ระบบบ่อผิวน้ำ (Facultative ponds) และระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated lagoon) ซึ่งโรงบำบัดที่เลือกจะมีความแตกต่างในรูปแบบการออกแบบและดำเนินระบบ เช่น ขนาด sludge age (SRT) Hydraulic retention time (HRT) และการจัดวางระบบเป็นต้น สำหรับขั้นตอนแรกของการวิจัย

จะศึกษารายละเอียดของระบบรวมไปถึงการออกแบบระบบเบื้องต้น เช่น ปริมาตรของบ่อ/ถัง ปฏิกรณ์ ลักษณะและประเภทของระบบ Hydraulic retention time (HRT) Solid retention time (SRT) Organic loading rate (OLR) อัตราการไหล เป็นต้น

2) การเก็บตัวอย่าง

การดำเนินการศึกษาและวิจัยจะใช้การเก็บตัวอย่างน้ำเสียและตะกอนจุลชีพจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพของระบบจริงที่เป็นแบบเติมอากาศโดยจะมีการเก็บต่อเนื่องตลอดทั้งปีเดือนละ 1 ครั้ง ซึ่งจะครอบคลุม ทั้ง 3 ฤดูกาล เพื่อเปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นทั้งเชิงสถานที่และระยะเวลาและเพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงของระบบ การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ ตลอดจนปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงของระบบในแต่ละช่วงฤดูกาลของการดำเนินระบบในโรงงาน ดังนั้นข้อมูลที่วิเคราะห์ได้จะมีการเปรียบเทียบประสิทธิภาพและการเปลี่ยนแปลงของระบบแต่ละประเภทตามช่วงเวลาซึ่งตัวอย่างน้ำเสียและตะกอนจะเก็บจากถังปฏิกรณ์และจะนำมาวิเคราะห์ที่ห้องปฏิบัติการของสาขาเทคโนโลยีชีวภาพ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยแม่โจ้ โดยน้ำเสียที่เก็บได้จะถูกนำมาเก็บที่ห้องควบคุมอุณหภูมิที่ 4 °C เพื่อรอการวิเคราะห์พารามิเตอร์ทางกายภาพและทางเคมีพื้นฐาน เช่น ออกซิเจนละลาย พีเอช อุณหภูมิ ซีโอดี ทีเคเอ็น แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนเตรต ฟอสเฟต และตะกอนแขวนลอยที่เป็นสารอินทรีย์ เป็นต้นซึ่งการวิเคราะห์พารามิเตอร์ดังกล่าวจะเป็นไปตามมาตรฐาน ของ APHA (1998) ซึ่งจะได้อธิบายไว้ในภาคผนวก ส่วนตะกอนจุลชีพจะเก็บไว้ที่อุณหภูมิ -20 °C สำหรับการวิเคราะห์ทางอนุชีววิทยาต่อไป

3) การศึกษาความหลากหลายทางชีวภาพของแบคทีเรียในน้ำเสีย

สำหรับการศึกษาเปรียบเทียบความแตกต่างของกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ในกระบวนการที่แตกต่างกันและช่วงเวลาที่แตกต่างกันนั้นจะประยุกต์ใช้เทคนิค Polymerase Chain reaction and Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (PCR-DGGE) ในการ

ดำเนินการผู้วิจัยจะเก็บตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพไปสกัด DNA ด้วยชุดสกัด DNA สำเร็จรูป (Nucleospin® soil, Germany) (รายละเอียดภาคผนวก) หลังจากนั้นนำมาทำการเพิ่มปริมาณ DNA ด้วยวิธี polymerase chain reaction (PCR) สำหรับระบบที่ใช้อากาศจะใช้ universal primer คือ 27f และ 1522r ซึ่งมีความจำเพาะกับยีนส่วน 16S rRNA ของแบคทีเรียทุกชนิด (Muzeret *et al.*, 1993) ดังตารางที่ 3

ตารางที่ 3 รายละเอียดของ primer ที่ใช้ในการศึกษาประชากรจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

Primer	Sequence(from 5' end to 3' end)	Annealing site	Reference
Vr	ATTACCGCGGCTGCTGG	518-534	Muzeret <i>et al.</i> , 1993
Vf	CCTACGGGAGGCAGCAG	341-357	Muzeret <i>et al.</i> , 1993

โดยจะเริ่มจากนำ ดีเอ็นเอ ที่สกัดได้ จะเติม 1µl of 0.01 mM ของไพรเมอร์ Quick tag (HS Dyemix) ปริมาณ 25 µl และ molecular grade water (nuclease-free water, AppliChem) ปริมาณ 22 µl หลังจากผสมกันแล้วนำไปเพิ่มปริมาณสารพันธุกรรมที่เครื่อง PTC-200 Peltier Thermal Cycler โดยใช้โปรแกรมการทำ PCR ดังรายละเอียดต่อไปนี้

ขั้นที่ 1 Denaturation	95 °C	เป็นเวลา	5	นาที
ขั้นที่ 2 Denaturation	94 °C	เป็นเวลา	1	นาที
ขั้นที่ 3 Annealing	65 °C	เป็นเวลา	0.45	นาที
ขั้นที่ 4 Extension	72 °C	เป็นเวลา	1	นาที

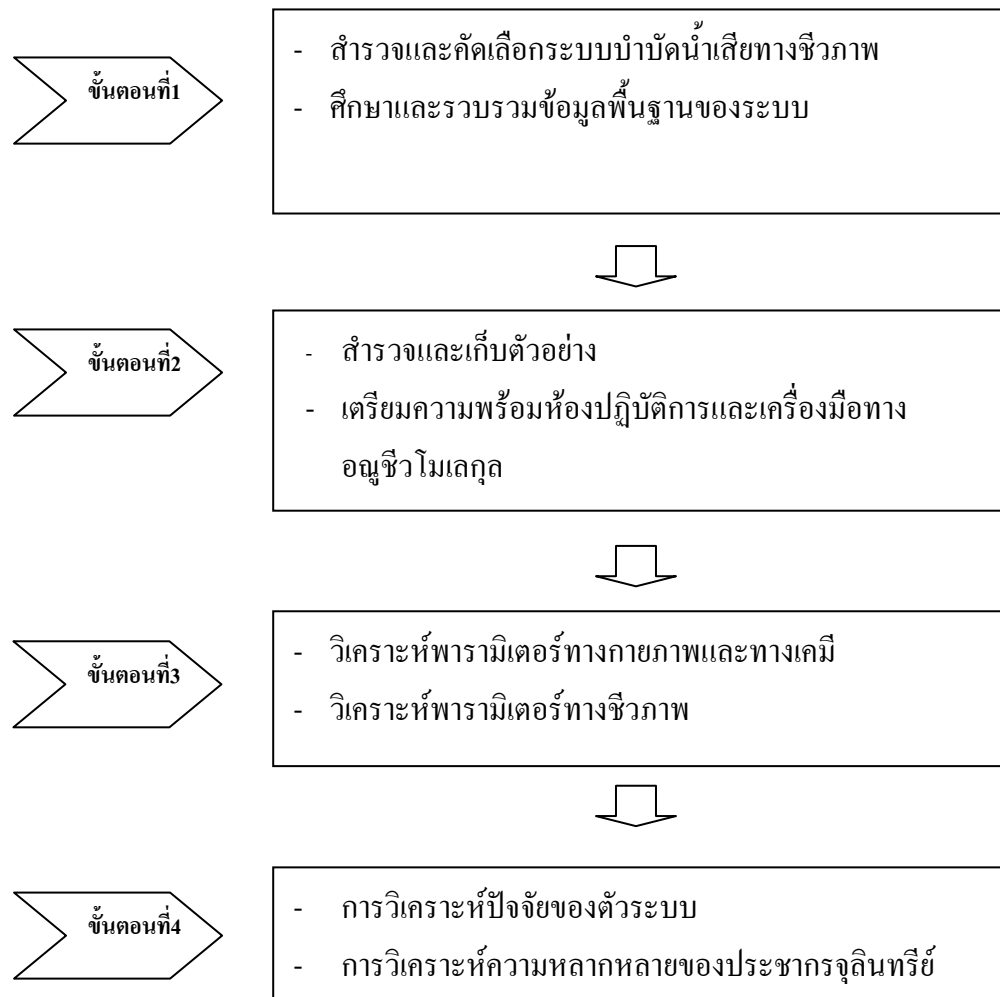
(โดยลดอุณหภูมิ 0.5 °C ทุกๆ รอบ) ทำซ้ำขั้นที่ 1 ถึง 4 เป็นจำนวน 24 รอบ

ขั้นที่ 5 Denaturation	94 °C	เป็นเวลา	1	นาที
ขั้นที่ 6 Annealing	55 °C	เป็นเวลา	0.45	นาที
ขั้นที่ 7 Extension	72 °C	เป็นเวลา	1	นาที
ทำซ้ำขั้นที่ 5 ถึง 6 เป็นจำนวน 15 รอบ				
ขั้นที่ 8 Final extension	72 °C	เป็นเวลา	10	นาที

โดยผลิตภัณฑ์สารพันธุกรรมที่ได้จะเก็บไว้ที่ - 20 °C ก่อนที่จะนำ PCR products ที่ได้ไปหาความหลากหลายของประชากรโดยวิเคราะห์ผ่านเครื่อง Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (DGGE) ตามวิธีของ Pholchan และคณะ (2010)

ในการทำ DGGE จะใช้เครื่อง D-code system (BioRad, USA) ซึ่งจะใช้ 10% (w/v) acrylamide โดยมี denaturing gradient อยู่ในช่วง 30% to 55% (100% denaturant คือ 7 M urea และ 40%(v/v) formamide). Polymerization จะเกิดขึ้นโดยใช้ N, N, N', N'-Tetramethylethylenediamine (TEMED) (Sigma-Aldrich, UK) (0.1 % v/v) ร่วมกับ ammonium persulfate (0.1 % (v/v)). จะให้กระแสไฟฟ้าที่ 200 V เป็นเวลา 4 ชั่วโมง โดยจะใช้ 1X TAE เป็น buffer. หลังจากนั้นจะย้อมเจลด้วย ethidium bromide เป็นเวลา 20 นาทีและวิเคราะห์ผลด้วยโปรแกรม Genesnap program (SynGene, UK). เพื่อวิเคราะห์ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์และสร้างความสัมพันธ์ในรูปแบบของ dendrogram เป็นต้น รูปแบบของแถบดีเอ็นเอจะนำมาเปรียบเทียบความคล้ายคลึงด้วย Ruap and Crick (Hammer *et., al* 2001) ส่วน cluster ของแถบดีเอ็นเอจะวิเคราะห์ด้วย the unweighted-pair group method using average linkages (UPGMA) จากโปรแกรม Gene tool version 3.02.00 (SynGene, UK) ส่วนแถบดีเอ็นเอที่สนใจจะถูกตัดและทำให้บริสุทธิ์ก่อนส่งไปหาลำดับเบสโดย 1st base, Malaysia หลังจากนั้นจึงนำข้อมูลมาวิเคราะห์เพื่อหาชนิดของแบคทีเรียโดยการ

เปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์ความเหมือน (homology) ด้วยโปรแกรม BLAST ของ The National Center for Biotechnology Information (NCBI) (<http://ncbi.nlm.nih.gov>) รายละเอียดขั้นตอนการทำงานแสดงไว้ในแผนภาพที่ 4



ภาพที่ 4 ขั้นตอนการศึกษาวิจัย

ผลและการอภิปรายผลการวิจัย

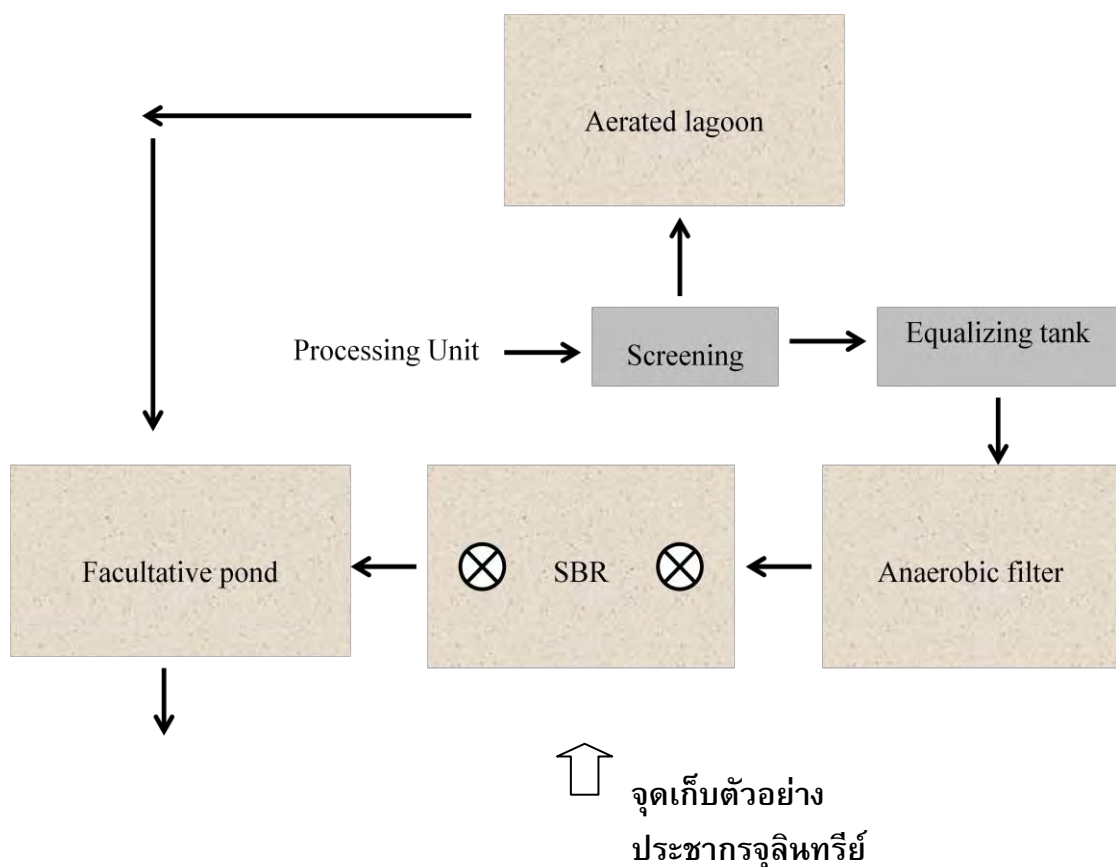
1. เปรียบเทียบลักษณะและการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพทั้ง 6 แห่ง

1.1 ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 1

โรงงานนี้เป็นโรงงานแปรรูปผลิตผลทางการเกษตรโดยการบรรจุกระป๋อง วัตถุดิบสำคัญที่ใช้คือ ข้าวโพดหวาน ข้าวโพดฝักอ่อน ลิ้นจี่ ลำไย เงาะ สับปะรด อย่างไรก็ตามทางบริษัทได้ขยายกำลังการผลิตข้าวโพดหวานบรรจุกระป๋องโดยเฉพาะอย่างยิ่งในปี 2555 ทำให้การผลิตข้าวโพดหวานบรรจุกระป๋องเป็นผลิตภัณฑ์หลักของโรงงาน ทั้งนี้จากการประมาณการโรงงานดังกล่าวจะทำการผลิตข้าวโพดหวานบรรจุกระป๋องเพียงอย่างเดียวในปี 2556 โดยการเพิ่มกำลังการผลิตดังกล่าวส่งผลให้น้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตมีปริมาณสูงขึ้นจนเกินความสามารถของระบบบำบัดน้ำเสียโดยเฉพาะอย่างยิ่งบ่อเติมอากาศที่รับน้ำเสียดิบจากกระบวนการผลิตของโรงงานน้ำเสียที่ออกจากกระบวนการผลิตจะผ่านตะแกรงเพื่อกรองเศษข้าวโพด หลังจากนั้นน้ำเสียจะแยกเป็น 2 เส้นทางคือ ส่วนแรกจะเป็นการรับน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรโดยตรงเข้าบ่อเติมอากาศ 3 บ่อและบ่อ Facultative อีก 9 บ่อ ส่วนเส้นทางที่สองจะเป็นการรับน้ำเสียจากบ่อปรับเสถียรเข้าสู่ระบบกรองแบบไร้อากาศตามด้วยระบบ SBR (ภาพที่ 5) อัตราไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่บ่อเติมอากาศมีค่าสูงขึ้นจาก $500 \text{ m}^3/\text{d}$ เป็น $850 \text{ m}^3/\text{d}$ อัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ของบ่อ เติมอากาศมีค่าสูงถึง $2.5 \text{ kgCOD}/\text{m}^3$. ซึ่งในการศึกษาครั้งนี้ผู้วิจัยสนใจที่จะศึกษาประชากรจุลินทรีย์จากระบบเติมอากาศดังนั้นจึงจะได้เก็บตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์เฉพาะในส่วนของถัง SBR โดยน้ำเข้าของบ่อ SBR จะมาจากน้ำที่ผ่านบ่อกรองแบบไร้อากาศ (ภาพที่ 6) ส่วนน้ำออกจะเป็นน้ำที่ผ่านการตกตะกอนใน cycle สุดท้ายก่อนปล่อยออก

เครื่องเติมอากาศที่ใช้ใน SBR ทั้ง 2 บ่อจะใช้ Blower ขนาด 51 hp เครื่องจะเปิดทำงาน 17 ชั่วโมงต่อวัน

การทำงานของระบบโดยปกติส่วนใหญ่จะทาก่อนในบ่อเติมอากาศมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี มีสีน้ำตาล ไม่มีกลิ่น แต่ปัญหาจะเกิดขึ้นในระบบเมื่ออยู่ในช่วงที่โรงงานมีอัตราการผลิตสูงและมีการการเพิ่มการผลิตในส่วนของมะม่วงกระป๋อง ปริมาณน้ำเสียในช่วงนี้จะสูงมากและมีภาระการบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงเช่นกัน ทำให้เกินภาระของระบบ และต้องมีการผันน้ำบางส่วนเข้าระบบบ่อเติมอากาศ ประสิทธิภาพการบำบัดจาลดลง ตะกอนมีสีดำและจะมีปัญหาเรื่องกลิ่น



ภาพที่ 5 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัดWWTP 1



ภาพที่ 6 ภาพบ่อ SBR ของระบบบำบัดน้ำเสียโรงบำบัด WWTP 1

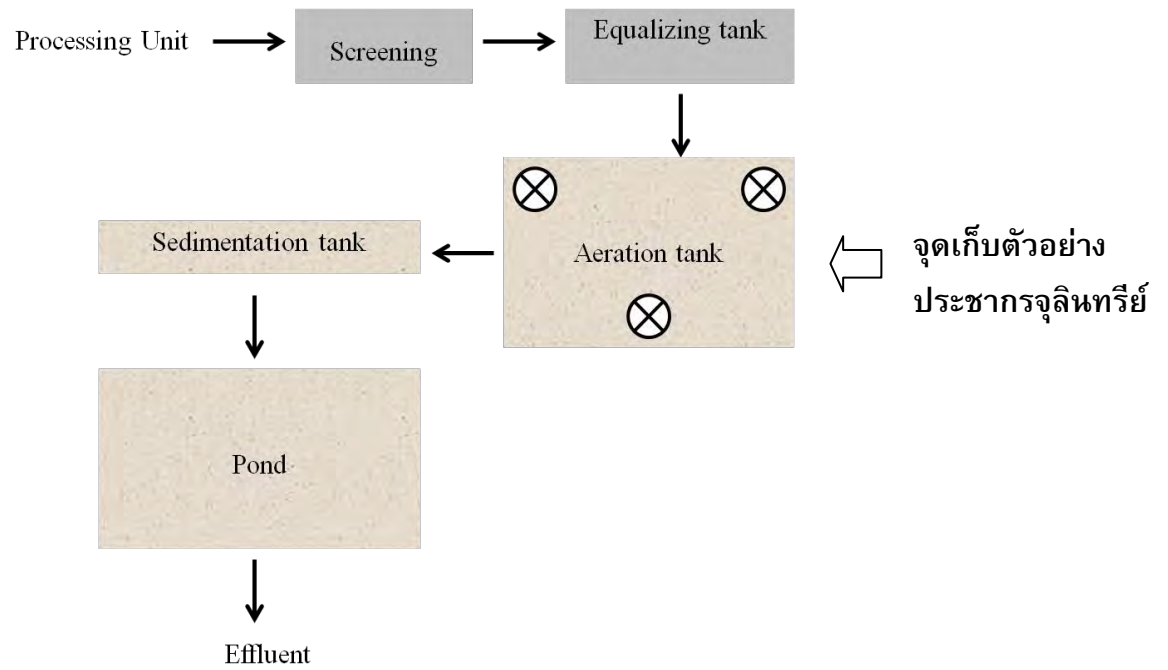
1.2 ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 2

โรงงานก่อตั้งเมื่อปี พ.ศ. 2533 จัดเป็นอุตสาหกรรมขนาดกลาง ประเภท อุตสาหกรรมอาหาร โดยผลิตภัณฑ์ของบริษัทฯ ได้แก่ ข้าวโพดหวานบรรจุกระป๋อง/ถุง pouch ลิ้นจี่บรรจุกระป๋อง แกง/ซูบบรรจุกระป๋อง น้ำพริก/น้ำจิ้มบรรจุขวดแก้ว/ถุง pouch พืชผักดอง บรรจุขวดแก้ว/ขวดพลาสติก/ถุงพลาสติก โดยผลิตภัณฑ์หลักของบริษัทฯ คือ ข้าวโพดหวาน บรรจุกระป๋อง ซึ่งมีตลาดของวัตถุดิบอยู่ในประเทศ และผลิตภัณฑ์ส่งออกต่างประเทศ โดยน้ำเสียที่ออกจากกระบวนการผลิตจะผ่านระบบโดยมี flow diagram ของระบบบำบัดที่โรงงานใช้ในปัจจุบัน (ภาพที่ 7) ประกอบด้วย ตะแกรงดักขยะ ตะแกรงละเอียด บ่อเติมอากาศ น้ำที่ผ่านการ

บำบัดจากถังเติมอากาศจะไหลเข้าสู่ถังตกตะกอน โดยตะกอนส่วนหนึ่งจะสูบกลับเข้าสู่บ่อเติมอากาศ (ปริมาตรใช้งาน 3500 m³) อีกส่วนหนึ่งจะสูบออกตากในลานตาก น้ำที่บำบัดแล้วถูกผันออกสู่บ่อฝังซึ่งเป็นการบำบัดขั้นสุดท้ายต่อไป สำหรับการเติมอากาศในถังโรงงานมีการเติมอากาศโดยเครื่องเติมอากาศแบบทั้ง Surface Aerator จำนวน 4 เครื่อง (ใช้พลังงานไฟฟ้าเท่ากับ 10.2, 8.31 และ 7.32 kW ตามลำดับ) และแบบ Submerge Aerator จำนวน 4 เครื่อง (ใช้พลังงานไฟฟ้าเท่ากับ 7.08, 4.83 และ 6.76 kW ตามลำดับ) ซึ่งใช้พลังงานรวมกันเท่ากับ 44.5 kW หรือประมาณ 60 hp ปริมาณน้ำเสียโดยเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 488.5 m³/d และค่า BOD น้ำเสียก่อนบำบัดเท่ากับ 2000 mg/l

จากการสอบถามในการสำรวจเบื้องต้นพบว่าโรงงานประสบปัญหาเรื่องระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้มีขนาดไม่เพียงพอในการบำบัดน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิตของโรงงานในช่วงที่มีการผลิตมากซึ่งทางโรงงานแก้ปัญหาโดยการผันน้ำเสียบางส่วนแยกบำบัดโดยใช้บ่อหมักซึ่งไม่สามารถควบคุมประสิทธิภาพของบ่อได้ นอกจากนี้ยังประสบปัญหาเรื่องค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย โดยเฉพาะอย่างยิ่งค่าไฟฟ้าในการเติมอากาศ

สภาวะทั่วไปของระบบมักพบปัญหาเรื่องการตกตะกอน ในบางช่วงของการผลิตตะกอนจุลินทรีย์ไม่สามารถตกตะกอนได้ดี ตะกอนจุลินทรีย์มีสีน้ำตาลอ่อนถึงเข้มมาก บางครั้งตะกอนมีจุลินทรีย์ประเภทเส้นใยเกิดขึ้นในปริมาณมากเกิดการลอยตัวของตะกอน ปริมาณตะกอนแขวนลอยมีน้อย ในหลายช่วงที่ระบบบำบัดระบรทุกสารอินทรีย์ค่อนข้างสูง มีการเปลี่ยนแปลงของคุณภาพน้ำตลอดเวลาไม่คงที่ ทั้งในเรื่องของค่าพีเอช ปริมาณสารอินทรีย์ ปริมาณสารอาหาร อีกทั้งปริมาณออกซิเจนในระบบไม่เพียงพอและการเติมอากาศในหลายจุดไม่ทั่วถึง จึงเกิดปัญหาในการบำบัดบ่อยครั้งทั้งในเรื่องประสิทธิภาพการบำบัดและปัญหาเรื่องกลิ่น



ภาพที่ 7 แผนผังบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัดWWTP 2

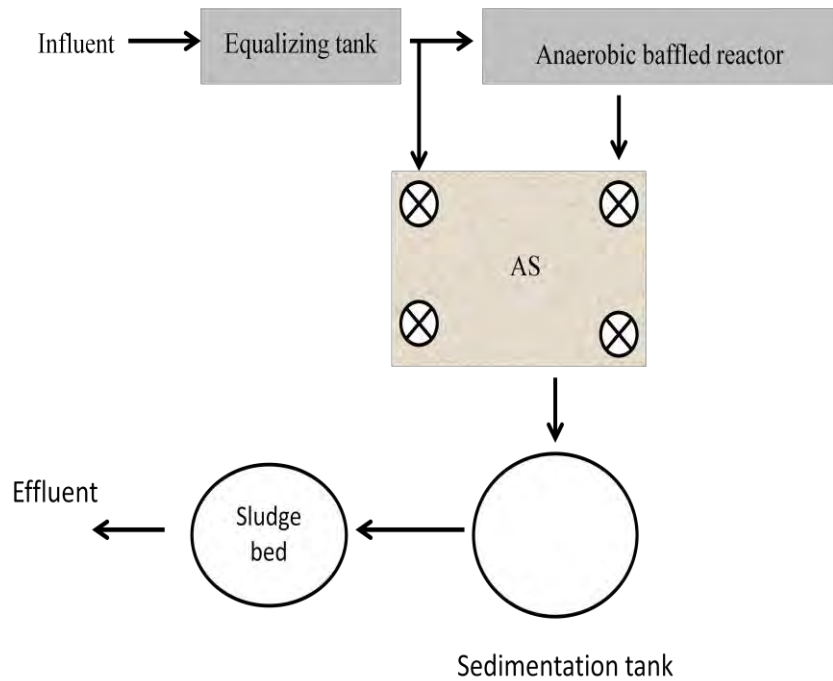


ภาพที่ 8 บำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศของโรงบำบัดWWTP 2

1.3 ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 3

ระบบบำบัดน้ำเสียที่โรงงานใช้อยู่ในปัจจุบัน (ภาพที่ 9) เป็นระบบบำบัดแบบแอกติเวตเตดสลัดจ์แบบ Conventional Activated Sludge โดยน้ำเสียที่ออกจากโรงงานผลิตข้าวโพดหวานกระป๋องและถั่วแระ (บางส่วน) จะแบ่งแยกการบำบัดออกเป็น 2 ส่วนโดยน้ำเสียที่มีความสกปรกสูงจากถัง Flotation ที่ใช้ในการล้างข้าวโพดหวานสลัดจ์เนื่องจากน้ำเสียดังกล่าวมีค่าความสกปรกในรูปค่า BOD ที่สูง แต่สามารถย่อยสลายได้ง่าย จึงต้องมีการปรับสภาพน้ำเสียเล็กน้อย เช่น การเพิ่มปริมาณสารอาหาร ก่อนที่จะถูกนำมาบำบัดผ่าน Anaerobic baffled reactor เพื่อรับภาระบรรทุกที่สูงซึ่งจะสามารถลดภาระของกระบวนการแอกติเวตเตดในการใช้พลังงานที่ต้องการในการเติมอากาศ ส่วนน้ำเสียที่มีความสกปรกต่ำจะส่งไปที่ถังเติมอากาศโดยตรง สำหรับการเติมอากาศในถังโรงงานมีการเติมอากาศโดยเครื่องเติมอากาศแบบทั้ง Surface Aerator จำนวน 4 เครื่องและแบบ Submerge Aerator จำนวน 2 เครื่อง โดยในการศึกษาจะเก็บตัวอย่างจากบ่อเติมอากาศ (ภาพที่ 10)

สภาพทั่วไปของระบบในส่วนของระบบเติมอากาศแทบจะไม่เกิดปัญหาในการเดินระบบ ยกเว้นในบางครั้งที่เครื่องเติมอากาศมีปัญหาต้องซ่อมแซม และในบางครั้งที่ระบบต้องรองรับน้ำล้างพื้นและอุปกรณ์ในโรงงานซึ่งจะมีปริมาณสารอินทรีย์และสารอาหารน้อยกว่าช่วงที่โรงงานเปิดเดินระบบ แต่จุดที่น่าสนใจคือการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบ Anaerobic baffled reactor เนื่องจากตรวจพบว่าปริมาณของ granule ค่อนข้างน้อย ปริมาณแก๊สที่เกิดขึ้นยังไม่ค่อยมีประสิทธิภาพ



ภาพที่ 9 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัดWWTP 3



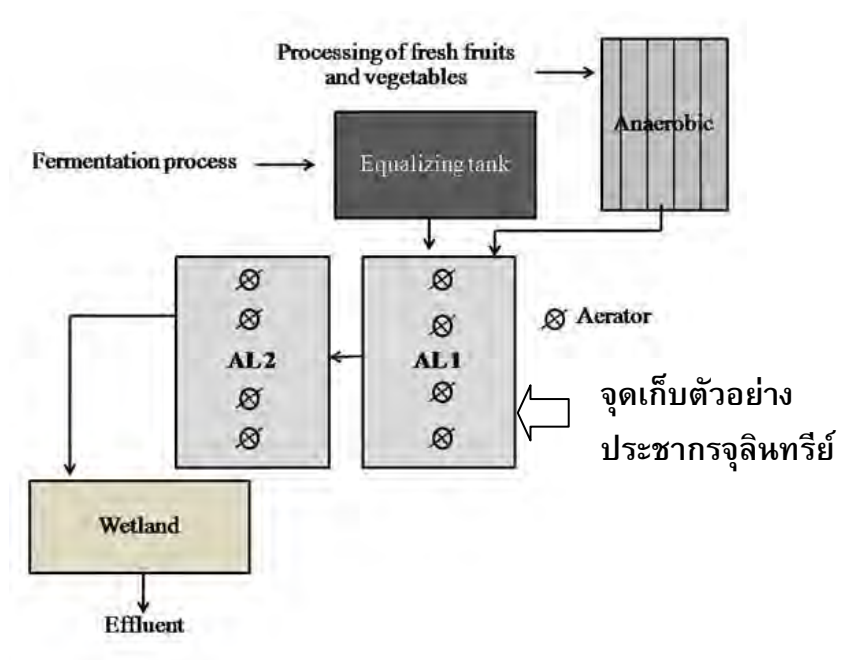
ภาพที่ 10 บำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศของโรงบำบัดWWTP 3

1.4 ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 4

ระบบบำบัดน้ำเสียที่โรงงานใช้อยู่ในปัจจุบัน (ภาพที่ 11) เป็นระบบที่ทำการปรับปรุงตั้งแต่ปี 2539 โดยจะเป็นระบบบ่อเติมอากาศที่รองรับน้ำเสียที่มาจากกระบวนการผลิต ผักตองและผักผลไม้กระป๋องตามฤดูกาล ดังนั้นน้ำที่เข้าระบบจะประกอบไปด้วยหน่วยเค็มและหน่วยหวานซึ่งน้ำจากหน่วยเค็มจะเข้าระบบบ่อเติมอากาศโดยตรงส่วนน้ำจากหน่วยหวานจะผ่านถังบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ก่อนที่จะส่งต่อมายังระบบบ่อเติมอากาศ 2 บ่อ ก่อนที่น้ำออกจะไหลผ่านบ่อดกตะกอนและบึงประดิษฐ์ก่อนปล่อยออกสู่ลำน้ำสาธารณะ

เนื่องจากในการศึกษาสนใจการเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากบ่อเติมอากาศ ดังนั้นผู้วิจัยจึงเก็บน้ำเข้าระบบบ่อเติมอากาศที่ 1 ซึ่งเป็นน้ำเสียที่รวบรวมน้ำทั้งจากโรงงานทั้งหน่วยเค็มและหน่วยหวานส่วนน้ำออกระบบจะเป็นน้ำที่ออกจากบ่อที่ 2 (ภาพที่ 12) เนื่องจากท่อน้ำออกจากบ่อที่ 1 ไปลงบ่อที่ 2 อยู่ด้านล่างบ่อ สำหรับการเติมอากาศในบ่อโรงงานมีการเติมอากาศโดยเครื่องเติมอากาศแบบ Surface Aerator จำนวน 4 เครื่อง

ในช่วงที่เก็บตัวอย่างจะพบว่าเครื่องเติมอากาศจะไม่ได้เปิดตลอดเวลาและไม่ได้เปิดทำงานทุกตัว นอกจากนั้นในบ่อเติมอากาศทางโรงงานมีการเลี้ยงปลาไว้ด้วยจำนวนหนึ่งซึ่งในบางช่วงมีปลาตายจำนวนมาก สำหรับปริมาณน้ำที่เกิดขึ้นนั้นจะมีความแตกต่างกันทั้งในส่วนของคุณภาพและคุณภาพตามกระบวนการผลิตของโรงงาน โดยน้ำส่วนใหญ่ที่มาจากหน่วยเค็มจะมีความเค็มสูงมาก ส่วนในบางครั้งมีการผลิตจากหน่วยหวานซึ่งจะมีน้ำเสียจากหน่วยหวานที่มากและมีเศษชิ้นส่วนผักผลไม้หลุดออกมาจากเส้นท่อลงสู่ระบบบ่อ อย่างไรก็ตามถึงแม้ว่าคุณภาพน้ำจะมีคุณภาพการบำบัดที่สูงเกินมาตรฐานในบางเดือนแต่เนื่องจากระบบเป็นระบบบ่อซึ่งมีระยะเวลาการกักเก็บนานจึงทำให้โรงงานไม่มีปัญหาเรื่องกลิ่น



ภาพที่ 11 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 4

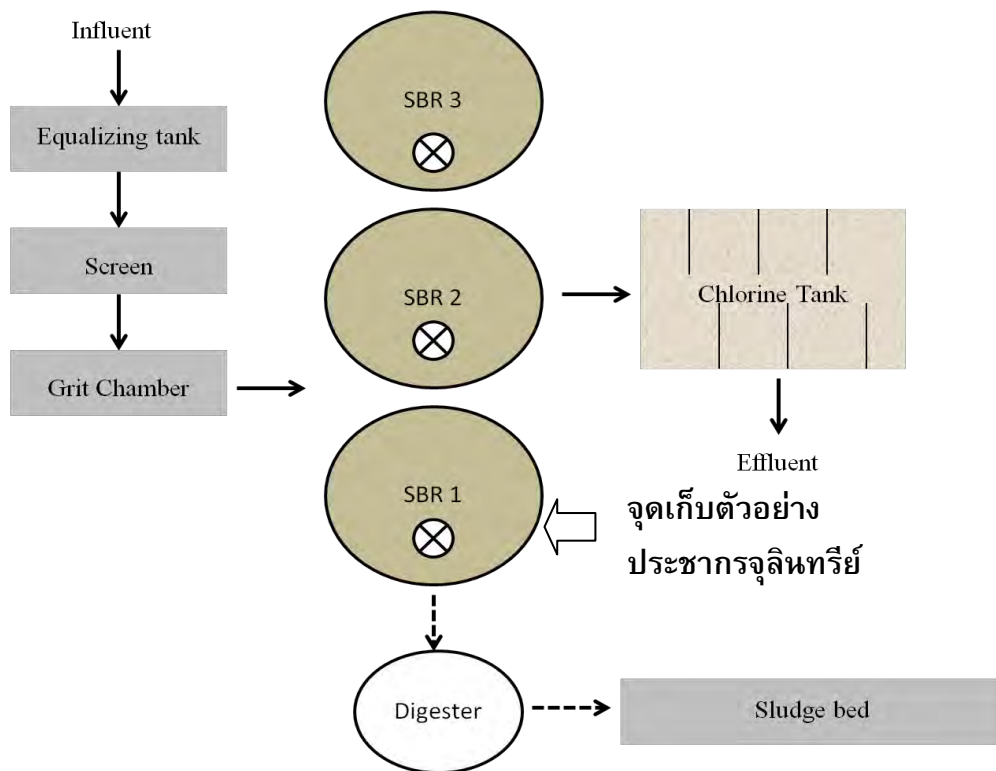


ภาพที่ 12 บำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศของโรงบำบัด WWTP 4

