



ใบรับรองวิทยานิพนธ์
บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

ปริญญา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

สาขา

ภาควิชา

เรื่อง การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลังแปรรูปด้วยระบบเลี้ยงตะกอนชนิดที่มีตัวกลางยึดเกาะและไม่มีตัวกลางยึดเกาะสำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง

Comparison of Treatment Efficiency for Wastewater Treatment of Modified Starch Factory Fixed Film Activated Sludge and Conventional Activated Sludge for High Strength Wastewater

นามผู้วิจัย นางสาวกมลดา กมลดาสิงห์

ได้พิจารณาเห็นชอบโดย

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์มงคล ดำรงค์ศรี, Dr.Ing.)

หัวหน้าภาควิชา

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์สุชาติ เหลืองประเสริฐ, Ph.D.)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์รับรองแล้ว

(รองศาสตราจารย์กาญจนา ชีระกุล, D.Agr.)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

วัน เดือน พ.ศ.

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลังแปรรูป
ด้วยระบบเลี้ยงตะกอนชนิดที่มีตัวกลางยึดเกาะและไม่มีตัวกลางยึดเกาะ
สำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง

Comparison of Treatment Efficiency for Wastewater Treatment of Modified Starch Factory
Fixed Film Activated Sludge and Conventional Activated Sludge
for High Strength Wastewater

โดย

นางสาวกมลดา กมลสิงห์

เสนอ

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์
เพื่อความสมบูรณ์แห่งปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม)

พ.ศ. 2558

กมลดา กมลาลิงห์ 2558: การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลังแปรรูปด้วยระบบเลี้ยงตะกอนชนิดที่มีตัวกลางยึดเกาะและไม่มีตัวกลางยึดเกาะสำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง ปรินญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: ผู้ช่วยศาสตราจารย์มงคล คำรงค์ศรี, Dr. Ing. 108 หน้า

การวิจัยนี้ได้ทำการทดลองเพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป ของ บริษัท สยาม มอดิไฟด์ สตาร์ช จำกัด โดย BOD เข้าระบบเฉลี่ย 9,045 mg/l โดยทำการทดลองในการควบคุมค่า F/M ratio 0.2-0.8 kg BOD/kg MLSS.day

เปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ปรากฏว่าที่ F/M ratio 0.2, 0.4, 0.6 และ 0.8 kg BOD/kg MLSS.day ประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 81.45, 72.13, 59.83 และ 44.37 ตามลำดับ และ ประสิทธิภาพการบำบัด BOD มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 90.48, 80.80, 68.50 และ 55.80 ตามลำดับ ส่วนระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง มีประสิทธิภาพการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 85.77, 80.90, 72.20 และ 57.65 ตามลำดับ และ ประสิทธิภาพการบำบัด BOD เฉลี่ยร้อยละ 93.44, 88.00, 78.60 และ 66.70 ตามลำดับ ซึ่งระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีประสิทธิภาพในการบำบัด COD และ BOD สูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางที่ F/M ratio เท่ากัน โดยประสิทธิภาพการบำบัด COD สูงกว่าร้อยละ 4.32, 8.77, 12.37 และ 13.28 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการบำบัด BOD สูงกว่าร้อยละ 2.96, 7.2, 10.10 และ 10.90 ตามลำดับ จึงกล่าวได้ว่า ที่ F/M ratio เท่ากัน ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองมีประสิทธิภาพการบำบัด COD และ BOD สูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางฟุ้งกรอง

ค่าสัมประสิทธิ์ทางชลศาสตร์ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูปของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง พบว่า ค่า Y มีค่า 0.192 และ 0.293 mgMLSS/mgBOD ตามลำดับ ค่า k_d มีค่า 0.007 และ 0.025 ต่อวัน ตามลำดับ ค่า K_s มีค่า 5789.40 และ 3961.46 mg/l ตามลำดับ และ μ_{max} มีค่า 0.39 และ 0.30 ต่อวัน ตามลำดับ

ลายมือชื่อนิสิต

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

Kamala Kamalasing 2015: Comparison of Treatment Efficiency for Wastewater Treatment of Modified Starch Factory Fixed Film Activated Sludge and Conventional Activated Sludge for High Strength Wastewater. Master of Engineering (Environmental Engineering), Major Field: Environmental Engineering, Department of Environmental Engineering. Thesis Advisor: Assistant Professor Mongkol Damrongsri, Dr.Ing. 108 pages.

The research work was studied in order to compare the efficiency between the activated sludge process with media and without media. The synthesis wastewater was the modified starch from Siam Modified Starch Co., Ltd. average 9,045 mg BOD /l. The main parameters to control the system were F/M ratio between 0.2-0.8 kg BOD/kg MLSS.day.

To compare the efficiency between the activated sludge process with media and without media at 0.2, 0.4, 0.6 and 0.8 kg BOD/kg MLSS.day. The results of the efficiency of activated sludge process with without media were 90.48, 80.80, 68.50 and 55.80% BOD and 81.45, 72.13, 59.83 and 44.37% COD, respectively and the efficiency of activated sludge process with media were 93.44, 88.00, 78.60 and 66.70% BOD and 85.77, 80.90, 72.20 and 57.65% COD, respectively. At 0.2, 0.4, 0.6 and 0.8 F/M ratio, the efficiency of activated sludge process with media were higher than the activated sludge process without media equal to 2.96, 7.2, 10.10 and 10.90 in term of BOD and 4.32, 8.77, 12.37 and 13.28 in term of COD, respectively. It is indicated that the water treatment system of activated sludge process with media was better than the activated sludge process without media at each F/M ratio.

In addition, the kinetic coefficient of activated sludge process with media and without media was studied. It was found that the coefficients were 0.192 and 0.293 mg MLSS/mg BOD, respectively. The values of k_d were 0.007 and 0.025 per day, respectively. The values of K_s were 5789.40 and 3961.46 mg/l, respectively. Finally, the values of μ_{max} were 0.39 and 0.30 per day, respectively.

Student's signature

Thesis Advisor's signature

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ ผศ.ดร.มงคล คำรงค์ศรี อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก ที่ได้กรุณาให้ความช่วยเหลือในการวางแผนและสร้างแนวทางในการวิจัยวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ ตลอดจนให้คำปรึกษาแนะนำและตรวจสอบแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ จนวิทยานิพนธ์เล่มนี้เสร็จสมบูรณ์ ขอกราบขอบพระคุณ ผศ.ดร.พิรภานต์ บรรณเจดิกิจ ประธานกรรมการดำเนินการสอบ และ รศ.ดร.เบญจภรณ์ ประภักดี ผู้ทรงคุณวุฒิ ที่ให้คำแนะนำในด้านวิชาการ ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณเป็นอย่างสูงไว้ ณ ที่นี้

ขอกราบขอบพระคุณบริษัท สยาม มอดิฟายด์ สตาร์ช จำกัด (Siam modified Starch) อำเภอลาดหลุมแก้ว จังหวัดปทุมธานี ที่ให้การสนับสนุนทุนในการวิจัย

ทั้งนี้ขอกราบขอบพระคุณอาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ได้อบรมสั่งสอน และมอบความรู้อันเป็นประโยชน์อย่างยิ่ง และขอขอบคุณคุณกาญจนา ทุยเวียง เจ้าหน้าที่ประจำห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ที่ได้ให้ความช่วยเหลือมาโดยตลอดพร้อมทั้งขอกราบขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ในการติดต่อทำเรื่องต่างๆ ให้สะดวกคล่องไปด้วยดี

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณบิดามารดา และขอขอบคุณเพื่อน พี่น้องทุกคนที่คอยให้ความช่วยเหลือ ให้กำลังใจ ชี้นำ และสนับสนุนการทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี ด้วยความดีหรือประโยชน์อันใด เนื่องจากวิทยานิพนธ์เล่มนี้ ขอมอบแด่คุณพ่อ คุณแม่ ที่ได้อบรม และให้กำลังใจผู้วิจัยมาตลอดในทุกเรื่อง

กมลลา กมลาสิงห์

เมษายน 2558

สารบัญ

หน้า

สารบัญ	(1)
สารบัญตาราง	(2)
สารบัญภาพ	(4)
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ	(7)
คำนำ	1
วัตถุประสงค์	3
การตรวจเอกสาร	4
อุปกรณ์และวิธีการ	45
อุปกรณ์	45
วิธีการ	48
ผลและวิจารณ์	53
สรุปและข้อเสนอแนะ	77
สรุป	77
ข้อเสนอแนะ	79
เอกสารและสิ่งอ้างอิง	80
ภาคผนวก	86
ภาคผนวก ก ข้อมูลการทดลอง	87
ภาคผนวก ข รายละเอียดการควบคุมการทำงานของระบบ	99
ภาคผนวก ค ภาพการทดลอง	104
ประวัติการศึกษาและการทำงาน	108

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง	6
2	เกณฑ์ที่ใช้ในการออกแบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยระบบเลี้ยงตะกอน	10
3	ปริมาณของจุลชีพใน Fixed Film ในถังปฏิกรณ์ต่างๆ และที่ความหนาต่างๆ	22
4	ลักษณะสมบัติของตัวกลาง	31
5	พารามิเตอร์และวิธีที่ใช้ในการวิเคราะห์น้ำเสีย	49
6	ค่าตัวแปรที่ใช้ในการทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง	52
7	ค่าพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ในการทดลอง	52
8	คุณสมบัติของน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป	54
9	ค่าที่ได้จากการทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางที่อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบเท่ากัน	60
10	ค่าที่ได้จากการทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางที่ F/M ratio เท่ากัน	61
11	อัตราส่วน BOD : COD ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว (Effluent) ของระบบเลี้ยงตะกอน แบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง	65
12	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาสัมประสิทธิ์ทางจลศาสตร์ (kinetic coefficients) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟูกรอง ที่ F/M ratio ต่างๆ	67
13	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาสัมประสิทธิ์ทางจลศาสตร์ (kinetic coefficients) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางฟูกรอง ที่ F/M ratio ต่างๆ	68
14	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาสัมประสิทธิ์ทางจลศาสตร์ (kinetic coefficients) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟูกรองและไม่มี ที่ F/M ratio ต่างๆ	69
15	ค่าสัมประสิทธิ์ทางจลศาสตร์ (kinetic coefficients) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟูกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ	71
16	ชนิดของจุลินทรีย์ที่พบในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุล	74
17	ค่าที่ได้จากการทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง	76

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางผนวกที่		หน้า
ก1	ค่า MLSS ขณะเดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2 kg.BOD/m ³ .day ของระบบ เลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง	88
ก2	ค่า MLSS ขณะเดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.4 kg.BOD/m ³ .day ของระบบ เลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง	89
ก3	ค่า MLSS ขณะเดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.6 kg.BOD/m ³ .day ของระบบ เลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง	90
ก4	ค่า MLSS ขณะเดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.8 kg.BOD/m ³ .day ของระบบ เลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง	91
ก5	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอน แบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2 kg.BOD/m ³ .day	92
ก6	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอน แบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.4 kg.BOD/m ³ .day	93
ก7	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอน แบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.6 kg.BOD/m ³ .day	94
ก8	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอน แบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.6 kg.BOD/m ³ .day	95
ก9	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่สภาวะสมดุลของ ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ	96
ก10	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด BOD ที่สภาวะสมดุลของ ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ	96
ก11	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาอัตราส่วน BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว (effluent) ที่สภาวะสมดุลของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง	97
ก12	ข้อมูลการทดลองเพื่อหาน้ำหนักตะกอนจุลินทรีย์ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมี ตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ	97
ก13	ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์, SRT (Sludge Retention Time) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ	98

สารบัญภาพ

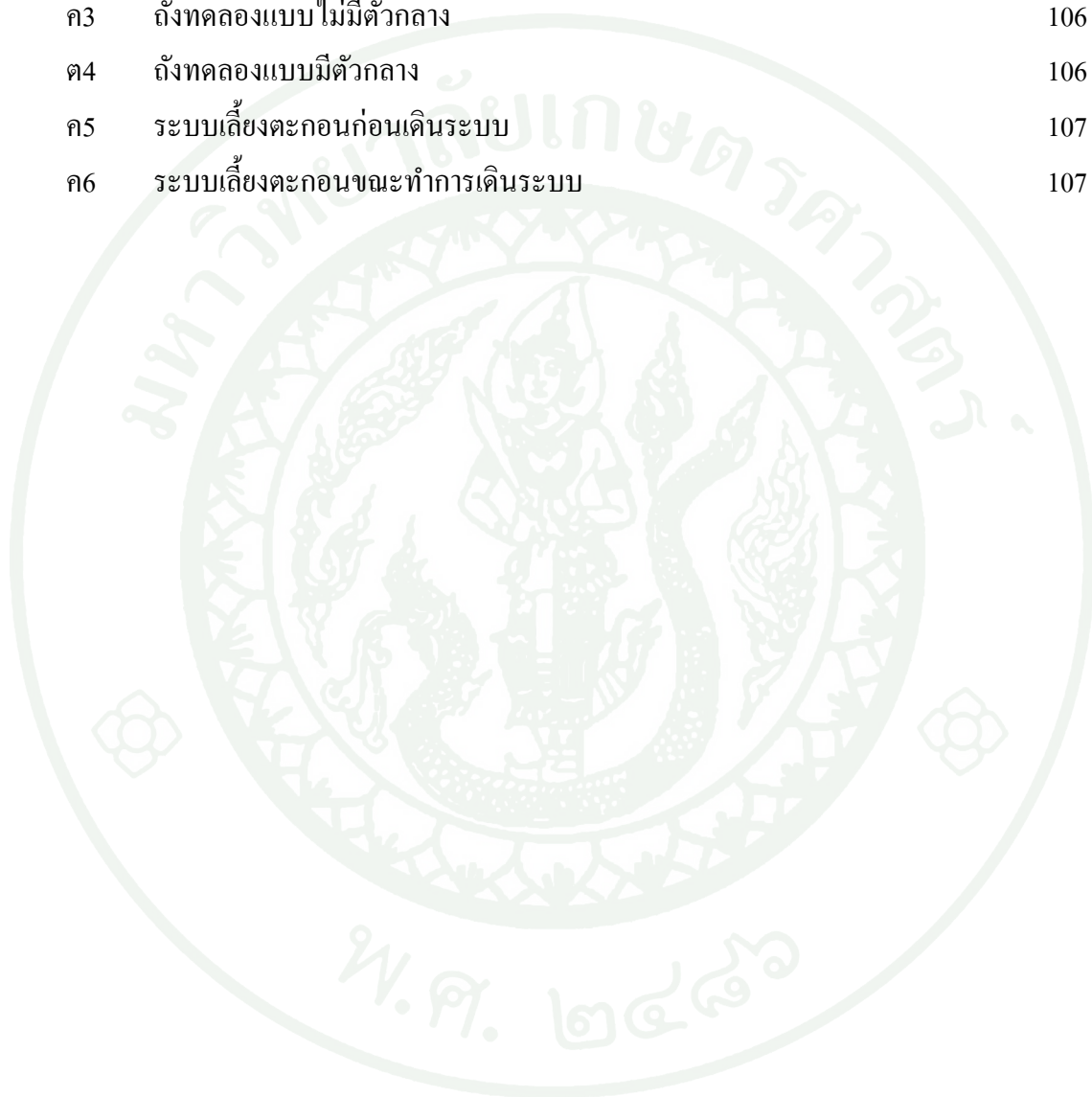
ภาพที่		หน้า
1	กระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังแปรรูป	5
2	ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาแบบเลี้ยงตะกอน	9
3	ขบวนการสลายตัวของอินทรีย์สารในสภาพที่มีอากาศและเชื้อจุลินทรีย์	12
4	การเปลี่ยนแปลงจำนวนจุลินทรีย์กับเวลา	15
5	ลักษณะการเจริญเติบโตของจุลินชีพสำหรับปริมาณอาหารต่างๆ	18
6	ลักษณะชั้นฟิล์มชีวในกรณีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ และออกซิเจน	24
7	สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และออกซิเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิล์มชีว	25
8	ระบบ ไพรยกรอง	27
9	ถัง ไพรยกรอง (Trickling Filter)	27
10	ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ	28
11	ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor)	29
12	ชนิดของตัวกลาง	30
13	จุลินทรีย์ที่ดีในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ	39
14	จุลินทรีย์ที่ไม่ดีในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ	40
15	ถังทดลองที่ใช้ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางฟูกรอง	46
16	ถังทดลองที่ใช้ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟูกรอง	47
17	ตัวกลางฟูกรองที่ใช้ในการทดลอง	47
18	แผนผังการติดตั้งแบบจำลองระบบเลี้ยงตะกอนที่ใช้ในการทดลอง	50
19	การติดตั้งแบบจำลองระบบเลี้ยงตะกอนที่ใช้ในการทดลอง	50
20	แผนผังวิธีการทดลองวิเคราะห์หาประสิทธิภาพของระบบต่อผลจากการเปลี่ยนแปลง ค่า F/M ratio ที่ 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 kg COD/kg MLSS•day	51
21	ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟูกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M เท่ากับ 0.2 kg BOD/ MLSS.day	55
22	ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟูกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M เท่ากับ 0.4 kgBOD/ MLSS.day	55

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
23	ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M เท่ากับ 0.6 kgBOD/ MLSS.day	56
24	ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M เท่ากับ 0.8 kgBOD/ MLSS.day	57
25	ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการกำจัด COD กับ F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง	58
26	ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการกำจัด BOD กับ F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง	58
27	ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์, SRT (Sludge RetentionTime)กับ F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง	63
28	ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์, SRT (Sludge RetentionTime) กับ F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง	63
29	ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราส่วนของ BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว กับค่า F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง	65
30	ความสัมพันธ์ระหว่าง $1/\theta_c$ และ U ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรอง	67
31	ความสัมพันธ์ระหว่าง $1/\theta_c$ และ U ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง	68
32	ความสัมพันธ์ระหว่าง $1/\mu$ และ $1/S$ ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง	70
33	ความสัมพันธ์ระหว่าง $1/\mu$ และ $1/S$ ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง	70
34	การเกาะติดของจุลินทรีย์บนตัวกลางฟุ้งกรอง	74
35	จุลินทรีย์ที่พบในถังทดลอง ภายใต้กล้องจุลินทรีย์	75
ภาพผนวกที่		
ค1	แป้งมันสำปะหลังแปรรูปที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์	105
ค2	บ่อเลี้ยงตะกอนที่ทำการเก็บเชื้อตะกอนจุลินทรีย์	105

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพผนวกที่		หน้า
ค3	ถังทดลองแบบไม่มีตัวกลาง	106
ค4	ถังทดลองแบบมีตัวกลาง	106
ค5	ระบบเลี้ยงตะกอนก่อนเดินระบบ	107
ค6	ระบบเลี้ยงตะกอนขณะทำการเดินระบบ	107



คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

AS	=	Activated sludge process
BASS	=	Biomass Attached in form of Suspended Solids (mg/l)
BOD	=	Biochemical Oxygen Demand (mg/l)
COD	=	Chemical Oxygen Demand (mg/l)
FAS	=	Fixed film activated sludge process
F/M	=	อัตราส่วนระหว่างอาหารต่อจุลินทรีย์, Food to microorganism ratio (kg BOD/kg MLVSS.day)
k	=	อัตราการใช้สารอาหารสูงสุดต่อหน่วยน้ำหนักจุลินทรีย์, Maximum rate of substrate utilization (day ⁻¹)
k _d	=	สัมประสิทธิ์การตายและสลายตัวของจุลินทรีย์, Endogenous decay coefficient (day ⁻¹)
K _s	=	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย เมื่อมีอัตราการย่อยสลายเท่ากับครึ่งหนึ่งของ อัตราสูงสุด, half velocity coefficient (mg/l)
M _T	=	ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด (g)
M _{T1}	=	ปริมาณจุลินทรีย์ที่อยู่ในรูป Suspended growth (g)
M _{T2}	=	ปริมาณจุลินทรีย์ในรูป Biofilm ที่เกาะตัวกลาง (g)
M _w	=	ปริมาณจุลินทรีย์ที่ออกจากระบบ (g/d)
MLSS	=	ปริมาณหรือความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ (mg/l)
pH	=	Power of Hydrogen ion, ค่าแสดงความเป็นกรด-ด่าง
Q	=	อัตราการไหล (l/day)
Q _w	=	อัตราการสูบตะกอนส่วนเกินออกจากระบบ (l/day)
S	=	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย (mg/l)
S ₀	=	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่เข้าระบบ (mg/l)
SRT	=	ระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์, Sludge Retention Time (day)
SV ₃₀	=	ปริมาตรตะกอนที่ตกที่เวลา 30 นาที (ml/l)
U	=	อัตราส่วนการใช้สารอาหารจำเพาะ, Substrate utilization rate (gBOD/mgMLSS.day)
V	=	ปริมาตรของถังปฏิกรณ์ (l)

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

VAM	=	ไวนิลอะซีเตตมอนอเมอร์ (vinyl acetate monomer) มีสูตรเคมี คือ $C_4H_6O_2$
X	=	ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ วัดในรูป MLSS (mg/l)
X_w	=	ความเข้มข้นของตะกอนส่วนเกินที่ออกจากระบบ (mg/l)
Y	=	สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของ จุลินทรีย์ต่อน้ำหนักสารอินทรีย์, growth yield coefficient, (gMLSS/gBOD)
μ	=	อัตราการเจริญเติบโตสุทธิของจุลินทรีย์, specific growth rate coefficient (day^{-1})
μ_{max}	=	อัตราการเจริญเติบโตสูงสุดของจุลินทรีย์, maximum specific growth rate coefficient (day^{-1})
η	=	ประสิทธิภาพการบำบัด, efficiency (%)
θ_c	=	ค่าอายุตะกอน, sludge age (day)

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลังแปรรูป
ด้วยระบบเลี้ยงตะกอนชนิดที่มีตัวกลางยึดเกาะและไม่มีตัวกลางยึดเกาะ
สำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง

Comparison of Treatment Efficiency for Wastewater Treatment of Modified
Starch Factory Fixed Film Activated Sludge and Conventional Activated Sludge
for High Strength Wastewater

คำนำ

ปัญหาน้ำเสียที่เกิดขึ้นโดยทั่วไป พบว่า เกิดขึ้นพร้อมกับการเจริญเติบโตของชุมชน ทั้งนี้ เพราะน้ำเสียเกิดขึ้นจากการใช้น้ำเพื่อวัตถุประสงค์ต่างๆ ในสมัยก่อน น้ำเสียที่เกิดขึ้นมีปริมาณน้อย เมื่อมีการระบายน้ำเสียลงสู่แหล่งน้ำ ปัญหาการเน่าเสียของแหล่งน้ำจะไม่ค่อยเกิดขึ้น เนื่องจากธรรมชาติสามารถที่จะบำบัดน้ำเสียได้ แต่เมื่อเกิดการพัฒนาทางด้านชุมชนและอุตสาหกรรมมากขึ้น ทำให้ปริมาณของน้ำเสียมีเพิ่มมากขึ้น จนธรรมชาติไม่สามารถรองรับได้ การเน่าเสียของน้ำ จึงปรากฏขึ้นอย่างเด่นชัด ทำให้จำเป็นต้องมีวิธีบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีต่างๆ

ปัจจุบันน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลังแปรรูป (Modified starch) ถือได้ว่าเป็นน้ำเสียที่มีความสกปรกของปริมาณสารอินทรีย์สูง โดยองค์ประกอบส่วนใหญ่อยู่ในรูปของสารอินทรีย์ทั้งประเภทที่เป็นอาหารให้จุลินทรีย์ได้ดี และที่มีการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ซึ่งเกิดจากสารพิษบางประเภท เช่น Vinyl acetate monomer (VAM), Acetaldehyde, Acetic acid และ Propylene glycol เป็นต้น โดยสารพิษไวนิลอะซีเตตมอนอเมอร์ (VAM) ก่อให้เกิดปัญหาในเรื่องกลิ่นรบกวน และเป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ดังนั้น การปล่อยน้ำเสียเหล่านี้ลงสู่สิ่งแวดล้อมจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศ เช่น ทำให้แหล่งน้ำคูลำรางเกิดเกิดการเน่าเสีย ส่งผลต่อทัศนียภาพและความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายน้ำลดลง เป็นต้น (Pena et al., 2003)

จากปัญหาที่เกิดขึ้นนี้ทำให้ต้องมีการปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งก่อนที่จะถ่ายเทลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติ ในการบำบัดน้ำเสียดังกล่าว มีหลายวิธี เช่น การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ การใช้เทคโนโลยีเยื่อแผ่น โอโซนชัน และระบบเลี้ยงตะกอน เป็นต้น ซึ่งระบบเลี้ยงตะกอนเป็นทางเลือก

หนึ่งในการบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพ ซึ่งในปัจจุบันนี้เป็นระบบที่ได้รับความนิยมแพร่หลาย แต่อย่างไรก็ตาม ระบบนี้ยังคงมีความยุ่งยากในเรื่องของการเลี้ยงตะกอนในถังเติมอากาศเพื่อให้มีปริมาณเพียงพอการตกตะกอนของมวลจุลินทรีย์ในถังตกตะกอน รวมไปถึงงบประมาณในการดำเนินการค่อนข้างสูง จึงได้มีการคิดค้นประยุกต์ระบบเลี้ยงตะกอนในแบบต่างๆ ขึ้นมาเพื่อให้สามารถบำบัดน้ำเสียได้ประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น

โดยใช้ทฤษฎีเกี่ยวกับการเกาะติดของจุลินทรีย์ (Fixed Film) ซึ่งเป็นทฤษฎีหนึ่งที่ได้มีการนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียการศึกษาครั้งนี้ เป็นการศึกษาในห้องปฏิบัติการเพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบเลี้ยงตะกอนที่มีตัวกลางเป็นฟองกรอง ซึ่งมีพื้นที่ผิวสัมผัสมากสามารถหาได้ง่ายราคาไม่แพง ฟองกรองดังกล่าวจะใช้เป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ซึ่งในทางทฤษฎีแล้วสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของระบบได้

วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพของการใช้ตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ (Attached Growth Media) ประเภทฟุ้งกรองในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรอง (Fixed Film Activated Sludge) และไม่มีตัวกลาง (Activated Sludge)
2. เพื่อศึกษาหาสัมประสิทธิ์ทางพลศาสตร์ (Kinetic coefficients) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป

ขอบเขตการศึกษา

1. น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป ของบริษัท สยาม มอดิฟายด์ สตาร์ช จำกัด (Siam Modified Starch) อำเภอลาดหลุมแก้ว จังหวัดปทุมธานี
2. งานวิจัยครั้งนี้ทำการทดลองการใช้ฟุ้งกรองในการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเลี้ยงตะกอน ในการบำบัดน้ำเสียน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป ของบริษัท สยาม มอดิฟายด์ สตาร์ช จำกัด (Siam Modified Starch) อำเภอลาดหลุมแก้ว จังหวัดปทุมธานี โดยใช้แบบจำลองระบบเลี้ยงตะกอน ดำเนินระบบแบบต่อเนื่อง (Continuous-Flow) แบ่งการทดลองออกเป็น 4 ตอนตาม F/M ratio 0.2, 0.4, 0.6 และ 0.8 kg BOD/kg MLSS•day ซึ่งมีแบบจำลองระบบเลี้ยงตะกอน 2 ชุดแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง
3. การทดลองทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในแต่ละตอน โดยจะศึกษาประสิทธิภาพในการลดค่า COD และ BOD ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 kg BOD/kg MLSS•day

การตรวจเอกสาร

1. แป้งมันสำปะหลัง

มันสำปะหลังเป็นสินค้าเกษตรที่มีความสำคัญชนิดหนึ่งของโลก มีปริมาณการผลิตกว่า 200 ล้านตันต่อปี โดยการผลิตมีแนวโน้มขยายตัวเพิ่มขึ้น อย่างต่อเนื่อง มันสำปะหลังมีแหล่งเพาะปลูกที่สำคัญอยู่ในแถบอเมริกาใต้ แอฟริกา และเอเชีย มีผู้ผลิตที่สำคัญ 5 อันดับแรก ได้แก่ ไนจีเรีย บราซิล ไทย อินโดนีเซีย และคองโก ตามลำดับ ซึ่งผลผลิตมันสำปะหลังส่วนใหญ่กว่าร้อยละ 80 ใช้บริโภคเป็นอาหาร ทั้งบริโภคโดยตรง หรือใช้ในอุตสาหกรรมอาหารและอาหารสัตว์ ด้านการค้ามันสำปะหลังและผลิตภัณฑ์ในตลาดโลกหลักๆ จะอยู่ในรูปของผลิตภัณฑ์แปรรูปขึ้นพื้นฐาน ได้แก่ แป้งมันสำปะหลัง และมันสำปะหลังเส้นหรืออัดเม็ด โดยโครงสร้างตลาดของผลิตภัณฑ์แป้งมันสำปะหลัง มีผู้ส่งออกสำคัญ ได้แก่ ไทย และเวียดนาม ด้านผู้นำเข้า ได้แก่ จีน อินโดนีเซีย ญี่ปุ่น ใต้หวัน และมาเลเซีย ส่วนผลิตภัณฑ์มันสำปะหลังเส้นหรืออัดเม็ด มีผู้ส่งออกสำคัญ ได้แก่ ไทย เวียดนาม และอินโดนีเซีย ด้านผู้นำเข้า ได้แก่ จีน เกาหลีใต้ และสหภาพยุโรป สำหรับประเทศไทยมันสำปะหลังนับเป็นพืชเศรษฐกิจเชิงพาณิชย์ที่สำคัญ มีปริมาณการผลิตมากกว่า 20 ล้านตันในแต่ละปี โดยใช้ภายในประเทศคิดเป็นประมาณร้อยละ 30 ส่วนที่เหลือส่งออกไปยังตลาดโลก ซึ่งไทยเองเป็นผู้ส่งออกมันสำปะหลังและผลิตภัณฑ์อยู่ในอันดับที่หนึ่งในตลาดโลกอย่างต่อเนื่อง

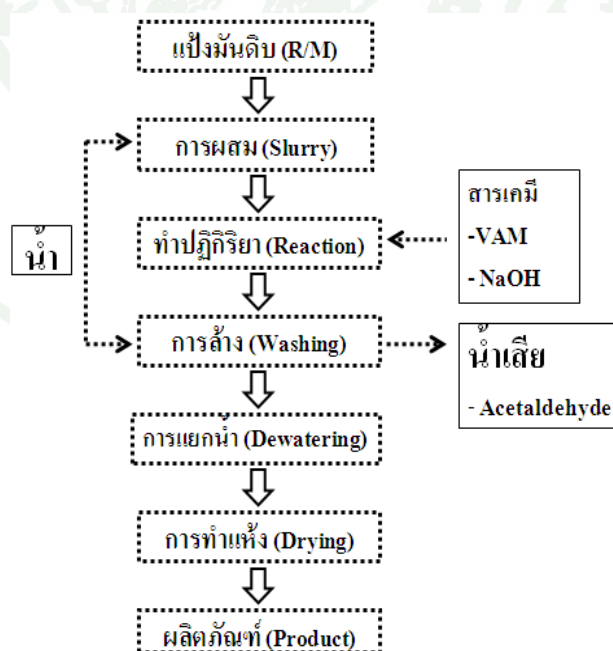
แป้งดิบ ที่ภาษาอังกฤษเรียก Starch คือ แป้งดิบที่สกัดเอาเยื่อใยออกแล้วใช้เป็นอาหารมนุษย์ อาหารทารก เป็นเครื่องปรุงอาหารหลายชนิด ใช้ ทำวุ้นเส้น ทำเบียร์ และใช้ในอุตสาหกรรมต่างๆ เป็นตัวทำให้สารติดแน่น คงรูปร่าง ใช้ในอุตสาหกรรมสิ่งทอ อุตสาหกรรมซักกรี๊ด อุตสาหกรรมทำกระดาษ แป้งเปียก แอลกอฮอล์ อะซิโตน ยา กลูโคส และแป้งแปรรูปโดยสามารถแบ่งได้ตามลักษณะการผลิตเป็น 2 ประเภท คือ

1.1 แป้งดิบหรือแป้งมันสำปะหลังดิบ (Native Starch) เป็นแป้งที่ได้จากหัวมันสด ด้วยขบวนการแยกกากโปรตีน ฯลฯ ปัจจุบันมีโรงงานประมาณ 85 โรง แต่ทำการผลิตจริงเพียง 49 โรงงาน กำลังการผลิตรวมทั้งสิ้น 2 - 2.5 ล้านตันต่อปี ผลผลิตเฉลี่ยทั้งอุตสาหกรรม (ผลิตได้จริง) ประมาณ 1.76 ล้านตันต่อปี

1.2 แป้งมันสำปะหลังแปรรูป (Modified Starch) เป็นแป้งที่ได้จากการนำแป้งมันสำปะหลังดิบ (Native starch) มาเปลี่ยนแปลงคุณสมบัติทางเคมีหรือฟิสิกส์ เพื่อเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของโมเลกุลให้เหมาะสมกับการใช้ประโยชน์ในอุตสาหกรรมต่างๆ เนื่องจากตัวแป้งมันสำปะหลัง (Native starch) มีคุณสมบัติบางประการที่ยังไม่ตรงกับความต้องการนำมาใช้เป็นวัตถุดิบในการผลิตสินค้าบางชนิด เช่น ในการผลิตกระดาษ แป้งมันสำปะหลังจะเหนียวเกินกว่าที่เครื่องเคลือบจะทำงานได้ หรือหากนำน้ำแป้งไปเก็บไว้ในที่ที่มีอุณหภูมิต่ำ จะทำให้น้ำที่ผสมอยู่แยกจากตัวแป้ง ทำให้ไม่เหมาะสมกับการทำน้ำสกัด ดังนั้น จึงได้มีความพยายามในการปรับปรุงคุณสมบัติของแป้ง เพื่อให้เหมาะสมกับการนำไปใช้งานในรูปแบบแป้งแปรรูป (Modified starch) โดยการนำแป้งมาผ่านกรรมวิธีการเปลี่ยนแปลงโครงสร้าง ทำให้มีสมบัติเปลี่ยนไปตามที่ต้องการ เช่น ความหนืดลดลง คงตัวต่อความร้อน กรด และแรงเคียน กรรมวิธีการผลิตโดยวิธีทางเคมี ภายภาพเอนไซม์หรือโดยจุลินทรีย์ โดยปกติการผลิตแป้งมันสำปะหลังแปรรูปใช้อัตราแป้งดิบ 1 กิโลกรัมต่อแป้งแปรรูป 0.93 กิโลกรัม (ศูนย์วิจัยมันสำปะหลังและผลิตภัณฑ์, 2551)

