

การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกรบองโดยระบบ เอส บี อาร์

Biological Phosphorus Removal of Canning Seafood Wastewater by Sequencing Batch Reactor

เพ็ญ สุหมาก  
Phen Sukmag

๑

เลขที่	PH 545.P5	พ.พ. 2543	ฉ. 2
Order Key	28847		
Bib Key	177668		
	1	1	พ.พ. 2543

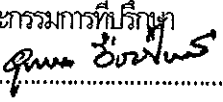
วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม  
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

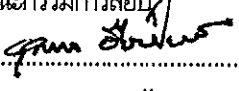
Master of Science Thesis in Environmental Management

Prince of Songkla University


2543


ชื่อวิทยานิพนธ์      การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกระป๋องโดยระบบ เอส บี อาร์  
ผู้เขียน              นางสาวเพ็ญ      สุขมาก  
สาขาวิชา              การจัดการสิ่งแวดล้อม

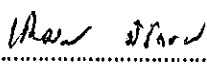
คณะกรรมการที่ปรึกษา  
  
.....ประธานกรรมการ  
(ดร.อุดมพล พิชนิไพญ์)


คณะกรรมการสอบ  
  
.....ประธานกรรมการ  
(ดร.อุดมพล พิชนิไพญ์)

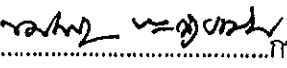
  
.....กรรมการ  
(ดร.สมทิพย์ ด้านธีรวิชย์)

  
.....กรรมการ  
(ดร.สมทิพย์ ด้านธีรวิชย์)

  
.....กรรมการ  
(อ.เจ็ดจรรย์ จีรวงศ์)

  
.....กรรมการ  
(อ.เจ็ดจรรย์ จีรวงศ์)

  
.....กรรมการ  
(ผศ.ดร.กัญญา ศรีสุวรรณ)

  
.....กรรมการ  
(ดร.นิตยสา หาญสูงเนิน)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้ เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา  
ตามหลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาการจัดการสิ่งแวดล้อม

  
.....  
(รองศาสตราจารย์ ดร.นพรัตน์ บำรุงรักษ์)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ชื่อวิทยานิพนธ์      การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกระป๋องโดยระบบ เอส บี อาร์  
ผู้เขียน              นางสาวเพ็ญ สุหมาก  
สาขาวิชา            การจัดการสิ่งแวดล้อม  
ปีการศึกษา          2543

### บทคัดย่อ

น้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลกระป๋องประกอบด้วยสารอินทรีย์ และฟอสฟอรัสค่อนข้างสูง ดังนั้นเพื่อป้องกันการเกิดมลภาวะทางน้ำ การกำจัดฟอสฟอรัสน้ำเสียเป็นสิ่งจำเป็น การทดลองนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) ในการกำจัดฟอสฟอรัสและสารอินทรีย์จากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกระป๋อง โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานโชติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกัด ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดสอบมีค่า  $BOD_5$  เท่ากับ  $5,602 \pm 1,512$  mg/l, COD เท่ากับ  $7,134 \pm 1,422$  mg/l,  $SPO_4-P$  เท่ากับ  $38.5 \pm 17.7$  mg/l, TP เท่ากับ  $51.8 \pm 16.8$  mg/l และ SS เท่ากับ  $903 \pm 215$  mg/l.

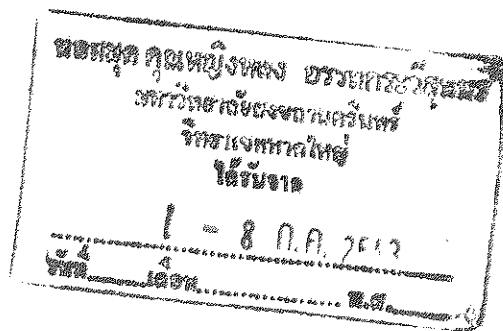
แบบจำลองระบบ SBR 3 ชุด ทำจากพลาสติกอะคริลิก มีขนาด 5 ลิตร มีปริมาตรการทำงานสูงสุดและต่ำสุดของแต่ละถังเท่ากับ 4 และ 2 ลิตร ตามลำดับ การทำงานของระบบ 1 วัฏจักรเท่ากับ 12 ชั่วโมง สภาวะการทดลองที่ 1 ประกอบด้วย ช่วงเติมน้ำเสีย 0.5 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา 10 ชั่วโมง (แอนแอโรบิก 1 เท่ากับ 2.5 ชั่วโมง แอโรบิก 1 เท่ากับ 3 ชั่วโมง แอนแอโรบิก 2 เท่ากับ 2 ชั่วโมง แอโรบิก 2 เท่ากับ 2.5 ชั่วโมง ช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง และช่วงถ่ายน้ำทิ้งและพักระบบ 0.5 ชั่วโมง สภาวะการทดลองที่ 2 ทุกขั้นตอนการทดลองเหมือนกับการทดลองที่ 1 ยกเว้นในช่วงทำปฏิกิริยาประกอบด้วยช่วง แอนแอโรบิก 1 เท่ากับ 5.5 ชั่วโมง แอโรบิก 1 เท่ากับ 4.5 ชั่วโมง

ผลการทดลองของสภาวะการทดลองที่ 1 พบว่าที่สภาวะคงที่ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ได้ร้อยละ 91.4 91.7 และ 90.5 ที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วันตามลำดับ ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัด TP พบว่าระบบสามารถกำจัด TP ได้ร้อยละ 71.6 72.4 73.4 และระบบสามารถกำจัด  $SPO_4-P$  ได้ร้อยละ 60.7 64.1 68.2 ที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วันตามลำดับ ที่สภาวะคงที่ค่า  $P_c$  มีค่าเท่ากับร้อยละ 2.9 3.7 และ 4.0 mg P/mg MLSS สำหรับ ที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วันตามลำดับ

ผลการทดลองของสภาวะการทดลองที่ 2 พบว่าที่สภาวะคงที่ ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ได้ร้อยละ 94.5 96.4 และ 96.7 ที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วันตามลำดับ ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัด TP พบว่าระบบสามารถกำจัด TP ได้ร้อยละ 70.2 61.9 73.4 และระบบสามารถกำจัด  $SPO_4-P$  ได้ร้อยละ 63.3 69.5 71.9 ที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วันตามลำดับ ที่สภาวะคงที่ค่า  $P_c$  มีค่าเท่ากับร้อยละ 4.7 5.1 และ 5.4 mg P/mg MLSS สำหรับ ที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วันตามลำดับ

จากการทดลองหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์พบว่าที่สภาวะการทดลองที่ 1 ได้ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Yield coefficient, Y) เท่ากับ 0.95 mg MLVSS/mg COD ค่าสัมประสิทธิ์การย่อยสลายตัวของเซลล์ (Endogeneous decay coefficient,  $K_d$ ) เท่ากับ 0.25 ต่อวัน ที่สภาวะการทดลองที่ 2 ได้ค่า Y เท่ากับ 0.37 mg MLVSS/mg COD ค่า  $K_d$  เท่ากับ 0.13 ต่อวัน

ทั้ง 2 สภาวะการทดลองพบว่าความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับ เวลาในช่วง anaerobic ของทั้ง 2 สภาวะมีความสัมพันธ์เป็นแบบ linear ส่วนความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4$ -P กับเวลาในช่วง anaerobic มีความสัมพันธ์เป็นแบบ non linear และความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4$ -P กับ SCOD เป็นแบบ linear



Title Thesis      Biological Phosphorus Removal of Canning Seafood Wastewater by Sequencing  
                         Batch Reactor  
Author            Miss Phen Sukmag  
Major Program   Environmental Management  
Academic Year   2000

### **Abstract**

Wastewater from Canning Seafood industries contains high organic carbon and phosphorus. In order to prevent eutrophication in rivering water. It is necessary to remove phosphorus from wastewater. The objective of this work was to investigate the removal efficiency of Sequencing Batch Reactor (SBR) which it can simultaneously remove organic carbon and phosphorus from canning seafood wastewater.

The wastewater was collected from equalization tank at Chotiwat Manufacturing Company. The average characteristic of used wastewater for this study was as following : BOD<sub>5</sub> 5,602±1,512 mg/l, COD 7,134±1,422 mg/l, SPO<sub>4</sub>-P 38.5±17.7 mg/l, TP 51.8±16.8 mg/l and SS 903±215 mg/l.

Three SBR laboratory scale made from acrylic plastic with total volume 5 liters have been set up. The maximum and minimum volume in each reactor was 4 and 2 liters, respectively. They were operated on a 12 hours per cycle. In the first experiment, the procedure consisted of fill 0.5 hrs, react 10 hrs ( anaerobic I 2.5 hrs, aerobic I 3 hrs, anaerobic II 2 hrs, aerobic II 2.5 hrs ) settle 1 hr and draw/idle 0.5 hr. In the second experiment, every step of the experiment was the same as the first one, except for the step of react. The difference was that the react consisted of anaerobic I 5.5 hrs, aerobic I 4.5 hrs .

The results of the first experiment at the steady state have shown that SCOD removal efficiency was about 91.4%, 91.7% and 90.5% at SRT 10 15 and 20 days, respectively, TP removal efficiency was about 71.6%, 72.4%, 73.4 %, SPO<sub>4</sub>-P removal efficiency was about 60.7%, 64.1%, 68.2% and the phosphorus content in sludge was 2.9, 3.7 and 4.0 % mgP / mgMLSS at SRT 10 15 and 20 days, respectively.

The results of the second experiment at the steady state have shown that SCOD removal efficiency was about 94.5%, 96.4% and 96.7% at SRT 10 15 and 20 days, respectively. TP removal efficiency was about 70.2%, 61.9%, 73.4 %,  $\text{SPO}_4\text{-P}$  removal efficiency was about 63.3%, 69.5%, 71.96% and the phosphorus content in sludge was 4.7, 5.1 and 5.4 % mg P /mg MLSS at SRT 10 15 and 20 days, respectively.

In the first experiment, the kinetic coefficients were as following : the yield coefficient was 0.95 mg MLVSS /mg COD, the endogenous decay rate was  $0.25 \text{ d}^{-1}$

In the second experiment, the finding kinetic coefficients were as following : the yield coefficient was 0.37 mg MLVSS /mg COD, the endogenous decay rate was  $0.13 \text{ d}^{-1}$

In the first and the second experiment the relation between SCOD and time in anaerobic period was linear. The relation between  $\text{SPO}_4\text{-P}$  and time in anaerobic period was non-linear. The relation between  $\text{SPO}_4\text{-P}$  and SCOD was linear.

### กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี เนื่องด้วยความกรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ และการแก้ไขข้อบกพร่องจากอาจารย์ที่ปรึกษา คือ ดร.อุดมผล พิชนันไพบูลย์ และอาจารย์ที่ปรึกษาร่วม คือ ดร.สมชีพย์ ต่านธีรวินัย และอาจารย์เจิดจรรย์ ศิริวงศ์ ซึ่งผู้วิจัยใคร่ขอขอบพระคุณเป็นอย่างสูง

ขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.กัลยา ศรีสุวรรณ และ ดร.ชนิษฐา หาญสูงเนิน คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ที่กรุณาเสียสละเวลาในการสอบ การให้คำแนะนำ จนทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้มีความถูกต้องและสมบูรณ์มากยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณ คุณอภิชาติ ศรีเรืองรัตน์ คุณทนง หนูสวัสดิ์ เจ้าหน้าที่ฝ่ายวิศวกรรมน้ำเสียโรงงานโศศิวัฒน์อุตสาหกรรมผลิตจำกัด ที่กรุณาอำนวยความสะดวกในการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเป็นอย่างดี

ขอขอบพระคุณ คุณจิตติยา แซ่อึ้ง และเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่อำนวยความสะดวกในการทดลองในห้องปฏิบัติการมาตลอดเวลาที่ทำการทดลอง

ขอขอบพระคุณ คุณแกสรี รักทุมคง คุณบุญจรรยา ประทีปมงคล และเพื่อน ๆ พี่ ๆ น้อง ๆ นักศึกษาสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่คอยช่วยเหลือในการเก็บตัวอย่าง

ขอขอบพระคุณบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ที่ได้สนับสนุนทุนอุดหนุนในการทำวิจัยในครั้งนี้

ขอขอบพระคุณคุณพ่อ คุณแม่ พี่ ๆ น้อง ๆ ที่คอยเป็นแรงบันดาลและคอยให้กำลังใจในการต่อสู้กับปัญหาและอุปสรรค ต่าง ๆ จนสามารถทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้ สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

เพ็ญ สุชมก

## สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ	(3)
Abstract	(5)
กิตติกรรมประกาศ	(7)
สารบัญ	(8)
รายการตาราง	(10)
รายการตารางภาคผนวก	(11)
รายการภาพประกอบ	(12)
ตัวย่อและสัญลักษณ์	(14)
บทที่	
1. บทนำ	1
บทนำต้นเรื่อง	1
การตรวจเอกสาร	3
วัตถุประสงค์	15
ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	16
ขอบเขตการวิจัย	16
2. วิธีการวิจัย	17
วัสดุ	17
อุปกรณ์	17
วิธีการดำเนินการวิจัย	18
การศึกษข้อมูลพื้นฐานของโรงงานใช้ดีเอ็นเออุตสาหกรรมการผลิตจำกัด	18
การสร้างแบบจำลองระบบ SBR	20
การเริ่มต้นระบบ	21
สภาวะการทำงานของระบบ	21
การทดลองเดินระบบของระบบบำบัดน้ำเสียจำลองในห้องปฏิบัติการ	22
การศึกษาดทดลองในระบบ Batch Test	23
3. ผลการทดลอง	25
ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง	25
ผลการทดลองของระบบบำบัดน้ำเสียจำลองในห้องปฏิบัติการ	25



## สารบัญ (ต่อ)

ผลการทดลองของสภาวะการทดลองที่ 1	40
ผลการทดลองของสภาวะการทดลองที่ 2	54
การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์	57
ผลการทดลองแบบ Batch Test	57
4.บทวิจารณ์	62
ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง	62
การเข้าสู่สภาวะคงที่	62
ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียจำลองในห้องปฏิบัติการ	64
การเปลี่ยนแปลงของตัวแปรคุณภาพน้ำในวัฏจักร	66
การหาค่าสัมประสิทธิ์จลนศาสตร์	70
การทดลองแบบ batch test	71
การนำระบบ SBR มาประยุกต์ในการใช้งาน	72
5.สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ	74
บรรณานุกรม	76
ภาคผนวก ก (ข้อมูลจากการทดลอง)	83
ภาคผนวก ข (วิธีการวิเคราะห์น้ำเสีย)	98
ประวัติผู้เขียน	109

## รายการตาราง

ตาราง	หน้า
1. ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลตามลักษณะผลิตภัณฑ์ จากโรงงานหอยปีกอลแคนนิ่งจำกัด	4
2. ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานผลิตภัณฑ์อาหารทะเลในจังหวัดสงขลา	4
3. แสดงวิธีวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย	20
4. ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง	25
5. ค่าตัวแปรต่าง ๆ ที่สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 1	26
6. ค่าตัวแปรต่าง ๆ ที่สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 2	41
7. ค่าที่จำเป็นในการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ ของสภาวะการทดลองที่ 1	55
8. ค่าที่จำเป็นในการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ ของสภาวะการทดลองที่ 2	56
9. เปรียบเทียบการทำงานของระบบในสภาวะการทดลอง 1 และ 2	71
10. เปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียเดิมและระบบใหม่	73
11. สรุปค่าคงที่ทางจลนศาสตร์	75

## รายการตารางผนวก

ตารางผนวก	หน้า
1. การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ของสภาวะการทดลองที่ 1	83
2. การเปลี่ยนแปลงของค่า $SPO_4-P$ ของสภาวะการทดลองที่ 1	84
3. การเปลี่ยนแปลงของค่า SS ของสภาวะการทดลองที่ 1	85
4. การเปลี่ยนแปลงของค่า TP ของสภาวะการทดลองที่ 1	86
5. การเปลี่ยนแปลงของค่า MLSS ของสภาวะการทดลองที่ 1	87
6. การเปลี่ยนแปลงตัวแปรลักษณะน้ำเสียในวัฏจักรในสภาวะการทดลองที่ 1	89
7. การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ของสภาวะการทดลองที่ 2	90
8. การเปลี่ยนแปลงของค่า $SPO_4-P$ ของสภาวะการทดลองที่ 2	91
9. การเปลี่ยนแปลงของค่า SS ของสภาวะการทดลองที่ 2	92
10. การเปลี่ยนแปลงของค่า TP ของสภาวะการทดลองที่ 2	93
11. การเปลี่ยนแปลงของค่า MLSS ของสภาวะการทดลองที่ 2	94
12. การเปลี่ยนแปลงตัวแปรลักษณะน้ำเสียในวัฏจักรในสภาวะการทดลองที่ 2	96
13. ผลการทดลองแบบ Batch Test	97
14. ช่วงของค่า $BOD_5$ และวิธีการเจือจางน้ำ	98
15. น้ำหนักและความเข้มข้นของน้ำยาเคมีที่ใช้กับขนาดตัวอย่าง	103

## รายการภาพประกอบ

ภาพประกอบ	หน้า
1. แสดงกลไกการกำจัดฟอสฟอรัสแบบ Luxury Uptake	5
2. การเปลี่ยนแปลงของฟอสฟอรัสและบี โอดี ที่เกิดขึ้นในระบบ การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ	6
3. Comeau and Wentze Model under anaerobic condition	8
4. Comeau and Wentze Model under aerobic condition	8
5. Mino Model under anaerobic condition	8
6. Mino Model under aerobic condition	8
7. การทำงานของระบบ SBR	9
8. จุดเก็บตัวอย่างภายในโรงงานโซติวัตน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกัด	19
9. แบบจำลองของระบบ SBR ที่ใช้ในการทดลอง	21
10. ขั้นตอนการทดลองของระบบบำบัดน้ำในห้องปฏิบัติการ	24
11. การเปลี่ยนแปลงของค่า MLSS ของสภาวะการทดลองที่ 1	28
12. การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ของสภาวะการทดลองที่ 1	29
13. การเปลี่ยนแปลงของค่า SS ของสภาวะการทดลองที่ 1	29
14. การเปลี่ยนแปลงของค่า $SPO_4\text{-P}$ ของสภาวะการทดลองที่ 1	30
15. การเปลี่ยนแปลงของค่า TP ของสภาวะการทดลองที่ 1	30
16. การเปลี่ยนแปลงของออกซิเจนละลายในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ ของสภาวะการทดลองที่ 1 ข้อมูล ณ วันที่ 72 ของการทดลอง	33
17. การเปลี่ยนแปลงของ SCOD ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ ของสภาวะการทดลองที่ 1 ข้อมูล ณ วันที่ 72 ของการทดลอง	33
18. ความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิก 1 ของสภาวะการทดลองที่ 1 ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน	34
19. การเปลี่ยนแปลงของ $SPO_4\text{-P}$ ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ ของสภาวะการทดลองที่ 1 ข้อมูล ณ วันที่ 72 ของการทดลอง	36
20. ความสัมพันธ์ระหว่าง $SPO_4\text{-P}$ กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิก ของสภาวะการทดลองที่ 1 ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน	37
21. ความสัมพันธ์ระหว่าง $SPO_4\text{-P}$ กับเวลาในช่วงตั้งแต่วัฏจักรที่ 4 ของสภาวะการทดลองที่ 1 ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน	38

รายการภาพประกอบ(ต่อ)

ภาพประกอบ	หน้า
22. การเปลี่ยนแปลงของค่า MLTP ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ ของสภาวะการทดลองที่ 1 ข้อมูล ณ วันที่ 72 ของการทดลอง	40
23. การเปลี่ยนแปลงของค่า MLSS ของสภาวะการทดลองที่ 2	42
24. การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ของสภาวะการทดลองที่ 2	43
25. การเปลี่ยนแปลงของค่า SS ของสภาวะการทดลองที่ 2	43
26. การเปลี่ยนแปลงของค่า SPO <sub>4</sub> -P ของสภาวะการทดลองที่ 2	44
27. การเปลี่ยนแปลงของค่า TP ของสภาวะการทดลองที่ 2	45
28. การเปลี่ยนแปลงของค่า ออกซิเจนละลายในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ ของสภาวะการทดลองที่ 2 ข้อมูล ณ วันที่ 63 ของการทดลอง	46
29. การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ ของสภาวะการทดลองที่ 2 ข้อมูล ณ วันที่ 63 ของการทดลอง	48
30. ความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับเวลาในช่วงแอนเอโรบิก ของสภาวะการทดลองที่ 2 ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน	49
31. การเปลี่ยนแปลงของค่า SPO <sub>4</sub> -P ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ ของสภาวะการทดลองที่ 2 ข้อมูล ณ วันที่ 63 ของการทดลอง	50
32. ความสัมพันธ์ระหว่าง SPO <sub>4</sub> -P กับเวลาในช่วงแอนเอโรบิก ของสภาวะการทดลองที่ 2 ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน	51
33. ความสัมพันธ์ระหว่าง SPO <sub>4</sub> -P กับเวลาในช่วงเอโรบิก ของสภาวะการทดลอง ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน	52
34. การเปลี่ยนแปลงของค่า MLTP ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ ของสภาวะการทดลองที่ 2 ข้อมูล ณ วันที่ 63 ของการทดลอง	54
35. การหาค่า Y, K <sub>d</sub> ของสภาวะการทดลองที่ 1	55
36. การหาค่า Y, K <sub>d</sub> ของสภาวะการทดลองที่ 2	56
37. การเปลี่ยนแปลงของค่า SPO <sub>4</sub> -P ในการทดลองแบบ batch test	58
38. การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ในการทดลองแบบ batch test	59
39. ความสัมพันธ์ของตัวแปรต่าง ๆ ในการทดลองแบบ batch test	60

### ตัวย่อและสัญลักษณ์

BOD : Biochemical oxygen demand

COD : Chemical oxygen demand

SCOD : Soluble chemical oxygen demand

DO : Dissolved oxygen

MLSS : Mixed liquor suspended solids

MLVSS : Mixed liquor volatile suspended solids

TP : Total phosphorus

SPO<sub>4</sub>-P : Soluble phosphorus

MLTP : Mixed liquor total phosphorus

SBR : Sequencing batch reactor

SRT : Solid retention time, day

TKN : Total kjeldahl nitrogen

SS = Suspended Solids , mg/l

Q = Flowrate, m<sup>3</sup>/day

S = Effluent substrate concentration, mg/l

S<sub>o</sub> = Influent substrate concentration, mg/l

X = Concentration of biomass , MLVSS, mg/l

Y = Growth yield, mg MLVSS/mgCOD

θ = Hydraulic retention time, HRT, day

θ<sub>c</sub> = Solid retention time ,SRT, day

P<sub>c</sub> = Phosphorus content in sludge, %mgP /mg MLSS

K<sub>d</sub> = Endogeneous decay coefficient, d<sup>-1</sup>

## บทที่ 1

### บทนำ

#### 1.1 บทนำต้นเรื่อง

อุตสาหกรรมอาหารทะเลจัดเป็นอุตสาหกรรมเพื่อการส่งออกที่สำคัญอุตสาหกรรมหนึ่งของประเทศไทย สามารถทำรายได้เป็นอันดับ 1 ของอุตสาหกรรมการเกษตรทั้งหมด (พิมพ์ใจ ศรีลัมพ์, 2539 : 79-80) แหล่งแปรรูปอาหารทะเลส่วนมากอยู่ในเขตภาคกลางและชายฝั่งทะเลทางภาคใต้โดยเฉพาะในเขตจังหวัดสงขลามีโรงงานอาหารทะเลทั้งสิ้นจำนวน 26 แห่ง (ทำเนียบโรงงานอุตสาหกรรม, 2539 : 1-24) เนื่องจากอุตสาหกรรมประเภทนี้ต้องใช้น้ำปริมาณมากในกระบวนการผลิต จึงทำให้มีปริมาณน้ำเสียมากตามไปด้วย ปริมาณน้ำเสียที่ออกมาอยู่ในช่วง 300 - 500 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน (Prasertsan, et al.,1988 : 447 - 451) ลักษณะน้ำเสียมีปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์และฟอสฟอรัสค่อนข้างสูง จากการศึกษาของ จีรวรรณ จัง (2534) ที่ได้ศึกษาลักษณะน้ำทิ้งของโรงงานอาหารทะเล 2 แห่ง ในเขตจังหวัดสงขลาพบ ฟอสเฟตอยู่ในช่วง 14 - 74 มิลลิกรัมต่อลิตร อุณหภูมิ พีชไนไฟบูลย์ และ จรรยา อินทรมณี (2534) ได้ศึกษาลักษณะน้ำทิ้งของโรงงานอาหารทะเล 5 แห่งในเขตจังหวัดสงขลา พบฟอสฟอรัสทั้งหมด อยู่ใน ช่วง 21.1 - 58.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนรองจันท์ รัตน์ประดิษฐ์ (2536) ได้ศึกษาลักษณะน้ำทิ้งของโรงงานอาหารทะเล 1 แห่ง พบฟอสเฟต อยู่ในช่วง 16-84 มิลลิกรัมต่อลิตร

จากลักษณะของน้ำเสียดังกล่าวข้างต้น จะเห็นว่าลักษณะน้ำเสียมีฟอสฟอรัสค่อนข้างสูง ดังนั้นเมื่อน้ำเสียเหล่านี้ถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ จะทำให้แหล่งน้ำเน่าเสีย และเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในแหล่งน้ำนั้น ๆ ในปัจจุบันกฎหมายสิ่งแวดล้อมไทย ยังให้ความสำคัญต่อปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำเสียน้อยมาก กล่าวคือยังไม่มีกำหนดค่ามาตรฐานของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง ซึ่งการกำหนดค่ามาตรฐานเช่นนี้ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียมุ่งไปในทางกำจัดสารอินทรีย์มากกว่า ผลเสียต่อสิ่งแวดล้อมจึงยังเกิดขึ้น ประเด็นสำคัญคือฟอสฟอรัสถูกจัดเป็นปัจจัยจำกัด (limiting factor) ตัวหนึ่งของการเกิดปรากฏการณ์ที่เรียกว่ายูโทรฟิเคชัน (eutrophication) ซึ่งเป็นกระบวนการที่เกิดจากสภาพของแหล่งน้ำที่มีปริมาณสารอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) มากเกินไป และถ้ามีความเข้มข้นของแสงสว่างเพียงพอ ก็จะทำให้พีชน้ำเพิ่มจำนวนและเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว พีชน้ำเหล่านั้นเมื่อตายก็จะตกตะกอนสะสมในแหล่งน้ำ ซึ่งทำให้สารอินทรีย์ในแหล่งน้ำเพิ่มจำนวนมากขึ้นตามไปด้วย จึงเป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้แหล่งน้ำขาดออกซิเจน ก่อให้เกิดปัญหามลพิษทางน้ำส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและระบบนิเวศ ในประเทศไทยได้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันขึ้นบ้างแล้วเช่น ปรากฏการณ์น้ำปลาวาฬ (red tide) ที่เกิดขึ้นบริเวณอ่าวไทย (กรมควบคุมมลพิษ, 2536 : 17) และผลกระทบจากฟอสเฟตต่อแนวปะการังบริเวณอ่าวแม่ยายในเขตอุทยานหมู่เกาะสุรินทร์ ซึ่งพบสาหร่ายเจริญเติบโตปกคลุมปะการัง ทำให้ปะการังตายครอบคลุมพื้นที่มากกว่าร้อยละ 80 (แลได้, 2540:39) เนื่องจากผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตและสิ่งแวดล้อมดังกล่าว แม้ว่า

ในปัจจุบันยังไม่ได้กำหนดค่ามาตรฐานของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งก็ตาม การกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียควรได้รับการพิจารณาให้รอบคอบกว่าที่ผ่านมา

กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัส สามารถทำได้โดยกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ กระบวนการทางกายภาพมักใช้วิธี adsorption process ซึ่งมีข้อเสียคือเป็นวิธีการที่ค่อนข้างยุ่งยาก มีค่าใช้จ่ายสูง และไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีตะกอนแขวนลอยสูง ส่วนกระบวนการทางเคมีมักใช้สารเคมีในการตกตะกอนผลึก การสร้างตะกอนหรือการดูดซับฟอสฟอรัสก่อนปล่อยทิ้ง แต่วิธีการทางเคมีมีข้อเสีย คือค่าใช้จ่ายสูงและต้องหาวิธีการในการกำจัดตะกอนเคมีที่เกิดขึ้นด้วย ส่วนกระบวนการทางชีวภาพนั้นจะใช้จุลินทรีย์ในการบำบัด โดยการควบคุมสภาพทางสิ่งแวดล้อมให้เหมาะสมต่อแบคทีเรีย กระบวนการทางชีวภาพมีหลายวิธี เช่น ระบบแอนแอโรบิก / ออกซิด (Anaerobic / Oxic Process) ระบบ Phostrip ระบบ Anaerobic-Anoxic-Aerobic ระบบ University of Cape Town (UTC) ระบบ Modified Bardenpho และระบบ Sequencing Batch Reactor (SBR)