1.5 ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 5

ระบบบำบัดน้ำเสียที่ 5 (WWTP 5) นี้ เป็นระบบบำบัดแบบใช้อากาศแบบ SBR (ภาพที่ 14) ที่มีรอบการทำงาน 4 ชั่วโมง/cycle ซึ่งจะแบ่งเป็นช่วงเติมน้ำเสียและเติมอากาศ 1.2 ชั่วโมง ช่วงตกตะกอน 1.1 ชั่วโมง และช่วงระบายน้ำทิ้ง 1.7 ชั่วโมง ระบบจะถูกควบคุมให้มีปริมาณ MLSS อยู่ในช่วง 2500 – 3500 mg/l และ MLVSS 1500 -2000 mg/l โดยจะควบคุมสัณฐานในระบบจากการสูบล้าง เป็นเวลา 30 min/cycle ในการเติมอากาศจะใช้เครื่องเติมอากาศ 3 ตัวที่มีขนาด 15 kW และปั๊มสูบล้าง 3 ตัวขนาด 1.1 kW และ 5 kW ระบบจะรองรับน้ำเสียชุมชนซึ่งเป็นน้ำเสียที่เกิดมาจากกิจกรรมในมหาวิทยาลัย เช่นอาคารเรียน ห้องปฏิบัติการ หอพักนักศึกษา และบ้านพักบุคลากร โดยน้ำเสียจะมีปริมาณมากในช่วงเวลา 9.00-10.00 น. และ 20.00 -23.00 น. ในช่วงเปิดเทอมน้ำเสียเข้าระบบจะมีปริมาณ 1,200 –1,500 m³/d และจะมีปริมาณน้อยลงในช่วงปิดเทอมซึ่งจะมีปริมาณ 500 – 800 m³/d

สำหรับปัญหาที่เกิดขึ้นของโรงบำบัด WWTP 5 จะเป็นในเรื่องของปริมาณน้ำที่ลดลงในช่วงปิดเทอมทำให้ปริมาณภาระบรรทุกของสารอินทรีย์ลดลง ปริมาณของแข็งแขวนลอยลดลง นอกจากนั้นยังมีปัญหาที่เกิดขึ้นจากการอุดตันในเส้นท่อและปั๊มเนื่องจากเศษขยะขนาดใหญ่ที่หลุดมาในเส้นท่อทำให้ต้องหยุดเดินระบบชั่วคราว และเนื่องจากระบบ SBR มีการควบคุมด้วยระบบอัตโนมัติดังนั้นในบางช่วงระบบไม่ทำงานเนื่องจากกระแสไฟฟ้าขัดข้อง



ภาพที่ 13 แผนผังบำบัดน้ำเสียของโรงงาน WWTP 5

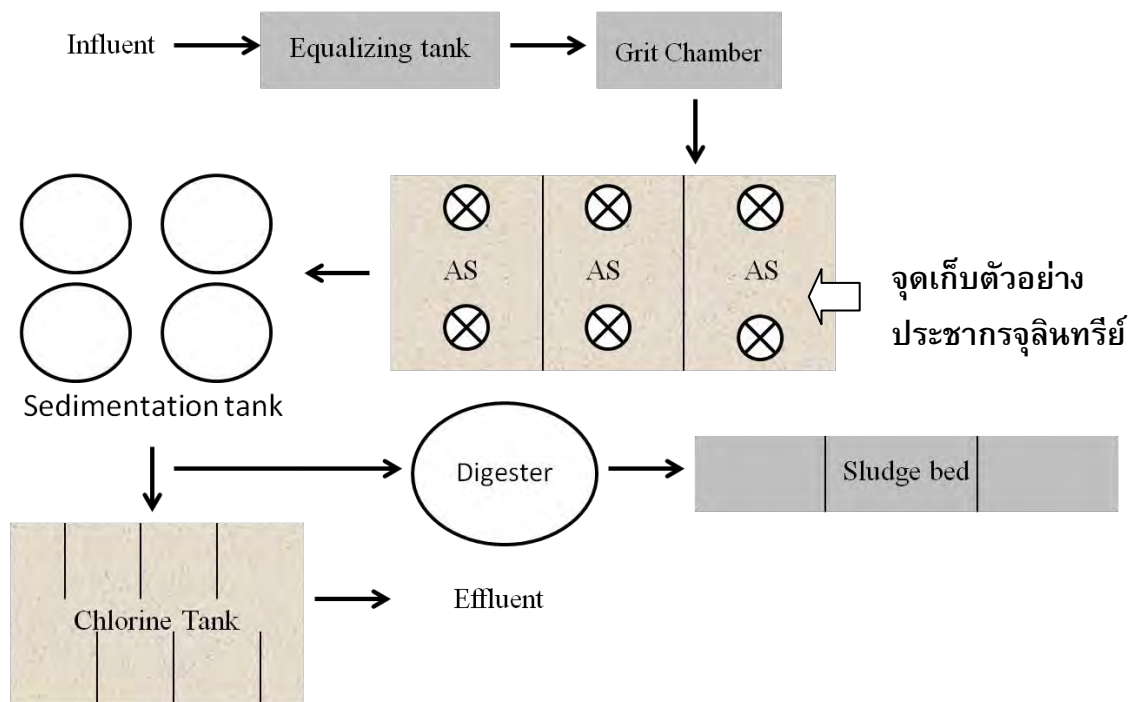


ภาพที่ 14 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงาน WWTP 5

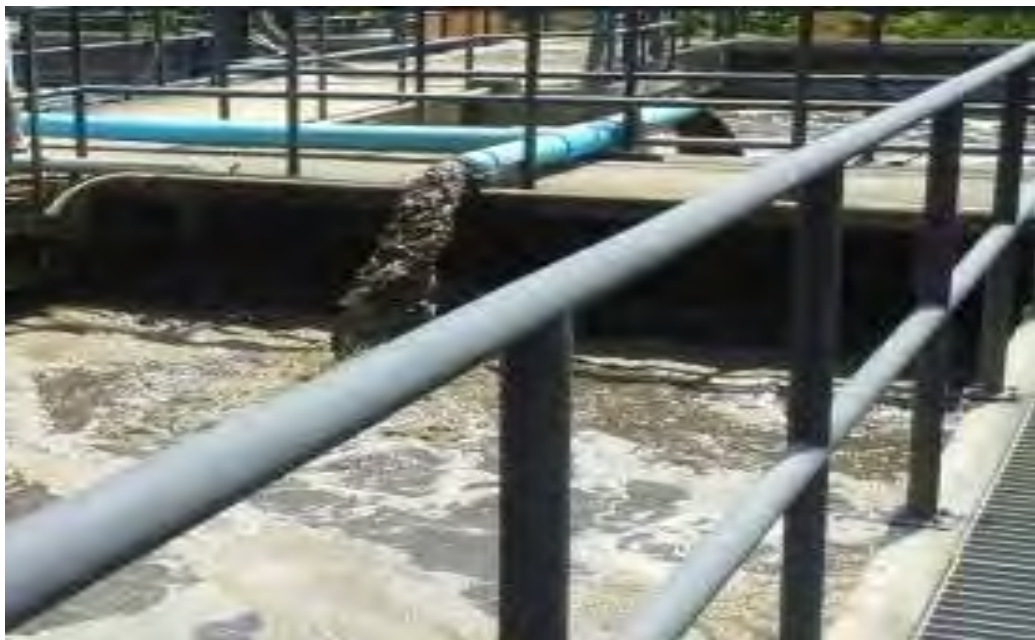
1.6 ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 6

ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานที่ 6 (WWTP 6) ได้ก่อสร้างเมื่อปี 2555 และเริ่มใช้งานเมื่อปี 2556 โดยจะเป็นระบบแอกติเวตเตดสลัจด์แบบ conventionalAS ที่รับน้ำเสียชุมชนที่เป็นน้ำทิ้งที่มาจากกิจกรรมต่างๆของบุคคลากรและนักศึกษาของมหาวิทยาลัย โดยจะมีทั้งส่วนของน้ำทิ้งที่มาจากบ้านพักและหอพัก อาคารเรียน ห้องปฏิบัติการ สำนักงานและสถาบันต่างๆรวมไปถึงโรงพยาบาล โรงอาหารและตลาด โดยน้ำทั้งหมดจะถูกส่งโดยระบบท่อ มาลงบ่อบำบัดซึ่งระบบจะสามารถรับน้ำได้ $8500 \text{ m}^3/\text{d}$ โดยจะมีอัตราการไหลสูงสุด $1000 \text{ m}^3/\text{d}$ มีค่า COD และ BOD ประมาณ 250 และ 180 mg/l ตามลำดับ น้ำจากบ่อบำบัดจะถูกส่งผ่านไปยังบ่อดักทราย บ่อบำบัดอากาศ บ่อบำบัดตะกอน และบ่อบำบัดเชื้อด้วยคลอรีน ก่อนจะปล่อยออกสู่แหล่งน้ำสาธารณะ (ดังภาพที่ 15)ซึ่งในบ่อบำบัดอากาศแต่ละถังจะมีเครื่องเติมอากาศแบบจุ่มขนาด 25 แรงม้า จำนวน 2 ชุด โดยจะมีระยะเวลาที่เชื้ออยู่ในระบบนาน 6-8 ชั่วโมง โดยจะเก็บตัวอย่างจุลินทรีย์จากบ่อบำบัดอากาศดังภาพที่ 16

ปัญหาในการหยุดเดินระบบของโรงบำบัดที่ 6 ในบางครั้งจะมีสาเหตุเกิดจากการเพิ่มปริมาณภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างกะทันหัน การมีสารเคมีจากห้องปฏิบัติการปนเปื้อนในน้ำเสียในปริมาณมาก การหยุดซ่อมแซมระบบเติมอากาศ การอุดตันของระบบท่อเนื่องจากเศษขยะ เศษผม เศษไขมันที่จับตัวกัน



ภาพที่ 15 ผังระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 6



ภาพที่ 16 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียของโรงบำบัด WWTP 6

2. เปรียบเทียบลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของโรงบำบัดน้ำเสียทั้ง

6 แห่ง

2.1 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของ WWTP 1

ผลจากตารางที่ 4 แสดงให้เห็นว่าโรงงานที่ 1 จะมีความหลากหลายของวัตถุดิบที่เข้าสู่โรงงาน โดยจะมีข้าวโพดหวานเป็นวัตถุดิบหลักและจะมีข้าวโพดอ่อนเป็นวัตถุดิบรอง นอกจากนั้นในเดือนเมษายนและเดือนพฤษภาคมจะมีการผลิตมะม่วงร่วมด้วย ทำให้ปริมาณน้ำเสียที่เข้าบำบัดนอกจากจะขึ้นอยู่กับกำลังการผลิตแล้วยังขึ้นอยู่กับสัดส่วนของปริมาณน้ำที่ใช้ในแต่ละหน่วยการผลิต ส่งผลให้ปริมาณน้ำเสียและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบบำบัดมีการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา นอกจากนี้น้ำทิ้งในช่วงเดือนที่มีกำลังการผลิตน้อยจะผ่านเข้าระบบ Anaerobic filter ก่อนที่จะเข้าระบบ SBR และออกไปสู่ระบบบ่อ แต่ในช่วงที่มีการผลิตสูงน้ำเสียจะถูกผันเข้าสองระบบคือระบบบ่อเติมอากาศส่วนหนึ่งและอีกส่วนหนึ่งจะผ่านเข้าระบบ Anaerobic filter ก่อนที่จะเข้าระบบ SBR โดยที่น้ำทั้งสองส่วนจะถูกลำเลียงออกไปสู่ระบบบ่อ ซึ่งในงานวิจัยนี้จะศึกษาเฉพาะในส่วนของระบบ SBR เป็นหลัก ดังนั้นสัดส่วนของปริมาณน้ำและชนิดของวัตถุดิบจึงน่าที่จะมีผลต่อปริมาณการบรรทุกสารอินทรีย์และสารอาหารที่ปนเปื้อนในน้ำเสียซึ่งคาดว่าจะส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

น้ำเสียของโรงงานที่ 1 ได้ถูกเก็บตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนธันวาคม โดยคุณภาพน้ำได้ถูกนำมาศึกษาพารามิเตอร์ต่าง ๆ ดังแสดงในตารางที่ 4 ซึ่งน้ำเสียเข้าโรงงานนี้จะประกอบไปด้วยวัตถุดิบหลักคือ ข้าวโพดหวาน ส่วนวัตถุดิบรองได้แก่ ข้าวโพดอ่อน และ มะม่วง ในบางฤดูกาล น้ำเสียเข้าระบบ SBR จะเป็นน้ำเสียที่ผ่านระบบ Anaerobic filter มาแล้วซึ่งจะมีปริมาณเฉลี่ย 700 ± 56.1 mg/l ในช่วงเดือนเมษายนและพฤษภาคมจะเป็นช่วงที่โรงบำบัดต้อง

รับภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากที่สุดโดยเฉลี่ยน้ำเสียเข้าระบบมีค่า COD 1991 ± 748 mg/l มีค่า TKN 31.5 ± 27.9 mg/l แอมโมเนีย 17 ± 25.3 mg/l และ ฟอสเฟต 27.7 ± 18.7 ส่วนน้ำออกระบบมีค่าเฉลี่ยของ COD เท่ากับ 498.6 ± 394.4 mg/l มีค่า TKN 13.7 ± 13.4 mg/l แอมโมเนีย 4.7 ± 6.0 mg/l และ ฟอสเฟต 21.3 ± 20.7 mg/l

เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงของคุณสมบัติน้ำเสีย (ภาพที่ 17) พบว่า โดยปกติทางโรงงานมีภาระบรรทุกของสารอินทรีย์เฉลี่ย 2.8 kg COD / m^3 สำหรับค่า COD ของน้ำเสียในระบบพบว่าจะมีการแปรผันตลอดทั้งปีตามอัตรากำลังการผลิตของโรงงาน โดยจะมีค่าสูงสุดในเดือนพฤษภาคมซึ่งเป็นช่วงที่โรงงานเพิ่มการผลิตทั้งข้าวโพด ข้าวโพดอ่อนและมะม่วง ซึ่งในเดือนนี้จะพบว่าปริมาณน้ำเสียเข้าระบบสูงเช่นกัน ปริมาณ COD สูงในเดือนนี้ คาดว่าน่าจะมาจากองค์ประกอบของข้าวโพดร่วมกับมะม่วงซึ่งมีสารอินทรีย์ในปริมาณที่สูงโดยปกติข้าวโพดอ่อนจะมีน้ำตาลประมาณ 8-12% โปรตีน 3-26 % แป้ง 1.1-2.7% เซลลูโลส 0.9-1.9% และวิตามินเกลือแร่อื่นๆ (Lee and Mccoon, 1981) มณฑาทิพย์ ยุ่นฉลาด และคณะ (2544) ได้ศึกษาองค์ประกอบทางชีวเคมีและสารให้กลิ่นรสของพันธุ์มะม่วงในประเทศที่มีศักยภาพในอุตสาหกรรมแปรรูป พบว่ามะม่วงมีปริมาณกรดทั้งหมดอยู่ในเกณฑ์ต่ำมีค่าร้อยละ 0.11-0.28 pH 4.37-5.42 ขณะที่มะม่วงพิมเสน น้ำดอกไม้ มีกรดทั้งหมดร้อยละ 0.31-0.68 และ pH 3.36-4.33 และยังพบว่ามะม่วงสุกมีน้ำตาลซูโครสมากกว่าฟรุกโตสและกลูโคส คิดเป็นร้อยละ 3.57-14.63, 2.33-7.27 และ 0.29-2.53 ตามลำดับ มีรายงานว่าในมะม่วงเกรดดีเฉลี่ย 1 ผล จะให้พลังงาน 65 แคลอรี มีใยอาหาร 1.8 กรัม อุดมด้วยน้ำตาล 14 กรัม นอกจากนี้ยังมีโปรตีน 0.5 กรัม ไขมัน 0.2 กรัม คาร์โบไฮเดรต 15.7 กรัม ฟอสฟอรัส 2 มิลลิกรัม และองค์ประกอบวิตามินและเกลือแร่อื่นๆ (<http://www.thaipost.net/x-cite/050213/69088>)

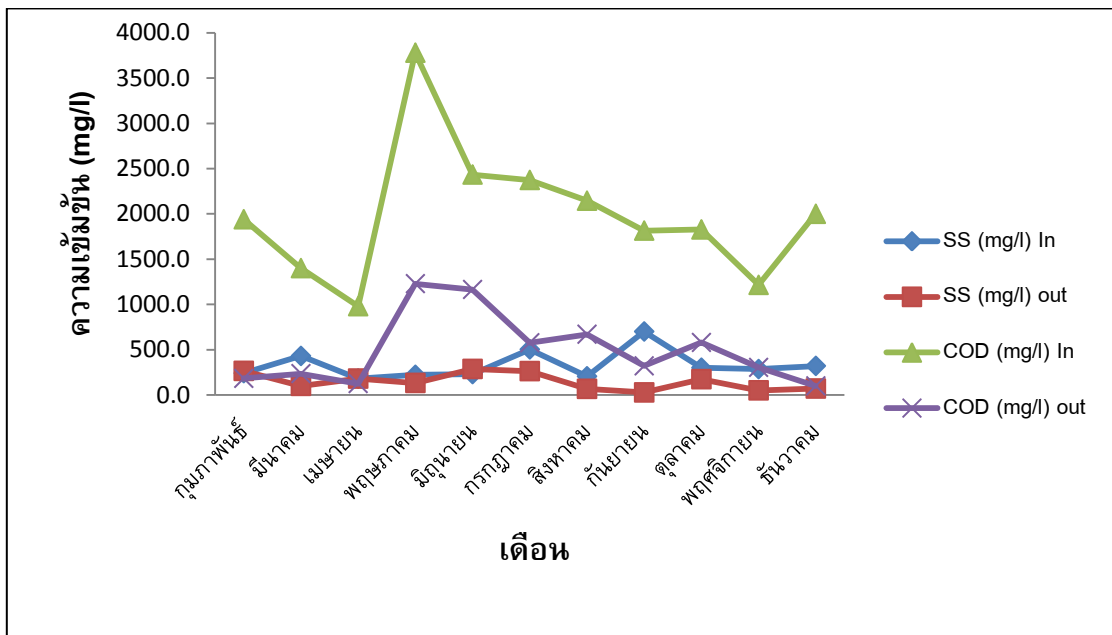
ในส่วนปริมาณสารแขวนลอยและสารอินทรีย์ส่วนหนึ่งที่อยู่ในน้ำเสียจะถูกกำจัดออกไปก่อนแล้วในระบบกรองด้วยตะแกรงและจากในระบบ Anaerobic filter แต่อย่างไรก็ตามก็ยังพบว่าการแปรผันที่ไม่คงที่ของปริมาณ ss ที่ออกมาจากน้ำออกจากบ่อ Anaerobic filter ซึ่งเป็นทั้งในส่วนของเชื้อจุลินทรีย์และสารแขวนลอยขนาดเล็ก ซึ่งตะกอนที่ออกมาจะมีสีดำ ส่วนตะกอนสลัดจ์ในถังตกตะกอนจะมีสีน้ำตาลถึงสีน้ำตาลเข้มสามารถตกตะกอนได้ดีแต่ในเดือนพฤษภาคมตะกอนจะเปลี่ยนเป็นสีน้ำตาลที่เข้มมากและมีตะกอนสีดำเจือปน ซึ่งเป็นช่วงที่ระบบต้องรับภาระสารอินทรีย์สูงเนื่องมาจากอัตราการผลิตสูง

เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงของสารอาหาร(ภาพที่ 18) พบว่าปริมาณสารอาหารทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส มีการแปรผันตลอดทั้งปีเช่นกันโดยจะพบค่าไนโตรเจนสูงที่สุดในเดือนกันยายนและตุลาคม การที่น้ำเสียมีปริมาณไนโตรเจนที่แปรผันคาดว่าจะมาจากองค์ประกอบของข้าวโพดมีรายงานว่านอกจากข้าวโพดหวานจะมีปริมาณคาร์โบไฮเดรตร้อยละ 10.8 และปริมาณไนโตรเจนสูงสุดเท่ากับร้อยละ 9.9 (Southgate *et al.*,2006)ส่วนปริมาณฟอสฟอรัสจะมีค่าสูงสุดในเดือน พฤษภาคม ซึ่งเป็นช่วงที่มีการผลิตในส่วนของหน่วยมะม่วงจากปริมาณฟอสฟอรัสที่สะสมในผลมะม่วงในข้างต้นจึงคาดว่าปริมาณฟอสฟอรัสน่าจะมาจากมะม่วงในส่วนหนึ่ง นอกจากนี้ปริมาณฟอสเฟตส่วนหนึ่งจะมาจากการล้างพื้นโรงงานที่ต้องมีการปฏิบัติบ่อยครั้งเพื่อรักษาความสะอาด

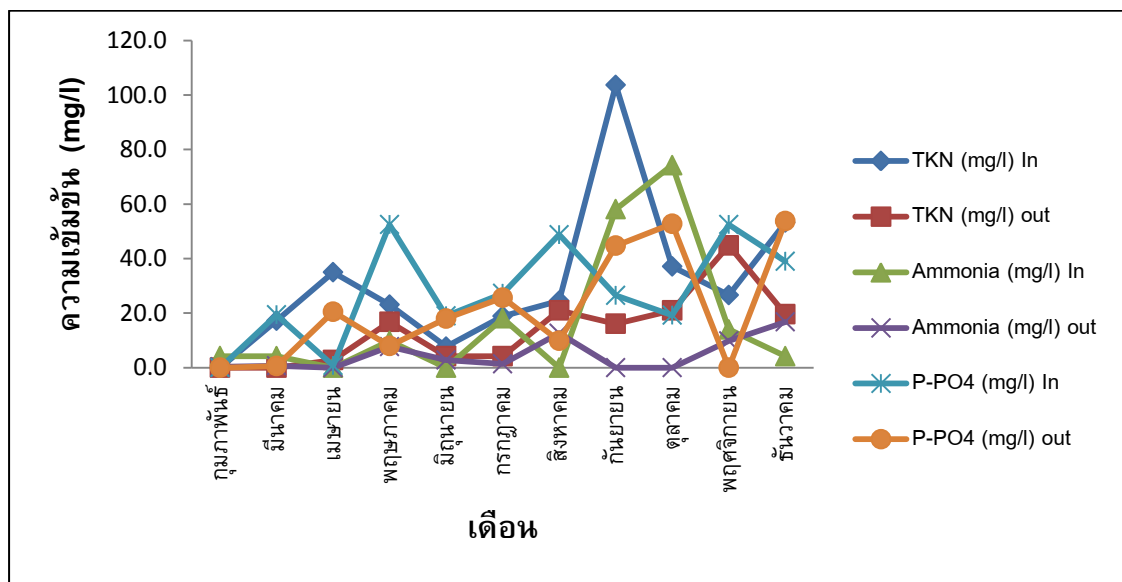
ตารางที่4 สรุปลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของโรงบำบัดWWTP 1

เดือน	วัตถุดิบเข้าโรงงาน	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	SS (mg/l)		COD (mg/l)		TKN (mg/l)		Ammonia (mg/l)		P-PO ₄ (mg/l)	
			In	out	In	out	In	out	In	out	In	out
กุมภาพันธ์	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน	600.0	240.0	265.0	1940.0	182.5	0.0	0.0	4.3	0.3	0.0	0.0
มีนาคม	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน	760.0	430.0	99.5	1400.0	235.0	17.2	0.0	4.2	0.7	19.4	0.6
เมษายน	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน, มะม่วง	740.0	180.0	180.0	980.0	125.0	35.0	2.8	0.0	0.0	0.8	20.5
พฤษภาคม	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน, มะม่วง	800.0	221.5	132.0	3779.5	1228.5	23.1	16.8	9.8	7.7	52.5	8.0
มิถุนายน	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน	725.0	229.5	286.5	2434.0	1164.5	7.7	4.2	0.0	2.8	19.060	18.0

เดือน	วัตถุดิบเข้าโรงงาน	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	SS (mg/l)		COD (mg/l)		TKN (mg/l)		Ammonia (mg/l)		P-PO ₄ (mg/l)	
			In	out	In	out	In	out	In	out	In	out
กรกฎาคม	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน	715.0	502.5	262.5	2374.0	576.0	18.9	4.2	18.1	1.4	27.3	25.7
สิงหาคม	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน	695.0	205.0	66.7	2145.0	669.6	24.5	21.0	0.0	12.6	48.8	9.9
กันยายน	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน	665.0	700.0	27.0	1814.8	321.0	103.7	16.1	58.1	0.0	26.5	44.8
ตุลาคม	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน	655.0	300.0	173.7	1827.3	578.8	37.1	21.0	74.2	0.0	19.3	52.8
พฤศจิกายน	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน	665.0	285.0	50.0	1215.2	303.8	26.6	44.8	14.0	9.8	52.5	0.0
ธันวาคม	ข้าวโพดหวาน, ข้าวโพดอ่อน	670.0	320.0	70.0	2000.0	100.0	53.2	19.6	4.2	16.8	39.0	53.8



ภาพที่ 17 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 1



ภาพที่ 18 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 1

2.2 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของ WWTP 2

ผลจากตารางที่ 5 แสดงให้เห็นว่าโรงงานที่ 2 จะมีความหลากหลายของวัตถุดิบที่เข้าสู่โรงงานค่อนข้างสูงเมื่อเทียบกับโรง WWTP 1 โดยหน่วยการผลิตจะประกอบไปด้วยข้าวโพดหวานที่เป็นการผลิตหลักและจะมีน้ำพริกกับลิ้นจี่เป็นมีวัตถุดิบเข้าที่แตกต่างกันตามฤดูกาล ทำให้ปริมาณน้ำเสียที่เข้าบำบัดนอกจากจะขึ้นอยู่กับกำลังการผลิตแล้วยังขึ้นอยู่กับสัดส่วนของปริมาณน้ำที่ใช้จากแต่ละหน่วยการผลิต ส่งผลให้ปริมาณน้ำเสียและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบบำบัดมีการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา

สำหรับโรงบำบัด ที่ 2 นั้นน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดจะมาจากกระบวนการผลิตข้าวโพดหวานซึ่งเป็นวัตถุดิบหลัก โดยจะมีวัตถุดิบรองเป็น น้ำพริก และ ลิ้นจี่ ซึ่งปริมาณน้ำเสียที่เข้าโรงงานพบว่าการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลาและมีค่าเฉลี่ยที่ $708 \pm 137.03 \text{ m}^3$ โดยมีอัตราการไหลของน้ำเสียสูงสุดในเดือน กรกฎาคม และในเดือนนี้จะเป็นเดือนที่มีภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงที่สุดเช่นกันซึ่งคาดว่ามีส่วนมากจากการผลิตลิ้นจี่กระป๋อง โดยเฉลี่ยน้ำเสียเข้าระบบมีค่า COD $2408.6 \pm 1558.5 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN $73.7 \pm 108.6 \text{ mg/l}$ แอมโมเนีย $7.31 \pm 9.12 \text{ mg/l}$ และ ฟอสเฟต 29.5 ± 15.1 ส่วนน้ำออกระบบมีค่าเฉลี่ยของ COD เท่ากับ $563.2 \pm 308.6 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN $11.7 \pm 8.78 \text{ mg/l}$ แอมโมเนีย $3.9 \pm 9.35 \text{ mg/l}$ และ ฟอสเฟต $10.2 \pm 4.9 \text{ mg/l}$

จากภาพที่ 19 พบว่าค่า COD มีการเปลี่ยนแปลงตลอดทั้งปีโดยที่มีค่าสูงสุดในเดือนพฤษภาคม ซึ่งเป็นเดือนที่โรงงานมีการผลิตลิ้นจี่มีรายงานว่ามีลิ้นจี่ 100g จะให้พลังงาน 66kCal มีคาร์โบไฮเดรต 16.53g น้ำตาล 15.23 g เส้นใย 1.3 g ไขมัน 0.4 g โปรตีน 0.83 g และวิตามินอื่นๆ (สำนักงานกองทุนสนับสนุนการสร้างเสริมสุขภาพ (สสส.)) ยังมีรายงาน

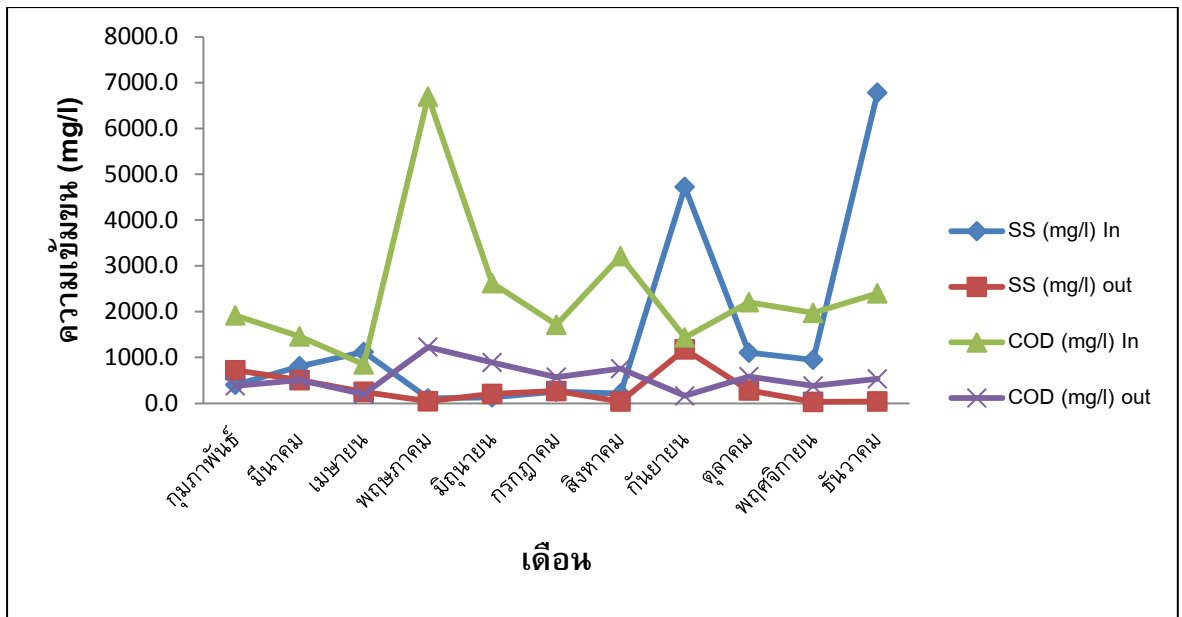
ของ Southgate และคณะ (2006) ที่ได้นำเสนอว่าลึนจีมีปริมาณคาร์โบไฮเดรตซึ่งเป็นสารอินทรีย์สูงถึงร้อยละ 16.53 ในขณะที่ข้าวโพดหวานมีปริมาณคาร์โบไฮเดรตเพียงร้อยละ 10.8 (Southgate *et al.*,2006)ดังนั้นการเปลี่ยนแปลงของค่า COD อย่างเฉียบพลันจึงน่าจะมาจากปริมาณข้าวโพดและลึนจีที่ใช้ในขบวนการผลิต

สำหรับการเปลี่ยนแปลงของไนโตรเจนและฟอสฟอรัส (ภาพที่ 20) นั้นพบว่าไม่มีการเปลี่ยนแปลงมากนัก ยกเว้นในเดือนกันยายน ตุลาคม ที่น้ำเสียเข้าระบบจะมีปริมาณไนโตรเจนในปริมาณที่สูง คาดว่าส่วนหนึ่งน่าจะมาจากน้ำที่ผ่านกระบวนการผลิตน้ำพริกและข้าวโพด เนื่องจากในช่วงเดือนดังกล่าวมีปริมาณการผลิตค่อนข้างสูง นอกจากนี้เนื่องจากน้ำเสียมีปริมาณไนโตรเจนไม่เพียงพอทางโรงงานจึงมีการเพิ่มไนโตรเจนลงไปในการเข้าระบบด้วยเพื่อปรับสภาวะให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์ในระบบ

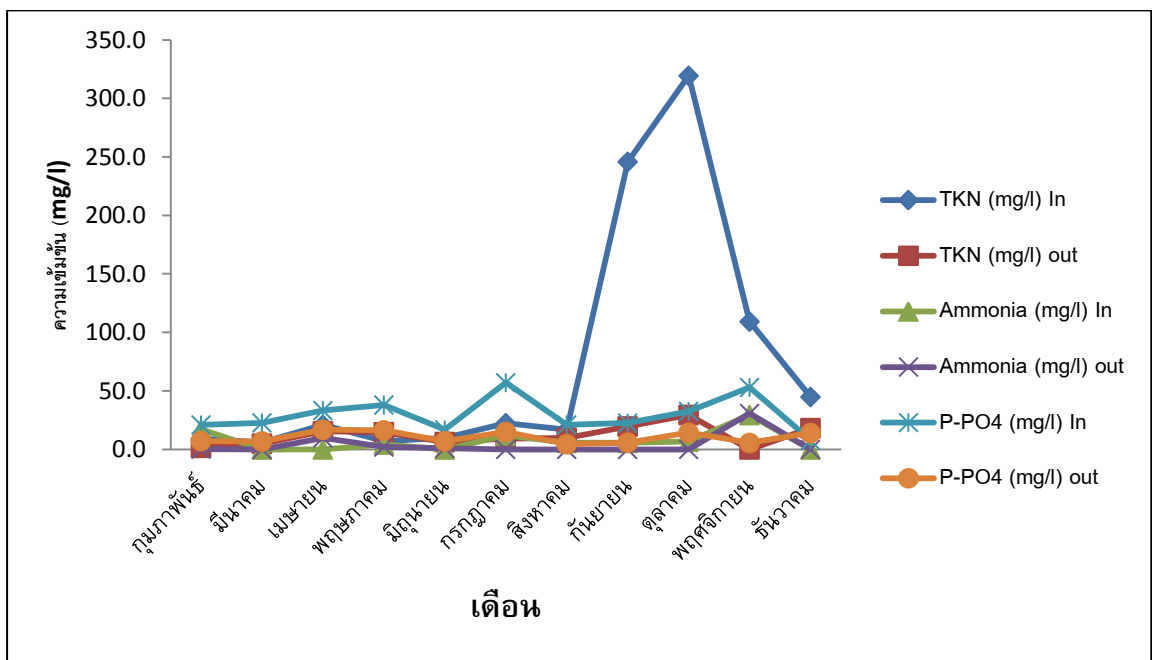
ตารางที่ 5 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของโรงบำบัดWWTP 2

เดือน	วัตถุดิบเข้าโรงงาน	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	SS (mg/l)		COD (mg/l)		TKN (mg/l)		Ammonia (mg/l)		P-PO ₄ (mg/l)	
			In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
กุมภาพันธ์	น้ำพริก ข้าวโพดหวาน	725	404.7	720.0	1920.0	380.0	9.1	1.4	17.0	0.3	21.0	7.1
มีนาคม	น้ำพริก ข้าวโพดหวาน	647	810.0	505.0	1460.0	510.0	6.0	4.9	0.0	0.0	22.7	6.7
เมษายน	น้ำพริก ข้าวโพดหวาน	497	1120.0	250.0	850.0	200.0	21.0	15.4	0.0	9.8	33.3	16.8
พฤษภาคม	น้ำพริก ข้าวโพดหวานล้นจี	905	105.0	45.0	6695.3	1228.4	7.0	14.7	4.2	2.1	38.0	16.3
มิถุนายน	น้ำพริก ข้าวโพดหวานล้นจี	785	131.7	203.3	2622.6	891.9	9.8	6.3	0.0	0.9	16.8	7.0

เดือน	วัตถุดิบเข้าโรงงาน	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	SS (mg/l)		COD (mg/l)		TKN (mg/l)		Ammonia (mg/l)		P-PO ₄ (mg/l)	
			In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
กรกฎาคม	น้ำพริก ข้าวโพดหวานล้นจี	724.6	255.0	266.7	1713.7	571.2	22.4	9.1	11.9	0.0	57.0	14.9
สิงหาคม	น้ำพริก ข้าวโพดหวาน	647.1	213.3	40.0	3212.6	755.9	16.8	9.8	5.6	0.0	21.0	4.5
กันยายน	น้ำพริก ข้าวโพดหวาน	497.2	4722.5	1176.7	1438.2	161.0	245.8	19.6	5.6	0.0	22.5	5.8
ตุลาคม	น้ำพริก ข้าวโพดหวาน	905.4	1105.0	280.0	2207.7	584.5	319.4	29.4	6.7	0.0	32.5	14.3
พฤศจิกายน	น้ำพริก ข้าวโพดหวาน	784.8	950.0	30.0	1974.7	379.7	109.3	0.0	29.4	30.8	53.0	5.5
ธันวาคม	น้ำพริก ข้าวโพดหวาน	673.2	6780.0	40.0	2400.0	533.0	44.8	18.2	0.0	0.0	7.8	14.0



ภาพที่ 19 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 2



ภาพที่ 20 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 2

2.3 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของ WWTP 3

สำหรับโรงบำบัด ที่ 3 นั้นน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดตลอดทั้งปี (โรงงานจะมีการผลิตตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์จนถึงเดือนกันยายน)จะมาจากกระบวนการผลิตข้าวโพดหวานซึ่งเป็นวัตถุดิบหลักเพียงอย่างเดียว ยกเว้นในเดือนกุมภาพันธ์ที่วัตถุดิบเข้าโรงงานจะเป็นถั่วแระผลจากตารางที่ 6 แสดงให้เห็นว่าโรงงานที่ 3 จะมีความหลากหลายของวัตถุดิบที่น้อยที่สุดเมื่อเทียบกับโรงงานอื่น ๆ ปริมาณน้ำเสียที่เข้าบำบัดจึงขึ้นอยู่กับกำลังการผลิตเป็นส่วนใหญ่ นอกจากน้ำที่มีจากการผลิตแล้วยังมีส่วนของน้ำล้างเครื่องจักรที่จะถูกลำเลียงมายังระบบบำบัดด้วย ส่งผลให้ปริมาณน้ำเสียและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบบำบัดมีการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา

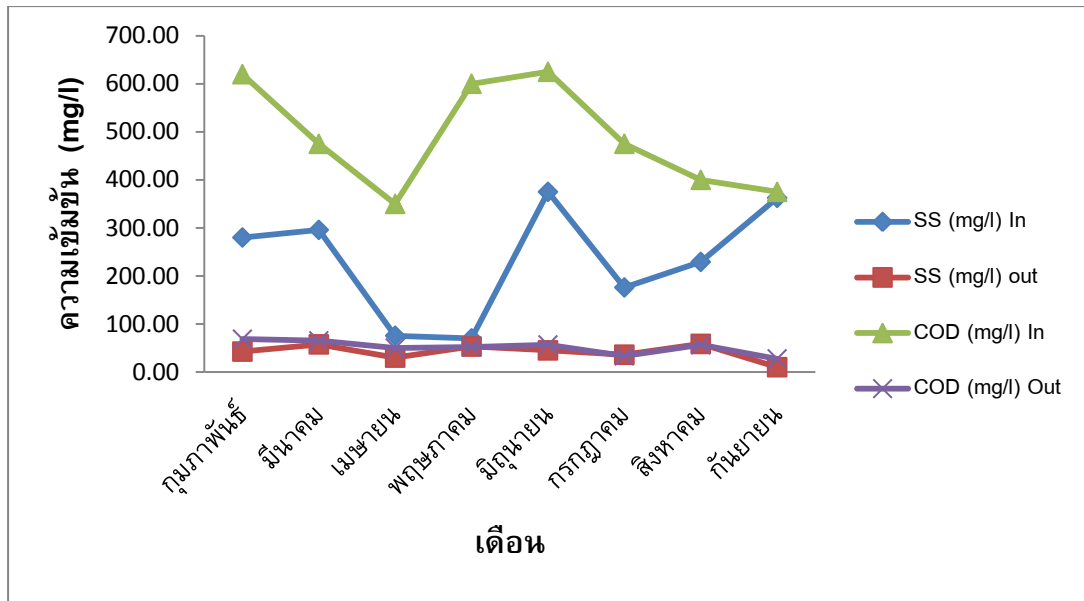
การศึกษาพบว่าปริมาณน้ำเสียที่เข้าโรงงานพบว่าการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลาโดยมีค่าเฉลี่ยที่ $774 \pm 248 \text{ m}^3/\text{d}$ โดยมีอัตราการไหลสูงสุดในเดือน กรกฎาคม มีค่าเท่ากับ $1156 \text{ m}^3/\text{d}$ โดยน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าเฉลี่ยของ COD $490 \pm 113 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN $16.7 \pm 14.8 \text{ mg/l}$ แอมโมเนีย $3.59 \pm 2.03 \text{ mg/l}$ และ ฟอสเฟต $31.3 \pm 17.6 \text{ mg/l}$ ส่วนน้ำออกระบบมีค่าเฉลี่ยของ COD เท่ากับ $51.2 \pm 14.3 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN 0 mg/l แอมโมเนีย $0.05 \pm 0.13 \text{ mg/l}$ และ ฟอสเฟต $15.9 \pm 12.8 \text{ mg/l}$ จากภาพที่ 21 พบว่าค่า COD มีการเปลี่ยนแปลงตลอดทั้งปีโดยที่มีค่าสูงสุดในเดือน กุมภาพันธ์ พฤษภาคม และมิถุนายน จะสังเกตได้ว่าในเดือนกุมภาพันธ์วัตถุดิบที่เข้าโรงงานเป็นถั่วแระ ซึ่งค่า COD น่าจะมาจากการล้างวัตถุดิบเป็นหลักส่วนอีกสองเดือนที่เหลือถึงแม้ว่ากำลังการผลิตจะไม่สูงเท่าเดือนกรกฎาคมแต่ก็มีความเป็นไปได้ว่าคุณสมบัติของน้ำเสียจะสูงกว่าเนื่องมาจากคุณภาพของข้าวโพดที่มาจากหลายแหล่งการปลูกที่จะทำให้มีคุณสมบัติทางเคมีที่แตกต่างกัน

สำหรับการเปลี่ยนแปลงของไนโตรเจนและฟอสฟอรัส (ภาพที่ 22) นั้นพบว่า มีการเปลี่ยนแปลงตลอดระยะเวลาการผลิตยกเว้นปริมาณแอมโมเนียที่มีการเปลี่ยนแปลงน้อยมาก โดยในเดือนสิงหาคมคมน้ำเสียที่เข้าระบบจะมีปริมาณไนโตรเจนสูงที่สุด อยู่ที่ 46.2mg/l ส่วนในเดือนมิถุนายนโดยจะพบปริมาณฟอสเฟตสูงที่สุดอยู่ที่ 61.5mg/l สำหรับปริมาณไนโตรเจนที่เปลี่ยนแปลงในแต่ละช่วงเดือนจะมาจากคุณสมบัติของข้าวโพด ดังรายงานของ Southgate และคณะที่ว่าข้าวโพดหวานจะมีปริมาณคาร์โบไฮเดรตร้อยละ 10.8 และปริมาณไนโตรเจนสูงสุดเท่ากับร้อยละ 9.9 (Southgate *et al.*,2006) ส่วนปริมาณฟอสเฟตที่พบคาดว่าจะมาจากปริมาณสารเคมีที่ใช้ล้างพื้นและเครื่องจักรในการผลิตของโรงงาน อย่างไรก็ตามเป็นที่น่าสังเกตว่าปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำออกระบบยังพบในปริมาณสูง

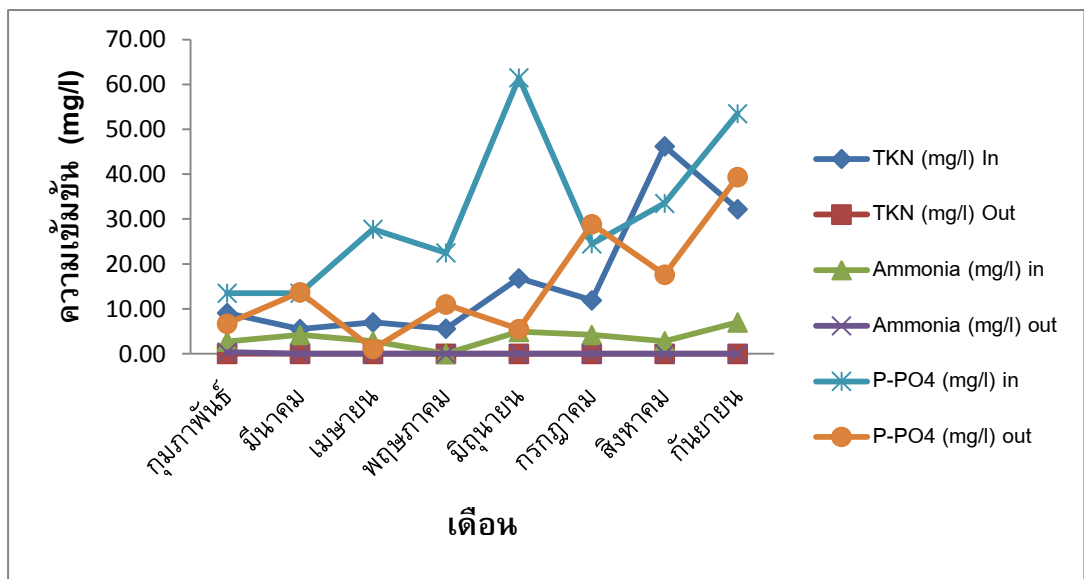
ปริมาณสารแขวนลอยที่มากับน้ำเสียพบว่าการเปลี่ยนแปลงตลอดทั้งปีโดยจะมีค่าสูงสุดในเดือนมิถุนายนและกันยายนเท่ากับ 375 และ 362 mg/l ตามลำดับ ซึ่งปริมาณสารแขวนลอยดังกล่าวจะมาจากการล้างวัตถุดิบในกระบวนการผลิตและการล้างเครื่องจักร

ตารางที่ 6 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของระบบบำบัดWWTP 3

เดือน	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	วัตถุดิบที่เข้าโรงงาน	กำลังการผลิต (ton)	SS (mg/l)		COD (mg/l)		TKN (mg/l)		Ammonia (mg/l)		P-PO ₄ (mg/l)	
				In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
กุมภาพันธ์	301.5	ถั่วแระ	24	280.0	42.5	620.0	68.5	9.1	0.0	2.8	0.4	13.5	6.7
มีนาคม	937.0	ข้าวโพดหวาน	116.5	295.8	57.5	475.0	65.0	5.5	0.0	4.2	0.0	13.5	13.7
เมษายน	814.0	ข้าวโพดหวาน	105	75.5	30.0	350.0	50.0	7.0	0.0	2.8	0.0	27.8	1.1
พฤษภาคม	803.0	ข้าวโพดหวาน	80	70.0	53.0	600.0	52.0	5.6	0.0	0.0	0.0	22.5	11.0
มิถุนายน	717.0	ข้าวโพดหวาน	110	375.0	45.0	625.0	56.5	16.8	0.0	4.9	0.0	61.5	5.5
กรกฎาคม	1156.0	ข้าวโพดหวาน	165	176.0	36.0	475.0	33.5	11.9	0.0	4.2	0.0	24.5	28.9
สิงหาคม	613.5	ข้าวโพดหวาน	83	229.2	58.5	400.0	56.5	46.2	0.0	2.8	0.0	33.5	17.6
กันยายน	856.5	ข้าวโพดหวาน	115	362.5	10.0	375.0	27.5	32.2	0.0	7.0	0.0	53.5	39.4



ภาพที่ 21 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 3



ภาพที่ 22 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 3

2.4 ลักษณะสมบัติของน้ำลักษณะทางกายภาพและทางเคมีของ WWTP 4

ผลจากตารางที่ 7 แสดงให้เห็นว่าโรงงานที่ 4 จะมีความหลากหลายของวัตถุดิบที่เข้าสู่โรงงานที่สูงมากกว่าโรงงานอื่นๆ โดยจะมีผักกาดเขียวเป็นวัตถุดิบหลักที่จะเข้ามาผลิตในหน่วยดองเค็มสำหรับในส่วนของหน่วยหวานจะมีวัตถุดิบเข้าที่แตกต่างกันตามฤดูกาล ทำให้ปริมาณน้ำเสียที่เข้าบำบัดนอกจากจะขึ้นอยู่กับกำลังการผลิตแล้วยังขึ้นอยู่กับสัดส่วนของปริมาณน้ำที่ใช้จากแต่ละ 2 หน่วยการผลิต ส่งผลให้ปริมาณน้ำเสียและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบบำบัดมีการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา นอกจากนั้นน้ำทิ้งในส่วนของหน่วยหวานจะแยกผ่านเข้าระบบบำบัดแบบไร้อากาศก่อนที่จะไหลมารวมกับหน่วยเค็มก่อนลงบ่อเติมอากาศ ดังนั้นสัดส่วนของปริมาณน้ำจากทั้งสองส่วนจึงน่าจะมีผลต่อปริมาณการบำบัดทุกสารอินทรีย์และสารอาหารที่ปนเปื้อนในน้ำเสียซึ่งคาดว่าจะส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียโดยเฉพาะในบ่อเติมอากาศบ่อที่ 1 ซึ่งจะได้อธิบายต่อไป ปริมาณน้ำเสียเฉลี่ยมีค่า $699 \pm 56.1 \text{ m}^3/\text{d}$ นอกจากนั้นความเค็มในน้ำเสียจากโรงงาน WWTP4 นี้ก็อาจจะเป็นอีกหนึ่งปัจจัยที่จะส่งผลต่อความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบเช่นเดียวกันเนื่องจากในช่วงเดือนที่มีการทำงานทั้ง 2 หน่วยการผลิตนั้นจะเป็นไปได้ว่าความเข้มข้นของน้ำจะถูกเจือจางลง

ผลจากตารางที่ 7 พบว่าน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดแบบบ่อเติมอากาศของโรงงาน WWTP 4 จะมีค่า COD $2133 \pm 1138 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN $92.0 \pm 112.3 \text{ mg/l}$ แอมโมเนีย $225.8 \pm 191.9 \text{ mg/l}$ และ ฟอสเฟต $25.6 \pm 17.6 \text{ mg/l}$ ส่วนน้ำออกระบบมีค่าเฉลี่ยของ COD เท่ากับ $539.8 \pm 300.9 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN $9.56 \pm 14.6 \text{ mg/l}$ แอมโมเนีย $7.36 \pm 11.5 \text{ mg/l}$ และ ฟอสเฟต $10.16 \pm 11.99 \text{ mg/l}$ จากภาพที่ 23 จะเห็นได้ว่าปริมาณของแขวนลอย (SS) นั้นมีความแตกต่างกันตามวัตถุดิบที่ใช้ในกระบวนการผลิตของแต่ละเดือนซึ่งโดยปกติน้ำเสียจาก

หน่วยหวานจะถูกกรองด้วยตะแกรงเพื่อแยกเศษวัตถุดิบที่มีขนาดใหญ่ออกจากน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัด การที่พบปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเข้าระบบอาจเกิดจากปัญหาของการกรอง เช่น ขนาดช่องของตาข่ายทำให้มีสารแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำที่เข้าระบบและอาจจะเป็นสาเหตุจากเศษพืชผักผลไม้ที่มีชิ้นส่วนขนาดเล็กที่สามารถหลุดออกมาจากการผลิตได้เช่น ข้าวโพด เมื่อเปรียบเทียบปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเข้าของแต่ละเดือนพบว่าในเดือนธันวาคมจะมีปริมาณของแข็งแขวนลอยมากที่สุด คือ 737 mg/l ตามลำดับ ซึ่งจะมีการผลิตผักกาดดองและข้าวโพดหวานโดยที่น้ำจากหน่วยการผลิตในส่วนของการดองเค็มจะมากกว่าในส่วนสายการผลิตในหน่วยหวาน ในสัดส่วน 2.5 เท่า และยังพบว่ามีเศษข้าวโพดหลุดออกมาจากการกรองในปริมาณมาก ส่วนในเดือนพฤศจิกายนจะพบปริมาณสารแขวนลอยในปริมาณน้อยที่สุดคือ 15mg/l ซึ่งมีผักกาดเขียวและถั่วแระเป็นวัตถุดิบในการผลิต

อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาปริมาณน้ำเสียและวัตถุดิบที่เข้ากระบวนการผลิตจะเห็นว่าภาระบรรทุกของสารอินทรีย์ในเดือนกุมภาพันธ์ พฤษภาคมและเดือนกันยายนทางโรงงานมีภาระบรรทุกของสารอินทรีย์ที่สูงที่สุดโดยมีค่า 0.50 kgCOD/m^3 ซึ่งจะมีน้ำจากการผลิตในส่วนของหน่วยหวานซึ่งเป็นสิ่งที่มีมากกว่าส่วนของหน่วยดองเค็มซึ่งใช้ผักกาดดองเค็มถึง 1.7 เท่า ทั้งนี้เป็นเพราะสิ่งนี้มีปริมาณคาร์โบไฮเดรตซึ่งเป็นสารอินทรีย์สูงถึงร้อยละ 16.53 ในขณะที่ข้าวโพดหวานมีปริมาณคาร์โบไฮเดรตเพียงร้อยละ 10.8 แต่ถึงแม้ว่าข้าวโพดจะมีปริมาณคาร์โบไฮเดรตค่าน้อยกว่าสิ่งนี้ แต่กลับมีปริมาณไนโตรเจนสูงสุดเท่ากับร้อยละ 9.9 (Southgate *et al.*, 2006) ดังนั้นในเดือนที่มีการใช้สิ่งนี้เป็นวัตถุดิบจะมีปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบที่สูงเช่นส่วนในเดือนกุมภาพันธ์และเดือนกันยายนจะมีภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ค่อนข้างสูงเช่นกันโดยอยู่ที่ 0.42 kgCOD/m^3 แต่กลับมีการผลิตในหน่วยเค็มที่มากกว่าหน่วยหวานซึ่ง

เป็น เติด สัมโอ ข้าวโพดอ่อนในเดือนกุมภาพันธ์และข้าวโพดหวานในเดือนกันยายนตามลำดับ ถึง 2.5 เท่า

จากการวิเคราะห์ค่าซีโอดีในน้ำเสียก่อนและหลังผ่านการบำบัดแบบบ่อเติมอากาศจากโรงงาน WWTP 4 (ตารางที่ 7 และ ภาพที่ 23) พบว่า ค่าซีโอดีของน้ำเข้าระบบมีค่าสูงสุดในเดือนพฤษภาคม คือ 3996.5mg/l โดยวัตถุดิบในเดือนดังกล่าวคือ ผักกาดดองเค็ม ข้าวโพดหวาน และลันจี ซึ่งตรงกับปริมาณการบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงที่สุด ส่วนเดือนที่มีวัตถุดิบเป็นผักกาดดองและข้าวโพดหวาน หรือข้าวโพดฝักอ่อน มีค่าซีโอดีของน้ำเข้าที่เปลี่ยนแปลงไปตามปริมาณน้ำเสียและวัตถุดิบที่เข้าระบบนอกจากนั้นค่าซีโอดีของน้ำเข้าระบบแปรผันตามสัดส่วนของปริมาณน้ำเสียที่เข้าหน่วยหวานและหน่วยเค็ม ทำให้ค่าซีโอดีมีความแปรผันตามปริมาณและชนิดของสารอินทรีย์ที่แตกต่างกันในวัตถุดิบแต่ละชนิดตลอดจนความไม่คงที่ของปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบที่เปลี่ยนแปลงไปตามปริมาณกำลังการผลิตในแต่ละช่วงเวลา

ผลการศึกษาจากตารางที่ 7 และภาพที่ 24 พบว่าปริมาณไนโตรเจนรวม และ แอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียก่อนและหลังผ่านระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศ จากโรงงาน WWTP 4 จะมีปริมาณไนโตรเจน และแอมโมเนียมากที่สุดในเดือน เดือนตุลาคมและ ธันวาคม ตามลำดับ ซึ่งในช่วงนี้โรงงานจะมีวัตถุดิบเข้าเป็นผักกาดดองเค็มและข้าวโพดหวาน โดยที่ปริมาณไนโตรเจน แอมโมเนีย มีค่าเท่ากับ 383.1 และ 736.7mg/l น้ำเสียก่อนเข้าระบบที่มีปริมาณไนโตรเจน และแอมโมเนียต่ำที่สุด คือเดือนพฤศจิกายน ซึ่งมีวัตถุดิบเป็นผักกาดดองเค็ม และถั่วแระ แหล่งที่มาของไนโตรเจนน่าจะมาจาก วัตถุดิบเข้ากระบวนการผลิตหลักซึ่งเป็นข้าวโพดหวานที่มีองค์ประกอบสารอินทรีย์ไนโตรเจนสูงสุด ดังแสดงในตารางที่ 7 โดยมี

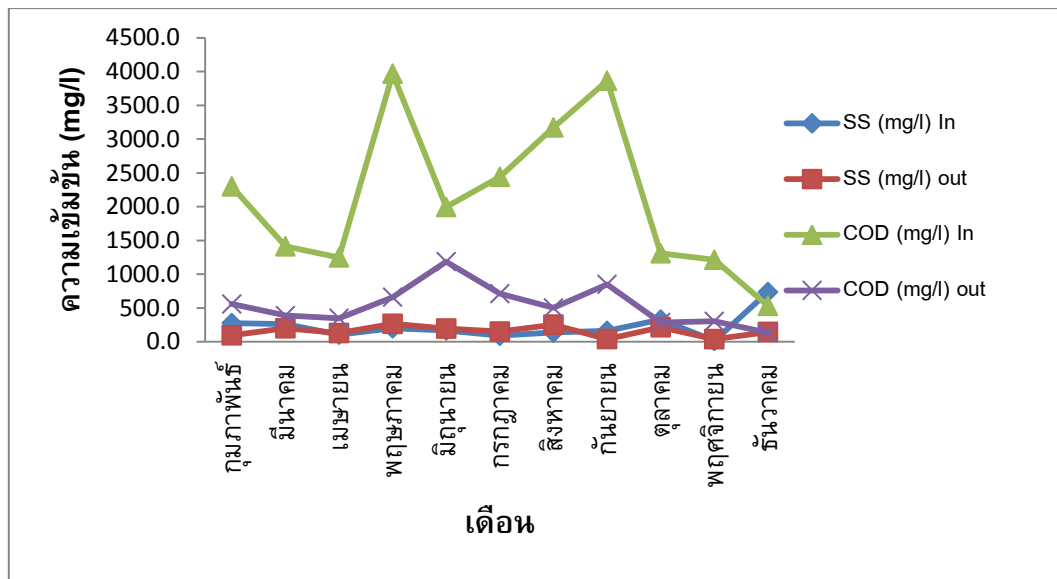
อัตราส่วนการใช้น้ำในหน่วยหวนเมื่อเทียบกับหน่วยดองเค็มสูงถึง 556 และ 290 m³ ตามลำดับ (ข้อมูลไม่ได้แสดง)

สำหรับการเปลี่ยนแปลงปริมาณฟอสเฟตในช่วงเวลา 12 เดือนพบว่าการแปรผันตามกำลังการผลิต โดยเฉพาะในส่วนของดองเค็ม เนื่องจากปริมาณฟอสเฟตที่เข้ามาในระบบน้ำเสียจะมาจากองค์ประกอบของผักเป็นหลัก จากการวิเคราะห์ปริมาณฟอสเฟตในน้ำเสียก่อนและหลังผ่านระบบบำบัดแบบบ่อเติมอากาศ WWTP 4 (ภาพที่ 24) พบว่าปริมาณฟอสเฟตในน้ำเสียก่อนและหลังผ่านระบบบำบัดสูงสุดในเดือน ตุลาคม ซึ่งมีวัตถุดิบเข้าโรงงานคือ ผักกาดดองเค็มและ ข้าวโพดหวาน ซึ่งมีค่าเท่ากับ 75.3 และ 8.3mg/l ตามลำดับ ประกอบกับปริมาณน้ำเสียที่เกิดจากการแปรรูปผักกาดในช่วงเดือนดังกล่าวมีค่าสูงถึง 655m³ จากรายงานของ Southgate และคณะ (2006) ได้ให้ข้อมูลว่าปริมาณฟอสเฟตในหัวผักกาดมีมากถึง 33.0 mg/g ซึ่งมีค่ามากกว่าข้าวโพดหวาน ถั่วลิสง และลำไย

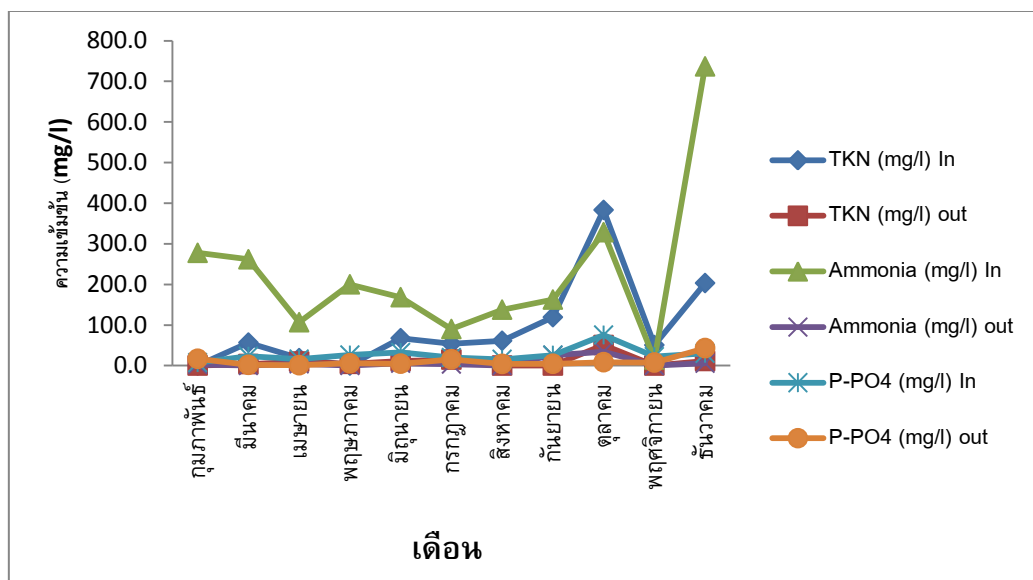
ตารางที่ 7 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของระบบบำบัดWWTP 4

เดือน	วัตถุดิบเข้าโรงงาน	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	SS (mg/l)		COD (mg/l)		TKN (mg/l)		Ammonia (mg/l)		P-PO ₄ (mg/l)	
			In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
กุมภาพันธ์	ผักกาดดองเค็ม เห็ด แชมปิญอง และ ข้าวโพดอ่อน	600.00	277.5	97.5	2301.0	560.1	0.0	0.0	277.5	2.6	7.1	16.6
มีนาคม	ผักกาดดองเค็ม ข้าวโพดอ่อน และน้ำเงี้ยว	760.00	261.7	201.0	1413.7	388.9	56.5	3.7	261.7	0.0	23.0	1.7
เมษายน	ผักกาดดองเค็ม และ ข้าวโพดอ่อน	740.00	106.7	130.0	1250.0	350.0	18.2	9.8	106.7	4.2	15.9	0.9
พฤษภาคม	ผักกาดดองเค็ม ข้าวโพดหวาน และ ลันจิ	800.00	200.0	266.7	3968.5	661.4	0.0	4.2	200.0	0.0	26.0	5.5
มิถุนายน	ผักกาดดองเค็ม ข้าวโพดหวาน และ ข้าวโพดอ่อน	725.00	168.3	197.0	1996.0	1186.7	67.2	11.2	168.3	5.6	32.3	4.6

เดือน	วัตถุดิบเข้าโรงงาน	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	SS (mg/l)		COD (mg/l)		TKN (mg/l)		Ammonia (mg/l)		P-PO ₄ (mg/l)	
			In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
กรกฎาคม	ผักกาดดองเค็ม ข้าวโพดหวาน และ ผักกาดเขียวดอง เปรี้ยว	715.00	90.0	152.0	2443.5	713.3	53.9	14.7	90.0	3.5	19.8	15.4
สิงหาคม	ผักกาดดองข้าวโพด หวาน ลำไย ชিং	695.00	137.7	255.0	3173.2	503.0	60.9	0.0	137.7	0.0	15.5	4.0
กันยายน	ผักกาดดองข้าวโพด หวาน	665.00	162.5	41.7	3863.6	850.8	119.1	0.0	162.5	25.2	25.8	4.4
ตุลาคม	ผักกาดดองข้าวโพด หวาน	655.00	328.3	216.7	1311.0	286.6	383.1	50.4	328.3	34.3	75.3	8.3
พฤศจิกายน	ผักกาดดองถั่วแระ	665.00	15.0	40.0	1215.2	303.8	50.4	0.0	15.0	0.0	22.0	7.5
ธันวาคม	ผักกาดดองข้าวโพด หวาน	670.00	736.7	146.7	533.3	133.3	203.1	11.2	736.7	5.6	30.0	43.0



ภาพที่ 23 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 4



ภาพที่ 24 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 4

2.5 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของ WWTP 5

น้ำเสียในโรงบำบัดที่ 5 จะเป็นน้ำเสียชุมชนซึ่งมาจากกิจกรรมของมหาวิทยาลัยเป็นหลักได้แก่น้ำทิ้งจากหอพัก อาคารเรียนห้องปฏิบัติการ โรงอาหาร เป็นต้น ผลจากตารางที่ 8 แสดงให้เห็นว่าโรงบำบัดที่ 5 จะมีความหลากหลายของคุณภาพน้ำเสียขึ้นอยู่กับกิจกรรมที่ใช้ในมหาวิทยาลัยซึ่งจะส่งผลให้ปริมาณน้ำเสียและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบบำบัดมีการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา ปริมาณน้ำเสียเฉลี่ยโดยทั่วไปมีค่า $1034.9 \pm 79.4 \text{ m}^3/\text{d}$ โดยเฉลี่ยโดยมีค่าสูงที่สุดในเดือน สิงหาคม ซึ่งมีค่าเท่ากับ $1146 \text{ m}^3/\text{d}$ และต่ำที่สุดในเดือน ธันวาคม ซึ่งมีค่าเท่ากับ $950 \text{ m}^3/\text{d}$ คาดว่าเนื่องจากในช่วงเดือนสิงหาคมเป็นช่วงที่มีการเรียนการสอนและมีปริมาณน้ำฝนร่วมด้วย ส่วนในเดือนธันวาคมจะเป็นช่วงหน้าหนาวจึงมีปริมาณการใช้น้ำลดลง

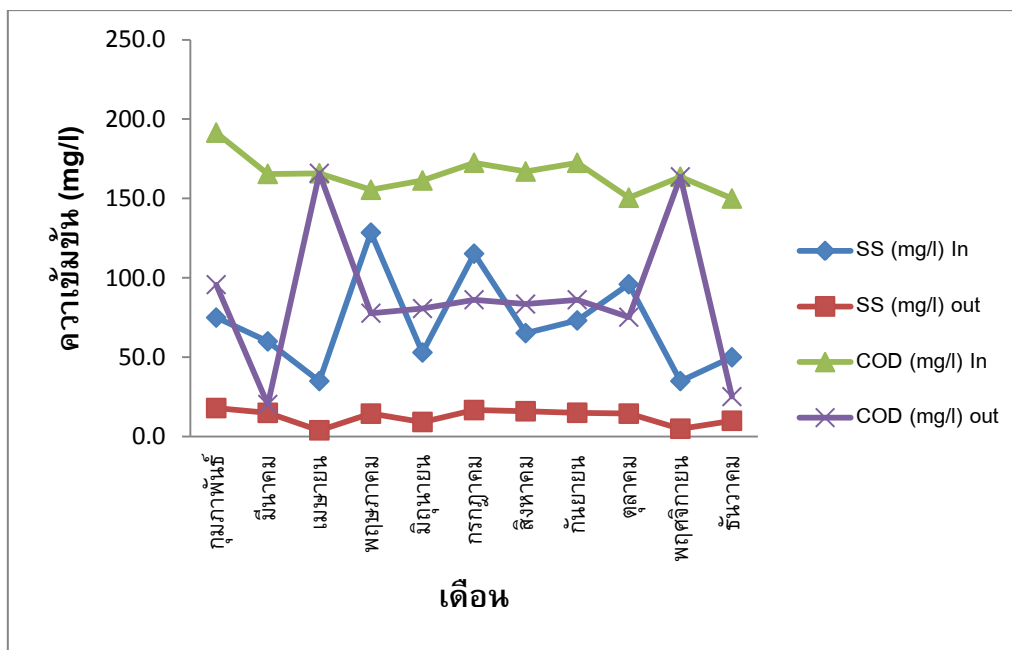
น้ำเสียเข้าระบบมีค่า COD $165 \pm 11.7 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN $37.3 \pm 37.0 \text{ mg/l}$ แอมโมเนีย $31.3 \pm 35.5 \text{ mg/l}$ และ ฟอสเฟต $22.0 \pm 25.5 \text{ mg/l}$ ส่วนน้ำออกกระบบมีค่าเฉลี่ยของ COD เท่ากับ $87.3 \pm 45.5 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN 0 mg/l แอมโมเนีย 0 mg/l และ ฟอสเฟต $12.2 \pm 12.2 \text{ mg/l}$ จากภาพที่ 25 พบว่าปริมาณ COD และ SS ในน้ำเข้ามีการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลาอยู่ในช่วง $150\text{--}200 \text{ mg/l}$ โดยมีค่าสูงที่สุดในเดือนกุมภาพันธ์ 192 mg/l และน้อยที่สุดในเดือนธันวาคม โดยมีค่าอยู่ที่ 150 mg/l ซึ่งเชื่อมโยงกับปริมาณน้ำใช้ที่ลดลงในช่วงหน้าหนาว

สำหรับปริมาณสารอาหารในภาพที่ 26 พบว่าปริมาณแอมโมเนียและไนโตรเจนในน้ำเข้ามีการเปลี่ยนแปลงอย่างเห็นได้ชัดโดยจะมีปริมาณสูงสุดในเดือนตุลาคมโดยมีค่าเท่ากับ 134.5 mg/l และ 113.5 mg/l ตามลำดับ ซึ่งช่วงที่เก็บตัวอย่างจะเป็นช่วงที่นักศึกษาเริ่มกลับมาเรียนในเทอมที่ 2 ทำให้มีปริมาณของเสียจากการขับถ่ายของนักศึกษาและอาจารย์เจ้าหน้าที่ ตลอดจนน้ำเสียที่มีจากโรงอาหารเพิ่มมากขึ้นในช่วงเดือนนี้ สำหรับปริมาณ

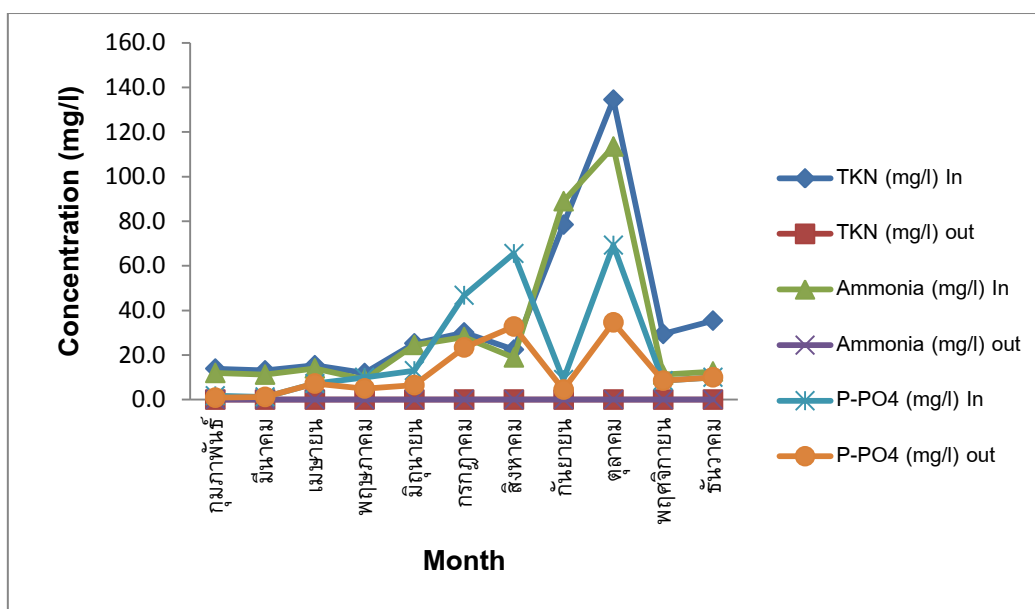
ไนโตรเจนจะมีแนวโน้มที่สูงขึ้นตั้งแต่เดือนมิถุนายนซึ่งตรงกับช่วงที่มีการเปิดเรียนในเทอมที่ 1 ।
สำหรับค่าฟอสฟอรัสในน้ำเข้านั้นก็พบว่าการเปลี่ยนแปลงโดยเฉพาะตั้งแต่เดือนมิถุนายนเป็น
ต้นไป ซึ่งตรงกับช่วงเปิดเทอมของนักศึกษาและบุคลากรที่จะมีกิจกรรมทั้งในส่วนของการเรียน
การสอน การรับประทานอาหาร การใช้ชีวิตประจำวันในหอพัก และมีค่าสูงที่สุดในเดือนตุลาคม
โดยมีค่าเท่ากับ 69.3mg/l คาดว่าเนื่องจากมีน้ำทิ้งที่เกิดจากกระบวนการซักล้างและชำระล้าง
เกิดขึ้นทั้งในส่วนของการเรียนและหอพัก

ตารางที่ 8 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของระบบบำบัดWWTP 5

เดือน	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	SS (mg/l)		COD (mg/l)		TKN (mg/l)		Ammonia (mg/l)		P-PO ₄ (mg/l)	
		In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
กุมภาพันธ์	1038.29	75.0	18.0	191.5	95.8	13.9	0.0	12.0	0.0	1.7	0.9
มีนาคม	980.31	60.0	15.0	165.5	20.3	13.1	0.0	11.2	0.0	1.2	1.2
เมษายน	1009.32	35.0	4.0	165.9	165.9	15.4	0.0	14.0	0.0	7.2	7.2
พฤษภาคม	1105.35	128.5	14.5	155.5	77.8	11.9	0.0	9.1	0.0	10.0	5.0
มิถุนายน	1117.57	53.0	9.3	161.4	80.7	25.2	0.0	24.5	0.0	13.0	6.5
กรกฎาคม	1139.775	115.3	16.8	172.5	86.3	30.1	0.0	28.0	0.0	46.8	23.4
สิงหาคม	1146.62	65.2	16.0	167.0	83.5	22.4	0.0	18.9	0.0	65.5	32.8
กันยายน	996.34	73.2	15.1	172.5	86.3	78.4	0.0	88.9	0.0	9.0	4.5
ตุลาคม	926.305	96.0	14.5	150.5	75.3	134.5	0.0	113.5	0.0	69.3	34.6
พฤศจิกายน	974.16	35.0	5.0	163.7	163.7	29.4	0.0	11.2	0.0	8.5	8.5
ธันวาคม	950.5	50.0	10.0	150.0	25.2	35.4	0.0	12.6	0.0	10.0	10.0