1.2.1 กระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังแปรรูป

กระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังแปรรูปมีขั้นตอนการผลิตต่างๆ ซึ่งประกอบด้วย กระบวนการดังแสดงในภาพที่ 1



ภาพที่ 1 กระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลังแปรรูป

1.2.2 ลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง

โดยทั่วไปแป้งมันสำปะหลัง 1 ตัน ก่อให้เกิดน้ำเสียประมาณ 10 – 20 ลูกบาศก์เมตร และมีภาระความสกปรกของสารอินทรีย์สูง โดยค่าบีโอดี ประมาณ 2,575-19,500 mg/l ค่าซีโอดี ประมาณ 6,046-52,399 mg/l ปริมาณของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 999-15,710 mg/l ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง แสดงดังตารางที่ 1

ตารางที่ 1 ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง

พารามิเตอร์	น้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง
พีเอช (pH)	5.1 - 7.4
ของแข็งแขวนลอย (mg/l)	999 - 15,710
บีโอดี (mg/l)	2,575 - 19,500
ซีโอดี (mg/l)	6,046 - 52,399

ที่มา : กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2554)

2. การบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังแปรรูป

การบำบัดน้ำเสียเป็นการกำจัดสารต่างๆ ที่ปนเปื้อนทำให้เกิดน้ำเสีย ประกอบด้วย วิธีการหลายวิธีการ สามารถแบ่งออกได้เป็น 3 วิธี คือ วิธีการบำบัดทางกายภาพ (Physical treatment) วิธีการบำบัดทางเคมี (Chemical treatment) และวิธีการบำบัดทางชีวภาพ (Biological treatment) สำหรับอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยานับเป็นวิธีการที่เหมาะสม เนื่องจากของเสียอยู่ในรูปสารอินทรีย์ และสามารถเป็นอาหารให้จุลินทรีย์ได้ดี

การบำบัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยา

การบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยา เป็นวิธีที่ใช้กันมากที่สุดในกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่อยู่ในรูปของสารละลาย และอนุภาคคอลลอยด์ โดยใช้จุลินทรีย์ซึ่งส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียไปทำลายสารละลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง ด้วยปฏิกิริยาชีวเคมีแบบใช้ออกซิเจน และแบบไม่ใช้

ออกซิเจน ดังนั้น การกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีชีววิทยาจึงแบ่งตามปฏิกิริยาชีวเคมีออกได้เป็น การกำจัดแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Treatment) และการกำจัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Treatment)

ระบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยชีววิทยาแบบใช้ออกซิเจน

การกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีชีววิทยาแบบใช้ออกซิเจนมีหลายระบบ เริ่มตั้งแต่ Oxidation Pond ง่ายที่สุด อาศัยธรรมชาติมากที่สุด และไม่มีเครื่องจักรอุปกรณ์ใดๆเลย จนถึงระบบเลี้ยงตะกอนที่ยุ่งยาก และใช้เครื่องจักรกลมากที่สุด อย่างไรก็ตาม ระบบกำจัดต่างๆนี้ อาศัยหลักการเดียวกัน คือใช้แบคทีเรียเป็นตัวกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้น ระบบกำจัดแต่ละระบบจึงแตกต่างกันตรงวิธีการใช้ออกซิเจนและการควบคุมปฏิกิริยาของแบคทีเรีย

ในการกำจัดแบบใช้ออกซิเจนน้ำทิ้งจะต้องอาหารเสริมอย่างเพียงพอ อัตราส่วน BOD:N:P สูงสุดประมาณ 100:5:1 นอกจากนี้ น้ำทิ้งต้องมีคุณสมบัติที่ไม่ขัดต่อการเจริญของแบคทีเรีย ส่วนอุณหภูมิและ pH ที่เหมาะสม และไม่มีสารที่เป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สำคัญที่สุดคือ ในน้ำทิ้งจะต้องมีปริมาณออกซิเจนเพียงพอ มิฉะนั้น ปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจนจะกลายเป็นแบบไม่ใช้ออกซิเจน ทำให้น้ำทิ้งเน่าเหม็น ซึ่งหมายถึง ความล้มเหลวของระบบกำจัดนี้ แบคทีเรียที่ใช้สำหรับระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจนแบ่งได้เป็นสองพวกใหญ่ๆ คือ

- 1) พวกแบคทีเรียอยู่ในลักษณะแขวนลอย (Suspended growth) ได้แก่ ระบบ Oxidation Pond, Aerated Lagoons และระบบเลี้ยงตะกอน
- 2) พวกที่แบคทีเรียยึดเกาะติดตัวกลางอย่างหนึ่ง (Attached growth) ซึ่งอาจเกาะอยู่กับที่ (Fixed Bed) ได้แก่ระบบ Trickling Filter หรือเคลื่อนที่ (Moving Bed) ได้แก่ ระบบ Biological Disc

3. ระบบเลี้ยงตะกอน

3.1 ประวัติความเป็นมาระบบเลี้ยงตะกอน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเลี้ยงตะกอนนี้ เริ่มการใช้เป็นครั้งแรกที่ประเทศอังกฤษตั้งแต่ปี ค.ศ.1900 และมีการปรับปรุงให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้น ตามลำดับ ในปีค.ศ. 1912

คลาร์คทำงานอยู่ที่ Lawrence Experimental Station ได้ศึกษาเกี่ยวกับการทำน้ำเสียให้สะอาด (Waste Purification) โดยการผ่านน้ำเสียเข้าไปในถังเดิมอากาศที่มีพวกจุลินทรีย์อยู่ในนั้น พวกจุลินทรีย์จะทำหน้าที่กำจัดน้ำเสียนั้น ต่อมาได้มีการทดลองหาวิธีปรับปรุงระบบเดิม ทำให้น้ำเสียเมื่อผ่านการบำบัดแล้วมีความสะอาดยิ่งขึ้น โดยทำแบบให้น้ำโสโครกผ่านไปถังเดิมอากาศที่มีจุลินทรีย์และทำให้ตะกอนที่มีชีวิต (Active Activated Sludge) ไปตกตะกอนก่อนแล้วเอาตะกอนบางส่วนย้อนกลับ (Recycle) เข้ามาในระบบบำบัดอีก ซึ่งเป็นการเก็บตัวจุลินทรีย์ไว้ในระบบบำบัดแทนที่จะปล่อยให้รั่วไหลไปกับน้ำทิ้ง

ปี ค.ศ. 1963 แมคคินนีย์ ได้คิดปรับปรุงเกี่ยวกับระบบบำบัดน้ำเสียนี้โดยใช้รูปแบบทางด้านคณิตศาสตร์ (Mathematical Model) มาอธิบายทำให้การออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบผสมกันตลอดระบบ (Complete Mixed Activated Sludge) ซึ่งได้ตีพิมพ์เผยแพร่ในปีค.ศ. 1968, 1969 และ 1970 ได้มีผู้นำเอาความรู้นี้ไปใช้ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียกันอย่างแพร่หลาย ต่อมาแอนเคนเฟลเดอร์ ได้ศึกษาเพิ่มเติมเกี่ยวกับการบำบัดน้ำเสียแบบ Complete Mix ได้เขียนสมการที่เกี่ยวข้องของตัวต่างๆ เข้าด้วยกัน โดยใช้ชื่อที่รู้จักกันในทางวิทยาศาสตร์แทนทำให้สามารถเข้าใจเรื่องนี้กันอย่างกว้างขวางยิ่งขึ้น

ในทศวรรษที่ผ่านมา ได้มีงานวิจัยมากมายในการจะนำเอาระบบกำจัดน้ำเสียที่ใช้ ออกซิเจนต่างๆ มาผสมกับระบบอื่นๆ เพื่อให้ง่ายต่อการปฏิบัติความสามารถในการรับ Shock load และเพื่อประหยัดค่าใช้จ่ายในการบำบัดระบบเลี้ยงตะกอน เป็นระบบหนึ่งที่ได้มีการพัฒนาโดยนำไปผสมกับระบบ Aerobic อื่นๆ มากมายเพื่อให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียมากยิ่งขึ้น ตัวอย่าง ได้แก่

- 1) Activated Biofilter
- 2) Trickling Filter Followed by Solid Contactor
- 3) Roughing Filter Followed by an Activated Sludge Process
- 4) Biofilter Followed by an Activated Sludge Process
- 5) Trickling Filter Followed by an Activated Sludge Process

(Metcalf and Eddy, 1991)

3.2 ทฤษฎีของระบบเลี้ยงตะกอน



ภาพที่ 2 ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาแบบเลี้ยงตะกอน

ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ (2556)

ระบบเลี้ยงตะกอนเป็นระบบที่ใช้กันอย่างแพร่หลาย และเหมาะสมในกรณีที่มีที่ดินจำกัด และมีราคาแพง รวมทั้ง ต้องการน้ำทิ้งที่มีคุณภาพสูง ซึ่งเกณฑ์ที่ใช้ในการออกแบบบำบัดน้ำทิ้ง ด้วยระบบเลี้ยงตะกอน แสดงไว้ใน ตารางที่ 2 ระบบเลี้ยงตะกอนมีกลไกในการทำงานดังแสดงในภาพที่ 2 ซึ่งระบบเลี้ยงตะกอนนี้มีส่วนสำคัญ 2 ส่วน คือ ถังเติมอากาศ และถังตกตะกอน โดยที่น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดเบื้องต้น (Preliminary or Primary Treatment; PT) ก่อนแล้วก็จะไหลเข้าถังเติมอากาศ (Aeration Tank; AT) ซึ่งจะต้องเติมอากาศอยู่นาน 6-24 ชั่วโมง ซึ่งการเติมอากาศนี้เป็นการเร่งปฏิกิริยาของเชื้อจุลินทรีย์ (Mixed Liquor Suspended; MLSS) ในการสันดาปกับอินทรีย์สารที่มีอยู่ในน้ำเสีย เพื่อให้ผลพลอยได้สุดท้ายเป็น CO_2 , H_2O , NO_3 , SO_4 , PO_4 รวมทั้งจำนวนจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นในสถานะที่มีการเติมอากาศเข้าไป หรือ Aerobic Process เมื่อเชื้อจุลินทรีย์มีเพิ่มมากขึ้นแล้ว ในถังเติมอากาศก็จะมีกรปล่อยให้ตกตะกอนในถังตกตะกอน แยกเอาส่วนใสที่เป็นส่วนบำบัดแล้วลงแหล่งน้ำสาธารณะต่อไป ตะกอนจากถังตกตะกอนก็จะหมุนเวียนกลับไปยังถังเติมอากาศ และส่งตะกอนส่วนเกินไปกำจัดต่อไป

ตารางที่ 2 เกณฑ์ที่ใช้ในการออกแบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยระบบเลี้ยงตะกอน

Process Modification	SRT (days)	F/M ratio (g BOD/ gMLSS•d)	VL (kg.BOD/ m ³ •day)	MLSS (mg/l)	V/Q (hr.)
Conventional	3-15	0.2-0.4	0.32-0.64	1500-3000	4-8
Complete-mix	3-15	0.2-0.6	0.80-1.92	2500-4000	3-5
Step –feed Aeration	3-15	0.2-0.4	0.64-0.96	2000-2500	3-5
Modified Aeration	0.2	1.50	1.20-2.40	200-1000	1.5-3
Contact Stabilization	5-10	0.2-0.6	0.96-1.20	(1000-3000) ^a (4000-10000) ^b	(0.5-1.0) ^a (3-6) ^b
Extended Aeration	20-30	0.05-0.15	0.16-0.40	3000-6000	18-36
High-rate Aeration	5-10	0.4-1.5	1.60-16.0	4000-10000	2-4
Kraus Process	5-15	0.3-0.8	0.64-1.60	2000-3000	4-8
High-purity Oxygen	3-10	0.25-1.0	1.60-3.20	2000-5000	1-3
Oxidation Ditch	10-30	0.05-0.30	0.08-0.48	3000-5000	8-36
Sequencing Batch Reactor	N/A	0.5-6.0	0.08-0.24	1500-5000	12-50
Deep Shat Reactor	N/A	0.5-5.0	N/A	N/A	0.5-5
Single-state Nitrification	8-20	0.10-0.25	0.80-0.32	2000-3000	6-15
Separated Stage Nitrification	15-100	0.50-0.20	0.50-0.14	2000-3500	3-6

หมายเหตุ a ถึง Contact, b ถึง Solid Stabilization

ที่มา: Metcalf and Eddy (2004)

ระบบเลี้ยงตะกอนมีแบบปลีกย่อยหลายแบบ แต่ทุกแบบมีหลักการเหมือนกัน กล่าวคือ ระบบจะต้องประกอบด้วยถังปฏิกิริยา ซึ่งเป็นถังเติมอากาศ (Aeration Tank) และถังตกตะกอน น้ำทิ้ง จะถูกสูบมาเข้าถังเติมอากาศ เพื่อทำปฏิกิริยากับแบคทีเรีย อัตราการทำลาย BOD โดยแบคทีเรียจะถูกร่งให้เร็วขึ้นโดยการเพิ่มปริมาณออกซิเจน และปริมาณแบคทีเรีย ดังนั้นแบคทีเรียจะทำลาย BOD ในน้ำทิ้งและเจริญเติบโตเพิ่มจำนวนขึ้นอย่างรวดเร็ว ปริมาณแบคทีเรียในถังเติมอากาศจะมีมาก จนจับกันเป็นตะกอนชิ้นใหญ่มีสีน้ำตาลเข้ม ซึ่งเรียกว่า Activated Sludge น้ำ

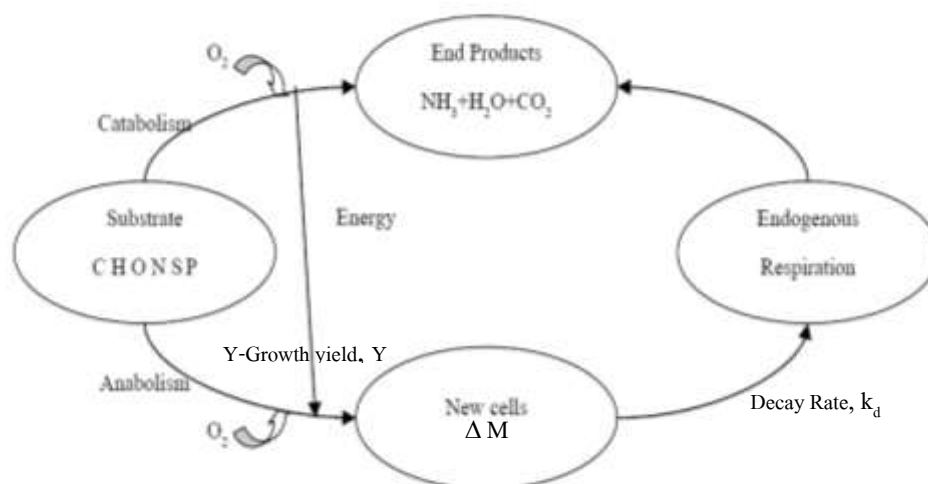
ผสมระหว่างน้ำทิ้งกับตะกอนแบคทีเรียในถังเติมอากาศ เรียกว่า Mixed Liquor ในถังเติมอากาศจะมีระบบเติมอากาศ เพื่อทำหน้าที่ให้ออกซิเจนแก่แบคทีเรีย และกวน Mixed Liquor เพื่อให้ตะกอนแบคทีเรียอยู่ในลักษณะแขวนลอยกระจายไปทั่วถังเติมอากาศ หลังจากถูกกักอยู่ในถังเติมอากาศเป็นเวลาหลายชั่วโมง Mixed Liquor จะไหลจากถังเติมอากาศมาเข้าสู่ถังตกตะกอน เพื่อแยกตะกอนแบคทีเรียออก จะได้น้ำทิ้งที่ใสสะอาดและมี BOD ต่ำ ส่วนตะกอนแบคทีเรียที่จมอยู่บนก้นถังตกตะกอนส่วนใหญ่จะถูกสูบไปเข้าถังเติมอากาศ เพื่อรักษาปริมาณแบคทีเรียในถังเติมอากาศให้คงที่ ตะกอนแบคทีเรียส่วนที่เกิดขึ้นจากการเจริญเติบโตของแบคทีเรียจะต้องนำไปกำจัด เนื่องจากมีการหมุนเวียนตะกอนแบคทีเรียไปใช้ในระบบกำจัดอีกค่า SRT จึงสูงกว่า HRT มาก

ข้อสังเกตที่สำคัญ คือ ในระบบเลี้ยงตะกอนนั้นปริมาณ BOD เพียงไม่เกิน 50% ที่ถูกทำลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ไป ส่วนที่เหลือถูกแยกออกจากน้ำทิ้งในรูปของตะกอนแบคทีเรียซึ่งต้องนำไปกำจัดต่อไป

ในทางปฏิบัติปริมาณ หรือความเข้มข้นของแบคทีเรียในถังเติมอากาศคิดเป็นปริมาณตะกอนแขวนลอยของ Mixed-Liquor (Mixed Liquor Suspended Solids, MLSS) หรือส่วน MLSS ที่เป็นสารอินทรีย์ (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids, MLVSS) ส่วน F/M ratio คิดจากอัตราส่วนระหว่างปริมาณ BOD ที่เข้าสู่ถังเติมอากาศกับปริมาณ MLSS หรือ MLVSS ที่อยู่ในถังเติมอากาศอัตราส่วนนี้เรียกว่า Sludge Loading ทั้งค่า MLSS และค่า Sludge Loading เป็นตัวกำหนดในการออกแบบที่สำคัญ เพราะเป็นค่าที่คุมขนาดถังเติมอากาศ และเวลาในการเติมอากาศ ประสิทธิภาพในการลด BOD จะขึ้นอยู่กับตัวกำหนดในการออกแบบทั้งสองนี้ นอกจากแบคทีเรียแล้ว ใน Activated Sludge ยังมีจุลินทรีย์อื่นๆ ปนอยู่ด้วย ที่สำคัญได้แก่ โปรโตซัว ซึ่งแม้จะไม่มีส่วนช่วยโดยตรงในการทำลาย BOD แต่จะช่วยกินแบคทีเรียที่อยู่เป็นอิสระทำให้น้ำใสขึ้น

3.2.1 ปฏิกริยาด้านชีวเคมีในระบบ (Biochemical Reaction in Process)

ระบบกำจัดน้ำเสียแบบเลี้ยงตะกอน นั้นเป็นระบบกำจัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้เกินกว่า 90% ซึ่งส่วนที่ถูกกำจัดไปส่วนใหญ่ ได้แก่ พวกอินทรีย์สารการกำจัด จะอาศัยพื้นฐานทางชีวเคมี (Biochemical Reaction) เป็นส่วนใหญ่ ขบวนการในการกำจัดของระบบแบบนี้ ซึ่งการย่อยสลายสารอินทรีย์ของเชื้อจุลินทรีย์ในสภาพที่มีอากาศ ดังแสดงในภาพที่ 3



ภาพที่ 3 ขบวนการสลายตัวของอินทรีย์สารในสภาพที่มีอากาศและเชื้อจุลินทรีย์

ที่มา: มงคล (2554)

สำหรับขบวนการ Synthesis ของพวกแบคทีเรียค่อนข้างสลับซับซ้อน การที่แบคทีเรียจะเจริญเติบโตได้ดีต้องอาศัยสารต่างๆ เช่น Enzyme, Coenzyme ซึ่งจะไปช่วยในกระบวนการ Synthesis ของแบคทีเรีย สารที่ประกอบเป็นตัวแบคทีเรียส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ที่อยู่ในธรรมชาติ เช่น C, H, O, N, S และ P อาจจะมีสารอินทรีย์อื่นที่แบคทีเรียจำเป็นต้องใช้ในขบวนการ Synthesis เช่น Cation ต่างๆ ได้แก่ Na, Ca และ Mg จะช่วยให้เกิดการถ่ายเทพลังงานของพวก Enzyme สารพวกไนโตรเจนแบคทีเรีย จะนำเอาไปสร้างกรดอะมิโนและเซลล์ของแบคทีเรีย ซึ่งขบวนการลดความสกปรกของน้ำ

ดังนั้น การกำจัดน้ำทิ้งต้องอาศัยพื้นฐานทางด้านชีวเคมีเป็นสำคัญ ข้อมูลที่จำเป็นของระบบเลี้ยงตะกอนมีดังต่อไปนี้

1) การสมดุล

เนื่องจาก น้ำทิ้ง จุลินทรีย์ และอากาศ นั้นมีความจำเป็นที่จะต้องเลือกใช้อย่างพอเหมาะ ตามอัตราส่วนที่ต้องการจริงๆ ของระบบเลี้ยงตะกอน ซึ่งทั้งสามอย่างนี้จะอยู่รวมกันในถังเติมอากาศ ถ้าหากว่ามีการควบคุมทั้งสามสิ่งนี้ให้อยู่ในสภาวะที่เหมาะสมแล้ว ปฏิกริยาต่างๆ ในการบำบัดน้ำทิ้งก็จะเกิดดี และเร็ว ประสิทธิภาพในการบำบัดสูง

2) อินทรีย์สาร (Organic Waste)

เนื่องจากระบบบำบัดทางชีววิทยานี้ จะไปลดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่เป็นตัวใช้ออกซิเจน (Oxygen Consumer) ซึ่งระบบบำบัดกำจัดสารอินทรีย์ โดยกระบวนการต่างๆ กัน เช่น Reduction, Oxidation และ Stabilization ค่าความสกปรกของน้ำทิ้ง มักจะวัดออกมาในรูปของ BOD ซึ่งอาจจะวัดได้โดยตรง หรือวิธีการวัดออกซิเจนที่เพิ่มขึ้น ในเมื่อสารอินทรีย์เป็นตัวใช้ออกซิเจนลดลง เพราะถูกจุลินทรีย์นำไปใช้ในการเจริญเติบโต แต่การวัดค่าความสกปรกแบบ BOD นั้น จะรู้ผลช้า ต้องใช้เวลาถึง 5 วันจึงนิยมใช้ COD แทน เพราะจะรู้ผลเร็วขึ้น แต่เราจะต้องรู้ค่าอัตราส่วนระหว่าง BOD:COD ถ้าหากว่ามีค่าต่ำกว่า 0.67 แล้วจะกำจัดน้ำโสโครกด้วยวิธีทางชีววิทยาไม่เหมาะสมหรือได้ก็ต้องใช้เวลานาน

3) จุลินทรีย์ปฏิกิริยา (Active Microorganism)

ในการกำจัดน้ำทิ้งโดยใช้กระบวนการทางชีววิทยานั้น ค่าของความสกปรกจะใช้เป็นอาหารให้กับจุลินทรีย์พวก Heterogeneous Microorganism มีพวกอื่นๆ ปะปนอยู่บ้าง พวกนี้มีทั้งพืชและสัตว์ที่อาศัยอยู่ในน้ำ และดินทั่วไป ในระบบบำบัดนั้น จะเรียกรวมกันว่า ตะกอนจุลินทรีย์ (Biological Sludge) ซึ่งวิเคราะห์เป็นค่าที่เรียกว่า Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS) ในทางปฏิบัติ MLSS หมายถึง Biomass ในถังเติมอากาศ ซึ่งรวมกันระหว่างสารเฉื่อย (Inert) และตะกอนจุลินทรีย์ (Biological Sludge) ซึ่งสารเฉื่อยจะไม่มีผลสำคัญในระบบ เพราะพวกนี้จะไม่ช่วยในการกำจัดสารอินทรีย์พวกตะกอนจุลินทรีย์ที่จำเป็น และช่วยในการกำจัด บางครั้งจะให้ค่าตะกอนจุลินทรีย์แน่นอนลงไปอีก อาจใช้ค่าวิเคราะห์ที่เรียกว่า Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (MLVSS) หรือ ตะกอนส่วนที่เผาไหม้ได้หมดมาใช้แทนก็ได้ MLVSS นี้โดยทั่วไปมีค่าประมาณ 0.8 ของ MLSS

4) ตะกอนส่วนเกิน (Waste Sludge)

ในการกำจัดทิ้งเมื่อมีการเพิ่มของอาหาร (Load) ให้กับระบบพวกจุลินทรีย์ก็จะเพิ่มปริมาณมากขึ้น และจะใช้อาหารในการเจริญเติบโตมาก เมื่ออัตราการเกิดมาก ปริมาณอาหารก็จะลดลง หรือถ้าหากเราเติมอาหารให้กับระบบตลอดเวลา จุลินทรีย์ก็จะเพิ่มมากขึ้น จนเกินความจำเป็นที่จะคงไว้ในระบบบำบัดจึงต้องเอาออกไปจากระบบเป็นตะกอนส่วนเกินของระบบ

5) ออกซิเจน (Oxygen)

พวกจุลินทรีย์จะใช้โมเลกุลของออกซิเจนไปในปฏิกิริยาที่เรียกว่า ออกซิเดชัน (Oxidation) ซึ่งปริมาณของออกซิเจนในระบบบำบัดจะต้องมีเพียงพออย่างสม่ำเสมอเพื่อที่จะใช้ในกระบวนการ Synthesis และ Oxidation ซึ่งปริมาณความต้องการออกซิเจนของระบบบำบัดนี้ น้ำทิ้งแต่ละชนิดจะมีความต้องการที่ไม่เท่ากัน

3.2.2 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

จุลินทรีย์ที่อยู่ในถังปฏิกริยาแบบทำงานเป็นครั้ง (Batch) หรือ ในระบบตะกอนเร่ง ซึ่งมีการไหลของน้ำในถังเดิมอากาศแบบไหลตามยาว (Plug Flow) สามารถแบ่งการเจริญเติบโตออกได้เป็น 5 ช่วง ดังแสดงในภาพที่ 4

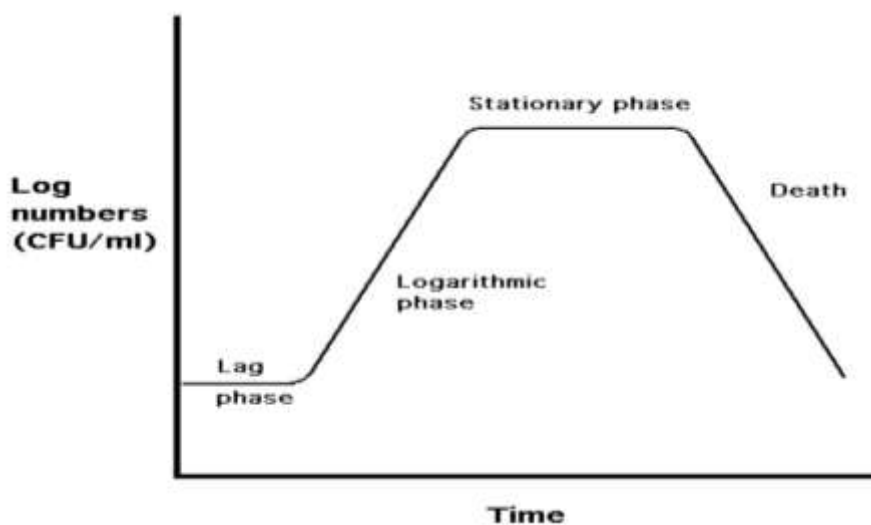
ช่วงที่ 1 มีอัตราการเพิ่มของจำนวนจุลินทรีย์ต่ำ (Log Growth Phase) เนื่องจากจุลินทรีย์ต้องใช้เวลาในการปรับตัวเข้ากับสิ่งแวดล้อม และเริ่มสร้างเอนไซม์ที่จำเป็น ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

ช่วงที่ 2 จุลินทรีย์เพิ่มจำนวนอย่างรวดเร็ว (Log Growth Phase) เนื่องจากมีอาหารเหลือเพื่อลักษณะของจุลินทรีย์จะเจริญเติบโต กระจายเป็นเซลล์อิสระ ไม่รวมกันเป็นฟล็อก (Floc) ที่ดีตะกอนเร่งจะตกตะกอนไม่ดี และเป็นผลให้น้ำออก (Effluent) ขุ่น

ช่วงที่ 3 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะลดลง (Declining Growth Phase) เป็นช่วงที่มีจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นมากจนไม่มีอาหารเพียงพอสำหรับอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่สูงมาก ทำให้มีอัตราการตายลงของจุลินทรีย์เพิ่มขึ้น ซึ่งทำให้ค่าอัตราการเจริญเติบโตสุทธิของจุลินทรีย์มีค่าลดลงมากเมื่อเปรียบเทียบกับช่วงที่ 2 จุลินทรีย์จะเกาะรวมกลุ่มกันเป็นฟล็อกที่ดีตกตะกอนได้ง่าย และน้ำออกมีคุณภาพดีและใส

ช่วงที่ 4 จุลินทรีย์ไม่เกิดการเพิ่มจำนวน (Stationary Growth Phase) เมื่ออาหารหมดแบบที่เรียกก็จะหยุดการเจริญเติบโต แต่ยังมีการรวมกลุ่มกันเป็นฟล็อกที่ดี

ช่วงที่ 5 จุลินทรีย์จะขาดอาหารและตาย (Endogenous Growth Phase) ในช่วงนี้จะมีอาหารเหลืออยู่น้อย หรือไม่มีอาหารเหลืออยู่เลย ดังนั้น เมื่อจุลินทรีย์ได้ใช้อาหารที่เก็บสะสมไว้ภายในตัวจนหมดแล้วก็จะตาย และเซลล์ตาย (Lysis) กลายเป็นอาหารของจุลินทรีย์ตัวอื่น ซึ่งยังมีชีวิตอยู่จุลินทรีย์ที่อยู่ในช่วงนี้มีสารเฉื่อย (Inert Material) ผสมอยู่สูง มีความเข้มข้นสูง และตกตะกอนเร็วแต่การที่ตะกอนจุลินทรีย์ตกตะกอนเร็ว ทำให้ไม่สามารถจับหรือกรองเอาอนุภาคขนาดเล็กให้ลงมากับตะกอนส่วนใหญ่ได้เป็นผล ทำให้น้ำออกขุ่น และมีตะกอนแขวนลอยปนออกมาในปริมาณมาก



ภาพที่ 4 การเปลี่ยนแปลงจำนวนจุลินทรีย์กับเวลา

ที่มา: Metcalf & Eddy (2004)

สำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในถังเดิมอากาศแบบกวนสมบูรณ์ (Complete Mix) จะมีค่าคงที่ตลอดทั้งถัง หากอัตราการไหลของน้ำเสีย และค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์มีค่าคงที่ ดังนั้น จึงสามารถควบคุมการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ได้สม่ำเสมอเท่ากันตลอดทั้งถัง สำหรับช่วงการเจริญเติบโต ขึ้นอยู่กับอัตราส่วนของอาหารและปริมาณของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปมักจะควบคุมให้ทำงานในช่วงที่ 3 และช่วงที่ 4

ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ กับอัตราการใช้มลสาร ของกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยา สามารถเขียนได้ตามสมการที่ 1

$$[\text{อัตราการเจริญเติบโตสุทธิของจุลินทรีย์}] = [\text{อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จากการใช้มลสาร}] - [\text{อัตราการตายของจุลินทรีย์}] \quad (1)$$

$$\frac{dx}{dt} = Y \frac{dS}{dt} - k_d \quad (2)$$

กำหนดให้

$\frac{dx}{dt}$ = อัตราการเจริญเติบโตสุทธิของจุลินทรีย์ (Net Growth Rate), kg/day หรืออัตราการนำตะกอนจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตไปทิ้ง เพื่อให้กระบวนการอยู่ในสภาวะคงที่, kgMLSS/ day

$\frac{dS}{dt}$	=	อัตราการใช้สารอาหาร โดยจุลชีพ (Rate of Substrate Utilization), kg/day
X	=	ความเข้มข้นของมวลชีวภาพ, mg/l
Y	=	growth yield coefficient, สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ต่อ น้ำหนักสารอินทรีย์, gMLSS/gBOD
k_d	=	endogenous decay coefficient, สัมประสิทธิ์การตายของจุลินทรีย์, day ⁻¹
S	=	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ออกจากระบบ, mgBOD/l
t	=	เวลา, day

หารสมการที่ (2) ด้วยจะได้

$$\frac{\frac{dx}{dt}}{x} = \frac{Y \frac{dS}{dt} - k_d}{x} \quad (3)$$

หากกำหนดให้

$$\begin{aligned} \text{ค่าอายุตะกอน (Sludge Age), } \theta_c &= \frac{\text{น้ำหนัก MLSS ที่มีอยู่ในระบบทั้งหมด}}{\text{น้ำหนัก MLSS ที่มีออกจากระบบต่อวัน}} \\ &= \frac{x}{\frac{dx}{dt}} \end{aligned} \quad (4)$$

อัตราการใช้สารอาหารจำเพาะ (Specific Substrate Utilization), U

$$\begin{aligned} U &= \frac{\text{อัตราการใช้สารอาหาร}}{\text{น้ำหนัก MLSS ที่มีอยู่ในระบบทั้งหมด}} \\ &= \frac{\frac{dS}{dt}}{x} \end{aligned} \quad (5)$$

ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading)

$$\begin{aligned} &= \frac{\text{อัตราส่วนของน้ำหนักมลสารอินทรีย์ต่อ}}{\text{น้ำหนักจุลชีพ}} \\ &= \frac{\text{น้ำหนัก BOD หรือ COD ที่เข้าระบบต่อวัน}}{\text{น้ำหนัก MLSS ที่มีอยู่ในระบบทั้งหมด}} \\ &= F / M \end{aligned} \quad (6)$$

แทนค่าสมการ (4) และ (5) ลงใน

$$\frac{1}{\theta_c} = Y U - k_d \quad (7)$$

ซึ่งประสิทธิภาพในการลดมลสาร

$$U = \eta \frac{F}{M} \quad (8)$$

แทนค่าสมการ (8) ลงใน (7) จะได้

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \eta \frac{F}{M} - k_d \quad (9)$$

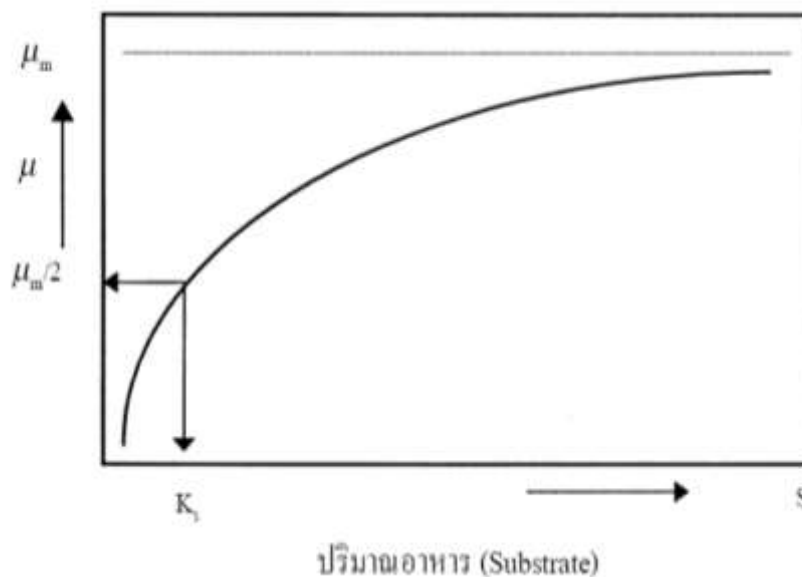
แต่เนื่องจากว่า ประสิทธิภาพในการลดมลสารในกระบวนการแบบ Activated Sludge มีค่าสูง ประมาณร้อยละ 90-98 จึงอาจถือได้ว่าค่า U มีค่าใกล้เคียงกับ F/M และสามารถใช้แทนกันได้ โดยไม่เกิดผลเสียต่อการควบคุมการทำงาน เมื่อพิจารณาสมการที่ (7) จะเห็นว่าความสัมพันธ์ที่สำคัญของกลไกในการทำงานของกระบวนการอยู่ 3 ข้อ คือ

3.3.1 ถ้าถือว่าค่า Y และค่า k_d ของน้ำเสียแต่ละชนิดมีค่าคงที่ (Constant) ก็จะทำให้สมการที่ (7) มีตัวแปร (Variable) อยู่เพียง 2 ตัว คือ θ_c และ U ดังนั้น หากควบคุมค่าหนึ่งค่าได้อีกค่าหนึ่งจะถูกควบคุมไปด้วยอัตโนมัติ ทำให้เราสามารถควบคุมระบบได้โดยค่าอายุของตะกอนหรือค่า F/M ratio

3.3.2 อัตราการเจริญเติบโตของจุลชีพ $1 / \theta_c$ หรือ $(dx / dt)/x$ ขึ้นอยู่กับอัตราส่วนของ F/M หากมีค่า F/M สูงจะทำให้ปริมาณการเจริญเติบโตของจุลชีพมีค่าสูงตามด้วย หมายความว่า หนึ่งหน่วยของน้ำหนักมลสาร (น้ำหนักของ BOD หรือ COD) ที่ได้ถูกกำจัดออกไปหากมีน้ำหนักของจุลชีพ MLVSS ที่เป็นตัวทำลายมลสาร (ค่า M ต่ำ) จะทำให้จุลชีพเติบโตได้มากกว่ากรณีที่มีน้ำหนักของจุลชีพมาก (ค่า M สูง) เนื่องจากมีอาหารอยู่มากจึงไม่เกิดการแบ่งอาหารกันระหว่างจุลชีพซึ่งการที่จุลชีพเจริญเติบโตได้มากนี้ จะเป็นผลให้เกิดตะกอนส่วนเกิน (Excess Sludge) ที่จะนำออกไปทิ้งมากขึ้นด้วย

3.3.3 การที่จะควบคุมระบบให้อยู่ในสภาวะคงที่ (Steady State) หมายถึง จะต้องมึค่า θ_c หรือ U คงที่ โดยการนำตะกอนส่วนเกิน (Excess Sludge) ซึ่งเป็นผลจากการเจริญเติบโตของจุลชีพไปทิ้งในอัตราที่เท่ากับอัตราการเกิดของ MLVSS เพราะหากนำตะกอนไปทิ้งน้อยกว่าที่เกิดขึ้นก็จะเกิดการสะสมของตะกอนขึ้นในระบบ และหากนำไปทิ้งมากเกินไปจะทำให้มีปริมาณจุลชีพเหลืออยู่น้อยกว่าที่ต้องการถึงแม้ว่าการควบคุมการทำงานของระบบสามารถทำได้ทั้งสองวิธี คือ วิธีควบคุมอายุตะกอน (Sludge Age, θ_c) และหาอัตราส่วนของน้ำหนักมลสารอินทรีย์ต่อน้ำหนักจุลชีพ (F/M ratio) แต่ในทางปฏิบัติพบว่าการควบคุมโดยใช้ค่าอายุของตะกอนก็ทำได้ง่ายโดยการวัดค่า MLVSS ในระบบทั้งหมดและนำตะกอนส่วนที่ไม่ต้องการไปทิ้งเพื่อรักษาอายุของตะกอนให้อยู่ในช่วงที่ต้องการ

เมื่ออัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (Specific growth rate, μ) ถึงจุดอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rate, μ_{max}) แล้วให้อาหารต่อไป การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะคงที่ ซึ่ง Monod ได้ทำการทดลองศึกษาถึงลักษณะการเจริญเติบโตของจุลชีพ จากภาพที่ 5 ได้แสดงลักษณะการเจริญเติบโตของจุลชีพสำหรับปริมาณอาหารต่าง ๆ



ภาพที่ 5 ลักษณะการเจริญเติบโตของจุลชีพสำหรับปริมาณอาหารต่าง ๆ

ที่มา: สุเทพ (2551)

สัมประสิทธิ์อัตราการเติบโตจำเพาะอธิบายได้โดย Monod Equation ดังภาพที่ 5 ซึ่งแสดงได้ด้วยความสัมพันธ์ทางคณิตศาสตร์ ดังนี้

$$\mu = \frac{\mu_m S}{K_s + S} \quad (10)$$

μ = สัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลชีพ
 μ_m = สัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลชีพ
 K_s = ปริมาณอาหาร ณ จุดที่มีค่า μ เท่ากับ $0.5 \mu_m$

อัตราการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์, $\frac{dS}{dt}$, หาได้จาก

$$\frac{dS}{dt} = \mu X \quad (11)$$

เมื่อนำ สมการที่ (11) มาแทนค่าลงในสมการที่ (10) จะได้สมการที่ (12)

$$\mu = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} \quad (12)$$

สังเกตว่าเมื่อค่า S ในสมการ (12) มีค่าสูงๆ ($K_s + S \approx S$) อัตราการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์จะอธิบายได้โดยสมการ (11) โดยมีค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลชีพ (μ) เป็นค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลชีพ (μ_m) ซึ่งสอดคล้องกับที่แสดงไว้ในภาพที่ 5 ซึ่งจะเห็นได้ว่าเส้นกราฟของ μ เข้าใกล้ค่า μ_m และมีค่าคงที่ไม่ว่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์, S จะมีค่ามากขึ้นไปอีกเท่าใดก็ตาม

3.2.3 การแบ่งประเภทของจุลินทรีย์

การแบ่งประเภทของจุลินทรีย์เพื่อใช้ในการควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียสามารถแบ่งได้เป็น 3 แบบ คือ

1) แบ่งตามชนิด

จุลินทรีย์ที่มีความสำคัญในการทำงานของกระบวนการตะกอนเร่งมีอยู่สองชนิด คือ พืชและสัตว์ จุลินทรีย์ที่เป็นพืช ได้แก่ แบคทีเรีย (Bacteria) สาหร่ายเซลล์เดียว (Algae) และรา (Fungi) ซึ่งเป็นแบคทีเรียนับว่าเป็นจุลินทรีย์ที่มีความสำคัญมากที่สุด เนื่องจากเป็นตัวกำจัดสารอินทรีย์ออกจากน้ำเสีย สำหรับจุลินทรีย์ที่เป็นสัตว์ ได้แก่ โปรโตซัว (Protozoa) ครัสตาเซียน (Crustaceans) และโรติเฟอร์ (Rotifers) ซึ่งจะช่วยกินแบคทีเรียที่ลอยกระจายอยู่ในน้ำ ทำให้น้ำที่ออกใส และยังสามารถใช้เป็นตัวบอกลักษณะการทำงานของระบบโดยรวมได้อีกด้วย ดังนั้น จุลินทรีย์ที่เป็นสัตว์ จึงมีความสำคัญเป็นอันดับสองรองจากแบคทีเรีย

2) แบ่งตามการใช้ออกซิเจน

สามารถแบ่งกระบวนการตามชนิดการใช้ ออกซิเจนได้ 3 แบบ คือ แบบที่ใช้ ออกซิเจนในรูปโมเลกุลที่อยู่ในสิ่งแวดล้อม เรียกว่า แอโรบิกแบคทีเรีย (Aerobic Bacteria) แบบที่ใช้ ออกซิเจนสารประกอบ เช่น จากซัลเฟต (SO_4^{2-}) หรือ จากสารอินทรีย์ต่างๆ เรียกว่า แอนาโรบิกแบคทีเรีย (Anaerobic Bacteria) และแบบที่สามารถใช้แบคทีเรียออกซิเจนได้ทั้งสองรูปที่กล่าวมาแล้ว เรียกว่า เฟคัลเตติฟแบคทีเรีย (Facultative Bacteria) สำหรับในกระบวนการตะกอนเร่งจะต้องควบคุมสิ่งแวดล้อมให้มีออกซิเจนละลายน้ำสูงกว่า 1 mg/l เพื่อให้แบคทีเรียชนิดแอโรบิก และเฟคัลเตติฟสามารถดำรงชีวิตได้ดี

3) แบ่งตามอายุ

การแบ่งประเภทตามอายุนั้น มิได้หมายถึง อายุจริงของจุลินทรีย์แต่เป็นระยะเวลา ซึ่งจุลินทรีย์ทำงานอยู่ในระบบตะกอนเร่ง ซึ่งมีอายุต่ำจะมีอัตราการเจริญเติบโตสูง และตกตะกอนไม่ดี ส่วนตะกอนเร่งซึ่งมีอายุสูงเกินไป ก็จะมีตะกอนที่หนาและหนัก สามารถตกตะกอนได้เร็ว แต่ไม่สามารถจับตะกอนเล็กๆ ได้หมด

4. ทฤษฎี Fixed Film

4.1 ลักษณะสมบัติของ Fixed Film

สารอินทรีย์ในน้ำเสียเมื่อระบายทิ้งลงแหล่งน้ำธรรมชาตินั้นสามารถถูกย่อยสลายโดยกระบวนการทำความสะอาดตัวเองในธรรมชาติ (Self Purification Process) จุลชีพที่สามารถทำลายสารอินทรีย์นี้อาจแบ่งได้เป็นสองกลุ่มใหญ่ๆคือพวกแรกเป็นจุลชีพประเภทที่แขวนลอยในน้ำ

(Suspended Microorganism) และพวกที่สองเป็นจุลชีพประเภท Fixed Film ที่เกาะบนผิวพื้นกันแหล่งน้ำพบว่าสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกย่อยสลายโดยพวก Fixed Film นี้หลักการนี้ได้นำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียอย่างกว้างขวางเช่นระบบโปรยกรองระบบห่อชีวภาพและระบบอาร์บิซี ซึ่งมักจะเรียกจุลชีพพวก Fixed Film ที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียนี้ว่าฟิล์มชีว (Biofilm) ลักษณะสมบัติของฟิล์มชีวที่เกาะบนผิววัสดุต่าง ๆ นั้น ขึ้นกับองค์ประกอบหลายประการ เช่น ชนิดสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในน้ำนั้นๆ ความเร็วของน้ำไหลผ่านผิวของวัสดุ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ ค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ ลักษณะผิววัสดุที่ฟิล์มชีวเกาะเป็นต้น ซึ่งจะกล่าวในรายละเอียดย่อยๆ ดังนี้

4.2 การเกาะหลุด (Microbial Attachment and Sloughing)

การเกาะหลุดของฟิล์มชีวนั้น จะเกิดขึ้นเป็นวัฏจักร โดยการหลุดของฟิล์มชีวในระบบโปรยกรองเกิดทุกๆ 14 วันและจะมีฟิล์มชีวใหม่มาเกาะแทนที่แล้วก็หลุดไปอีกเช่นนี้ สลับกันไปแบบที่เรียสามารถเกาะบนผิววัสดุต่างๆ ได้ ไม่ว่าผิววัสดุนั้นจะมีลักษณะเช่นไร แต่จะเกาะได้ดีถ้าผิววัสดุมีความหยาบ การเกาะติดบนผิววัสดุของแบคทีเรียเกิดขึ้นโดยแบคทีเรียจะสร้างเส้นใยขนาดเล็กรอบตัวเซลล์ เส้นใยเหล่านี้จะเกาะจับแน่นกับเส้นใยของเซลล์ตัวอื่น ทำให้แบคทีเรียสามารถเกาะติดหนาเป็นฟิล์มบนผิววัสดุได้ เส้นใยเหล่านี้ เรียกว่า Glycocolyx ซึ่งเป็นสารพวก Polysaccharides หรือเป็นโมเลกุลพวกน้ำตาลซึ่งมีกิ่ง (Branching Sugar Molecules) เส้นใยนี้ประกอบด้วย Polysaccharides และ Glycoproteins จะอยู่ในลักษณะที่เกี่ยวพันกันแน่นทำให้ดูเหมือนว่าเซลล์แบคทีเรียจมตัวและถูกฝังอยู่ในสารละลาย Polysaccharides นี้ ดังนั้น ปริมาตรรวมของเซลล์แบคทีเรียเหล่านี้ ในฟิล์มชีวจึงน้อย เมื่อเปรียบเทียบกับปริมาตรทั้งหมดของฟิล์มชีวในเส้นใยจะเป็นที่เก็บน้ำย่อยที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ให้เล็กลง และสามารถละลายน้ำได้ ก่อนที่จะถูกใช้ผ่านผนังเซลล์แบคทีเรียต่อไป การหลุดของฟิล์มชีวขึ้นกับองค์ประกอบต่างๆ ได้แก่ ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่าน ปริมาณของออกซิเจนที่ละลายน้ำ โดยพบว่าอัตราการหลุดของมวลจุลชีพแปรเปลี่ยน โดยตรงกับความเร็วยรอบของอาร์บิซี ความหนาของฟิล์มจะแปรผกผันกับความเร็วยรอบ ส่วนในระบบโปรยกรอง สาเหตุที่สำคัญของการหลุดของฟิล์มชีว นั้น เนื่องมาจากฟิล์มชีวมีความหนาจนกระทั่งชั้นในเกิดสภาพขาดแคลนออกซิเจนอิสระ ดังนั้น สารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ถ้าจะมีแทนที่เกิดจะดันให้ฟิล์มชีวหลุดออก นอกจากนี้ถ้าฟิล์มชีวมีความหนามาก ในที่สุดจะถูกถ่วงดึงให้หลุดโดยน้ำหนักของฟิล์มชีวเอง

4.3 องค์ประกอบทางเคมี

ฟิล์มชีวนี้ประกอบด้วยน้ำสูงถึง 87-96% โดยน้ำหนักและมี Volatile Solids ต่ำเพียง 1.9-3.2 % เท่านั้น ส่วนประกอบเคมีสามารถเขียนเป็นสูตรเคมีได้ดังนี้ $C_5H_7O_2N$ นอกจากนี้ ฟิล์มชีวยังประกอบไปด้วยสารอนินทรีย์ในปริมาณน้อย ได้แก่ แคลเซียม (Ca) แมกนีเซียม (Mg) และเหล็ก (Fe) เป็นต้น ซึ่งปริมาณสารอนินทรีย์เหล่านี้ในฟิล์มชีวขึ้นกับความเข้มข้นของสารอนินทรีย์ในน้ำเสีย

4.4 ปริมาณของจุลชีพ

เนื่องจากฟิล์มชีวประกอบด้วยน้ำสูงถึง 87-96% และเซลล์จุลชีพในฟิล์มชีวยังประกอบด้วยน้ำสูงถึง 90% ดังนั้น ค่าความถ่วงจำเพาะ (Specific Gravity) ของฟิล์มชีวจึงใกล้เคียงกับค่าของน้ำความหนาแน่นของจุลชีพนี้ สามารถวัดเป็นจำนวนหรือน้ำหนักแห้งแต่ในทางวิศวกรรมศาสตร์ มักนิยมวัดเป็นน้ำหนักแห้ง ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวนี้ขึ้นกับสภาวะแวดล้อมต่างๆ เช่น ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านออร์แกนิกโพลิดิง อุณหภูมิ และชั้นความหนาของฟิล์มชีว ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวจะสูงขึ้น เมื่อความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านสูงขึ้นและออร์แกนิกโพลิดิงสูงขึ้น ได้เคยมีผู้ทำการศึกษาคพบว่าเมื่ออุณหภูมิสูงกว่า 30 องศาเซลเซียส ความหนาแน่นของจุลชีพจะสูงขึ้นตามอุณหภูมิ แต่พบว่า น้ำหนักทั้งหมดของฟิล์มชีวในระบบโปรยกรองจะต่ำลงเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น ฟิล์มชีวมีจำนวนจุลชีพสูงถึง 104-105 ตัวในหนึ่งลูกบาศก์เซนติเมตร ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวยังขึ้นกับถึงปฏิกิริยาที่ใช้ และความหนาของฟิล์มชีวนั้น ดังแสดงในตารางที่ 3

ตารางที่ 3 ปริมาณของจุลชีพใน Fixed Film ในถังปฏิกริยาต่างๆ และที่ความหนาต่างๆ

Density (mg TSS/ ml)	Fixed Film Thickness(μ m)	Type of Reactor	Reference
90	<300	Rotating Annular Submerged Drum	Kornegay & Andrews 1970
37.5	100-3,800	Rotating Tube	Tomlinson & Snaddon 1966
111	200	Rotating Cylinder	Hoehn & Ray 1973
20	>200	Rotating Cylinder	Hoehn & Ray 1973
669	28-183	Submerged-Packed Column	Namkung et al. 1983

ที่มา: สมาคมเทคโนโลยีน้ำและน้ำเสีย (2530)

4.5 กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์

กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ไหลผ่านระบบกำจัดแบบ Fixed Film นั้นเป็นกระบวนการถ่ายเทมวลและปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดพร้อมกันซึ่งขั้นตอนกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวมีดังนี้

4.5.1 สารอินทรีย์และออกซิเจนละลายจะถ่ายเทจากชั้นของเหลวไปยังเขต (Interface) ระหว่างชั้นของเหลวและฟิล์มชีว

4.5.2 สารอินทรีย์และออกซิเจนจะถ่ายเทผ่านเขตร่วมไปยังชั้นของฟิล์มชีว

4.5.3 มีการใช้สารอินทรีย์และออกซิเจนละลายโดยพวกจุลินทรีย์ในชั้นของฟิล์ม

4.5.4 มีการถ่ายเทผลิตภัณฑ์ที่ได้ คือ CO_2 และ H_2O จากชั้นฟิล์มชีว

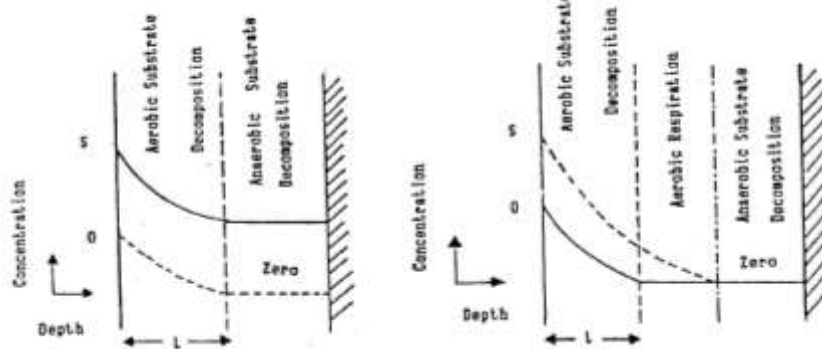
4.5.5 ผลิตภัณฑ์ที่ได้นี้จะถูกถ่ายเทต่อจากเขตร่วมไปยังชั้นของเหลว

อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์อาจถูกควบคุมโดยออกซิเจน หรือสารอินทรีย์ กล่าวคือ ชั้นนอกจะเป็นชั้น Aerobic ปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียเป็นแบบใช้ออกซิเจน ส่วนในชั้นในถัดไปจะเป็นชั้นที่ไม่ใช้ออกซิเจน ดังนั้น ปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์จึงเป็นแบบไม่ใช้ออกซิเจนปฏิกิริยาย่อยสลายสาร โดยใช้ออกซิเจนอิสระรวดเร็วกว่าแบบไม่ใช้ออกซิเจน ดังนั้น อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงขึ้นกับปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดในชั้น Aerobic เป็นส่วนใหญ่ ความหนาของชั้น Aerobic นี้เรียกว่าความหนาประสิทธิผล (Effective Depth) ซึ่งขึ้นกับองค์ประกอบต่างๆ ได้แก่ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำ ความหนาแน่นจุลชีพ และอัตราการใช้สารอินทรีย์ (Substrate Uptake Rate)

4.6 ความหนาประสิทธิผล (Effective Depth)

ลักษณะชั้นของฟิล์มชีวมีความหนาอาจแบ่งเป็น 2 ชั้นคือ Aerobic และ Anaerobic ดังแสดงในภาพที่ 6 อัตราการใช้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวเพิ่มขึ้น เมื่อความหนาของฟิล์มชีวเพิ่มขึ้น และอัตราการใช้สารอินทรีย์จะคงที่ เมื่อความหนาของฟิล์มชีวหนามากกว่าความหนาของชั้น Aerobic โดยความหนาของชั้น Aerobic ประมาณ 70-100 ไมโครเมตรความหนาขึ้นกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ความหนาของชั้น Aerobic ประมาณ 320 ไมโครเมตรโดยใช้วิธีวัด ATP Onuma และ Omura ทำการทดลองระบบโปรยกรองขนาดห้องทดลองปฏิบัติการโดยพบว่าความหนาของชั้น Aerobic ประมาณ 150, 124 และ 130 ไมโครเมตรสำหรับ Glucose Uptake,

Ammonium Oxidation ตามลำดับ Trulear และ Characklis เช่นกัน ได้รายงานว่าความหนาของชั้น Aerobic นี้ค่อนข้างบางมาก อยู่ในระหว่าง 50-300 ไมโครเมตร (0.05-0.3 มิลลิเมตร) ซึ่งฟิล์มชีวในระบบกำจัดน้ำเสียต่าง ๆ นั้น การกำจัดสารอินทรีย์จะเกิดขึ้นเฉพาะชั้นผิวนอกบาง ๆ เท่านั้น ดังนั้นในการเพิ่มประสิทธิภาพระบบกำจัดดังกล่าว กระทำได้โดยเพิ่มความหนาของชั้น Aerobic เช่นการใช้ ออกซิเจนแทนอากาศ เป็นต้น



High Substrate Concentration

Low Dissolved Oxygen Level

(a) Oxygen limitation

High Substrate Concentration

Low Dissolved Oxygen Level

(b) Substrate limitation

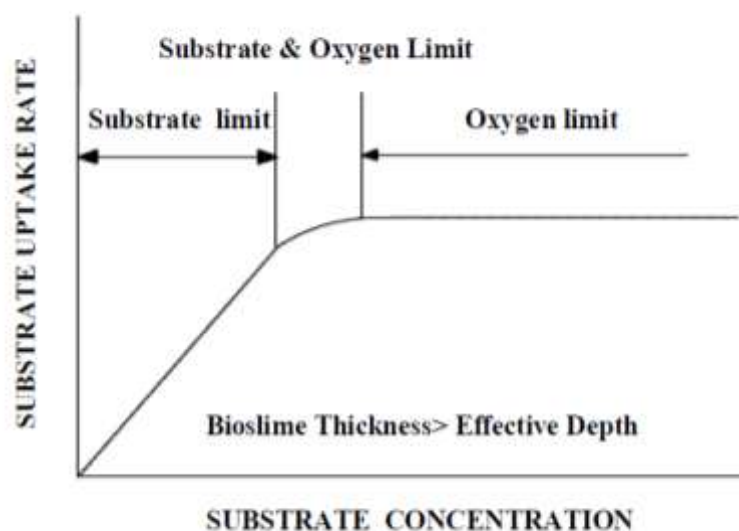
ภาพที่ 6 ลักษณะชั้นฟิล์มชีวในกรณีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ และออกซิเจน

ที่มา: นิสุสนา (2549)

4.7 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และออกซิเจน

ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรีย ภายใต้สภาวะมีออกซิเจนอิสระ ปฏิกิริยาชีวเคมีนี้ ประกอบด้วยสารให้อิเล็กตรอน (Electron Donor) ซึ่งได้แก่ สารอินทรีย์ต่างๆ กับ สารรับอิเล็กตรอน (Electron Acceptor) ซึ่งได้แก่ ออกซิเจนซึ่งอยู่ในรูปละลายน้ำ อัตราการใช้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวในระบบกำจัดน้ำเสียนั้น อาจถูกควบคุมโดยสารให้อิเล็กตรอน หรือสารรับอิเล็กตรอน (ในที่นี้หมายถึงสารอินทรีย์และออกซิเจนละลายน้ำ) ซึ่งขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำในน้ำเสีย อัตราการถ่ายเทมวลของสารทั้งสอง และสัมประสิทธิ์ย่อยสลาย (Stoichiometric Coefficient) ภาพที่ 7 แสดงสภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และออกซิเจนซึ่งจะเห็นว่าขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ กล่าวคือ ที่ค่าความเข้มข้นหนึ่งของออกซิเจนละลายน้ำ

อัตราการใช้สารอินทรีย์อาจแบ่งได้ 3 ช่วง คือ ช่วงแรกอัตราการใช้สารอินทรีย์จะเพิ่มเป็นเส้นตรง เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น ช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์จึงถูกควบคุมด้วยความเข้มข้นสารอินทรีย์ (Substrate Limit) ช่วงที่สอง เป็นช่วงอัตราการใช้สารอินทรีย์เพิ่มขึ้น เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น แต่อัตราการเพิ่มขึ้นลดลง ในช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์ถูกควบคุมโดยทั้งสารอินทรีย์และออกซิเจน (Substrate and Oxygen Limit)



ภาพที่ 7 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และออกซิเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิล์มชีว

ที่มา: Metcalf and Eddy (2004)

ส่วนช่วงที่สาม เป็นช่วงที่อัตราการใช้สารอินทรีย์ โดยฟิล์มชีวคงที่ ไม่ว่าจะเพิ่มความเข้มข้นของสารอินทรีย์มากเท่าใดก็ตาม ทั้งนี้ เนื่องจากออกซิเจนละลายน้ำถูกใช้หมด ทำให้ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น ดังนั้น ในช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์จึงถูกควบคุมและจำกัดโดยออกซิเจน (Oxygen Limit) วัดโดยการใช้เครื่องมือวัดออกซิเจนในฟิล์มชีวของระบบโปรยกรอง สำหรับน้ำเสียชุมชนที่มีค่า BOD ประมาณ 200 mg/l โดยพบว่าฟิล์มชีวบริเวณส่วนบนของระบบโปรยกรองอยู่ในสภาพขาดแคลนออกซิเจน แต่ในส่วนล่างของระบบดังกล่าวอยู่ในสภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ แต่สำหรับระบบโปรยกรองที่รับน้ำเสียในอัตราสูง (High Rate) ระบบจะขาดแคลนออกซิเจนโดยตลอดความสูง ดังนั้น ถ้าระบบอยู่ภายใต้สภาพขาดแคลนออกซิเจน ในการเพิ่มประสิทธิภาพระบบจะทำได้โดยใช้ออกซิเจนแทนอากาศ เพื่อเพิ่มค่าออกซิเจนละลายน้ำในน้ำเสียที่ไหลผ่านฟิล์มชีว

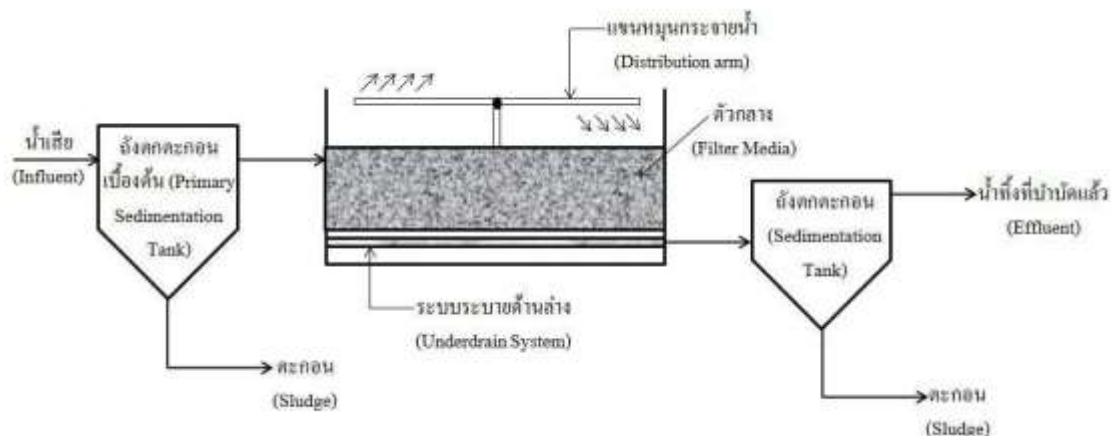
4.8 การใช้ Fixed Film ในระบบบำบัดน้ำเสีย

ระบบบำบัดแบบจุลินทรีย์เกาะผิวตัวกลาง เป็นระบบที่สามารถควบคุมการทำงานได้ง่ายและใช้พลังงานในการเดินระบบต่ำ อย่างไรก็ตามทั้งระบบโปรยกรองและระบบแผ่นหมุนชีวภาพไม่เป็นที่นิยมในประเทศไทยมากนัก เนื่องจากระบบทั้งสองหากต้องการปรับปรุงประสิทธิภาพจะทำให้ยากกว่าระบบเอเอส นอกจากนี้ระบบแผ่นหมุนชีวภาพจะต้องซื้ออุปกรณ์แผ่นหมุนที่มีสิทธิบัตรหรือลิขสิทธิ์จากผู้จำหน่าย จึงมีค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างสูงเมื่อเทียบกับระบบเอเอส ระบบบำบัดแบบจุลินทรีย์เกาะผิวตัวกลาง สามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ระบบ คือ

4.8.1 ระบบโปรยกรอง (Trickling Filter)

หลักการทำงาน เป็นระบบที่จุลินทรีย์เติบโตและยึดเกาะอยู่บนผิวตัวกลาง น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นแล้วถูกปล่อยให้ไหลผ่านชั้นของตัวกลาง จุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่บนตัวกลาง จะใช้ออกซิเจนทำปฏิกิริยาย่อยลายสารอินทรีย์น้ำเสีย เมื่อชั้นภายในของตะกอนขาดอาหารตะกอนก็จะหลุดจากตัวกลางยึดเกาะ ดังนั้น ตะกอนและน้ำที่ผ่านระบบจะถูกส่งไปเข้าถังตกตะกอนขั้นที่สองเพื่อแยกตะกอนออกจากน้ำทิ้งและสามารถระบายทิ้งหรือนำไปกำจัดยังกระบวนการต่อไปได้

องค์ประกอบของระบบโปรยกรอง คือ ระบบกระจายน้ำเข้า (Distribution System) ตัวกลาง (Filter Media) และระบบระบายด้านล่าง (Underdrain System) โดยที่ระบบกระจายน้ำเข้ามีหน้าที่ทำให้พื้นที่ภาคตัดขวางของตัวกลางได้รับน้ำเสียเท่ากันทุกส่วน วัสดุตัวกลางอาจใช้หินหรือพลาสติก เป็นที่เจริญเติบโตและยึดเกาะของจุลินทรีย์ ระบบระบายด้านล่างมีหน้าที่รับน้ำเสียที่ไหลผ่านวัสดุตัวกลางและระบายอากาศให้กับตัวกลาง แสดงดังรูปที่ 8 และรูปที่ 9



ภาพที่ 8 ระบบโปรยกรอง

ที่มา: มงคล (2554)