ในการวิจัยนี้เลือกระบบ SBR เพราะระบบ SBR เป็นระบบที่สามารถปรับสภาพและเงื่อนไขให้มีการกำจัดสารอินทรีย์ และฟอสฟอรัสได้พร้อม ๆ กัน โดยการปรับเปลี่ยนกลไกการทำงานและสภาพแวดล้อมให้เหมาะสมกล่าวคือ การกำจัดสารอินทรีย์จะเกิดจากการที่จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อเป็นแหล่งพลังงานและการดำรงชีพ ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสจำเป็นต้องมีสภาวะ แอนแอโรบิก คือไม่มี  $\text{NO}_x$  และ dissolved oxygen (Irvine and Manning 1985:87-94) เกิดขึ้นในช่วงแรกของการทำงาน แล้วตามด้วยสภาวะแอโรบิก ซึ่งจะเสริมการใช้ธาตุอาหารแบบฟุ่มเฟือย (luxury uptake) ของฟอสฟอรัสโดยจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบ ซึ่งวิธีการดังกล่าวสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้โดยไม่ต้องเติมสารเคมีใด ๆ ลักษณะน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดนอกจากจะมีค่า  $\text{BOD}_5$  เป็นไปตามมาตรฐานน้ำทิ้งแล้ว ในขณะเดียวกันก็สามารถลดความเข้มข้นของฟอสฟอรัสลงอยู่ในระดับที่ต่ำกว่าที่เป็นอยู่ ซึ่งจะเป็นการช่วยลดระดับและรักษาคุณภาพแหล่งน้ำในแหล่งน้ำตามธรรมชาติ และอาจเป็นการกระตุ้นให้มีการกำหนดค่ามาตรฐานของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งและมีการบังคับใช้ให้เข้มงวดต่อไป

ดังนั้น จึงมีความสนใจที่จะศึกษาและวิจัยเรื่องการบำบัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลกระป๋อง โดยคาดหวังว่าระบบดังกล่าวจะเป็นระบบที่เหมาะสมและสามารถประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลกระป๋อง และเป็นระบบที่สามารถลดฟอสฟอรัสได้เป็นอย่างดี



## 1.2 การตรวจเอกสาร

### 1.2.1 ฟอสฟอรัสในน้ำเสีย

ฟอสฟอรัสเป็นธาตุที่จำเป็นสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ต่างๆ เช่นเดียวกับไนโตรเจน ฟอสฟอรัสสามารถพบได้ในรูปแบบต่าง ๆ ดังนี้ (Sawyer, McCarty and Parkin 1994:598)

1.2.1.1 Orthophosphate ( $PO_4^{3-}$ ) รูปแบบนี้เป็นพวกอินทรีย์ฟอสฟอรัสซึ่งมักมาจากอุตสาหกรรมผงซักฟอกและอื่น ๆ รูปแบบของฟอสเฟตชนิดนี้จะถูกใช้เพื่อช่วยในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยา แต่จะขึ้นกับค่าพีเอชของน้ำเสียนั้น ๆ ด้วย

1.2.1.2 Polyphosphate ( $P_2O_7$ ) รูปแบบนี้จะถูก hydrolysis ซึ่งเป็นผลให้เกิดการเปลี่ยนแปลงในรูปของ orthophosphate

1.2.1.3 Organic phosphate เป็นสารประกอบที่สำคัญรองลงมาจากสารอินทรีย์ของน้ำเสียที่มาจากอาคารบ้านเรือนต่าง ๆ และอาจเป็นสารประกอบที่สำคัญของน้ำเสียที่มาจากโรงงานอุตสาหกรรมต่าง ๆ ในระบบบำบัดน้ำเสียทั่ว ๆ ไปหรือการทำให้แม่น้ำลำคลองสะอาดขึ้นตามธรรมชาติทั้ง polyphosphate และ organic phosphate จะถูกเปลี่ยนเป็นสารประกอบ orthophosphate ดังนั้นจะพบสารประกอบ orthophosphate มากกว่ารูปอื่น ๆ

### 1.2.2 แหล่งระบายสารประกอบฟอสฟอรัส

1.2.2.1 จากน้ำเสียชุมชน สารประกอบจากน้ำเสียชุมชนนั้นมาจากเศษอาหารหรือน้ำบริโภคน้ำและผงซักฟอกในการซักล้างหรือทำความสะอาด

1.2.2.2 สารประกอบฟอสเฟตจากการปศุสัตว์ ซึ่งมาจากการขับถ่ายในรูปฟอสฟอรัสของสัตว์ เช่น วัว กระบือ หมู เป็ด ไก่ เป็นต้น

1.2.2.3 สารประกอบฟอสเฟตจากการกลีกรวม เนื่องจากการใช้ปุ๋ยในการเกษตรและถูกน้ำชะล้างออกมา

1.2.2.4 น้ำเสียอุตสาหกรรมซึ่งมาจากการใช้สารฟอสฟอรัสในอุตสาหกรรมเช่น อุตสาหกรรมอาหารสัตว์ อุตสาหกรรมผลิตผงซักฟอก อุตสาหกรรมเกี่ยวกับอาหารสำเร็จรูป และอุตสาหกรรมอาหารทะเล

### 1.2.3 ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเล

อุตสาหกรรมอาหารทะเลเป็นอุตสาหกรรมที่มีความสำคัญ และสามารถทำรายได้เข้าประเทศปีละหลายพันล้านบาท ซึ่งแหล่งแปรรูปอาหารทะเลส่วนใหญ่อยู่ในแถบภาคกลางและชายฝั่งทะเลทางภาคใต้ กระบวนการผลิตใช้น้ำค่อนข้างมาก ทำให้น้ำเสียที่ออกมามีปริมาณมากด้วย ซึ่งลักษณะของน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลเป็นดังตาราง 1 และตาราง 2

ตาราง 1 ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลตามลักษณะผลิตภัณฑ์จากโรงงานทอปปิคอลแคนนิ่งจำกัด

ตัวแปรลักษณะน้ำเสีย	การเตรียมพูน้า	การบรรจุกระป๋อง	การแช่เยือกแข็ง
pH	5.8	7.3	6.5
BOD <sub>5</sub> (mg/l)	2,181	3,895	855
COD (mg/l)	22,888	8,173	1,496
Total Nitrogen (mg/l)	901	239	125
Phosphate (mg/l)	47.0	44.0	34.5
Total Solids (mg/l)	15,230	5,383	5,412

ที่มา : ดัดแปลงจาก ศิริวรรณ จัง, 2534

ตาราง 2 ลักษณะน้ำเสียจากโรงงานผลิตภัณฑ์อาหารทะเลในจังหวัดสงขลา

โรงงาน	BOD <sub>5</sub> (mg/l)	TKN (mg/l)	TP (mg/l)	pH
โตติวัฒน์	1,840	370.0	58.0	7.8 - 7.1
รอยัลแคนนิ่ง	2,730	380.0	31.0	6.9 - 7.3
ซีฮอร์ส	1,145	80.0	21.1	7.1 - 7.2
สงขลาแคนนิ่ง	960	109.8	24.3	6.5 - 7.8
แปซิฟิก	2,830	197.8	58.2	6.4 - 6.6

ที่มา : อุดมผล พิชนไพบูลย์ และจรรยา อินทรมณี, 2534

#### 1.2.4 ผลกระทบของฟอสฟอรัส

ปัญหามลภาวะทางน้ำอันเนื่องมาจากฟอสฟอรัส คือ การเกิดยูโทรฟิเคชัน ๆ เป็นปรากฏการณ์ที่สภาวะของแหล่งน้ำที่มีการเจริญเติบโตของสาหร่ายเซลล์เดียวอย่างมากจนทำให้น้ำมีสีเขียวขุ่นคล้ำ ส่งผลให้ลำน้ำตื้นเขิน และเกิดการขาดออกซิเจนในเวลากลางคืน

Pavoni (1977 : 275) รายงานว่าแหล่งน้ำที่มีฟอสเฟตมากกว่า 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร จัดเป็น eutrophication lake การเกิดยูโทรฟิเคชันไม่ใช่เกิดเฉพาะในทะเลสาบ หรือหนองน้ำ แต่สามารถเกิดในทะเล ชายฝั่งทะเล แม่น้ำ นอกจากนี้ยังพบว่าสาเหตุการเกิดยูโทรฟิเคชัน ยังมีปัจจัยอื่น ๆ เช่น ความเข้มข้นของแสง เวลาที่เก็บน้ำ ความเร็วและ อัตราการไหลของน้ำ เป็นต้น

### 1.2.5 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัส

กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสสามารถทำได้ 3 วิธี

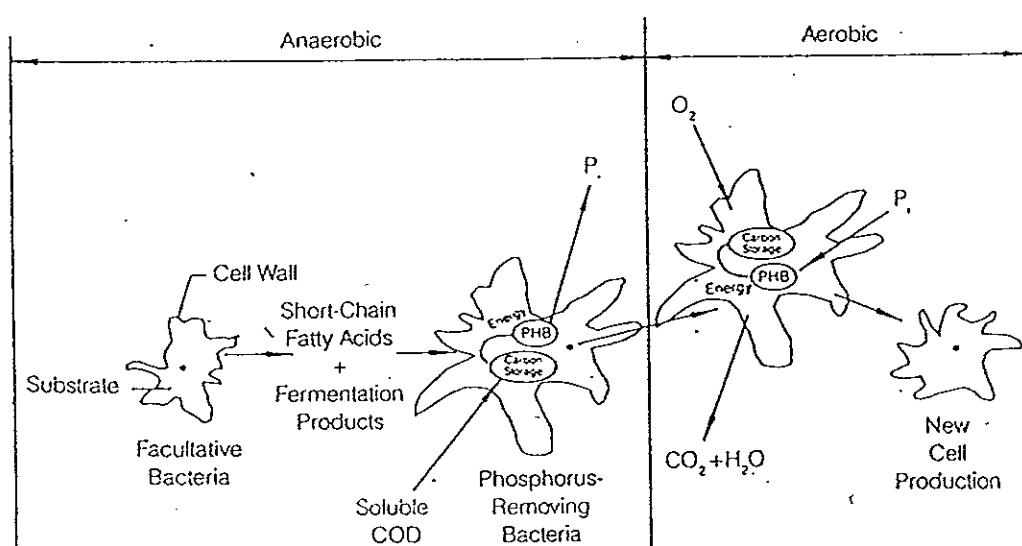
1.2.5.1 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางกายภาพ จะใช้วิธี adsorption process โดยใช้สาร adsorbent เป็นตัวดูดซับฟอสเฟตเอาไว้ adsorbent ที่ใช้ เช่น activated alumina

1.2.5.2 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางเคมี โดยการเติมสารเคมีซึ่งเป็นตัวก่อตะกอนลงไปให้น้ำเสีย ทำให้ฟอสเฟตตกตะกอน แล้วจึงแยกตะกอนฟอสเฟตออกจากน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว สารก่อตะกอนที่ใช้ เช่น อลูมิเนียมซัลเฟต โซเดียมอลูมิเนต เฟอร์ริคคลอไรด์ หรือเฟอร์ริคซัลเฟต และปูนขาว แต่วิธีการทางเคมีจะใช้ค่าใช้จ่ายสูงมากและมีปัญหาในการกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้น

1.2.5.3 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ใช้วิธีการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ โดยมีขั้นตอนเริ่มจากสภาพที่เป็นแอนแอโรบิก (anaerobic) แล้วตามด้วยสภาพที่เป็นแอโรบิก (aerobic) และปล่อยให้จุลินทรีย์ตกตะกอนลงในถังตะกอน จึงทำให้สามารถกำจัดฟอสฟอรัสออกจากระบบ โดยการขยายตะกอนจุลินทรีย์ส่วนที่มีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบออกจากระบบ

#### 1.2.5.4 กลไกกำจัดฟอสฟอรัสแบบชีวภาพ

หลักการสำคัญของการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้น น้ำเสียจะต้องผ่านสภาวะ แอนแอโรบิก (anaerobic) ซึ่งไม่มีออกซิเจนและตัวรับอิเล็กตรอนอื่น ๆ แล้วตามด้วยสภาวะแอโรบิก (aerobic) ซึ่งจะให้เกิดการคัดพันธุ์จุลินทรีย์ชนิดพิเศษ ที่สามารถจับฟอสฟอรัสได้มากเป็นพิเศษ ในลักษณะที่เรียกว่า luxury phosphorus uptake ดังภาพประกอบ 1

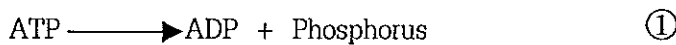


Removal mechanisms for excess biological phosphorus  
(PHB = poly-β-hydroxybutyrate).<sup>1</sup>

ภาพประกอบ 1 แสดงกลไกการกำจัดฟอสฟอรัสแบบ Luxury uptake

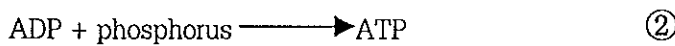
ที่มา : มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2533 : 25

จากรูปในสภาวะแอนแอโรบิกจะมีปฏิกิริยาการหมัก fermentation ซึ่งผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (volatile fatty acid : VFA) ชนิดที่มีจำนวนคาร์บอนน้อย ๆ เช่น กรดอะซิติก (HAC) แบคทีเรียชนิดพิเศษสามารถดูดซึม volatile fatty acid (VFA) ดังกล่าวเข้าไปในเซลล์และสะสมเป็นอาหารสำรองในรูป polyhydroxybutyrate (PHB) แบคทีเรียที่เรียกต้องออกแรงในการสะสม PHB โดยใช้พลังงานในการสลายตัวของ ATP ดังสมการที่ 1

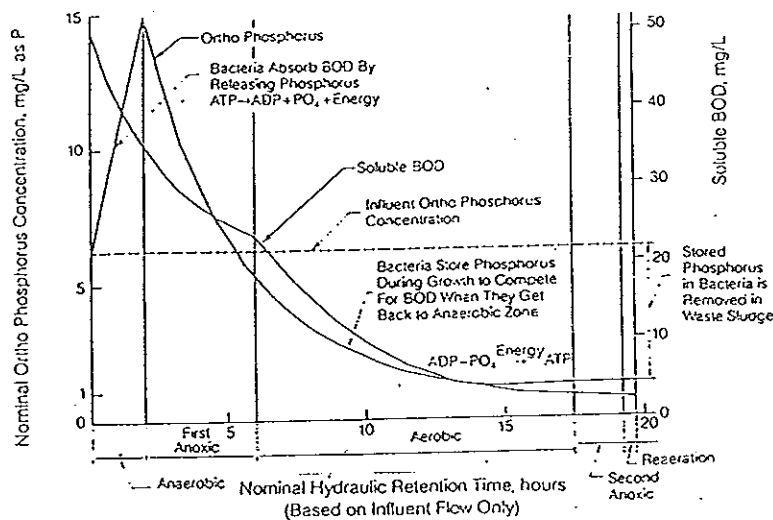


ดังนั้นจึงมีการกำจัดสารอินทรีย์ (BOD) (คือ VFA จากน้ำเข้าไปเก็บไว้ในตัวเซลล์จุลินทรีย์) พร้อม ๆ กับการคาย ฟอสฟอรัส ในถังเลี้ยงเชื้อแบบแอนแอโรบิก

ในสภาวะแอนแอโรบิกซึ่งอยู่ตามหลังสภาวะแอนแอโรบิกทำให้แบคทีเรียที่เรียกว่ากระฉับกระเฉง และทำการย่อยสลาย PHB เพื่อให้ได้เซลล์จุลินทรีย์ตัวใหม่ พร้อม ๆ กันก็จะได้พลังงานด้วย พลังงานจะถูกเก็บไว้ในรูป ATP โดยการดึงฟอสฟอรัสจากนอกเซลล์มารวมกับ ADP ดังสมการที่ 2



ดังนั้นภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก จุลินทรีย์จะดึงฟอสเฟตเข้าไปสร้างพลังงานอย่างรวดเร็วและในปริมาณที่มากกว่าความต้องการเพื่อสร้างเซลล์จุลินทรีย์ตัวใหม่ ซึ่งการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์และฟอสฟอรัสในถัง 2 สภาวะ เป็นดังภาพประกอบ 2



ภาพประกอบ 2 แสดงการเปลี่ยนแปลงของฟอสฟอรัสและมีโอดีที่เกิดขึ้นในระบบการกำจัดฟอสฟอรัส

ทางชีวภาพ

ที่มา : มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, (2533 : 26)

#### 1.2.5.5 แบบจำลองของการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

มีงานวิจัยหลายชิ้นที่ได้เสนอแบบจำลองที่อธิบายถึงกลไกการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ทั้งแบบจำลองของ Comeau และ Wentzel (Comeau and Wentzel Model) แบบจำลองของ Mino (Mino Model) ดังรายละเอียดดังนี้

##### ก. แบบจำลองของ Comeau และ Wentzel (Comeau and Wentzel Model, 1985)

(1). ภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก จุลินทรีย์จะใช้กรดอินทรีย์ระเหยง่าย เช่น acetic เปลี่ยนเป็น acetyl Co A โดยการ hydrolysis polyphosphate และ acetyl Co A จะเปลี่ยนไปเป็น PHB ซึ่งในการสังเคราะห์ PHB จะใช้ NADH ซึ่ง NADH ที่ต้องการได้มาจาก acetyl Co A ผ่านวัฏจักร Tri-Carboxylic acid (TCA cycle) ดังภาพประกอบ 3

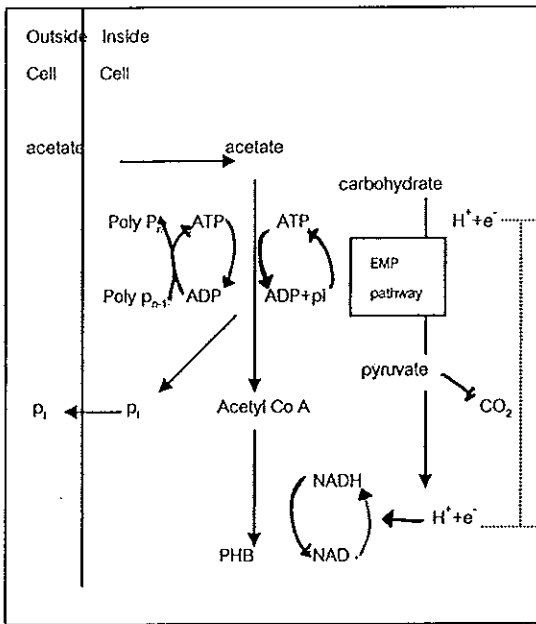
(2). ภายใต้สภาวะเอโรบิก ซึ่งเป็นสภาวะที่มีออกซิเจน จุลินทรีย์สามารถสร้างพลังงานจาก สารอาหาร (substrate) ในสภาวะที่มีออกซิเจนได้จากกระบวนการหายใจ และมีการสังเคราะห์เซลล์ใหม่เกิดขึ้น แต่เนื่องจากสารอาหารในระบบเหลือน้อย และในสภาวะนี้แบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสจะสามารถรับเอา carboneous substrate ได้ช้ากว่าจุลินทรีย์ชนิดอื่น ๆ ทำให้ต้องมีการสลาย PHB ที่เก็บสะสมไว้เพื่อใช้ในการสร้างพลังงานและการสังเคราะห์เซลล์ ในการสร้างพลังงานต้องมีการเอาฟอสฟอรัสจากภายนอกเซลล์เข้ามาภายในเซลล์เพื่อใช้ในการสร้างพลังงาน พลังงานที่สร้างขึ้นบางส่วนหนึ่งจะเก็บสะสมไว้ในรูปของ poly - p - chain เพื่อไว้ใช้ต่อไป แบบจำลองของกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพภายใต้สภาวะเอโรบิก เป็นดังภาพประกอบ 4

##### ข. แบบจำลองของ Mino (Mino Model, 1987)

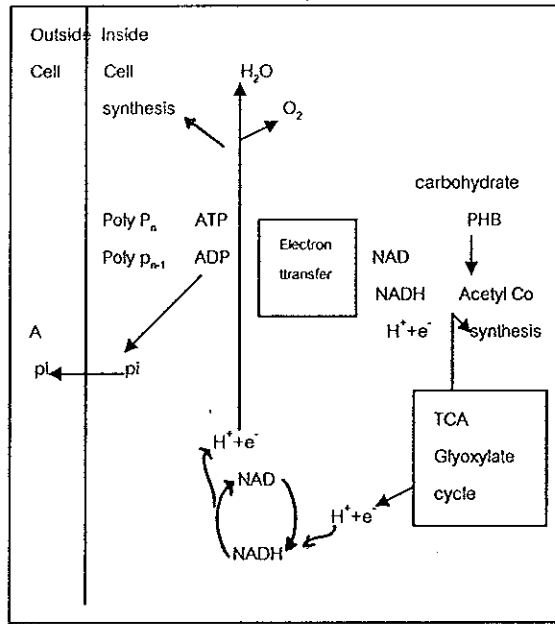
แบบจำลองของ Mino มีรายละเอียดหลายประการที่เหมือนกับ แบบจำลองของ Comeau และ Wentzel ซึ่ง Mino ได้อธิบายกลไกของ Poly-phosphate จากผลการทดลองและสรุปผล Metabolic Pathway ของ acetic acid ในสภาวะแอนแอโรบิก และ แอโรบิกดังนี้

(1). ภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก PHB จะถูกสังเคราะห์จาก acetate โดย Embden - Meyerhof Pathway (EMP) ซึ่ง NADH<sub>2</sub> ที่ใช้ในการสังเคราะห์ PHB นั้นได้มาจากการเผาผลาญ glycogen ดังภาพประกอบ 5

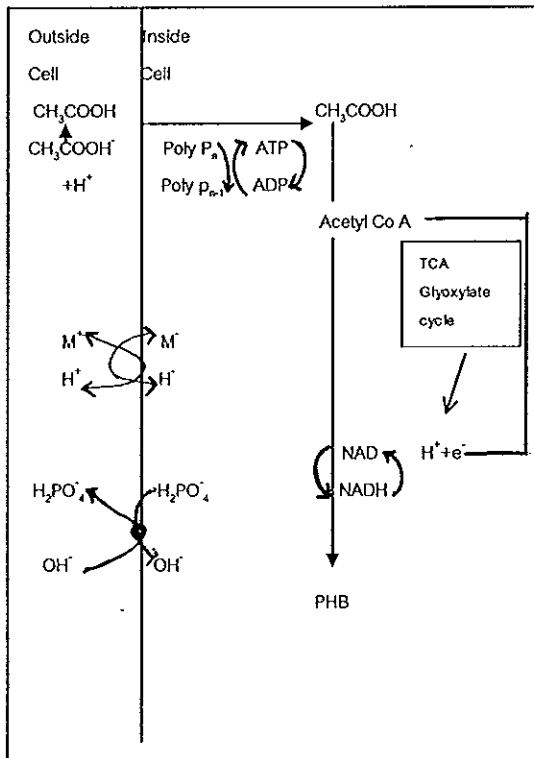
(2). ภายใต้สภาวะเอโรบิก PHB ที่สะสมไว้จะถูกเปลี่ยนไปเป็น glycogen เพื่อใช้เป็นพลังงานในช่วง แอโรบิก และเกิดการใช้ฟอสฟอรัสแบบ Luxury Uptake ดังภาพประกอบ 6



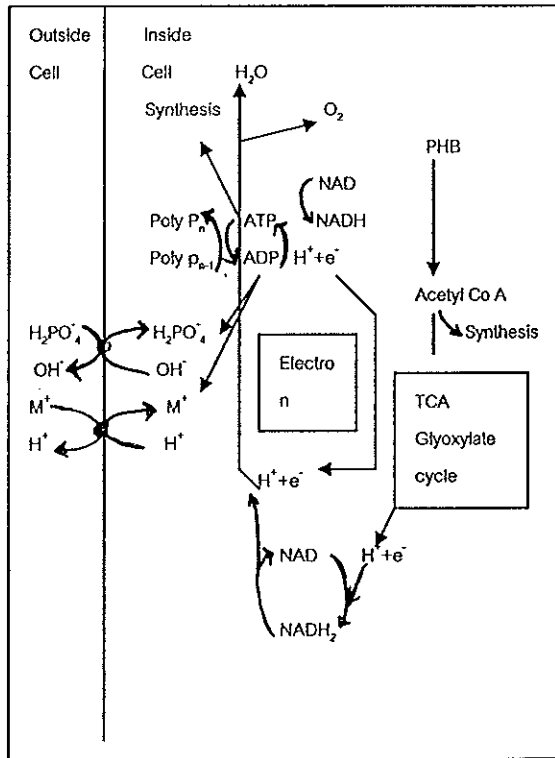
ภาพประกอบ 3 Comeau/Wentzel Model under anaerobic condition  
ที่มา Comeau, et al., (1985 :314-315)



ภาพประกอบ 4 Comeau /Wentzel Model under aerobic condition  
ที่มา Comeau, et al., (1985 :314-315)



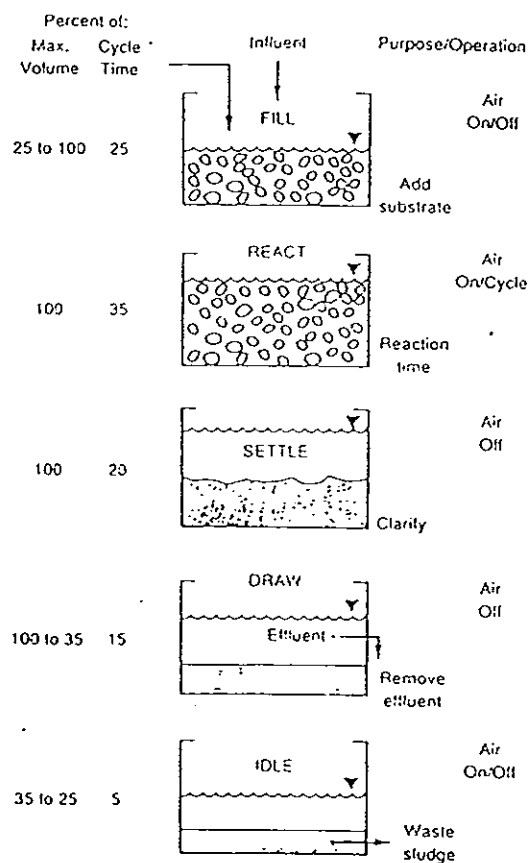
ภาพประกอบ 5 Mino Model under anaerobic condition  
ที่มา Mino, et al., (1987: 99-111)



ภาพประกอบ 6 Mino Model under aerobic condition  
ที่มา Mino, et al., (1987: 99-111)

### 1.2.6. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR เป็นระบบบำบัดน้ำเสียประเภทแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบเติมเข้าถ่ายออก (fill - draw activated sludge treatment system) ซึ่งการเติมอากาศและการตกตะกอนจะเกิดขึ้นในถังเดียวกัน และเรียงตามลำดับ ใน 1 วัฏจักรของทุก ๆ รอบของการทำงานของระบบ SBR จะมีน้ำตกอนเหลืออยู่ในระบบ ดังภาพประกอบ 7 ดังนั้นจึงใช้แค่ถังปฏิกิริยาเพียงใบเดียวที่ทำหน้าที่เป็นถังตกตะกอนไปในตัวไม่จำเป็นต้องมีถังอีกใบเพื่อหมุนเวียนตะกอนจุลินทรีย์และยังสามารถควบคุมเวลากักเก็บตะกอนได้เช่นเดียวกับระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์



ภาพประกอบ 7 การทำงานของระบบ SBR

ที่มา Metcalf & Eddy ( 1991:359-364)

### 1.2.7 ขั้นตอนการทำงานของระบบ SBR

1.2.7.1 ช่วงเติมน้ำเสีย (fill phase) เป็นช่วงที่มีการเติมน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกริยา ซึ่งในถังปฏิกริยาจะมีน้ำตะกอน (mixed liquor) จากวัฏจักรก่อนเหลืออยู่ ในช่วงของการเติมน้ำเสีย สามารถจำแนกได้เป็น static fill ไม่มีการเติมอากาศและการกวน mixed fill คือ มีการกวนแต่ไม่เติมอากาศ และ aerated fill มีการเติมอากาศ

1.2.7.2 ช่วงทำปฏิกริยา (react phase) ช่วงนี้จะเกิดการทำปฏิกริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ขึ้นในน้ำเสีย อาจเกิดขึ้นในระหว่างการเติมน้ำเสีย หรือหลังสิ้นสุดการเติมน้ำเสีย โดยจะเกิดปฏิกริยาขึ้นอย่างสมบูรณ์ ซึ่งในการกำจัดฟอสฟอรัสต้องมีการหยุดการเติมอากาศเป็นช่วง ๆ โดยช่วงเวลาที่หยุดเติมอากาศนั้น เพื่อปรับสภาพให้เป็น แอน็อกซิก และช่วงแอน็อกซิกจะต้องเท่ากับครึ่งหนึ่งของช่วงทำปฏิกริยา และต้องมีการเติมอากาศในช่วงสุดท้าย เพื่อให้เกิดการตกตะกอนที่ดี

1.2.7.3 ช่วงตกตะกอน (settling) เป็นช่วงของการแยกตัวของตะกอนจุลินทรีย์กับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว โดยไม่มีการรบกวนจากการเติมอากาศหรือการกวนอีก ช่วงนี้ต้องไม่นานเกินไป ส่วนมากใช้เวลาไม่เกิน 1 ชั่วโมง

1.2.7.4 ช่วงเททิ้ง (decant / draw) เป็นการปล่อยน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วออกจากถังปฏิกริยา ช่วงนี้ต้องใช้เวลาไม่นานเกินไปและจะต้องไม่มีตะกอนหลุดออกจากระบบ

1.2.7.5 ช่วงพัก (idle phase) เป็นช่วงที่รอรับน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกริยา ในช่วงนี้จะมีการเติมอากาศและการกวนผสม หรือไม่มีทั้งสองอย่างก็ได้ แต่ยังมีน้ำตะกอน (mixed liquor) เหลืออยู่ในถังปฏิกริยา แต่ช่วงนี้อาจมีหรือไม่มีก็ได้