ภาพที่ 25 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 5



ภาพที่ 26 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 5

2.6 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของ WWTP 6

เสียในโรงบำบัดที่ 6 จะเป็นน้ำเสียชุมชนซึ่งมาจากกิจกรรมของมหาวิทยาลัยเป็นหลักได้แก่น้ำทิ้งจากหอพัก อาคารเรียนห้องปฏิบัติการ โรงอาหาร เช่นเดียวกับโรงบำบัดที่ 5 ผลจากตารางที่ 9 แสดงให้เห็นว่าโรงบำบัดที่ 6 จะมีความแปรของผันของคุณภาพน้ำเสียขึ้นอยู่กับกิจกรรมที่ใช้ในมหาวิทยาลัยซึ่งจะส่งผลให้ปริมาณน้ำเสียและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบบำบัดมีการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา ปริมาณน้ำเสียเฉลี่ยโดยทั่วไปมีค่า $10854.7 \pm 678.6 \text{ m}^3/\text{d}$ ซึ่งมีค่าสูงกว่าโรงบำบัดที่ 5 ถึง 10 เท่าเนื่องมาจากความแตกต่างของจำนวนนักศึกษาและบุคลากรตลอดจนปริมาณหอพักที่แตกต่างกันโดยประชากรที่อยู่ในขอบเขตของโรงบำบัดที่ 6 มีปริมาณที่มากกว่า อย่างไรก็ตามปริมาณน้ำเสียโดยเฉลี่ยมีค่าสูงที่สุดในเดือน กรกฎาคม ซึ่งมีค่าเท่ากับ $11562 \text{ m}^3/\text{d}$ และต่ำที่สุดในเดือน ธันวาคม ซึ่งมีค่าเท่ากับ $9453 \text{ m}^3/\text{d}$ คาดว่าเนื่องจากในช่วงเดือนสิงหาคมเป็นช่วงที่มีการเรียนการสอนและมีปริมาณน้ำฝนร่วมด้วย ส่วนในเดือนธันวาคมจะเป็นช่วงหน้าหนาวจึงมีปริมาณการใช้น้ำลดลง

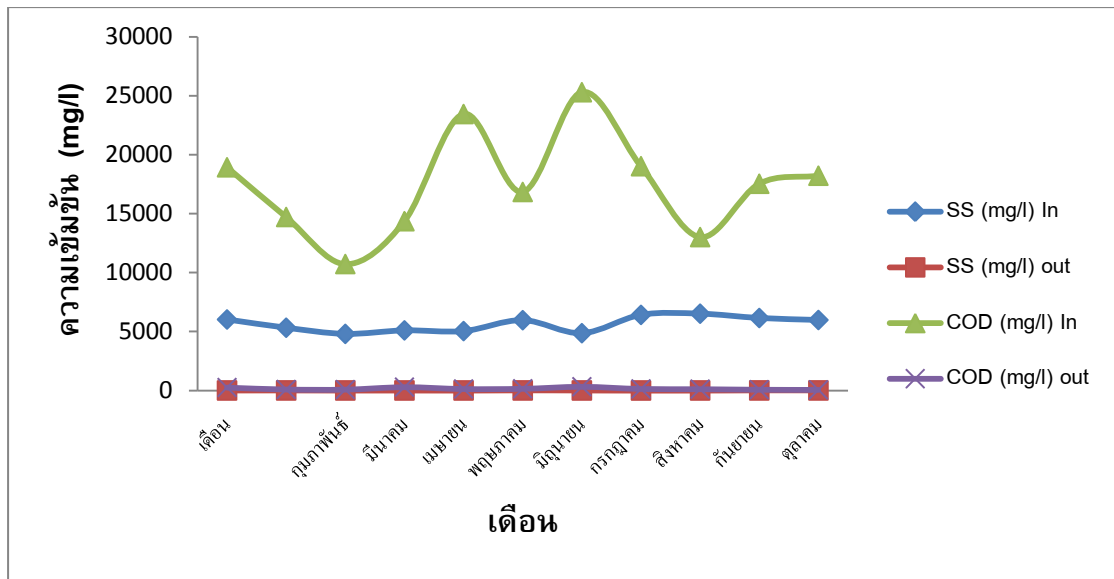
น้ำเสียเข้าระบบมีค่า COD $17462.8 \pm 4302.1 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN $16.7 \pm 2.8 \text{ mg/l}$ แอมโมเนีย $13.9 \pm 2.1 \text{ mg/l}$ และ ฟอสเฟต 1.16 ± 0.42 ส่วนน้ำออกระบบมีค่าเฉลี่ยของ COD เท่ากับ $158.3 \pm 92.2 \text{ mg/l}$ มีค่า TKN $8.7 \pm 7.2 \text{ mg/l}$ แอมโมเนีย $2.9 \pm 2.9 \text{ mg/l}$ และ ฟอสเฟต $0.71 \pm 0.43 \text{ mg/l}$ จากภาพที่ 27 พบว่าปริมาณ COD ในน้ำเข้ามีการเปลี่ยนแปลงตลอดเวลาอยู่ในช่วง $10000\text{--}20000 \text{ mg/l}$ โดยมีค่าสูงในเดือนมิถุนายน (23445 mg/l) และสูงที่สุดในเดือนสิงหาคมโดยมีค่าเท่ากับ 25297 mg/l ซึ่งสอดคล้องกับช่วงของการเปิดการศึกษาและน้อยที่สุดในเดือนเมษายน โดยมีค่าอยู่ที่ 10727 mg/l ซึ่งเชื่อมโยงกับปริมาณน้ำ

ใช้ที่ลดลงในมหาวิทยาลัยเนื่องจากเป็นช่วงหยุดราชการ อย่างไรก็ตามภาพรวมของปริมาณ COD จะมีค่าที่สูงกว่าระบบบำบัดที่ 5

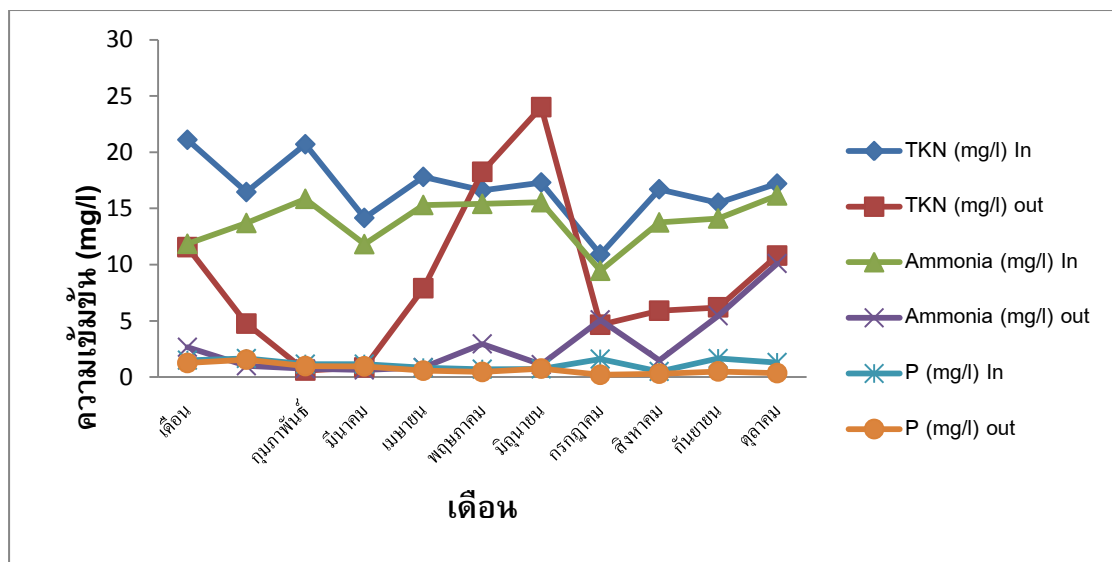
สำหรับปริมาณสารอาหารในภาพที่ 28พบว่าปริมาณแอมโมเนียและไนโตรเจนในน้ำเข้ามีการเปลี่ยนแปลงไม่แตกต่างกันมากตลอดทั้งปีอยู่ในช่วง 10-20 mg/l ทั้งนี้เนื่องจากเป็นช่วงที่นักศึกษาเริ่มกลับมาเรียนในเทอมที่ 1 ทำให้มีปริมาณของเสียจากการขับถ่ายของนักศึกษาและอาจารย์ เจ้าหน้าที่ ตลอดจนน้ำเสียที่มีจากโรงอาหารเพิ่มมากขึ้นในช่วงเดือนนี้ แต่ปริมาณไนโตรเจนในน้ำออกจะมีความแปรผันอย่างเห็นได้ชัดโดยจะมีปริมาณไนโตรเจนสูงสุดในเดือนสิงหาคมโดยมีค่าเท่ากับ 24.0 mg/l เนื่องจากเป็นช่วงเดือนที่มีการซ่อมแซมเครื่องเติมอากาศจึงทำให้กระบวนการกำจัดไนโตรเจนยังไม่มีประสิทธิภาพ สำหรับค่าฟอสฟอรัสในน้ำเข้านั้นก็พบว่าการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อยและมีปริมาณในช่วง 0-2mg/l ซึ่งถ้าเทียบกับปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้าระบบบำบัดที่ 5 จะพบว่ามีค่าน้อยกว่ามาก คาดว่าน่าจะเกี่ยวข้องกับกระบวนการจัดการน้ำทิ้งที่มาจากหลายอาคารที่แตกต่างกันตลอดจนกระบวนการใช้ชีวิตประจำวันและการเรียนการสอนที่ไม่เหมือนกัน เช่น ในมหาวิทยาลัยที่รับผิดชอบโรงบำบัดที่ 5 จะมีการเรียนการสอนที่เกี่ยวข้องกับการเกษตร การตรวจวัด การทดลองที่เกี่ยวข้องกับใช้สารอาหารปรับปรุงดินจึงอาจเป็นไปได้ว่าสารอาหารดังกล่าวจะถูกลำเลียงลงสู่ระบบท่อไปยังโรงบำบัดน้ำเสีย

ตารางที่ 9 ลักษณะสมบัติของน้ำทางกายภาพและทางเคมีของระบบบำบัดWWTP 6

เดือน	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	F/M	SS (mg/l)		COD (mg/l)		TKN (mg/l)		Ammonia (mg/l)		P-PO ₄ (mg/l)	
			In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
กุมภาพันธ์	10188.5	0.1	6025.0	5.3	18930.5	258.0	21.1	11.6	11.9	2.7	1.5	1.3
มีนาคม	10098.0	0.1	5325.0	6.3	14714.5	93.3	16.5	4.8	13.7	1.0	1.7	1.6
เมษายน	11010.5	0.1	4802.5	4.2	10726.5	84.8	20.7	0.6	15.9	0.7	1.2	1.0
พฤษภาคม	11072.5	0.1	5100.0	4.7	14358.0	292.5	14.2	0.9	11.8	0.6	1.2	1.0
มิถุนายน	11535.0	0.1	5040.0	3.7	23445.0	135.8	17.8	7.9	15.3	0.9	0.8	0.6
กรกฎาคม	11561.5	0.1	5962.5	7.8	16836.5	154.5	16.6	18.3	15.4	3.0	0.7	0.5
สิงหาคม	11535.5	0.1	4862.5	5.5	25296.5	326.7	17.3	24.0	15.6	1.1	0.7	0.8
กันยายน	11207.5	0.1	6412.5	3.4	19021.5	140.7	10.9	4.7	9.5	5.1	1.6	0.2
ตุลาคม	10885.0	0.1	6515.0	3.5	13012.0	121.1	16.7	5.9	13.8	1.5	0.5	0.3
พฤศจิกายน	10855.5	0.1	6147.5	7.6	17534.5	74.0	15.5	6.2	14.1	5.5	1.7	0.5
ธันวาคม	9452.5	0.1	5980.0	7.2	18216.0	59.9	17.2	10.8	16.2	10.1	1.3	0.4



ภาพที่ 27 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณ COD และ SS จากน้ำเข้าและออกจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 6



ภาพที่ 28 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเข้าและออกของระบบบำบัดWWTP 6

3. โครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์ที่พบในระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 6 แห่ง

ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในสิ่งแวดล้อมจะขึ้นอยู่กับ 2

ปัจจัยที่สำคัญคือ 1) จำนวนชนิดของจุลินทรีย์ ซึ่งตามทฤษฎีนั้น 1 แถบดีเอ็นเอที่ปรากฏในตำแหน่งของ %G+C ที่ต่างกันบนเจล DGGE คือ 1) ชนิดของจุลินทรีย์ ดังนั้นถ้ามีจำนวนแถบดีเอ็นเอมากจึงอนุมานได้ว่ามีปริมาณชนิดของจุลินทรีย์ที่หลากหลาย แต่ทั้งนี้ยังไม่ได้นับรวม bias ที่อาจเกิดขึ้นเนื่องจาก copy number หรือ artifacts 2) ปริมาณของจุลินทรีย์แต่ละชนิด นั่นคือถ้ามีความหนาหรือความเข้มของแถบดีเอ็นเอมากจะแสดงว่ามีปริมาณของเชื้อชนิดนั้นๆ อยู่มาก ดังนั้นผลรวมของทั้งชนิดและปริมาณของจุลินทรีย์ในเบื้องต้นสามารถอธิบายถึงความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบบำบัดได้ ซึ่งจะได้วิเคราะห์แต่ละระบบดังรายละเอียดต่อไป โดยแถบดีเอ็นเอที่สนใจจะถูกตัดออกมาจากเจลเพื่อส่งตรวจหาลำดับเบสและเทียบผลกับฐานข้อมูล โดยที่ลำดับเบสของแบคทีเรียจะถูกเทียบกับกลุ่มจุลินทรีย์ที่ใกล้เคียงที่สุด นอกจากนั้นยังมีการเปรียบเทียบความเหมือนและความแตกต่างของกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ด้วย Cluster analysis และ Raup and Crick analysis

3.1 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 1

การเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 1 ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบ SBR ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานการแปรรูปอาหาร โดยใช้ PCR-DGGE แสดงในภาพที่ 29 จากลายพิมพ์ดีเอ็นเอของประชากรแบคทีเรียในระบบดังกล่าวพบว่าประชากรแบคทีเรียชนิดเด่น (เนื่องจาก DGGE สามารถที่จะตรวจจับจุลินทรีย์ที่มีมากกว่า 1 % ขึ้นไป) มีความหลากหลายและมีการเปลี่ยนแปลงตามระยะเวลาที่เก็บตัวอย่างซึ่งมีความสัมพันธ์กับปริมาณและชนิดของวัตถุดิบที่เข้าโรงงานโดยจะสังเกตได้จากจำนวนของแถบดีเอ็นเอและความเข้มของ

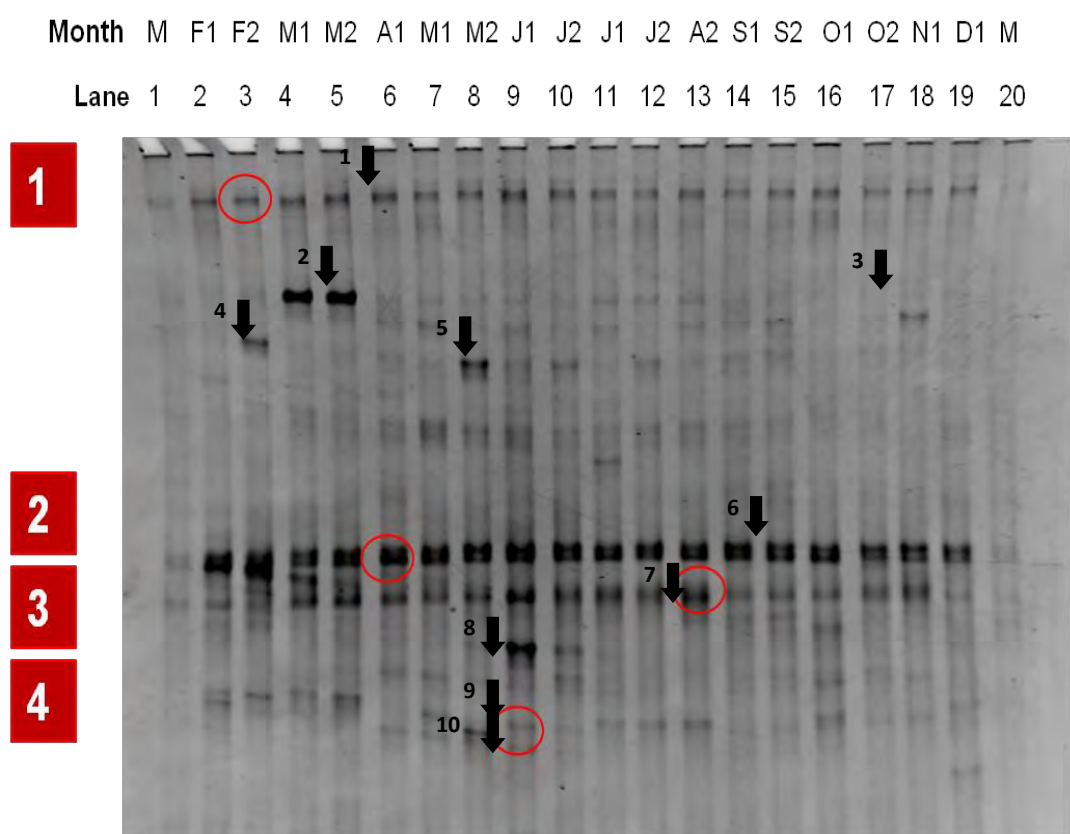
แถบดีเอ็นเอที่จะมีความเข้มและจางแตกต่างกันในแต่ละเดือน สำหรับจำนวนแถบดีเอ็นเอที่นับได้ (Abundance band) จะพบอยู่ทั้งหมด 12 -16 แถบ โดยมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นหรือหายไปเฉพาะบางเดือนเช่น หมายเลข 48 9 และ 10 (ภาพที่ 29) ซึ่งตรงกับเชื้อในกลุ่ม Uncultured bacterium bacteria กลุ่ม Betaproteobacteria Gammaproteobacteria และ กลุ่ม *Thiothrix eikelboomii* (ตารางที่ 10) เป็นที่น่าสังเกตว่า กลุ่ม *Thiothrix* นั้นเป็นจุลินทรีย์ที่จัดอยู่ในประเภทเส้นใยที่สามารถทำให้เกิด bulking sludge ได้ แต่แบคทีเรียในกลุ่มนี้ก็มีส่วนที่จะช่วยในการจับตัวของตะกอนถ้ามีในสัดส่วนที่พอเหมาะ การที่พบแถบดีเอ็นเอของเชื้อในกลุ่มดังกล่าวในบางเดือนแสดงให้เห็นว่าระบบนั้นได้เกิดปัญหาตะกอนลอยในบางเดือน เช่น เดือนเมษายน และเดือนพฤษภาคม ซึ่งเป็นเดือนที่มีปริมาณน้ำเสียค่อนข้างสูงรวมทั้งมีการะบรทุกสารอินทรีย์ที่สูง เมื่อดูที่วัตถุดิบเข้าโรงงานพบว่าทั้ง 2 เดือนนี้มีการผลิตมะม่วงกระป๋อง บางแถบดีเอ็นเอที่ปรากฏขึ้นทุกเดือนแต่จะมีความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่ไม่เท่ากัน เช่น หมายเลข 2 และ 3 ซึ่งทั้งสองประเภทนั้นเป็นเชื้อในกลุ่ม uncultured bacterium Bacteria (ตารางที่ 10) นอกจากนี้ยังเป็นที่น่าสังเกตว่าจะมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นตลอดระยะเวลาการดำเนินระบบ โดยที่มีความเข้มของดีเอ็นเอมากที่สุดหรืออาจจะกล่าวได้ว่าเป็นเชื้อตัวหลักที่อยู่ในระบบและสามารถปรับตัวเข้ากับระบบอากาศได้ดี ได้แก่หมายเลข 6 และ 7 (ภาพที่ 29) ซึ่งเป็นเชื้อในกลุ่ม Betaproteobacteria และ กลุ่ม Gammaproteobacteria (ตารางที่10)ซึ่งมีการรายงานว่าในระบบบำบัดแบบแอคติเวตเตดสลัดจ์จะพบจุลินทรีย์ในกลุ่ม Proteobacteria มากที่สุด รองลงมาจะเป็น β Proteobacteria Bacteroidetes และ Firmicutes โดยจุลินทรีย์ที่อยู่ในกลุ่มดังกล่าวจะมีความหลากหลายที่แตกต่างกันไปตามคุณสมบัติของน้ำเสีย (Rani *et al.*, 2008 และ Moura *et al.*, 2009) ซึ่งจุลินทรีย์ในกลุ่มดังกล่าวนี้มีความสำคัญมากเนื่องจากจะเกี่ยวข้องกับการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย พวก β Proteobacteria ยังมีคุณสมบัติในการกำจัดสารอินทรีย์

ไนโตรเจนจากน้ำเสีย (Luet *al.*, 2007) ซึ่งจากการศึกษา น้ำเสียจากโรงงานนี้จะพบปริมาณไนโตรเจนในปริมาณที่สูงเช่นกัน

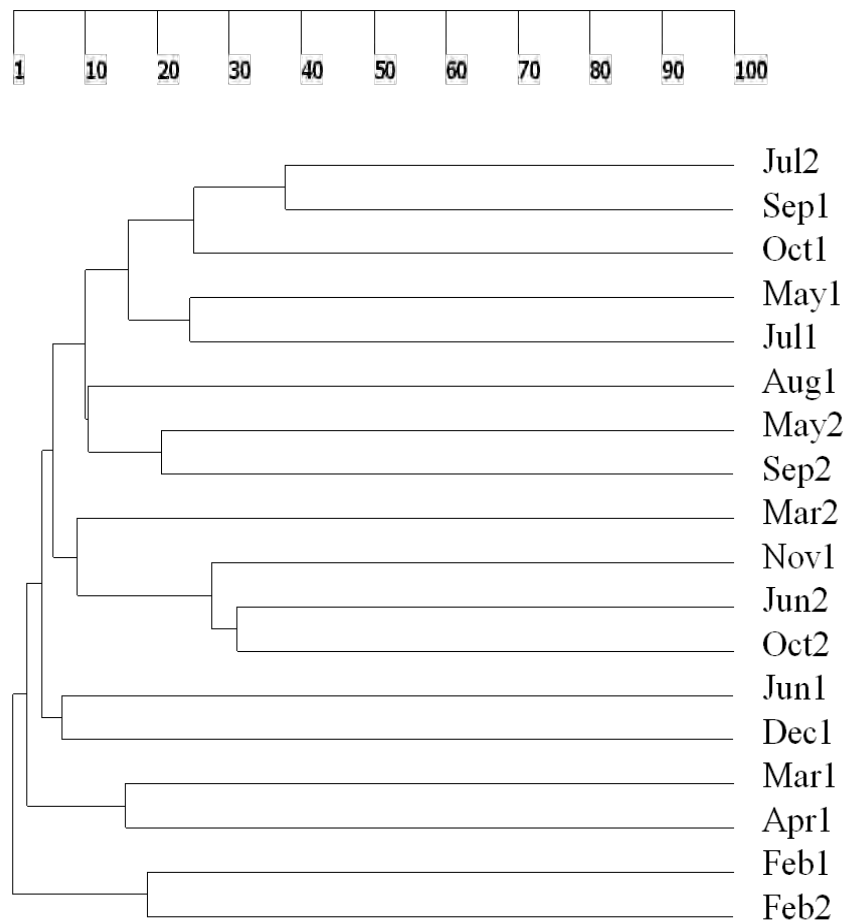
เมื่อเปรียบเทียบความคล้ายคลึงกันของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์จาก cluster analysis ในรูปของ dendrogram (ภาพที่ 30) พบว่ากลุ่มประชากรจุลินทรีย์มีความแตกต่างกันในแต่ละช่วงเดือน (0.2-0.38) โดยที่สามารถแบ่งกลุ่มประชากรแบคทีเรียออกเป็น 6 กลุ่มใหญ่ นั่นคือ กลุ่มที่ 1 ประชากรในเดือนกุมภาพันธ์ (1 และ 2) กลุ่มที่ 2 ประชากรในเดือนมีนาคม (1) และเดือนเมษายน (1) กลุ่มที่ 3 คือประชากรในเดือน มิถุนายน (1) และธันวาคม (1) กลุ่มที่ 4 คือประชากรในเดือน พฤศจิกายน (1) มีนาคม (2) และ มิถุนายน (2) กลุ่มที่ 5 คือประชากรในเดือน สิงหาคม (1) พฤษภาคม (2) และ กันยายน (2) กลุ่มที่ 6 คือประชากรในเดือน กรกฎาคม (1 และ 2) ตุลาคม (1) และ พฤษภาคม (1) คาดว่าความแตกต่างของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์เกิดจากความแตกต่างตามชนิดของวัตถุดิบที่เข้าระบบและปริมาณของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัด โดยข้อมูลจากคุณสมบัติของน้ำเสียพบว่าในเดือนมีนาคมและเดือนเมษายนวัตถุดิบที่เข้าโรงงานจะเป็นข้าวโพดหวาน ข้าวโพดอ่อน และมะม่วง ในขณะที่เดือนกรกฎาคมวัตถุดิบที่เข้าโรงงานจะเป็นข้าวโพดหวานและข้าวโพดอ่อน นอกนั้นจะเป็นข้าวโพดหวานและข้าวโพดอ่อนในอัตราส่วนที่ไม่เท่ากัน นอกจากนั้นในช่วงเมษายนถึงต้นพฤษภาคมจะเป็นช่วงที่มีปริมาณน้ำเสียน้อยในขณะที่เดือนมีนาคมจะเป็นเดือนที่มีปริมาณน้ำเสียมากที่สุด ดังนั้นคุณสมบัติของน้ำเข้าจึงนับว่ามีส่วนอย่างมากต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรแบคทีเรียดังกล่าว ซึ่งผลการศึกษาลำคลึงกับการศึกษาของ Fernandes และคณะ (2013) ที่พบว่าประชากรจุลินทรีย์ในระบบ SBRมีความแตกต่างกันตามอิทธิพลของน้ำเข้า

จากการเปรียบเทียบความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์ในแต่ละ

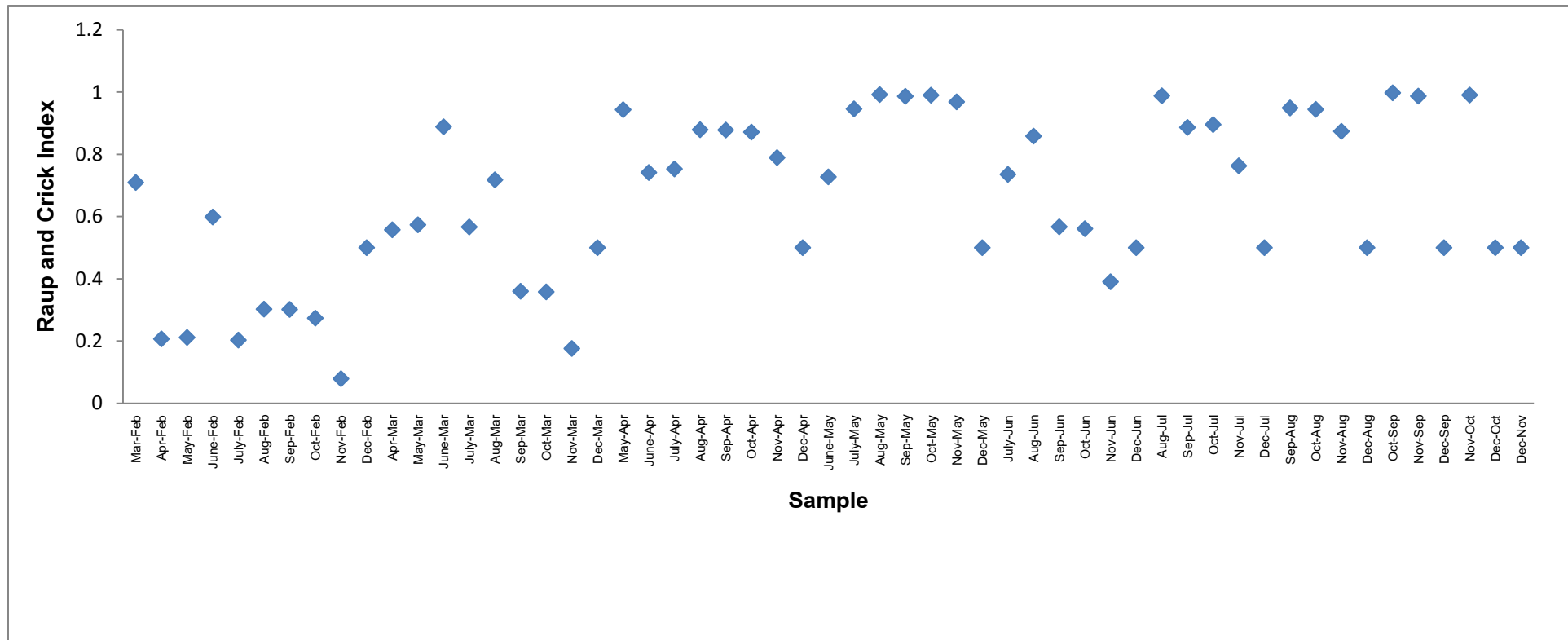
ช่วงเวลาด้วย Raup and Crick (ภาพที่ 31) พบว่าประชากรจุลินทรีย์ที่มาจากในแต่ละช่วงเวลาส่วนใหญ่มีโอกาสที่จะเหมือนกันโดยบังเอิญเนื่องจากมีค่า $0 < R_{SC} < 1$ แต่มีบางตัวอย่างที่มีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์เหมือนกันอย่างมีนัยสำคัญ ($R_{SC} > 0.95$) เช่น ตัวอย่างประชากรจุลินทรีย์ในเดือนพฤษภาคม และเดือน สิงหาคม เป็นต้น ในตัวอย่างประชากรจุลินทรีย์ของเดือนพฤศจิกายนและกุมภาพันธ์ ที่พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($R_{SC} < 0.05$) ซึ่งถ้าพิจารณาจากตารางที่ 4 จะพบว่าทั้ง 2 เดือนนั้นมีการใช้วัตถุดิบประเภทเดียวกันซึ่งคาดว่าความแตกต่างของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์น่าจะมาจากสัดส่วนของวัตถุดิบ 2 ชนิด



ภาพที่ 29 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP1



ภาพที่ 30 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP1



ภาพที่ 31 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP1 โดยคำนวณจาก Raup and Crick

ตารางที่ 10 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 1 กับฐานข้อมูลNCBI BLAST

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
WWTP1_2_341F*	98	HF586958.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	sand column from activated sludge	Gaza,S., Felgner,A., Otto,J., Kushmaro,A., Ben-Dov,E. and Tiehm,A. Aerobic biodegradation of monohalogenated benzoic acids and comparative population analysis in batch and column experiments. Unpublished
WWTP1_3_341F	99	KC812484.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	laboratory-scale moving bed biofilm reactor	Bassin,J., Abbas,B., Kleerebezem,R., Muyzer,G., Rosado,A., Van Loosdrecht,M. and

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
					Dezotti,M. Tracking the dynamics of heterotrophic and autotrophic nitrifying bacteria in moving bed biofilm reactors operated under different COD/N ratio. Unpublished.
WWTP1_4_341F	99	KC304528.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	wastewater	Lamendella,R., Li,K.C., Oerther,D. and Santo Domingo,J.W. Molecular diversity of bacteroidales in fecal and environmental samples and Swine-associated subpopulations. Appl.

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
					Environ. Microbiol. 79 (3), 816-824 (2013)
WWTP1_5_341F	99	KC304594.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	wastewater	Lamendella,R., Li,K.C., Oerther,D. and Santo Domingo,J.W. Molecular diversity of bacteroidales in fecal and environmental samples and Swine- associated subpopulations. Appl. Environ. Microbiol. 79 (3), 816-824 (2013)
WWTP1_6_341F	96	HQ890502.1	Bacteria; Proteobacteria; Betaproteobacteria;	Coromina lagoon water column (4.5	Lliros,M., Alonso-Saez,L., Gich,F., Plasencia,A., Auguet,O.,

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
			environmental samples.	m), temperature 6.99 C degrees, conductivity 873 microS cm-1, oxygen 0.0 mg l-1, H2S 380.7 microM"	Casamayor,E.O. and Borrego,C.M. Active bacteria and archaea cells fixing bicarbonate in the dark along the water column of a stratified eutrophic lagoon FEMS Microbiol. Ecol. 77 (2), 370-384 (2011)
WWTP1_7_341F*	96	KC588348.1	uncultured Thiotrichales bacterium Bacteria; Proteobacteria; Gammaproteobacteria;	bioreactor	Collado,N., Buttiglieri,G., Marti,E., Ferrando-Climent,L., Rodriguez- Mozaz,S., Barcelo,D., Comas,J. and Rodriguez-Roda,I. Effects on

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
			Thiotrichales; environmental samples.		activated sludge bacterial community exposed to sulfamethoxazole. Chemosphere (2013) In press
WWTP1_8_341F*	98	KC588348.1	uncultured Thiotrichales bacterium Bacteria; Proteobacteria; Gammaproteobacteria; Thiotrichales; environmental samples.	bioreactor	Collado,N., Buttiglieri,G., Marti,E., Ferrando-Climent,L., Rodriguez- Mozaz,S., Barcelo,D., Comas,J. and Rodriguez-Roda,I. Effects on activated sludge bacterial community exposed to sulfamethoxazole. Chemosphere (2013) In press

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
WWTP1_8_341F*	98	AB042542.1	Thiothrix eikelboomii Bacteria; Proteobacteria; Gammaproteobacteria; Thiotrichales; Thiotrichaceae; Thiothrix.	from bulking activated sludge	Kanagawa,T., Kamagata,Y., Aruga,S., Kohno,T., Horn,M. and Wagner,M. Phylogenetic analysis of and oligonucleotide probe development for eikelboom type 021N filamentous bacteria isolated from bulking activated sludge. Appl. Environ. Microbiol. 66 (11), 5043-5052 (2000)
WWTP1_9_341F	98	KC588348.1	uncultured Thiotrichales bacterium Bacteria; Proteobacteria;	bioreactor	Collado,N., Buttiglieri,G., Marti,E., Ferrando-Climent,L., Rodriguez- Mozaz,S., Barcelo,D., Comas,J.