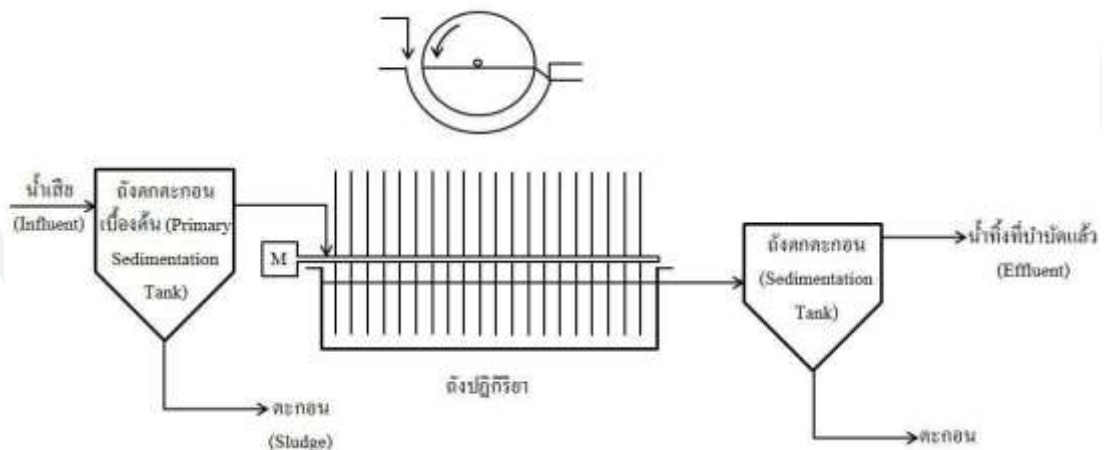


ภาพที่ 9 ถังโปรยกรอง (Trickling Filter)

ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบโปรยกรอง ได้แก่ ภาระปริมาณน้ำ (Hydraulic Loading) จะต้องมีค่าที่สูงพอที่จะทำให้ฟิล์มจุลินทรีย์เปื้อนอยู่ตลอดเวลา และต้องพิจารณาถึงค่าภาระอินทรีย์ (Organic Loading) ที่ป้อนเข้าระบบอีกด้วย

4.8.2 ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ, RBC (Rotating Biological Contactor)

หลักการทํางาน ระบบหมุนแผ่นชีวภาพ มีหลักการในการบำบัดน้ำเสียแบบ จุลินทรีย์เกาะผิวตัวกลางเหมือนกับระบบโปรยกรอง โดยมีความแตกต่างอยู่ที่ ตัวกลางที่ใช้เป็นที่ยึด เกาะของจุลินทรีย์ ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ จะประกอบด้วยแผ่นรูปทรงกลมที่ขนานกันหลายๆแผ่น ยึดติดตั้งฉากอยู่ด้วย แกนหมุน ณ จุดกึ่งกลางของแผ่น ส่วนประกอบทั้งหมดวางอยู่ในถังที่มีแกน หมุน ซึ่งอยู่เหนือระดับน้ำในถัง โดยที่ส่วนของแผ่นจมน้ำอยู่ประมาณร้อยละ 40 จุลินทรีย์จะ ขยายพันธุ์และเกาะอยู่บนผิวของแผ่นหมุนอยู่การหมุนของแกน ทำให้จุลินทรีย์สัมผัสน้ำเสียและ เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียและเมื่อแผ่นหมุนอยู่เหนือระดับน้ำจุลินทรีย์จะขึ้นมารับ อากาศและเกิดการถ่ายเทออกซิเจนเข้าไปยังแผ่นฟิล์มจุลินทรีย์ ในขณะที่ผิวกันการหมุนแผ่นจะทำ ให้เกิดแรงเฉือนและทำให้ฟิล์มชีวภาพหลุดออกจากแผ่น ดังนั้น การหมุนของแผ่นจึงเป็นทั้งการ สร้างฟิล์มชีวภาพและการลดความหนาของฟิล์มไปด้วยกัน แสดงดังภาพที่ 10 และภาพที่ 11



ภาพที่ 10 ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ

ที่มา: มงคล (2554)



ภาพที่ 11 ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor)

ที่มา: มงคล (2554)

โดยทั่วไประบบแผ่นหมุนชีวภาพจะออกแบบให้มีหลายขั้นตอน (Stage) ประสิทธิภาพในการกำจัดของระบบ จะขึ้นอยู่กับระยะเวลาเก็บกับน้ำเสียในระบบ ความเร็วในการหมุน ภาระปริมาณน้ำ ภาระจุลินทรีย์ คุณลักษณะของน้ำทิ้ง และอุณหภูมิของน้ำทิ้ง

4.8.3 ระบบตัวกลางลอยตัวแบบใช้อากาศ (Aerobic Fluidized Bed)

ระบบบำบัดชนิดนี้ เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศประเภทหนึ่ง โดยมีตัวกลางเป็นวัสดุให้จุลินทรีย์ประเภทใช้ออกซิเจนยึดเกาะ วัสดุตัวกลางอาจใช้ทราย แอเนทราไรต์ เม็ดพลาสติก เม็ดเซรามิก บรรจุในถังปฏิกรณ์ซึ่งอาจเป็นถังเหลี่ยมหรือถังกลม น้ำเสียถูกปั๊มที่ก้นถัง ผ่านตัวกลางและไหลออกที่ด้านบนของถัง ในถังปฏิกรณ์มีการเติมอากาศให้จุลินทรีย์ซึ่งยึดเกาะตัวกลางดังกล่าว ทำให้ตัวกลางลอยขึ้นในถังปฏิกรณ์และจุลินทรีย์ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย เนื่องจาก เม็ดตัวกลางมีปริมาณมากและอยู่เต็มพื้นที่หน้าตัดของถังปฏิกรณ์ ซึ่งช่วยทำหน้าที่กรองไม่ให้ตะกอนส่วนเกินที่หลุดออก ดังนั้น การออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียตามหลักนี้ จึงไม่ต้องมีถังตกตะกอนชั้นที่สองต่อจากถังปฏิกรณ์เหมือนระบบจุลินทรีย์เกาะผิวตัวกลาง เช่น ระบบโปรยกรอง ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ เป็นต้น จึงทำให้ระบบนี้เป็นระบบที่ประหยัดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างถังตกตะกอนชั้นที่สอง

4.9 ตัวกลาง

ตัวกลางที่ใช้ในระยะแรกๆ คือ หิน แต่ปัจจุบันนิยมใช้ตัวกลางพลาสติก (ทำจาก HDPE หรือ polypropylene) เนื่องจากมีพื้นที่ผิวจำเพาะ (specific surface area) คือ พื้นที่ผิวต่อปริมาตรสูง มีอัตราส่วนช่องว่าง (void ratio) สูง จึงช่วยลดโอกาสอุดตันได้ มีน้ำหนักเบาทำให้ลดความแข็งแรงของโครงสร้างถังได้ ตัวกลางพลาสติกมีทั้งแบบเป็นชั้น เทใส่แบบไม่เป็นระเบียบ (random pack) และแบบประกอบมาเป็นชุด (module) ตัวกลางแบบเป็นชั้นมีหลายรูปทรง เช่น ทรงกลมกลวง ทรงกระบอกกลวง มีชื่อเรียก Pall Ring, Rashing Ring ฯลฯ ตัวกลางแบบประกอบมาเป็นชุด ส่วนใหญ่ทำจากแผ่นพลาสติกที่วางทแยงกับทิศทางการไหลเรียก Cross-flow ในการติดตั้งในถังจะวางเรียงอย่างเป็นระเบียบซ้อนกัน ตัวกลางเหล่านี้เป็นประเภทเดียวกับที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ไพรยกรอง (trickling filter) รูปถ่ายตัวกลางได้แสดงในภาพที่ 12 และลักษณะสมมติได้แสดงในตารางที่ 4



ภาพที่ 12 ชนิดของตัวกลาง

ตารางที่ 4 ลักษณะสมบัติของตัวกลาง

ชนิดของตัวกลาง	ขนาด (cm)	น้ำหนัก/ปริมาตร (kg/m ³)	พื้นที่ผิวจำเพาะ (m ² /m ³)	ปริมาตร ช่องว่าง (%)
หิน				
-ขนาดเล็ก	2.5-7.6	1,250-1,450	60	50
-ขนาดใหญ่	10-13	800-1,000	45	60
พลาสติก				
- Conventional	61×61×122	30-80	90	>95
- High-Specific Surface Area	61×61×122	65-95	140	>94
- Random Packing:				
Conventional	ไม่แน่นอน	30-60	98	80
- Random Packing:				
High-Specific Surface Area	ไม่แน่นอน	50-80	150	70

ที่มา : Metcalf & Eddy Inc. (2004)

5. การติดตามผลเพื่อใช้ในการควบคุมการทำงาน

5.1 วิธีติดตามผล

การติดตามผลของกระบวนการ (Process Monitoring) มีสองวิธีซึ่งจะต้องทำควบคู่กันไปคือการตรวจสอบที่เห็นได้ (Visual) และการวิเคราะห์ตัวอย่าง (Analytical) ในห้องปฏิบัติการ

5.1.1 การตรวจสอบที่เห็นได้

จะต้องทำการติดตามผลจากการตรวจสอบลักษณะทางกายภาพต่างๆที่เป็นตัวชี้บอกสถานภาพในการทำงานของระบบ ว่าสมบรูณ์ถูกต้องเพียงใด ซึ่งประกอบไปด้วย

1) สี

สีของตะกอนเร่งที่สีควรเป็นสีน้ำตาลเข้มคล้ายสีของซ็อกโกแลต ถ้าพบว่า ตะกอนเร่งมีสีดำนวล แสดงว่าขาดออกซิเจนจนเกิดการเน่าเสีย จำเป็นต้องการเพิ่มอากาศ และหาก ตะกอนเร่งมีสีผิดปกติ แสดงว่ามีสารแปลกปลอมเข้ามาในระบบ ส่วนโรงบำบัดน้ำเสียจากโรงงาน อุตสาหกรรมที่น้ำเสียมีสีปนออกมามาก เช่น โรงงานย้อมผ้าจะทำให้สีของตะกอนเร่งเปลี่ยนแปลง ไปตามสีของน้ำเสียได้

2) กลิ่น

กลิ่นของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศจะมีกลิ่นอับๆ คล้ายกลิ่นดิน ถ้ามีกลิ่นเหม็นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ แสดงว่าระบบมีการเติมอากาศไม่เพียงพอ ต้องเพิ่มการเติม ออกซิเจนมากขึ้น

3) ฟอง

การสังเกตฟองที่เกิดขึ้น สามารถบอกลักษณะการทำงานของระบบได้หลาย อย่าง หากพบฟองขาวออกมากับน้ำออกจากถังตกตะกอนชั้นสอง แสดงว่า ตะกอนมีความเข้มข้น ของตะกอนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศมากเกินไป ถ้าหากพบฟองสีขาวที่ผิวน้ำในถังเติมอากาศ แสดงว่า ตะกอนจุลินทรีย์มีอายุน้อยเกินไป ต้องนำตะกอนส่วนเกิน ไปทิ้งให้น้อยลง แต่ถ้าพบว่ามี ฟองสีน้ำตาลที่ผิวน้ำในถังเติมอากาศ แสดงว่า ตะกอนจุลินทรีย์มีอายุเกินไปต้องนำตะกอนส่วนเกิน ไปทิ้งให้มากขึ้น นอกจากนี้ ฟองยังอาจเกิดขึ้นจากสารเคมีหรือผงซักฟอกต่างๆที่เข้ามาในระบบก็ได้

4) การเจริญเติบโตของสาหร่าย

การที่มีสาหร่ายเจริญเติบโตมาเกาะอยู่ตามผนังของถังและรางส่งน้ำต่างๆ แสดงว่า มีอาหารเสริม คือ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเหลือออกมากับน้ำเป็นจำนวนมาก

5) ลักษณะการเติมอากาศ

สำหรับเครื่องกลเติมอากาศ จะต้องสังเกตลักษณะของการเติมน้ำของใบพัด ว่ามีการกระจายได้ดีหรือไม่ และจะต้องสามารถวนน้ำให้ผสมกันอย่างทั่วถึงทั้งบ่อ หากลักษณะ การตีน้ำไม่ดี อาจจะเป็นเนื่องมาจากใบพัดจมน้ำมากหรือน้อยเกินไป ซึ่งผู้ควบคุมจะต้องทดลองปรับ และสังเกตลักษณะการตีน้ำที่ความลึกของใบพัดต่างๆกัน ถ้าเป็นเครื่องเป่าอากาศก็ต้องสังเกต

ปริมาณฟองอากาศที่ลอยขึ้นมาสู่ผิวน้ำ และลักษณะการกววนของน้ำในถังเติมอากาศหากหัวกระจายชำรุดหรืออุดตัน อาจสังเกตเห็นอาการผิดปกติที่แตกต่างกับบริเวณอื่นๆ

6) ลักษณะของน้ำออก

หากพบว่ามีตะกอนแขวนลอยออกมากับน้ำออกจากถังตกตะกอนชั้นสองเป็นปริมาณมาก แสดงว่า ระบบมีปัญหาในการควบคุมการทำงาน ซึ่งอาจเกิดขึ้นได้จากหลากหลายเหตุ เช่น ถ้าเห็นตะกอนแขวนลอยไหลออกที่รางรับน้ำเพียงด้านใดด้านหนึ่ง แสดงว่า น้ำที่ไหลออกทางด้านนั้นมากกว่าด้านอื่นๆ จนกระแสน้ำพัดพาเอาตะกอนหลุดออกมาด้วย ในกรณีนี้จะต้องปรับแผ่นกั้นน้ำล้น (Weir) ให้น้ำไหลออกสม่ำเสมอเท่าๆกันทั้งถัง แต่ถ้พบว่ามีตะกอนแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำออกตลอดทั้งถัง แสดงว่า ตะกอนจุลินทรีย์ตกตะกอนได้ไม่ดี ซึ่งอาจจะเกิดจากชนิดของจุลินทรีย์ที่ตกตะกอนได้ยาก เช่น แบคทีเรียชนิดเส้นใย (Filamentous bacteria) หรืออาจเกิดการไหลวนของน้ำในถัง เนื่องจากอุณหภูมิของน้ำในถังตกตะกอนส่วนต่างๆ แตกต่างกันเกิน 2 องศาเซลเซียส หรืออาจเกิดจากคิโนตริพีเคชั่นก็ได้

7) ฟองอากาศในถังตกตะกอน

หากพบฟองก๊าซในถังตกตะกอนชั้นสอง แสดงว่า ตะกอนจุลินทรีย์ค้างอยู่ในถังตกตะกอนนานเกินไป จำเป็นต้องเพิ่มอัตราการสูบลูกตะกอนกลับ สาเหตุอาจเกิดจากมีชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่ถังตกตะกอนสูงเกินไป จนทำให้เกิดสภาพขาดออกซิเจน และมีการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic) เกิดเป็นก๊าซต่างๆ การที่จะเกิดก๊าซลอยขึ้นมาทำให้เกิดปัญหาด้านการควบคุมการทำงาน เพราะฟองก๊าซเกาะหรือพวยงเอาตะกอนจุลินทรีย์ในบริเวณนั้นลอยขึ้นมาส่วนบนและไหลออกไปกับน้ำออกจากถังตกตะกอน ทำให้น้ำทิ้งขุ่น

8) ตะกอนลอย

การที่มีวัสดุลอยน้ำ (Floating Material) หรือชั้นตะกอนลอย (Scum Layer) ปรากฏให้เห็นที่ผิวน้ำในถังตกตะกอน แสดงว่า ในน้ำเข้า (In-Fluent) มีน้ำมันหรือไขมันผสมอยู่มาก ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ไม่สามารถตกตะกอนได้ดี และมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีต่ำ สาเหตุอีกประการหนึ่งที่ทำให้เกิดตะกอนลอย ได้แก่ การเติมอากาศมากเกินไป จนทำให้ฟองอากาศจับกับตะกอนจุลินทรีย์ลอยขึ้นมาที่ผิวน้ำ ปกติค่าออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำในถังเติมอากาศควรมีค่าระหว่าง 1-2 มิลลิกรัมต่อลิตร

9) การสะสมของตะกอน

การสะสมตะกอน (Solids Accumulation) ที่มุมถังหรือตรงกลางระหว่างเครื่องเติมอากาศ แสดงให้เห็นว่ามีการกวนในถังเติมอากาศไม่ดีพอ ปัญหาในตรวจสอบได้โดยการใช้ไม้หยั่งลงไปดูตามขอบหรือมุมของถัง ว่ายังมีตะกอนค้างอยู่หรือไม่ แต่ถ้าพบว่าตะกอนที่ค้างอยู่เป็นทราย (Grit Chamber) หรือถังตกตะกอนขั้นแรก (Primary Clarifier) ทำงานได้ไม่ดีตะกอนที่ทับถมอยู่ในถังเติมอากาศ จะทำให้ปริมาตรใช้งานของถังลดน้อยลง ซึ่งเป็นผลทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีลดน้อยลงด้วย นอกจากนี้ยังอาจเกิดการเน่าทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ตกตะกอนได้ไม่ดีและมีกลิ่นเหม็นได้ การกวนให้ตะกอนจุลินทรีย์สัมผัสกับน้ำเสียเป็นปัจจัยที่สำคัญในการบำบัดน้ำเสีย และยังต้องมีกำลังเพียงพอที่ทำให้ไม่เกิดการตกตะกอนที่ก้นถังเติมอากาศ

10) ลักษณะการไหลของน้ำ

การไหลของน้ำในระบบทั้งหมดจะถูกควบคุมโดยอัตราการสูบน้ำเสียเข้าสู่ถังเติมอากาศอัตราการเวียนตะกอนกลับมายังถังเติมอากาศและอัตราการทิ้งตะกอน

11) การกวน

ภายใต้ถังเติมอากาศจะต้องมีการกวนอย่างทั่วถึง เพื่อป้องกันมิให้ตะกอนจุลินทรีย์ตกตะกอน และเพื่อให้จุลินทรีย์ได้สัมผัสกับน้ำเสียที่ส่งเข้ามาบำบัด จะได้จับตัวกันเป็นฟล็อกที่ดี การกวนที่ถูกต้องจะป้องกันมิให้น้ำเสียไหลด้วงจร และทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดมลสารสูง ในถังเติมอากาศแบบกวนสมบูรณ์ (Complete – Mix) จะต้องมีค่า MLSS และความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำสม่ำเสมอกันทั่วทั้งถัง

12) การสัมผัส

สังเกตและตรวจเครื่องจักรต่างๆ ด้วยการสัมผัส เช่น จับมอเตอร์ว่าร้อนผิดปกติหรือไม่ หรือตรวจสอบการสั่นสะเทือนต่างๆ หากพบเหตุผิดปกติจะแก้ไขได้ทันเวลาที่

5.1.2 การตรวจสอบโดยการวิเคราะห์ตัวอย่าง

การตรวจสอบโดยการวิเคราะห์ตัวอย่างเป็นสิ่งที่จำเป็นในการควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสีย เพื่อนำมาใช้ในการประเมินประสิทธิภาพการทำงาน วิเคราะห์ปัญหาที่เกิดขึ้น และคำนวณค่าที่ใช้ในการควบคุมระบบต่างๆ การตรวจสอบที่สำคัญมีดังต่อไปนี้

1) ออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen)

การวัดค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำสามารถทำได้โดยวิธีทางเคมี และใช้เครื่องมือวัดโดยตรง ความสำคัญในการตรวจสอบค่าออกซิเจนละลายน้ำในการควบคุม กระบวนการ ก็เพื่อหาค่าออกซิเจนละลายน้ำว่ามีค่าเพียงพอสำหรับจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสีย หรือไม่ เพราะถ้ามีน้อยเกินไปจะทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตได้ไม่ดี เป็นผลให้ประสิทธิภาพในการ ทำงานลดลง ถ้ามีมากเกินไปก็อาจจะเกิดตะกอนลอยในถังตกตะกอน และเสียพลังงานในการเติม อากาศโดยเปล่าประโยชน์ ออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสมควรมีค่าระหว่าง 1 ถึง 2 mg/l

2) ความต้องการออกซิเจนทางเคมี, BOD (Biochemical Oxygen Demand)

3) ความต้องการออกซิเจนทางเคมี, COD (Chemical Oxygen Demand)

4) อัตราการใช้ออกซิเจน (DO Uptake Rate)

เป็นค่าที่มีประโยชน์ในการติดตามผลเพื่อให้ทราบสถานะภาพการทำงาน ของระบบการทดสอบทำได้โดยการวัดอัตราการใช้ออกซิเจนของน้ำตะกอนจุลินทรีย์ (Mixed Liquor) ในถังเติมอากาศที่ผู้ควบคุมควรจะทำทุกวันเพื่อหาค่าเฉลี่ยในช่วงที่ระบบทำงานได้ดีที่สุด เพื่อใช้เป็นตัวแทนอัตราใช้ออกซิเจนสำหรับโรงบำบัดน้ำเสียแต่ละแห่งแต่ถ้าหากพบว่าในช่วงใด อัตราการใช้ออกซิเจนมีค่าต่ำแสดงว่าจุลินทรีย์มีสมรรถภาพ (Activity) ต่ำและพบว่ามีอัตราการใช้ออกซิเจนสูงแสดงว่าสารอินทรีย์เข้ามาในระบบมากกว่าปกติหน่วยของอัตราการใช้ออกซิเจนจะเป็น mg/l-cm.

5) ของแข็งแขวนลอย, SS (Suspended Solids)

คือ สารแขวนลอยในน้ำ มีทั้งส่วนที่ละลายน้ำได้และละลายน้ำไม่ได้ ซึ่ง อาจจะอยู่ในรูปของไขมันหรือตะกอน การวิเคราะห์ค่าของแข็งแขวนลอย หมายถึง การวัดตะกอนแขวนลอย (Solids in Suspension) ที่สามารถกำจัดได้โดยการกรอง ผลของการทดสอบเพื่อใช้ในการ ควบคุมการทำงาน มีดังนี้

5.1) ประมาณค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

5.2) คำนวณภาระบรรทุกตะกอนของถังตกตะกอน

5.3) คำนวณหาอัตราการสูบตะกอนกลับและอัตราการสูบตะกอนทิ้ง

5.4) คำนวณประสิทธิภาพของถังตกตะกอน

5.5) ประมาณค่าตกตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้บำบัดน้ำเสีย (น้ำตะกอน จุลินทรีย์ ในถังเติมอากาศเรียกว่า Mixed Liquor Suspended Solids, MLSS)

6) น้ำหนักของตะกอนจุลินทรีย์, MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids)

หมายถึง ปริมาณหรือความเข้มข้นโดยประมาณของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ ในระบบ Activated sludge คิดเป็นปริมาณสารแขวนลอย หรือ Mixed liquor ซึ่งเป็นของผสมระหว่างน้ำทิ้ง กับตะกอนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ การหาค่า MLSS มีประโยชน์ในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย โดยจะใช้ในการคำนวณหาอัตราส่วนของอาหารต่อมวลของจุลินทรีย์ (Food / Microorganism Ratio; F/M) อัตราส่วน F/M นี้ มีความสำคัญมากในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Activated Sludge เพราะ จะเป็นปัจจัยที่ควบคุม และกำหนดองค์ประกอบที่สำคัญของระบบ คือ ขนาดของถังเติมอากาศ (Aeration tank) เวลาที่ใช้ในการเติมอากาศ (Aeration time) ปริมาณจุลินทรีย์ (MLSS) และประสิทธิภาพของระบบ

7) ของแข็งแขวนลอยระเหย, VSS (Volatile Suspended Solids)

ของแข็งระเหยได้ ได้แก่ ส่วนของของแข็งที่ระเหยไปได้ เมื่อนำไปเผาที่ 550 องศาเซลเซียส ซึ่ง ของแข็งระเหยได้นี้คือ สารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำเสียนั่นเอง การหาค่าของแข็งระเหยได้มีประโยชน์ใน การควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย เพราะ เราสามารถประมาณปริมาณสารอินทรีย์ที่มีในน้ำเสีย และปริมาณจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศของระบบแอกติเวตเต็ดสลัดจ์

8) MLVSS (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids)

ของแข็งแขวนลอยระเหยในถังเติมอากาศ เรียกว่า MLVSS (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids) ซึ่งถือว่าเป็นค่าที่ใช้แทนปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบได้ดีค่าหนึ่ง

9) สารที่ตกตะกอนได้ (Settle able Matter)

การทดสอบนี้มีประโยชน์ในการหาประสิทธิภาพของถังตกตะกอน เช่น ใช้ประมาณปริมาตรของตะกอนที่จะกำจัดออกได้โดยถังตกตะกอน หากทดสอบว่ามีสารที่ตกตะกอนได้หลุดออกมากับน้ำออก ของถังตกตะกอนเป็นปริมาณมากแสดงว่า อาจเกิด

- 9.1) ภาวะบรทุกชลศาสตร์สูงเกินไป
- 9.2) ความเร็วของการไหลสูงเกินไป
- 9.3) มีการไหลลัดวงจร
- 9.4) เก็บตัวอย่างไม่ดี

9.5) การนำตะกอนไปทิ้งไม่เหมาะสม

10) การทดสอบการตกตะกอน 30 นาที, SV₃₀ (30-Minute Settling Test)

การทดสอบการตกตะกอน 30 นาทีของน้ำตะกอน (MLSS) เพื่อแสดงลักษณะของการตกตะกอน และการอัดตัวของตะกอนในถังตกตะกอนชั้นสอง

11) อาหารเสริม (Nutrients)

อาหารเสริมโดยเฉพาะไนโตรเจนและฟอสฟอรัส มีความจำเป็นในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์การขาดอาหารเสริมจะทำให้จุลินทรีย์ที่สร้างฟล็อกเจริญเติบโตไม่ได้ เป็นผลให้จุลินทรีย์ชนิดเส้นใยมีปริมาณมากกว่า ทำให้เกิดปัญหาในการแยกน้ำใสในถังตกตะกอนชั้นสอง ในการคำนวณหาปริมาณอาหารเสริมที่พอเหมาะ มักจะยึดถือให้มีค่าน้ำหนักของไนโตรเจน 5 ส่วน ฟอสฟอรัส 1 ส่วน และเหล็ก 0.5 ส่วน ในทุกๆ 100 ส่วนของน้ำหลักซีโอดีที่ถูกกำจัดออกไป

12) พีเอช, pH (Hydrogen Ion Concentration)

13) สภาพกรดและสภาพด่าง (Acidity and Alkalinity)

14) อุณหภูมิ (Temperature)

15) น้ำมันและไขมัน (Oil Grease)

น้ำมันและไขมันจะไปหุ้มและติดอยู่ที่ผนังเซลล์ของจุลินทรีย์ทำให้อาหารและออกซิเจนซึมผ่านเข้ามาในเซลล์ไม่ได้ เป็นผลให้จุลินทรีย์ตายหรือเจริญเติบโตไม่ได้ นอกจากนี้ ยังพองตะกอนจุลินทรีย์ให้ลอยขึ้นแทนที่จะจม และเกิดปัญหาตะกอนลอยในถังตกตะกอน

16) ดัชนีปริมาตรของตะกอน, SVI (Sludge Volume Index)

17) การวัดชั้นของตะกอน (Sludge Blanket Measurement)

การตกตะกอนจุลินทรีย์ในถังตกตะกอนชั้นสองจะตกช้าๆ และมีการแบ่งชั้นของตะกอนและน้ำใส ดังนั้น หากการสูบตะกอนออกไม่เพียงพอ ทำให้ชั้นของตะกอนจุลินทรีย์สูงขึ้นและหลุดออกไปกับน้ำทิ้ง ข้อมูลที่ได้จากการวัดชั้นตะกอนจะต้องนำไปใช้ร่วมกับข้อมูลอื่นๆ

เช่น ความเข้มข้นของตะกอน ดัชนีปริมาตรของตะกอน และปริมาณการสูบตะกอนกลับเข้าถังเดิม อากาศ เพื่อประกอบการควบคุมการทำงานของระบบ นอกจากนั้น ยังเป็นตัวบอกลักษณะการทำงานของถังตกตะกอน ถ้ามีอยู่หลายถัง และทำงานแบบขนานกัน ถ้ามีถังลูกใดมีชั้นของตะกอนสูงกว่า ลูกอื่นจะต้องตรวจสอบการแข่งขันของน้ำเข้า ปริมาณการสูบตะกอนออก หรือว่าเป็นเพราะตกตะกอนไม่ดี

18) อัตราการไหล (Flow Rate)

ใช้ควบคุมอัตราส่วน F/M และ อายุของตะกอน คำนวณระยะเวลาเก็บกักในถังต่างๆ อัตราการสูบตะกอนกลับ และนำตะกอนจุลินทรีย์ส่วนเกินทิ้งไป และอัตราการใส่สารเคมี เป็นต้น เพื่อให้ระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ และมีวิธีที่ควบคุมที่ถูกต้องและมีเหตุผล

19) ระยะเวลาที่กักเก็บน้ำ, HRT (Hydraulic retention time)

ขนาดของถังเดิมอากาศจะมีผลต่อระยะเวลาที่กักเก็บน้ำ ระบบที่มีระยะเวลาที่กักเก็บน้ำที่เหมาะสม จะช่วยให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้จนถึงที่สุด ถ้ามีระยะเวลาที่กักเก็บน้ำสั้นเกินไป จะทำให้ค่าบีโอดีในน้ำทิ้งมีค่าสูง และหากระยะเวลาที่กักเก็บน้ำมีระยะเวลานานเกินไป จะเป็นการสิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในการเติมอากาศ ค่าที่เหมาะสม อยู่ในช่วง 6-12 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ ปริมาตรของถังเดิมอากาศ หารด้วยปริมาณของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบต่อวัน

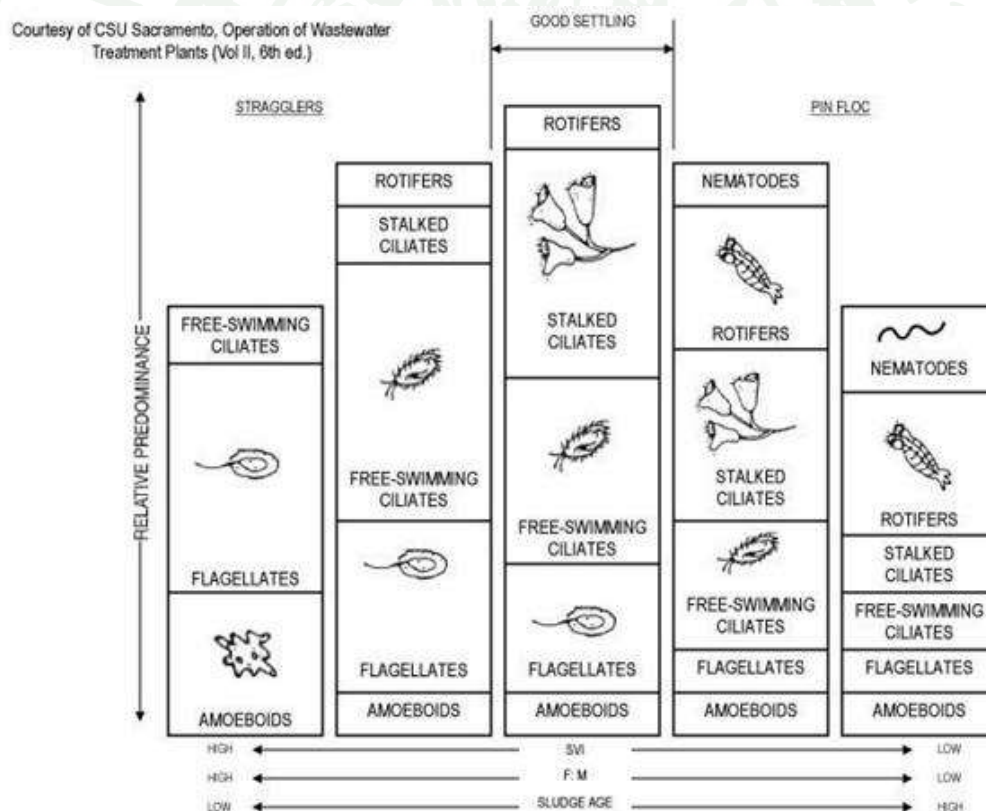
20) อายุตะกอน, θ_c (sludge age)

ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ หรือเรียกว่า Sludge Retention Time (SRT) เป็นระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในระบบบำบัด ซึ่งสามารถคำนวณได้ โดยการหาร น้ำหนักของแข็งแขวนลอยในถังเดิมอากาศด้วยน้ำหนักของแข็ง ที่ระบายออกในแต่ละวัน การควบคุม หรือเปลี่ยนแปลงค่าอายุตะกอน ทำได้โดยการปรับอัตราการนำตะกอนส่วนเกินทิ้ง หากนำไปทิ้งมาก ค่าอายุตะกอนก็จะลดลง และหากนำไปทิ้งน้อย ค่าอายุตะกอนก็จะเพิ่มขึ้น (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2542)

21) การตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ (Microscopic Examination)

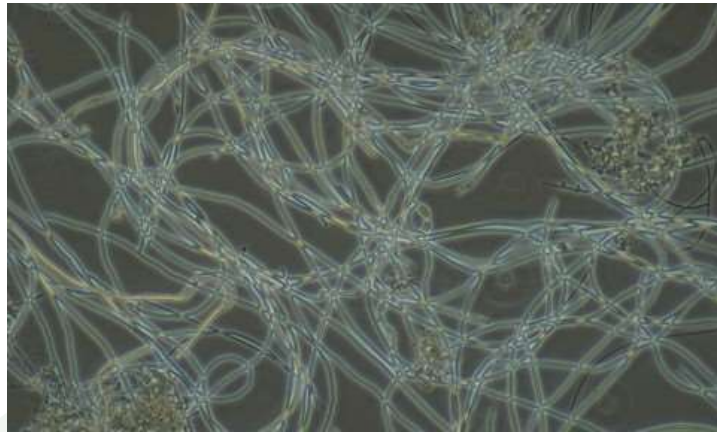
การตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์สามารถบอกสมรรถภาพ (Activity) คุณภาพ (Balance) และชนิดของจุลินทรีย์ที่ทำงานในระบบซึ่งเป็นวิธีที่สามารถช่วยในการควบคุมการทำงานได้เป็นอย่างดี อีกทั้งยังสามารถบอกปัญหาที่สามารถจะเกิดขึ้นและวิเคราะห์ปัญหา