### 1.2.8 การควบคุมการทำงานของระบบ SBR

ระบบ SBR เป็นระบบที่มีความสามารถในการกำจัด สารอินทรีย์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ได้อย่างมีประสิทธิภาพ ในการควบคุมการทำงานของระบบ SBR จะขึ้นอยู่กับจุดมุ่งหมายและวัตถุประสงค์ในการกำจัดว่าต้องการกำจัดสารตัวใด เช่น ถ้าต้องการกำจัดไนโตรเจนก็ต้องทำให้เกิดปฏิกริยา nitrification และ denitrification ปฏิกริยา nitrification ต้องมีอายุตะกอนที่นานพอ คือ ประมาณ 5 - 10 วัน หรือมากกว่า และจะต้องมีปริมาณออกซิเจนละลาย (dissolved oxygen, DO) พอเพียง คือ ประมาณ 2 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนปฏิกริยา denitrification ต้องควบคุมให้ออกซิเจนละลายมีค่าเป็นศูนย์มิลลิกรัมต่อลิตร หรือใกล้ศูนย์ ซึ่งเรียกว่า ระบบอยู่ในสภาวะ แอน็อกซิก คือ ไม่มีออกซิเจนละลาย แต่มีไนเตรต ( $\text{NO}_3^-$ ) ปฏิกริยา nitrification จะเกิดขึ้นก่อนแล้วตามด้วยปฏิกริยา denitrification ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสต้องควบคุมให้ช่วงแรกของระบบอยู่ในสภาวะแอนแอโรบิก (anaerobic condition) แล้วตามด้วยสภาวะแอโรบิก (aerobic condition) ซึ่งเป็นช่วงที่จุลินทรีย์สามารถดูดซึมฟอสฟอรัส เข้าสู่เซลล์ได้มากกว่าปกติ



### 1.2.9 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบ SBR

1.2.9.1 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ถ้าความเข้มข้นของสารอินทรีย์เปลี่ยนแปลงมากจะมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ โดยอาจทำให้อัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลง ทำให้จุลินทรีย์เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว จนมีลักษณะการเจริญเติบโตกระจายอยู่ทั่วไป แทนที่จะรวมกันเป็นกลุ่มก้อน เป็นผลให้ตกตะกอนได้ไม่ดี น้ำขุ่น มีค่าสารอินทรีย์ หรือ  $BOD_5$  เหลืออยู่สูง

1.2.9.2 อาหารเสริม จุลินทรีย์ต้องการอาหารเสริมได้แก่ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส เหล็ก นอกเหนือจากสารอินทรีย์ต่าง ๆ การขาดอาหารเสริม จะทำให้จุลินทรีย์สร้างฟลอค (floc) เติบโตได้ไม่ดี ทำให้จุลินทรีย์ที่เป็นเส้นใยเจริญเติบโตได้มากกว่า โดยปกติควรมีค่าสัดส่วนที่เหมาะสมคือ  $BOD_5 : N : P = 100 : 5 : 1$

1.2.9.3 ออกซิเจนละลายน้ำ ในถังเติมอากาศควรมีออกซิเจนละลาย ไม่ต่ำกว่า 1- 2 มิลลิกรัมต่อลิตร

1.2.9.4 ระยะเวลาในการบำบัด เวลาที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียในถังเติมอากาศ ต้องมีมากพอที่จุลินทรีย์จะใช้ในการย่อยสลายมลสารต่าง ๆ

1.2.9.5 ค่าพีเอช แบคทีเรียจะเจริญเติบโตได้ดีที่ pH ในช่วง 6.5 - 8.5

1.2.9.6 สารพิษ เช่น พวก ไสยาไนต์ อาร์เซนิก ทองแดง และโลหะหนักต่าง ๆ ที่จุลินทรีย์สะสมไว้ในเซลล์จนก่อให้เกิดเป็นพิษและตายในที่สุด

### 1.2.10 ข้อดีข้อเสียของระบบ SBR

#### ข้อดีของระบบ SBR

1.2.10.1 มีความยืดหยุ่นในการบำบัดและสามารถปรับการทำงานให้เหมาะสมกับน้ำเสียที่เข้ามาในระบบได้

1.2.10.2 สามารถทำให้เกิดปฏิกิริยา nitrification และ denitrification ได้ในถังเดียวกัน และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ โดยไม่ต้องเติมสารเคมี

1.2.10.3 ไม่มีปัญหาในเรื่องการเจริญเติบโตของสาหร่าย ถ้าปรับเปลี่ยนแปลงกลไกการทำงานให้เหมาะสม

1.2.10.4 ได้คุณภาพน้ำทิ้งที่ดีตั้งแต่วันเริ่มระบบ

1.2.10.5 สามารถปรับระบบเติมอากาศแบบธรรมดาไหลต่อเนื่องมาเป็นระบบ SBR ได้โดยเสียค่าใช้จ่ายน้อย

1.2.10.6 มีการกำจัดตะกอนน้อยมากเมื่อเทียบกับระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์

1.2.10.7 สามารถใช้ได้กับน้ำเสียที่มีการเปลี่ยนแปลงการไหลและความเข้มข้นได้โดยลักษณะน้ำทิ้งยังคงเดิม

1.2.10.8 ค่าก่อสร้างและค่าบำรุงรักษาต่ำเมื่อเทียบกับระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ และถ้าปรับให้มีการหยุดการเติมอากาศเป็นช่วง ๆ จะประหยัดค่าใช้จ่ายมากขึ้น

1.2.10.9 มีขนาดกระทัดรัด

1.2.10.10 มีมวลชีวภาพไวงาน (active biomass) ในระบบตลอดเวลา

ข้อเสียของระบบ SBR

1.2.10.11 การทำงานต้องเป็นระบบอัตโนมัติ

1.2.10.12 ต้องมีการควบคุมระดับตะกอนในถัง

1.2.10.13 ต้องการผู้ควบคุมระบบที่มีความรู้ความชำนาญ

### งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

พรสวรรค์ ศรีสวัสดิ์ (2540) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบ SBR ในการกำจัดสารอินทรีย์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสจากน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ โดยกำหนดช่วงเวลา แอнокซิก เป็น 2 4 6 ชั่วโมง ระยะเวลาเก็บตะกอน 10 15 และ 20 วัน และควบคุมค่าออกซิเจนละลายที่ 2 และ 1 mg/l ตามลำดับ ผลการทดลองของระยะที่ 1 ซึ่งควบคุมออกซิเจนละลายเท่ากับ 2 mg/l ระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้มากกว่าร้อยละ 97 ที่ช่วงเวลา แอнокซิก 4 ชั่วโมง เพราะระยะเวลาเก็บตะกอน 20 วันส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนมีมากกว่าร้อยละ 90 เมื่อช่วงเวลาแอнокซิกลดลง และระยะเวลาเก็บตะกอนนานขึ้น ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสมีมากกว่าร้อยละ 90 เมื่อช่วงเวลา แอнокซิก เพิ่มขึ้นและระยะเวลาเก็บตะกอนนานขึ้น ส่วนผลการทดลองในระยะที่ 2 ที่มีการควบคุมค่าออกซิเจนละลายเท่ากับ 1 mg/l พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์มีค่ามากกว่าร้อยละ 93 ในช่วงเวลา แอнокซิก เท่ากับ 2 ชั่วโมง และระยะเวลาเก็บตะกอน 20 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนลดลงเมื่อออกซิเจนละลายในถังปฏิบัติการลดลง และประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสมากกว่าร้อยละ 95 เมื่อช่วงเวลาแอнокซิก 2 ชั่วโมง โดยกำหนด 1 วัฏจักร เท่ากับ 24 ชั่วโมง แยกเป็น ช่วงเติมน้ำเสีย 5 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา 16 ชั่วโมง แบ่งเป็น ช่วง anoxic - oxic - anoxic - oxic ช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง ช่วงเททิ้ง 1 ชั่วโมง และพัก 1 ชั่วโมง

วาสนา พิธรรมนงค์สิน (2539) ศึกษาเปรียบเทียบการใช้ฟอสฟอรัสในสภาพแอโรบิก และแอнокซิก โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ โดยดำเนินการในอายุตะกอนต่าง ๆ กัน คือ 5 10 และ 15 วัน ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD ที่ได้ไม่แตกต่างกันในช่วงอายุตะกอนที่ทดสอบ ทั้งกระบวนการแอนแอโรบิก - แอโรบิก เอสบีอาร์ และกระบวนการแอนแอโรบิก - แอнокซิก เอสบีอาร์ แต่ช่วงเวลาที่ทำการทดสอบมีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส คือ ในกระบวนการแอนแอโรบิก-แอโรบิก เอสบีอาร์ที่อายุตะกอน 5 10 และ 15 วัน พบประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเป็นร้อยละ 47.5 84 และ 75 ตามลำดับ ส่วนในกระบวนการแอนแอโรบิก แอнокซิก เอสบีอาร์ ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเท่ากับร้อยละ 28.5 76.6 และ 67.5 ตามลำดับ โดยกำหนดขั้นตอนการทำงานของระบบดังนี้ กำหนดให้วัฏจักร

การทำงานเท่ากับ 8 ชั่วโมง แยกเป็นช่วงเติมน้ำเสีย 4 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา 3.5 ชั่วโมง ช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง และช่วงพัก 0.1 ชั่วโมง

สุชาติ เหลืองประเสริฐ (2538) ใช้ระบบ SBR ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานนม โดยกำหนด 1 วัฏจักร เท่ากับ 24 ชั่วโมง โดยแยกเป็น ช่วงเติมน้ำเสีย 12 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา 10 ชั่วโมง ช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง และช่วงเททิ้ง 1 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่าที่ระยะกักเก็บตะกอน 5 วัน ระบบจะมีประสิทธิภาพสูง สุดโดยลด COD ได้ร้อยละ 99.3 BOD<sub>5</sub> ร้อยละ 99.89 SS ร้อยละ 97.78 TKN ร้อยละ 99.89 และ TP ร้อยละ 81.63

ปารินดา สุขสบาย (2539) ศึกษาการบำบัดน้ำทิ้งจากโรงงานปลาทุ่นกระป๋อง โดยระบบ SBR ได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบสัดส่วนเวลาช่วง แอโรบิก ต่อระยะเวลา แอน็อกซิก โดยกำหนดระยะเวลาใน 1 วัฏจักร เท่ากับ 12 ชั่วโมง และอายุตะกอน 15 วัน โดยมีตัวแปรในการศึกษา คือ ระยะเวลาแอโรบิก ต่อแอน็อกซิก เท่ากับ 6 : 1, 4 : 3, 3 : 4 และ 1 : 6 ผลการทดลอง พบว่า ทุกสัดส่วนประสิทธิภาพในการบำบัด BOD<sub>5</sub> มีค่าใกล้เคียงกัน คือเฉลี่ย ร้อยละ 88.2 - 99.2 ส่วนในการบำบัดไนโตรเจนพบว่าที่สัดส่วนของระยะเวลาแอโรบิก ต่อ ระยะเวลาแอน็อกซิก เท่ากับ 4 : 3 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงสุดเฉลี่ยร้อยละ 85.7

Okada and Sudo (1985 : 315-316) ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสพร้อมไนโตรเจน จากน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์โดยใช้ระบบ SBR กำหนดให้ 1 วัฏจักร เท่ากับ 9.5 ชั่วโมง แยกเป็นช่วงเติมน้ำเสียและกวน 2 ชั่วโมง เติมหากาศและกวนผสม 3 ชั่วโมง กวนผสม 3 ชั่วโมง เติมหากาศและกวนผสม 20 นาที ตกตะกอน 1 ชั่วโมง และเททิ้ง 10 นาที พบว่า ระบบภายใต้สภาวะดังกล่าวระบบสามารถลดฟอสฟอรัสและไนโตรเจน จาก 12 mg/l และ 60 mg/l เหลือ 1.2 mg/l และ 8.6 mg/l ตามลำดับ

Ketchum, et al., (1989 : 13-18) ศึกษาการใช้ระบบ SBR โดยมีวัตถุประสงค์ในการลดสารอินทรีย์ ของแข็งแขวนลอย และฟอสฟอรัส โดยทำการทดลองใช้เวลา 1 วัฏจักร เท่ากับ 9 ชั่วโมง โดยมีลำดับขั้นในการทำงานดังนี้

1) Fill		
- Fill without mix	2.5	ชั่วโมง
- Fill with mix (anoxic)	1	ชั่วโมง
- Fill with mix (anaerobic)	1	ชั่วโมง
2) React - with mix and aeration (aerobic)	2	ชั่วโมง
3) Settle	0.75	ชั่วโมง
4) Draw	0.75	ชั่วโมง
5) Idle	0.8	ชั่วโมง

ผลการทดลองพบว่า ภายใต้สภาวะดังกล่าวสามารถลด BOD<sub>5</sub>, SS, NH<sub>3</sub> และ PO<sub>4</sub> จาก 162, 68, 25 และ 43 mg/l เหลือ 6, 5, 15 และ 0.4 mg/l ตามลำดับ

Comeau, *et al.*, (1996 :169-177) ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสจากโรงงานทำเนยแข็ง (cheese) เพื่อหาจุดเหมาะสมในการนำระบบ SBR มาใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัส โดยทำการศึกษาเปรียบเทียบระหว่างน้ำเสียที่ออกมาจากถังปรับสภาพ (equalization tank) และ ระบบ upflow anaerobic sludge blanket ผลการทดลองพบว่าน้ำเสียที่ออกมาจาก equalization tank จะเหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสโดยระบบ SBR เพราะมี VFAs มาก (1,230 mg as Hac/L) และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสจาก 91 mg P/l เหลือน้อยกว่า 5 mg P/l ที่อายุตะกอน 20 วัน โดยมีขั้นตอนในการทำงานของระบบดังนี้

1) Fill & non aerated	0.25	ชั่วโมง
2) Rect : non aerated I	2.75	ชั่วโมง
aerated I	3	ชั่วโมง
non aerated II	2	ชั่วโมง
aerated II	2.5	ชั่วโมง
3) Settle / Draw / Idle	1.5	ชั่วโมง

Raveendran (1989) ใช้ระบบ SBR ในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส พบว่า ค่า SRT เป็นตัวแปรสำคัญในการกำจัดฟอสฟอรัสและไนโตรเจน โดยพบว่า ปริมาณฟอสฟอรัสในตะกอนจุลินทรีย์ (phosphorus content in sludge) เพิ่มขึ้นเมื่อ SRT เพิ่มขึ้น พบว่า SRT ที่เหมาะสม เท่ากับ 12.5 วัน pH 7-8 โดยเดินระบบดังนี้ anoxic fill 1 ชั่วโมง react 5.5 ชั่วโมง Settle 1 ชั่วโมง และ Draw 0.5 ชั่วโมง พบว่า ภายใต้สภาวะดังกล่าวสามารถกำจัดฟอสเฟตได้ ร้อยละ 98 กำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดได้ร้อยละ 89 และกำจัด ไนโตรเจนทั้งหมดได้ร้อยละ 83

Irvine and Manning (1985 : 87-94) ใช้ระบบ SBR ในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยกำหนด 1 วัฏจักร เท่ากับ 8 ชั่วโมง แยกเป็น ระยะเวลาเติมน้ำเสีย 2 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา 4 ชั่วโมง ช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง และเททิ้ง 1 ชั่วโมง พบว่า สามารถลดฟอสฟอรัสจาก 13 mg/l เหลือน้อยกว่า 0.5 mg/l

Kuba, *et al.*, (1993 : 241-252) ศึกษากระบวนการ Anaerobic / Oxic SBR ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าสารอินทรีย์ทั้งหมดจะถูกใช้มากในช่วงแอนแอโรบิก และฟอสฟอรัสจะถูกปล่อยออกมาในช่วงนี้ ส่วนในช่วงแอโรบิกฟอสฟอรัสจะถูกกำจัดอย่างสมบูรณ์ และแอมโมเนียจะถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรต ไนไตรต์ และเมื่อทำการเดินระบบ พบว่า สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้เกือบร้อยละ 100 โดยมีการเดินระบบดังนี้ เวลาในวัฏจักร 8 ชั่วโมง ในแต่ละวัฏจักร ประกอบด้วย ช่วง anaerobic / anoxic และ settling

Liu, *et al.*, (1997 : 25-32) ศึกษาถึงผลกระทบหรือปัจจัยทางด้าน pH ที่มีผลต่อ kinetics และ thermodynamics ของการใช้สารอาหารในสภาวะแอนแอโรบิกของ PAC (Poly P. accumulating

bacteria) โดยทำการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้ระบบ anaerobic - aerobic batch reactor พบว่าช่วง pH ที่เหมาะสมอยู่ในช่วง  $6.8 \pm 0.7$  เหมาะสำหรับ anaerobic acetate metabolism

Rodrigo, *et al.*, (1996 : 41-48) ทำการทดลองในการกำจัดฟอสฟอรัสโดยทำการศึกษาเปรียบเทียบใน 2 ตัวแปร คือ การใช้ VFA ในช่วง แอนแอโรบิกเปรียบเทียบกับอายุตะกอน (SRT) พบว่าการปล่อยฟอสฟอรัสเปรียบเทียบกับอายุตะกอนมีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงในช่วง แอโรบิก และเป็น logarithmic curve ในช่วง non - aerobic stage ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการกำจัดฟอสฟอรัสจะเกิดขึ้นเมื่อ VFA มีจำกัดและความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสเปลี่ยนแปลงตามอายุสลัดจ์

Norcross (1992 : 2523-2526) พบว่า การใช้ระบบ SBR ในการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพนั้น จะต้องจัดให้มีสภาวะ anoxic mixed fill อยู่ในตอนเริ่มต้นของการทำงาน เพื่อให้เกิดสภาวะ แอนแอโรบิกที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพได้

Ming (1993) รายงานว่าระยะเวลาที่กักพักที่เป็นสภาวะแอนแอโรบิก (anaerobic retention time) ที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสที่ดีควรอยู่ในช่วง 3-5 ชั่วโมง

Li (1988) รายงานว่า ช่วงแรกที่เป็นช่วง แอนแอโรบิก จะมีความสำคัญ เพราะเป็นช่วงที่มีการปล่อยฟอสฟอรัสออกมา และควรมีค่าน้อย 3 ชั่วโมง และช่วงเวลา SRT ที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 15-25 วัน

Pornaveewat (1986) ศึกษาการบำบัดน้ำทิ้งจากอาคารโดยใช้ระบบ SBR โดยใช้น้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ กำหนด 1 วัฏจักร เท่ากับ 12 ชั่วโมง แยกเป็น ช่วงเติมน้ำเสีย 6 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา 4 ชั่วโมง ช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง ช่วงปล่อยน้ำทิ้ง 30 นาที และพัก 30 นาที โดยจะทำการเติมอากาศในช่วงของการทำปฏิกิริยาเท่านั้น ผลการทดลองพบว่า ระบบสามารถกำจัด  $BOD_5$  ได้ร้อยละ 76-90 สามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้เกือบร้อยละ 100 และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 10-45

### 1.3 วัตถุประสงค์

1.3.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและเปรียบเทียบการทำงานของระบบ SBR ในการกำจัดฟอสฟอรัส พร้อมกับสารอินทรีย์ จากน้ำเสียของโรงงานอาหารทะเลกระป๋อง

1.3.2. หาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ (Kinetic Coefficients) เพื่ออธิบายถึงการกำจัดฟอสฟอรัส โดยระบบ SBR จากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกระป๋อง

#### 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1. ทราบประสิทธิภาพของระบบ SBR ในการกำจัดฟอสฟอรัสพร้อมกับ สารอินทรีย์ จากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกระป๋อง ภายใต้สภาวะการทำงานที่แตกต่างกัน 2 รูปแบบ ที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วัน

1.4.2. ได้ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ (Kinetic Coefficients ) ของกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสโดยกระบวนการทางชีวภาพโดยระบบ SBR

1.4.3. ผลที่ได้จากการวิจัยครั้งนี้จะทำให้ได้มาซึ่งข้อมูลพื้นฐานเบื้องต้นในการควบคุมระบบ SBR เพื่อที่จะกำจัดสารอินทรีย์ และฟอสฟอรัสจากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเล

#### 1.5 ขอบเขตและวิธีการวิจัย

การวิจัยนี้ทำในระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) โดยใช้แบบจำลองระบบ SBR และน้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยเป็นน้ำเสียจากโรงงานผลิตอาหารทะเลกระป๋อง ซึ่งทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานโชติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกั๊ด อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยทำการสร้างแบบจำลองระบบ SBR 3 ชุด การทดลอง และทำการศึกษาหาประสิทธิภาพของการกำจัดฟอสฟอรัสพร้อมกับพร้อมทั้งสารอินทรีย์ ที่สภาวะการทำงานที่แตกต่างกัน 2 รูปแบบ โดยกำหนดให้ 1 วัฏจักร เท่ากับ 12 ชั่วโมง แยกเป็น ช่วง fill 0.5 ชั่วโมง react 10 ชั่วโมง settle 1 ชั่วโมง draw/idle 0.5 ชั่วโมง การทำงานในช่วง react ของสภาวะที่ 1 และ สภาวะที่ 2 จะแตกต่างกัน (ดังรายละเอียดในข้อ 4.1 ของบทที่ 2 เรื่องสภาวะการทำงานของระบบ) ซึ่งทั้ง 2 สภาวะได้ทำการทดลองที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วัน โดยทำการทดลองในสภาวะการทดลองที่ 1 ก่อนจนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้วจึงทำการทดลองในสภาวะที่ 2 ต่อไป และในระหว่างเดินระบบได้ทำการศึกษาตัวแปรคุณภาพน้ำต่าง ๆ คือ SCOD, SPO<sub>4</sub>-P, TP, SS ทุก 3 วัน ส่วน MLSS ทำการตรวจวัดทุกวัน จนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้วจึงวิเคราะห์หา MLVSS ด้วย หลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้วได้ทำการเก็บน้ำจากระบบเพื่อศึกษาตัวแปรลักษณะน้ำเสียต่างๆ ในวัฏจักรแล้วทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสและสารอินทรีย์ของทั้ง 2 สภาวะ นอกจากนี้ยังได้ทำการศึกษการทดลองเดินระบบแบบ Batch test เพิ่มเติมเพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงของ SCOD และ SPO<sub>4</sub>-P ตามช่วงเวลาที่กำหนดของการทดลองแบบ Batch test

## บทที่ 2

### วิธีการวิจัย

#### 2.1 วัสดุ

วัสดุในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วย

2.1.1. น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง เป็นน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลกระป๋องซึ่งได้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานโศติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกัด ตั้งอยู่ที่ 84/27 หมู่ 7 ถนนสายเอเชีย ตำบลคอหงส์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

2.1.2. สารเคมีที่ใช้ในการทดลอง (ระบุในภาคผนวก ข)

#### 2.2 อุปกรณ์

อุปกรณ์ในการทดลองครั้งนี้ประกอบด้วย

2.2.1. อุปกรณ์สำหรับใช้เป็นแบบจำลองในห้องปฏิบัติการ

แบบจำลองระบบ SBR ที่ใช้ในการทดลอง ทำจากพลาสติกอะคริลิก (acrylic plastic) ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางภายใน 14 เซนติเมตร หนา 0.5 เซนติเมตร สูง 35 เซนติเมตรมีปริมาตร 5 ลิตร กำหนดปริมาตรสูงสุดของน้ำเสียในถังขณะทำการทดลอง (maximum volume) เท่ากับ 4 ลิตรและปริมาตรต่ำสุด (minimum volume) เท่ากับ 2 ลิตร

2.2.1.1 อุปกรณ์ในการเก็บตัวอย่าง

- ขวดพลาสติกขนาด 1 ลิตร
- ถังพลาสติกขนาด 20 ลิตร
- กล่องโฟมสำหรับแช่ตัวอย่าง

2.2.1.2 อุปกรณ์สำหรับการวิเคราะห์น้ำเสียในห้องปฏิบัติการ

- เครื่องมือวัดอุณหภูมิ (Thermometer)
- ชุดเครื่องมือวิเคราะห์ บี ไอ ดี
- ชุดเครื่องมือวิเคราะห์ ซี ไอ ดี
- ชุดเครื่องมือวิเคราะห์ ไนโตรเจน
- ชุดเครื่องมือวิเคราะห์ ฟอสฟอรัส
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- เครื่องมือวัดความเป็นกรด ด่าง (pH meter : Hanna, Singapore)
- ตู้อบ (Oven)
- เตาไฟฟ้า (Hot Plate)

- เครื่องชั่งแบบละเอียด 2 ตำแหน่ง และ 4 ตำแหน่ง
- ชุดวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอย
- เดสสิเคเตอร์ (Dessicator)
- เครื่องกวนแท่งแม่เหล็ก (Magnetic Stirrer)
- เครื่องมือที่จำเป็นอื่นๆ

### 2.3 วิธีการดำเนินการวิจัย

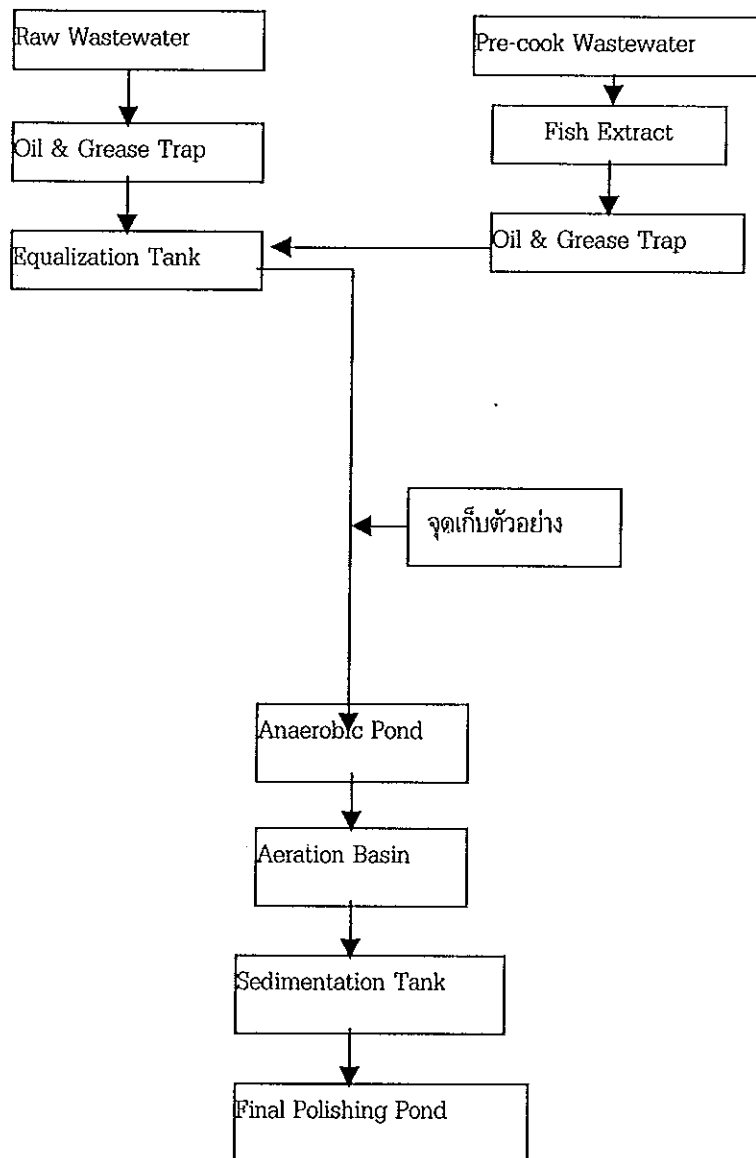
2.3.1. การศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงานโซติวัตน์อุตสาหกรรมการผลิต จำกัด ซึ่งมีรายละเอียดของการศึกษาดังนี้

2.3.1.1 การเก็บตัวอย่างน้ำเสียทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจาก โรงงานโซติวัตน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกัด โดยได้เก็บตัวอย่างน้ำเสียที่ออกจากถังปรับสภาพน้ำเสีย (equalization tank) ซึ่งมีการแยกไขมันและน้ำมัน (grease & oil) ออกแล้ว โดยทำการเก็บจากจุดที่ปล่อยลงสู่บ่อ anaerobic pond ดังภาพประกอบ 8 ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเพื่อนำมาวิเคราะห์ลักษณะของน้ำเสียตัวแปรลักษณะน้ำเสียพื้นฐานที่ทำการศึกษาคือ BOD<sub>5</sub>, COD, SS, TKN, SPO<sub>4</sub>-P, TP และอุณหภูมิ

2.3.1.2 วิธีการเก็บตัวอย่างเก็บแบบ grab sampling น้ำเสียที่ทำการเก็บตัวอย่างมีการวิเคราะห์ทันทีในบางตัวแปรคุณภาพน้ำ ส่วนน้ำเสียที่ทำการวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการได้มีการเก็บรักษาและช่วงเวลาระหว่างเก็บตามวิธีของ Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA and WEF, 1995)

2.3.1.3 ทำการวิเคราะห์ลักษณะของน้ำเสียโดยการตรวจสอบคุณสมบัติและใช้วิธีดังตาราง 3





ภาพประกอบ 8 จุดเก็บตัวอย่างภายในโรงงานโซติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิตจํากัด