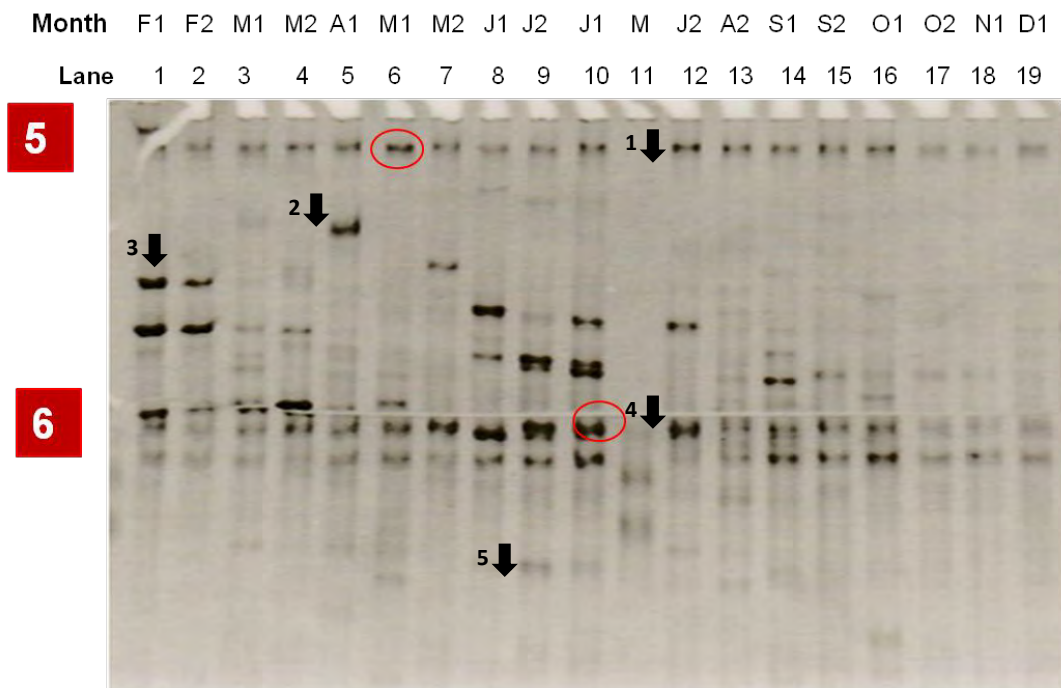
Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
			Gammaproteobacteria; Thiotrichales; environmental samples.		and Rodriguez-Roda,I. Effects on activated sludge bacterial community exposed to sulfamethoxazole. Chemosphere (2013) In press
WWTP1_10_341F*	97	KC588348.1	uncultured Thiotrichales bacterium Bacteria; Proteobacteria; Gammaproteobacteria; Thiotrichales; environmental samples.	bioreactor	Collado,N., Buttiglieri,G., Marti,E., Ferrando-Climent,L., Rodriguez-Mozaz,S., Barcelo,D., Comas,J. and Rodriguez-Roda,I. Effects on activated sludge bacterial community exposed to sulfamethoxazole. Chemosphere (2013) In press

3.2 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 2

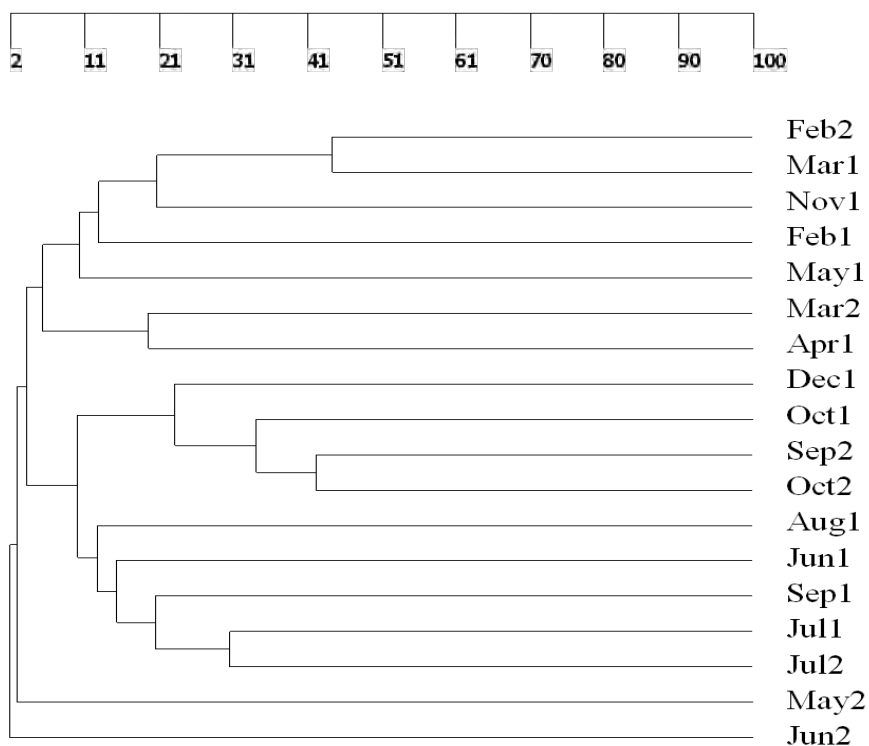
การเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 2 ซึ่งเป็นระบบบำบัดเอคตีเวตเตดสลัดจ์แบบ conventional AS ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานการแปรรูปอาหารทั้งข้าวโพด ถั่วลิสง และเครื่องแกง โดยใช้ PCR-DGGE แสดงในภาพที่ 32 จากลายพิมพ์ดีเอ็นเอของประชากรแบคทีเรียในระบบดังกล่าวพบว่าประชากรแบคทีเรียชนิดเด่น มีความหลากหลาย และมีการเปลี่ยนแปลงตามระยะเวลาที่เก็บตัวอย่างซึ่งมีความสัมพันธ์ที่ไม่แน่นอนกับปริมาณและชนิดของวัตถุดิบที่เข้าโรงงานโดยจะสังเกตได้จากจำนวนของแถบดีเอ็นเอและความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่จะมีความเข้มและจางแตกต่างกันในแต่ละเดือนเมื่อนับจำนวนแถบดีเอ็นเอพบว่ามีค่าระหว่าง 10 -15 แถบ โดยมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นหรือหายไปเฉพาะบางเดือนเช่น หมายเลข 2 และ 5 (ภาพที่ 32) ซึ่งตรงกับเชื้อในกลุ่ม Uncultured bacterium Bacteria (ตารางที่ 11) สำหรับการเกิดขึ้นของแถบดีเอ็นเอหมายเลข 5 ในเดือนมิถุนายน และเดือนกรกฎาคม คาดว่าน่าจะเกิดจากการเปลี่ยนแปลงชนิดของวัตถุดิบในกระบวนการผลิตและมีปริมาณน้ำเสียสูง ส่วนการหายไปของแถบดีเอ็นเอจะเกิดจากปัญหาที่เกิดขึ้นในระบบเนื่องจากการเติมออกซิเจน การตกตะกอนได้ไม่ดีในช่วงของการผลิต บางแถบดีเอ็นเอที่ปรากฏขึ้นทุกเดือน แต่จะมีความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่ไม่เท่ากัน เช่น หมายเลข 3 และ 4 ซึ่งทั้งสองประเภทนั้นเป็นเชื้อในกลุ่ม uncultured bacterium Bacteria (ตารางที่ 11) นอกจากนี้ยังเป็นที่น่าสนใจว่า จะมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นตลอดระยะเวลาการดำเนินระบบโดยที่มีความเข้มของดีเอ็นเอมากที่สุดหรืออาจจะกล่าวได้ว่าเป็นเชื้อตัวหลักที่อยู่ในระบบและสามารถปรับตัวเข้ากับระบบอากาศได้ดี ได้แก่ หมายเลข 1 และ 4 (ภาพที่ 32) ซึ่งเป็นเชื้อในกลุ่ม uncultured Rhodocyclaceae bacterium Bacteria ซึ่งเป็น Betaproteobacteria และ uncultured bacterium Bacteria (ตารางที่ 11) ซึ่งเชื้อหลักที่เกิดขึ้นน่าจะสอดคล้องกับองค์ประกอบในวัตถุดิบที่แตกต่างกัน

เมื่อเปรียบเทียบความคล้ายคลึงกันของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์จาก cluster analysis ในรูปของ dendrogram (ภาพที่ 33) พบว่ามีความแตกต่างของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ (0.02-0.41) สามารถแบ่งกลุ่มประชากรแบคทีเรียออกเป็น 4 กลุ่มใหญ่ นั่นคือ กลุ่มที่ 1 ประชากรในเดือนมิถุนายน (2) กลุ่มที่ 2 ประชากรในเดือนพฤษภาคม (2) กลุ่มที่ 3 คือ ประชากรในเดือน ธันวาคม (1) ตุลาคม (1 และ 2) กันยายน (1 และ 2) เมษายน (1) มิถุนายน (1) และกรกฎาคม (1 และ 2) กลุ่มที่ 4 คือประชากรในเดือนกุมภาพันธ์ (1 และ 2) พฤษภาคม (1) มีนาคม (1 และ 2) เมษายน (1) และพฤศจิกายน (1) เป็นที่น่าสังเกตว่าในกลุ่มที่ 1 และ 2 จะมีการใช้วัตถุดิบที่เหมือนกันแต่มีความแตกต่างที่สัดส่วนการผลิตและปริมาณน้ำเสีย ในขณะที่ส่วนกลุ่มอื่นๆจะมีความหลากหลายของปริมาณน้ำเสียและองค์ประกอบของวัตถุดิบ ดังนั้นคุณสมบัติของน้ำเข้าจึงนับว่ามีส่วนอย่างมากต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรแบคทีเรียดังกล่าว ซึ่งผลการศึกษาลำคลึงกับการศึกษาของ Yi และคณะ (2012) ที่พบว่าคุณภาพน้ำเข้า โดยเฉพาะความเข้มข้นของสารอาหารจะมีผลอย่างมากกับการเปลี่ยนแปลงของความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ AS ของระบบจริง

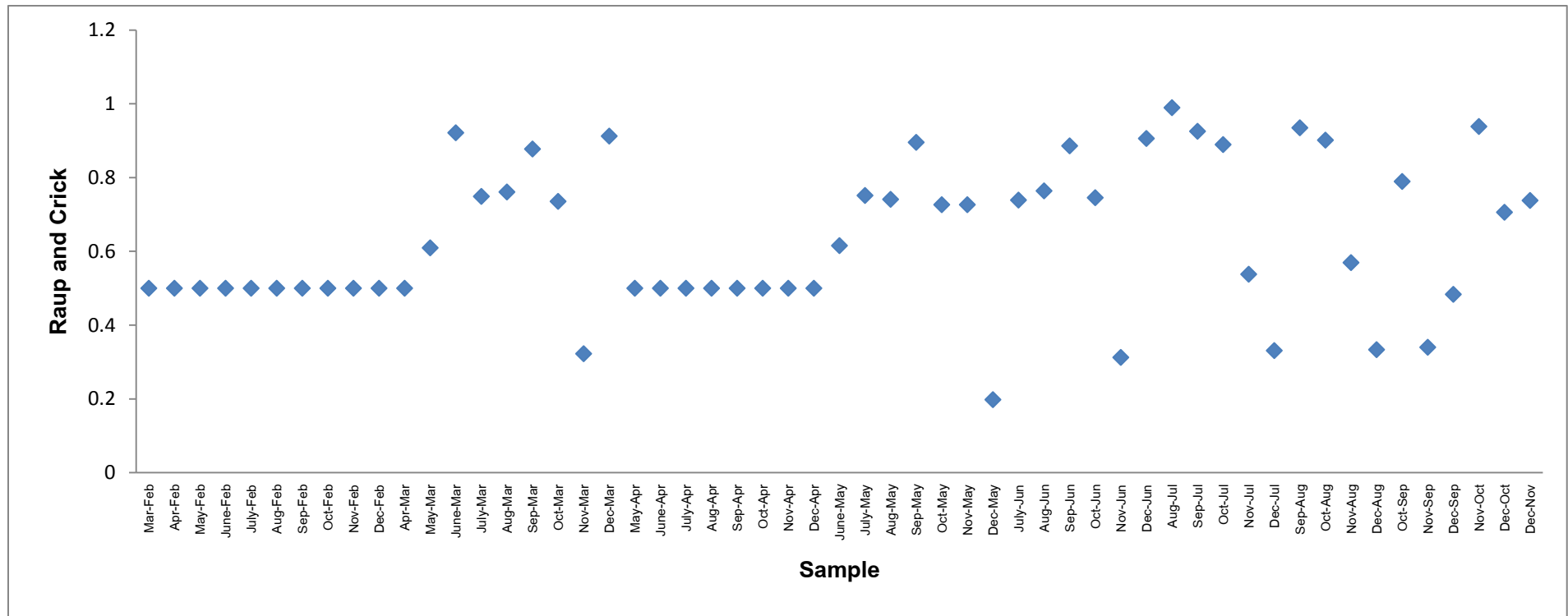
จากการเปรียบเทียบความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์ในแต่ละช่วงเวลาด้วย Raup and Crick () ดังภาพที่ 34 พบว่าประชากรจุลินทรีย์ที่มาจากในแต่ละช่วงเวลาส่วนใหญ่มีโอกาสที่จะเหมือนกันโดยบังเอิญเนื่องจากมีค่า $0 < R_{SC} < 1$ แต่มีบางตัวอย่างที่มีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์เหมือนกันอย่างมีนัยสำคัญ ($R_{SC} > 0.95$) เช่น ตัวอย่างประชากรจุลินทรีย์ในเดือนมิถุนายน และเดือนมีนาคม หรือในเดือนสิงหาคมและกันยายน



ภาพที่ 32 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 2



ภาพที่ 33 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP2



ภาพที่ 34 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 2 โดยคำนวณจาก Raup and Crick

ตารางที่ 11 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 2 กับฐานข้อมูล NCBI BLAST

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
WWTP2_1_341F*	94	HE863779.1	uncultured Rhodocyclaceae bacterium Bacteria; Proteobacteria; Betaproteobacteria; Rhodocyclales; Rhodocyclaceae; environmental samples.	mixed culture from photosynthetic fuel cell reactor	Chandra,R., Venkata Subhash,G., Venkatsawar Reddy,M., Kannaiah Goud,R. and Venkata Mohan,S. Operation of photo- bioelectrocatalytic system under anoxygenic microenvironment for bioelectricity generation. Unpublished

WWTP2_2_341F	94	JQ116182.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	anaerobic sludge digester	Lee,S.-H., Kang,H.-J., Lee,Y.H., Lee,T., Han,K., Choi,Y. and Park,H.-D. Monitoring Bacterial Community Structure and Variability in Time Scale in Full- Scale Anaerobic Digesters. Unpublished
WWTP2_3_341F*	98	HM584360.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	antibiotics- producing wastewater treatment plant	Deng,Y., Zhang,Y., Gao,Y., Li,D., Liu,R., Liu,M., Zhang,H., Hu,B., Yu,T. and Yang,M. Microbial community compositional analysis for series reactors treating high level antibiotic wastewater.

					Environ. Sci. Technol. 46 (2), 795-801 (2012)
WWTP2_4_341F	94	FJ868266.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	sludge of wastewater including carbazole treatment reactor	Tan,Y. and Ji,G. Bacterial community structure and dominant bacteria in activated sludge from a 70 degrees C ultrasound-enhanced anaerobic reactor for treating carbazole-containing wastewater. Bioresour. Technol. 101 (1), 174-180 (2010)
WWTP2_5_341F*	96	GQ871625.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	sequencing batch reactor (SBR) operated for	Zengin,G.E., Artan,N., Orhon,D., Satoh,H. and Mino,T. Effect of aspartate and glutamate on the

				enhanced biological phosphorus removal (EBPR)	fate of enhanced biological phosphorus removal process and microbial community structure. Bioresour. Technol. 102 (2), 894- 903 (2011)
--	--	--	--	---	--

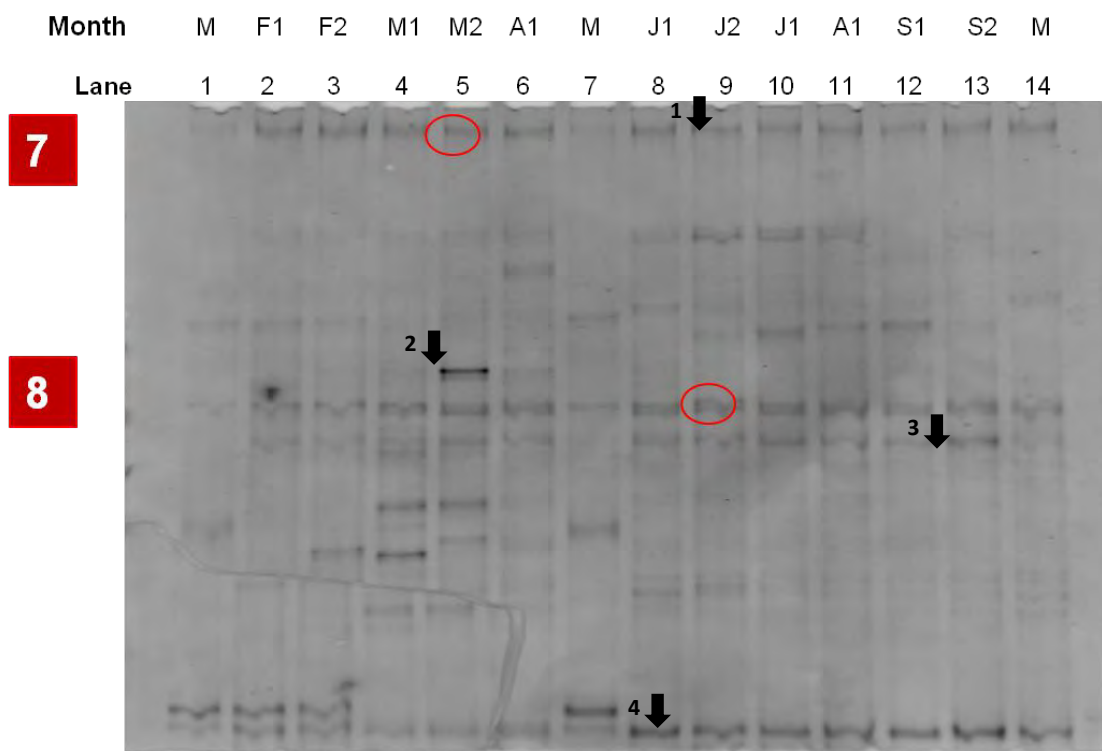
3.3 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 3

การเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 3 ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบแอคติเวตเต็ดสลัดจ์แบบ conventional AS ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานการแปรรูปอาหาร โดยจะเป็นข้าวโพดหวานเป็นหลักโดยใช้ PCR-DGGE แสดงในภาพที่ 35 จากลายพิมพ์ดีเอ็นเอของประชากรแบคทีเรียในระบบดังกล่าวพบว่าประชากรแบคทีเรียชนิดเด่นมีการเปลี่ยนแปลงรูปแบบโครงสร้างตลอดจนมีความหลากหลายและมีการเปลี่ยนแปลงตามระยะเวลาที่เก็บตัวอย่างซึ่งมีความสัมพันธ์ที่ไม่แน่นอนกับปริมาณของวัตถุดิบที่เข้าโรงงานโดยจะสังเกตได้จากจำนวนของแถบดีเอ็นเอและความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่จะมีความเข้มและจางแตกต่างกันในแต่ละเดือน การศึกษาพบว่าจำนวนแถบดีเอ็นเอทั้งหมด 12 ถึง 15 แถบ โดยมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นหรือหายไปเฉพาะบางเดือนเช่น หมายเลข 2 (ภาพที่ 35) ซึ่งตรงกับเชื้อในกลุ่ม Uncultured bacterium Bacteria (ตารางที่ 12) บางแถบดีเอ็นเอที่ปรากฏขึ้นทุกเดือนแต่จะมีความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่ไม่เท่ากัน นอกจากนี้ยังเป็นที่น่าสังเกตว่าจะมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นตลอดระยะเวลาการดำเนินระบบโดยที่มีความเข้มของดีเอ็นเอมากที่สุดหรืออาจจะกล่าวได้ว่าเป็นเชื้อตัวหลักที่อยู่ในระบบและสามารถปรับตัวเข้ากับระบบอากาศได้ดี ได้แก่หมายเลข 1 3 และ 4 (ภาพที่ 35) ซึ่งเป็นเชื้อในกลุ่ม Uncultured Rhodocyclaceae กลุ่ม Bacterium Bacteria และและกลุ่ม Uncultured bacterium Bacteria (ตารางที่ 12) ดังนั้นคุณสมบัติของน้ำเข้าจึงนับว่ามีส่วนอย่างมากต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรแบคทีเรียดังกล่าว เนื่องจากการผลิตของโรงงานแห่งนี้เมื่อเทียบกับอีก 5 แห่งจะมีความหลากหลายของวัตถุดิบน้อยที่สุด เพราะจะมีการใช้แค่ข้าวโพดหวานยกเว้นในเดือนกุมภาพันธ์ที่จะมีการผลิตถั่วแระ ดังนั้นจึงเป็นที่น่าสนใจว่าโครงสร้างจุลินทรีย์ก็เกิดการเปลี่ยนแปลงตลอดทั้งปี สิ่งที่น่าคิดว่าน่าจะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงดังกล่าวนอกเหนือจากการผลิตน่าจะเป็นการเจือจางของน้ำเสียเนื่องมาจากการ

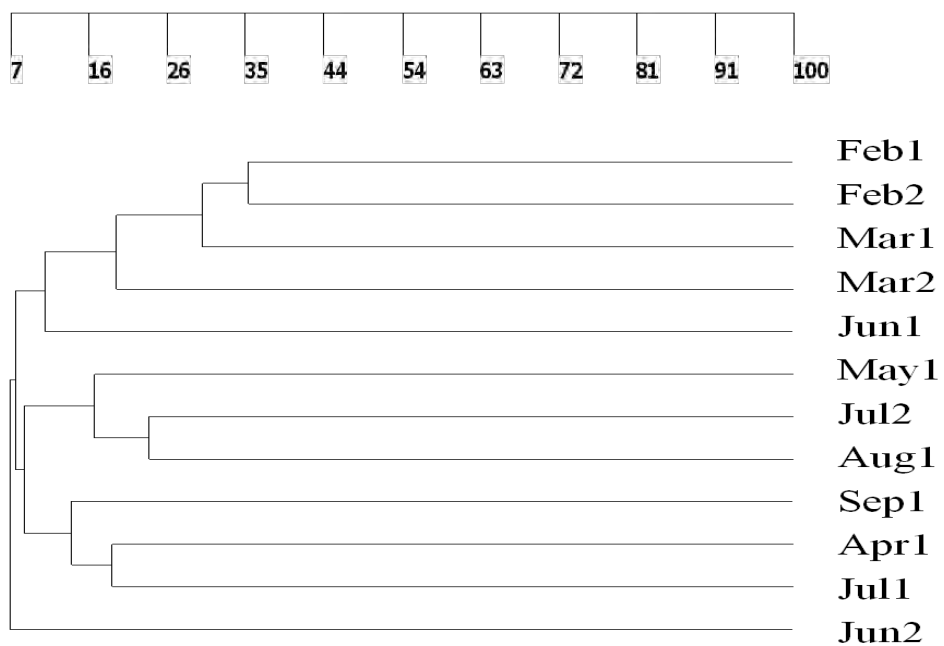
ล้างอุปกรณ์เครื่องจักรในกระบวนการผลิต ปริมาณออกซิเจนในระบบ และคุณสมบัติของน้ำทิ้ง
ที่ออกมาจากระบบ Anaerobic buffer

เมื่อเปรียบเทียบความคล้ายคลึงกันของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์จาก cluster analysis ในรูปของ dendrogram (ภาพที่ 36) พบว่าสามารถแบ่งกลุ่มประชากรแบคทีเรียออกเป็น 3 กลุ่มใหญ่ นั่นคือ กลุ่มที่ 1 ประชากรในเดือนมิถุนายน (2) กลุ่มที่ 2 ประชากรในเดือน กุมภาพันธ์ (1 และ 2) มีนาคม (1 และ 2) และ มิถุนายน (1) กลุ่มที่ 3 คือ ประชากรในเดือนพฤษภาคม (1) กรกฎาคม (1) และ (2) สิงหาคม (1) กันยายน (1) และ เมษายน (1) จากตารางที่ 6 พบว่า เดือนกรกฎาคมจะเป็นเดือนที่มีปริมาณน้ำเสียมากที่สุด รองลงมาจะเป็นช่วงเดือน มีนาคม โดยในช่วงสิงหาคมจะมีปริมาณการผลิตมากที่สุด

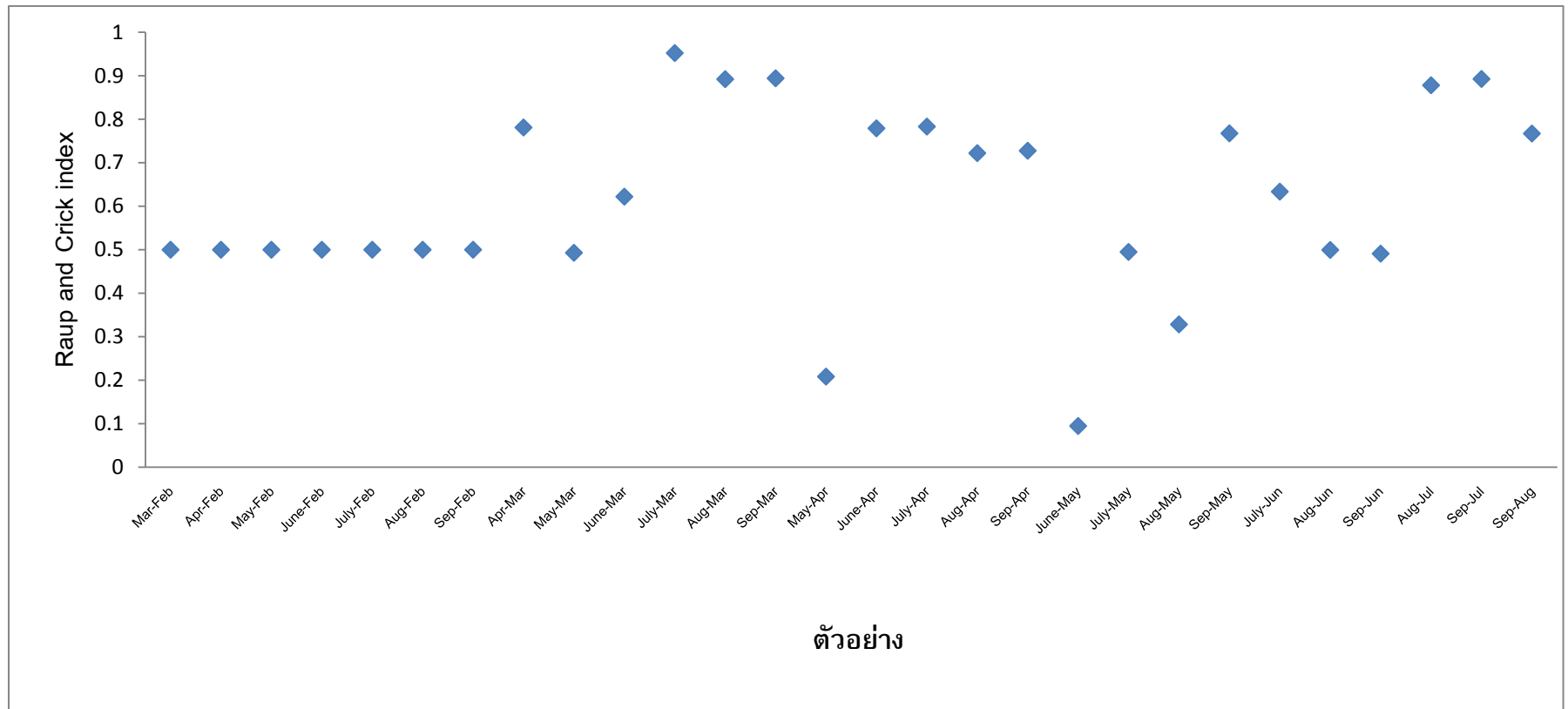
จากการเปรียบเทียบความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์ในแต่ละช่วงเวลาด้วย Raup and Crick ดังภาพที่ 37 พบว่าประชากรจุลินทรีย์ที่มาจากในแต่ละช่วงเวลาส่วนใหญ่มีโอกาสที่จะเหมือนกันโดยบังเอิญเนื่องจากมีค่า $0 < R_{SC} < 1$ แต่มีบางตัวอย่างที่มีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์เหมือนกันอย่างมีนัยสำคัญ ($R_{SC} > 0.95$) เช่น ตัวอย่างประชากรจุลินทรีย์ในเดือนกรกฎาคมและเดือนมีนาคม ในตัวอย่างประชากรจุลินทรีย์ของเดือนพฤศจิกายนและกุมภาพันธ์ ที่พบว่ามี ความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($R_{SC} < 0.05$)



ภาพที่ 35 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 3



ภาพที่ 36 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP3



ภาพที่ 37 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 3 โดยคำนวณจาก Raup and Crick

ตารางที่ 12 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 3 กับฐานข้อมูล NCBI BLAST

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
WWTP3_1_3 41F*	87	HQ184344.1	uncultured Rhodocyclaceae bacterium Bacteria; Proteobacteria; Betaproteobacteria; Rhodocyclales; Rhodocyclaceae; environmental samples.	Aerobic granular sludge	Figuerola,M., Alonso-Gutierrez,J., Mosquera-Corral,A., Campos,J.L. and Mendez,R. Microbial community monitoring in an aerobic granular reactor treating fish caning effluents by the full rRNA cycle approach. Unpublished
WWTP3_2_3 41F	99	KC551654.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	activated sludge	Xiao,H.H. and Ni,J.R. The bacterial community of activated sludge from 4 wastewater treatment plants.

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
					Unpublished
WWTP3_3_3 41F*	93	GU784724.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	Drinking water (treatment 3)	Kwon,S., Moon,E., Kim,T.S., Hong,S. and Park,H.D. Pyrosequencing demonstrated complex microbial communities in a membrane filtration system for a drinking water treatment plant. Microbes Environ. 26 (2), 149- 155 (2011)
WWTP3_4_3 41F*	93	HQ511124.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	municipal activated sludge wastewater	Kim,T.-S. and Park,H.-D. Bacterial Community Structure of a Activated Sludge Process as Investigated by Pyrosequencing. Unpublished

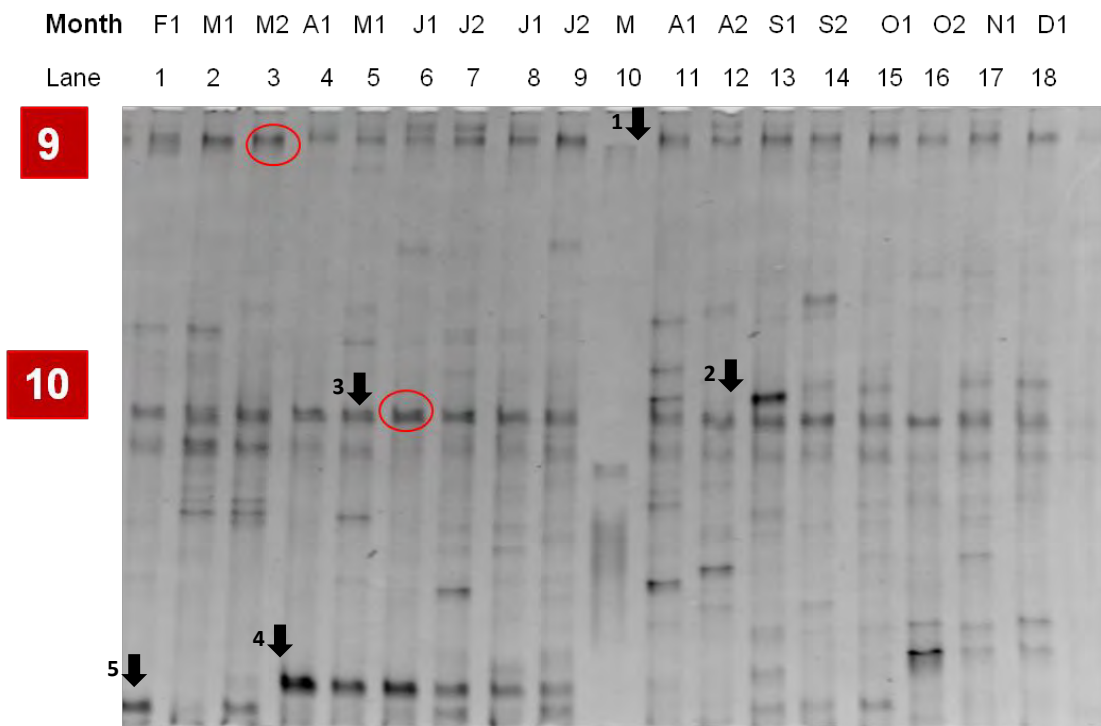
3.4 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 4

การเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 4 ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบ Aerated lagoon ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานการแปรรูปอาหารซึ่งจะมีผลิตภัณฑ์หลักเป็นผักกาดดอง (หน่วยดองเค็ม) ควบคู่ไปกับการผลิตผักผลไม้กระป๋อง (หน่วยหวาน) โดยใช้ PCR-DGGE ดังแสดงในภาพที่ 38 จากลายพิมพ์ดีเอ็นเอของประชากรแบคทีเรียในระบบดังกล่าวพบว่าโครงสร้างประชากรแบคทีเรียชนิดเด่นมีความหลากหลายและมีการเปลี่ยนแปลงตามระยะเวลาที่เก็บตัวอย่างซึ่งมีความสัมพันธ์กับปริมาณและชนิดของวัตถุดิบที่เข้าโรงงานและการควบคุมระบบเช่นระยะเวลาการเติมอากาศ จำนวนเครื่องเติมอากาศที่เปิดทำงาน โดยจะสังเกตได้จากจำนวนของแถบดีเอ็นเอและความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่จะมีความเข้มและจางแตกต่างกันในแต่ละเดือน สำหรับจำนวนแถบดีเอ็นเอที่พบอยู่ในช่วง 15 -20 แถบ โดยมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นหรือหายไปเฉพาะบางเดือนเช่น หมายเลข 2 4 และ 5 (ภาพที่ 38) ซึ่งตรงกับเชื้อในกลุ่ม Uncultured bacterium Bacteria และ กลุ่ม Bacterium enrichment culture clone SBR3 Bacteria (ตารางที่ 13) บางแถบดีเอ็นเอที่ปรากฏขึ้นทุกเดือนแต่จะมีความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่ไม่เท่ากัน เช่น หมายเลข 1 และ 3 ซึ่งทั้งสองประเภทรูปนั้นเป็นเชื้อในกลุ่ม Burkholderia sp. BA3a Bacteria และกลุ่ม uncultured bacterium Bacteria (ตารางที่ 13) นอกจากนี้ยังเป็นที่น่าสนใจที่จะมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นตลอดระยะเวลาการดำเนินระบบโดยที่มีความเข้มของดีเอ็นเอมากที่สุดหรืออาจจะกล่าวได้ว่าเป็นเชื้อตัวหลักที่อยู่ในระบบและสามารถปรับตัวเข้ากับระบบอากาศได้ดี ได้แก่ หมายเลข 1 และ 3 (ภาพที่ 39) ซึ่งเป็นเชื้อในกลุ่ม Proteobacteria และ Uncultured bacterium Bacteria (ตารางที่ 13) ดังนั้นคุณสมบัติของน้ำเข้าจึงนับว่ามีส่วนอย่างมากต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรแบคทีเรียดังกล่าว

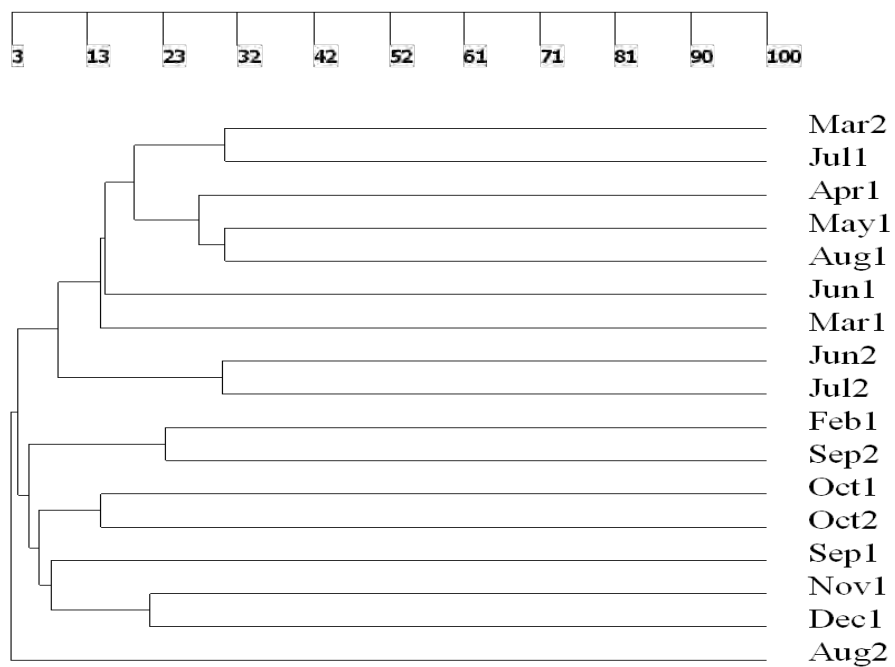
เมื่อเปรียบเทียบความคล้ายคลึงกันของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์จาก

cluster analysis ในรูปของ dendrogram (ภาพที่ 39) พบว่าสามารถแบ่งกลุ่มประชากรแบคทีเรียออกเป็น 3 กลุ่มใหญ่ นั่นคือ กลุ่มที่ 1 ประชากรในเดือนสิงหาคม (1) กลุ่มที่ 2 ประชากรในเดือนกุมภาพันธ์ (1) เดือนกันยายน (1) เดือนตุลาคม (1 และ 2) เดือนพฤศจิกายน (1) และเดือนธันวาคม (1) กลุ่มที่ 3 คือประชากรในเดือน มีนาคม (1และ2) เดือนกรกฎาคม (1และ2) เดือนเมษายน (1) เดือนพฤษภาคม (1) เดือนสิงหาคม (1) เดือนมิถุนายน (1และ 2) และธันวาคม (1) ซึ่งจะมีความแตกต่างตามชนิดของวัตถุดิบที่เข้าระบบและปริมาณของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัด ซึ่งการเปลี่ยนแปลงดังกล่าวน่าจะมีผลมาจากความหลากหลายของวัตถุดิบที่ใช้ ปริมาณของน้ำทิ้งจากทั้ง 2 หน่วยการผลิต ปริมาณออกซิเจนในบ่อน้ำเสีย