ได้อย่างถูกต้อง จุลินทรีย์หลักที่เป็นตัวกำจัดมลสาร ได้แก่ แบคทีเรียชนิดต่างๆ จุลินทรีย์ที่มีความสามารถรองลงมาได้แก่ โปรโตซัว (Protozoa) ซึ่งเป็นสัตว์เซลล์เดียว ทำหน้าที่ กินแบคทีเรียที่หลุดออกมาเป็นชิ้นเล็กๆ ทำให้น้ำใส อีกทั้งชนิดของโปรโตซัวยังสามารถแสดงสถานภาพและประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้ด้วยการที่มีโรติเฟอร์ (Rotifers) ซึ่งเป็นสัตว์หลายเซลล์ แสดงว่า ระบบบำบัดน้ำเสียที่เสถียรภาพสูง และหากพบโปรโตซัวชนิดซิลิเอท (Ciliates) และโรติเฟอร์เป็นจำนวนมาก แสดงว่า ตะกอนเร่งมีสภาพและสมรรถภาพที่ดี เหมาะสมกับการบำบัดน้ำเสีย ดังแสดงดังภาพที่ 13 ในทางกลับกัน หากพบจุลินทรีย์ชนิดเส้นใย (Filamentous Microorganisms) เป็นจำนวนมาก และพบโปรโตซัวชนิดซิลิเอทน้อย แสดงว่า ตะกอนเร่งเริ่มมีสภาพไม่ดี โดยจะพบว่าตะกอนจมตัวได้ยาก และจะมีปัญหาในถังตกตะกอนชั้นสอง ดังภาพที่ 14 แสดงจุลินทรีย์ที่ไม่ดีในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ นอกจากนั้นยังอาจพบจุลินทรีย์ชนิดอื่นได้อีก เช่น พยาธิ หนอนตัวหนอนของแมลง



ภาพที่ 13 จุลินทรีย์ที่ดีในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ

ที่มา : Kenneth. (2002)



ภาพที่ 14 จุลินทรีย์ที่ไม่ดีในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ

ที่มา : มงคล (2554)

6. ผลงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Kishimoto (1991) ได้ทำการทดลองในประเทศญี่ปุ่น โดยได้ทำการศึกษาถึงหลักการของการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ฟิล์มชีว เพื่อลดค่าของ BOD และสารประกอบ Nitrogen โดยใช้แผ่นแก้วขนาด $10 \times 25 \text{ cm}^2$ เป็นแผ่นตัวกลางบรรจุในถังปฏิกรณ์ขนาด $25 \times 35 \times 11 \text{ cm}^3$ ทำการทดลองโดยใช้น้ำเสียดังเคราะห์มีค่า COD ประมาณ 300 kg/m^3 Total Nitrogen ประมาณ 0.049 kg/m^3 Total Nitrogen ประมาณ 0.049 kg/m^3 Residence time 8-12 hr อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส พบว่า

1. MLSS < 0.7 mm ฟิล์มชีวจะมีความหนาเป็นสัดส่วนกับปริมาณ MLSS และลักษณะของฟิล์มที่จะเป็น Homogeneous Film
2. ความหนาของฟิล์มชีวที่ออกซิเจนสามารถผ่านเข้าไปได้มีค่าประมาณ 0.08-0.3 mm ซึ่งความหนานี้จะมีค่าลดลงถ้ามี COD เพิ่มมากขึ้น และจะเพิ่มมากขึ้นเมื่ออัตราการเพิ่มอากาศมากขึ้น
3. ความหนาของฟิล์มชีวที่มากเกินไปที่จะ Oxidize COD ได้ คือน้อยกว่าหรือเท่ากับ 0.2mm. ซึ่ง Nitrification Zone จะยังมีออกซิเจนเหลืออยู่
4. ความหนาในส่วนของ Aerobic Zone ในฟิล์มชีวนั้นประมาณได้จากอัตราการหายใจ คือประมาณ 0.2 mm.
5. อัตราการออกซิเดชันของ COD เพิ่มขึ้นเรื่อยๆอย่างคงที่ ด้วยอัตราการเพิ่มขึ้นของอากาศ ในขณะที่อัตราการ Reduction ของ Nitrogen ลดลงอย่างคงที่ด้วยการเพิ่มขึ้นของอัตราการเพิ่มของอากาศ

Seo (1986) ได้ทำการทดลองโดยใช้การผสมระหว่างระบบ AS กับตัวกลางเพื่อมาทำเป็นตัวยึดเกาะของฟิล์มชีวซึ่งเรียกว่า ระบบ Attached Growth Activated sludge Process (AGASP) โดยใช้ตัวกลางทำด้วย Polyvinyl Chloride มี SRT 10 วัน โดยเปลี่ยนปริมาตรตัวกลางเป็น 5%, 10% และ 20% ของปริมาตรถังปฏิกรณ์ และเปรียบเทียบผลการใช้ Organic Loading ต่างๆกัน ดังนี้ 0.81, 1.44, 2.01 และ 3.18 kg COD/m^3 พบว่า

1. AGASP มีประสิทธิภาพในการกำจัด Organic substrate มากกว่าที่ไม่มีตัวกลาง และคุณสมบัติของถังปฏิกรณ์จะสามารถรับ Organic Loading ที่สูงขึ้นได้ดี
2. AGASP สามารถจะเพิ่มประสิทธิภาพในการตกตะกอนได้ดี
3. ตัวกลางที่ใช้ในการยึดเกาะใน AGASP ประสิทธิภาพในการบำบัดดีที่สูงสุด คือ 10% ของปริมาตรของถังปฏิกรณ์

Strom and Jenkins (1984) รายงานว่า ในระบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ที่มีปริมาณออกซิเจนในบ่อเติมอากาศน้อยกว่า 2.00 mg/l จะพบปัญหาตะกอนเบาไม่จมตัวอันเกิดจากแบคทีเรียสายใยได้

ง่าย และพบว่าปริมาณออกซิเจนในบ่อเดิมอากาศต้องไม่น้อยกว่า 0.5 mg/l ตลอดเวลา ถ้าต่ำกว่านี้จะทำให้โปรโตซัวตาย น้ำที่ออกจากถังตกตะกอนขุ่นและแบคทีเรียสายใยจะเพิ่มจำนวนขึ้น ซึ่งทำให้ตะกอนเกาะกันได้ง่าย

กนกกานต์ (2550) ทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ และระบบผสมผสานฟิล์มตรึงในแอกติเวเต็ดสลัดจ์ โดยใช้ น้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ในการทดลอง ด้วยเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่ 10, 8 และ 6 ชั่วโมง และอายุสลัดจ์ที่ 8, 6 และ 4 วัน พบว่าระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ มีการสูญเสียจุลินทรีย์จากระบบที่เวลากักเก็บทางชลศาสตร์และอายุสลัดจ์ต่ำๆ ความเข้มข้นของสลัดจ์ในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ มีปริมาณต่ำกว่าระบบผสมผสานฟิล์มตรึงในแอกติเวเต็ดสลัดจ์ เนื่องจากปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำออกที่มีปริมาณสูง ซึ่งส่งผลให้สลัดจ์หลุดออกจากระบบมากขึ้น จากการทดลองพบว่า ระบบผสมผสานฟิล์มตรึงในแอกติเวเต็ดสลัดจ์มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ในแง่ความมีเสถียรภาพของระบบ เนื่องจากระบบผสมผสานฟิล์มตรึงในแอกติเวเต็ดสลัดจ์สามารถรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบได้ดีกว่าระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ ดังนั้น การประยุกต์ใช้ระบบผสมผสานฟิล์มตรึงในแอกติเวเต็ดสลัดจ์สามารถเพิ่มประสิทธิภาพและเสถียรภาพของระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ได้

วิยพร (2550) พิจารณาค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสม สำหรับระบบผสมผสานฟิล์มตรึงในแอกติเวเต็ดสลัดจ์ ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ โดยศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด ซีโอดี, ทีเคเอ็น และ แอมโมเนียไนโตรเจน และ ความเข้มข้นไนเตรดในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว และเปรียบเทียบกับระบบฟิสิโคโนลิติก หรือที่เรียกว่า โมดิฟายด์ลูคแซกเทททิงเจอร์ ความแตกต่างของทั้งสองระบบคือ ตัวกลางสำหรับให้สลัดจ์ยึดเกาะภายในถังเดิมอากาศของระบบผสมผสานฟิล์มตรึงในแอกติเวเต็ดสลัดจ์ โดยเปลี่ยนแปลงค่าปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่ 2, 4 และ 6 mg/l ผลการศึกษาพบว่า ระบบผสมผสานฟิล์มตรึงมีประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีกว่าระบบฟิสิโคโนลิติก การเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนและปริมาณออกซิเจนละลายน้ำไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดของซีโอดี, ทีเคเอ็นและแอมโมเนียไนโตรเจนอย่างมีนัยสำคัญในทั้งสองระบบแต่อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนที่ลดลงและ/หรือปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่สูงขึ้น มีผลทำให้ค่าความเข้มข้นไนเตรดในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วสูงขึ้น กล่าวโดยสรุปปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสมกับระบบของระบบผสมผสานฟิล์มตรึงในแอกติเวเต็ดสลัดจ์คือ 2 mg/l ที่อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน 10 และ 6 ในขณะที่อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนเท่ากับ 4 ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสม คือ 6 mg/l

Hamoda M.F. (1987) ศึกษาลักษณะการไหลของน้ำเสียต่อการทำงานของระบบแบบตรึงฟิล์ม พบว่าการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตรึงฟิล์มที่ใช้ในระบบ CSTR แบบต่อเนื่องมีความสามารถกำจัดบีโอดีได้ถึง 97% ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์ต่ำและในสภาวะที่มีสารอินทรีย์เข้าระบบสูง จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีลดลง 9% การทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตรึงฟิล์ม ได้รับการพิสูจน์แล้วว่ามีความมีประสิทธิภาพในการกำจัดส่วนใหญ่ของการกำจัดชีโอดีเกิดขึ้นในขั้นตอนแรกซึ่งยังคงมีปริมาณมากที่สุดของสารอินทรีย์ที่มากับน้ำทิ้ง

Rule (ม.ป.ป) ได้รายงานว่าตัวกลางที่ดีควรมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูงเพื่อให้มีพื้นที่ยึดเกาะแก่จุลินทรีย์และสาหร่ายมากขึ้นควรมีค่าสัมประสิทธิ์และปริมาตรจำเพาะต่ำเพื่อจะได้ไม่กินเนื้อที่ของบ่อเติมอากาศมากนัก

Owen and Williamson (1976) ได้ทำการทดลองหาสัมประสิทธิ์การกระจายของสารอาหารสู่ฟิล์มชีวในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพที่ใช้ออกซิเจน โดยใช้เชื้อจุลินทรีย์จากระบบเลี้ยงตะกอนซึ่งกำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือน พบว่า

1. ค่าสัมประสิทธิ์การแพร่กระจายของสารอาหารสู่ฟิล์มชีว (Electron Donor Diffusion Coefficient) เท่ากับ 0.44 cm³/d
2. ประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสียของฟิล์มชีวจะลดลงเมื่อออกซิเจนละลายน้ำมีไม่เพียงพอ

Shin (1987) ทำการทดลองระบบ Attached Growth โดยตัวกลางที่ให้จุลินทรีย์ยึดเกาะทำจาก Polyvinylidene Chloride มีลักษณะเป็นเส้นเล็กๆ และถูกนำมาทอเป็นเส้นคล้ายๆ สาหร่ายญี่ปุ่น โดยตัวกลางแต่ละเส้นจะมีค่า Modulus เท่ากับ 0.9 mm เส้นผ่านศูนย์กลางของเกลียวเท่ากับ 2 cm มีค่าพื้นที่ผิวจำเพาะ (Specific Surface Area) เท่ากับ 0.3 การทดลองนี้ มีทั้ง Lab Scale และ Pilot Scale พบว่า

1. ในการกำจัด COD ที่มีประสิทธิภาพสูงสุคนั้นปริมาตรของ Attached Growth ที่เหมาะสม คือ 10% ของปริมาตรของบ่อ
2. Retention time เท่ากับ 5 วัน Organic Loading เท่ากับ 100 kg COD/m³ สามารถกำจัด COD ได้ 82% ซึ่งมากกว่าที่ไม่มีการเติม Attached Growth Media 8%
3. ผลการทดลองนี้พบว่า AGWP มีประสิทธิภาพมากกว่า WSP ในการกำจัด COD ออกจากน้ำเสีย

Shin and Polprasert (1987) ได้รายงานไว้ในระบบ AGWP นั้นสามารถกำจัด SS ได้ 40-50% ซึ่งมากกว่าชุดควบคุม 10% ซึ่งค่าการกำจัด SS นั้นจะมีปัจจัยหลายๆอย่างเข้ามาเกี่ยวข้อง เช่น ความลึกของระบบและคุณสมบัติของน้ำที่เข้ามาสู่ระบบ

Hegamam (1987) ได้ทำการทดลองในการผสมระบบ AS กับ Fixed Film เพื่อที่จะเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียโดยใช้ชั้นพลาสติกที่มีรูพรุนเป็นตัวกลางลงในถังเติมอากาศ เพื่อให้จุลินทรีย์มายึดเกาะวิธีนี้พบว่ามีความจุลินทรีย์เพิ่มมากขึ้นเป็นสองถึงสามเท่าในเวลาเดียวกัน ค่า SVI ของ AS จะมีมากเพราะว่าในส่วนเล็กๆนั้นจะผ่านออกไปในถังตกตะกอน

สันทัด (2549) ได้ทำการทดลองการทำงานที่เหมาะสมของระบบตะกอนเร่งในถังปฏิกริยา จำลองขนาด 40 ลิตรในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของ BOD ระดับต่างๆโดยแต่ละความเข้มข้น BOD ได้กำหนดค่า F/M ratio 0.05 , 0.1 , 0.3 , 0.5 และ 1.0 day⁻¹ ตามลำดับ จากผลการทดลองพบว่า การบำบัดค่าความสกปรกในรูป BOD และ COD ของระบบจำลองในแต่ละภาวะบรรทุก และมีค่าความเข้มข้น BOD ต่างๆ แสดงผลไปทางเดียวกัน กล่าวคือ อัตราการบำบัดในชั่วโมงแรกจะสูงที่สุดพร้อมๆ กับการเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์ในอัตราที่สูงที่สุดด้วย เมื่อพิจารณาถึงคุณสมบัติของน้ำที่หลังผ่านการบำบัดแล้ว พบว่า ที่ค่า F/M ratio เท่ากับ 0.1 และ 0.3 วันจะเป็นค่าที่เหมาะสมในการดำเนินระบบ ในการบำบัดน้ำเสียที่มีค่า BOD เท่ากับ 100, 200, 300 และ 500 mg/l โดยจะใช้เวลาในการบำบัดสั้นที่สุด โดยมีการเพิ่มขึ้นของตะกอนจุลินทรีย์ไม่สูงนัก และมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง กล่าวคือ ที่ระดับ F/M ratio เท่ากับ 0.1 day⁻¹ และ BOD เริ่มต้นของน้ำเสียสังเคราะห์เท่ากับ 100, 200, 300 และ 500 mg/l จะใช้เวลาในการบำบัดเท่ากับ 2, 4, 6 และ 14 ชั่วโมง ตามลำดับ การเพิ่มขึ้นของตะกอนจุลินทรีย์เพียง 14.30%, 8.89%, 4.58%, และ 11.66% ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพสูงถึง 86.36%, 92.92%, 96.98% ตามลำดับ ส่วนน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าบีโอดีเริ่มต้นเท่ากับ 1,000 มก./ล. ผลการทดลองพบว่า น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วยังมีค่า BOD สูงกว่า 15 mg/l ในทุกๆค่า F/M ratio (0.05, 0.1, 0.3, 0.5 และ 1.0 day⁻¹) โดยที่ F/M ratio เท่ากับ 0.3 day⁻¹ มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุด คือ 98.96% โดยใช้เวลาในการบำบัดถึง 24 ชั่วโมง แต่ค่า BOD ของน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วยังมีค่าสูงถึง 35 mg/l แต่มีตะกอนจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นเพียงร้อยละ 5.48

อุปกรณ์และวิธีการ

อุปกรณ์

1. อุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

- 1.1 อุปกรณ์สำหรับวิเคราะห์ค่า BOD
- 1.2 อุปกรณ์สำหรับวิเคราะห์ค่า COD
- 1.3 อุปกรณ์สำหรับวิเคราะห์ค่า MLSS
- 1.4 เครื่องวัดค่า pH (pH meter) ยี่ห้อ HANNA รุ่น HI 8424
- 1.5 เครื่องชั่งไฟฟ้าทศนิยม 4 ตำแหน่ง ยี่ห้อ Precisa รุ่น 240A
- 1.6 ตู้อบ (Hot air oven) ยี่ห้อ Binder รุ่น ED53/E2
- 1.7 Automatic pipette aid
- 1.8 เครื่องแก้วสำหรับงาน Volumetric analysis
- 1.9 ถังปฏิกิริยา (Reactor) และหัวกระจายก๊าซ (Gas diffuser)
- 1.10 เครื่องสูบน้ำสำหรับป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกิริยา
- 1.11 ตัวกลางฟูกรอง

2. ถังทดลองที่ใช้ในระบบเลี้ยงตะกอน

ถังทดลองทำจากแผ่นอะคริลิกพลาสติก (Acrylic plastic) ขนาดกว้าง 20 เซนติเมตร ยาว 65 เซนติเมตร ประกอบด้วยส่วนเติมอากาศ (aeration tank) 3 ส่วน โดยส่วนแรกมีความจุน้ำทิ้ง 8.3 ลิตร ส่วนที่สอง 8.7 ลิตร และส่วนที่สาม 10 ลิตร ส่วนตกตะกอน 3.85 ลิตร ดังภาพที่ 15

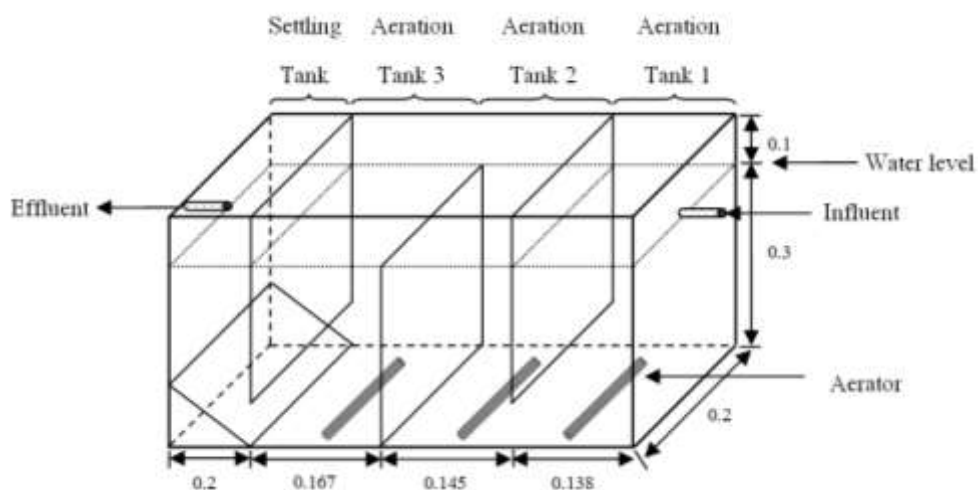
2.1 ถังทดลองที่ใช้ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง

การออกแบบ

2.1.1 ประกอบด้วยส่วนเติมอากาศ (aeration tank) 3 ส่วน โดยส่วนแรกมีความจุ น้ำทิ้ง 8.2 ลิตร ส่วนที่สอง 8.7 ลิตร และส่วนที่สาม 10 ลิตร

2.1.2 F/M ratio 0.2, 0.4, 0.6 และ 0.8 kg BOD/kg MLSS•day

2.1.3 ส่วนตกตะกอน (settling tank) มีความจุ 3.85 ลิตร



ภาพที่ 15 แสดงถังทดลองที่ใช้ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางฟุ้งกรอง

2.2 ถังทดลองที่ใช้ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง

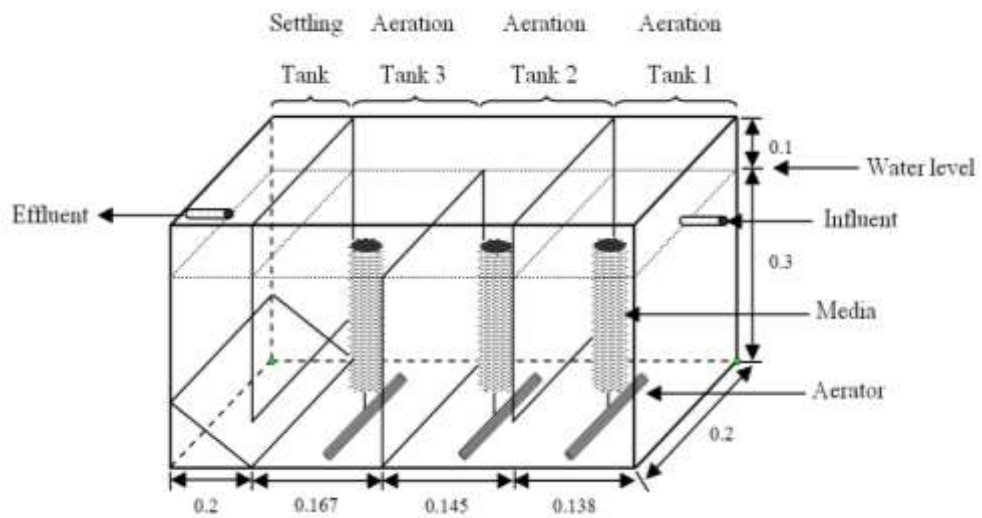
ถังทดลองที่ใช้ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง ใช้ขนาดเดียวกับถังทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง ดังภาพที่ 16

การออกแบบ

2.2.1 ขนาดของถังเติมอากาศและส่วนตกตะกอนใช้ขนาดเดียวกับระบบเลี้ยงตะกอน

2.2.2 F/M ratio 0.2, 0.4, 0.6 และ 0.8 kg BOD/kg MLSS•day

2.2.3 ตัวกลางที่ใช้ในเป็นตัวกลางฟุ้งกรอง



ภาพที่ 16 แสดงถังทดลองที่ใช้ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรอง

3. ตัวกลาง

ตัวกลางที่ใช้ในการทดลองเป็นตัวกลางฟุ้งกรอง ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 5 cm. ยาว 20 cm.



ภาพที่ 17 ตัวกลางฟุ้งกรองที่ใช้ในการทดลอง

วิธีการ

1. น้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาวิจัย

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง เป็นน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป ของบริษัท สยาม มอดิฟายด์ สตาร์ช (Siam Modified Starch) อำเภอลาดหลุมแก้ว จังหวัดปทุมธานี เนื่องจากน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลังแปรรูปจริง มีข้อจำกัดในด้านกระบวนการผลิตไม่คงที่ มีหลายผลิตภัณฑ์ในการผลิต ทำให้น้ำเสียที่ออกมาในแต่ละวันมีความแปรปรวนมาก ในการทดลองนี้จึงใช้น้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูปเป็นตัวแทนของน้ำเสียจริง

2. การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์แป้งมันสำปะหลังแปรรูป

2.1 สารเคมีที่ใช้ (กรณีเตรียมน้ำเสีย 100 ลิตร)

- 2.1.1. น้ำประปา (Tap water)
- 2.1.2. แป้งมันสำปะหลังแปรรูป (Modified Starch)
- 2.1.3. สารไวโนอะซีเตต โมโนเมอร์, VAM (Density VAM = 0.934 g/cm^3)
- 2.1.4. เกลือโซเดียมไฮดรอกไซด์ (Sodium Hydroxide : NaOH)
- 2.1.5. กรดไฮโดรคลอริก (Hydrochloric : HCl)

2.2 วิธีการเตรียม

2.2.1 ละลายแป้งมันสำปะหลังแปรรูป (Modified Starch) ปริมาณ 800 กรัม ในน้ำประปา 100 ลิตร แล้วปั่นคน ประมาณ 15 นาที จนเข้ากัน

2.2.2 เติมสารไวโนอะซีเตต โมโนเมอร์, VAM ปริมาณ 267.67 ml ลงในสารละลายแป้งที่ปั่นคนแล้ว

2.2.3 เติมเกลือโซเดียมไฮดรอกไซด์ (Sodium Hydroxide : NaOH) ปริมาตร 100 กรัม แล้วปั่นคนต่ออีกประมาณ 1 ชั่วโมง ในขณะที่ค่าพีเอช ประมาณ 9-10

2.2.4 จากนั้นทำการปรับพีเอชประมาณ 5-6 ด้วยกรดไฮโดรคลอริก, HCl (Hydrochloric acid)

3. ศึกษาลักษณะของน้ำเสีย

พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ในการศึกษาลักษณะของน้ำเสีย ได้แก่ COD, BOD, SS และ MLSS โดยใช้วิธีวิเคราะห์ตาม ของ Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (17th ed., 1992) ดังตารางที่ 5

ตารางที่ 5 พารามิเตอร์และวิธีที่ใช้ในการวิเคราะห์น้ำเสีย

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
BOD	Azide Modification Method
COD	Closed Reflux Method
SS	Gravimetric Method
MLSS	Gravimetric Method

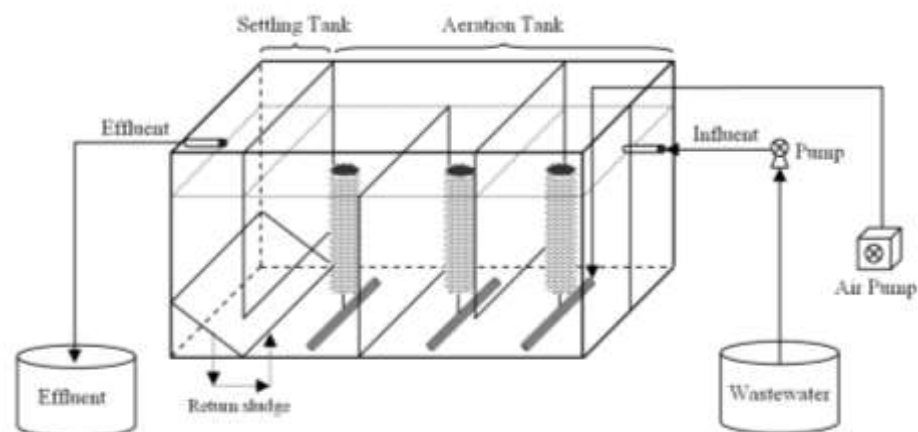
4. การดำเนินการทดลอง

4.1 ชั้นเตรียมตะกอนจุลินทรีย์

การเตรียมตะกอนจุลินทรีย์ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง ใช้ตะกอนจากบ่อเติมอากาศระบบบำบัดน้ำเสีย บริษัท สยาม มอติไฟลด์ สตาร์ช ทำการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ โดยการเติมอากาศ pH 6.5-8.5 ส่วนการเตรียมตะกอนจุลินทรีย์ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง กระทำเช่นเดียวกับระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง แต่มีการเพิ่มตัวกลางลงไปจนถึงที่เลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์

4.2 แผนผังการติดตั้งแบบจำลองระบบเลี้ยงตะกอน

รายละเอียดแผนผังการติดตั้งแบบจำลองระบบเลี้ยงตะกอน ดังภาพที่ 18



ภาพที่ 18 แผนผังการติดตั้งแบบจำลองระบบเลี้ยงตะกอนที่ใช้ในการทดลอง

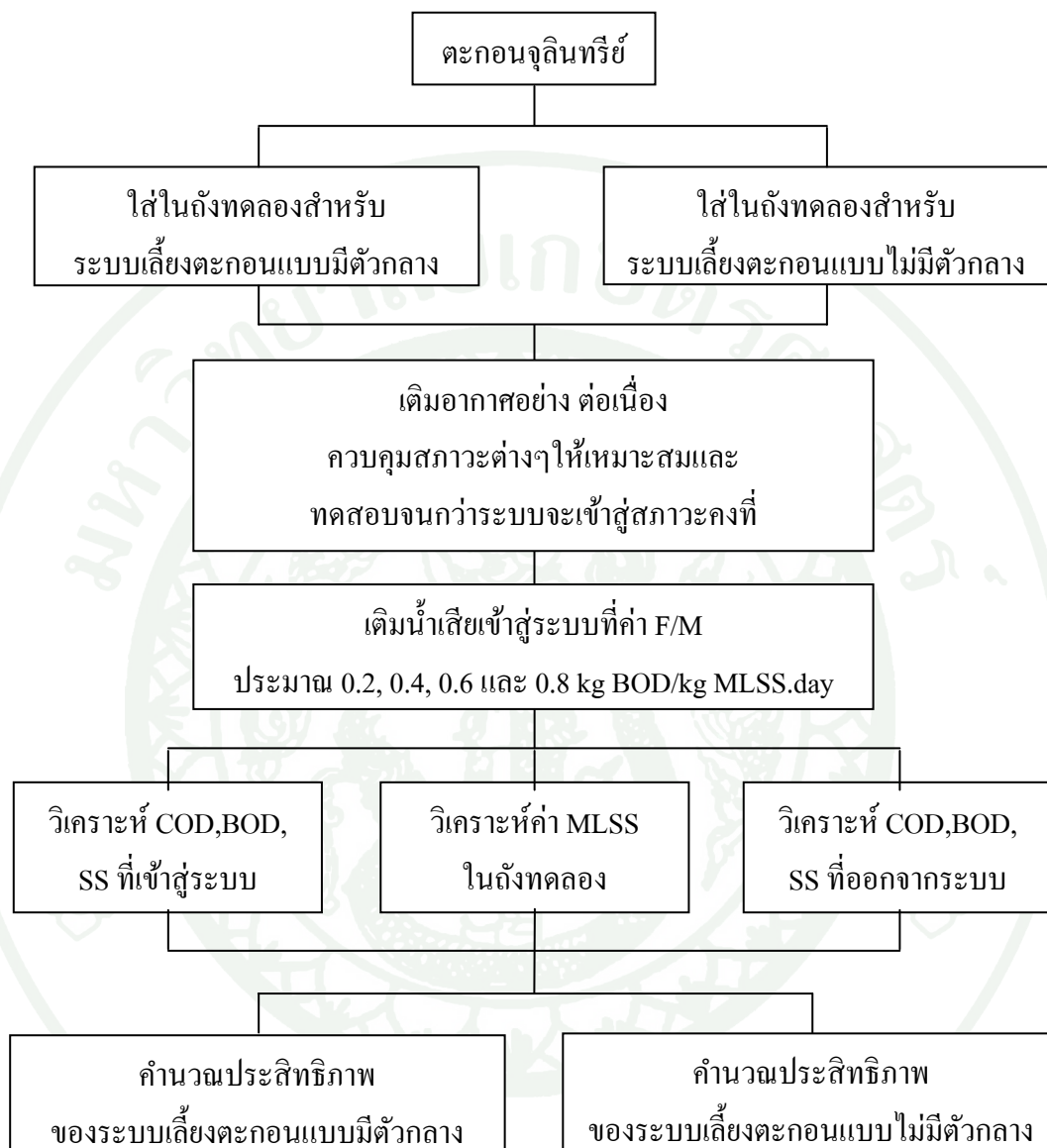


ภาพที่ 19 การติดตั้งแบบจำลองระบบเลี้ยงตะกอนที่ใช้ในการทดลอง

4.3 ขั้นตอนในการทดลองหาประสิทธิภาพของระบบ

เริ่มต้นด้วยการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังเติมอากาศ (Aeration tank) ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2, 0.4, 0.6 และ 0.8 kg BOD/kg MLSS.day ด้วยปริมาตร Q_1 , Q_2 , Q_3 และ Q_4 l/day ตามลำดับ เก็บตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านถังตกตะกอน มาวิเคราะห์หาค่า COD และ BOD เพื่อหาประสิทธิภาพของระบบ η_1 , η_2 , η_3 และ η_4 โดยทั้งสองระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ทำการทดลองเหมือนกัน

ขั้นตอนการทดลอง ศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงค่าตัวแปรต่างๆ ได้แก่ F/M ratio ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบเลี้ยงตะกอน



ภาพที่ 20 แผนผังวิธีการทดลองวิเคราะห์หาประสิทธิภาพของระบบต่อผลจากการเปลี่ยนแปลงค่า F/M ratio ที่ 0.2 0.4 0.6 และ 0.8 kg COD/kg MLSS·day

ตารางที่ 6 ค่าตัวแปรที่ใช้ในการทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง

Run No.	F/M ratio (kg BOD/ kg MLSS.day)	เวลากักเก็บ ตะกอน (day)	อัตราการไหล (l/day)	Influent BOD (mg/l)	Biomass (mg/l)		Efficiency
					MLSS (mg/l)	BASS (mg/l)	
AS-1	0.2	θ_1	Q_1	S_0	8000	-	η_1
AS-2	0.4	θ_2	Q_2	S_0	8000	-	η_2
AS-3	0.6	θ_3	Q_3	S_0	8000	-	η_3
AS-4	0.8	θ_4	Q_4	S_0	8000	-	η_4
FAS-1	0.2	θ_1	Q_1	S_0	8000	BASS ₁	η_1
FAS-2	0.4	θ_2	Q_2	S_0	8000	BASS ₂	η_2
FAS-3	0.6	θ_3	Q_3	S_0	8000	BASS ₃	η_3
FAS-4	0.8	θ_4	Q_4	S_0	8000	BASS ₄	η_4