ตาราง 3 แสดงวิธีวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย

Parameters	Method
Temperature	Thermometer
PH	pH meter
DO	DO meter
BOD <sub>5</sub>	5 Day BOD test
COD	Dichromate open reflux method
TKN	Kjeldahl method
Total Phosphorus	Persulfate digestion, Vanadomolybdophosphoric acid
Mixed Liqour Total Phosphorus	Persulfate digestion, Vanadomolybdophosphoric acid
SPO <sub>4</sub> - P	Filter / Vanadomolybdophosphoric acid
MLSS	Gravimetric
MLVSS	Gravimetric
SS	Gravimetric
SCOD	Filter / dichromate open reflux method

### 2.3.2. การสร้างแบบจำลองระบบ SBR ซึ่งมีอุปกรณ์และเครื่องมือประกอบดังภาพประกอบ 9

2.3.2.1 ถังปฏิกริยา (reactor) ถังปฏิกริยา ประกอบด้วย 3 ถัง เป็นทรงกระบอกทำด้วยพลาสติกอะคริลิก (acrylic plastic) เส้นผ่าศูนย์กลางภายใน 14 เซนติเมตร หนา 0.5 เซนติเมตร สูง 35 เซนติเมตรมีปริมาตร 5 ลิตร โดยปริมาตรสูงสุดของน้ำเสียในถังขณะทำการทดลองเท่ากับ (maximum volume) เท่ากับ 4 ลิตร และมีปริมาตรต่ำสุด (minimum volume) เท่ากับ 2 ลิตร

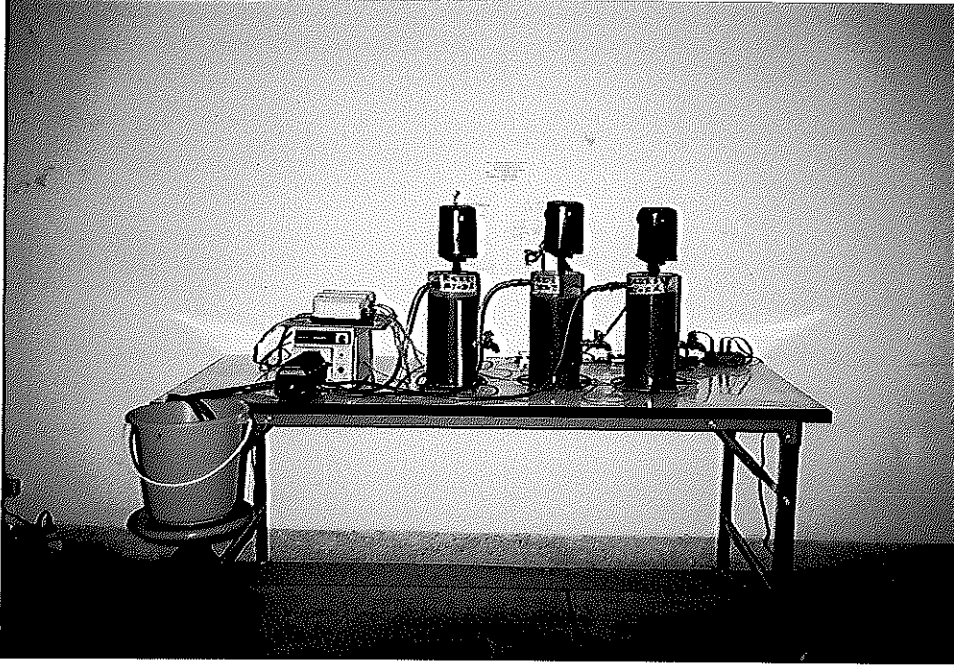
2.3.2.2 ปั๊มเติมอากาศ (air pump) ปั๊มเติมอากาศที่ใช้ในการทดลองจำนวน 3 ตัว โดยติดตั้งกับถังปฏิกริยาถังละ 1 ตัว และถูกควบคุมโดยเครื่องควบคุมเวลา (timer)

2.3.2.3 มอเตอร์และใบกวน (motor and mixer) ได้ติดตั้งมอเตอร์กับใบกวนเพื่อกวนน้ำเสียในถังปฏิกริยาให้ผสมกันอย่างทั่วถึง และถูกควบคุมโดยเครื่องควบคุมเวลา (timer)

2.3.2.4 peristaltic pump ใช้ปั๊มน้ำเสียเข้าระบบ การเปิด-ปิด ถูกควบคุมโดยเครื่องควบคุมเวลา (timer)

2.3.2.5 valve 3 ตัว ถูกติดตั้งตรงช่องปล่อยน้ำออกของถังปฏิกริยาแต่ละถัง

2.3.2.6 ถังใส่น้ำเสีย (storage tank) สำหรับป้อนน้ำเสียเข้า 1 ใบ



ภาพประกอบ 9 แบบจำลองของระบบ SBR ที่ใช้ในการทดลอง

### 2.3.3 การเริ่มต้นระบบ (start up)

ในการทดลองนี้ได้ทำการเริ่มต้นระบบโดยการเติมหัวเชื้อจุลินทรีย์ (seed) ที่นำมาจากท่อดูดตะกอนกลับของโรงงานไซติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกัด ซึ่งมีค่า MLSS เท่ากับ 11,850 มิลลิกรัมต่อลิตร ใส่ลงในถังปฏิกิริยาจำนวน 1 ลิตร แล้วทำการป้อนน้ำเสียเข้าระบบจนถึงระดับ maximum volume (4 ลิตร) ทำให้ MLSS ในถังปฏิกิริยาเท่ากับ 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ถือเป็นการเริ่มต้นระบบได้เลยโดยไม่ต้องเตรียมจุลินทรีย์จากภายนอกก่อน เนื่องจากหัวเชื้อและน้ำเสียนำมาจากแหล่งเดียวกัน และจุลินทรีย์จะปรับตัวให้เข้ากับสภาพแวดล้อมใหม่ในระหว่างเดินระบบได้เอง จากนั้นทำการเดินระบบตามลำดับขั้นตอนการทำงานของระบบ จนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (steady state) ซึ่งจะดูจากความสามารถของระบบในการกำจัด SCOD,  $\text{SPO}_4\text{-P}$ , SS และ TP

### 2.3.4. สภาวะการทำงานของระบบและการทดลองเดินระบบ

#### 2.3.4.1 สภาวะการทำงานของระบบ

การทดลองครั้งนี้เพื่อศึกษาหาประสิทธิภาพของการกำจัดฟอสฟอรัสพร้อมกับสารอินทรีย์ของระบบ SBR ที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วัน โดยกำหนดสภาวะการทำงาน 2 รูปแบบดังรายละเอียดดังนี้

สภาวะการทดลองที่ 1 มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัด ฟอสฟอรัสพร้อมกับสารอินทรีย์ ซึ่งมีขั้นตอนการทำงานดังนี้

fill with mix	0.5 0	ชั่วโมง
react	10	ชั่วโมง
-anaerobic I	2.50	ชั่วโมง

-aerobic I	3.0	ชั่วโมง
-anaerobic II	2.0	ชั่วโมง
-aerobic II	2.50	ชั่วโมง
settle	1	ชั่วโมง
draw /idle	0.50	ชั่วโมง

วิธีการทดลองใน สภาวะที่ 1 ดัดแปลงมาจาก Comeau, *et al.*, (1996) สำหรับเหตุผลที่เลือกวิธีการทดลองนี้เนื่องจาก จากผลการทดลองพบว่าที่สภาวะดังกล่าวระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสและสารอินทรีย์ค่อนข้างดีและคาดว่าที่สภาวะนี้น่าจะใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัสและสารอินทรีย์จากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกระป๋องได้

สภาวะการทดลองที่ 2 มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัด ฟอสฟอรัสพร้อมกับสารอินทรีย์ ซึ่งการทดลองในสภาวะที่ 2 มีขั้นตอนการทำงานดังนี้

fill with mix	0.5	ชั่วโมง
react	10	ชั่วโมง
-anaerobic	5.5	ชั่วโมง
-aerobic	4.5	ชั่วโมง
settle	1.0	ชั่วโมง
draw/idle	0.5	ชั่วโมง

วิธีการทดลองในสภาวะการทดลองที่ 2 ดัดแปลงมาจาก การทดลองที่ 1 แต่มีการเพิ่มช่วงระยะเวลาในช่วง แอนแอโรบิก ให้ยาวนานขึ้นกว่าเดิม เพราะจากผลการศึกษาของ Ming (1993) พบว่าระยะเวลาแอนแอโรบิก ที่ยาวนานขึ้นจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสดีขึ้น สอดคล้องกับงานวิจัย ของ Li (1988) ที่สรุปว่าระยะเวลา แอนแอโรบิก แรกมีความสำคัญในการกำจัดฟอสฟอรัส และระยะเวลาแอนแอโรบิกที่ยาวนานขึ้นจะทำให้การกำจัดฟอสฟอรัสดีขึ้น และ Gerber,(1985) พบว่าที่ระยะเวลา แอนแอโรบิกเพิ่มจาก 6 ชั่วโมงเป็น 12 ชั่วโมง จะทำให้อัตราการใช้ฟอสฟอรัสเพิ่มจากร้อยละ 60 เป็นร้อยละ 90

#### 2.3.4.2 การทดลองเดินระบบของระบบบำบัดน้ำเสียจำลองในห้องปฏิบัติการ

จากสภาวะการทำงานดังกล่าวข้างต้นจะทำการทดลองเดินระบบโดยจะเริ่มเดินระบบที่ สภาวะการทดลอง ที่ 1 ก่อน ซึ่งได้ทำการทดลองพร้อมกันทั้ง 3 ถังปฏิกริยา (reactor) กล่าวคือ ถังปฏิกริยา (reactor) 1 ทำการทดลองที่ระยะเวลาอายุตะกอน ( Solid Retention Time : SRT) เท่ากับ 10 วัน ถังปฏิกริยา (reactor) 2 ทำการทดลองที่ SRT เท่ากับ 15 วัน และถังปฏิกริยา (reactor) 3 ทำการทดลองที่ SRT เท่ากับ 20 วัน และเมื่อทำการทดลองที่สภาวะการทดลองที่ 1 จนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (steady state) ซึ่งดูจากค่าตัวแปรต่างๆ ที่ค่อนข้างคงที่แล้ว จึงทำการทดลองที่สภาวะการทดลองที่ 2 ต่อไป

2.3.4.3 การควบคุมอายุตะกอนนั้นได้ทำการระบายตะกอนจุลินทรีย์ ในช่วง 10 นาที สุดท้ายของช่วงทำปฏิกิริยา (react ) ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ระบายออกคำนวณจากสูตร

$$SRT = \frac{\text{ปริมาตรของถังปฏิกิริยาที่ใช้งานจริง (มิลลิลิตร)}}{\text{ปริมาตรตะกอนจุลินทรีย์ที่ต้องระบายออกในแต่ละวัน (มิลลิลิตรต่อวัน)}}$$

ดังนั้นมีปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ต้องระบายออกในแต่ละวันเท่ากับ 200, 266 และ 400 มิลลิลิตรต่อวัน สำหรับ SRT 20 15 และ 10 วันตามลำดับ

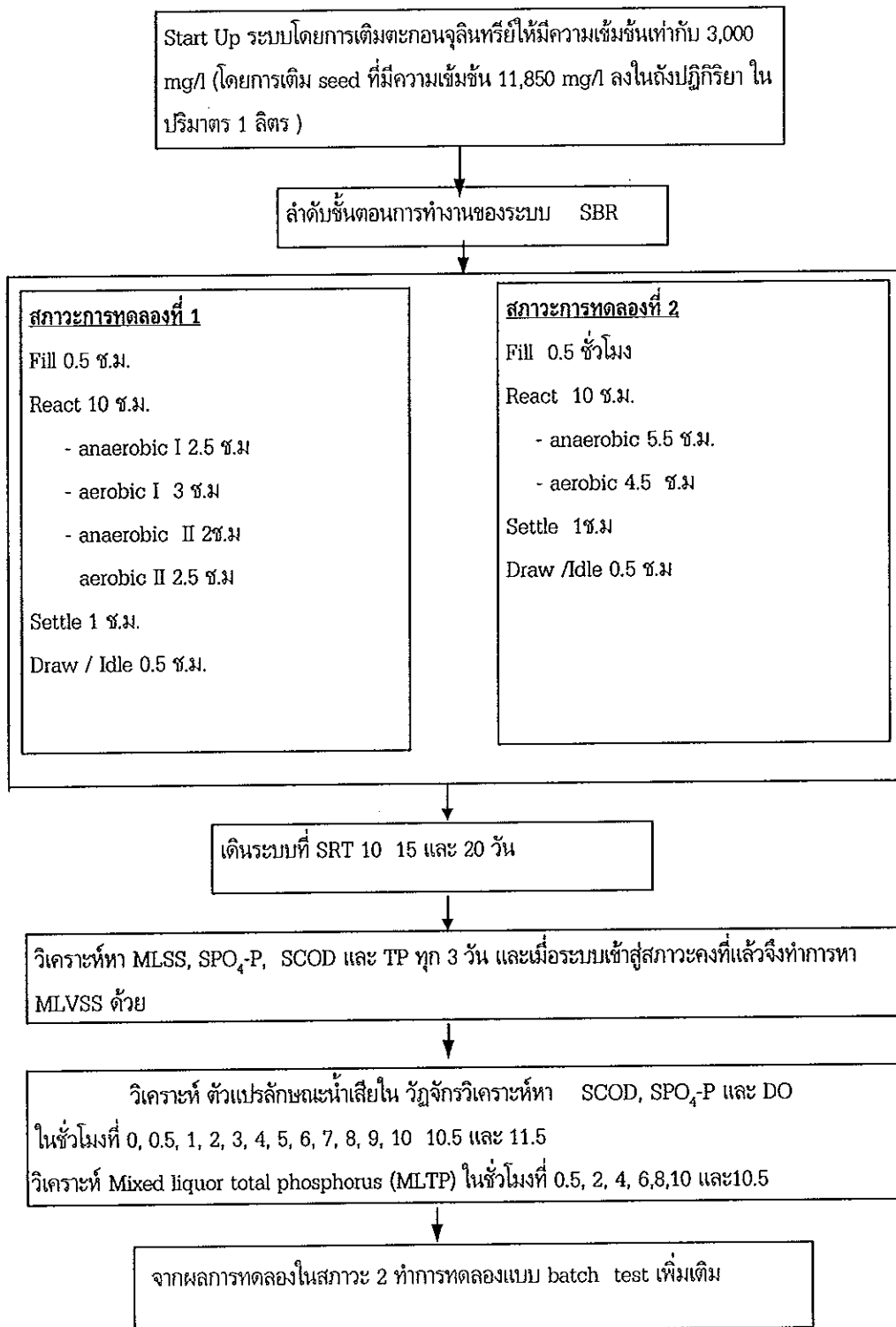
#### 2.3.4.4 การตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำระหว่างเดินระบบ

ในระหว่างเดินระบบ ได้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเข้า ออก จากระบบ ทุก 3 วันโดยตัวแปรลักษณะน้ำเสียที่ได้ทำการศึกษาคือ SCOD, TP, SPO<sub>4</sub>-P ส่วน MLSS ได้ทำการศึกษาทุกวันจนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ จึงทำการวิเคราะห์หา MLVSS ด้วย

2.3.4.5 การศึกษาตัวแปรลักษณะน้ำเสียในวัฏจักรเมื่อระบบอยู่ในสภาวะคงที่ ได้ทำการศึกษาคือ SCOD, SPO<sub>4</sub>-P, TP, DO โดยศึกษาตามช่วงเวลาดังนี้คือ เก็บตัวอย่าง ณ ชั่วโมงที่ 0, 0.5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 10.5 และ 11.5 ส่วน Mixed Liquor Total Phosphorus (MLTP) ได้ทำการศึกษาตามช่วงเวลาดังนี้คือในชั่วโมงที่ 0.5, 2, 4, 6, 8 และ 10.5 รายละเอียดการทำงานของระบบเป็นดังภาพประกอบ 10

#### 2.3.4. การศึกษาทดลองในระบบ Batch test

หลังจากการทดลองในสภาวะที่ 2 เข้าสู่สภาวะคงที่แล้ว ได้มีการศึกษาแบบ batch test เพิ่มเติม เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลง ของ SCOD และ SPO<sub>4</sub>-P ในระบบ โดยนำตะกอนจุลินทรีย์จากการทดลองในสภาวะที่ 2 โดยเลือกจากถังปฏิกิริยา ( reactor ) ที่ 3 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสดีที่สุดมาทำการทดลองแบบ batch test ใน 2 รูปแบบ 2 reactor คือใน batch test reactor 1 ได้ทำการเติมอากาศตลอดเวลา ส่วนใน batch test reactor 2 ไม่มีการเติมอากาศแต่มีการกวนโดยใช้ magnetic stirrer แล้วทำการเก็บตัวอย่างจากทั้ง 2 reactor ณ ช่วงเวลาต่าง ๆ ดังนี้ คือเก็บ ณ นาทีที่ 0, 10, 20, 30, 60, 120, 240, 480, 660, 840, 1,200, 1,380 ตามลำดับ



ภาพประกอบ 10 ขั้นตอนการทดลองของระบบบำบัดจำลองในห้องปฏิบัติการ

### บทที่ 3

#### ผลการทดลอง

#### 3.1. ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

ในการทดลองนี้ใช้น้ำเสียจากโรงงานโซลิดเวสต์อุตสาหกรรมการผลิตจำกด ซึ่งเป็นโรงงานผลิตปลาหุ่นากระป๋อง น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียรวมที่ทำการเก็บจากจุดที่ปล่อยออกจากถังปรับสภาพน้ำเสีย (equalization tank) ก่อนปล่อยลงสู่บ่อ anaerobic pond ลักษณะน้ำเสียดังกล่าวแสดงในตารางที่ 4

ตาราง 4 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

ตัวแปรลักษณะน้ำเสีย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย±SD
pH**	6.3-6.9	6.6 ±0.2
BOD <sub>5</sub> (mg/l) *	3,300-10,400	5,602 ± 1,512
COD (mg/l)**	5,555-12,888	7,134 ± 1,422
TKN (mg/l)**	154-384	263 ± 54
TP (mg/l)**	34.1-84.2	51.8 ± 16.8
SPO <sub>4</sub> -P (mg/l)**	12.4- 57.6	38.5 ± 17.8
SS (mg/l)**	680-1,420	903 ± 215

หมายเหตุ \* N = 30 ตัวอย่าง

\*\*N = 50 ตัวอย่าง

#### 3.2. ผลการทดลองของระบบบำบัดน้ำเสียจำลองในห้องปฏิบัติการ

ในการทดลองนี้ได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์ พร้อมกับฟอสฟอรัสจากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกระป๋องโดยระบบ SBR โดยมีสภาวะการทำงาน 2 รูปแบบที่แตกต่างกัน แต่ได้ทำการทดลองที่ระยะเวลาอายุตะกอนต่างกันคือ 10 15 และ 20 วัน ดังนั้นจะทำการเสนอและวิเคราะห์ผลการทดลองในสภาวะการทดลองที่ 1 ก่อน หลังจากนั้นจะทำการเสนอและวิเคราะห์ผลการทดลองในสภาวะการทดลองที่ 2 ต่อไป

##### 3.2.1 ผลการทดลองของสภาวะการทดลองที่ 1

การทดลองในสภาวะการทดลองที่ 1 มีวัตถุประสงค์เพื่อที่จะศึกษาการกำจัดสารอินทรีย์ และฟอสฟอรัส ที่ระยะเวลาอายุตะกอนเท่ากับ 10 15 และ 20 วัน การศึกษาถึงอิทธิพลของอายุตะกอน (solid retention time:SRT) ที่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ SBR ที่ระยะเวลาตะกอนต่างๆ ดังกล่าวนั้น

ได้ทำการวิเคราะห์หาปริมาณ Mixed liquor suspended solids (MLSS) ปริมาณสารอินทรีย์ในรูป SCOD, SPO<sub>4</sub>-P, TP และ SS ในน้ำเข้าและน้ำออกจากระบบทุก 3 วัน จนกระทั่งตัวแปรลักษณะน้ำเสียทั้ง 3 ก่อนข้างคงที่ซึ่งแสดงว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้ว ดังผลการทดลองในตาราง 5

ตาราง 5 ค่าตัวแปรต่าง ๆ ที่ สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 1

Parameters	SRT (day)			
	10	15	20	
MLSS (mg/l)	7,604±156	7,762±333	8,600±215	
MLVSS (mg/l)	5,887±183	5,987±366	6,646±306	
Volume of sludge waste (ml/day)	400	266	200	
SCOD (mg/l)	Influent	2,280± 150	2,280± 150	2,280± 150
	effluent	202±181	173±135	198±167
	% removal	91.4±6.5	91.7±5.5	90.5±6.9
TP (mg/l)	Influent	56.2±7.3	56.23±7.3	56.23±7.3
	effluent	15.7±2.9	15.4±4.9	14.7±1.7
	% removal	71.6±6.2	72.4±8.4	73.4±3.8
Phosphorus content in sludge (%mg P/mg MLSS)	3.5	3.7	4.03	
SPO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Influent	41.9±5.3	41.9±5.3	41.9±5.3
	effluent	16.4±3.7	14.8±3.9	13.1±4.3
	สภาวะanaerobic(mg/l)	85.0	96.0	100.7
	% removal	60.7±7.3	64.1±10.4	68.2±11.3
SS (mg/l)	Influent	1,041±205	1,041±205	1,041±205
	effluent	84±35	149±48	106±27
	% removal	91.5±3.9	85.6±3.5	88.6±2.9

### 3.2.1.1 ผลของ Mixed liquor suspended solids (MLSS) ในระบบ

ในการทดลองนี้ได้เริ่มทำการทดลองที่ค่า MLSS เท่ากับ 3,000 mg/l เท่ากัน แต่เมื่อทำการเดินระบบตามระยะเวลาอายุตะกอน (solid retention time:SRT) ต่าง ๆ แล้ว พบว่าค่า MLSS เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ ของแต่ละค่า SRT จะแตกต่างกันกล่าวคือ ที่สภาวะคงที่ SRT 10 วันค่า MLSS จะค่อย ๆ เพิ่มขึ้นและมาคงที่ที่มีค่า MLSS เท่ากับ 7,604 ± 156 mg/l มีค่า MLVSS เท่ากับ 5,887 ± 183 mg/l ที่



SRT 15 วันค่า MLSS จะค่อย ๆ เพิ่มขึ้น จนกระทั่งในวันที่ 27-37 ค่า MLSS จะลดลงมากในถังปฏิกริยา นี้ เนื่องจากการตกตะกอนไม่ดี ตะกอนแขวนลอยแตกกระจายทำให้มีตะกอนหลุดไปกับน้ำทิ้งมาก แต่หลังจากนั้นค่า MLSS จะค่อย ๆ เพิ่มขึ้นและมากงที่มีค่า MLSS เท่ากับ  $7,762 \pm 333$  mg/l มีค่า MLVSS เท่ากับ  $5,987 \pm 366$  mg/l และ ที่ SRT 20 วันค่า MLSS จะค่อย ๆ เพิ่มขึ้น และมากงที่มีค่า MLSS เท่ากับ  $8,579 \pm 215$  mg/l มีค่า MLVSS เท่ากับ  $6,646 \pm 306$  mg/l ซึ่งค่า MLVSS จะมีค่าประมาณร้อยละ 77 ของค่า MLSS และจะเห็นว่าที่สภาวะคงที่ค่า MLSS จะเพิ่มขึ้นตาม SRT ดังภาพประกอบ 11

### 3.2.1.2 การกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซี โอ ดี ละลาย (SCOD)

จากตาราง 5 และภาพประกอบ 12 ซึ่งแสดงปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้า-ออก จากระบบที่สภาวะคงที่สำหรับค่า SRT ต่าง ๆ จากการศึกษาการเปลี่ยนแปลงของ SCOD ในระบบ ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน พบว่าที่สภาวะคงที่ระบบสามารถลด SCOD จาก  $2,280 \pm 150$  mg/l เหลือ  $208 \pm 181$  mg/l  $173 \pm 135$  mg/l และ  $198 \pm 167$  mg/l ซึ่งสามารถคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ของระบบได้ ร้อยละ 91.4 91.7 และ 90.5 ที่ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ จะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ

### 3.2.1.3 การกำจัดของแข็งแขวนลอย (Suspended solids)

จากตาราง 5 และภาพประกอบ 13 ซึ่งแสดงปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เข้า-ออก จากระบบที่สภาวะคงที่สำหรับค่า SRT ต่าง ๆ จากการศึกษาการเปลี่ยนแปลงของ SS ในระบบ ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน พบว่าระบบสามารถลดของแข็งแขวนลอยจาก  $1,041 \pm 205$  mg/l เหลือ  $84 \pm 35$  mg/l  $149 \pm 48$  mg/l และ  $106 \pm 27$  mg/l ซึ่งสามารถคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบได้ ร้อยละ 91.5 85.6 และ 86.5 ตามลำดับ สำหรับในถังปฏิกริยาที่ 2 ที่มีค่า SRT เท่ากับ 15 วัน ในช่วงวันที่ 26-38 พบว่าประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดของแข็งแขวนลอยลดลง เนื่องจากในช่วงนี้การตกตะกอนของตะกอนแขวนลอยไม่ดี ทำให้ตะกอนแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำทิ้งมากขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยลดลง

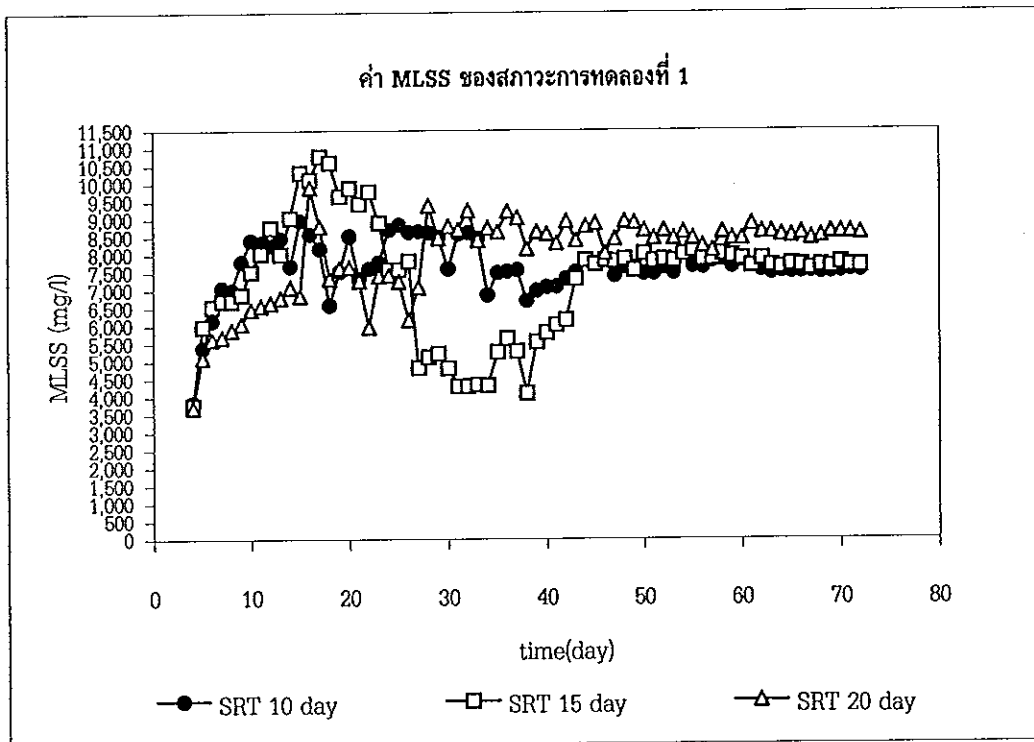
### 3.2.1.4 การกำจัด $\text{SPO}_4\text{-P}$

จากการศึกษาการเปลี่ยนแปลงของ  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ของการทดลองเดินระบบจะเห็นว่าในระยะ 22 วันแรกหลังจากเริ่มทดลองเดินระบบ (start up) ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟตต่ำมาก เนื่องจากในช่วงนี้จุลินทรีย์อยู่ในช่วงปรับตัว และเมื่อเข้าสู่สัปดาห์ที่ 4 ประมาณวันที่ 30 ของการทดลองหลังทดลองเดินระบบ (start up) พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{SPO}_4\text{-P}$  จะเพิ่มขึ้น จนกระทั่งค่อนข้างคงที่ โดยที่สภาวะคงที่ระบบสามารถลด  $\text{SPO}_4\text{-P}$  จาก  $41.9 \pm 5.3$  mg/l เหลือ  $16.4 \pm 3.7$  mg/l,  $14.8 \pm 3.9$  mg/l และ  $13.1 \pm$