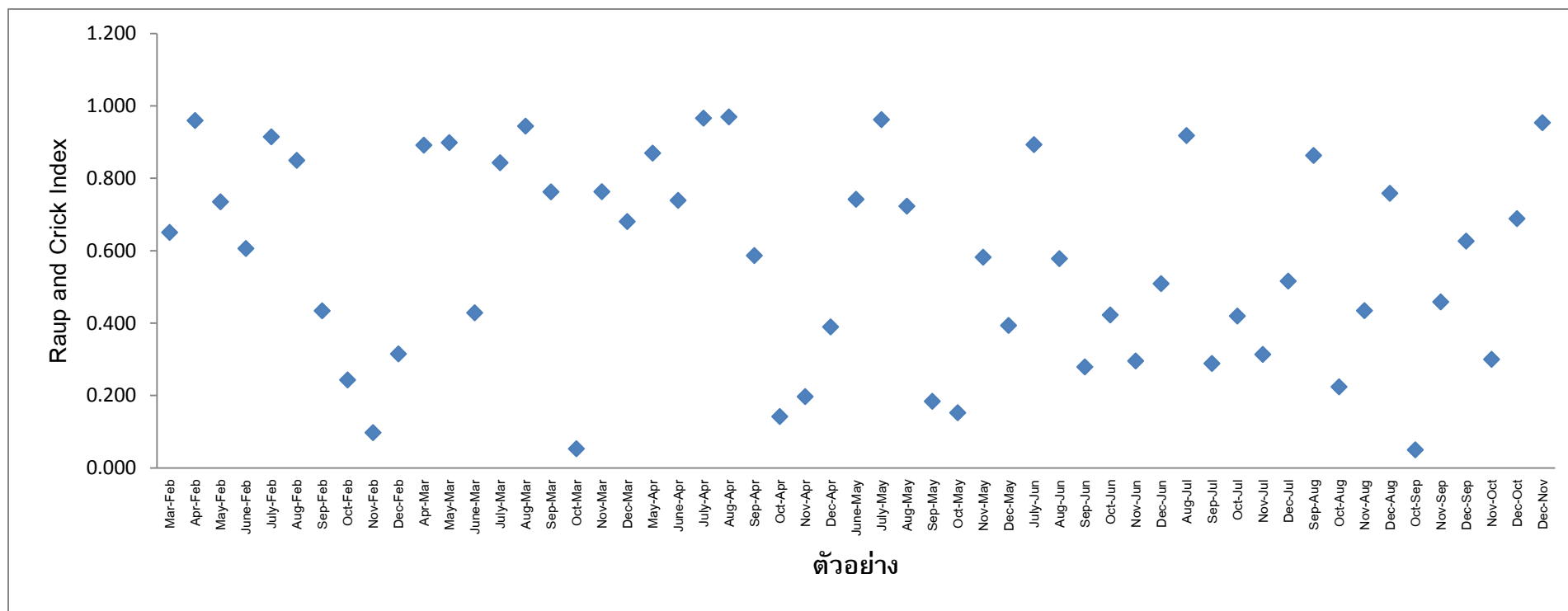
จากการเปรียบเทียบความแตกต่างของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ในแต่ละช่วงเวลาด้วย Raup and Crick ดังภาพที่ 40 พบว่าประชากรจุลินทรีย์ที่มาจากในแต่ละช่วงเวลาส่วนใหญ่มีโอกาสที่จะเหมือนกันโดยบังเอิญเนื่องจากมีค่า $0 < R_{SC} < 1$ แต่มีบางตัวอย่างที่มีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์เหมือนกันอย่างมีนัยสำคัญ ($R_{SC} > 0.95$) เช่น ตัวอย่างประชากรจุลินทรีย์ในเดือนเมษายนกับเดือนกุมภาพันธ์ และเดือนเมษายนกับสิงหาคม เป็นต้นสำหรับตัวอย่างโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของเดือนตุลาคมกับเดือนมีนาคม และเดือนตุลาคมกับเดือนกันยายนที่พบว่ามีค่าความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($R_{SC} < 0.05$)



ภาพที่ 38 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 4



ภาพที่ 39 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP4



ภาพที่ 40 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 4 โดยคำนวณจาก Raup and Crick

ตารางที่ 13 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 4 กับฐานข้อมูลNCBI BLAST

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
WWTP4_1_34 1F*	83	AB665286.1	Burkholderia sp. BA3a Bacteria; Proteobacteria; Betaproteobacteria; Burkholderiales; Burkholderiaceae; Burkholderia.	acidic forest soil	Kunito,T., Owaki,M., Ihyo,Y., Sumi,H., Toda,H., Fukuda,D. and Park,H.-D. Genera Burkholderia and Lipomyces are predominant aluminum-resistant microorganisms isolated from acidic forest soils using cycloheximide-amended growth media. Microbiol. 62, 1339-1344 (2012)
WWTP4_2_34	90	HQ487811.1	uncultured bacterium	municipal activated	Kim,T.-S. and Park,H.-D. Bacterial

1F			Bacteria; environmental samples.	sludge wastewater treatment bioreactor	Community Structure of a Activated Sludge Process as Investigated by Pyrosequencing. Unpublished
WWTP4_3_34 1F	98	GQ844369.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	influent produced wastewater	Liu,R., Li,D., Gao,Y., Zhang,Y., Wu,S., Ding,R., Hesham,A.E.-L. and Yang,M. Microbial diversity in the anaerobic tank of a full-scale produced water treatment plant. Process Biochem 45 (5), 744-751 (2010)
WWTP4_4_34 1F	93	HQ520255.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	municipal activated sludge wastewater treatment bioreactor	Kim,T.-S. and Park,H.-D. Bacterial Community Structure of a Activated Sludge Process as Investigated by

					Pyrosequencing. Unpublished
WWTP4_5_34 1F	99	HQ171185.1	bacterium enrichment culture clone SBR3 Bacteria; environmental samples.	sludge	Jiang,Y., Marang,L., Kleerebezem,R., Muyzer,G. and van Loosdrecht,M.C. Polyhydroxybutyrate production from lactate using a mixed microbial culture. Biotechnol. Bioeng. 108 (9), 2022-2035 (2011)

3.5 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 5

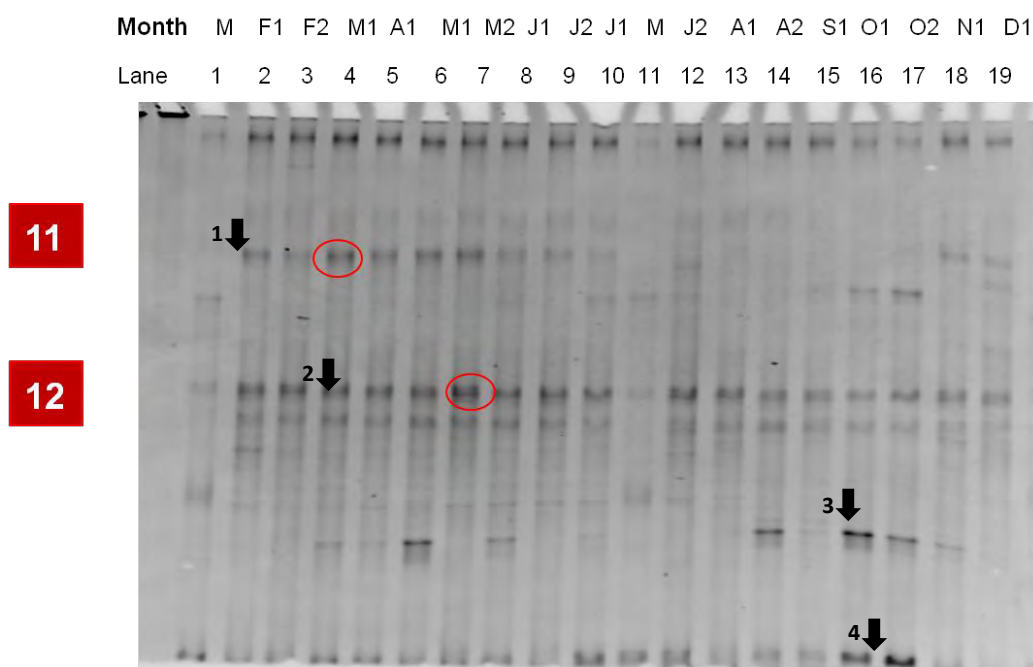
การเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 5 ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบ SBR ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากชุมชน โดยใช้ PCR-DGGE แสดงในภาพที่ 41 จากลายพิมพ์ดีเอ็นเอของประชากรแบคทีเรียในระบบดังกล่าวพบว่าโครงสร้างของประชากรแบคทีเรียชนิดเด่น มีความหลากหลายและมีการเปลี่ยนแปลงตามระยะเวลาที่เก็บตัวอย่างซึ่งมีความสัมพันธ์กับปริมาณและความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าโรงบำบัดโดยจะสังเกตได้จากจำนวนของแถบดีเอ็นเอและความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่จะมีความเข้มและจางแตกต่างกันในแต่ละเดือน จากการศึกษพบว่ามีความหนาแน่นของแถบดีเอ็นเอจำนวน 25-30 แถบ โดยมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นหรือหายไปเฉพาะบางเดือนเช่น หมายเลข 1 และ 3 (ภาพที่ 41) ซึ่งตรงกับเชื้อในกลุ่ม *Uncultured bacterium bacteria* (ตารางที่ 14) บางแถบดีเอ็นเอที่ปรากฏขึ้นทุกเดือนแต่จะมีความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่ไม่เท่ากัน เช่น หมายเลข 4 ซึ่งทั้งสองประเภทรูปนี้เป็นเชื้อในกลุ่ม *Salmonella enterica subsp. enterica serovar Typhimurium str. DT2 Bacteria*; (ตารางที่ 14) นอกจากนี้ยังเป็นที่น่าสนใจว่าจะมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นตลอดระยะเวลาการดำเนินระบบโดยที่มีความเข้มของดีเอ็นเอมากที่สุดหรืออาจจะกล่าวได้ว่าเป็นเชื้อตัวหลักที่อยู่ในระบบ และสามารถปรับตัวเข้ากับระบบอากาศได้ดีโดยที่ความเข้มของแถบดีเอ็นเอแทบจะไม่เปลี่ยนแปลงตลอดระยะเวลาการดำเนินระบบตัวอย่างได้แก่หมายเลข 2 (ภาพที่ 41) ซึ่งเป็นเชื้อในกลุ่ม *uncultured Thiobacillus sp. Bacteria* (ตารางที่ 14) ดังนั้นคุณสมบัติของน้ำเข้าจึงนับว่ามีส่วนอย่างมากต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรแบคทีเรียดังกล่าว ซึ่งผลการศึกษาคล้ายคลึงกับการศึกษาของ Fernandes และคณะ (2013) ที่พบว่าประชากรจุลินทรีย์ในระบบ SBR ที่บำบัดน้ำเสียชุมชนมีความแตกต่างกันตามอิทธิพลของน้ำเข้า

เมื่อเปรียบเทียบความคล้ายคลึงกันของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์จาก

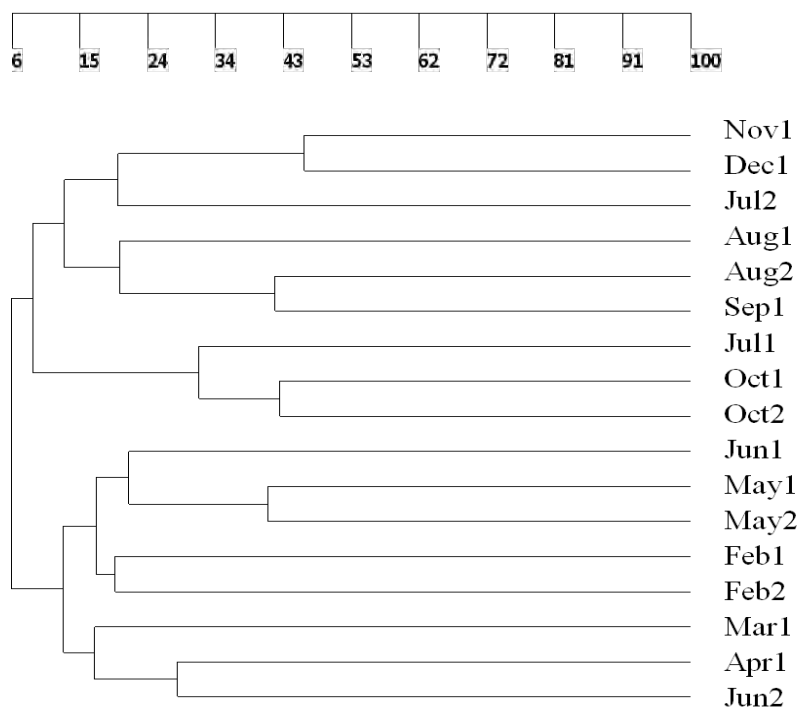
cluster analysis ในรูปของ dendrogram (ภาพที่ 42) พบว่าสามารถแบ่งกลุ่มประชากรแบคทีเรียออกเป็น 2 กลุ่มใหญ่ และ 4 กลุ่มย่อย นั่นคือ กลุ่มที่ 1.1 ประชากรในเดือนกุมภาพันธ์ (1และ2) เดือนพฤษภาคม (1 และ 2) และเดือนมิถุนายน (1) กลุ่มที่ 1.2 ประชากรในเดือนมีนาคม (1) และเดือนเมษายน (1) และเดือนมิถุนายน (2) กลุ่มที่ 2.1 คือประชากรในเดือน พฤศจิกายน เดือนธันวาคม (1) เดือนกรกฎาคม (2) เดือนสิงหาคม (1 และ 2) และกันยายน (1) กลุ่มที่ 2.2 คือประชากรในเดือน ตุลาคม (1 และ 2) และ มิถุนายน (1) ซึ่งจะมีความแตกต่างตามปริมาณและความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัด แต่เป็นที่น่าสนใจว่ารูปแบบโครงสร้างประชากรของน้ำเสียชุมชนใน WWTP 5 จะมีการเปลี่ยนแปลงที่ไม่ฉับพลันเท่ากับโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ที่มาจากโรงบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม WWTP 1 ถึง 4 และมีความหลากหลายมากกว่าทั้งนี้คาดว่าเนื่องจากคุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนเอื้อต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์หลายชนิดอีกทั้งการแปรผันของปริมาณน้ำเสียและคุณสมบัติของน้ำเสียจะค่อนข้างคงที่เมื่อเทียบกับน้ำเสียจากแหล่งอุตสาหกรรม

จากการเปรียบเทียบความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์ในแต่ละ

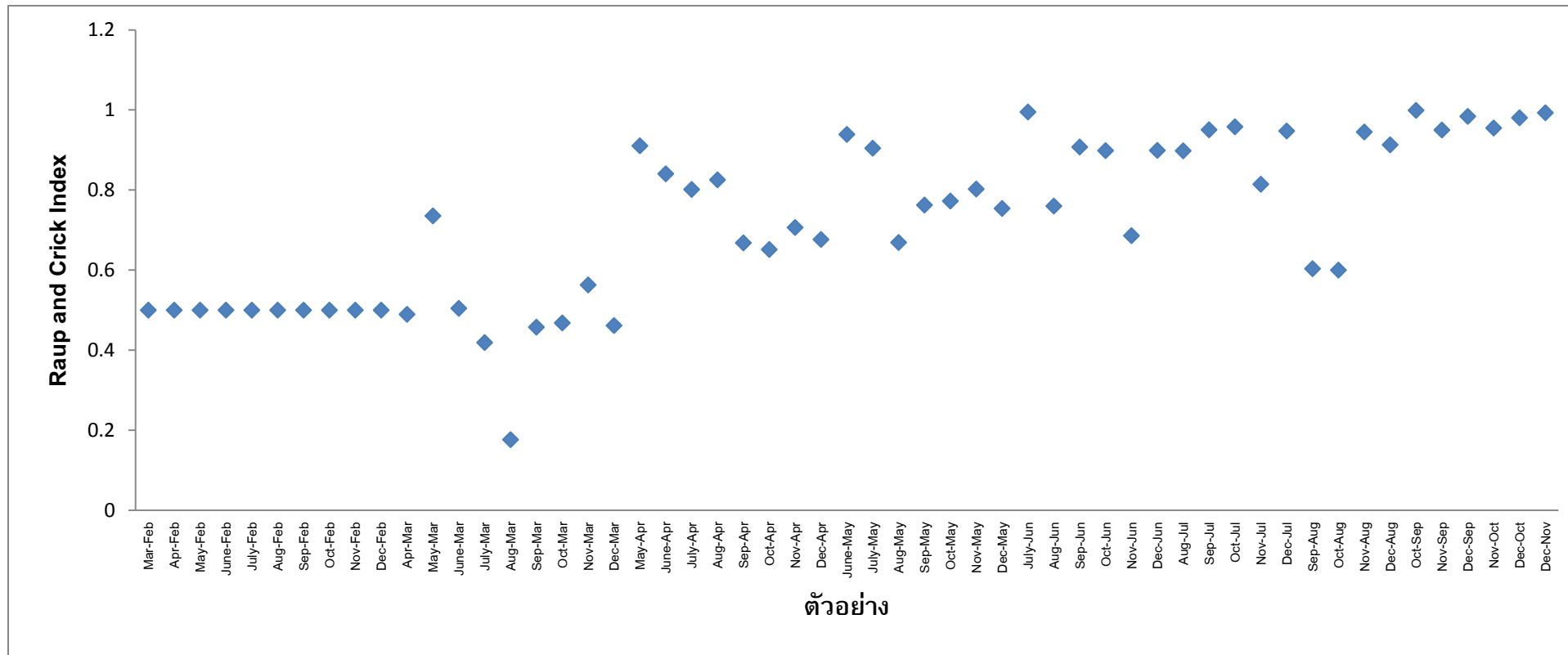
ช่วงเวลาด้วย Raup and Crick (ภาพที่ 43) พบว่าประชากรจุลินทรีย์ที่มาจากในแต่ละช่วงเวลาส่วนใหญ่มีโอกาสที่จะเหมือนกันโดยบังเอิญเนื่องจากมีค่า $0 < R_{sc} < 1$ แต่มีบางตัวอย่างที่มีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์เหมือนกันอย่างมีนัยสำคัญ ($R_{sc} > 0.95$) เช่น ตัวอย่างประชากรจุลินทรีย์ในเดือนธันวาคมและเดือนสิงหาคม หรือในเดือนมิถุนายนและเดือนกรกฎาคม ซึ่งมีเพียงบางตัวอย่างที่จะมีโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ต่างกันค่อนข้างชัดเจน เช่นตัวอย่างของเดือนสิงหาคมและมีนาคม



ภาพที่ 41 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 5



ภาพที่ 42 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัด WWTP 5



ภาพที่ 43 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 5 โดยคำนวณจาก Raup and Crick

ตารางที่ 14 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 5 กับฐานข้อมูล NCBI BLAST

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
WWTP5_1_34 1F	97	KC551644.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	activated sludge	Xiao,H.H. and Ni,J.R. The bacterial community of activated sludge from 4 wastewater treatment plants. Unpublished
WWTP5_2_34 1F	87	JF261092.1	uncultured Thiobacillus sp. Bacteria; Proteobacteria; Betaproteobacteria; Hydrogenophilales; Hydrogenophilaceae;	aeration tank from sewage treatment plant PTG122	Lee,C.W. and Ang,P.P. Profiling of Bacterial Community in Activated Sludge Systems. Unpublished

			Thiobacillus; environmental samples.		
WWTP5_3_34 1F*	98	KC922652.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	groundwater discharge zone sediment	Shirokova,V. and Ferris,G. Microbial Geochemistry of a Groundwater Discharge Zone Redox Gradient. Unpublished
WWTP5_4_34 1F*	99	HG326213.1	Salmonella enterica subsp. enterica serovar Typhimurium str. DT2 Bacteria; Proteobacteria; Gammaproteobacteria; Enterobacteriales; Enterobacteriaceae;		Kingsley,R.A., Whitehead,S., Connor,T., Barquist,L., Sait,L., Holt,K.E., Sivaraman,K., Wileman,T., Goulding,D., Clare,S., Hale,C., Seshasayee,A., Harris,S., Thomson,N.R., Gardner,P., Rabsch,W., Wigley,P., Humphrey,T.,

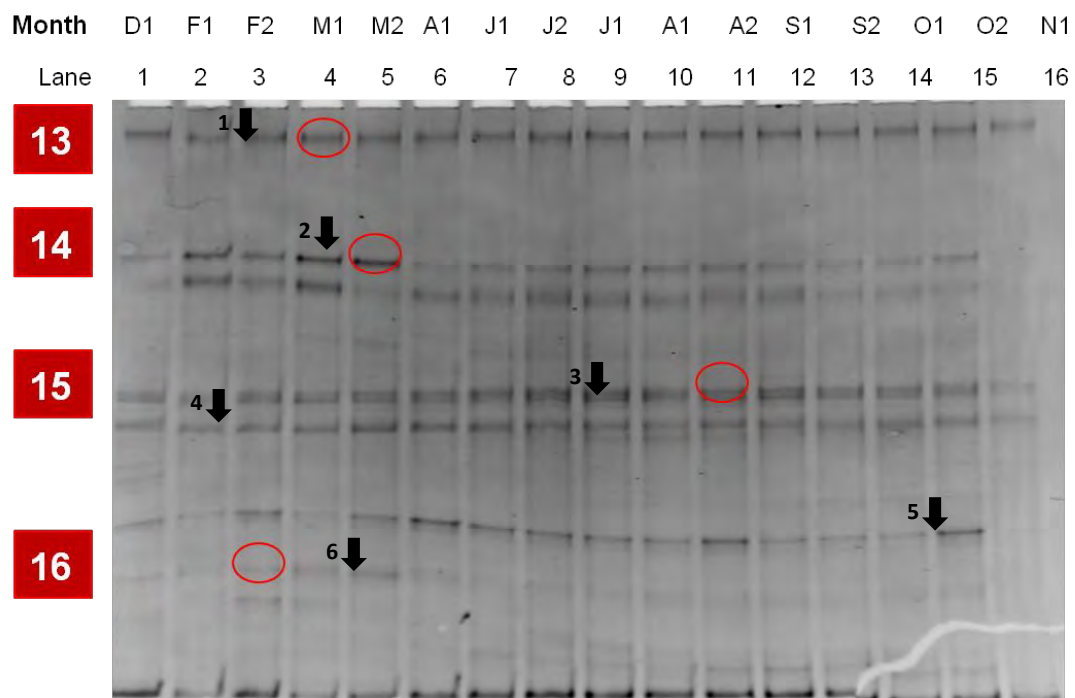
			Salmonella.		Parkhill,J. and Dougan,G. Genome and transcriptome adaptation accompanying emergence of the DT2 host-adapted Salmonella Typhimurium pathovar. Unpublished
--	--	--	-------------	--	---

3.6 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 6

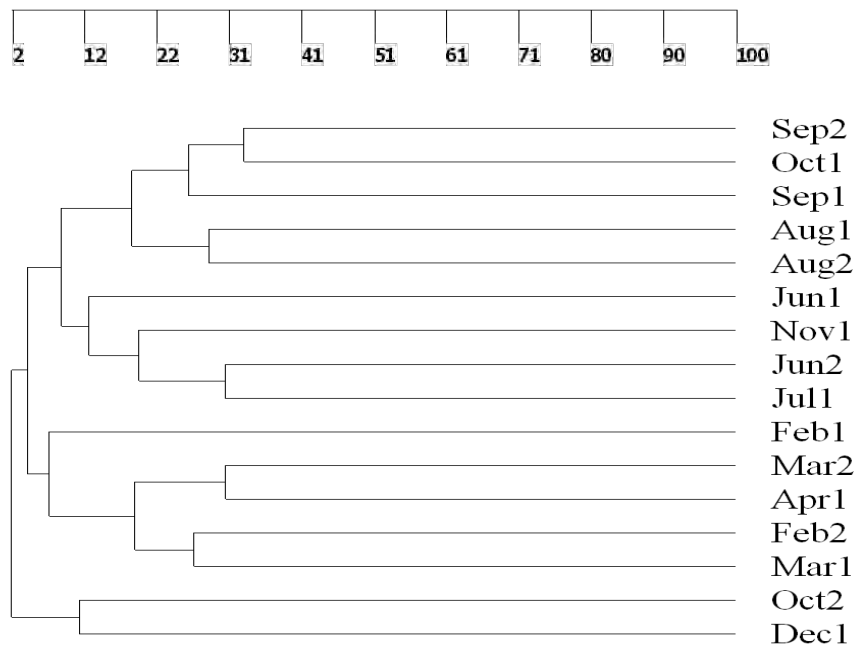
การเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์ใน WWTP 6 ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบแอคติเวตเต็ดสลัดจ์แบบ Conventional ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากชุมชน โดยใช้ PCR-DGGE แสดงในภาพที่ 44 จากลายพิมพ์ดีเอ็นเอของประชากรแบคทีเรียในระบบดังกล่าวพบว่า โครงสร้างประชากรแบคทีเรียชนิดเด่น มีความหลากหลายและมีการเปลี่ยนแปลงตามระยะเวลาที่เก็บตัวอย่าง ซึ่งมีความสัมพันธ์กับปริมาณและความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าระบบ จะเห็นได้ว่า คุณสมบัติของน้ำเข้าจึงนับว่ามีส่วนอย่างมากต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรแบคทีเรียดังกล่าว ซึ่งผลการศึกษาลำคลึงกับการศึกษาของ Fernandes และคณะ (2013) ที่พบว่า ประชากรจุลินทรีย์ในระบบ SBR ที่ใช้บำบัดน้ำเสียชุมชน มีความแตกต่างกันตามอิทธิพลของน้ำเข้า การเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์จะสามารถสังเกตได้จากจำนวนของแถบดีเอ็นเอและความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่จะมีความเข้มและจางแตกต่างกันในแต่ละเดือน การศึกษาพบว่ามีจำนวนแถบดีเอ็นเอทั้งหมด 16-22 แถบ โดยมีบางแถบดีเอ็นเอที่ปรากฏขึ้นทุกเดือนแต่จะมีความเข้มของแถบดีเอ็นเอที่ไม่เท่ากัน เช่น หมายเลข 5 และ 6 ซึ่งทั้งสองประเภทนั้นเป็นเชื้อในกลุ่ม Uncultured bacterium bacteria (ตารางที่ 15) นอกจากนี้ยังเป็นที่น่าสังเกตว่าจะมีบางแถบดีเอ็นเอที่เกิดขึ้นตลอดระยะเวลาการดำเนินระบบโดยที่มีความเข้มของดีเอ็นเอมากที่สุดหรืออาจจะกล่าวได้ว่าเป็นเชื้อตัวหลักที่อยู่ในระบบและสามารถปรับตัวเข้ากับระบบที่มีอากาศและสารอินทรีย์ได้ดี ได้แก่หมายเลข 1 ถึง 4 (ภาพที่ 44) ซึ่งเป็นเชื้อในกลุ่ม Uncultured bacterium bacteria ในกลุ่ม Proteobacteria (ตารางที่ 15) เป็นที่น่าสนใจว่า โครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ในระบบนี้มีความเสถียรของระบบมากกว่า 5 ระบบข้างต้น เนื่องจากมีดีเอ็นเอหลายแถบที่มีความเข้มคงที่ตลอดเวลาการเก็บตัวอย่าง ซึ่งเมื่อพิจารณาจากคุณสมบัติของน้ำเสียเข้าระบบจะพบว่าการแปรผันต่ำเมื่อเทียบกับโรงบำบัดที่ 1 ถึง 4

เมื่อเปรียบเทียบความคล้ายคลึงกันของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์จาก cluster analysis ในรูปของ dendrogram (ภาพที่ 45) พบว่าสามารถแบ่งกลุ่มประชากรแบคทีเรียออกเป็น 2 กลุ่มใหญ่ และ 4 กลุ่มย่อย นั่นคือ กลุ่มที่ 1 ประชากรในเดือนตุลาคม (2) และธันวาคม (1) กลุ่มที่ 2.1 คือประชากรในเดือนกันยายน (1และ2) เดือนสิงหาคม (1 และ 2) เดือนตุลาคม (1) กลุ่มที่ 2.2 คือประชากรในเดือน มิถุนายน (1 และ 2) กรกฎาคม (1) และ พฤศจิกายน กลุ่มที่ 2.3 คือประชากรในเดือน กุมภาพันธ์ (1) กลุ่มที่ 2.4 คือประชากรในเดือน มีนาคม (1 และ 2) กุมภาพันธ์ (2) และ เมษายน (1) ซึ่งจะมีความแตกต่างตามปริมาณและความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัด

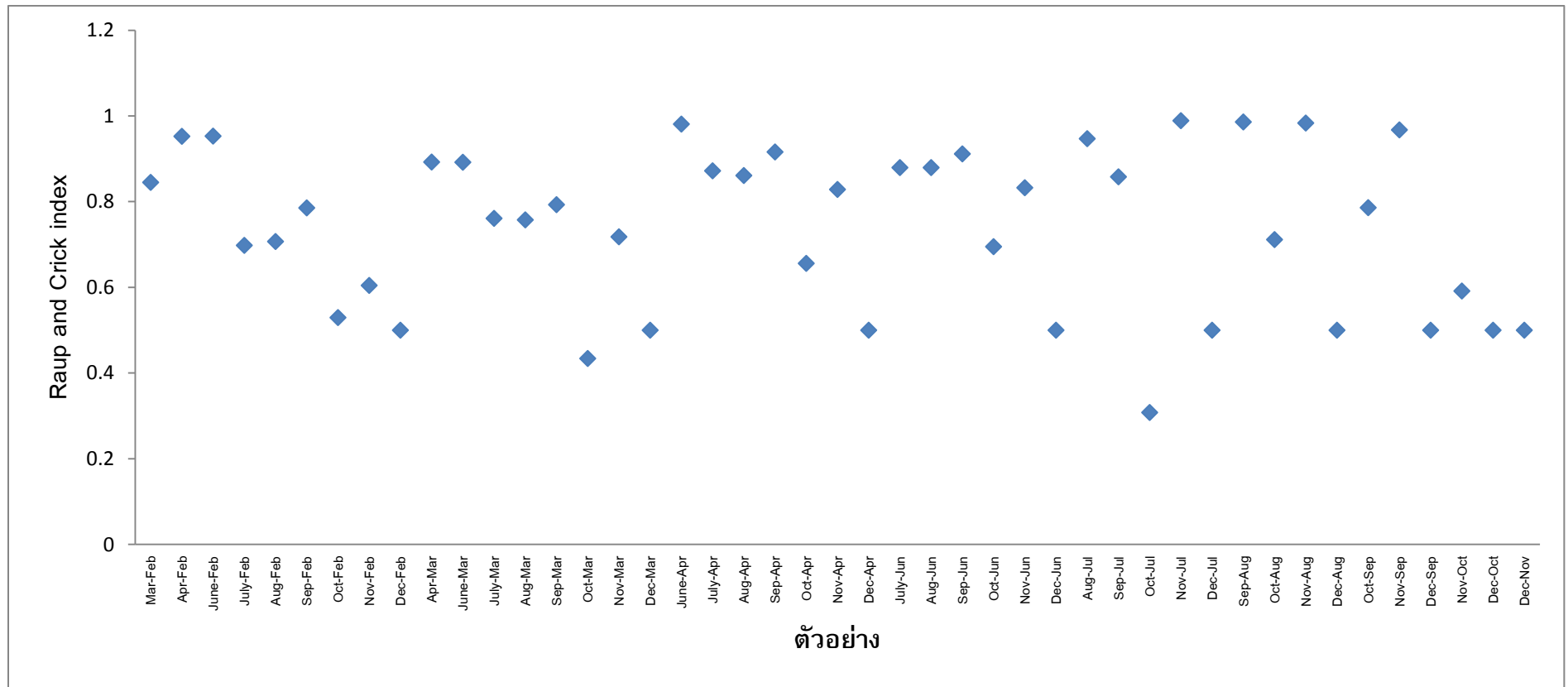
จากการเปรียบเทียบความแตกต่างของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ในแต่ละช่วงเวลาด้วย Raup and Crick ดังภาพที่ 46 พบว่าประชากรจุลินทรีย์ที่มาจากในแต่ละช่วงเวลามีโอกาสที่จะเหมือนกันโดยบังเอิญเนื่องจากมีค่า $0 < R_{SC} < 1$



ภาพที่ 44 การเปลี่ยนแปลงประชากรจุลินทรีย์จากถังเดิมอากาศของระบบบำบัดWWTP 6



ภาพที่ 45 Cluster analysis ของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 6



ภาพที่ 46 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากถังเติมอากาศของระบบบำบัดWWTP 6 โดยคำนวณจาก Raup and Crick

ตารางที่ 15 ผลการเทียบลำดับเบสของแถบดีเอ็นเอจาก DGGE ของระบบบำบัด WWTP 6 กับฐานข้อมูลNCBI BLAST

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
WWTP6_1_3 41F*	96	HQ89050 2.1	uncultured beta proteobacterium Bacteria; Proteobacteria; Betaproteobacteria; environmental samples.	Coromina lagoon water column (4.5 m)	Lliros,M., Alonso-Saez,L., Gich,F., Plasencia,A., Auguet,O.,Casamayor,E.O. and Borrego,C.M. Active bacteria and archaea cells fixing bicarbonate in the dark along the water column of a stratified eutrophic lagoon. FEMS Microbiol. Ecol. 77 (2), 370-384 (2011)
WWTP6_3_3	98	JN391683.1	uncultured bacterium	activated sludge in	Feng,C., Chen,S., Wang,S. and

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
41F			Bacteria; environmental samples.	aerobic tank of activated sludge reactor	Fang,F. Investigation of microbial community structure in a hybrid biofilm-activated sludge system with nitrogen & phosphorus removal. Unpublished
WWTP6_4_3 41F	90	EU593849.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	sludge	Yasir,M., Aslam,Z., Kim,S.W., Lee,S.W., Jeon,C.O. and Chung,Y.R. Bacterial community composition and chitinase gene diversity of vermicompost with antifungal activity. Bioresour. Technol. 100 (19), 4396-4403 (2009)

Sample	Identity (%)	Accession	Bacteria	Source	Reference
WWTP6_5_3 41F	99	EU593849.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	sludge	Yasir,M., Aslam,Z., Kim,S.W., Lee,S.W., Jeon,C.O. and Chung,Y.R. Bacterial community composition and chitinase gene diversity of vermicompost with antifungal activity. Bioresour. Technol. 100 (19), 4396- 4403 (2009)
WWTP6_6_3 41F	98	JN391644.1	uncultured bacterium Bacteria; environmental samples.	activated sludge in aerobic tank of activated sludge reactor	Feng,C., Chen,S., Wang,S. and Fang,F. Investigation of microbial community structure in a hybrid biofilm-activated sludge system with nitrogen & phosphorus removal.

4. เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ระหว่างระบบบำบัดน้ำ

เสีย 6 แห่ง

เพื่อศึกษาเปรียบเทียบผลของรูปแบบของการดำเนินระบบบำบัดและผลของคุณสมบัติของน้ำเสียเข้าระบบผู้วิจัยจึงได้สร้างโมเดลเพื่อเปรียบเทียบดังแสดงในภาพที่ 47 โดยจะแบ่งการเปรียบเทียบออกเป็น 3 แบบดังนี้

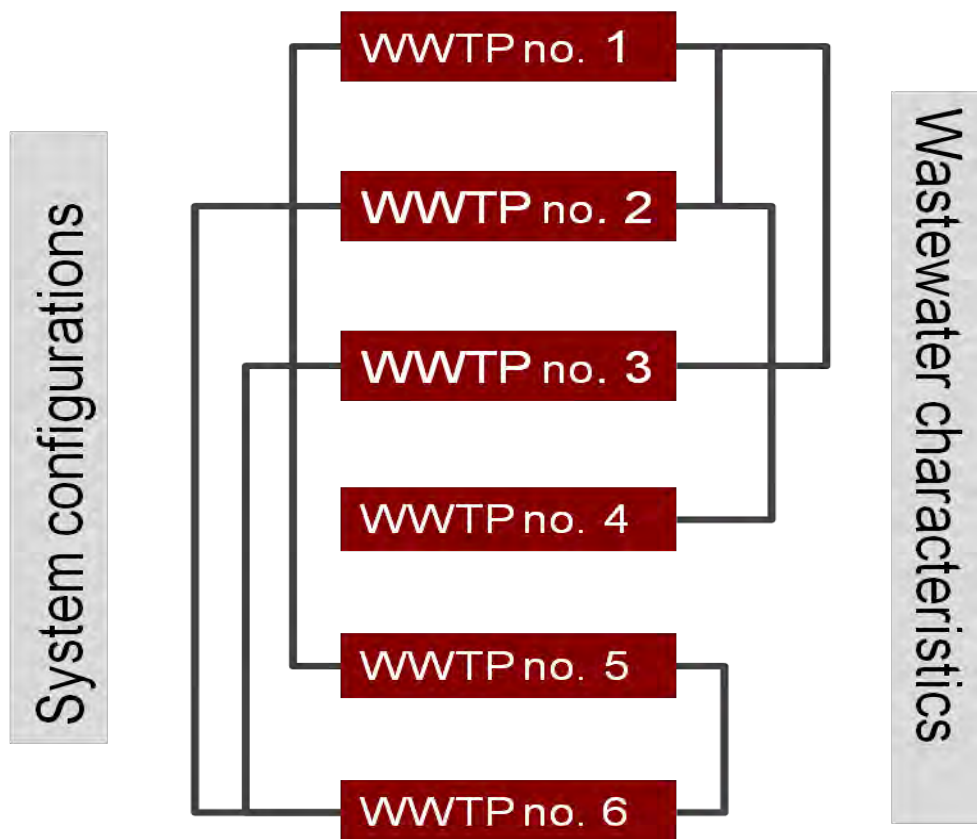
- 1) ระบบที่มีการดำเนินระบบเหมือนกันแต่มีคุณสมบัติของน้ำเสียเข้าระบบที่ต่างกัน

ได้แก่ การเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 1 (SBR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 5 (SBR/ น้ำเสียชุมชน) การเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 2 (CSTR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 6 (CSTR/น้ำเสียชุมชน) และ การเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 3(CSTRน้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 6 (CSTR/ น้ำเสียชุมชน) เป็นต้น

- 2) ระบบที่มีการดำเนินระบบต่างกันแต่มีคุณสมบัติของน้ำเสียเข้าระบบที่เหมือนกัน

ได้แก่ การเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 1 (SBR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 2(CSTR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) การเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 5 (SBR/ น้ำเสียชุมชน) และ WWTP 6 (CSTR/ ชุมชน) การเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 1 (SBR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 3 (CSTR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) การเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 2 (CSTR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 4 (lagoon/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และการเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 2(CSTR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 3 (CSTR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม (ความหลากหลายของวัตถุดิบน้อย) เป็นต้น

จากการศึกษาพบว่าโครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์ที่ได้จากระบบบำบัดทั้ง 6 แห่งมีความแตกต่างกันโดยที่ความแตกต่างของความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่ตรวจพบน่าจะมีผลมาจากคุณสมบัติของน้ำเข้า ชนิด รูปแบบของระบบและลักษณะของการดำเนินระบบ ตลอดจนความแตกต่างของสภาพแวดล้อมโดยรอบของระบบ ซึ่งตรงกับผลการรายงานของ Papadimitriou และคณะ (2009) ที่เสนอแนะว่าความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ โครงสร้างของสไลด์และการปรับตัวของจุลินทรีย์ในระบบ จะมีความเกี่ยวข้องเชื่อมโยงกับพารามิเตอร์ในการควบคุมและดำเนินระบบ เช่น ระยะเวลาพักเก็บน้ำ (HRT) อายุตะกอน (SRT) ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (organic loading rate) (Papadimitriou *et al.*, 2009 และ Eschenhagen 2003) นอกจากนั้นการเปลี่ยนแปลงของภาระบรรทุกสารอินทรีย์และคุณสมบัติของน้ำเสียก็พบว่ามีผลกับการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์ ดังรายงานของ Tajima *et al.*, 2011 Kocherginskaya *et al.*, 2001 และ Eschenhagen 2003 นอกจากนี้ผลการศึกษา ยังสอดคล้องกับงานของ Yi และคณะ (2012) ที่พบว่าการเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบแอกติเวตเตดสไลด์จะขึ้นอยู่กับคุณภาพของน้ำเสียเข้าโรงงาน โดยเฉพาะความเข้มข้นของสารอาหาร



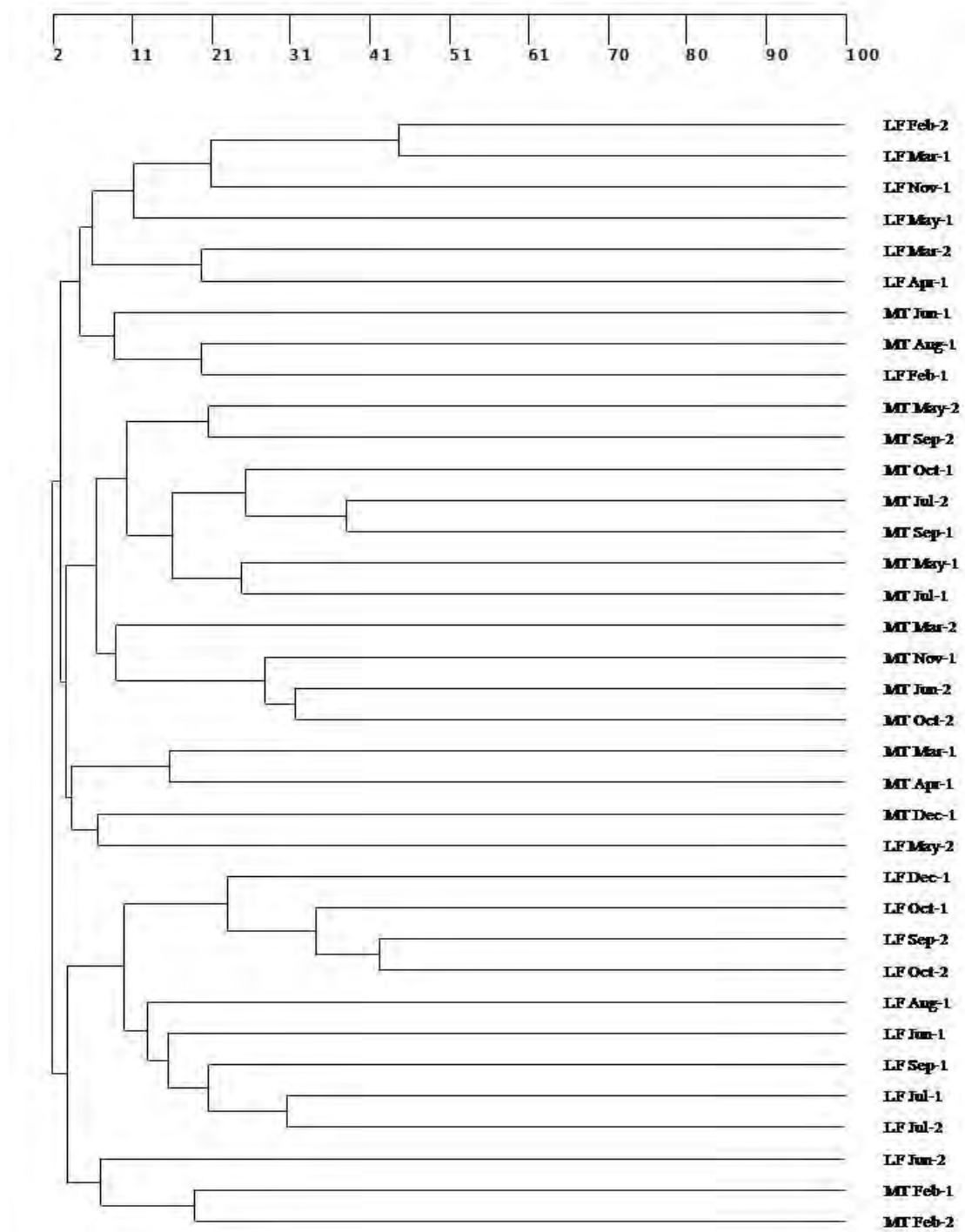
ภาพที่ 47 โมเดลการเปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์จากโรงบำบัดน้ำเสีย 6 แห่ง

ภาพรวมของการเปรียบเทียบความหลากหลายของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดจำนวน 6 แห่งโดยแยกออกเป็น 2 แบบดังที่กล่าวไปแล้วข้างต้นดังแสดงใน dendrogram ภาพที่ 48 ถึง 53 พบว่าโครงสร้างของประชากรที่พบในแต่ละระบบของ 6 แห่งจะแตกต่างกันและมีลักษณะเด่นของแต่ละที่ การเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 1 (SBR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 2(CSTR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) (ภาพที่ 48) พบว่าโครงสร้างประชากรของของ WWTP 1 และ WWTP 2 แยกออกจากกันโดยที่ WWTP 1 ซึ่งเป็นระบบ SBR จะมีโครงสร้าง

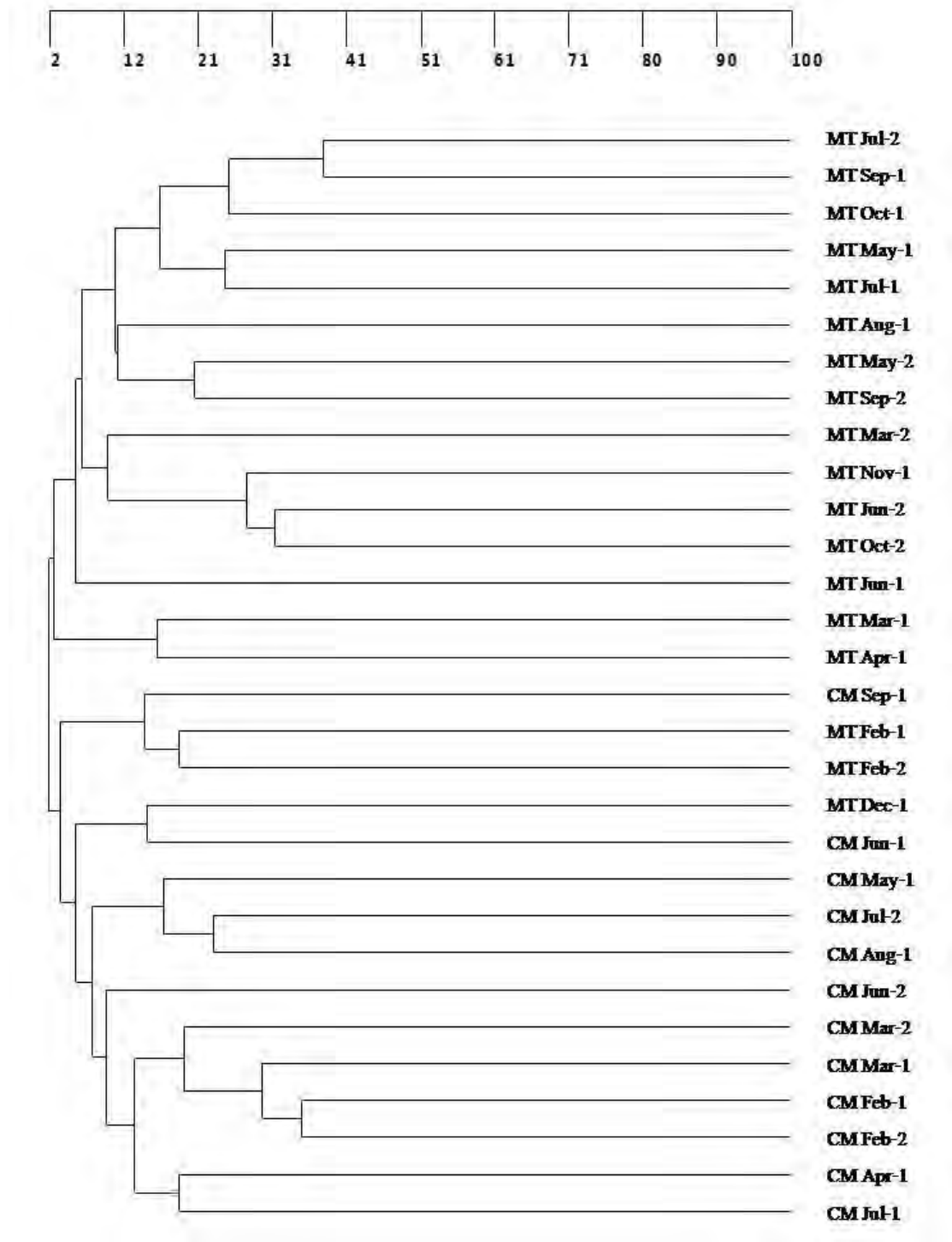
ของประชากรจุลินทรีย์ที่ใกล้เคียงกันมากกว่า WWTP 2 ซึ่งเป็นระบบ CSTR โดยที่โครงสร้างประชากรถูกแบ่งออกเป็น 2 กลุ่มใหญ่ตามชนิดและปริมาณของวัตถุดิบและน้ำเสียเข้าระบบ ส่วนในภาพที่ 49 เป็นการเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 1 (SBR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 3 (CSTR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) จะพบว่าโครงสร้างของทั้ง 2 ระบบบำบัดแยกออกจากกันชัดเจน โดยทั้งโรงบำบัดทั้ง 2 แห่งมีวัตถุดิบเข้าโรงงานที่เหมือนกันคือ ข้าวโพดหวาน แต่ใน WWTP 1 จะมีการเปลี่ยนแปลงของชนิดวัตถุดิบเข้าโรงงานที่หลากหลายมากกว่า แต่ถ้าพิจารณาที่ประเภทของการดำเนินระบบจะเห็นว่าระบบ SBR ของ WWTP 1 จะมีรูปแบบโครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์ที่ใกล้เคียงกันมากกว่าในระบบ CSTR เมื่อทำการเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 1 (SBR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 5 (SBR/ น้ำเสียชุมชน) จะพบว่าโครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์จะมีความแตกต่างตามคุณสมบัติของน้ำเสียเข้าระบบโดยรูปแบบจะแตกต่างกันชัดเจนระหว่าง WWTP 1 และ WWTP 5 (ภาพที่ 50) เป็นที่น่าสังเกตว่าระบบ SBR ของทั้ง 2 แห่งจะมีรูปแบบโครงสร้างของกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ที่ใกล้เคียงกันมากกว่าระบบอื่น ซึ่งใกล้เคียงกับงานของ Moorthy and Eberl 2014 ที่พบว่าระบบบำบัดที่มีรูปแบบการออกแบบและดำเนินระบบแบบเดียวกันจะส่งเสริมความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่คล้ายคลึงกัน นอกจากนี้ผู้วิจัยพบว่าคุณสมบัติของน้ำเสียเข้าระบบนั้นมีผลต่อโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ในระบบถึงแม้ว่าจะใช้ระบบบำบัดแบบเดียวกันเป็นที่น่าสนใจว่าระบบ SBR ใช้บำบัดน้ำเสียชุมชน (จากกิจกรรมในมหาวิทยาลัย) มีความแตกต่างกันตามช่วงเวลา (การแยกกลุ่มcluster เป็น 2 กลุ่ม) ในขณะที่โครงสร้างประชากรของระบบ SBR ที่รับน้ำเสียอุตสาหกรรมกลับมีการเกาะกลุ่มอย่างชัดเจน ทั้งนี้คาดว่าอาจจะเกี่ยวข้องกับปริมาณและความเข้มข้นของน้ำเสียที่แปรผันตามกิจกรรมของนักศึกษา นอกจากนี้การเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างประชากรดังกล่าวอาจจะเกี่ยวข้องกับระบบที่มีภาระบรรทุกค่าผลที่ได้สอดคล้องกับ

งานของ Town และคณะ (2014) ที่พบว่าองค์ประกอบของน้ำเสียเข้าระบบและโครงสร้างประชากรแบบที่เรียดอนเริ่มต้นระบบมีผลต่อการคัดเลือกและการกระจายสัดส่วนของกลุ่มประชากรในระบบโดยได้พบว่าระบบที่รับน้ำเสียที่มีคุณสมบัติเหมือนกันจะมีกลุ่มจุลินทรีย์ชนิดเด่นที่เหมือนกันในระบบบำบัด

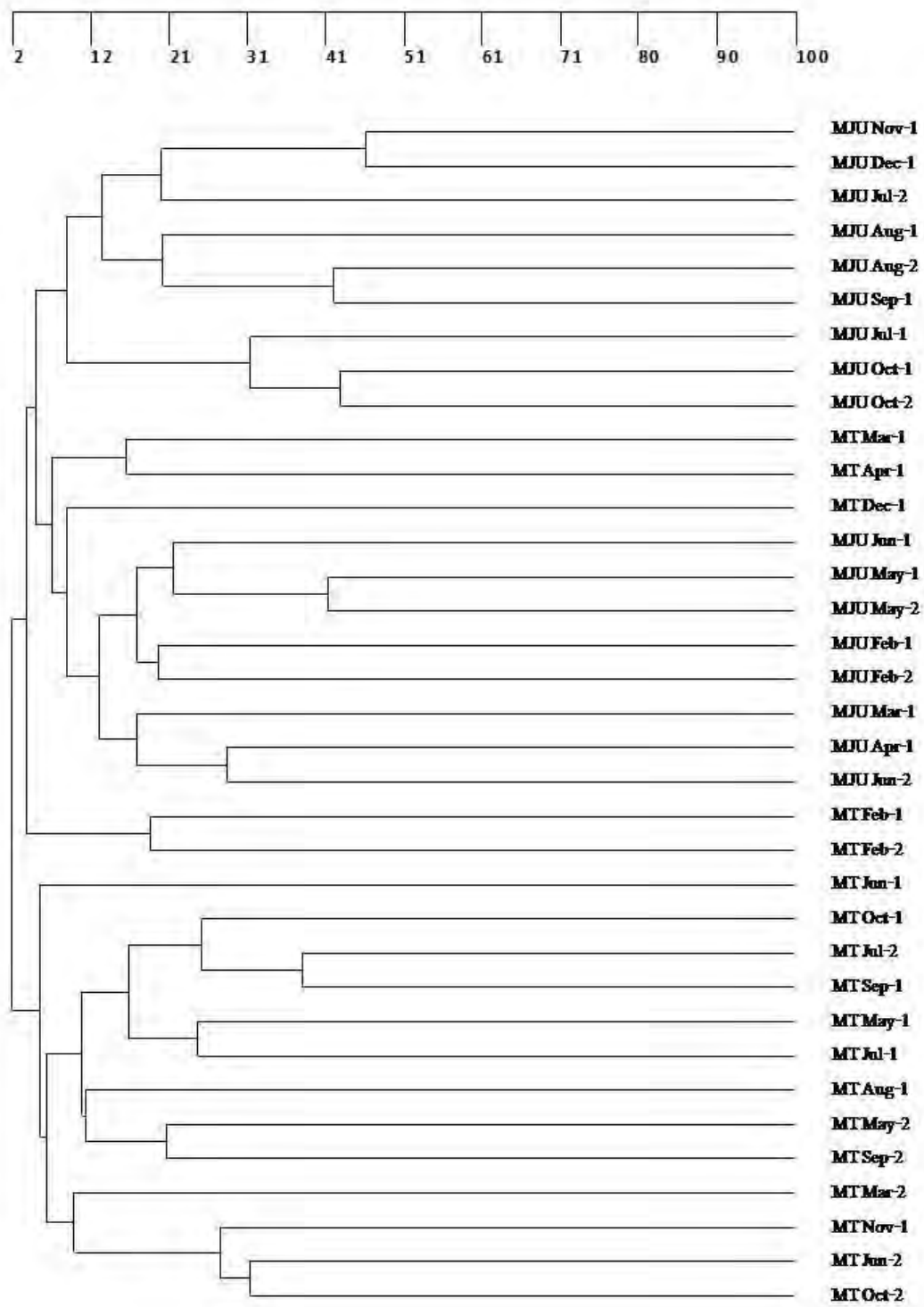
สำหรับการเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 5 (SBR/ น้ำเสียชุมชน) และ WWTP 6 (CSTR/ น้ำเสียชุมชน) ดังภาพที่ 51 แสดงให้เห็นว่าระบบที่มีการดำเนินระบบที่แตกต่างกันแต่บำบัดน้ำเสียประเภทเดียวกันจะส่งผลต่อความแตกต่างของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ในระบบ นอกจากนี้ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์ยังจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอาหารอินทรีย์อีกด้วย ถ้าพิจารณาจากข้อมูลของคุณภาพน้ำเสียจะเห็นได้ว่าภาระบำบัดทุกน้ำเสียของ WWTP 6 มีค่ามากกว่ากว่า WWTP 5 ถึง 10 เท่าและคุณภาพน้ำเสียมีความแปรผันมากกว่าน้ำที่เข้าระบบ WWTP 5 ดังจะเห็นได้จากภาพว่า กลุ่มประชากรถูกแบ่งออกเป็นหลายกลุ่มในระบบของ WWTP 6 อย่างไรก็ตามจะสังเกตเห็นได้ว่าระบบ SBR (WWTP 5) มีความคล้ายคลึงกันของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์มากกว่าในระบบ CSTR



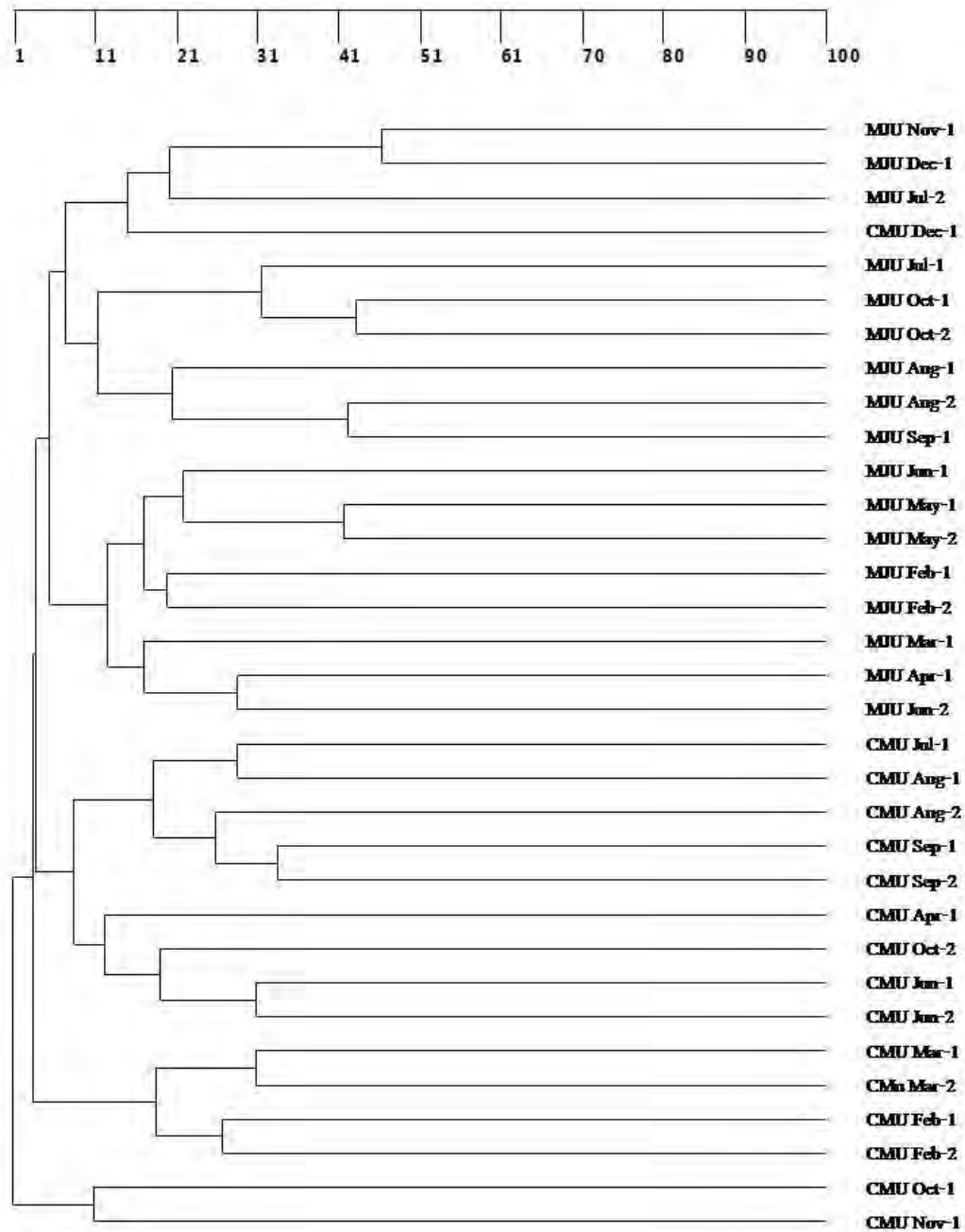
ภาพที่ 48 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดWWTP 1 (MT)และ
WWTP 2 (LF)



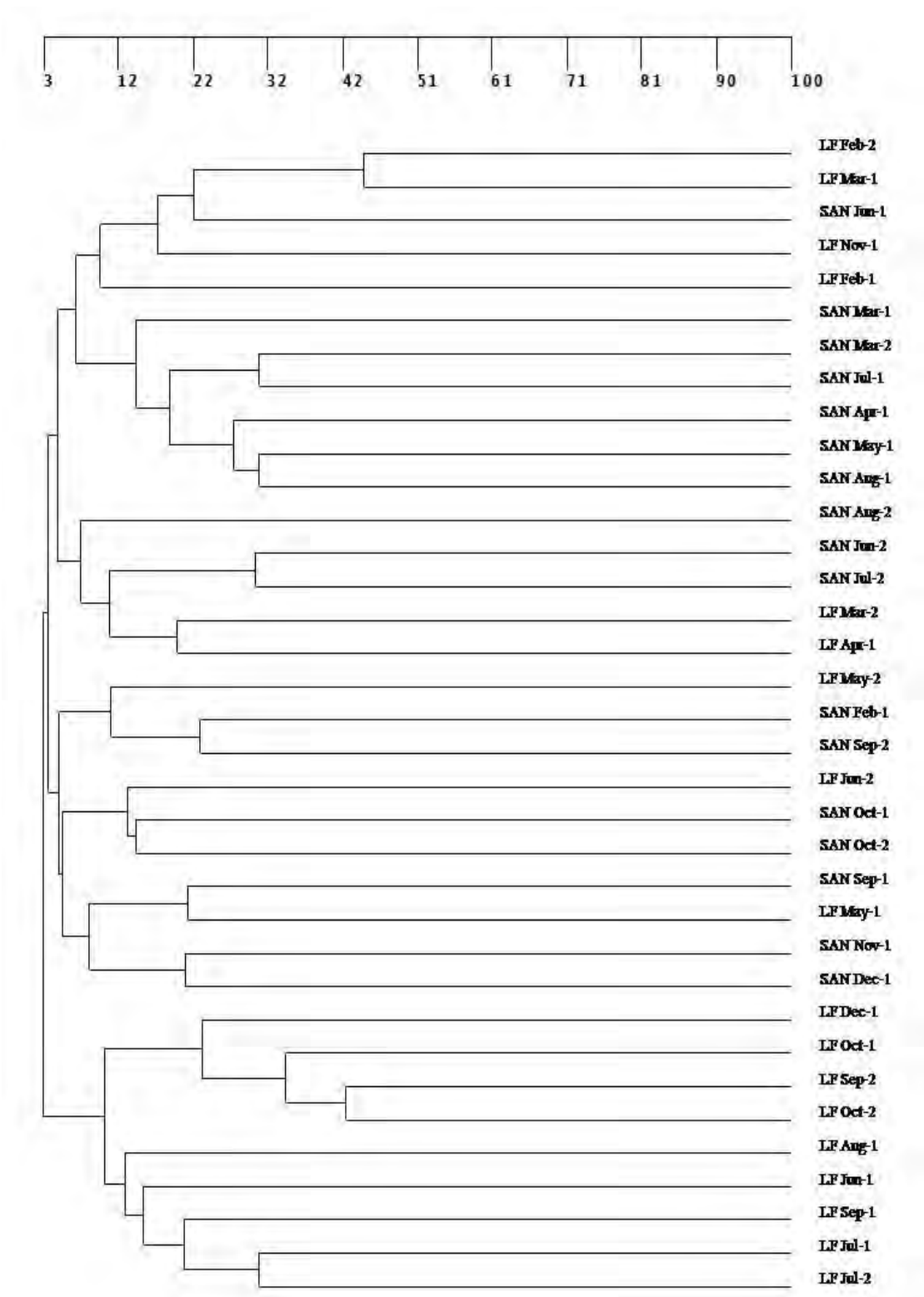
ภาพที่ 49 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดWWTP 1 (MT) และ
WWTP 3 (CM)



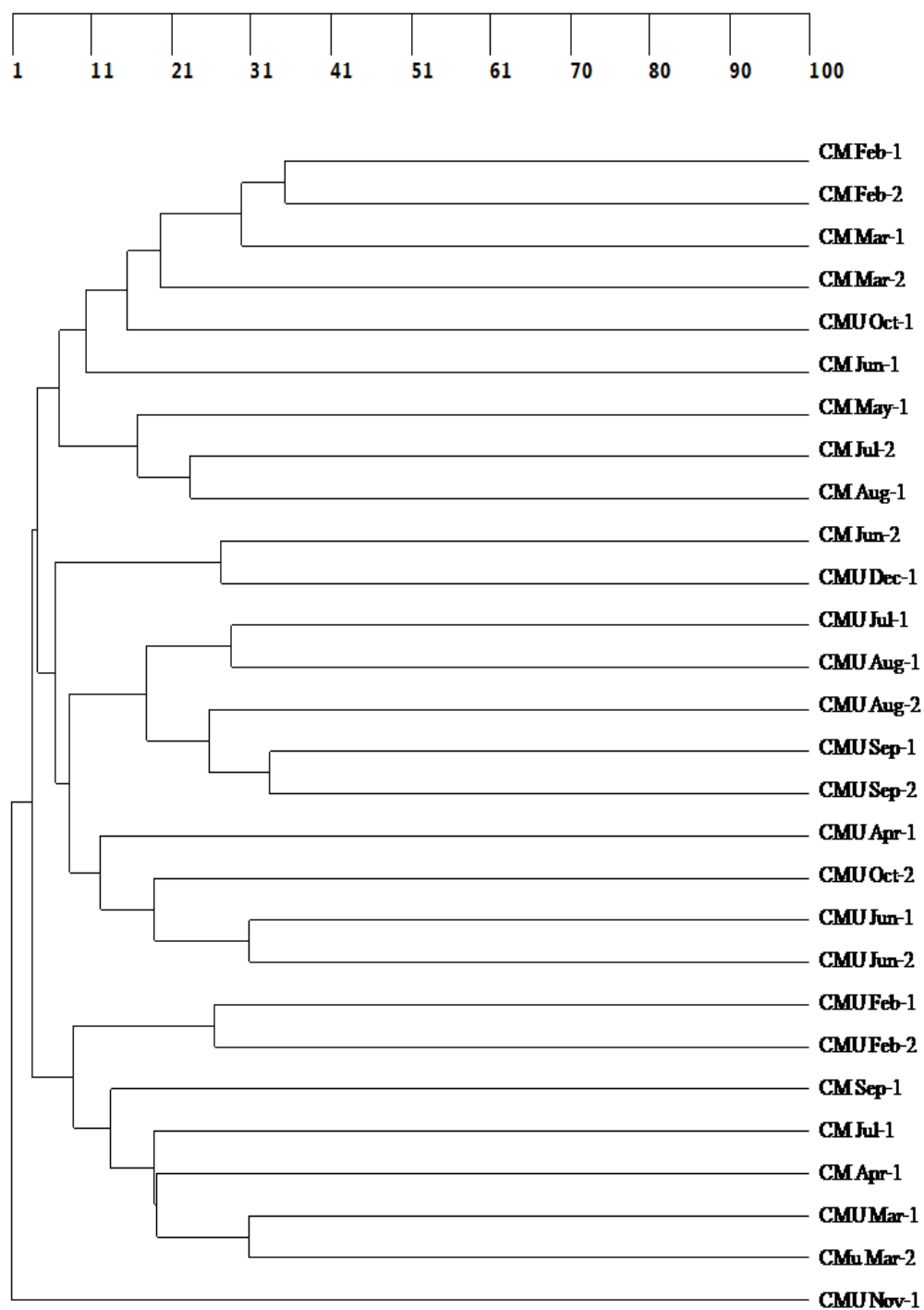
ภาพที่ 50 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัด WWTP 1 (MT) และ WWTP 5 (MJU)



ภาพที่ 51 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดWWTP 5 (MJU)และ WWTP 6 (CMU)



ภาพที่ 52 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดWWTP 2 (LF) และ
WWTP 4 (SAN)



ภาพที่ 53 ความแตกต่างของประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดWWTP 3 (CM) และ
WWTP 6 (CMU)

สำหรับภาพที่ 52 แสดงการเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 2 (CSTR/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 4 (lagoon/ น้ำเสียอุตสาหกรรม) พบว่าความแตกต่างของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ ทั้ง 2 ระบบแตกต่างกันไม่ชัดเจนโดยทั้ง 2 ระบบจะพบการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างประชากรที่แปรผันไปตามความแตกต่างของคุณสมบัติของน้ำเสีย ซึ่งทั้ง 2 แห่งรับน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีความแปรผันของวัตถุดิบตลอดเวลา อย่างไรก็ตามผลของ dendrogram แสดงให้เห็นว่าโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ส่วนใหญ่ของทั้ง 2 ระบบได้แก่ Aerated lagoon และ CSTR มีความแตกต่างกัน เช่นเดียวกับผลการเปรียบเทียบระหว่าง WWTP 3 (CSTR น้ำเสียอุตสาหกรรม) และ WWTP 6 (CSTR/ น้ำเสียชุมชน) แสดงในภาพที่ 53 ที่พบว่าความแตกต่างของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ยังแยกได้ไม่ชัดเจนทั้งๆที่น้ำเสียที่เข้าระบบเป็นคนละประเภทกัน อย่างไรก็ตามในเบื้องต้นพอจะสรุปได้ว่าระบบ CSTR ที่บำบัดน้ำเสียชุมชน (WWTP 6) จะมีโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ที่เกาะกลุ่มกันใกล้เคียงกันมากกว่าระบบ CSTR ที่ใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม

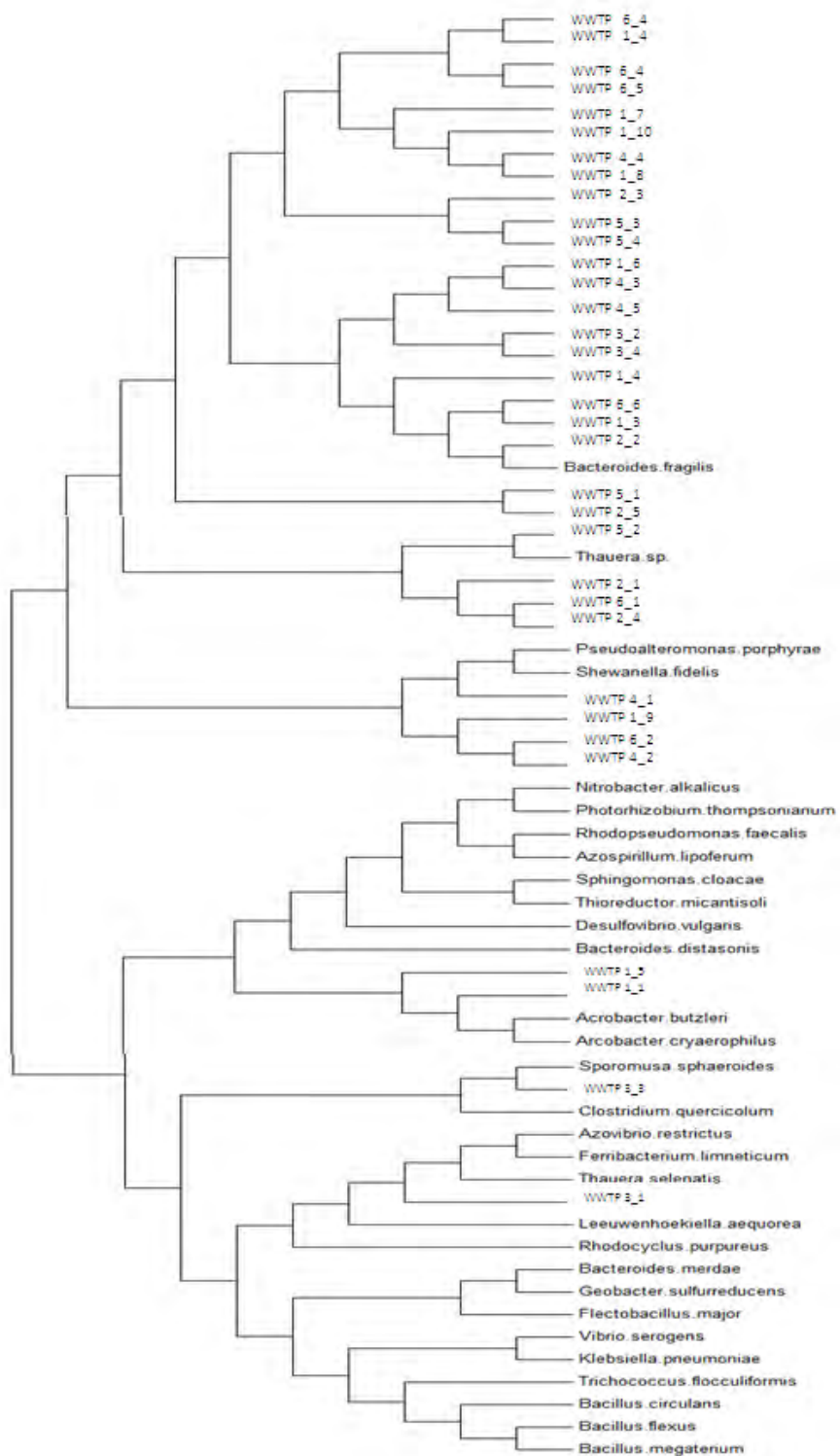
เมื่อพิจารณาจากโรงบำบัด 2 ประเภทที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน (WWTP 5 และ WWTP 6) จะพบว่ารูปแบบการดำเนินระบบบำบัดแบบ SBR จะมีความหลากหลายของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์มากกว่าระบบ Conventional AS (ภาพที่ 51) และยังพบว่าโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ในระบบ SBR มีความคล้ายคลึงมากกว่าในระบบ CSTR ซึ่งอาจจะเกี่ยวข้องเชื่อมโยงกับเสถียรภาพที่เกิดขึ้นในระบบ SBR เมื่อพิจารณาโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบทุกประเภทโดยไม่พิจารณาถึงคุณสมบัติของสารอาหารในน้ำเสียเข้าที่แตกต่างกันรวมไปถึงปริมาณของเสียที่เข้าระบบที่ไม่เท่ากัน จึงนับได้ว่าระบบ SBR มีเสถียรภาพมากกว่าระบบอื่นๆ ซึ่งสามารถอธิบายได้ว่าการดำเนินระบบที่ป้อนน้ำเสียแบบไม่ต่อเนื่องมีข้อดีกว่าระบบที่ป้อนน้ำเสียอย่างต่อเนื่องเพราะว่าระบบจะมีความสามารถในการ