4.4 การวิเคราะห์ตัวอย่างจากระบบ

การเก็บตัวอย่างน้ำทำการวิเคราะห์ทางเคมีเก็บจาก 3 จุด คือ น้ำเสียเข้าสู่ระบบในถังเติมอากาศ และน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัด เพื่อทำการวิเคราะห์ตัวแปร ดังแสดงในตารางที่ 7 ความถี่ในการเก็บตัวอย่างจะทำการเก็บทุกๆ 2 วัน

ตารางที่ 7 ค่าพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ในการทดลอง

น้ำตัวอย่าง	พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์			
	pH	BOD	COD	MLSS
Influent	✓	✓	✓	-
Mixed liquor	✓	-	-	✓
Effluent	✓	✓	✓	-

ผลและวิจารณ์

การทดลองเพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป บริษัท สยาม มอดิฟายด์ สตาร์ช (Siam Modified Starch) อำเภอลาดหลุมแก้ว จังหวัดปทุมธานี ทำการทดลองด้วยแบบจำลองในห้องปฏิบัติการ (Lab scale) ซึ่งการทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในการทดลอง โดยน้ำเสียที่เข้าระบบจะมีความเข้มข้นของค่า COD สูง เฉลี่ย 9,885 mg/l โดยควบคุมสภาวะแวดล้อมต่างๆ ให้เหมือนกัน ทั้งคุณสมบัติของน้ำเสีย และอุณหภูมิ การวิเคราะห์ผลต่างๆ ซึ่งการดำเนินการศึกษาจะทำการศึกษาตั้งแต่เริ่มต้นเดินระบบจนระบบเข้าสู่ภาวะเสถียร (Steady stage) หรือสภาวะคงตัว ใช้ค่าของการทดลองในช่วงภาวะเสถียร กล่าวคือ ประสิทธิภาพในการลด COD ก่อนข้างคงที่ ในแต่ละช่วงการทดลอง

จุดประสงค์ในการทดลองครั้งนี้ คือ เพื่อทดลองประสิทธิภาพของการใช้ตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ (Attached Growth Media) ประเภทฟุ้งกรองในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง แสดงผลการทดลอง ดังนี้

1. ประสิทธิภาพของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ในการกำจัดค่า COD ของน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป ที่ F/M ratio ต่างๆ
2. ความสัมพันธ์ระหว่าง F/M ratio และค่าระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์, SRT (Sludge Retention Time)
3. อัตราส่วน BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว (Effluent)
4. การหาสัมประสิทธิ์ทางพลศาสตร์ (Kinetic coefficients)
5. การตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ (Microscopic Examination)

การทดลองนี้แบ่งออกได้เป็น 4 ช่วงการทดลอง ทำการทดลองต่อเนื่องกันทุกช่วงการทดลองตามลำดับ ดังนี้

ช่วงการทดลองที่ 1 F/M ratio 0.2 kg BOD/kg MLSS•day

ช่วงการทดลองที่ 2 F/M ratio 0.4 kg BOD/kg MLSS•day

ช่วงการทดลองที่ 3 F/M ratio 0.6 kg BOD/kg MLSS•day

ช่วงการทดลองที่ 4 F/M ratio 0.8 kg BOD/kg MLSS•day

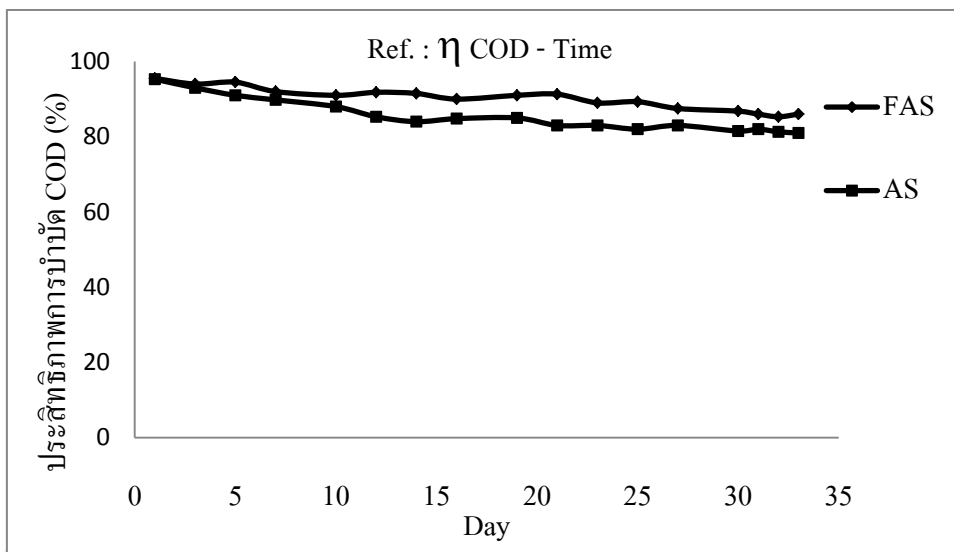
ตารางที่ 8 คุณสมบัติของน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป

พารามิเตอร์	ลักษณะน้ำเสีย
สี	ขุ่นเล็กน้อย
Temp (°C)	28.0 - 29.5
pH	5 - 6
COD (mg/l)	9,885 ± 129
BOD (mg/l)	9,044 ± 120
SS (mg/l)	380 - 560
VSS (mg/l)	340 - 510

1. ประสิทธิภาพของระบบในการบำบัดค่า COD ของน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป บริษัท สยาม มอดิฟายด์ สตาร์ช (Siam Modified Starch) ที่ F/M ratio ต่างๆ

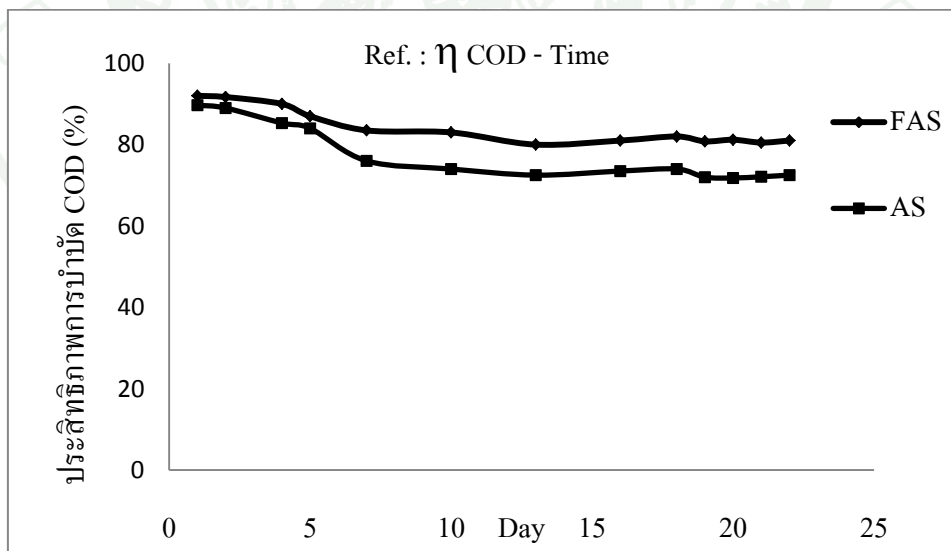
ในการศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัด COD ที่อัตราการไหลคงที่ เข้าสู่ระบบอย่างต่อเนื่อง ด้วยระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง น้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป บริษัท สยาม มอดิฟายด์ สตาร์ช (Siam Modified Starch) เข้าระบบมีความเข้มข้นของค่า COD ประมาณ 9,885 mg/l ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2, 0.4, 0.6 และ 0.8 kg BOD/kg MLSS•day

ผลจากการตรวจวัดค่าความเข้มข้นของ COD ในน้ำเสียเข้าระบบ น้ำที่ผ่านการบำบัด และประสิทธิภาพการบำบัดค่า COD ตลอดระยะเวลาการเดินระบบ และระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 30-33 ที่ F/M ratio 0.2 kg BOD/kg MLSS•day ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรอง ประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 85.77 และระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางฟุ้งกรอง ประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 81.45



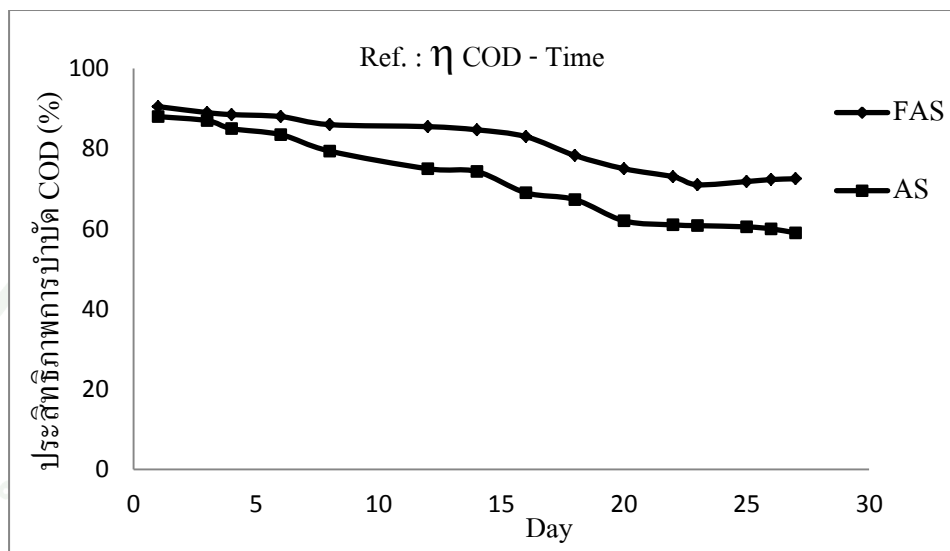
ภาพที่ 21 ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M เท่ากับ 0.2 kg BOD/ MLSS.day

ที่ F/M ratio 0.4 kg COD /kg MLSS.day ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 19-22 ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 80.90 และระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 72.13



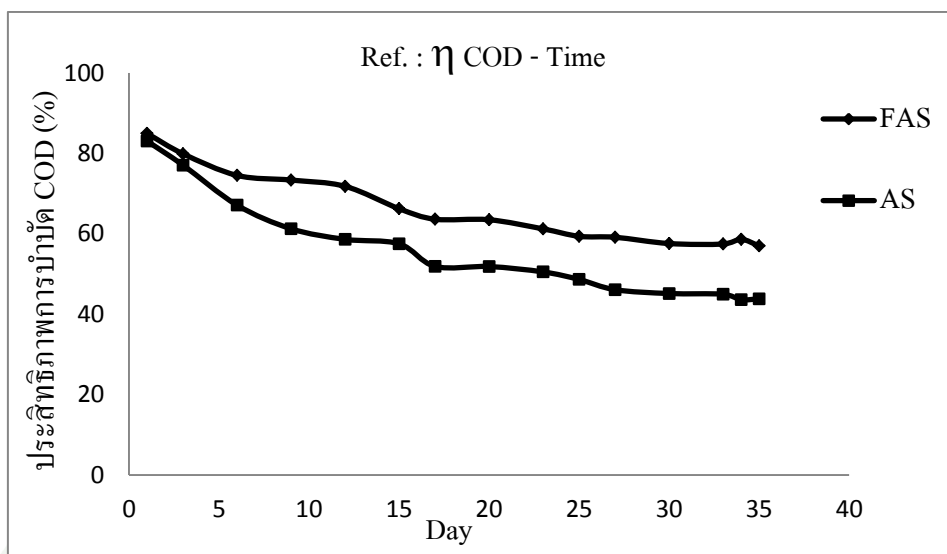
ภาพที่ 22 ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M เท่ากับ 0.4 kgBOD/ MLSS.day

ที่ F/M ratio 0.6 kg BOD /kg MLSS•day ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 25-27 ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 72.2 และระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง ประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 59.83



ภาพที่ 23 ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M เท่ากับ 0.6 kgBOD/ MLSS.day

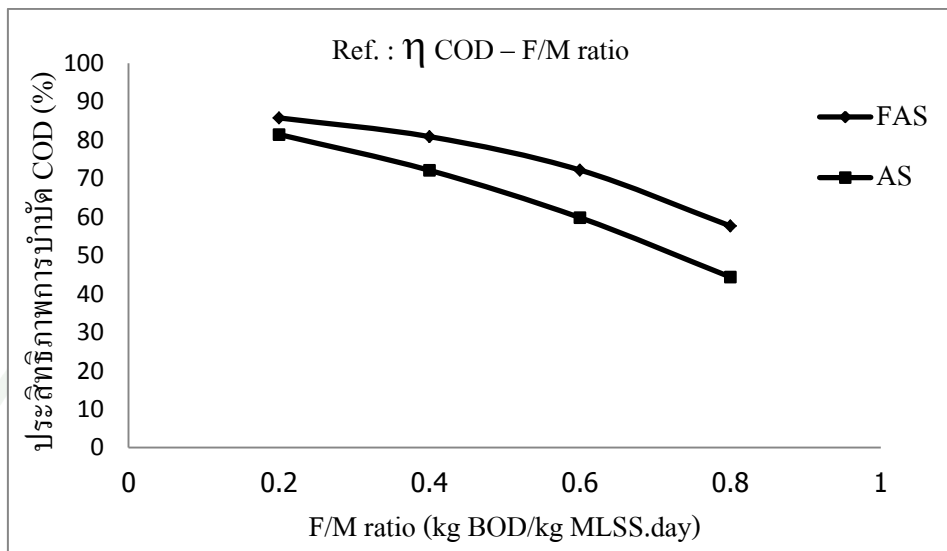
ที่ F/M ratio 0.8 kg BOD/kg MLSS•day ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 33-35 ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 57.65 และระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางฟุ้งกรองประสิทธิภาพในการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 44.37



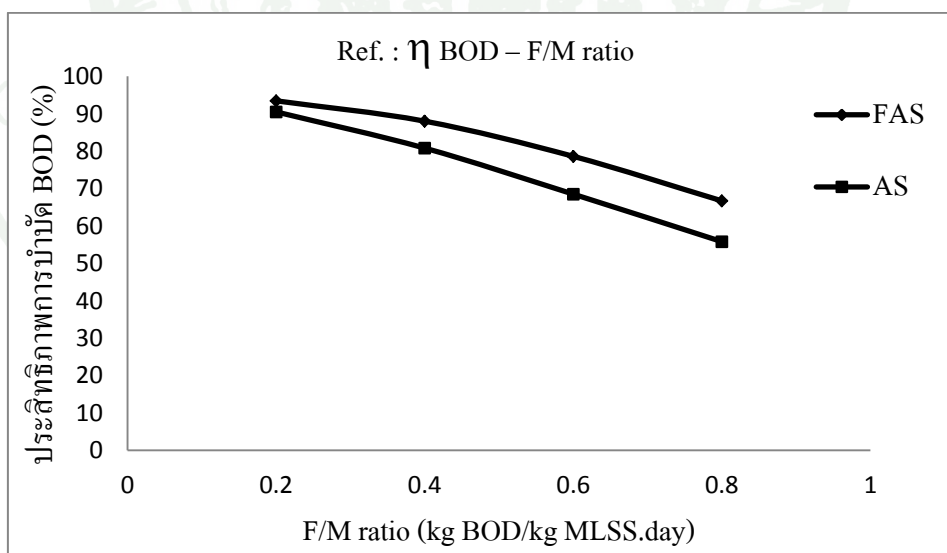
ภาพที่ 24 ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบ มีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M เท่ากับ 0.8 kgBOD/ MLSS.day

จากกราฟแสดงประสิทธิภาพในการบำบัดและค่า COD หลังการบำบัด ที่ F/M ratio ต่างๆ เมื่อป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ ที่อัตราการไหลต่างๆ แล้วทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียมาวิเคราะห์ พบว่า ในช่วงแรกของการป้อนน้ำเสียที่มีอัตราการไหลคงที่ ยังปรับตัวไม่ได้ เพราะน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดมีความแปรปรวนมาก ทั้งนี้ เนื่องมาจากการปรับตัวของการทำงานภายในระบบที่มี F/M ratio สูงขึ้น แต่เมื่อเวลาผ่านไป ค่า COD ของน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดแล้ว มีค่าค่อนข้างคงที่ ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD ของระบบค่อนข้างคงที่ และพบว่า แนวโน้มของประสิทธิภาพการบำบัดลดลง ตามลำดับ โดยจะแปรผกผันกับ F/M ratio คือ เมื่อ F/M ratio สูงขึ้น จะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัด COD ของระบบต่ำลง จากการทดลองพบว่า เมื่อ F/M ratio เพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพในการลดค่า COD ของระบบจะลดลง โดยเฉพาะเมื่อ F/M ratio เพิ่มขึ้นเป็น 0.6 kg BOD/kg MLSS·day ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างเห็นได้ชัด เนื่องจากค่า F/M ratio เป็นค่าอัตราส่วนระหว่างปริมาณสารอาหารที่เข้าสู่ถังเติมอากาศ (ในการทดลองวัดในรูป BOD) กับปริมาณจุลินทรีย์ที่อยู่ในถังเติมอากาศ (ในการทดลองวัดในรูป MLSS) ในการทดลองควบคุม MLSS ให้อยู่ในช่วง 8,000 mg/l ดังนั้น การเพิ่ม F/M ratio ก็คือ การเพิ่มค่าปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบนั่นเอง จากการที่ปริมาณสารอาหารถูกป้อนเข้าสู่ระบบมากขึ้น ในขณะที่ปริมาณจุลินทรีย์ไม่ได้ถูกเพิ่มขึ้น ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ดังนั้น เมื่อปริมาณอาหารที่ถูกย่อยมีปริมาณมากกว่าปริมาณอาหารที่ถูกย่อยสลายได้ จึงทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบมีค่าปริมาณสารอาหารมาก สอดคล้องกับงานวิจัยของ เสวก (2528) ที่ว่า ค่า F/M ratio จะเป็นตัวกำหนด

ที่ใช้ควบคุมประสิทธิภาพของระบบ หรือคุณภาพน้ำทิ้งที่ออกจากระบบค่า F/M ratio ต่ำ ประสิทธิภาพในการกำจัดจะสูงขึ้น



ภาพที่ 25 ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัด COD กับ F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟูกรองและไม่มีตัวกลาง



ภาพที่ 26 ความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัด BOD กับ F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟูกรองและไม่มีตัวกลาง

จากประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่สภาวะคงตัว พบว่า F/M ratio 0.2 kgBOD/MLSS.day ประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางแตกต่างกันไม่มากนัก โดยประสิทธิภาพการบำบัดเป็นร้อยละ 85.77 และ 81.45 ตามลำดับ แต่ที่ F/M ratio สูงสุด หรือมีอัตราการไหลต่อวันสูงสุดในการทดลอง 0.8 kg BOD/kg MLSS.day ระบบมีประสิทธิภาพลดลงอย่างเห็นได้ชัด โดยประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง เป็นร้อยละ 57.65 และ 44.37 ตามลำดับ ทั้งนี้ อาจเนื่องมาจากอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ มากเกินไป ระยะเวลาในการบำบัดสั้น ทำให้จุลินทรีย์ในระบบทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ไม่ทัน ระบบไม่สามารถปรับสภาวะการทำงานให้บำบัดได้ดีเท่าที่ควร ซึ่งมีความสัมพันธ์กับค่าพารามิเตอร์ BOD มีแนวโน้มในการบำบัดเช่นเดียวกัน นั่นคือ ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ทั้งสองระบบ มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัด BOD ด้วย ดังภาพที่ 26

จากประสิทธิภาพการลดค่า BOD สูงสุด ที่ค่า F/M ratio เท่ากับ 0.2 kgBOD/MLSS.day ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง มีค่ามากกว่า 93% และ 90% ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการลดค่า BOD ที่รองลงมาคือ ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.4, 0.6 และ 0.8 kg BOD/kg MLSS.day ตามลำดับ ดังนั้น จึงกล่าวได้ว่า เมื่อ F/M ratio เพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพการลดค่า BOD ของระบบจะลดลง ระบบมีประสิทธิภาพการลดค่า COD ก่อนข้างต่ำกว่าประสิทธิภาพการลดค่า BOD แสดงว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ดี เนื่องจากสารอินทรีย์ที่แบคทีเรียย่อยได้ สามารถตรวจวัดได้ในรูปของ BOD ได้ แต่สามารถตรวจวัดได้ในรูปของ COD ดังนั้น เมื่อวิเคราะห์คุณภาพน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัด ซึ่งปริมาณสารอินทรีย์ที่แบคทีเรียย่อยไม่ได้ ยังคงรวมอยู่กับสารอินทรีย์ที่เหลือจากการย่อยสลายจึงทำให้ค่า BOD ที่วิเคราะห์ ได้มีค่าต่ำกว่า COD ประสิทธิภาพของการลดค่า BOD จึงสูงกว่า

สำหรับการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดค่า BOD และ COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มี พบว่า ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางจะมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง โดยค่าที่เหมาะสมในการนำไปใช้ คือที่ F/M ratio 0.2 kg BOD/kg MLSS.day ซึ่งมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุด และที่ F/M ratio เท่ากับ 0.4 และ 0.6 kg BOD/kg MLSS.day มีประสิทธิภาพรองลงมา ตามลำดับ โดยที่ F/M ratio 0.8 kg BOD/kg MLSS.day ไม่เหมาะสมที่จะดำเนินระบบ เนื่องจาก จุลินทรีย์ไม่เกิดการรวมตัวเป็นฟล็อกได้ และมีอัตราการไหลของน้ำเข้าสูง ทำให้จุลินทรีย์บางส่วนถูกพาไปกับน้ำทิ้ง ทำให้จุลินทรีย์ในถังทดลองลดลง ทำให้ระบบไม่เข้าสู่สมดุล

ตารางที่ 9 ค่าที่ได้จากการทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางที่อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบเท่ากัน

F/M ratio (kg BOD/ kg MLSS.day)		อัตรา การไหล (l/day)	ปริมาตร ถังทดลอง (l)	Biomass (g)									Efficiency	
FAS	AS			FAS			AS			FAS	AS			
				X (mg/l)	M _{T1}	M _{T2}	M _T	X (mg/l)	M _{T1}	M _{T2}	M _T			
0.16	0.2	4.84	27	8063.75	217.72	46.74	264.46	7984.25	215.57	-	215.57	93.44	90.48	
0.32	0.4	9.58	27	8036.67	216.99	52.96	269.95	8071.67	217.94	-	217.94	88.00	80.80	
0.44	0.6	14.06	27	8033.00	216.89	78.16	295.05	8009.67	216.26	-	216.26	78.60	68.50	

เมื่อพิจารณาค่าอัตราการไหลของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางและประสิทธิภาพการบำบัด BOD จากตารางที่ 9 พบว่า เมื่ออัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางเท่ากันประสิทธิภาพการบำบัด BOD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง โดยที่อัตราการไหล 4.84, 9.58, 14.06 l/d ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางร้อยละ 2.96, 7.2, 10.1 ตามลำดับ

ตารางที่ 10 ค่าที่ได้จากการทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางที่ F/M ratio เท่ากัน

F/M ratio (kg BOD/ kgMLSS.day)	Influent (mg BOD/l)	Flowrate (l/d)		Biomass (g)		Efficiency (%)	
		FAS	AS	FAS	AS	FAS	AS
0.2	8931.36	5.92	4.83	264.46	215.57	93.44	90.48
0.4	9017.28	11.97	9.67	269.95	217.94	88.00	80.80
0.6	9214.44	19.21	14.08	295.05	216.26	78.60	68.50

เมื่อพิจารณาค่าอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางกับค่าอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบ จากตารางที่ 10 พบว่า ที่ F/M ratio เท่ากัน ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีค่าอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมากกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง โดยที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2, 0.4 และ 0.6 kg BOD/kgMLSS.day ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง มีอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมากกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง เท่ากับ 1.09, 2.30, 5.13 l/d แสดงว่า เมื่อทำการเดินระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางที่ F/M ratio เท่ากัน ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางสามารถรองรับน้ำเสียได้ปริมาณมากกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง และมีประสิทธิภาพการบำบัด BOD ได้สูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง เนื่องจากระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีปริมาณของจุลินทรีย์ (Biomass) มากกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง

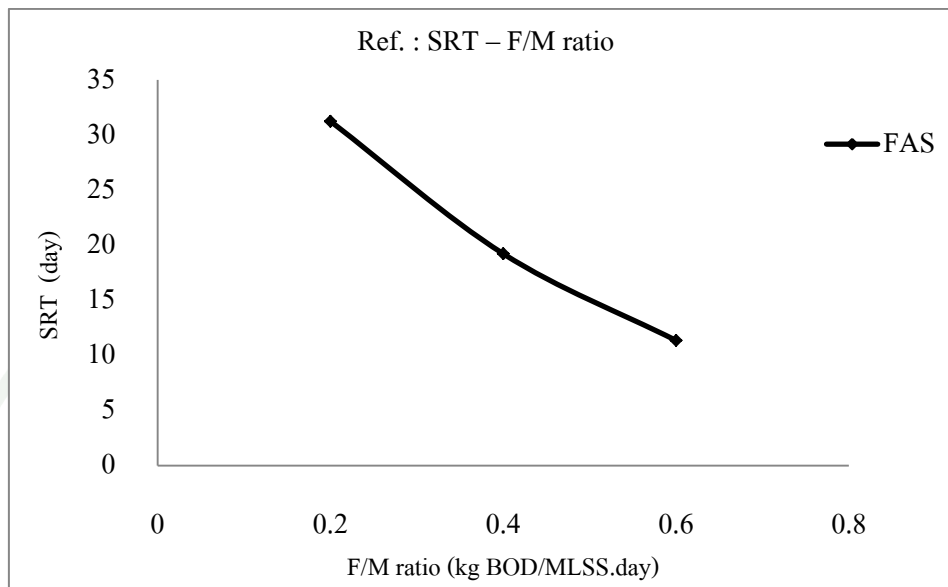
2. ความสัมพันธ์ระหว่าง F/M ratio และระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์, SRT (Sludge Retention Time)

จากการทดลองระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์เฉลี่ยเท่ากับ 31.25, 19.23 และ 11.36 วัน ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2, 0.4 และ 0.6 kg BOD/kg MLSS•day ระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางมีระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์เฉลี่ยเท่ากับ 35.49, 14.51 และ 10.44 วัน ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2, 0.4 และ 0.6 kg BOD/kg MLSS•day ตามลำดับ และจากการทดลองพบว่า ที่ F/M ratio 0.8 kg BOD/kg MLSS•day ระบบไม่เข้าสู่สภาวะสมดุล เมื่อทำการเดินระบบพบว่า ปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบลดลง ทั้งนี้ สาเหตุอาจมาจาก F/M ratio สูงไป อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ระบบสูง ทำให้จุลินทรีย์ไหลออกไปกับน้ำทิ้ง จุลินทรีย์ไม่เกิดการรวมตัวเป็นฟล็อกได้

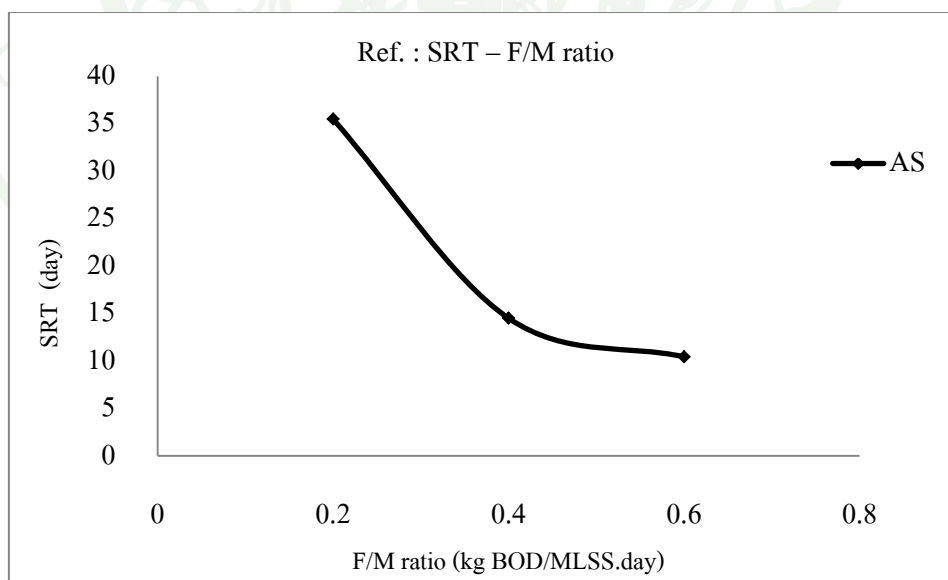
พบว่าทั้งสองระบบค่า F/M ratio กับระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ จะมีค่าแปรผกผันกัน กล่าวคือ เมื่อ F/M ratio มีค่าสูง ระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์จะน้อย และที่ค่า F/M ratio มีค่าต่ำระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์จะมาก แสดงความสัมพันธ์ได้ดังภาพที่ 27 และ 28 เมื่อเปรียบเทียบระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ทั้งสองระบบ พบว่า ระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีต่ำกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางเล็กน้อย

จากการที่ระบบมีค่า F/M ratio ต่ำ ทำให้การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบเริ่มต้นในช่วง declining growth phase เสริมพลและไซยอุท (2535) กล่าวว่าจุลินทรีย์ของระบบจะอยู่ในช่วง declining growth phase ประมาณ 2 ชั่วโมงส่วนที่เหลือจะอยู่ใน endogeneous phase และหากระบบยังอยู่ในช่วง endogeneous phase นานมากเท่าใด ตะกอนจะจมตัวได้ง่ายขึ้น และระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในถังเดิมอากาศ จะเป็นตัวกำหนดว่าการเจริญเติบโตของแบคทีเรียจะอยู่ใน endogeneous phase นานเพียงใด นั่นคือ ระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์เป็นตัวกำหนดระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในช่วง endogeneous phase ปริมาณจุลินทรีย์ที่เพิ่มจะมีน้อยทำให้ลดปัญหาในเรื่องปริมาณตะกอนส่วนเกินที่ต้องไปทำลาย อีกทั้งการที่ระบบมีระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์สูงหรือต่ำ ย่อมมีผลต่อคุณภาพน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ กล่าวคือ ระบบที่มีระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์สูง จุลินทรีย์จะมีเวลาอยู่ในถังเดิมอากาศนาน จึงย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งได้มาก ทำให้คุณภาพน้ำทิ้งที่ออกจากระบบมีคุณภาพสูงด้วย มั่นสิน (2523) กล่าวว่า ภายใต้อุณหภูมิที่คงที่ ระดับของปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ในถัง มักจะถูกค้ำไว้ถึงในเรื่องเกี่ยวกับการตกตะกอนจุลินทรีย์

โดยมักเลือกให้มีค่าอายุตะกอนที่สูงพอที่จะให้เกิดตะกอนที่ดีแล้ว ซึ่งการตกตะกอนที่ดีจะมีผลต่อระดับสารอินทรีย์ในน้ำออกที่จะมีค่าต่ำตามต้องการได้



ภาพที่ 27 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์, SRT (Sludge Retention Time) กับ F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง



ภาพที่ 28 ความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์, SRT (Sludge Retention Time) กับ F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง

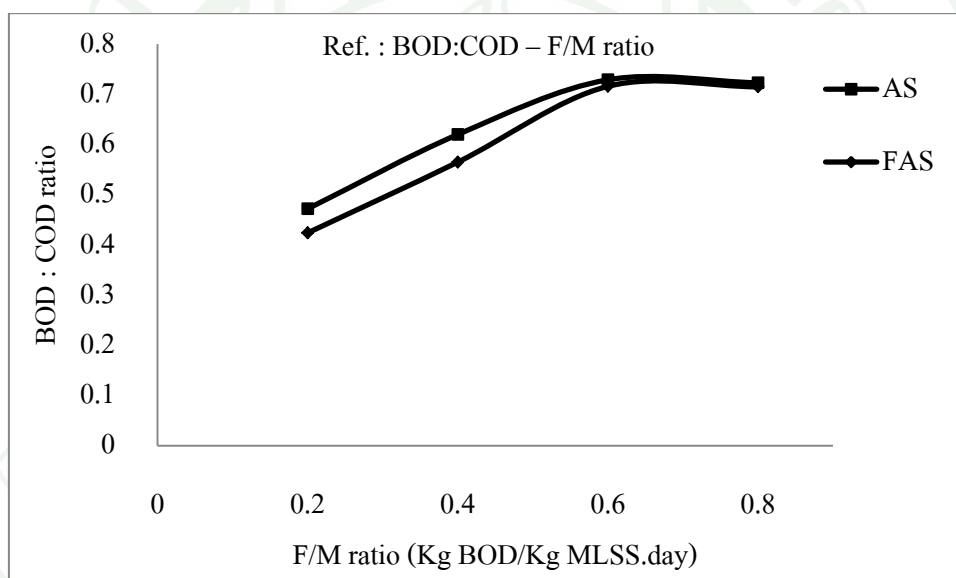
3. อัตราส่วน BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว (Effluent)

อัตราส่วนของ BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบสามารถใช้เป็นดัชนีที่บ่งชี้ถึงอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ของระบบอย่างต่อเนื่อง ถ้าอัตราส่วน BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบยังมีค่าต่ำกว่าน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมากเท่าใด อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จะสูงตาม ทั้งนี้ เพราะค่า COD แสดงถึง ปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำเสียที่แบคทีเรียสามารถย่อยได้และย่อยไม่ได้ ส่วนค่า BOD แสดงเฉพาะปริมาณสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลักที่แบคทีเรียสามารถย่อยได้ ก่อนการบำบัดค่า BOD และ COD จึงต่างกันมากกว่าหลังผ่านการบำบัดแล้ว อัตราส่วนของ BOD:COD จึงมีค่ามากกว่าอัตราส่วนของ BOD:COD ที่ผ่านการบำบัดแล้ว ทั้งนี้ เพราะ สารอินทรีย์ที่แบคทีเรียสามารถย่อยสลายได้ถูกย่อยไปเกือบหมด จากการทดลอง สามารถสรุปอัตราส่วนของค่า BOD:COD ในน้ำเสียที่ออกจากระบบได้ ดังตารางที่ 11