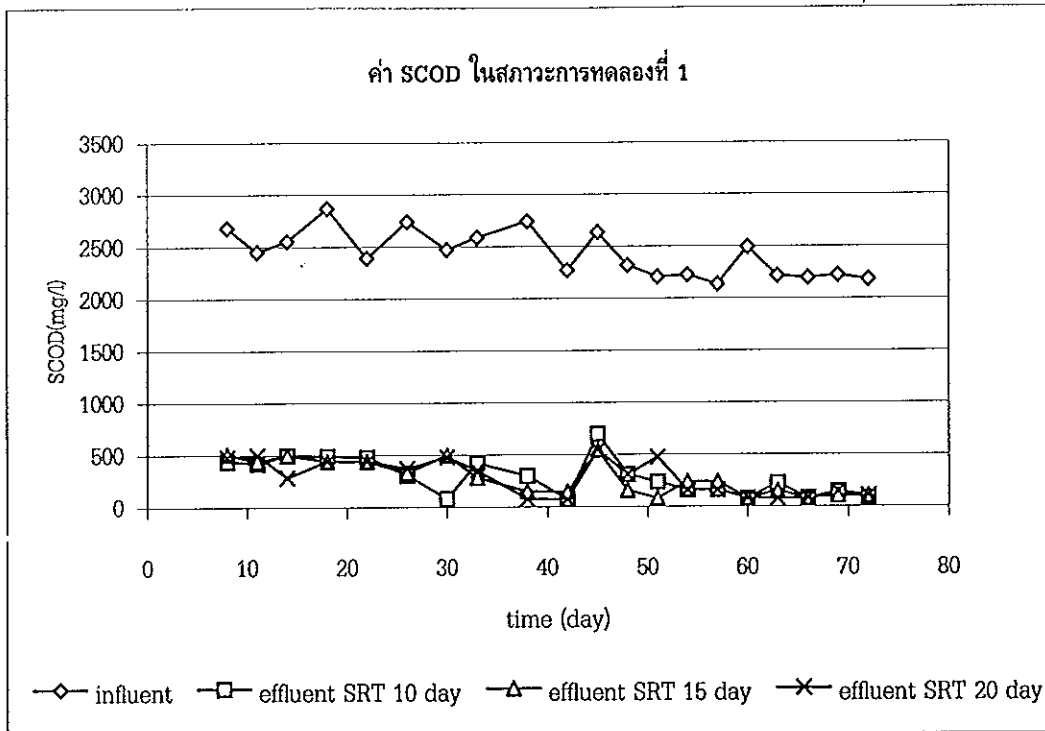
4.3 mg/l ซึ่งสามารถคำนวณประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ได้เป็นร้อยละ 60.7, 64.1 และ 68.2 สำหรับ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับซึ่งจากการทดลองจะพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{SPO}_4\text{-P}$  จะเพิ่มขึ้นตาม SRT กล่าวคือที่ SRT 20 วันระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ดีกว่าที่ SRT 15 และ 10 วันดังภาพประกอบ 14

### 3.2.1.5 การกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP)

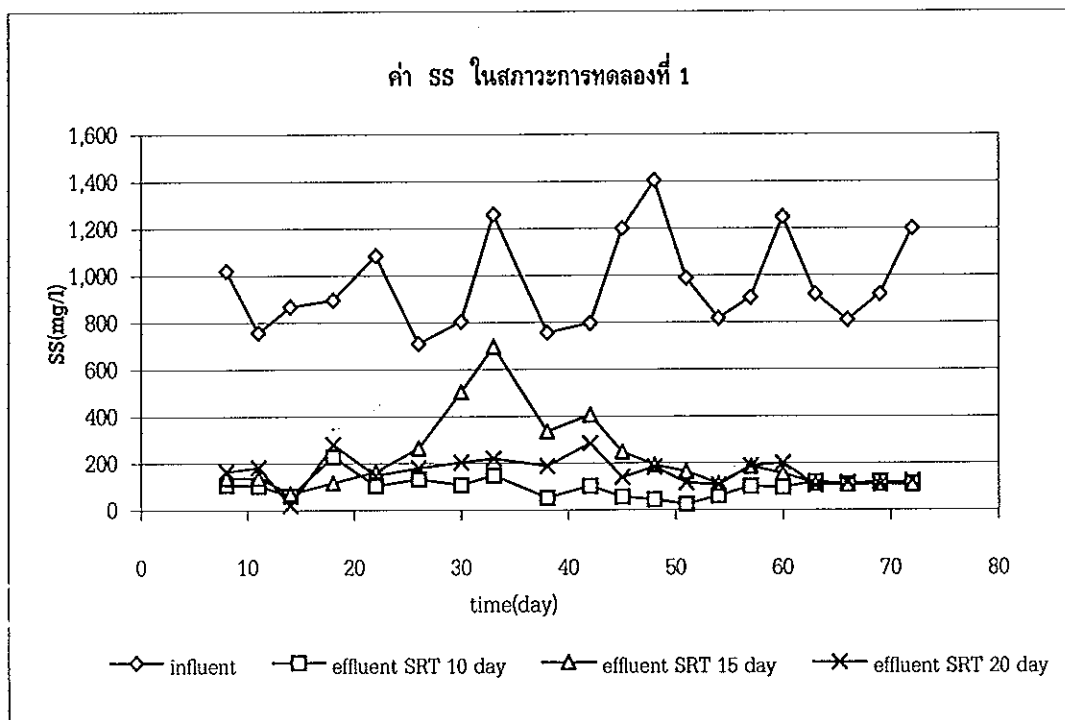
เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ดังภาพประกอบ 15 จากตารางที่ 1 พบว่าระบบสามารถกำจัด TP จาก  $56.2 \pm 7.3$  mg/l เหลือ  $15.7 \pm 2.9$  mg/l,  $15.4 \pm 4.9$  mg/l และ  $14.7 \pm 1.7$  mg/l คิดประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด TP ได้เป็นร้อยละ 71.6 72.4 และ 73.4 สำหรับ SRT ที่ 10 15 และ 20 วันตามลำดับ ซึ่งจะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TP จะมีค่าใกล้เคียงกันทั้ง 3 ค่า SRT



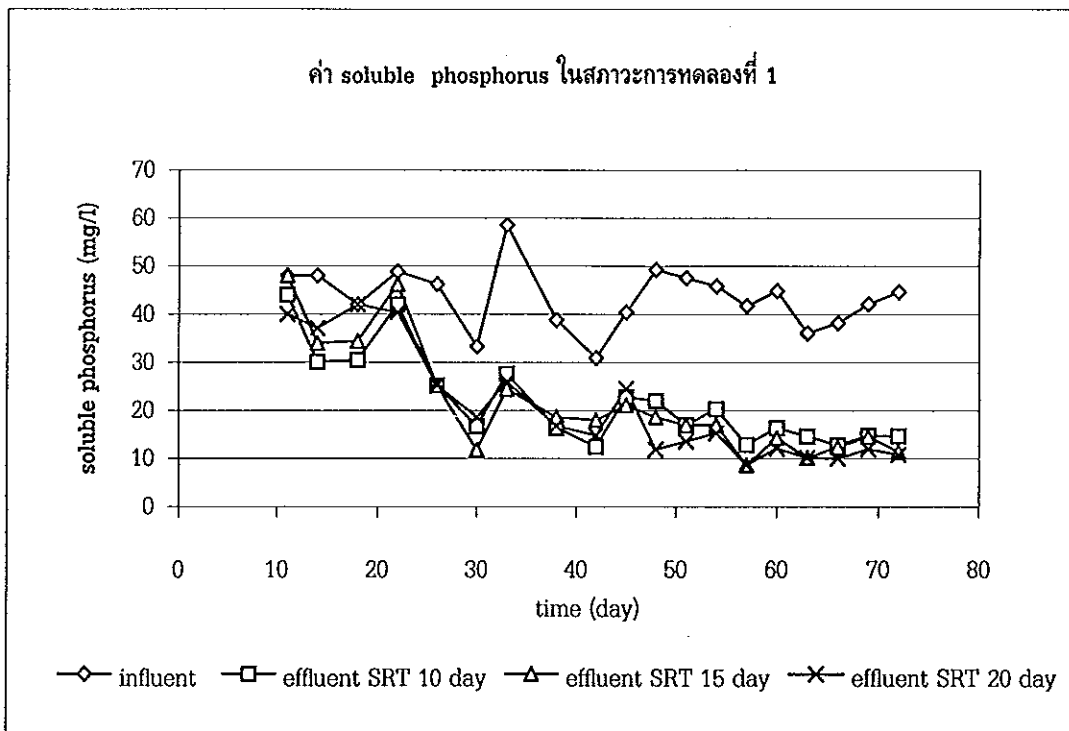
ภาพประกอบ 11 การเปลี่ยนแปลงของค่า MLSS ของสภาวะการทดลองที่ 1



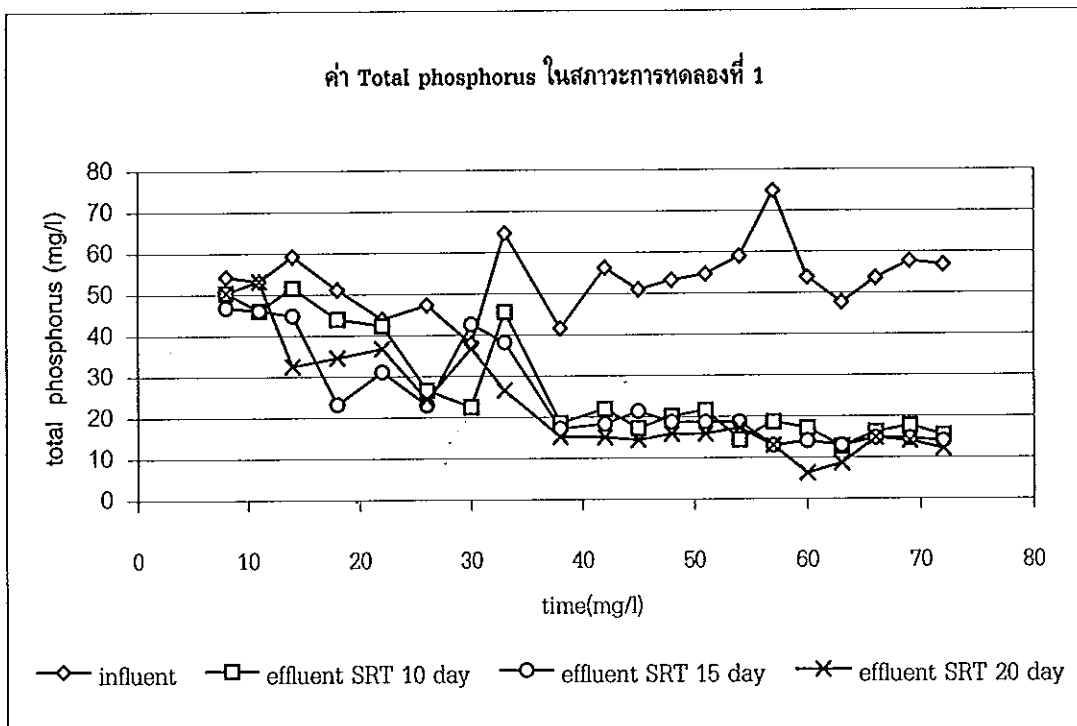
ภาพประกอบ 12 การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ของสภาวะการทดลองที่ 1



ภาพประกอบ 13 การเปลี่ยนแปลงของค่า SS ของสภาวะการทดลองที่ 1



ภาพประกอบ 14 การเปลี่ยนแปลงของค่า  $SPO_4\text{-P}$  ของสภาวะการทดลองที่ 1



ภาพประกอบ 15 การเปลี่ยนแปลงของค่า TP ของระบบของสภาวะการทดลองที่ 1

### 3.2.2 ผลการศึกษาตัวแปรลักษณะน้ำเสียในวัฏจักร

เมื่อทำการทดลองในแต่ละ SRT จนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ แล้วจึงทำการเก็บตัวอย่างน้ำที่จากระบบที่เวลา 0,0.5,1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,10.5 และ 11.5 ชั่วโมงเพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงของตัวแปรลักษณะน้ำเสียต่าง ๆ ในวัฏจักร โดยตัวแปรลักษณะน้ำเสียที่ทำการศึกษาคือ DO, SPO<sub>4</sub>-P, SCOD และทำการเก็บตัวอย่าง Mixed liquor เพื่อหา Mixed liquor total phosphorus (MLTP) ที่เวลา 0, 0.5, 2, 4, 6, 8 และ 10.5 และนำมาคำนวณหาค่า % phosphorus content in sludge (p<sub>2</sub>)

#### 3.2.2.1 ค่าออกซิเจนละลาย (dissolved oxygen)

จากผลการทดลองที่ SRT 10 15 และ 20 วัน พบว่ากราฟแสดงค่า DO มีแนวโน้มคล้ายกัน กล่าวคือ ในช่วงชั่วโมงแรกค่า DO เท่ากับ 0.2 0.4 และ 0.6 mg/l ที่ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ หลังจากนั้นค่า DO จะลดลงจนกระทั่งถึงชั่วโมงที่ 2 ค่า DO จะเท่ากับ 0 mg/l เนื่องจากในช่วงนี้เป็นสภาวะแอนแอโรบิก และในชั่วโมงที่ 3 ซึ่งเป็นช่วงเริ่มต้นของสภาวะแอโรบิกค่า DO จะค่อย ๆ เพิ่มขึ้น จนกระทั่งในชั่วโมงที่ 6 ซึ่งเป็นช่วงเริ่มต้นของสภาวะแอนแอโรบิก 2 ค่า DO จะลดลงเหลือเท่ากับ 0 mg/l และหลังจากนั้นค่า DO จะเพิ่มขึ้นในชั่วโมงที่ 8-10.5 และในช่วงชั่วโมงสุดท้ายซึ่งเป็นช่วงตกตะกอนจะมี DO เหลืออยู่ในระบบประมาณ 2-2.4 mg/l เมื่อเปรียบเทียบปริมาณ DO ในช่วง แอโรบิก 1 และช่วง แอโรบิก 2 ของทั้ง 3 ค่า SRT พบว่าในช่วง แอโรบิก 2 ค่า DO เหลืออยู่ในระบบมากกว่าในช่วงแอโรบิก 1 และเมื่อสังเกตการเปลี่ยนแปลงค่า DO ของช่วง แอโรบิก 1 และช่วง แอโรบิก 2 จะเห็นว่าในช่วง แอโรบิก 1 ค่า DO จะค่อย ๆ เพิ่มขึ้นและมีค่าสูงสุดเท่ากับ 4 mg/l ในขณะที่ในช่วงแอโรบิก 2 ค่า DO จะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วและมีค่าประมาณ 5 mg/l ดังภาพประกอบ 16

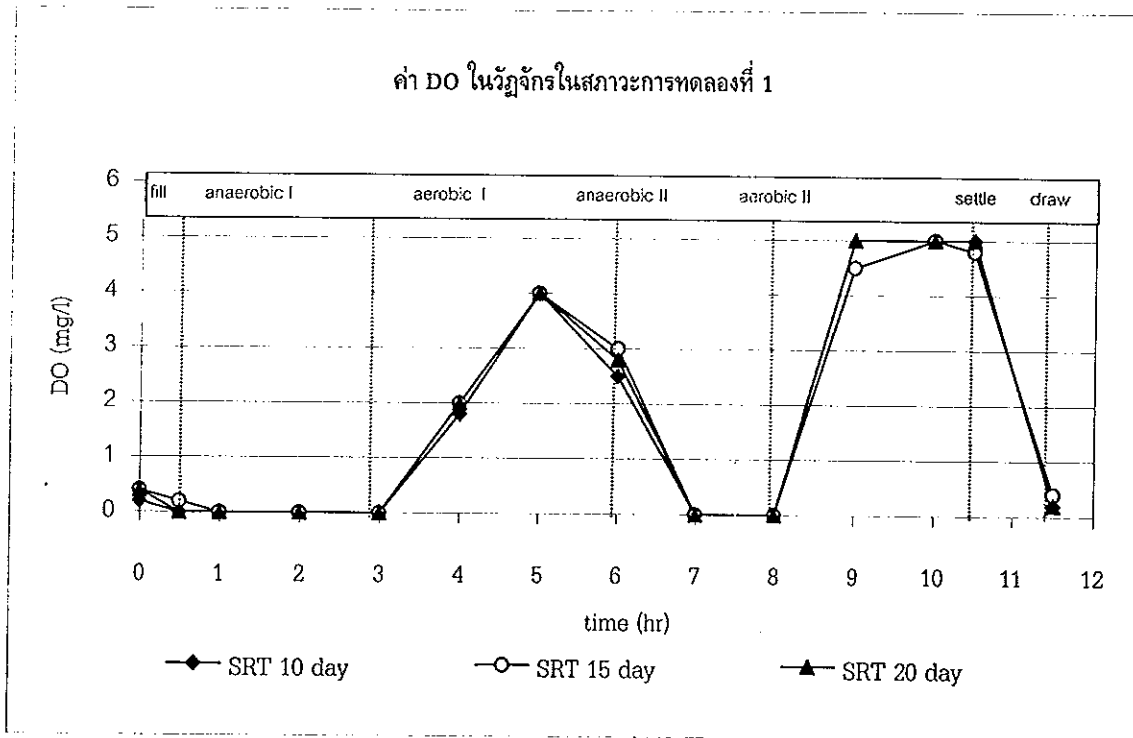
#### 3.2.2.2 ปริมาณสารอินทรีย์ในรูป ซี โอ ดี ละลาย (Soluble COD)

การเปลี่ยนแปลงของ SCOD ในวัฏจักรเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่พบว่าในระยะแรกของการเติมน้ำเสียเข้าสู่ระบบ ทั้ง 3 ค่า SRT มีลักษณะคล้ายกัน กล่าวคือ SCOD จะค่อย ๆ เพิ่มขึ้นในช่วงการเติมน้ำเสียโดยที่ค่า SRT 10 วันมีค่า SCOD ในระบบเท่ากับ 141 mg/l และหลังจากเติมน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ SCOD เท่ากับ 2,180 mg/l เข้าสู่ระบบเมื่อสิ้นสุดช่วงการเติมน้ำเสีย (ชั่วโมงที่ 0-0.5) ค่า SCOD จะลดลงเหลือเท่ากับ 1,390 mg/l สามารถคำนวณประสิทธิภาพในการลด SCOD ในช่วงนี้ได้ร้อยละ 40.1 และคำนวณอัตราการลดลงของ SCOD ได้เท่ากับ 31.0 mg SCOD/นาที่ และหลังจากนั้นค่า SCOD จะลดลงเรื่อย ๆ ซึ่งในช่วงแอนแอโรบิก 1 ( ชั่วโมงที่ 0.5-3 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 1,390 mg/l เหลือ 724 mg/l ซึ่งสามารถคิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้เป็นร้อยละ 47.9 ความสัมพันธ์ของ SCOD กับเวลาในช่วงนี้เป็นดังสมการ  $SCOD = -3.704 t + 1298.1$  ( $r^2=0.6417$ ) ดังภาพประกอบ 18 (a) หลังจากนั้นเป็นช่วงแอโรบิก 1 (ชั่วโมงที่ 3-6) ค่า SCOD ลดลงจาก 724 mg/l เหลือ 490 mg/l คิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้ร้อยละ 32.3 ในช่วงแอนแอโรบิก 2 ( ชั่วโมงที่ 6-8 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 490 mg/l

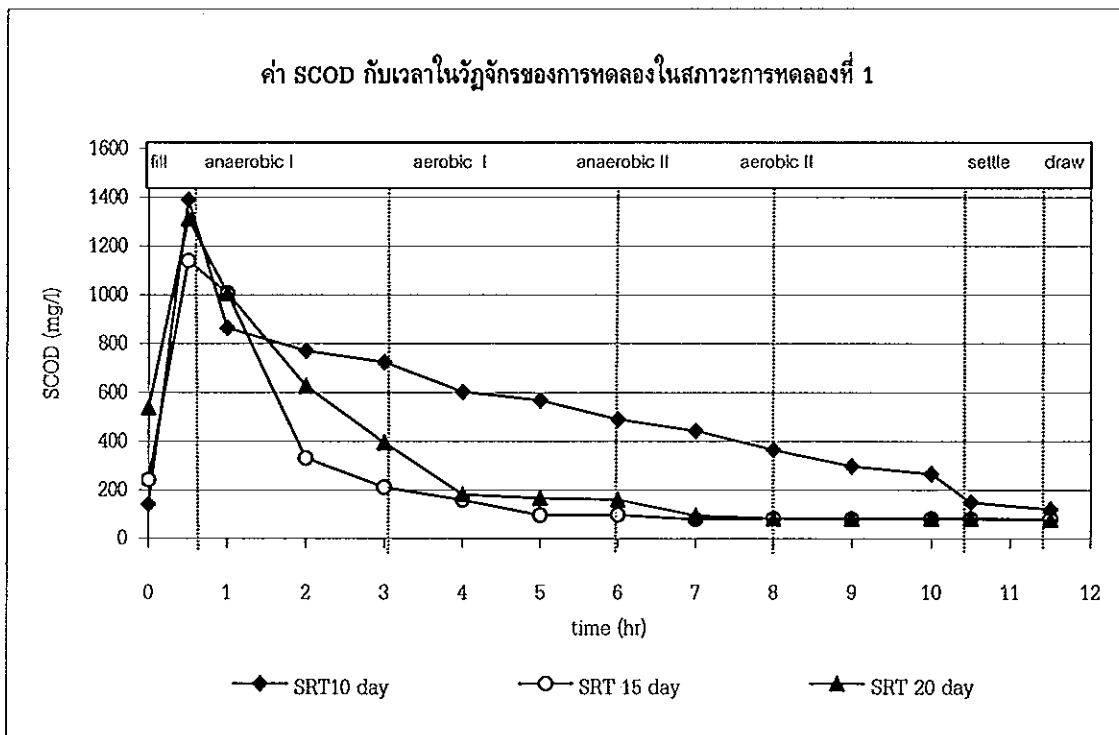
เหลือ 365 mg/l คิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้ร้อยละ 25.5 ในช่วงช่วงแอโรบิก 2 ( ชั่วโมงที่ 8-10.5 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 365 mg/l เหลือ 149 mg/l สามารถคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ได้ร้อยละ 59.2

ที่ SRT 15 มีค่า SCOD ในระบบเท่ากับ 242 mg/l และหลังจากเติมน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ SCOD เท่ากับ 2,180 mg/l เข้าสู่ระบบเมื่อสิ้นสุดช่วงการเติมน้ำเสียค่า ( ชั่วโมงที่ 0-0.5 ) ค่า SCOD จะลดลงเหลือเท่ากับ 1,140 mg/l สามารถคำนวณประสิทธิภาพในการลด SCOD ในช่วงนี้ได้ร้อยละ 52.9 และคำนวณอัตราการลดลงของ SCOD ได้เท่ากับ 42.7 mg SCOD/นาที่ และหลังจากนั้นค่า SCOD จะลดลงเหลือ 1,140 mg/l และหลังจากนั้นจะลดลงเรื่อย ๆ ซึ่งในช่วงแอนแอโรบิก 1 ( ชั่วโมงที่ 0.5-3 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 1,140 mg/l เหลือ 211 mg/l ซึ่งสามารถคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้เป็นร้อยละ 81 ความสัมพันธ์ของ SCOD กับเวลาในช่วงนี้เป็นดังสมการ  $SCOD = -6.7661 t + 1331.7$  ( $r^2=0.9217$ ) ดังภาพประกอบ 18 (b) หลังจากนั้นเป็นช่วงแอโรบิก 1 ( ชั่วโมงที่ 3-6 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 211 mg/l เหลือ 97 mg/l จำนวนประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้ร้อยละ 54.0 ในช่วงแอนแอโรบิก 2 ( ชั่วโมงที่ 6-8 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 97 mg/l เหลือ 82 mg/l จำนวนประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ได้ร้อยละ 15.4 ในช่วงช่วงแอโรบิก 2 ( ชั่วโมงที่ 8-10.5 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 82 mg/l เหลือ 80 mg/l จำนวนประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้ร้อยละ 2.4

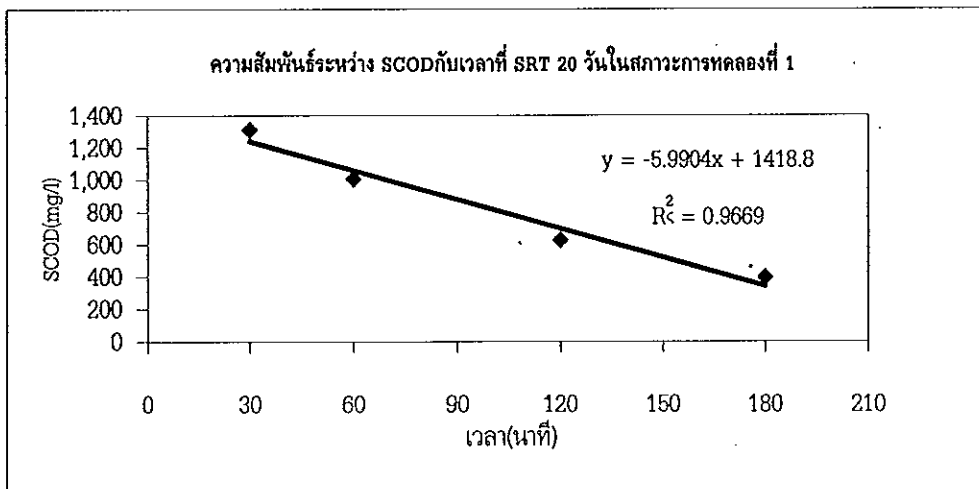
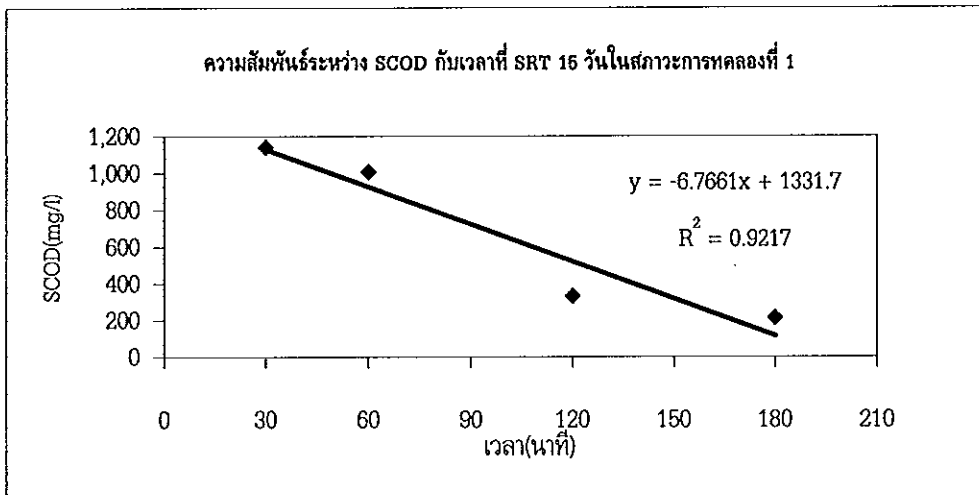
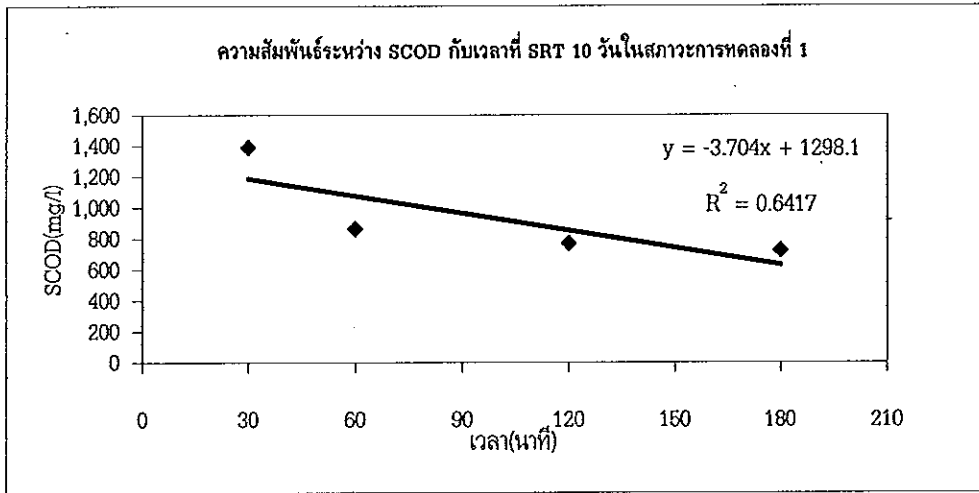
ที่ SRT 20 วันมีค่า SCOD ในระบบเท่ากับ 537 mg/l และหลังจากเติมน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ SCOD เท่ากับ 2,180 mg/l เข้าสู่ระบบเมื่อสิ้นสุดช่วงการเติมน้ำเสียค่า ( ชั่วโมงที่ 0-0.5 ) ค่า SCOD จะลดลงเหลือเท่ากับ 1,311 mg/l สามารถคำนวณประสิทธิภาพในการลด SCOD ในช่วงนี้ได้ร้อยละ 51.7 และคำนวณอัตราการลดลงของ SCOD ได้เท่ากับ 46.8 mg SCOD/นาที่ เมื่อสิ้นสุดช่วงการเติมน้ำเสียค่า SCOD จะลดลงเหลือ 1,311 mg/l และหลังจากนั้นจะลดลงเรื่อย ๆ ซึ่งในช่วงแอนแอโรบิก 1 ( ชั่วโมงที่ 0.5-3 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 1,311 mg/l เหลือ 395 mg/l ซึ่งสามารถคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้เป็นร้อยละ 69.8 ความสัมพันธ์ของ SCOD กับเวลาในช่วงนี้เป็นดังสมการ  $SCOD = -5.9904t + 1418$  ( $r^2=0.9699$ ) ดังภาพประกอบ 18 (c) หลังจากนั้นเป็นช่วงแอโรบิก 1 ( ชั่วโมงที่ 3-6 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 395 mg/l เหลือ 160 mg/l จำนวนประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้ร้อยละ 59.5 ในช่วงแอนแอโรบิก 2 ( ชั่วโมงที่ 6-8 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 160 mg/l เหลือ 82 mg/l จำนวนประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้ร้อยละ 48.8 ในช่วงช่วงแอโรบิก 2 ( ชั่วโมงที่ 8-10.5 ) ค่า SCOD ลดลงจาก 82 mg/l เหลือ 78 mg/l คิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ได้ร้อยละ 4.8 ดังภาพประกอบ 17