คัดเลือกและรักษาตะกอนจุลินทรีย์ไว้ในระบบ ซึ่งการศึกษาของ Papadimitriou *et al.*, 2009 ได้ให้ผลในทางเดียวกันว่าการดำเนินระบบแบบ SBR จะมีประสิทธิภาพดีกว่าแบบ CSTR โดยพบว่าระบบ CSTR จะมีความเข้มข้นสารแขวนลอยและสารอินทรีย์ในน้ำออกที่สูงกว่า นอกจากนี้ยังพบว่าค่า SVI ของสลัดจ์ในระบบ SBR จะมีค่าที่คงที่ตลอดในขณะที่จะมีการเปลี่ยนแปลงไม่คงที่ใน CSTR จึงทำให้การตกตะกอนของถัง SBR ดีกว่าแบบ CSTR งานของ Obaja และคณะ (2005) พบว่า SBR เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีภาระบรรทุกสูง สามารถใช้กำจัดน้ำเสียที่มีสารอาหารสูงหรือน้ำเสียที่มีคุณสมบัติพิเศษเช่น มีสารพิษ ได้ดี (Obaja *et al.*, 2005) ทั้งนี้เนื่องจาก SBR เป็นระบบที่ใช้รูปแบบการป้อนน้ำเสียเข้าเป็นจังหวะ ทำให้เกิดช่วงเวลาที่มีความเข้มข้นของสารอาหารสูงหลังจากนั้นปริมาณสารอาหารจะลดลงจนอยู่ในช่วงขาดแคลนอาหาร ดังนั้นสภาวะดังกล่าวในระบบจะเกิดการคัดเลือกชนิดของจุลินทรีย์และการปรับตัวของโครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ SBR เพื่อให้สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งเป็นที่น่าสนใจว่าจุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะมีผนังเซลล์ที่หนาซึ่งมีความสามารถที่จะจับตัวและตกตะกอนได้ดี (Eschenhagen *et al.*, 2003)

อย่างไรก็ตามเป็นที่น่าสนใจว่าในระบบแบบเดียวกันที่รับน้ำเสียที่มีคุณสมบัติที่แตกต่างกันจะมีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่แตกต่างกัน (ภาพที่ 48 ถึง 53) โดยที่ในระบบที่บำบัดน้ำเสียชุมชนกลับพบความหลากหลายของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ที่มากกว่าระบบที่รับน้ำเสียอุตสาหกรรม เช่น โรงบำบัดที่ 5 (WWTP 5) เป็นระบบบำบัดแบบ SBR และใช้บำบัดน้ำเสียชุมชนก็พบความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่สูงกว่าระบบบำบัดที่ 1 (WWTP 1) ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบเดียวกันแต่ใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมหรือในขณะที่โรงบำบัดที่ 6 (WWTP 6) เป็นระบบบำบัดแบบ Conventional AS และใช้บำบัดน้ำเสียชุมชนก็พบความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่สูงกว่าระบบบำบัดที่ 3 ซึ่งเป็นระบบบำบัด

แบบ Conventional AS ที่ใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม ซึ่งได้ผลตรงกับผลงานวิจัยของ Chaganti และคณะ (2012) ที่พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนจะมีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์มากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารและน้ำเสียโรงงานผลิตเอทานอลเนื่องจากมีความหลากหลายของสารอาหารในกลุ่มของสารอินทรีย์มากกว่าและระบบที่รับสารอาหารที่ไม่หลากหลายเป็นรูปแบบเดียวจะพบความหลากหลายของประชากรที่น้อยกว่าระบบที่รับอาหารที่มีการเปลี่ยนแปลงของคุณสมบัติตลอดเวลา (Chaganti *et al.*, 2012)

นอกจากนี้ผลการศึกษายังพบว่าในระบบแบบแอกติเวตเตดสลัดจ์ที่มีรูปแบบการดำเนินระบบต่างกัน ไม่ว่าจะเป็น SBR CSTR หรือ Aerated lagoon หรือเป็นระบบที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีคุณสมบัติต่างกันเช่นน้ำเสียชุมชน หรือน้ำเสียอุตสาหกรรมกลับพบว่ามีกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความใกล้เคียงกันกันซึ่งเป็นกลุ่มที่มักจะพบโดยทั่วไปในระบบแอกติเวตเตดสลัดจ์ (ภาพที่ 54) เช่นใน phyla Proteobacteria, and Bacteroidetes ซึ่งได้มีการรายงานไว้โดยนักวิจัยหลายท่าน เช่น von Wintzingerode *et al.*, 1999; Zhang *et al.*, 2002 และ Moura *et al.*, 2009 โดยจะเป็นกลุ่มที่ชอบอากาศและชอบย่อยสลายสารอินทรีย์และสารอาหาร



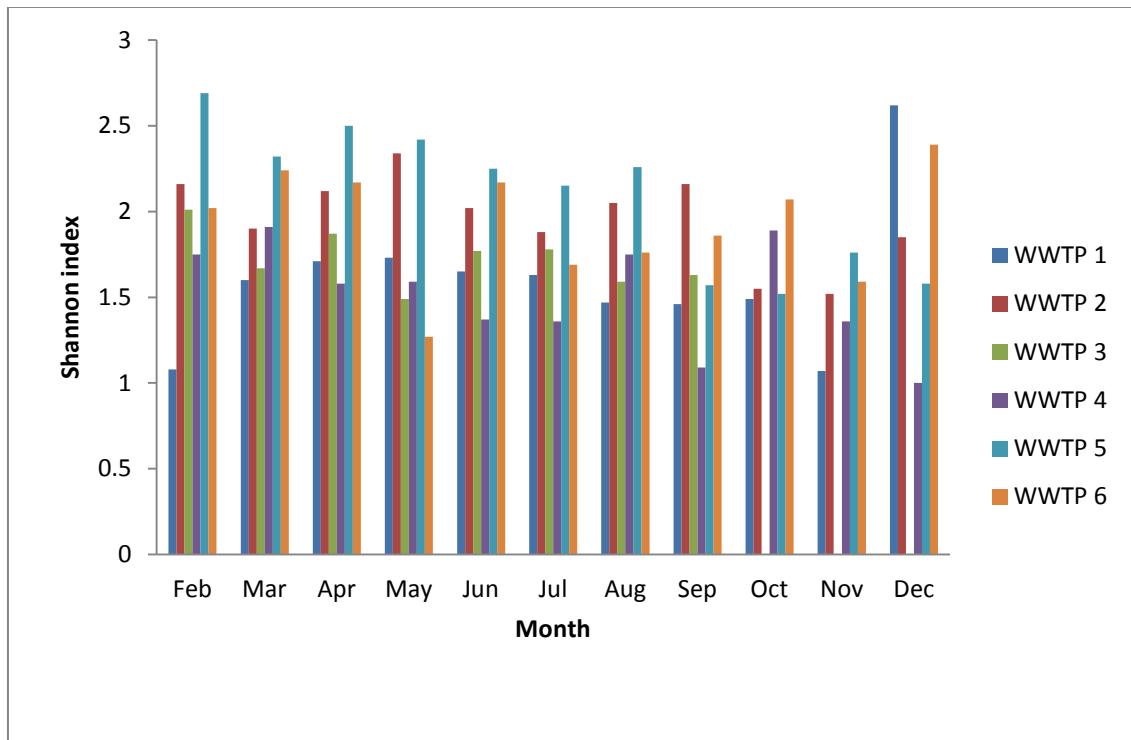
ภาพที่ 54 Phylogenetic tree จากลำดับเบสของตัวอย่างดีเอ็นเอที่ตัดจาก DGGE

ของโรงบำบัด 6 แห่ง

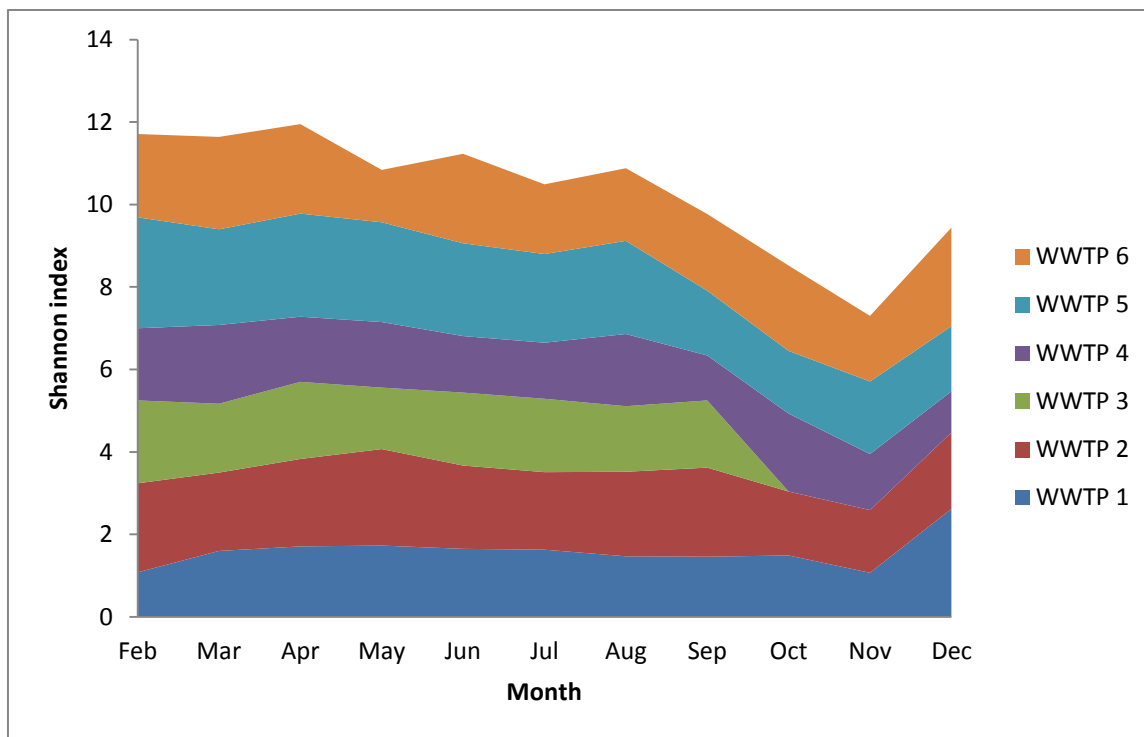
จากการเปรียบเทียบความหลากหลายประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดจำนวน 6 แห่ง โดยใช้การวิเคราะห์ด้วย Shannon index (ภาพที่ 55 และ 56) พบว่ามีค่าเฉลี่ยตลอดการดำเนินระบบทั้งปี เท่ากับ 1.59 ± 0.39 1.96 ± 0.24 1.73 ± 0.16 1.51 ± 0.29 2.09 ± 0.39 และ 1.93 ± 0.32 สำหรับโรงบำบัดที่ 1 ถึง 6 ตามลำดับ โดยปกติค่า Shannon จะมีค่าอยู่ในช่วง 1.5- 3.5 โดยที่ค่า index น้อยจะแสดงถึงความหลากหลายของประชากรต่ำโดยจะหมายความว่าถึงทั้งจำนวนชนิดและปริมาณของแต่ละชนิดจากผลการศึกษาพบว่าโรงบำบัดที่ 5 (WWTP 5) มีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์มากที่สุดในขณะที่โรงบำบัดที่ 4 (WWTP 4) มีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์น้อยที่สุด จะเห็นได้ว่าความแตกต่างที่เกิดขึ้นน่าจะเกิดจากการที่โรงบำบัดที่ 5 เป็นโรงบำบัดที่รับน้ำเสียชุมชนที่มีปริมาณสารอาหารเข้าระบบที่ค่อนข้างคงที่และเหมาะสมกับการนำไปใช้ในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์และเป็นโรงบำบัดที่ใช้ระบบบำบัดแบบ SBR ซึ่งเป็นระบบที่มีเสถียรภาพสูง ในขณะที่โรงบำบัดที่ 4 เป็นโรงบำบัดที่รับน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีการเปลี่ยนแปลงของชนิดและปริมาณของวัตถุดิบเข้าระบบที่ไม่คงที่ อีกทั้งยังใช้ระบบ Aerated lagoon ที่พบปริมาณจุลินทรีย์แขวนลอย (SS) ในระบบน้อย ทั้งๆที่ตามทฤษฎีระบบประเภทนี้จะเป็นระบบที่สามารถรองรับการเปลี่ยนแปลงของภาระบรรทุกน้ำเสียได้ดีเนื่องจากมี HRT นาน

เมื่อพิจารณาจากโรงบำบัด 2 ประเภทที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน (WWTP 5 และ WWTP 6) จะพบว่ารูปแบบการดำเนินระบบบำบัดแบบ SBR จะมีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์มากกว่าระบบ Conventional AS (ภาพที่ 55)และยังพบว่าประชากรจุลินทรีย์ในระบบ SBR มีเสถียรภาพมากกว่าในระบบ CSTR ถึงแม้ว่าจะมีการเปลี่ยนแปลงเนื่องจากการเปลี่ยนแปลงของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในบางช่วง (ภาพที่ 56) และเมื่อพิจารณาโรงบำบัดที่ใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมจะพบว่าระบบ CSTR จะมีความ

หลากหลายของประชากรสูงกว่าระบบ SBR และ ระบบ Aerated lagoon (ภาพที่ 55) แต่ระบบ SBR ดูเหมือนว่าจะมีเสถียรภาพของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ที่ดีกว่า (ภาพที่ 56)



ภาพที่ 55 เปรียบเทียบความหลากหลายประชากรจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสีย 6 แห่งโดยใช้ Shannon index



ภาพที่ 56 แนวโน้มการเปลี่ยนแปลงความหลากหลายประชากรจุลินทรีย์

จากระบบบำบัดน้ำเสีย 6 แห่งตลอดทั้งปี โดยใช้ Shannon index

ดังนั้นถ้าไม่พิจารณาถึงคุณสมบัติของสารอาหารในน้ำเสียเข้าที่แตกต่างกันรวมไปถึงปริมาณของเสียที่เข้าระบบที่ไม่เท่ากัน จึงนับได้ว่าว่า ระบบ SBR มีเสถียรภาพมากกว่าระบบอื่นๆ ซึ่งสามารถอธิบายได้ว่าการดำเนินระบบที่ป้อนน้ำเสียแบบไม่ต่อเนื่องมีข้อดีกว่าระบบที่ป้อนน้ำเสียอย่างต่อเนื่องเพราะว่าระบบจะมีความสามารถในการคัดเลือกและรักษาตะกอนจุลินทรีย์ไว้ในระบบ ซึ่งการศึกษาของ Papadimitriou *et al.*, 2009 ได้ให้ผลในทางเดียวกันว่าการดำเนินระบบแบบ SBR จะมีประสิทธิภาพดีกว่าแบบ CSTR โดยพบว่าระบบ CSTR จะมีความเข้มข้นสารแขวนลอยและสารอินทรีย์ในน้ำออกที่สูงกว่า นอกจากนั้นยังพบว่าค่า SVI ของสลัดจ์ในระบบ SBR จะมีค่าที่คงที่ตลอดในขณะที่จะมีการเปลี่ยนแปลงไม่คงที่ใน CSTR จึงทำให้การ

ตกตะกอนของถัง SBR ดีกว่าแบบ CSTR Obaja และคณะ(2005)พบว่า SBR เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีภาระบรรทุกสูง สามารถใช้กำจัดน้ำเสียที่มีสารอาหารสูงหรือน้ำเสียที่มีคุณสมบัติพิเศษเช่น มีสารพิษ ได้ดี (Obaja *et al.*, 2005) ทั้งนี้เนื่องจาก SBR เป็นระบบที่ใช้รูปแบบการป้อนน้ำเสียเข้าเป็นจังหวะ ทำให้เกิดช่วงเวลาที่ความเข้มข้นของสารอาหารสูงหลังจากนั้นปริมาณสารอาหารจะลดลงจนอยู่ในช่วงขาดแคลนอาหาร ดังนั้นสภาวะดังกล่าวในระบบจะเกิดการคัดเลือกชนิดของจุลินทรีย์และการปรับตัวของโครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ SBR เพื่อให้สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งเป็นที่น่าสนใจว่าจุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะมีผนังเซลล์ที่หนาซึ่งมีความสามารถที่จะจับตัวและตกตะกอนได้ดี (Eschenhagen *et al.*, 2003) นอกจากนี้ถ้าพิจารณาระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมพบว่าระบบบำบัดแบบ Conventional As จะมีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์มากกว่าระบบ SBR และระบบ Aerated lagoon ตามลำดับ(ภาพที่ 55) ถึงแม้ว่าอาจจะเปรียบเทียบไม่ได้ทุกปัจจัยเนื่องจากทั้ง 3 ระบบมีความหลากหลายของวัตถุดิบที่เข้าโรงงานแตกต่างกันและปริมาณของวัตถุดิบที่ใช้ในแต่ละช่วงเวลาที่ไม่เท่ากันแต่โรงบำบัดทั้ง 3 แห่งจะมีข้าวโพดหวานเป็นหนึ่งในวัตถุดิบที่เหมือนกันดังนั้นจะคาดว่าน่าจะมีโครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์บางส่วนที่คล้ายคลึงกันแต่อาจจะมีสัดส่วนที่แตกต่างกัน ถ้าพิจารณาจาก cluster analysis และ dendrogram ตลอดจนผลของ sequence จะเห็นว่ากลุ่มประชากรชนิดเด่นที่พบจากระบบที่รับน้ำเข้าที่มีคุณสมบัติคล้ายคลึงกันจะใกล้เคียงกัน (ภาพที่ 29 กับ 32 หรือ 41 กับ 44 เป็นต้น) ผลที่ได้สอดคล้องกับงานของ Town และคณะ (2014) ที่พบว่าองค์ประกอบของน้ำเสียเข้าระบบและโครงสร้างประชากรแบคทีเรียตอนเริ่มต้นระบบมีผลต่อการคัดเลือกและการกระจายสัดส่วนของกลุ่มประชากรในระบบโดยได้พบว่าระบบที่รับน้ำเสียที่มีคุณสมบัติเหมือนกันจะมีกลุ่มจุลินทรีย์ชนิดเด่นที่เหมือนกันในระบบบำบัด นอกจากนี้ยังได้เสนอแนะว่า สภาวะของ

สิ่งแวดล้อมโดยรอบ เช่น อุณหภูมิ พีเอช ก็ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงของประชากรจุลินทรีย์เช่นกัน (Town *et al.*, 2014) ซึ่งตรงตามทฤษฎีทางนิเวศวิทยาที่โครงสร้างของประชากรจุลินทรีย์จะเปลี่ยนแปลงตามสิ่งแวดล้อมโดยรอบ (niche theory) ตามที่ได้อ้างถึงในงานของ Huang *et al.*, 2014 และ Laparaa *et al.*, 2002 โดย Laparaa และคณะ (2002) พบว่าจุลินทรีย์ในกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ในระบบจะมีการเปลี่ยนแปลงเสถียรภาพของตัวเองจนกระทั่งคงที่จนเป็นโครงสร้างที่เฉพาะกับระบบบำบัดแต่ละแบบและนำมาซึ่งเสถียรภาพของประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย โดยการเปลี่ยนแปลงจะเริ่มจากกลุ่มประชากรเด่นกลุ่มใหม่ที่จะเริ่มเกิดขึ้นเมื่อมีสิ่งแวดล้อมใหม่ในขณะที่กลุ่มประชากรบางตัวส่วนจาก seed เดิมจะหายไปจากระบบซึ่งจะเป็นการแข่งขันกันระหว่างประชากรจุลินทรีย์ในระบบ

อย่างไรก็ตามเป็นที่น่าสนใจว่าในระบบแบบเดียวกันที่รับน้ำเสียที่มี

คุณสมบัติที่ต่างกันจะมีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่ต่างกัน (ภาพที่ 48 ถึง 53) โดยที่ในระบบที่บำบัดน้ำเสียชุมชนกลับพบความหลากหลายของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ที่มากกว่าระบบที่รับน้ำเสียอุตสาหกรรม เช่นโรงบำบัดที่ 5 (WWTP 5) เป็นระบบบำบัดแบบ SBR และใช้บำบัดน้ำเสียชุมชนก็พบความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่สูงกว่าระบบบำบัดที่ 1 (WWTP 1) ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบเดียวกันแต่ใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม หรือในขณะที่โรงบำบัดที่ 6 (WWTP 6) เป็นระบบบำบัดแบบ Conventional AS และใช้บำบัดน้ำเสียชุมชนก็พบความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่สูงกว่าระบบบำบัดที่ 3 ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบ Conventional AS ที่ใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม ซึ่งได้ผลตรงกับผลงานวิจัยของ Chaganti และคณะ (2012) ที่พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนจะมีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์มากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารและน้ำเสียโรงงานผลิตเอทานอลเนื่องจากมีความหลากหลายของสารอาหารในกลุ่มของสารอินทรีย์

มากกว่าและระบบที่รับสารอาหารที่ไม่หลากหลายเป็นรูปแบบเดียวจะพบความหลากหลายของประชากรที่น้อยกว่าระบบที่รับอาหารที่มีการเปลี่ยนแปลงของคุณสมบัติตลอดเวลา (Chaganti *et al.*, 2012) อย่างไรก็ตามผลที่ได้แตกต่างจากงานของ Moorthy and Eberl 2014 ที่พบว่าระบบบำบัดที่มีรูปแบบการออกแบบและดำเนินระบบแบบเดียวกันจะส่งเสริมความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่คล้ายคลึงกัน เนื่องจากผู้วิจัยพบว่าคุณสมบัติของน้ำเสียเข้าระบบนั้นมีผลต่อโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ในระบบถึงแม้ว่าจะใช้ระบบบำบัดแบบเดียวกัน (ภาพที่ 48 ถึง 53 และ 54) นอกจากนี้ผลการศึกษายังพบว่าระบบที่มีชนิดของน้ำเสียเข้าระบบแบบเดียวกันจะมีโครงสร้างประชากรเด่นที่คล้ายคลึงกันถึงแม้ว่าจะมีการดำเนินระบบบำบัดที่ต่างต่างกัน (WWTP 5 และ WWTP 6) ดังภาพที่ 48 ถึง 53 และ 54

สรุปผลการวิจัย

จากการศึกษาโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของโรงบำบัดทั้ง 6 แห่ง พบว่าปัจจัยในการออกแบบและควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียที่มีผลต่อความหลากหลายของ จุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพได้แก่ ปริมาณและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของน้ำเสีย เข้าระบบ ซึ่งจะรวมถึงคุณสมบัติของน้ำเสียในแต่ละแห่ง นอกจากนั้นรูปแบบของระบบก็พบว่า มีผลต่อโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์โดยที่พบว่าระบบ SBR เป็นระบบที่มีความเสถียรภาพ มากกว่าระบบอื่นๆ นอกจากนั้นยังสร้างความเสถียรให้กับโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์

อย่างไรก็ตามเป็นที่น่าสนใจว่าในรูปแบบของระบบแบบเดียวกันที่รับ น้ำเสียที่มีคุณสมบัติที่แตกต่างกันจะมีความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ที่ต่างกัน โดยที่ในระบบที่บำบัดน้ำเสียชุมชนกลับพบความหลากหลายของโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ที่ มากกว่าระบบที่รับน้ำเสียอุตสาหกรรม

นอกจากนี้ผลการศึกษายังพบว่าในระบบแบบแอกติเวตเตดสลัดจ์ที่มี รูปแบบการดำเนินระบบต่างกัน ไม่ว่าจะเป็น SBR CSTR หรือ Aerated lagoon หรือเป็น ระบบที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีคุณสมบัติต่างกันเช่นน้ำเสียชุมชน หรือน้ำเสียอุตสาหกรรมกลับ พบว่ามีกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความใกล้เคียงกันกันซึ่งเป็นกลุ่มที่มักจะพบโดยทั่วไปในระบบแอกติเวตเตดสลัดจ์ เช่นใน phyla Proteobacteria, and Bacteroidetes แต่ในการศึกษาก็ค้นพบ กลุ่มเชื้อที่มีความแตกต่างกันตามคุณสมบัติของน้ำเสียเข้าระบบและตามปัญหาในการดำเนิน ระบบซึ่งคาดว่าจะเป็แนวทางในการนำไปใช้ในการศึกษาเพิ่มเติมในงานวิจัยต่อเนื่องเพื่อ ป้องกันความล้มเหลวของระบบล่วงหน้าและเพื่อสร้างเสถียรภาพให้กับระบบบำบัดทางชีวภาพ

บรรณานุกรม

- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมการจัดน้ำเสีย เล่มที่ 4. นนทบุรี : ม.ป.พ. 1-645.
- กรมควบคุมมลพิษ. 2546. เกณฑ์แนะนำการออกแบบระบบรวบรวมน้ำเสียและโรงปรับปรุงคุณภาพน้ำของชุมชน. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. 1-109.
- มณฑาทิพย์ ย่นฉลาด; วินัย ปิทยานต์; วิภา สุโรจนะเมธากุล; กาญจนารัตน์ ทวีสุข; ชิตชม อีระงะ. 2544. องค์ประกอบทางชีวเคมีและสารให้กลิ่นรสของพันธุ์มะม่วงในประเทศที่มีศักยภาพในอุตสาหกรรมแปรรูป. การประชุมทางวิชาการของมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ครั้งที่ 39 สาขาประมง สาขาอุตสาหกรรมเกษตร 5-7 กุมภาพันธ์ 2544. 576-583.
- ธงชัย พรธนะสวัสดิ์. 2544. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. กรุงเทพฯ. 1-663.
- Akarsubasi A T, Ince O, Kirdar B, Oz N A, Orhon D, Curtis T P, Head I M, Ince B K. 2005. Effect of wastewater composition on archaeal population diversity. **Water Research**. 39: 1576-1584.
- Amann R I, Ludwig W, Schleifer K H. 1995. Phylogenetic Identification and in-Situ Detection of Individual Microbial-Cells without Cultivation. **Microbiological Reviews** 59, 143-169.
- Arden E, Lockett W T. 1914. Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. **Journal of Society Chemical Industry**. 33: 523-539.

APHA. 1998. Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater, 20th edition: American Public Health Association/ American Water Works Association/ Water Environment Federation, Washington DC.

Barbusinski K (1991) Adaptation of activated sludge to laboratory research conditions. **Environmental Protection Engineering**. 17:57-65.

Beer A.R. and Higgins C., Environmental Planning for Site Development: A manual for sustainable local planning and design, 2nd edition, E&FN Spon, London and Newyork, 1990.

Bishop P.L., Pollution Prevention: Fundamentals and Practice, McGraw-Hill, 2000

Curtis T P, Sloan W T, Scannell J W. 2002. Estimating prokaryotic diversity and its limits. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.99 :10494-10499.

Curtis T P, I.M. Head and W.D. Graham, 2003Theoretical ecology for engineering biology, **Environ. Sci.Technol.** 37 (3) 65A–70A.

Daims H, Purkhold U, Bjerrum L, Arnold E, Wilderer P A, Wagner M. 2001.Nitrofication in sequencing biofilm batch reactors: Lessons from molecular approaches. **Water Science and Technology** 43, 9-18.

De los Reyes FL., Raskin L. (2002) The role of filaments in activated sludge foaming relationship of mycolata levels to foaming initiation and stability. **Water Research**. 36:445-459.

De Mes T, Zeeman G, Lettinga G.2005. Occurrence and fate of estrone, 17β -oestradiol and 17α -ethinyloestradiol in STPs for domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology** 4, 275-311.

Eschenhagen, M.,Schuppler M., Roske I. (2003) Molecular characterization of the microbial community structure in two activated sludge systems for the advanced treatments of domestic effluents. **Water Research**. 37: 3224-3232.

Fernandes, H., Jungles, M.K., Hoffmann, H., Antonio, R.V. Costa, R.H.R. (2013) Full Scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater; Performance and diversity of microbial communities. *Bioresour Technol*, 132. 262-268.

Hammer, Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Huang P., Li L., Kotay SM., Goel R. (2014) Carbon mass balance and microbial ecology in a laboratory scale reactor achieving simultaneous sludge reduction and nutrient removal. **Water research**. 53:153-167.

Kumari SKS, MarrenganeZ,Bux F. (2009) Application of quantitative RT-PCR to determine the distribution of *Microthrixparvicella* in full scale activated sludge treatment systems. **Applied Microbioogy and Biotechnology**. 83: (6) 1135-1141.

Liu, M., T. Xiao, Y. Wu, F. Zhou, W. Zhanga.2011. Temporal distribution of the archaeal community in the Changjiang Estuary hypoxia area and the adjacent East China Sea as determined by denaturing gradient gel electrophoresis and multivariate analysis.**Canadian Journal of Microbiology**. 57: 504-513.

Liu M., Xiao T., Wu Y., Zhou F., Zhanga W., Moura, A., et al. (2009). Characterization of bacterial diversity in two aerated lagoons of a wastewater treatment plant using PCR-DGGE analysis.**Microbiol. Res**. 164: 560-569.

Limpiyakorn T., Kurisu F., Sakamoto Y., Yagi O (2007) Effects of ammonium and nitrite on communities and populations of ammonia-oxidizing bacteria in laboratory-scale continuous-flow reactors. **FEMS microbial Ecology** 60: 501-512.

Metcalf and Eddy. 2003. Wastewater Engineering, Treatment and Reuse: McGraw-Hill. New York.

Moura, A., Tacao, M., Henriques,I., Dias,J., Ferreira,P., Correia, A.(2009). Characterization of bacterial diversity in two aerated lagoons of a wastewater treatment plant using PCR-DGGE analysis.**Microbiological research**.164:560-569.

Muyzer, G., C. Ellen, D. Waal and A.G. Uitterlinden.(1993). Profiling of complex microbial populations by Denaturing Gradient Gel Electrophoresis analysis of

Polymerase Chain Reaction-Amplified genes coding for 16S rRNA. **Appl. Environ. Microbiol.** 59: 695-700.

Muyzer G.1998. Structure, Function and Dynamics of Microbial Communities: the Molecular Biological Approach. In Carvalho GR.,ed. **Advances in Molecular Ecology**: IOS press.

Moharikar A, Purohit H J, Kumar R. 2005. Microbial population dynamics at effluent treatment plants.**Journal of Environmental Monitoring** 7, 552-558.

Moorthy,A.S., Eberl, H.J.(2014) Assessing the influence of reactor system design criteria on the performance of model colon fermentation units. J. **Biosci.Bioeng.** 117:473-484

Papadimitriou, C.V., Samaras, P., Sakellaropoulos,G.P. (2009) Comparative study of phenol and cyanide containing wastewater in CSTR and SBR activated sludge reactors. **Bioresource technology.** 100: 31-37.

Pholchan M K, Baptista J.C., Davenport R.J., Curtis T. P. 2010. Systematic study of the effect of operating variables on reactor performance and microbial diversity in laboratory-scale activated sludge reactors, **Water research** 44(5), 1341-1352.

Rowan A K, Snape J R, Fearnside D, Barer M R, Curtis T P, Head I M. 2003. Composition and diversity of ammonia-oxidising bacterial communities in wastewater treatment reactors of different design treating identical wastewater. **Fems Microbiology Ecology**. 43: 195-206.

Raup D, Crick R E. 1979. Measurement of faunal similarity in paleontology. **Journal of Paleontology**. 53:1213-1227.

Sanz, J.S., and T. Kochling. 2007. Molecular biology techniques used in wastewater treatment: An overview. **Process Biochemistry**. 42:119–133.

Siripong S, Rittmann B E. 2007. Diversity study of nitrifying bacteria in full-scale municipal Wastewater treatment plants. **Water Research**. 41: 1110-1120.

Sumter J P. 1998. Xenoendocrine disrupters-environmental impacts. **Toxicology Letters**. 102-103, 337-342

Tan TW., Ng HY, Ong SI (2008) effect of mean cell residence time on the performance and microbial diversity of pre denitrification submerged membrane bioreactors. **Chemosphere** 70:387-396.

Tocchi C., Federici E., Fidati L., Manzi R., Vincigurerr V., Petruccioli M. (2012) Aerobic treatment of dairy wastewater in an industrial three-reactor plant: Effect of aeration regime on performances and on protozoan and bacterial communities. **Water Research**, 46; 3334-3344.

Wagner M, Loy A.2002. Bacterial community composition and function in sewage treatment systems. **Current Opinion in Biotechnology** 13, 218-227.

.

Wang, X., X. Wen., C. Criddle, H. Yan, Y. Zhang, and K. Ding. 2010. Bacterial community dynamics in two full-scale wastewater treatment systems with functional stability.**Applied Microbiology**. 109: 1218–1226.

Wang X.,WenX.,XiaY.,HuM.,Zhao F., Ding K., (2012) Ammonia oxidizing bacteria community dynamics in pilot-scale wastewater treatment plant. PLOS One 7(4).

Wagner M, Amann R., lemmer H., Schleifer KH., (1993) Probing activated sludge with oligonucleotides specific for proteobacterial inadequacy of culture-dependent methods for describing microbial community structure. **Applied Microbiology Biotechnology** 59: 1520-1525.

Winkler MKH., Kleerebezem R., Khunjar WO., de Bruin B., van Loosdrecht CMM., (2012) Evaluating the solid retention time of bacteria in flocculent and granular sludge. **Water research** 46: 4973-4980.

Wilderer PA., Irvine RL., Gronszy MC., (2001) Sequencing batch reactor technology. IWA Scientific and Technical Report No 10. IWA Publishing, UK.

Yi T., Lee EH., kang S., Shin J., Cho KS (2012) Structure and dynamics of microbial community in full scale activated sludge reactors. **J. Ind Microbial Biotechnology**. 39:19-25.

Yang E., wang J., Wang H., Chen X., Ren S., Li X., Xu Y., Zhang H., Li X., (2012) Evolution of the microbial community in a full-scale printing and dyeing wastewater treatment system. *Bioresour Technol*. 117. 155-163.

Yanling Y., Zhenmei, L.V. , Hang, M., Jun, C. (2008) Dynamic changes of microbial community diversity in a photohydrogen producing reactor monitored by PCR-DGGE. **Journal of environmental sciences**. 20:1118-1125.

Output จากโครงการวิจัยที่ได้รับทุนจาก สกว.

1. ผลงานตีพิมพ์ในวารสารวิชาการนานาชาติ

กำลังอยู่ในช่วงดำเนินการ

2. การนำผลงานวิจัยไปใช้ประโยชน์

2.1 เชิงวิชาการ

2.1.1 มีการพัฒนาต่อยอดงานวิจัยและพัฒนานักวิจัยระดับปริญญาโท โดย ได้

ดำเนินการขอทุนวิจัยระดับปริญญาโทร่วมกับอุตสาหกรรมให้นักศึกษาได้ดำเนินการวิจัย ด้วย
ทุนวิจัย โครงการพัฒนานักวิจัยและเพื่ออุตสาหกรรม (พวอ.) ในชื่อโครงการ การเพิ่ม
ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพโดยการออกแบบกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ด้วยวิธี
แฟคทอเรียล (Enhancing the performance of biological wastewater treatment plant by
microbial consortia with fractional factorial design)

2.1.2 ได้นำผลงานวิจัยไปใช้ในการเรียนการสอนของหลักสูตร เทคโนโลยีชีวภาพ

และเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ในรายวิชาเทคโนโลยีการบำบัดมลพิษ ในหัวข้อการประยุกต์ใช้
เทคโนโลยีดีเอ็นเอในงานสิ่งแวดล้อม

3. ผลงานตีพิมพ์ในวารสารวิชาการในประเทศและการเสนอผลงานในที่ประชุม

วิชาการ ทั้ง

แบบปากเปล่าและโปสเตอร์

3.1 นำเสนอผลงานในรูปแบบโปสเตอร์ ในงานประชุมประจำปี นักวิจัยรุ่นใหม่ พบ
เมธีวิจัยอาวุโส สกว. ครั้งที่ 12 ในหัวข้อ Comparison of microbial diversity in six full scale
activated sludge treatment plants using PCR-DGGE analysis

3.2 นำเสนอผลงานในรูปแบบโปสเตอร์ และตีพิมพ์ full paper ใน Proceedings
จากงานประชุมวิชาการ The 25th Annual meeting of the Thai Society for Biotechnology
and International conference ในหัวข้อ Monitoring bacterial community shifts in the
aerated lagoon treating agricultural processing wastewater

3.3 นำเสนอผลงานในรูปแบบปากเปล่า และตีพิมพ์ full paper ใน Proceedings
จากงานประชุมวิชาการ The 3th International conference on environmental engineering,
science and management ในหัวข้อ Monitoring bacterial community shifts in the SBR
treating agricultural processing wastewater

3.4 นำเสนอผลงานในรูปแบบโปสเตอร์ และตีพิมพ์ full paper ใน Proceedings
จากงานประชุมวิชาการ นเรศวรวิจัย ครั้งที่ 10 เครือข่ายวิจัย สร้างความรู้สู่อาเซียน ในหัวข้อ
Effect of different sewage treatment systems on bacterial community changes นอกจากนี้
ยังได้รับรางวัล The 2nd Runner-up Prize for English poster presentation of research
study