ข้อมูลที่ได้จากการทดลองพบว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีค่าอัตราส่วน BOD:COD อยู่ในช่วง 0.424-0.715 ที่ค่า F/M ratio เฉลี่ย 0.2-0.8 kg BOD/kg MLSS•day ระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางมีค่าอัตราส่วน BOD:COD อยู่ในช่วง 0.472-0.723 ที่ค่า F/M ratio เฉลี่ย 0.2-0.8 kg BOD/kg MLSS•day แสดงดังตารางที่ 9 เมื่อเปรียบเทียบอัตราส่วนของ BOD:COD ในน้ำทิ้งออกจากระบบพบว่าอัตราส่วน BOD:COD เฉลี่ยต่ำสุดที่ค่า F/M ratio เฉลี่ย 0.2 kg BOD/kg MLSS•day มีค่า 0.424 ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและ 0.472 ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง ดังภาพที่ 29 ซึ่งค่า F/M ratio ดังกล่าว เป็นค่าที่เหมาะสมของทั้งสองระบบ นั่นคือระบบมีอัตราการย่อยสลายในรูปของค่า BOD ได้มากที่สุด น้ำทิ้งที่ออกจากระบบมีค่า BOD ต่ำ เมื่อเปรียบเทียบกับอัตราส่วน BOD:COD ของน้ำเสียสังเคราะห์ เฉลี่ย 0.915 จะได้ว่า อัตราส่วน BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีค่าลดลง 0.491 และของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางมีค่าลดลง 0.443 ซึ่งสอดคล้องกับเหตุผลข้างต้นที่ว่า ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในรูปของค่า BOD ได้มากกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง และจากการทดลองยังพบอีกว่า อัตราส่วนของ BOD:COD มีค่าแปรผันตรงกับค่า F/M ratio กล่าวคือ ที่ค่า F/M ratio ต่ำในระบบจะมีปริมาณสารอาหารน้อยเมื่อเทียบกับปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ทำให้จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอาหารได้มาก ปริมาณสารอาหารที่ย่อยสลายทางชีววิทยาได้เหลือในน้ำทิ้งออกจากระบบน้อย อัตราส่วน BOD:COD มีค่าต่ำ

ตารางที่ 11 อัตราส่วน BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว (Effluent) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง

F/M ratio (kg.BOD/kg.MLSS. day)	BOD : COD น้ำเสียที่เข้าระบบ	BOD : COD น้ำทิ้งที่ออกจากระบบ	
		FAS	AS
0.2	0.920	0.424	0.472
0.4	0.900	0.565	0.620
0.6	0.930	0.716	0.729
0.8	0.910	0.715	0.723



ภาพที่ 29 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราส่วนของ BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วกับค่า F/M ratio ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง

4. การหาสัมประสิทธิ์ทางพลศาสตร์ (kinetic coefficients)

สัมประสิทธิ์ทางพลศาสตร์ เป็นค่าคงที่ ตามลักษณะของน้ำเสียแต่ละชนิด และที่สภาวะการทำงานในขอบเขตที่กำหนดสัมประสิทธิ์ทางพลศาสตร์ มีความสำคัญมากที่จะใช้คำนวณหาค่าความสัมพันธ์ของตัวแปรต่างๆของระบบเลี้ยงตะกอน (มงคล, 2535)

จากสมการความสัมพันธ์ระหว่างอายุตะกอนและอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จำเพาะ (specific substrate utilization rate, U) ของ Lawrence and Mc Carty (1970)

$$\frac{1}{\theta_c} = YU - k_d$$

โดย θ_c คือ อายุตะกอน ซึ่งหมายถึง อัตราส่วนระหว่างปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ กับปริมาณตะกอนที่ออกจากระบบ ในทางปฏิบัติ คือ

$$\theta_c = \frac{VX}{Q_w X_w} \quad (\text{day}^{-1})$$

และ

$$U = \frac{Q(S_0 - S)}{VX} \quad \left(\frac{\text{kgBOD}}{\text{kgMLSS} \cdot \text{day}} \right)$$

- โดย
- Q = อัตราการไหลของน้ำเสีย (l/day)
 - V = ปริมาตรของถังปฏิกรณ์ (l)
 - X = ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ วัดในรูป MLSS เฉลี่ย (mg/l)
 - S_0 = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบ (mgBOD/l)
 - S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ออกจากระบบ (mgBOD/l)
 - Y = สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ต่อน้ำหนักสารอินทรีย์, growth yield coefficient (gMLSS/gBOD)
 - k_d = สัมประสิทธิ์การตายและสลายตัวของจุลินทรีย์, endogenous decay coefficient (day^{-1})

จากคำจำกัดความของค่าอัตราการเพิ่มของจุลินทรีย์ หมายถึง ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นต่อปริมาณการทำลายสารอินทรีย์ ดังนั้น

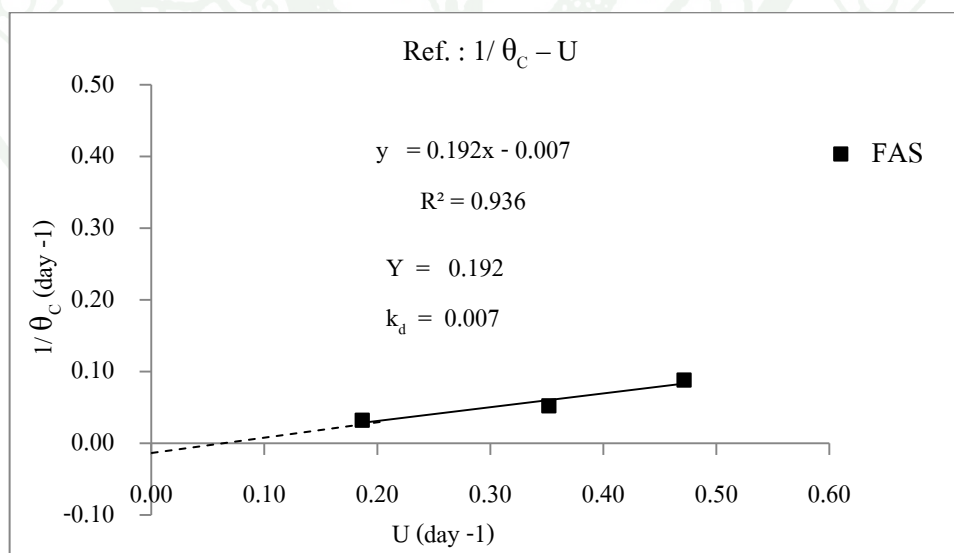
$$Y = \text{slope ของปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ กับ ปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกทำลาย}$$

ค่า Y ก็คือ slope ของกราฟที่ plot ระหว่างค่าปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นกับปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกทำลาย ทำการทดลองเพื่อให้ได้ข้อมูลเบื้องต้นมาใช้ในการ plot กราฟ เพื่อหาค่า Y

เมื่อนำข้อมูลจากการทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ดังตารางที่ 12 และตารางที่ 13 ตามลำดับ มาสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $1/\theta_c$ กับ U จะสามารถหาค่า Y และ k_d ได้จากความชันและจุดตัดแกน Y ของเส้นตรง (Metcalf, 2004) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางดังภาพที่ 30 และระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง ดังภาพที่ 31 ซึ่งสรุปค่า Y และ k_d ได้ดังตารางที่ 12 เนื่องจากที่ F/M ratio 0.8 kg BOD/kg MLSS•day ระบบไม่เข้าสู่สภาวะสมดุล เมื่อทำการเดินระบบไป พบว่า ปริมาณของจุลินทรีย์ในระบบลดลง ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงอย่างต่อเนื่อง จึงไม่สามารถหาค่าสัมประสิทธิ์ทางพลศาสตร์ได้

ตารางที่ 12 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาสัมประสิทธิ์ทางพลศาสตร์ (kinetic coefficients) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรอง ที่ F/M ratio ต่างๆ

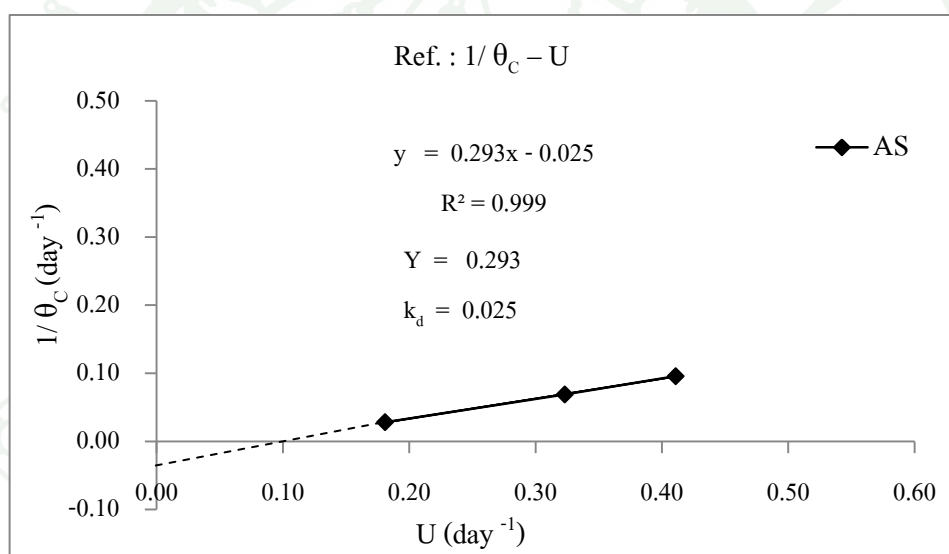
F/M (kgBOD/ MLSS.day)	η BOD (%)	X_w (mg/l)	Q_w (l/day)	M (g.)		M_r (g.)	θ_c (Day)	$1/\theta_c$ (Day ⁻¹)	U (days ⁻¹)
				(FAS)	(AS)				
0.2	93.44	8311.40	1.01	46.74	216.0	262.74	31.25	0.0320	0.1869
0.4	88.00	8518.00	1.64	52.96	216.0	268.96	19.23	0.0520	0.3520
0.6	78.60	8958.75	2.89	78.16	216.0	294.16	11.36	0.0880	0.4716
0.8	66.7	-	-	-	-	-	-	-	-



ภาพที่ 30 ความสัมพันธ์ระหว่าง $1/\theta_c$ และ U ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรอง

ตารางที่ 13 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาสัมประสิทธิ์ทางพลศาสตร์ (kinetic coefficients) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางฟุ้งกรอง ที่ F/M ratio ต่างๆ

F/M (kgBOD/MLSS.day)	η BOD (%)	X_w (mg/l)	Q_w (l/day)	M_T (g.)	θ_c (Day)	$1/\theta_c$ (Day ⁻¹)	U (Day ⁻¹)
0.2	90.48	8223.75	0.74	216	35.49	0.0282	0.1810
0.4	80.80	8459.40	1.76	216	14.51	0.0689	0.3232
0.6	68.50	8767.50	2.36	216	10.44	0.0958	0.4110
0.8	55.80	-	-	-	-	-	-



ภาพที่ 31 ความสัมพันธ์ระหว่าง $1/\theta_c$ และ U ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางฟุ้งกรอง

อัตราการใช้อาหารสูงสุดต่อหน่วยน้ำหนักจุลินทรีย์ (Maximum rate of substrate utilization per unit weight of microorganism, k) และค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งเมื่อมีการกินอาหารเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราสูงสุด (half velocity coefficient, K_s)

Metcalf และ Eddy (2004) ได้เสนอสมการเพื่อจะใช้ในการหาค่า k และ K_s ดังนี้

$$\frac{X \theta_c}{S_0 - S} = \frac{K_s}{k} \frac{1}{S} + \frac{1}{k}$$

$$\text{หรือ} \quad \frac{1}{U} = \frac{K_s}{k} \frac{1}{S} + \frac{1}{k}$$

จากสมการข้างต้น เราจะพบว่าเมื่อเรา plot กราฟระหว่างค่าของ $1/U$ กับค่า $1/S$ จะได้ค่า slope K_s/k และมีจุดตัดแกน Y คือ $1/k$ ทำการทดลองเพื่อให้ได้ข้อมูลเบื้องต้นซึ่งจะนำมาใช้ในการ plot กราฟ ได้แก่ ค่า S_0 , S , X และ θ_c จากการทดลอง เมื่อระบบเข้าสู่ภาวะสมดุล แล้วจึงเริ่มทำการเก็บค่าต่างๆ ดังกล่าวเพื่อหาค่า K_s และ k ดังตารางที่ 12 แล้ว plot กราฟของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง ดังภาพที่ 32 และระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง ดังภาพที่ 33 ซึ่งสรุปค่า k และ K_s ได้ดังตารางที่ 15

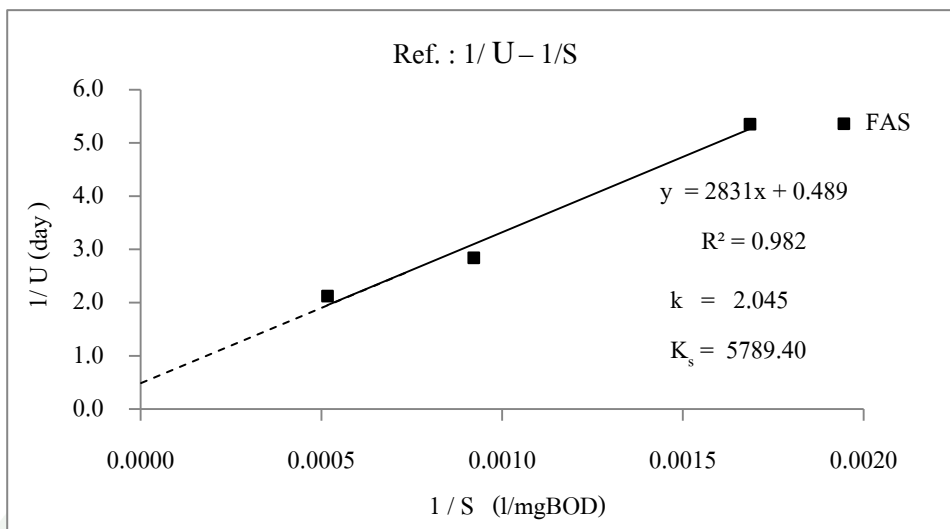
ส่วนอัตราการเติบโตสูงสุดสุทธิของจุลินทรีย์ (μ_{\max}) เป็นค่าผลคูณระหว่างอัตราการใช้สารอาหารสูงสุดต่อหน่วยน้ำหนักจุลินทรีย์ (K) กับอัตราการเพิ่มของจุลินทรีย์ (Y) ดังนั้นสมการ

$$\mu_{\max} = KY$$

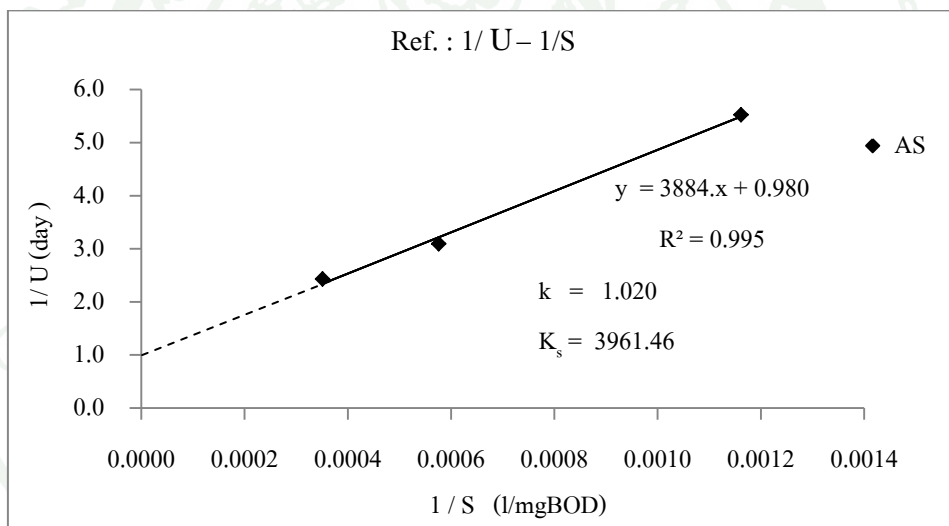
จากผลการทดลองค่าสัมประสิทธิ์ดังกล่าวข้างต้น สามารถนำมาคำนวณค่า μ_{\max} ได้ดังตารางที่ 15

ตารางที่ 14 แสดงข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาสัมประสิทธิ์ทางจลศาสตร์ (kinetic coefficients) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ

F/M (kgBOD/MLSS.day)	S_0 (mgBOD/l)	S (mgBOD/l)		1/U (days.)		1/S (l/mgBOD)	
		FAS	AS	FAS	AS	FAS	AS
0.2	9055	593.29	860.99	216000	35.49	0.0282	0.1810
0.4		1085.28	1736.45	216000	14.51	0.0689	0.3232
0.6		1935.42	2848.86	216000	10.44	0.0958	0.4110
0.8		3011.65	3997.45	-	-	-	-



ภาพที่ 32 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง $1/U$ และ $1/S$ ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง



ภาพที่ 33 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง $1/U$ และ $1/S$ ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง

ตารางที่ 15 แสดงค่าสัมประสิทธิ์ทางจลศาสตร์ (kinetic coefficients) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ

ระบบเลี้ยงตะกอน	Y	k_d	K_s	k	μ_{max}
	mgMLSS/mgBOD	(day ⁻¹)	(mg/l)	(day ⁻¹)	(day ⁻¹)
FAS	0.192	0.007	5789.40	2.045	0.39
AS	0.293	0.025	3961.46	1.020	0.30

จากตารางที่ 15 พบว่า ค่า Y ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง มีค่า 0.192 และ 0.293 mgMLSS/mgBOD ตามลำดับ และ Metcalf (2004) ได้ระบุว่าค่า Y ของระบบเลี้ยงตะกอนโดยทั่วไปจะมีค่าประมาณ 0.3-0.7 mgMLSS/mgBOD ซึ่งระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางนี้มีค่า Y ต่ำกว่าระบบเลี้ยงตะกอนโดยทั่วไป จากผลการทดลองพบว่า อัตราการเพิ่มตะกอนจุลินทรีย์ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง สูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนได้มากกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง ทั้งนี้ เนื่องจากในระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง มีการเติมอากาศและการกวนผสมได้อย่างทั่วถึง จุลินทรีย์สามารถสัมผัสกับอากาศได้อย่างทั่วถึงมีการเจริญเติบโตได้ดีกว่า ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง และพบว่าทั้งสองระบบมีค่าอัตราการเพิ่มจุลินทรีย์ ต่ำกว่าระบบเลี้ยงตะกอนโดยทั่วไป

สำหรับค่า k_d ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง มีค่า 0.007 และ 0.025 ต่อวัน ตามลำดับ และ Metcalf (2004) ได้ระบุว่าค่า k_d ของระบบเลี้ยงตะกอนโดยทั่วไปจะมีค่าประมาณ 0.03-0.07 ต่อวัน จะเห็นได้ว่า ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางนี้มีค่า k_d ต่ำกว่าระบบเลี้ยงตะกอนโดยทั่วไป จากผลการทดลองพบว่า ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางจุลินทรีย์มีอัตราการตายและการสลายตัวได้ต่ำกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง แสดงว่าจุลินทรีย์ในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางสามารถรองรับสภาวะการทำงานได้มากกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง จุลินทรีย์มีอัตราการตายและการสลายตัวได้น้อยกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง และพบว่าทั้งสองระบบมีค่าอัตราการตายและการสลายตัวต่ำกว่าระบบเลี้ยงตะกอนโดยทั่วไป

ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งเมื่อมีการกินอาหารครั้งหนึ่งของอัตราสูงสุด (K_s) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง มีค่า 5789.40 และ 3961.46 mgBOD/day

ตามลำดับ และค่าอัตราการเจริญเติบโตสูงสุดของจุลินทรีย์ (μ_{max}) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง มีค่า 0.39 และ 0.30 ต่อวัน ตามลำดับ และค่า อัตราการใช้สารอาหารสูงสุดต่อหน่วยน้ำหนักจุลินทรีย์ (k) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง มีค่า 2.045 และ 1.020 ต่อวัน ซึ่งพบว่าทั้งสองค่าของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง มีค่าสูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง ซึ่งบ่งบอกถึงระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีอัตราการเจริญเติบโตสูงสุดของจุลินทรีย์ และมีอัตราการใช้สารอาหารสูงสุด และค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งเมื่อมีการกินอาหารครั้งหนึ่งของอัตราสูงสุด มากกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง เมื่อจุลินทรีย์เจริญเติบโตได้ดีกว่าก็จะมีการใช้สารอาหารสูงสุดได้มากกว่า แต่จะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งมากกว่า สามารถบำบัดน้ำเสียได้ด้วยจุลินทรีย์ได้มีประสิทธิภาพกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง

ค่าสัมประสิทธิ์ทางชลศาสตร์สามารถใช้ประยุกต์ ในการคำนวณหาปริมาณจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในแต่ละวัน ซึ่งต้องนำออกจากระบบเพื่อรักษาสมดุลของระบบในสถานะที่ควบคุม ค่า Y และ k_d จากการทดลองนี้ จึงสามารถใช้เป็นแนวทางในการออกแบบระบบเลี้ยงตะกอนที่เหมาะสมต่อการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแปงมันสำปะหลังแปรรูปต่อไป

5. การตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ (Microscopic Examination)

ในระบบบำบัดน้ำเสียมียุลินทรีย์หลายชนิดรวมกัน ประเภทและจำนวนจุลินทรีย์ต่างๆ ในระบบนั้นจะขึ้นอยู่กับความต้องการ ปริมาณและชนิดของอาหาร อัตราการย่อยสลาย และสภาพแวดล้อมของจุลินทรีย์แต่ละชนิด เช่น ความเป็นกรดด่าง อุณหภูมิ ความเร็วของน้ำเสียที่ไหลผ่าน และปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำในระบบบำบัดน้ำเสียนั้น ในระบบบำบัดทางชีวภาพ จุลินทรีย์ที่มีความสำคัญ ได้แก่ แบคทีเรีย เชื้อรา สาหร่าย โปรโตซัว และโรติเฟอร์ ปริมาณและชนิด จุลินทรีย์เหล่านี้ จะเป็นตัวชี้บ่งชี้ให้ทราบถึงประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดได้ การตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์จะใช้ในการตรวจสอบมีจุดมุ่งหมาย 2 ประการ คือ ลักษณะทั่วไปของตะกอนแบคทีเรีย (bacteria floc) และชนิดของโปรโตซัว (protozoa) ลักษณะของตะกอนที่ปรากฏ จะบ่งชี้ให้ทราบถึงประสิทธิภาพการทำงานของแบคทีเรีย หรือควบคุมระบบบำบัดว่าดีหรือไม่ดีได้

จากการนำตะกอนแบคทีเรียในถังเดิมอากาศในการทดลองกับน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งเป็นตะกอนที่ติดอยู่กับผนัง เช่น ฟุ้งกรองที่ติดตั้งในระบบดังกล่าวที่ 34 ผนังถังเดิมอากาศ และในน้ำเสีย

ในถังเติมอากาศ มาทำการตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ ผลการตรวจสอบดังตารางที่ 16 พบว่า ตรวจพบกลุ่มแบคทีเรียชนิดรูปร่างเป็นแท่ง (rod) เคลื่อนไหวได้ ซึ่งเป็นกลุ่มแบคทีเรียชนิดนี้มีความสำคัญมากในระบบบำบัดชีวภาพ เพราะสามารถย่อยทำลายสารอินทรีย์ ทั้งชนิดที่ละลายน้ำ และชนิดที่ไม่ละลายน้ำ (ธงชัย, 2530) ลักษณะตะกอนแบคทีเรีย (floc characteristics) ที่ติดอยู่ตามผนังเป็นตะกอนขนาดเล็ก ก่อนข้างหนาแน่น มีสีน้ำตาล และจากการตรวจสอบลักษณะจุลินทรีย์ เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว (steady state) ตรวจพบว่ากลุ่มของโปรโตซัว และกลุ่มนี้พบมากในระบบนี้คือ กลุ่มที่มีขนและโครงสร้างในการยึดเกาะ ได้แก่ กลุ่มสตอลคซิลิเอต (stalked ciliated protozoa) และมีกลุ่ม ซิลิเอตที่ว่ายน้ำอิสระ (free swimming ciliate) อยู่ด้วย ซึ่งโปรโตซัวพวกนี้สามารถเจริญเติบโตได้โดยอาศัยสารอินทรีย์ และพบมากเมื่อมีแบคทีเรียจำนวนมากจะทำหน้าที่กินแบคทีเรียหัวเข็มที่หลุดมากับน้ำ (pin point floc) เป็นอาหารทำให้น้ำใส (มันลิน, 2526) และยังสามารถกำจัดแบคทีเรียกลุ่ม *Escherichia coli* (*E.coli*) ได้ถึง 95% โดยกระบวนการดูดซับ (adsorption) และการสร้างฟล็อก (flocculation) แต่ถ้าไม่มีกลุ่มของโปรโตซัวนี้ระบบจะมีความสามารถกำจัด *E. coli* ได้เพียง 50% เท่านั้น (Gray, 1990)

นอกจากนี้ ยังตรวจพบกลุ่มของโรติเฟอร์ (rotifer) จำนวนมากด้วย ดังแสดงในภาพที่ 35 ซึ่งเป็นสัตว์หลายเซลล์ที่กินสารอินทรีย์ไม่ละลายน้ำ คือ แบคทีเรียและสารอินทรีย์อนุภาคเล็กๆ เป็นอาหาร จากการที่ได้ตรวจพบกลุ่มโปรโตซัวและโรติเฟอร์ ซึ่งจุลินทรีย์ชั้นสูง (higher form) พวก aerobic heterotrophs ที่มีความไวต่อสภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสม เช่น หากขาดออกซิเจนหรือมีสารพิษ จะทำให้พวกนี้ตายก่อน ดังนั้น จึงเป็นตัวชี้ได้ว่า ระบบที่ทำการออกแบบมีความเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียและมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำเพียงพอในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (สุรพล, 2528) กลุ่มของจุลินทรีย์ที่พบในระบบ จะมีความสัมพันธ์กับการทำงานของระบบและสามารถบ่งบอกถึงประสิทธิภาพการบำบัดได้ ดังที่ (สุรพล, 2528) กล่าวในพื้นฐานการควบคุมการทำงาน of กระบวนการตะกอนเร่งไว้ว่า หากพบ โปรโตซัวชนิดซิลิเอต (ciliates) และ โรติเฟอร์ (rotifer) เป็นจำนวนมาก แสดงว่า ตะกอนเร่งมีประสิทธิภาพและสมรรถนะที่ดีเหมาะแก่การบำบัดน้ำเสียสูง และตกตะกอนได้ง่าย และจากคู่มือวิเคราะห์น้ำเสีย (Wesley, 1989) ได้ทำการวิเคราะห์ไว้ว่า จุลชีพกลุ่มซิลิเอต พบมากเมื่อมีจำนวนแบคทีเรียอยู่มากด้วย และถ้าพบว่ามีโปรโตซัวชนิดมีขนและโครงสร้างในการยึดเกาะ แสดงว่า ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดสูง น้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่า BOD ต่ำ ดังผลการตรวจสอบแสดงให้เห็นได้ว่า ระบบบำบัดผสมระหว่าง फिल्मชีวกับระบบตะกอนเร่งที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่ทำการออกแบบนี้ จะสามารถบำบัดค่าความสกปรกได้อย่างมีประสิทธิภาพ



ภาพที่ 34 การเกาะติดของจุลินทรีย์บนตัวกลางพู่กรอง

ตารางที่ 16 ชนิดของจุลินทรีย์ที่พบในระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุลภายใต้การส่องกล้องจุลทรรศน์

F/M ratio (kg.BOD/ kg.MLSS.d)	ระบบ เลี้ยง ตะกอน	ชนิดของจุลินทรีย์					
		Rotifer	Stalked Ciliate	Free swimming	Round Worm	Flagellate	Filamentous bacteria
0.2	FAS	✓	✓	✓	✓	-	-
	AS	✓	✓	✓	✓	-	-
0.4	FAS	✓	✓	✓	✓	-	-
	AS	✓	✓	✓	✓	-	-
0.6	FAS	✓	✓	✓	-	✓	✓
	AS	✓	✓	✓	-	✓	✓
0.8	FAS	-	-	✓	-	✓	✓
	AS	-	-	✓	-	✓	✓



(ก) Nematode (400X)



(ข) Free swimming ciliates (400X)



(ค) Rotifer (100X)



(ง) Filamentous microorganism (400X)

ภาพที่ 35 จุลินทรีย์ที่พบในถังทดลองภายใต้กล้องจุลทรรศน์

ตารางที่ 17 ค่าที่ได้จากการทดลองของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง

Run No.	F/M ratio (kg BOD/ kg MLSS.day)	เวลากักเก็บ ตะกอน (day)	อัตราการ ไหล (l/day)	Influent BOD (mg/l)	Biomass (g)		Efficiency
					MLSS (g)	BASS (g)	
AS-1	0.2	35.49	4.84	8931.36	215.57	-	90.48
AS-2	0.4	14.51	9.58	9017.28	217.94	-	80.80
AS-3	0.6	10.44	14.06	9214.44	216.26	-	68.50
AS-4	0.8	-	19.17	9013.04	-	-	55.80
FAS-1	0.2	31.25	4.84	8931.36	217.72	46.74	93.44
FAS-2	0.4	19.23	9.58	9017.28	216.99	52.96	88.00
FAS-3	0.6	11.36	14.06	9214.44	216.89	78.16	78.60
FAS-4	0.8	-	19.17	9013.04	-	-	66.70

สรุปและข้อเสนอแนะ

สรุป

1. ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำทิ้งของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ขึ้นกับองค์ประกอบที่สำคัญได้แก่ F/M ratio และระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ (SRT) โดย F/M ratio มีความสัมพันธ์แบบแปรผกผันกับประสิทธิภาพระบบ และประสิทธิภาพระบบดังกล่าว มีความสัมพันธ์แปรผันตรงกับระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์

2. จากประสิทธิภาพการบำบัด COD ที่สภาวะสมดุล พบว่า F/M ratio 0.2, 0.4, 0.6 และ 0.8 kgBOD/ MLSS.day ประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง เฉลี่ยร้อยละ 81.45, 72.13, 59.83 และ 44.37 ตามลำดับ และ ประสิทธิภาพการบำบัด BOD เฉลี่ยร้อยละ 90.48, 80.80, 68.50 และ 55.80 ตามลำดับ ส่วนระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง มีประสิทธิภาพการบำบัด COD เฉลี่ยร้อยละ 85.77, 80.90, 72.2 และ 57.65 ตามลำดับ และ ประสิทธิภาพการบำบัด BOD เฉลี่ยร้อยละ 93.44, 88.00, 78.6 และ 66.7 ตามลำดับ ซึ่งระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีประสิทธิภาพในการบำบัด COD และ BOD สูงกว่า ระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางที่ F/M ratio เท่ากัน โดยที่ F/M ratio 0.2, 0.4, 0.6 และ 0.8 kgBOD/MLSS.day ประสิทธิภาพการบำบัด COD สูงกว่า ร้อยละ 4.32, 8.77, 12.37 และ 13.28 ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการบำบัด BOD สูงกว่า ร้อยละ 2.96, 7.2, 10.1 และ 10.9 ตามลำดับ ดังนั้น จึงกล่าวได้ว่า ที่ F/M ratio เท่ากัน ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองมีประสิทธิภาพการบำบัด COD และ BOD สูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางฟุ้งกรอง

3. อัตราส่วนของ BOD:COD มีค่าแปรผันตรงกับค่า F/M ratio ซึ่งระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางมีค่าอัตราส่วน BOD:COD เฉลี่ยต่ำสุด 0.424 และระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางมีค่าอัตราส่วน BOD:COD เฉลี่ยต่ำสุด 0.472 ซึ่งมีค่าสูงกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง แสดงว่าระบบเลี้ยงตะกอนที่มีตัวกลางอยู่ สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในรูปของค่า BOD ได้มากกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางและมีปริมาณสารอินทรีย์เหลือในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วน้อยกว่า

4. ค่าสัมประสิทธิ์ทางคลศาสตร์เฉพาะของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จากแป้งมันสำปะหลังแปรรูป บริษัท สยาม มอดิฟายด์ สตาร์ช (Siam Modified Starch) อำเภอลาดหลุมแก้ว จังหวัดปทุมธานี ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมี

ตัวกลางฟุ้งกรองและไม่มีตัวกลาง พบว่า ค่า Y มีค่า 0.192 และ 0.293 mgMLSS/mgBOD ตามลำดับ ค่า k_d มีค่า 0.007 และ 0.025 ต่อวัน ตามลำดับ ค่า K_s มีค่า 5789.40 และ 3961.46 mg/l ตามลำดับ และ μ_{max} มีค่า 0.39 และ 0.30 ต่อวัน ตามลำดับ ซึ่งระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางนี้ มีอัตราการเพิ่มจุลินทรีย์ต่ำกว่าระบบเลี้ยงตะกอนโดยทั่วไป สำหรับค่า k_d ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง พบว่าทั้งสองระบบมีค่าอัตราการตายและสลายตัวต่ำกว่าระบบเลี้ยงตะกอนโดยทั่วไป

5. การตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ทั้งระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลางพบ โปรโตซัวชนิดซิลิเอต (ciliates) และ โรติเฟอร์ (rotifer) เป็นจำนวนมาก แสดงว่า ตะกอนเร่งมีประสิทธิภาพและสมรรถนะที่ดี เหมาะแก่การบำบัดน้ำเสียสูงเป็นตัวชี้ได้ว่า ระบบที่ทำการออกแบบมีความเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสีย และมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำเพียงพอในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เนื่องจากการเกาะติดของจุลินทรีย์บนตัวกลางฟุ้งกรอง จะเกิดการสร้างฟิล์มชีว (Biofilm) ขึ้น เพื่อทำหน้าที่ดูดซับและย่อยสลายสารอินทรีย์ เมื่อฟิล์มชีวมีความหนาแน่นมากขึ้นจนกระทั่งข้างในเกิดสภาพขาดแคลนออกซิเจนอิสระ สารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายทั้งในแบบที่ใช้และไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ก๊าซมีเทนที่เกิดจากการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ จะดันให้ฟิล์มชีวหลุดออก นอกจากนี้ถ้าฟิล์มชีวมีความหนาแน่นในที่สุดจะถูกถ่วงดึงให้หลุดโดยน้ำหนักของฟิล์มชีวเอง และจะมีฟิล์มชีวใหม่มาเกาะแทนที่แล้วก็หลุดไปอีกเป็นเช่นนี้สลับกันไปเรื่อยๆ

นอกจากนี้ตัวกลางยังทำหน้าที่ช่วยกรองตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเข้าสู่ถังตกตะกอน ทำให้ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่จะเข้าสู่ถังตกตะกอนน้อยสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ดีเกิดปัญหาตะกอนลอยน้อยมาก สอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง

ข้อเสนอแนะ

1. ศึกษาเพิ่มเติมในด้านประสิทธิภาพการลดค่าในโตรเจนและฟอสเฟตของระบบ
2. ศึกษาเพิ่มเติมในด้านประสิทธิภาพของระบบโดยการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นสารอินทรีย์เพื่อรองรับประเภทยาเสียได้หลากหลายยิ่งขึ้น
3. ศึกษาปริมาณตัวกลางฟุ้งกรองที่เหมาะสมสำหรับระบบเลี้ยงตะกอน
4. ศึกษาถึงอัตราการใช้ออกซิเจนของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีและไม่มีตัวกลางฟุ้งกรอง
5. เปรียบเทียบราคาการลงทุนและความเป็นไปได้ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีและไม่มีตัวกลางฟุ้งกรองสำหรับการบำบัดน้ำทิ้งชุมชน

เอกสารและสิ่งอ้างอิง

กรมโรงงานอุตสาหกรรม. 2554. ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลัง. แหล่งที่มา:

<http://www.diw.go.th/hawk/default.php>, 27 ธันวาคม 2555.