ภาพประกอบ 16 การเปลี่ยนแปลงของออกซิเจนละลายในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ ของสภาวะการทดลองที่ 1 ข้อมูล ณ วันที่ 72 ของการทดลอง



ภาพประกอบ 17 การเปลี่ยนแปลงของ SCOD ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 1 ข้อมูล ณ วันที่ 72 ของการทดลอง



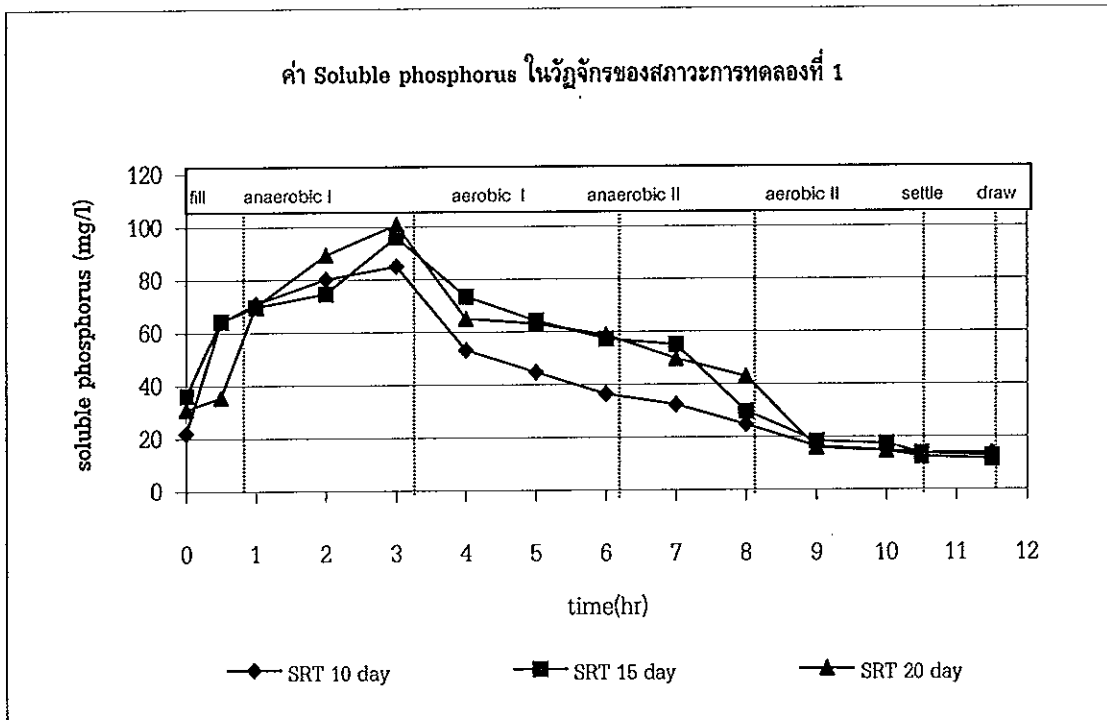
ภาพประกอบ 18 (a), (b), (c) ความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับเวลาช่วงแอนแอโรบิก 1 ของสภาวะการทดลองที่ 1 ที่ SRT 10, 15 และ 20 วัน



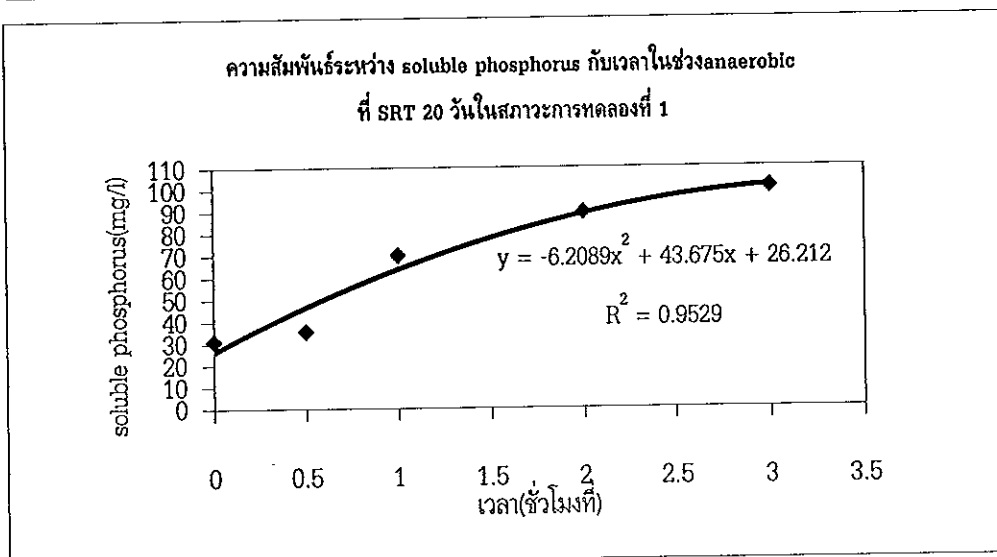
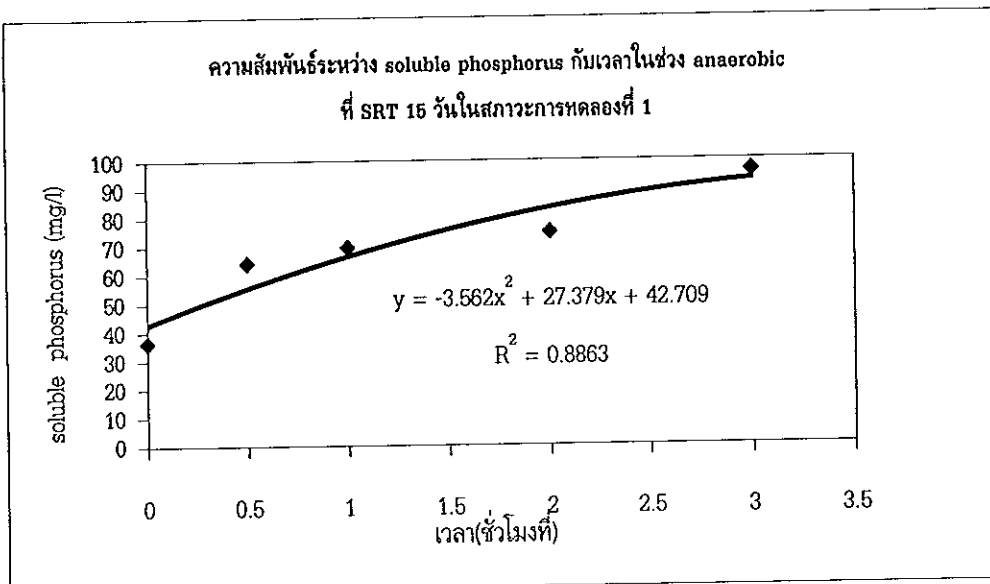
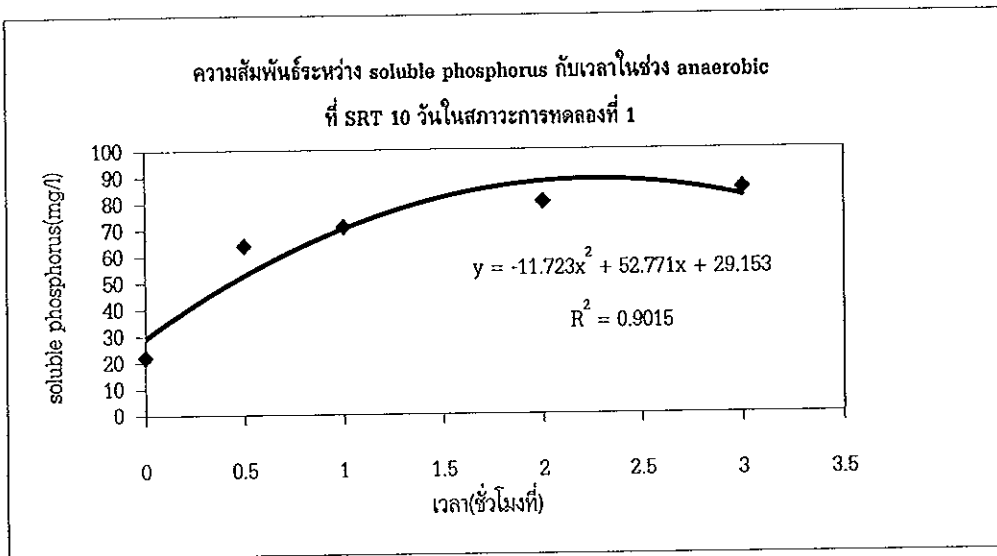
### 3.2.2.3 ค่า $SPO_4-P$

จากภาพประกอบ 19 การเปลี่ยนแปลงของ  $SPO_4-P$  ที่ค่า SRT 10 15 และ 20 วัน จะพบว่า มีแนวโน้มคล้ายกัน กล่าวคือในช่วงแอนแอโรบิก ค่า  $SPO_4-P$  จะเพิ่มขึ้นเนื่องจากจุลินทรีย์มีการใช้สารอาหาร (SCOD) ทำให้มีการคายฟอสฟอรัสออกมานอกเซลล์ ทำให้ฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้น ซึ่งที่ SRT 10 วัน ในช่วงแอนแอโรบิก 1 (ชั่วโมงที่ 0-3) ค่า  $SPO_4-P$  เพิ่มจาก 21.9 mg/l เป็น 85 mg/l ที่ SRT 15 วันค่า  $SPO_4-P$  เพิ่มจาก 36.2 mg/l เป็น 96 mg/l ที่ SRT 20 วันค่า  $SPO_4-P$  เพิ่มจาก 31 mg/l เป็น 100.7 mg/l หลังจากนั้นเป็นช่วงแอโรบิก 1 (ในชั่วโมงที่ 3-6) ค่า  $SPO_4-P$  จะลดลงในทุกค่า SRT เนื่องจากช่วงนี้เป็นช่วงแอโรบิก จุลินทรีย์มีการใช้ฟอสฟอรัสในการสะสมพลังงาน และสร้างเซลล์ใหม่ ทำให้ฟอสฟอรัสลดลง และในช่วงแอนแอโรบิก 2 (ชั่วโมงที่ 6-8) ค่า  $SPO_4-P$  ก็ลดลงทั้ง 3 ค่า SRT ซึ่งจะเห็นว่าไม่มีการคายฟอสฟอรัสออกมาในช่วงนี้ ทั้งนี้เนื่องจากสารอาหารในระบบ (SCOD) เหลือน้อย จุลินทรีย์ในระบบไม่สามารถใช้สารอาหารในการคายฟอสฟอรัสออกมาได้เหมือนในช่วงแอนแอโรบิกแรก จากผลการทดลองเมื่อนำข้อมูลในช่วงแอนแอโรบิก 1 (ในชั่วโมงที่ 3-6) ของทั้ง 3 ค่า SRT มาทำการหาความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4-P$  กับเวลา พบว่าจะได้ความสัมพันธ์เป็น non linear ดังภาพประกอบ 20 (a), (b), (c) ซึ่งจะเห็นว่าค่า  $SPO_4-P$  จะค่อย ๆ เพิ่มขึ้นและหลังจากนั้นเมื่อเพิ่มถึงจุดสูงสุดค่าจะลดลงนั้นแสดงว่าการคายฟอสฟอรัสจะเกิดขึ้นจำกัดในช่วงระยะเวลาหนึ่งเท่านั้น ซึ่งปัจจัยที่มีผลต่อการคายฟอสฟอรัสก็คือ SCOD กล่าวคือถ้า SCOD ในระบบเหลือน้อย การคายฟอสฟอรัสในระบบก็ไม่เกิดแม้ว่าในช่วงนั้นจะเป็นสภาวะแอนแอโรบิกก็ตาม ซึ่งจะสอดคล้องกับค่า  $SPO_4-P$  ในช่วงแอนแอโรบิก 2 (ชั่วโมงที่ 8-10.5) ที่ค่า  $SPO_4-P$  ไม่เพิ่มขึ้นแต่ค่าจะลดลง ส่วนในช่วงแอโรบิก ค่า  $SPO_4-P$  จะลดลง ซึ่งในช่วงตั้งแต่ชั่วโมงที่ 4 ค่า SCOD ในระบบจะเหลือน้อยมากและเมื่อนำค่า  $SPO_4-P$  ในช่วงตั้งแต่ชั่วโมงที่ 4 มาหาความสัมพันธ์กับเวลาพบว่าจะได้ความสัมพันธ์แบบ linear regression ดังรูปที่ 21 (a), (b), (c) สำหรับ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ

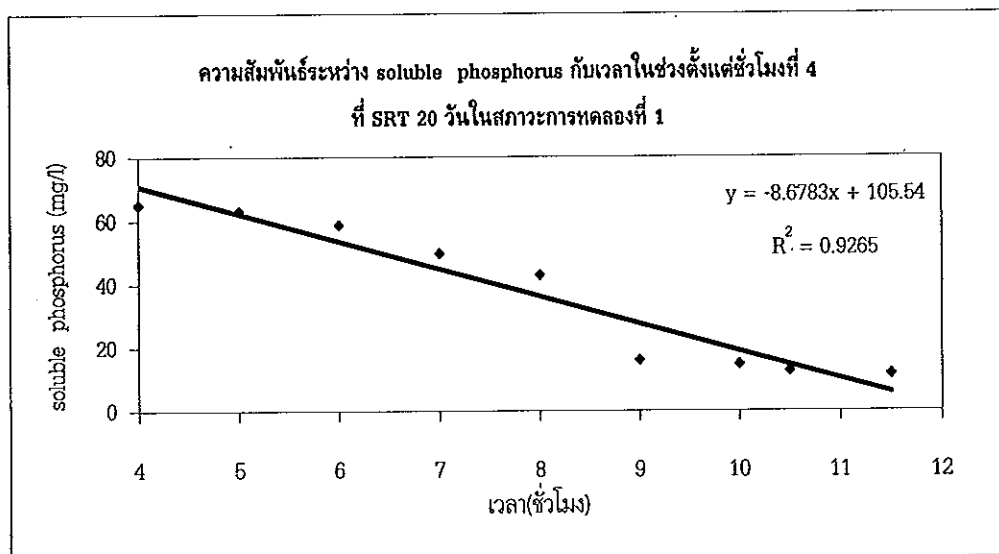
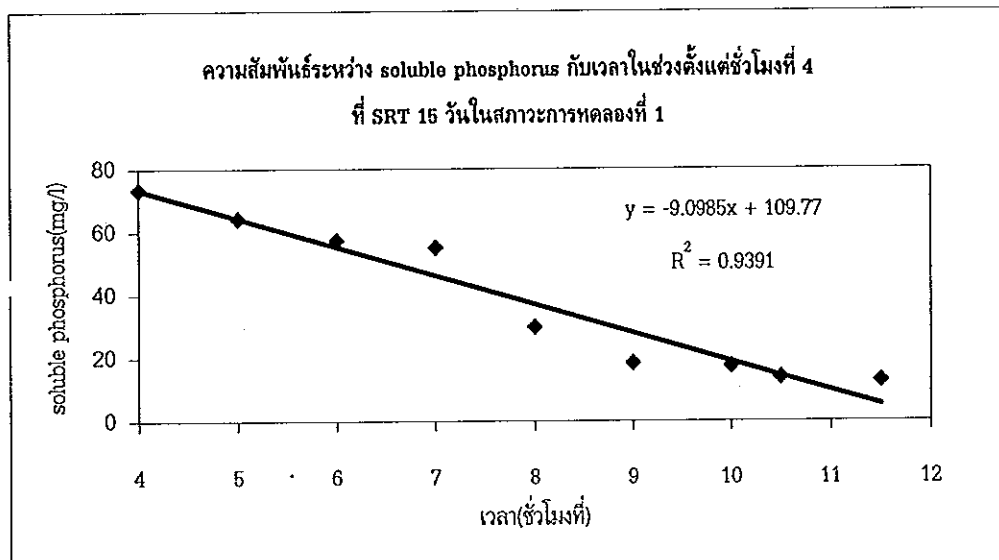
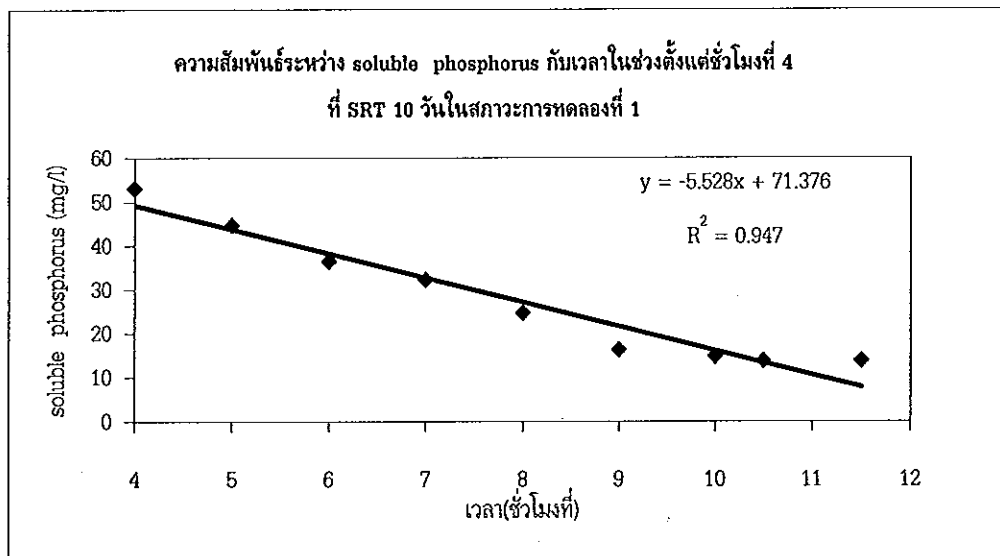
จากความสัมพันธ์ของ SCOD กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิกที่ได้ความสัมพันธ์แบบ linear regression จะเห็นว่าที่ SRT 15 วันของสภาวะการทดลองที่ 1 อัตราการลดลงของค่า SCOD ต่อเวลาจะมีค่ามากกว่าที่ SRT 10 วัน และมีค่าใกล้เคียงกับ SRT 20 วัน ซึ่งสอดคล้องกับการลดลงของค่า  $SPO_4-P$  ต่อเวลา ในช่วงแอนแอโรบิก กล่าวคือที่ SRT 15 วันมีค่าอัตราการลดลงมากที่สุดและมีค่าใกล้เคียงกับ SRT 20 วัน เช่นกัน และเมื่อพิจารณาถึงประสิทธิภาพในการกำจัด TP และ  $SPO_4-P$  แล้วจะเห็นว่าที่ SRT 20 วันระบบมี ประสิทธิภาพในการกำจัดดีกว่าที่ SRT 15 วันแต่ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ทั้งนี้เนื่องจากที่ SRT 20 วันมีความเข้มข้นของ MLSS ในระบบมากกว่าที่ SRT 15 วัน ดังนั้นที่ SRT 20 วันน่าจะมีความเหมาะสมในการนำไปใช้งานจริงได้ดีกว่าที่ SRT 15 และ 10 วัน เนื่องจากที่ SRT 20 วันมีปริมาณตะกอนที่ต้องระบายออกน้อยกว่า ทำให้มีปริมาณตะกอนที่ต้องกำจัดน้อยด้วย



ภาพประกอบ 19 การเปลี่ยนแปลงของ  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 1 ข้อมูล ณ วันที่ 72 ของการทดลอง



ภาพประกอบ 20 (a), (b), (c) ความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4\text{-P}$  กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิคของสภาวะการทดลองที่ 1 ที่ SRT 10,15 และ 20 วัน



ภาพประกอบ 21 (a), (b), (c) ความสัมพันธ์ระหว่าง  $\text{SPO}_4\text{-P}$  กับเวลาในช่วงตั้งแต่ชั่วโมงที่ 4 ของสภาวะการทดลองที่ 1 ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน

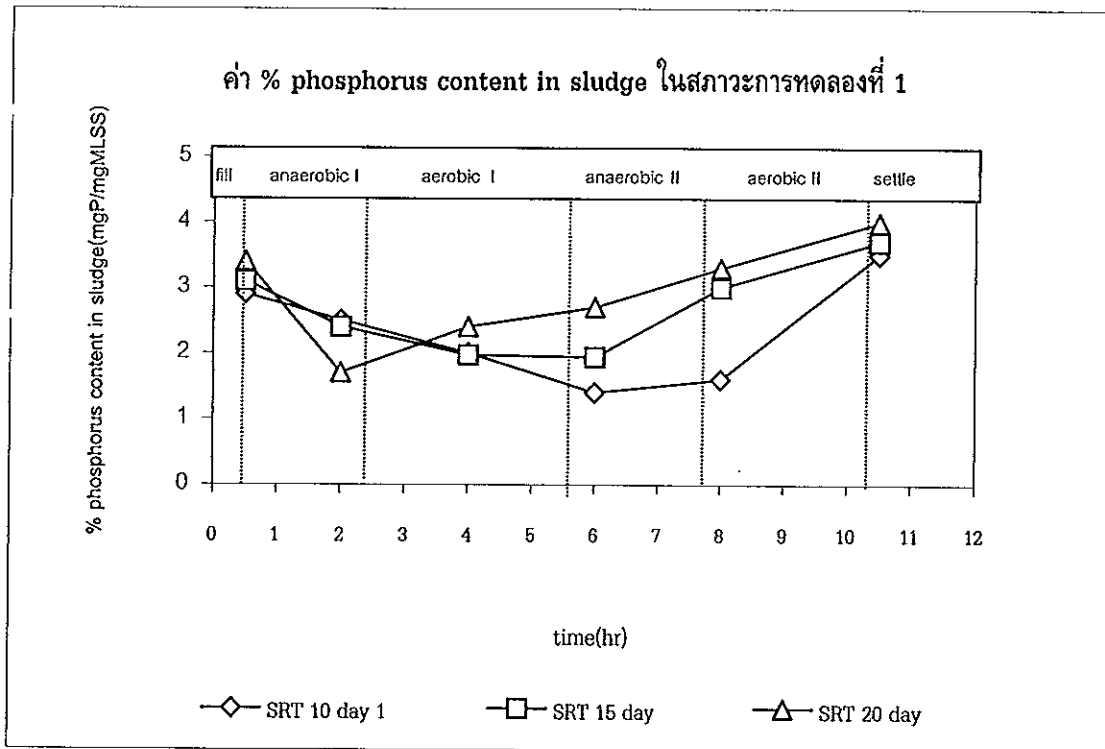
### 3.2.2.4 ค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดใน Mixed liquor ( Mixed liquor total phosphorus: MLTP)

จากการศึกษาค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดใน Mixed liquor ในวัฏจักรโดยทำการเก็บตัวอย่าง Mixed liquor ในระบบที่ช่วงเวลาต่าง ๆ คือในชั่วโมงที่ 0.5, 2, 4, 6, 8, 10.5 เพื่อหาค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดใน Mixed liquor (MLTP) พบว่าการเปลี่ยนแปลงของค่า MLTP ทั้ง 3 ค่า SRT มีลักษณะคล้ายกันกล่าวคือ ในช่วงแรกซึ่งเป็นช่วงแอนแอโรบิคค่า MLTP ลดลงเนื่องจากในช่วงแรกจุลินทรีย์มีการคายฟอสฟอรัสออกจากเซลล์ หลังจากนั้นค่า MLTP จะเพิ่มขึ้นในช่วงแอโรบิค นั้นแสดงว่าในช่วงนี้จุลินทรีย์มีการใช้ฟอสฟอรัส และมีการเก็บไว้ในเซลล์ และจะเห็นว่าในช่วงท้ายของช่วงแอโรบิคค่า MLTP จะมีค่าสูงสุด และสามารถคำนวณค่า % phosphorus content in sludge ได้จากสูตร

$$P_c = \frac{MLTP - (SPO_4-P) \times 100}{MLSS}$$

โดยที่ $P_c$	= phosphorus content in sludge ( % mg P/ mgMLSS )
MLTP	= Mixed liquor total phosphorus (mg/l)
$SPO_4-P$	= Soluble phosphorus (mg/l)
MLSS	= Mixed liquor suspended solids (mg/l)

จากผลการทดลองจะพบว่า ค่า  $P_c$  จะเปลี่ยนแปลงตามช่วงเวลา กล่าวคือในช่วงแอนแอโรบิคค่า  $P_c$  จะต่ำกว่าในช่วงแอโรบิค และจะมีค่า  $P_c$  สูงสุดในช่วง แอโรบิค 2 ก่อนที่จะมีการตกตะกอน และจากผลการทดลองจะเห็นว่าค่า  $P_c$  จะเพิ่มขึ้นตาม SRT กล่าวคือมีค่า  $P_c$  เท่ากับ 2.9 % mg P /mg MLSS, 3.7 % mg P/mg MLSS และ 4.0 % mg P/mg MLSS สำหรับ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ ดังภาพประกอบ 22



ภาพประกอบ 22 การเปลี่ยนแปลงของค่า MLTP ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 1 ข้อมูล ณ วันที่ 72 ของการทดลอง

### 3.2.3 ผลการทดลองของสภาวะการทดลองที่ 2

ในสภาวะการทดลองที่ 2 มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดฟอสฟอรัส พร้อมสารอินทรีย์ ได้ทำการทดลองต่อจากสภาวะการทดลองที่ 1 โดยได้เริ่มต้นที่ค่า MLSS เท่ากับ 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตรเช่นกัน และกำหนด SRT เท่ากับ 10 15 และ 20 วันการทำงานในสภาวะการทำงานที่ 2 แตกต่างจากสภาวะการทดลองที่ 1 คือในสภาวะการทดลองที่ 2 มีการเพิ่มระยะเวลาแอนแอโรบิกให้ยาวนานขึ้นกว่าเดิมและเมื่อทำการเดินระบบจนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ พบว่า ค่าตัวแปรต่าง ๆ ที่สภาวะคงที่เป็นดังตาราง 6

ตาราง 6 ค่าตัวแปรต่าง ๆ ที่ สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 2

Parameters	SRT (day)			
	10	15	20	
MLSS (mg/l)	4,940±333*	5,571±402**	6,415±432**	
MLVSS (mg/l)	3,654±159*	4,010±340**	4,616±289**	
Volume of sludge waste (ml/day)	400	266	200	
SCOD (mg/l)	Influent	2,375±502*	2,293±461**	2,293±461**
	effluent	130±47	76±26	81±29
	% removal	94.5±1.0	96.4±1.7	96.7±0.8
TP (mg/l)	Influent	73.1±7.4*	72.2±6.9**	72.2±6.9**
	effluent	21.6±3.3	25.0±12.5	19.3±4.4
	% removal	70.2±5.2	61.9±14.1	73.4±5.1
Phosphorus content in sludge (%mg P/mg MLSS)	4.7	5.1	5.4	
SPO <sub>4</sub> -P (mg/l)	Influent	59.5±7.3*	58.1±7.5**	58.1±7.5**
	effluent	22.0±9	15.7±5.9	15.3±4.6
	สภาวะ anaerobic	115.6	107.69	142.3
	% removal	63.3±11.4	69.5±9.7	71.8±8.64
SS (mg/l)	Influent	846±176*	905±200**	905±200**
	effluent	106±27	174±52	125±51
	% removal	87.1±3.16	80.4±8.11	86.3±3.84

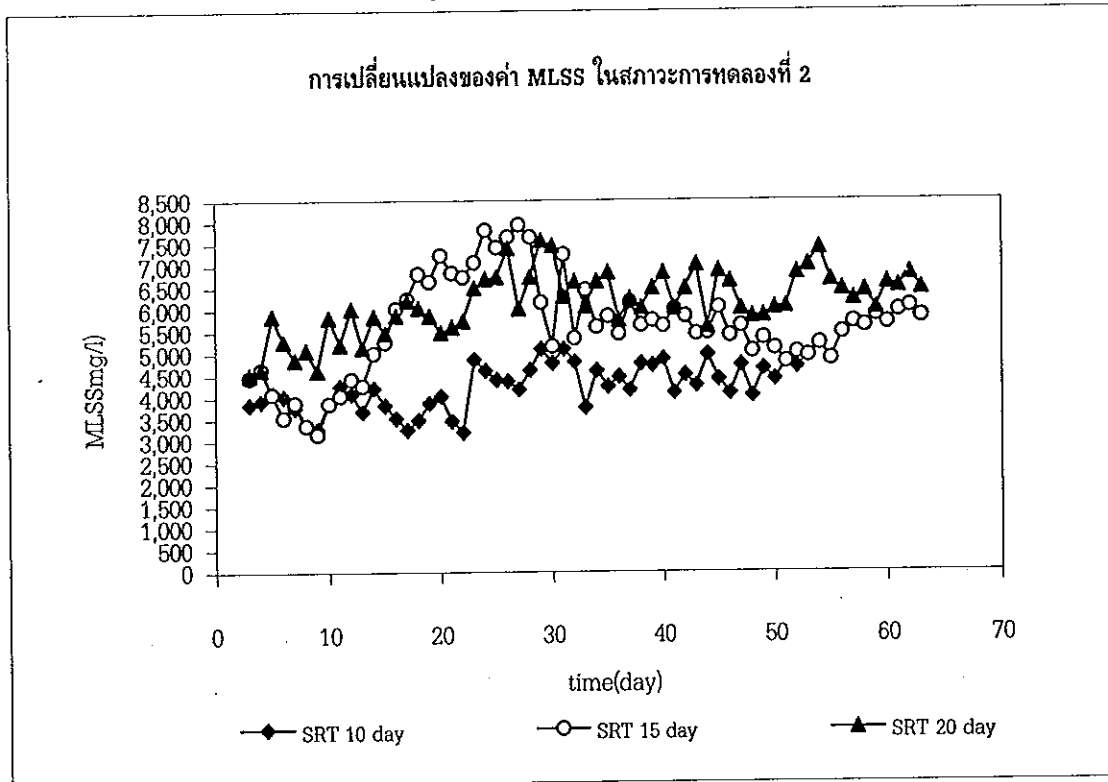
หมายเหตุ \* หมายถึงข้อมูลตั้งแต่วันที่เริ่มเดินระบบถึงวันที่ 54 ของการทดลอง

\*\* หมายถึงข้อมูลตั้งแต่วันที่เริ่มเดินระบบถึงวันที่ 63 ของการทดลอง

### 3.2.3.1 ผลของอายุตะกอนต่อประสิทธิภาพของระบบ

ในสภาวะการทดลองที่ 2 ซึ่งได้ทำการทดลองต่อจากสภาวะการทดลองที่ 1 โดยได้เริ่มต้นที่ค่า MLSS เท่ากับ 3,000 mg/l เช่นกัน เมื่อทำการเดินระบบจนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ พบว่าที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 วันมีค่า MLSS เท่ากับ 4,940 ± 333 mg/l มีค่า MLVSS เท่ากับ 3,654 ± 159 mg/l ที่ระยะเวลาอายุตะกอน 15 วัน มีค่า MLSS เท่ากับ 5,571 ± 402 mg/l MLVSS เท่ากับ 4,010 ± 340 mg/l

ที่ระยะเวลาเวลาอายุตะกอน 20 วัน มีค่า MLSS เท่ากับ  $6,415 \pm 432$  mg/l มีค่า MLVSS เท่ากับ  $4,616 \pm 289$  mg/l ดังรูปที่ 27 ค่า MLVSS มีค่าประมาณร้อยละ 72 ของค่า MLSS และจะเห็นว่าค่า MLSS จะเพิ่มขึ้นตาม SRT ทั้งนี้เนื่องจาก SRT ที่สูงกว่าจะมีการระบายตะกอน ออกน้อยกว่า SRT ต่ำ



ภาพประกอบ 23 การเปลี่ยนแปลงของค่า MLSS ของสภาวะการทดลองที่ 2

### 3.2.3.2 ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด SCOD

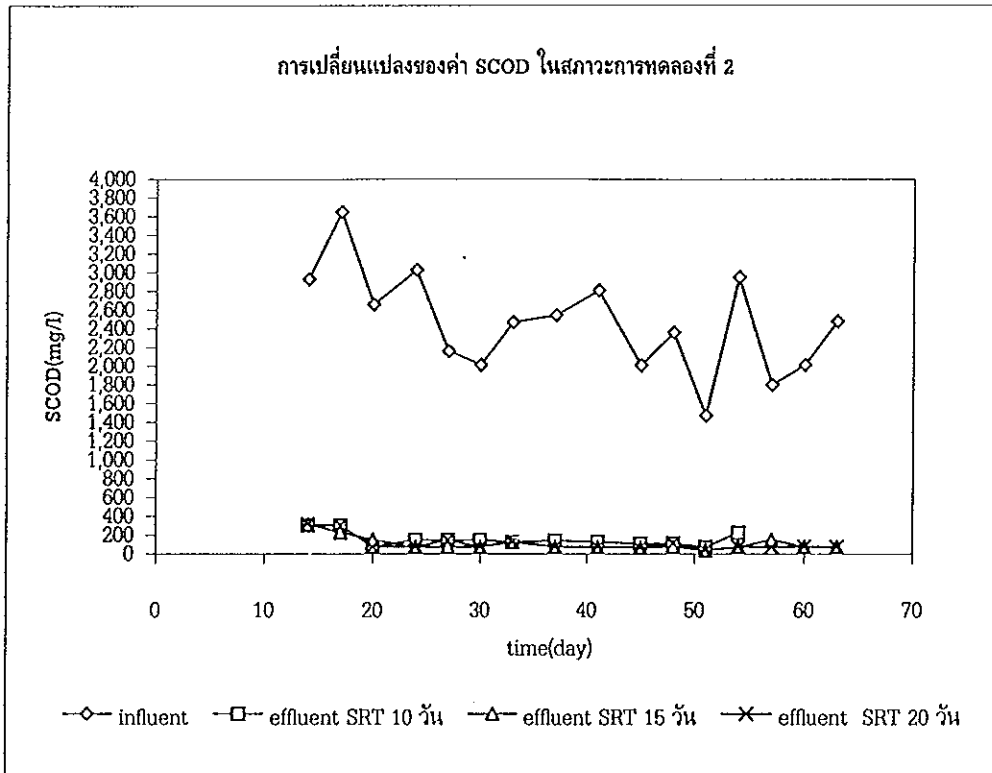
จากตาราง 6 และภาพประกอบ 24 ซึ่งแสดงคุณลักษณะน้ำทิ้งที่เข้า-ออก จากระบบที่สภาวะคงที่ สำหรับค่า SRT ต่าง ๆ จากการศึกษาดูประสิทธิภาพของระบบ พบว่าระบบสามารถลด SCOD จาก  $2,375 \pm 502$  mg/l เหลือ  $130 \pm 147$  mg/l สำหรับ SRT 10 วัน และ ระบบสามารถลดความสกปรกในรูป SCOD จาก  $2,293 \pm 461$  mg/l เหลือ  $76 \pm 26$  mg/l และ  $81 \pm 29$  mg/l ซึ่งสามารถคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ของระบบได้ ร้อยละ 94.5 96.4 และ 96.7 ที่ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ จะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD จะใกล้เคียงกันทั้ง 3 ค่า SRT

### 3.2.3.3 ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดของแข็งแขวนลอย

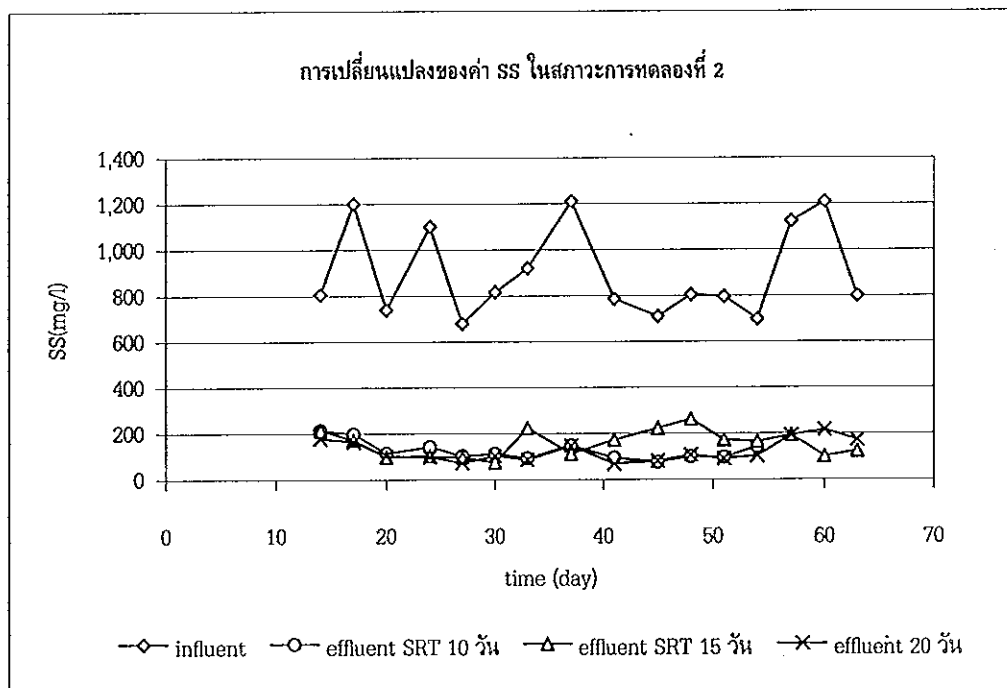
จากตารางที่ 6 และรูปที่ 25 ซึ่งแสดงปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เข้า - ออก จากระบบที่สภาวะคงที่ จากผลการทดลองพบว่าที่ SRT 10 วันระบบสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยจาก  $846 \pm 176$  mg/l เหลือ  $106 \pm 27$  mg/l ส่วนที่ SRT 15 และ 20 วัน พบว่า ระบบสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยจาก 905



$\pm 200$  mg/l เหลือ  $174 \pm 52$  mg/l และ  $125 \pm 51$  mg/l สามารถคำนวณประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดของแข็งแขวนลอยได้เป็นร้อยละ 87.1 80.4 และ 86.3 สำหรับ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ



ภาพประกอบ 24 การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ของสภาวะการทดลองที่ 2

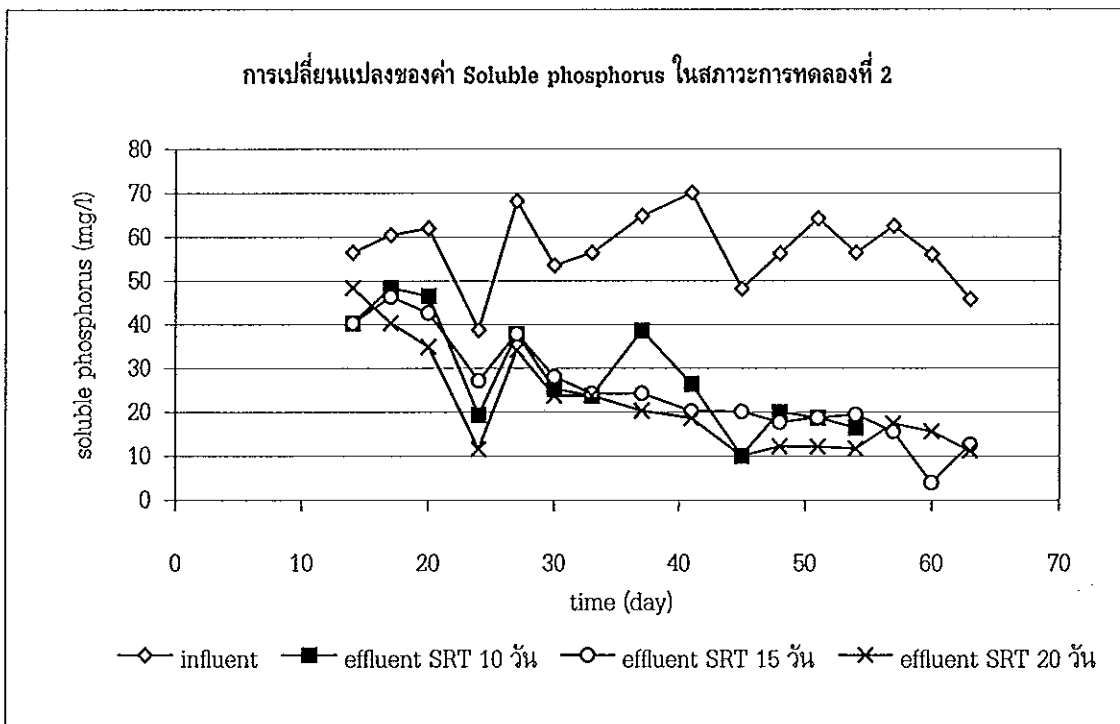


ภาพประกอบ 25 การเปลี่ยนแปลงของค่า SS ของสภาวะการทดลองที่ 2

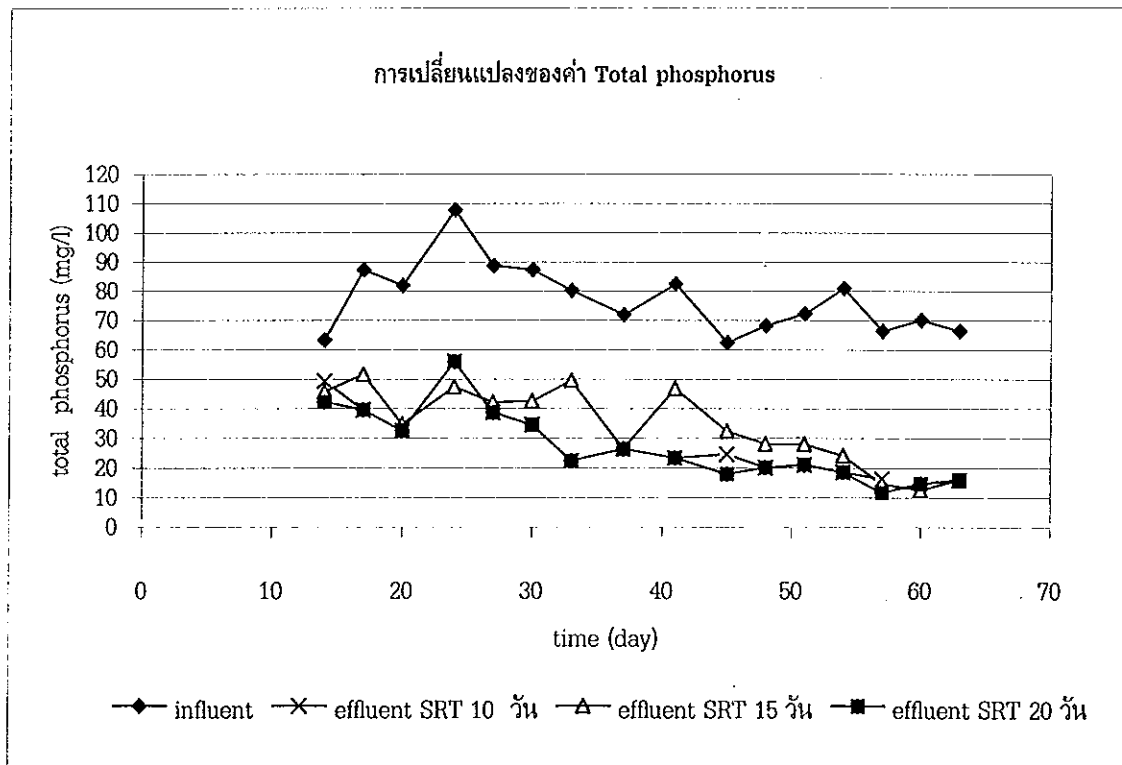
3.2.3.4 การศึกษาการเปลี่ยนแปลงของ  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ในระบบพบว่า ที่ SRT 10 วัน ระบบสามารถลด  $\text{SPO}_4\text{-P}$  จาก  $59.5 \pm 7.3$  mg/l เหลือ  $22.0 \pm 9$  mg/l ส่วนที่ SRT 15 และ 20 วันพบว่าระบบสามารถลด  $\text{SPO}_4\text{-P}$  จาก  $58.1 \pm 7.5$  mg/l เหลือ  $15.7 \pm 5.9$  mg/l และ  $15.3 \pm 4.6$  mg/l ซึ่งสามารถคำนวณประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ได้เป็นร้อยละ 63.3 69.54 และ 71.8 สำหรับระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วันตามลำดับ จะเห็นว่าที่ ระยะเวลาอายุตะกอน 10 วัน จะมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ต่ำสุด ดังภาพประกอบ 26

### 3.2.3.5 การกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมด

จากตาราง 6 และรูปที่ 27 พบว่าที่ SRT 10 วันระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดจาก  $73.1 \pm 7.4$  mg/l เหลือ  $21.4 \pm 21.6$  mg/l ส่วนที่ SRT 15 และ 20 วัน พบว่าระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดจาก  $72.6 \pm 6.9$  mg/l เหลือ  $25.0 \pm 12.5$  mg/l และ  $15.3 \pm 4.6$  mg/l ซึ่งสามารถคำนวณประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดได้เป็นร้อยละ 70.2 61.9 และ 73.8 ซึ่งจะเห็นว่าที่ SRT 15 วันระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำสุด



ภาพประกอบ 26 การเปลี่ยนแปลงของค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ของสภาวะการทดลองที่ 2

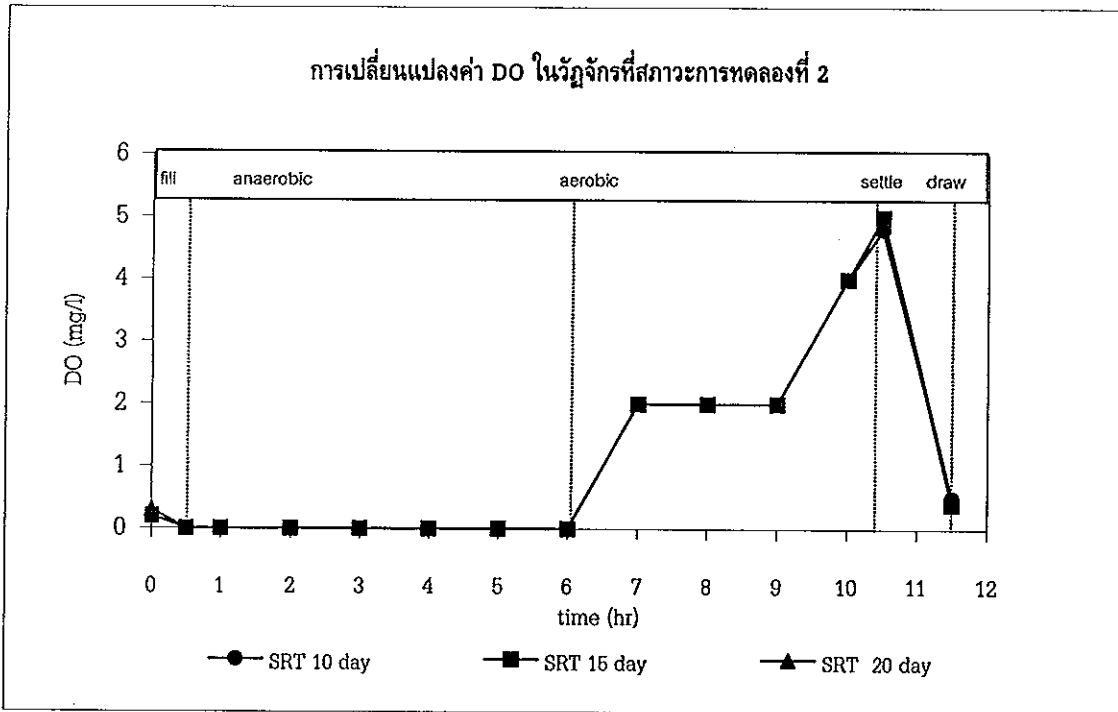


ภาพประกอบ 27 การเปลี่ยนแปลงค่า TP ของสภาวะการทดลองที่ 2

### 3.2.4 ผลของตัวแปรลักษณะน้ำเสียในวัฏจักร

#### 3.2.4.1 ค่าออกซิเจนละลาย (dissolved oxygen)

จากผลการทดลองพบว่าที่สภาวะคงที่ค่า DO ในวัฏจักรทั้ง 3 ค่า SRT มีค่าคล้ายกัน กล่าวคือในช่วงแรกค่า DO จะไม่เท่ากับ 0 mg/l ซึ่งในช่วงเริ่มต้นมีค่า DO เท่ากับ 0.2 0.2 และ 0.3 mg/l ที่ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับหลังจากนั้นถึงชั่วโมงที่ 6 ค่าออกซิเจนละลายจะเท่ากับ 0 mg/l เนื่องจากในช่วงนี้เป็นช่วง แอนแอโรบิก หลังจากนั้นค่าออกซิเจนละลายจะเพิ่มขึ้นในช่วงที่ 8-10.5 ซึ่งเป็นช่วง แอโรบิก ซึ่งในช่วงปลายช่วง แอโรบิก (ชั่วโมงที่ 10.5) มีค่า DO เท่ากับ 4 mg/l ดังภาพประกอบ 28



ภาพประกอบ 28 การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 2  
ข้อมูล ณ วันที่ 63 ของการทดลอง

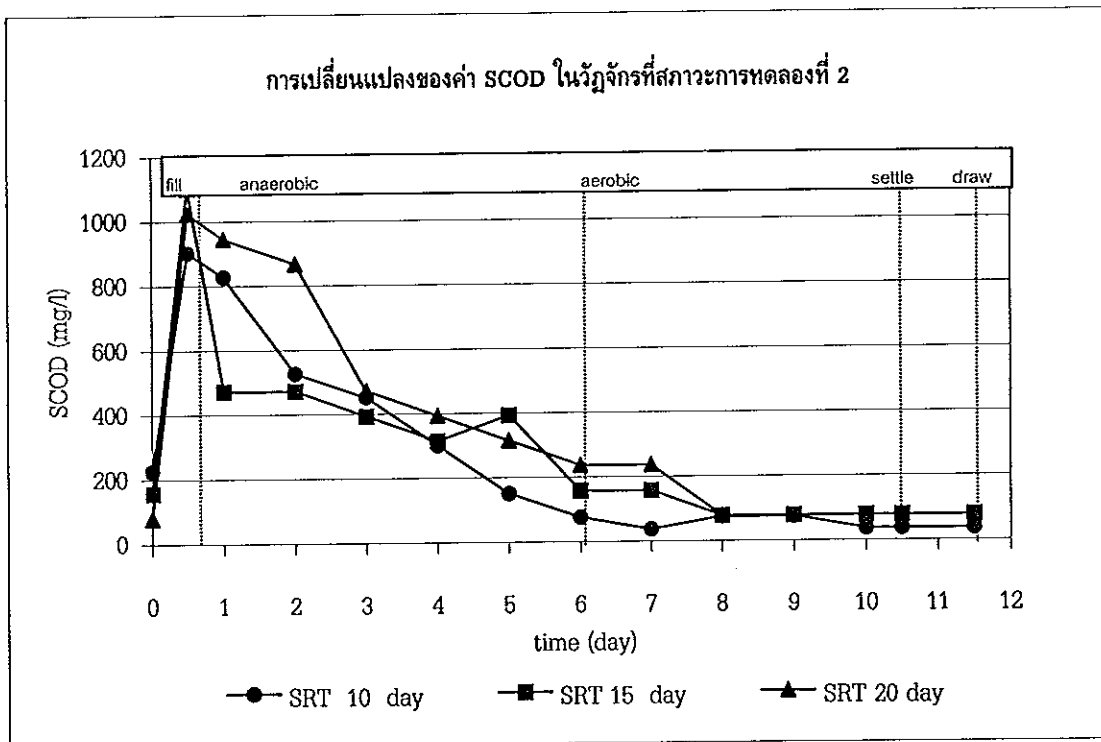
### 3.2.4.2 ค่า SCOD

จากภาพประกอบ 29 แสดงการเปลี่ยนแปลงของ SCOD ในวัฏจักร เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ ในช่วงเติมน้ำเสียค่า SCOD จะเพิ่มขึ้นกล่าวคือที่ SRT 10 วันค่า SCOD ในระบบมีค่าเท่ากับ 225 mg/l หลังจากเติมน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ SCOD เท่ากับ 2,954 mg/l หลังจากสิ้นสุดช่วงเติมน้ำเสีย (ชั่วโมงที่ 0-0.5) ค่า SCOD ลดลงเหลือ 902 mg/l สามารถคำนวณประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้เป็นร้อยละ 71.6 และคำนวณอัตราการลดลงของ SCOD ได้เท่ากับ 75.9 mg SCOD/นาที่ หลังจากนั้นค่า SCOD จะลดลงเรื่อย ๆ ในช่วง 6 ชั่วโมงแรกซึ่งเป็นช่วงแอนแอโรบิคค่า SCOD ลดลงจาก 902 mg/l เหลือ 75 mg/l ซึ่งถ้าคิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD จากช่วงเติมน้ำเสียถึงสิ้นสุดช่วงแอนแอโรบิค (ชั่วโมงที่ 6) ได้เท่ากับร้อยละ 91.7 เมื่อหาความสัมพันธ์ของ SCOD กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิคได้ความสัมพันธ์เป็นแบบ linear regression ดังสมการ  $SCOD = -2.7616t + 954.05$  ( $r^2=0.9709$ )

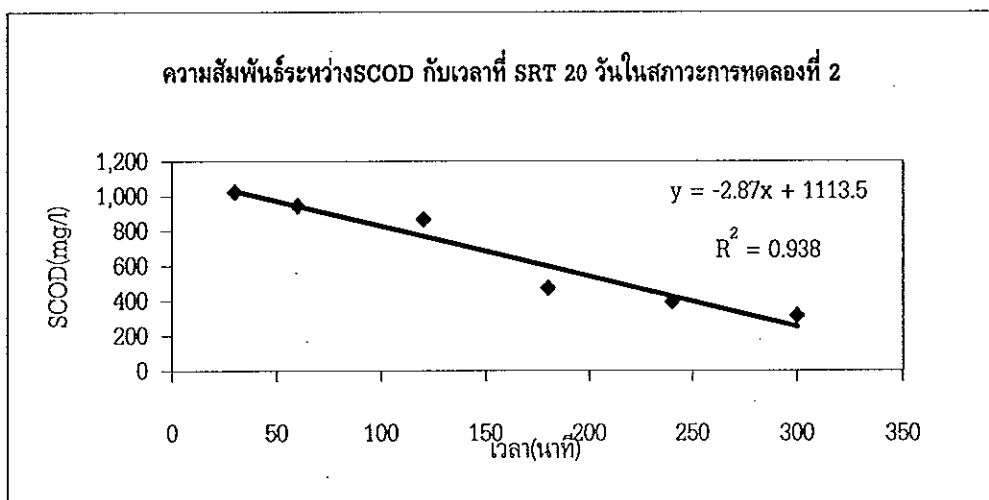
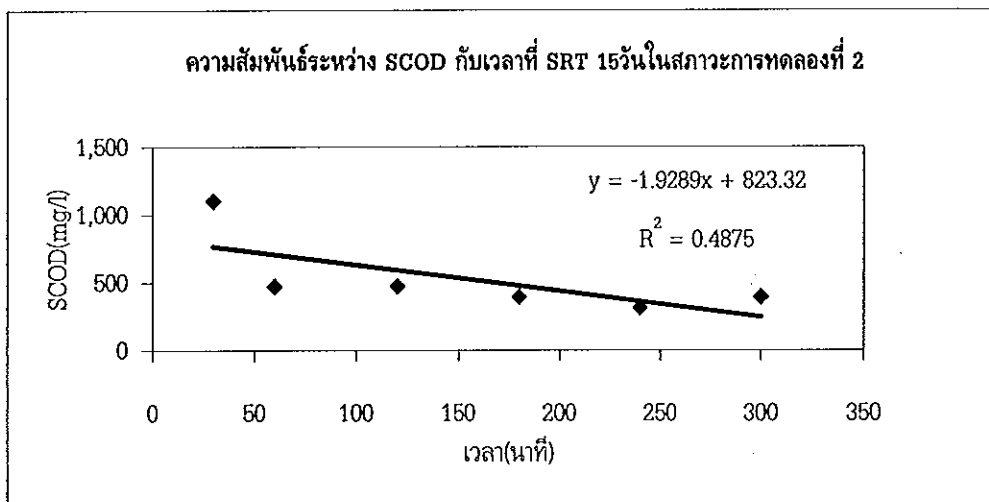
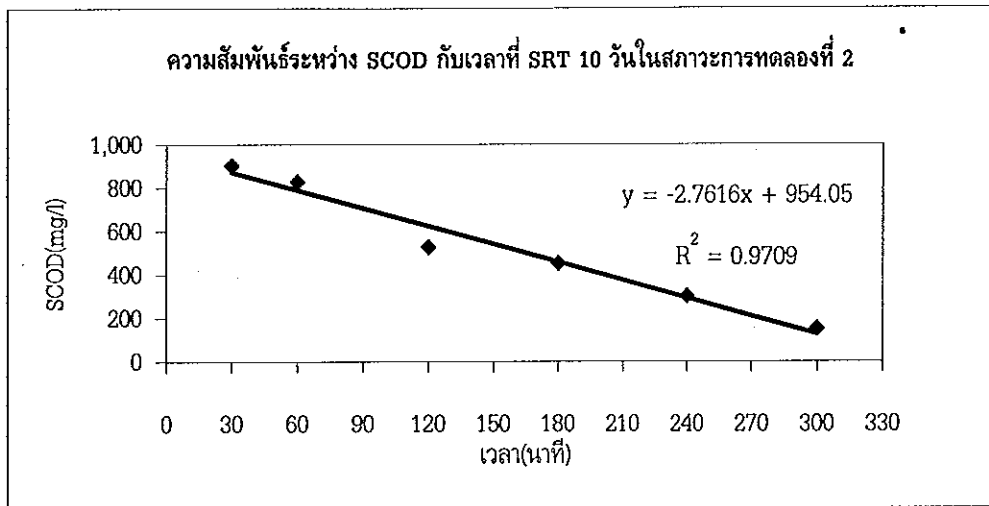
ดงภาพประกอบ 30 (a) และในช่วงแอโรบิก (ชั่วโมงที่ 6-10.5) ค่า SCOD ลดลงจาก 75 mg/l เหลือ 37 mg/l สามารถคิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้เท่ากับร้อยละ 50.7