เกริกพงษ์ ชาญประทีป. 2530. เทคโนโลยีน้ำและน้ำเสีย. โรงพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, กรุงเทพฯ.

กนกกานต์ พิทยากุล. 2550. การเปรียบเทียบผลกระทบของระยะเวลาเก็บทางชลศาสตร์และอายุ สลัดจ์ต่อระบบผสมผสานฟิล์มตรึงในแอคติเวเตดสลัดจ์กับแอคติเวเตดสลัดจ์สำหรับการ บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยมหิดล.

ธงชัย พรสวรรค์ และ อุษา วิเศษสุนน. 2530. คู่มือวิเคราะห์น้ำเสีย. สมาคมวิศวกรสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. พิมพ์ครั้งที่ 2, 265-270

ธิดา เกิดกำไร. 2524. การกำจัดน้ำทิ้งแป้งมันสำปะหลังโดยวิธีฟิกล์เบดแเอเรชั่น. วิทยานิพนธ์ ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. กรุงเทพฯ.

นิสุสนา บินนิมะ. 2549. การบำบัดน้ำเสียด้วยจุลินทรีย์แบบยัดเกาะตัวกลางชนิดเส้นใยในลอนโดย ระบบเลี้ยงตะกอน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

มงคล ดำรงค์ศรี. 2554. ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. โรงพิมพ์บุญศิริการพิมพ์ พิมพ์ครั้งที่ 2, กรุงเทพฯ.

มันสิน ต้นทุลเวศน์. 2526. วิศวกรรมประปาเล่มที่ 1. โรงพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย พิมพ์ครั้งที่ 2, 98-101.

มันสิน ต้นทุลเวศน์. 2535. เทคนิคการบำบัดน้ำเสีย. การอบรมทางวิชาการเรื่องเทคนิคการ ควบคุมดูแลระบบบำบัดน้ำเสียอย่างมีประสิทธิภาพ. สมาคมส่งเสริมเทคโนโลยี (ไทย- ญี่ปุ่น). กรุงเทพฯ.

มันสิน ตันทุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. กรุงเทพฯ: ภาควิชาวิศวกรรม
สิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรม-ศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

วรรณช จึงชาญศาสตร์. 2536. การศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำทิ้งจากโรงงานโดย
ระบบแอกติเวตเต็ดสลัดจ์แบบไม่มีและมีตัวกลาง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท,
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

วัชระ แก่นสุข. 2529. การใช้เครื่องกรองแอโรบิกที่ใช้พลาสติกเป็นตัวกรองเพื่อกำจัดน้ำทิ้ง.
วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, มหาวิทยาลัยมหิดล.

วิยพร อังกรรัฐ. 2550. ผลของปริมาณออกซิเจนละลายน้ำและอัตราส่วนของคาร์บอนต่อ
ไนโตรเจนต่อประสิทธิภาพของระบบฟรืดิไนตริฟิเคชันและระบบผสมผสานฟิล์มตรึงใน
แอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท,
มหาวิทยาลัยมหิดล.

วิทยา อยู่สุข. ม.ป.ป. เทคโนโลยีของน้ำเสียจากอุตสาหกรรม. ภาควิชาชีวอนามัยและสาธารณสุข
ศาสตร์มหาวิทยาลัยมหิดล. กรุงเทพฯ.

วิศวกรสิ่งแวดล้อมไทย. 2530. สมาคมเทคโนโลยีน้ำและน้ำเสีย. โรงพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย,
กรุงเทพฯ.

โรมรันศรี สัมฤทธิ์. ม.ป.ป. การศึกษาเบื้องต้นในการผลิตก๊าซชีวภาพจากเครื่องกรองไร้ออกซิเจนที่
ใช้สารอินทรีย์เป็นวัสดุตัวกลาง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

เสริมพล รัตนสุขและไชยยุทธ กลิ่นสุคนธ์. 2535. การกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและ
แหล่งชุมชน. พิมพ์ครั้งที่ 2. โรงพิมพ์สถาบันวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย,
กรุงเทพฯ.

เสวก กาญจนประดิษฐ์. 2528. การศึกษาประสิทธิภาพและหาค่าตัวแปรที่ใช้ในการออกแบบระบบ
กำจัดน้ำเสียแบบชั้นตัวกลางจุลินทรีย์ลอยตัวที่ผสมอย่างทั่วถึง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท,
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

- สันทนต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์. 2549. ระบบบำบัดน้ำเสีย การเลือกใช้ การออกแบบ การควบคุมและการ
แก้ปัญหา. พิมพ์ครั้งที่ 1. สำนักพิมพ์ท็อปจำกัด, กรุงเทพฯ.
- สุจินต์ พนาปวุฒิกุล. 2530. ผลของอุณหภูมิที่มีต่อการเดินเครื่องระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์. สัมมนา
เชิงวิชาการระดับชาติเทคโนโลยีน้ำและน้ำเสีย, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สุเทพ สิริวิทยาปกรณ. 2552. เทคโนโลยีน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 2, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะ
วิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. กรุงเทพฯ.
- สุเมธ ชวเดช . 2530. ลักษณะสมบัติของเมือกจุลินทรีย์. การสัมมนาวิชาการระดับชาติเทคโนโลยีน้ำ
เสีย. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สุรพล สายพานิช. 2528. พื้นฐานการควบคุมการทำงานของกระบวนการตะกอนเร่ง. เอกสาร
ประกอบการอบรมเรื่องการปฏิบัติงานประจำเครื่องระบบป้องกันมลพิษมภาควิศวกรรม
สุขาภิบาล. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. 1-91
- ศุภมิตร จันทร์คำอ้าย. ม.ป.ป. การกำจัดน้ำเสียที่มีพีเอชต่ำโดยไบโอดรัม. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท,
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- อาวุธ ปั้นแต่. 2534. การประยุกต์ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีถังปฏิริยาหลายใบในการกำจัดน้ำ
เสียโรงงานผลิตยา. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- อุดร จารุรัตน์. 2542. วิศวกรรมการประปาและสุขาภิบาล เล่มที่1. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม.
มหาวิทยาลัยธนบุรี. พิมพ์ครั้งที่1, 7-11
- อุษากร นิยม. 2535. การศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำทิ้งจากโรงนมโดยระบบ
แอกติเวเต็ดสลัดจ์และระบบฟิกล์เบดแอเรชั่น. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท,
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. กรุงเทพฯ.

- APHA, AWWA and WEF. 1995. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19 th ed.**, Washington D.C., United State of America. 1268 p.
- Biosurface Technology Corporation. 2004. **Biofilm**. Available
Source:<http://www.imt.net/~mitbst/Biofilms.html>, November, 2014
- Gray, N.F. 1990. **Activated Sludge** Theory and practice oxford university, 46-152
- Liao, B. Q. 2001. Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. **Water Research**, 35, 335-350
- Metcalf and Eddy. 2004. **Wastewater engineering : treatment and reuse**. Mc Graw-Hill. Boston.
- Pena, M., M. Coca, G. Gonzalez, R. Rioja and M.T. Garcia. 2003. Chemical oxidation of wastewater from molasses fermentation with ozone. **Chemosphere**, 51: 893-900.
- Hamoda, M.F. 1987. Operating characteristics of the aerated submerged fixed film (ASFF) **Bioreactor. Wat.res.** vol. 21: 919-947.
- Hegemann, W. 1987. A Combination of the Activated Sludge Process with Fixed film biomass to Increase the capacity of wastewater treatment plants. **Wat.Sci. Technol.** vol. 16, No.1: 119-127.
- Hoover, S.R., et all. 1951. Assimilation of diary waste by activated sludge. **Sew And Ind.Waste.** 23(2): 167-173
- Kishimoto, T. 1991. **A Fundamental Study of Wastewater Treatment by a Biofilm**. International chemical engineering. 31(July): 501-507.

- Kenneth D. Kerri, 2002. **Operation of Wastewater Treatment Plants**. A Field Study Training Program. 5th Edition. California State University - Sacramento, Office of Water Programs.
- Owen, D.T. and William son K.J. 1976. **Oxygen Limitating in Heterophic Biofilm**. Proc. 31st Industrial Waste Conference. Purdue University. Lafayette: 267-278.
- Ruel, J.B. n.d. **Phosphorus Removal in Attach-Growth Waste Stabilization Pond Treatment**. M.S. Thesis, AIT. Bangkok.
- Seo, G.T. 1986. **Interaction between Dispersed-Groeth and Attash-Growth in Activated Sludge Reactor**. M.S. thesis, AIT. Bangkok.
- Shin, H.K. 1987. **Attached Growth Waste Stabilization Pond Treatment**. Doctor. Desertation. No. En-87-12. AIT. Bangkok.
- Shin, H.K. and Polprasert, C. 1987. **Attach-Growth Waste Stabilization Pond Treatment Evaluation**. **Wat. Sci. Technol.** vol. 19: 229-235.
- Strom, P.F. and D. Jenkins. 1984. Identification and Significance of Filamentous Microorganisms in activated Sludge. **WaterPollut. Control Fed.**, 56:52.
- Waner, J.W. 1988. Activated Sludge Process combine with film cultivation. **Wat. res.** vol. 22: 207-215.
- Wesley Eckenfelder, W.Jr., 1989. **Industrial Water Pollution Control**. 2nd Edition. McGraw-hill book company. 111-122.
- William, W.J. 1990. **Biofilm Environmental**. Sanitationreviews. 29(June): 33-34.

Woolard, C.R. 1997. The advantage of periodically operated biofilm reactor for the treatment of the highly variable wastewater. **Water Science and Technology**. 35(1): 199-206





ภาคผนวก



ภาคผนวก ก
ข้อมูลผลการทดลอง

ตารางผนวกที่ ก1 ค่า MLSS ขณะเดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2 kg.BOD/m³.day ของระบบ
เลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง

วันที่	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง (FAS)			ระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง (AS)		
	MLSS (mg/l)	MLSS หลังจาก ตะกอน ส่วนเกินออก	MLSS ที่เพิ่มขึ้น ΔM (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLSS หลังจากตะกอน ส่วนเกินออก	MLSS ที่เพิ่มขึ้น ΔM (mg/l)
0	8080	-	-	8080	-	-
3	9328	8003	466	9510	8100	470
5	8897	8101	398	9035	8005	515
7	8692	7992	350	8775	7805	485
9	8516	7922	297	8895	7965	465
11	8784	8126	329	8830	7990	420
13	8854	8090	382	8750	8050	350
15	9019	8207	406	8540	7960	290
17	8679	7977	351	8495	7865	315
19	8726	8072	327	8695	8105	295
21	8609	8103	253	8405	7885	260
23	8611	8015	298	8522	8072	225
25	8538	7974	282	8381	7987	197
27	8625	8005	310	8589	8103	243
29	8807	8175	316	8655	8015	220
30	8499	8207	292	8195	7935	260
31	8272	7944	328	8200	8005	195
32	8428	8121	307	8205	7990	215
33	8297	7983	314	8232	8007	225

ตารางผนวกที่ ก2 ค่า MLSS ขณะเดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.4 kg.BOD/m³.day ของระบบ
เลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง

วันที่	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง (FAS)			ระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง (AS)		
	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l) หลังนำ ตะกอน ส่วนเกินออก	MLSS ที่เพิ่มขึ้น ΔM (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l) หลังนำ ตะกอน ส่วนเกินออก	MLSS ที่เพิ่มขึ้น ΔM (mg/l)
0	8420	-	-	8420	-	-
3	10272	8112	720	10277	8072	735
5	9499	8011	744	9290	7976	657
7	9594	8210	692	9191	7833	679
9	9535	8117	709	9270	7886	692
11	9305	7933	686	9451	8225	613
13	9330	8006	662	9230	7930	650
15	9155	7993	581	9186	8026	580
17	9218	8128	545	9257	8209	524
18	8566	8075	491	8401	7993	408
19	8492	8005	487	8343	7879	464
20	8505	7988	517	8530	8110	420
21	8641	8119	522	8470	8022	445
22	8533	8003	530	8543	8083	460

ตารางผนวกที่ ก3 ค่า MLSS ขณะเดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.6 kg.BOD/m³.day ของระบบ
เลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง

วันที่	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง (FAS)			ระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง (AS)		
	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l) หลังนำ ตะกอน ส่วนเกินออก	MLSS ที่เพิ่มขึ้น ΔM (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l) หลังนำ ตะกอน ส่วนเกินออก	MLSS ที่เพิ่มขึ้น ΔM (mg/l)
0	7908	-	-	7908	-	-
3	10778	8022	919	10907	8102	935
5	9818	8110	854	9663	7877	893
7	9752	7988	882	9880	7966	957
9	9569	8003	783	9630	7866	882
11	9569	7965	802	9917	8203	857
13	9543	8023	760	9575	7993	791
15	9312	7822	745	9926	8170	878
17	9733	8121	806	9513	7839	837
19	9719	8197	761	9748	8020	864
21	9545	7995	775	9797	8213	792
23	9688	8100	794	9809	8201	804
24	8615	7894	721	8617	7865	752
25	8783	8017	766	8698	7904	794
26	8864	8116	748	8755	8004	751
27	8698	7966	732	8894	8121	773

ตารางผนวกที่ ก4 ค่า MLSS ขณะเดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.8 kg.BOD/m³.day ของระบบ
เลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง

วันที่	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง (FAS)			ระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง (AS)		
	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l)
	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l) หลังนำ ตะกอน ส่วนเกินออก	MLSS (mg/l) ที่เพิ่มขึ้น ΔM (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLSS (mg/l) หลังนำ ตะกอน ส่วนเกินออก	MLSS (mg/l) ที่เพิ่มขึ้น ΔM (mg/l)
0	9200	-	-	9200	-	-
3	10070	8176	631	11360	8044	1105
5	9927	8003	962	10555	8201	1177
7	9958	7882	1038	10413	7993	1210
9	10364	8100	1132	10084	7830	1127
11	10318	8166	1076	10094	8102	996
13	10002	7992	1005	9808	8006	901
15	9999	8017	991	9641	7931	855
17	10064	8116	974	9576	7992	792
18	8490	-	-	7334	-	-
19	8240	-	-	6907	-	-
21	7973	-	-	6450	-	-
22	7667	-	-	6095	-	-
23	5467	-	-	5885	-	-
25	5233	-	-	5320	-	-
27	4575	-	-	5280	-	-
29	4367	-	-	5050	-	-

ตารางผนวกที่ ก5 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2 kg.BOD/m³.day

วันที่	น้ำเสีย ที่เข้าระบบ (mg COD/l)	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ มีตัวกลาง (FAS)		ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ ไม่มีตัวกลาง (AS)	
		น้ำทิ้งที่ออก ระบบ (mg COD/l)	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)	น้ำทิ้งที่ออก ระบบ (mg COD/l)	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)
1	9708	436.86	95.50	456.28	95.30
3		582.48	94.00	679.56	93.00
5		533.94	94.50	873.72	91.00
7		776.64	92.00	990.22	89.80
10		873.72	91.00	1164.96	88.00
12		796.06	91.80	1427.08	85.30
14		825.18	91.50	1553.28	84.00
16		970.80	90.00	1475.62	84.80
19		873.72	91.00	1456.20	85.00
21		844.60	91.30	1650.36	83.00
23		1067.88	89.00	1650.36	83.00
25		1038.76	89.30	1747.44	82.00
27		1213.50	87.50	1650.36	83.00
30		1281.46	86.80	1795.98	81.50
31		1359.12	86.00	1747.44	82.00
32		1427.08	85.30	1815.40	81.30
33		1359.12	86.00	1844.52	81.00

ตารางผนวกที่ ก6 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.4 kg.BOD/m³.day

วันที่	น้ำเสีย ที่เข้าระบบ (mg COD/l)	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ มีตัวกลาง (FAS)		ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ ไม่มีตัวกลาง (AS)			
		น้ำทิ้งที่ออก ระบบ (mg COD/l)	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)	น้ำทิ้งที่ออก ระบบ (mg COD/l)	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)		
1	10019.20	801.54	92.00	1031.98	89.70		
2		831.59	91.70	1102.11	89.00		
4		1001.92	90.00	1472.82	85.30		
5		1302.50	87.00	1603.07	84.00		
7		1653.17	83.50	2404.61	76.00		
10		1703.26	83.00	2604.99	74.00		
13		2003.84	80.00	2755.28	72.50		
16		1903.65	81.00	2655.09	73.50		
18		1803.46	82.00	2604.99	74.00		
19		1923.69	80.80	2805.38	72.00		
20		1883.61	81.20	2825.41	71.80		
21		1953.74	80.50	2795.36	72.10		
22		1903.65	81.00	2755.28	72.50		

ตารางผนวกที่ ก7 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.6 kg.BOD/m³.day

วันที่	น้ำเสีย ที่เข้าระบบ (mg COD/l)	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ มีตัวกลาง (FAS)		ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ ไม่มีตัวกลาง (AS)	
		น้ำทิ้งที่ออก ระบบ	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)	น้ำทิ้งที่ออก ระบบ	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)
		(mg COD/l)		(mg COD/l)	
1	9908	941.26	90.50	1188.96	88.00
3		1089.88	89.00	1288.04	87.00
4		1139.42	88.50	1486.20	85.00
6		1188.96	88.00	1634.82	83.50
8		1387.12	86.00	2041.05	79.40
12		1436.66	85.50	2477.00	75.00
14		1515.92	84.70	2546.36	74.30
16		1684.36	83.00	3071.48	69.00
18		2150.04	78.30	3239.92	67.30
20		2477.00	75.00	3765.04	62.00
22		2675.16	73.00	3864.12	61.00
23		2872.33	71.01	3883.94	60.80
25		2794.06	71.80	3913.66	60.50
26		2744.52	72.30	3963.20	60.00
27		2724.70	72.50	4062.28	59.00

ตารางผนวกที่ ก8 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio เท่ากับ 0.8 kg.BOD/m³.day

วันที่	น้ำเสีย ที่เข้าระบบ (mg COD/l)	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ มีตัวกลาง (FAS)		ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ ไม่มีตัวกลาง (AS)	
		น้ำทิ้งที่ออก ระบบ (mg COD/l)	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)	น้ำทิ้งที่ออก ระบบ (mg COD/l)	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)
1	9904.44	1490.77	84.95	1678.65	83.05
3		1993.35	79.87	2273.66	77.04
6		2525.04	74.51	3257.10	67.11
9		2640.63	73.34	3839.42	61.24
12		2794.41	71.79	4100.67	58.60
15		3345.24	66.22	4210.30	57.49
17		3604.18	63.61	4767.32	51.87
20		3617.73	63.47	4770.81	51.83
23		3842.92	61.20	4902.70	50.50
25		4026.00	59.35	5088.00	48.63
27		4049.00	59.12	5341.00	46.07
30		4203.43	57.56	5435.24	45.12
33		4215.87	57.43	5452.26	44.95
34		4098.81	58.62	5586.44	43.60
35		4261.02	56.98	5566.51	43.80

ตารางผนวกที่ ก9 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่สภาวะสมดุลของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ

F/M (kgBOD/ MLSS.day)	น้ำเสีย ที่เข้าระบบ (mg COD/l)	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ มีตัวกลาง (FAS)		ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ ไม่มีตัวกลาง (AS)	
		น้ำทิ้งที่ออก ระบบ	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)	น้ำทิ้งที่ออก ระบบ	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)
		(mg COD/l)		(mg COD/l)	
0.2	9708.00	1381.77	85.77	1802.45	81.45
0.4	10019.20	1913.67	80.90	2792.02	72.13
0.6	9908.00	2754.42	72.20	3979.71	59.83
0.8	9904.44	4194.78	57.65	5510.11	44.37

ตารางผนวกที่ ก10 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด BOD ที่สภาวะสมดุลของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ

F/M (kgBOD/ MLSS.day)	น้ำเสีย ที่เข้าระบบ (mg BOD/l)	ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ มีตัวกลาง (FAS)		ระบบเลี้ยงตะกอนแบบ ไม่มีตัวกลาง (AS)	
		น้ำทิ้งที่ออก ระบบ	ประสิทธิภาพ การกำจัด BOD (%)	น้ำทิ้งที่ออก ระบบ	ประสิทธิภาพ การกำจัด BOD (%)
		(mg BOD/l)		(mg BOD/l)	
0.2	8931.36	585.90	93.44	850.27	90.48
0.4	9017.28	1082.07	88.00	1731.32	80.80
0.6	9214.44	1971.89	78.60	2902.55	68.50
0.8	9013.04	3001.34	66.70	3983.76	55.80

ตารางผนวกที่ ก11 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาอัตราส่วน BOD:COD ในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว (Effluent) ที่สภาวะสมดุลของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางและไม่มีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ

F/M ratio (kg.BOD/kg.MLSS.d)	BOD : COD น้ำเสียที่เข้าระบบ	BOD : COD น้ำที่ออกจากระบบ	
		FAS	AS
0.2	0.920	0.424	0.472
0.4	0.900	0.565	0.620
0.6	0.930	0.716	0.729
0.8	0.910	0.715	0.723

ตารางผนวกที่ ก12 ข้อมูลการทดลองเพื่อหาน้ำหนักตะกอนจุลินทรีย์ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ

F/M ratio (kg.BOD/ kg.MLSS.d)	No. Media	น้ำหนักตัวกลาง (g)		น้ำหนัก ตะกอน จุลินทรีย์(g)	รวมน้ำหนัก ตะกอน จุลินทรีย์(g)
		ก่อนการ ทดลอง	หลังการ ทดลอง		
0.2	1	35.69	48.43	12.74	
	2	35.14	52.42	17.28	46.74
	3	37.36	54.08	16.72	
0.4	1	36.81	54.14	17.33	
	2	39.42	58.35	18.93	52.96
	3	38.52	55.22	16.7	
0.6	1	37.05	65.7	28.65	
	2	37.91	65.34	27.43	78.16
	3	40.98	63.06	22.08	

ตารางผนวกที่ ก13 ข้อมูลการทดลองเพื่อศึกษาระยะเวลาเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์, SRT (Sludge Retention Time) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง ที่ F/M ratio ต่างๆ

F/M ratio (kg.BOD/kg.MLSS.d)	SRT	
	FAS	AS
0.2	31.25	35.49
0.4	19.23	14.51
0.6	11.36	10.44
0.8	-	-



ภาคผนวก ข
รายละเอียดการควบคุมการทำงานของระบบ

การควบคุมระบบ

การทำวิจัยในการทดลองครั้งนี้ได้ทำการควบคุมพารามิเตอร์หลักที่สำคัญคือ F/M ratio หรืออัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์คืออัตราส่วนของสารอาหารที่เข้าสู่ระบบ (BOD loading) กับ ปริมาณจุลินทรีย์ที่อยู่ในถังเดิมอากาศคำนวณได้จาก

$$F/M = \frac{Q S_0}{V X} \quad (\text{kg.BOD}/\text{m}^3 \cdot \text{day})$$

เมื่อ	Q	=	อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ (m ³ /d)
	S ₀	=	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูปของ BOD (mg/l)
	V	=	ปริมาตรถังเดิมอากาศ (m ³)
	X	=	เข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ในถังเดิมอากาศ (mg/l)

น้ำเสียที่เข้าสู่ถังเดิมอากาศมีค่า BOD ประมาณ 9045mg/l และถังเดิมอากาศมีปริมาตร 27 ลิตร ควบคุมค่า F/M ratio ที่ค่าต่างๆโดยเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลของน้ำเสียซึ่งควบคุมค่า Biomass ภายในระบบเท่ากับ 8,000 mg/l โดยระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลางจะควบคุมค่า MLSS ในระบบเท่ากันเดินระบบโดยการ Return Sludge 100% ซึ่งในส่วนของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟูกรองนี้ จะมีจุลินทรีย์ในระบบสองส่วน คือ ส่วนที่เกาะติดอยู่กับตัวกลางหรือ BASS และส่วนที่เป็น MLSS ซึ่งแขวนลอยอยู่ในการทดลอง จะควบคุมค่า MLSS ทั้งสองระบบให้มีค่าเท่ากับ 8,000 mg/l โดยไม่คำนึงถึงปริมาณจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่บนตัวกลางเนื่องจาก BASS เมื่อหลุดออกจากตัวกลางก็จะอยู่ในรูป MLSS ซึ่งจะทำการนำเอาตะกอนส่วนเกินออกจากระบบ เมื่อระบบมี MLSS มากกว่า 8,000 mg/l

หาอัตราการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ

เดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2 kg.BOD/kg.MLSS.day

จาก

$$F/M = \frac{Q S_0}{V X} \quad (\text{kg.BOD/m}^3 \cdot \text{day})$$

$$\begin{aligned} \text{จะได้} \quad 0.2 &= \frac{Q \times 8,931.36}{27 \times 8,000} \\ Q &= 4.84 \text{ l/day} \end{aligned}$$

ดังนั้น ทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบด้วยอัตราการไหล 4.84 ลิตรต่อวัน

คำนวณหาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด, M_T

ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด (M_T) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบไม่มีตัวกลาง ทำการวัดในรูป MLSS คือ ปริมาณหรือความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ

ส่วนปริมาณจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด (M_T) ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลาง คำนวณได้จาก

$$M_T = M_{T1} + M_{T2}$$

$$\begin{aligned} \text{เมื่อ} \quad M_T &= \text{ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด (g)} \\ M_{T1} &= \text{ปริมาณจุลินทรีย์ที่อยู่ในรูป Suspended growth (g)} \\ M_{T2} &= \text{ปริมาณจุลินทรีย์ในรูป Biofilm ที่เกาะตัวกลาง (g)} \end{aligned}$$

เดินระบบที่ F/M ratio เท่ากับ 0.2 kg.BOD/kg.MLSS.day ของระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางที่สภาวะคงตัวทำการวิเคราะห์หาปริมาณจุลินทรีย์ที่แขวนลอยในระบบ (MLSS) มีค่า 8,000 mg/l ปริมาตรถัง เท่ากับ 27 l. และปริมาณจุลินทรีย์ในรูป Biofilm ที่เกาะตัวกลางฟุ้งกรองทำการระเหยแห้งและชั่งน้ำหนัก ทั้ง 3 อัน มีค่า 46.74 g.

$$\begin{aligned} \text{จาก} \quad M_T &= M_{T1} + M_{T2} \\ \text{จะได้} \quad M_T &= \left(8,000 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \times 27 \text{ l.} \times \frac{1 \text{ g.}}{1000 \text{ mg}}\right) + 46.74 \text{ g.} \\ M_T &= 262.74 \text{ g.} \end{aligned}$$

คำนวณหาปริมาณน้ำตะกอนที่ควรถ่ายทิ้งออกจากระบบ, M_w

จากระบบการหมุนเวียนตะกอนที่ใช้อุปกรณ์ตัดตะกอนออกจากถังเดิมอากาศโดยตรง ทำให้ความเข้มข้นของปริมาณตะกอนที่ตัดออกมีค่าเท่ากับปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ในถังเดิมอากาศ ส่วนระบบเลี้ยงตะกอนแบบมีตัวกลางฟุ้งกรองทำการคำนวณเช่นเดียวกัน

$$\begin{aligned} \text{ควบคุมให้ค่า} \quad X_R &= 8,000 \quad \text{mg.MLSS/l} \\ M_w &= Q_w \cdot X_w \\ &= 0.74 \times 8,223.75 \\ &= 6,085.575 \quad \text{mg/day} \end{aligned}$$

คำนวณหาอายุตะกอน (Sludge age), θ_c

$$\begin{aligned} \theta_c &= \frac{M_T}{M_w} \\ &= \frac{X \times V}{Q_w \cdot X_w} \\ &= \frac{8,000 \times 27}{0.74 \times 8,223.75} \\ &= 35.49 \quad \text{day} \end{aligned}$$

คำนวณหาอัตราอัตราส่วนการใช้อาหารจำเพาะ, U (day^{-1})

$$\begin{aligned} U &= \frac{Q(S_0 - S)}{X \cdot V} \\ &= \frac{4.84(8,931.36 - 850.27)}{8,000 \times 27} \\ &= 0.1811 \text{ day}^{-1} \end{aligned}$$



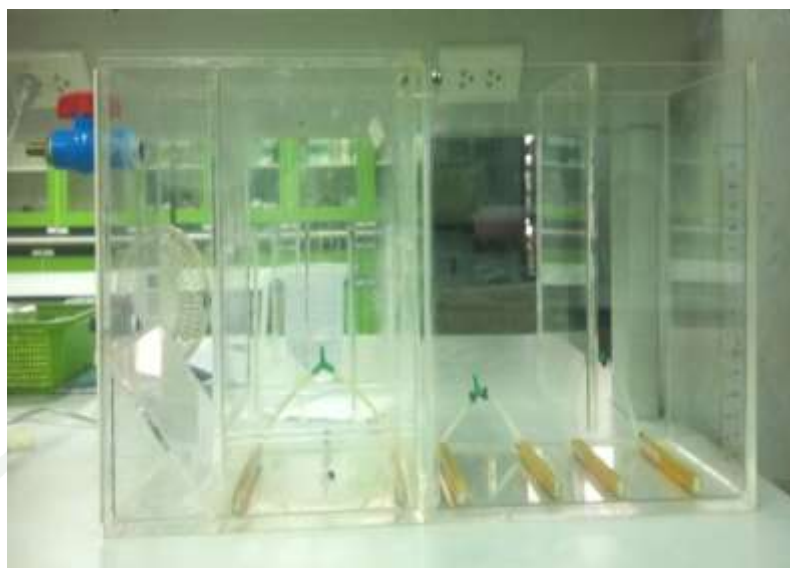




ภาพผนวกที่ ค1 แป้งมันสำปะหลังแปรรูปที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสี้ยวสังเคราะห์



ภาพผนวกที่ ค2 บ่อเลี้ยงตะกอนที่ทำการเก็บเชื้อตะกอนจุลินทรีย์



ภาพผนวกที่ ค3 ถังทดลองแบบไม่มีตัวกลาง



ภาพผนวกที่ ค4 ถังทดลองแบบมีตัวกลาง



ภาพผนวกที่ ค5 ระบบเลี้ยงตะกอนก่อนเดินระบบ



ภาพผนวกที่ ค6 ระบบเลี้ยงตะกอนขณะทำการเดินระบบ

ประวัติการศึกษาและการทำงาน

ชื่อ นางสาวกมลดา กมลสิงห์

เกิดวันที่ 3 ตุลาคม 2531

สถานที่เกิด อำเภอเมือง จังหวัดลพบุรี

ประวัติการศึกษา วท.บ. (วิทยาศาสตร์เคมีอุตสาหกรรม) มหาวิทยาลัยเชียงใหม่

ตำแหน่งปัจจุบัน -

สถานที่ทำงานปัจจุบัน -

ผลงานดีเด่นและ/หรือรางวัลทางวิชาการ -

ทุนการศึกษาที่ได้รับ -

นำเสนอผลงานที่ การประชุมวิชาการระดับชาติ “วลัยลักษณ์วิจัย” ครั้งที่ 6 มหาวิทยาลัยวลัยลักษณ์