ที่ SRT 15 วัน ค่า SCOD ในระบบมีค่าเท่ากับ 157 mg/l หลังจากเติมน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ SCOD เท่ากับ 2,481 mg/l หลังจากสิ้นสุดช่วงเติมน้ำเสีย (ชั่วโมงที่ 0-0.5) ค่า SCOD ลดลงเหลือ 1,102 mg/l สามารถคำนวณประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้เป็นร้อยละ 58.22 และคำนวณอัตราการลดลงของ SCOD ได้เท่ากับ 51.2 mg SCOD/นาที่ หลังจากนั้นค่า SCOD จะลดลงเรื่อย ๆ ในช่วง 6 ชั่วโมงแรกซึ่งเป็นช่วงแอนแอโรบิกค่า SCOD ลดลงจาก 1,102 mg/l เหลือ 78 mg/l ซึ่งถ้าคิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD จากช่วงเติมน้ำเสียถึงสิ้นสุดช่วงแอนแอโรบิก (ชั่วโมงที่ 6) ได้เท่ากับร้อยละ 87.8 เมื่อหาความสัมพันธ์ของ SCOD กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิกได้ความสัมพันธ์เป็นแบบ linear regression ดังสมการ  $SCOD = -1.9289t + 823.32$  ( $r^2=0.4875$ ) ดงภาพประกอบ 30 (b) และในช่วงแอโรบิก (ชั่วโมงที่ 6-10.5) ค่า SCOD ลดลงจาก 157 mg/l เหลือ 78 mg/l สามารถคิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้เท่ากับร้อยละ 50

ที่ SRT 20 วัน ค่า SCOD ในระบบมีค่าเท่ากับ 78 mg/l หลังจากเติมน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ SCOD เท่ากับ 2,481 mg/l หลังจากสิ้นสุดช่วงเติมน้ำเสีย (ชั่วโมงที่ 0-0.5) ค่า SCOD ลดลงเหลือ 1,023 mg/l สามารถคำนวณประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้เป็นร้อยละ 60.0 และคำนวณอัตราการลดลงของ SCOD ได้เท่ากับ 51.2 mg SCOD/นาที่ หลังจากนั้นค่า SCOD จะลดลงเรื่อย ๆ ในช่วง 6 ชั่วโมงแรกซึ่งเป็นช่วงแอนแอโรบิกค่า SCOD ลดลงจาก 1,023 mg/l เหลือ 236 mg/l ซึ่งถ้าคิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD จากช่วงเติมน้ำเสียถึงสิ้นสุดช่วงแอนแอโรบิก (ชั่วโมงที่ 6) ได้เท่ากับร้อยละ 92.4 เมื่อหาความสัมพันธ์ของ SCOD กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิกได้ความสัมพันธ์เป็นแบบ linear regression ดังสมการ  $SCOD = -2.87t + 1113.5$  ( $r^2=0.938$ ) ดงภาพประกอบ 30 (c) และในช่วงแอโรบิก (ชั่วโมงที่ 6-10.5) ค่า SCOD ลดลงจาก 236 mg/l เหลือ 78 mg/l สามารถคิดประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ในช่วงนี้ได้เท่ากับร้อยละ 60.9 จะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD จะเกิดในช่วง แอนแอโรบิกมากกว่าช่วงแอโรบิก



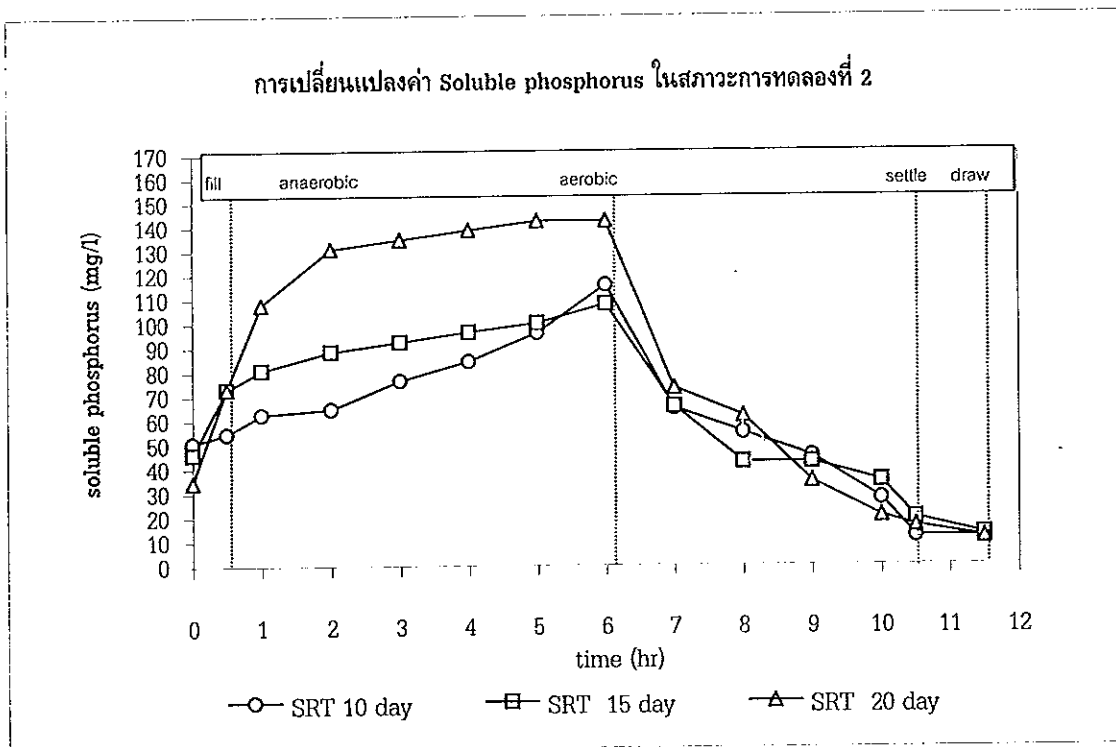
ภาพประกอบ 29 การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 2 ข้อมูล ณ วันที่ 63 ของการทดลอง



ภาพประกอบ 30 (a), (b), (c) ความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิกของสภาวะการทดลองที่ 2 ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน

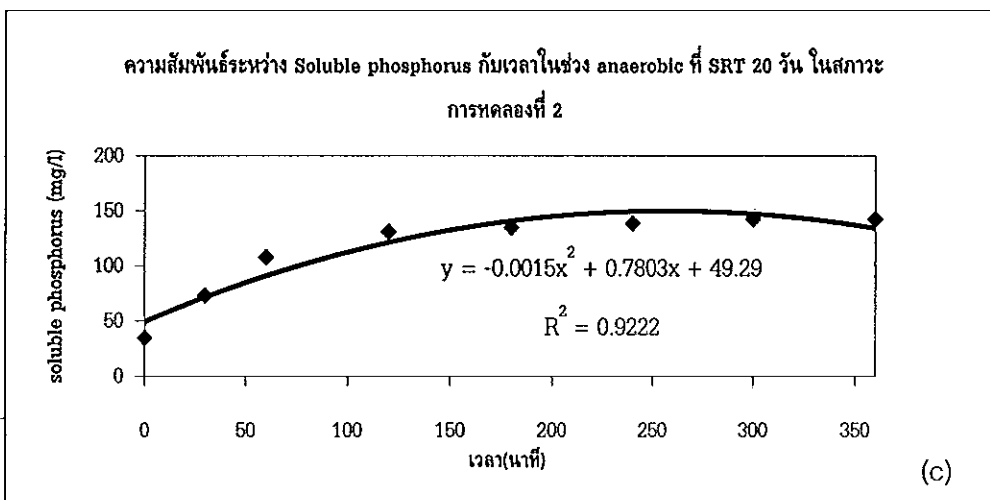
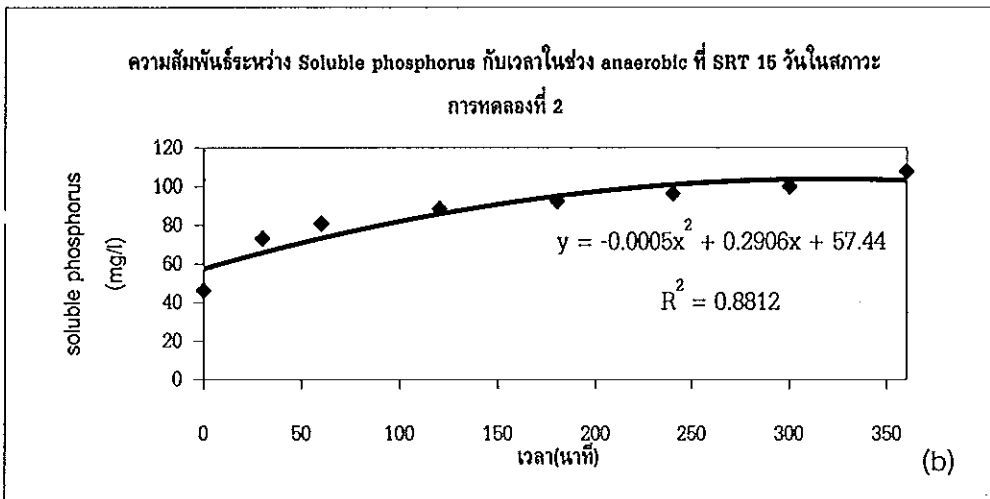
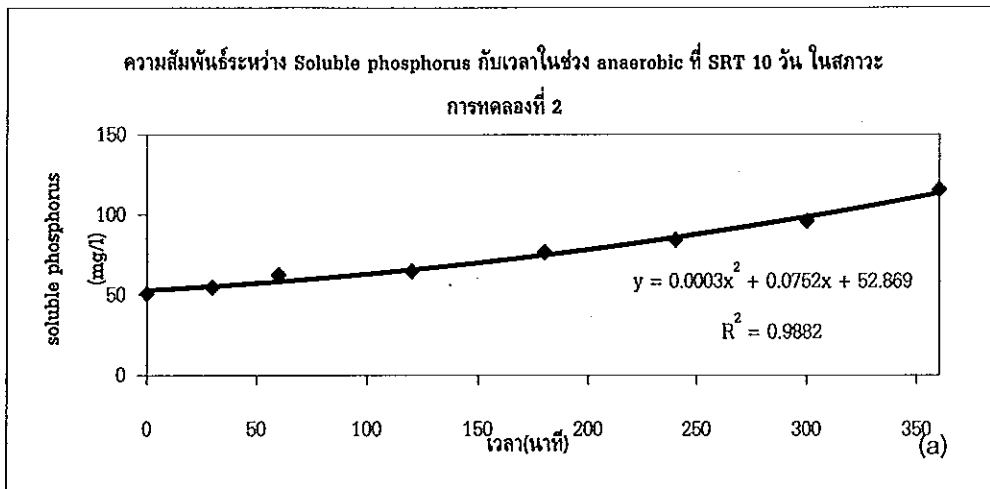
### 3.2.4.3 ค่า $\text{SPO}_4\text{-P}$

การเปลี่ยนแปลงของค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน จะพบว่ามีแนวโน้มคล้ายกัน กล่าวคือในช่วงเติมน้ำเสียค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  จะเพิ่มขึ้นเนื่องจากในช่วงนี้จุลินทรีย์มีการใช้สารอินทรีย์ และมีการคายฟอสฟอรัสออกมานอกเซลล์ กล่าวคือ ที่ SRT 10 วันค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  เพิ่มขึ้นจาก 50.78 mg/l เป็น 115.6 mg/l ที่ SRT 15 วัน ค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  เพิ่มขึ้นจาก 46.2 mg/l เป็น 107.7 mg/l และที่ SRT 20 วันค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  เพิ่มขึ้นจาก 34.6 mg/l เป็น 142.3 mg/l ดังภาพประกอบ 31 และเมื่อหาความสัมพันธ์ระหว่าง  $\text{SPO}_4\text{-P}$  กับ เวลาจะได้รับความสัมพันธ์เป็นแบบ non linear ดังภาพประกอบ 32 (a), (b), (c) สำหรับ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ หลังจากชั่วโมงที่ 6 ซึ่งเป็นช่วงแอโรบิก ค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  จะลดลง กล่าวคือ มีค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ลดลงเหลือ 11.72 12.6 และ 11.24 mg/l และเมื่อนำค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ในช่วงแอโรบิกมาหาความสัมพันธ์กับเวลา พบว่ามีความสัมพันธ์เป็นแบบ linear regression ดังภาพประกอบ 33 (a), (b) และ (c)

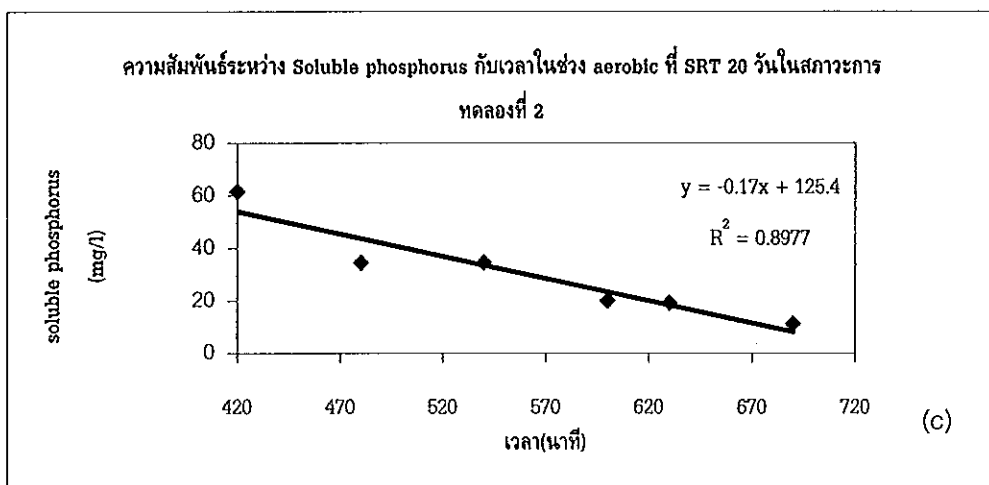
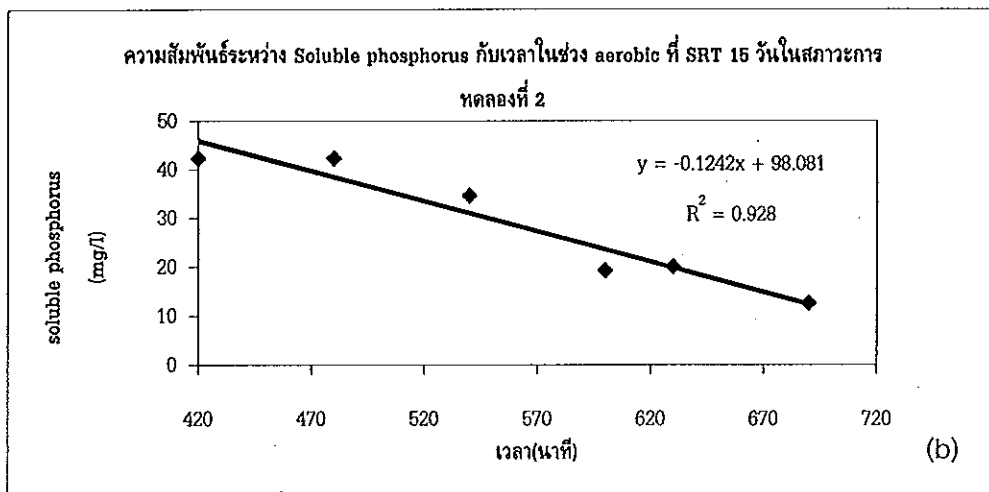
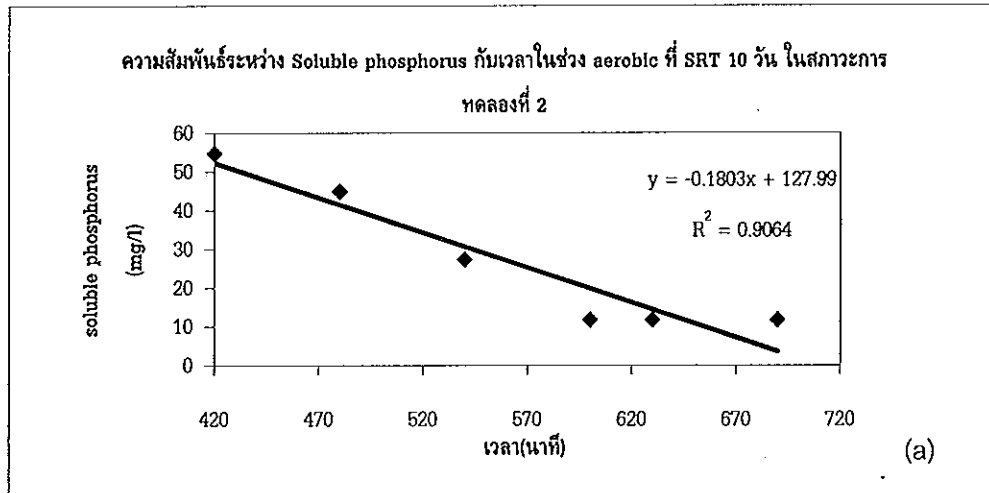


ภาพประกอบ 31 การเปลี่ยนแปลงของค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 2 ข้อมูล ณ วันที่ 63 ของการทดลอง





ภาพประกอบ 32 (a), (b), (c) ความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4\text{-P}$  กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิกของสภาวะการทดลองที่ 2 ที่ SRT 10, 15 และ 20 วัน



ภาพประกอบ 33 (a), (b), (c) ความสัมพันธ์ระหว่าง  $\text{SPO}_4\text{-P}$  กับเวลาในช่วงแอโรบิกของสภาวะการทดลองที่ 2 ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน

จากผลการทดลองในสภาวะการทดลองที่ 2 การเพิ่มขึ้นของค่า  $SPO_4\text{-P}$  ในช่วงแอนแอโรบิกที่ SRT 20 วันจะมีค่าค่อนข้างสูงแม้ว่าจะมีค่าต่ำกว่า SRT 10 วันเล็กน้อย แต่อัตราการลดลงของ SCOD ที่ SRT 20 วันจะดีกว่าที่ SRT อื่นๆ สอดคล้องกับค่าอัตราการลดลงของ  $SPO_4\text{-P}$  ในช่วงแอโรบิก ซึ่งที่ SRT 20 วัน จะลดลงในอัตราที่เร็วที่สุดเช่นกัน ดังนั้นที่ SRT 20 วันของสภาวะการทดลองที่ 2 เหมาะที่จะนำไปใช้งานจริงได้ดีกว่าที่ SRT อื่นๆ เพราะระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด TP และ  $SPO_4\text{-P}$  ได้ดีกว่าและปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ต้องกำจัดก็น้อยกว่าด้วย

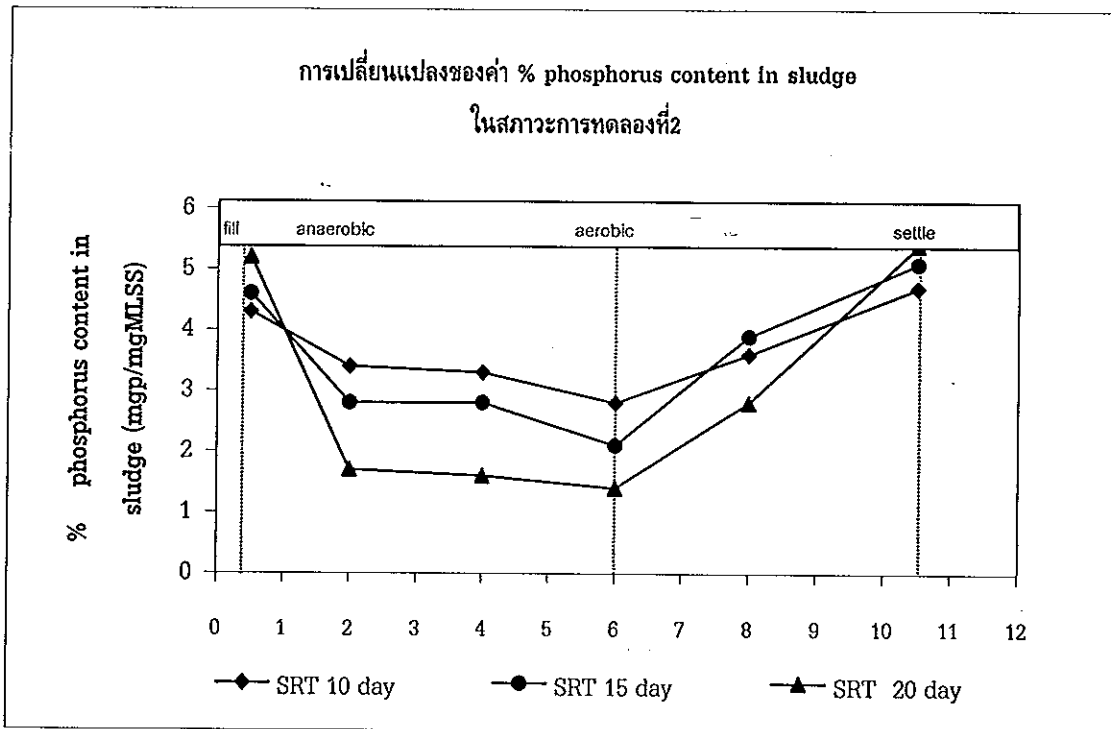
#### 3.2.4.4 ค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดใน Mixed liquor ( Mixed liquor total phosphorus)

จากการศึกษาค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดใน Mixed liquor ในวัฏจักรโดยทำการเก็บตัวอย่าง Mixed liquor ในระบบที่ช่วงเวลาต่าง ๆ คือในช่วง 0.5, 2, 4, 6, 8, 10.5 เพื่อหาค่า ค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดใน Mixed liquor ( Mixed liquor total phosphorus :MLTP) พบว่าการเปลี่ยนแปลงของค่า MLTP ทั้ง 3 ค่า SRT มีลักษณะคล้ายกันกล่าวคือ ในช่วงแรกซึ่งเป็นช่วงแอนแอโรบิกค่า MLTP ลดลงเนื่องจากในช่วงแรกจุลินทรีย์มีการคายฟอสฟอรัสออกจากเซลล์ หลังจากนั้นค่า MLTP จะเพิ่มขึ้นในช่วงแอโรบิกนั้น แสดงว่าในช่วงนี้จุลินทรีย์มีการใช้ฟอสฟอรัสและมีการเก็บไว้ในเซลล์และจะเห็นว่าในช่วงท้ายของช่วงแอโรบิก ก่อนช่วงตกตะกอนค่า MLTP จะมีค่าสูงสุด และสามารถคำนวณปริมาณ % phosphorus content in sludge ได้จากสูตรดังนี้

$$p_c = \frac{MLTP - (SPO_4\text{-P}) \times 100}{MLSS}$$

โดยที่ $P_c$	=	phosphorus content in sludge (% mg P/mg MLSS,)
MLTP	=	Mixed liquor total phosphorus (mg/l)
$SPO_4\text{-P}$	=	Soluble phosphorus (mg/l)
MLSS	=	Mixed liquor suspended solids (mg/l)

จากผลการทดลองจะพบว่า ค่า  $P_c$  จะเปลี่ยนแปลงตามช่วงเวลา กล่าวคือในช่วงแอนแอโรบิกค่า  $P_c$  จะต่ำกว่าในช่วงแอโรบิก และจะมีค่า  $P_c$  สูงสุดในช่วง แอโรบิก 2 ก่อนที่จะมีการตกตะกอน และจากผลการทดลองจะเห็นว่าค่า  $P_c$  จะเพิ่มขึ้นตาม SRT กล่าวคือมีค่า  $P_c$  เท่ากับ 4.7 %mg P/mg MLSS 5.1 % mg P/mg MLSS และ 5.4 mg P/mg MLSS สำหรับ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ ดังภาพประกอบ 34



ภาพประกอบ 34 การเปลี่ยนแปลงของค่า MLTP ในวัฏจักรที่สภาวะคงที่ของสภาวะการทดลองที่ 2 ข้อมูล ณ วันที่ 63 ของการทดลอง

### 3.2.5 การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ (Kinetic Coefficients)

จากผลการทดลองทั้งสภาวะการทดลองที่ 1 และ สภาวะการทดลองที่ 2 สามารถนำมาหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ ได้ดังนี้

#### 3.2.5.1 การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของสภาวะการทดลองที่ 1

ก. การหาค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิตผล (Yield Coefficients:Y) ค่าสัมประสิทธิ์การย่อยสลายตัวของเซลล์ (Endogeneous decay coefficient :  $K_d$ )

จากผลการทดลอง สามารถหาค่า Y และ  $K_d$  ได้ ซึ่งมีข้อมูลที่ต้องใช้ในการหาดังตาราง ที่ 7

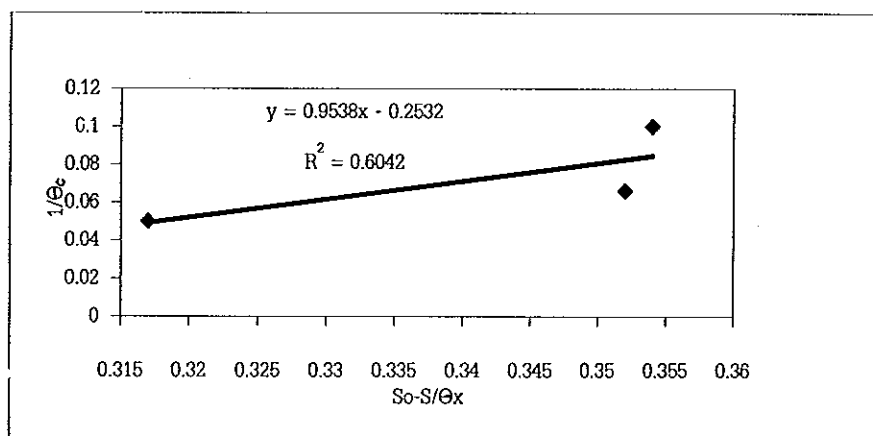
ตาราง 7 ค่าที่จำเป็นในการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของสภาวะการทดลองที่ 1

$S_o$ (mg/l)	$S$ (mg/l)	$\theta_c$ (d)	$X$ (mg/l)	$S_o - S$ (mg/l)	$X\theta$ (mg/l.d)	$1/\theta_c$ (d <sup>-1</sup> )	$S_o - S/X\theta$ (mgCOD/mgMLVSS.d)
2,280	192	10	5,887	2,088	5,887	0.1	0.354
2,280	172	15	5,987	2,108	5,987	0.067	0.352
2,280	169	20	6,646	2,111	6,646	0.05	0.317

เมื่อ  $S_o$  = influent SCOD (mg/l)  
 $S$  = effluent SCOD (mg/l)  
 $\theta_c$  = SRT (day)  
 $X$  = MLVSS (mg/l)  
 $\theta$  = HRT(day)

จากสมการ  $\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{S_o - S}{X\theta} - K_d$  (Metcalf and Eddy ,1991) ③

เมื่อทำการ plote กราฟระหว่าง  $\frac{1}{\theta_c}$  กับ  $\frac{S_o - S}{X\theta}$

ภาพประกอบ 35 การหาค่า  $Y, K_d$  ของสภาวะการทดลองที่ 1

จากภาพประกอบ 35 ได้สมการ  $Y = 0.9538X - 0.2532$   
 จะสามารถหาค่า  $Y$  และค่า  $K_d$  คือได้ ค่า  $Y$  เท่ากับ  $0.9538 \text{ mg MLVSS / mg SCOD}$   
 ค่า  $K_d$  เท่ากับ  $0.2532 \text{ d}^{-1}$

### 3.2.5.2 การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของสภาวะการทดลองที่ 2

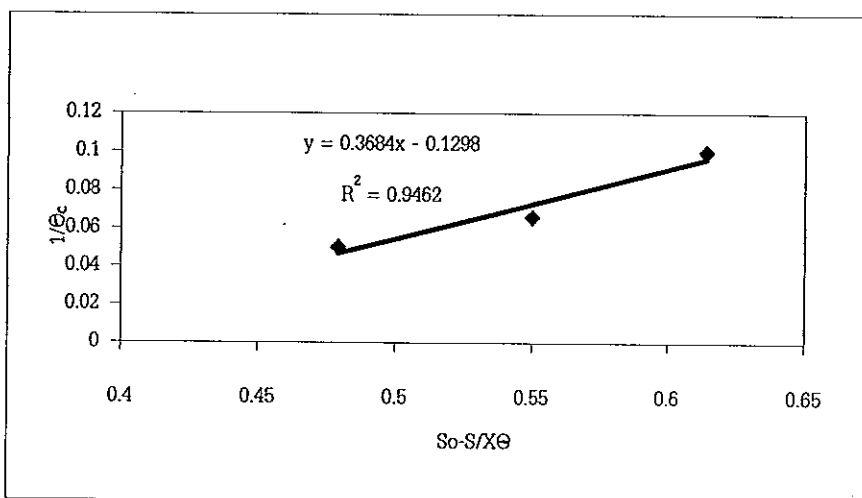
ก. การหาค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิตผล (Yield Coefficients:Y) ค่าสัมประสิทธิ์การย่อยสลายตัวของเซลล์ (Endogeneous decay coefficient :  $K_d$ ) ข้อมูลที่ต้องใช้ในการหาค่า  $Y$  และ  $K_d$  ในสภาวะการทดลองที่ 2 เป็นดังตาราง 8

ตาราง 8 ค่าที่จำเป็นในการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ ของสภาวะการทดลองที่ 2

$S_0$ (mg/l)	$S$ (mg/l)	$\theta_c$ (d)	$X$ (mg/l)	$S_0 - S$ (mg/l)	$X\theta$ (mg/l.d)	$S_0 - S / X\theta$ (mg COD/mg MLVSS.d)	$1/\theta_c$ (d <sup>-1</sup> )
2,375	130	10	3,654	2,245	3,654	0.61	0.1
2,293	76	15	4,010	2,217	4,010	0.55	0.067
2,293	81	20	4,616	2,212	4,616	0.48	0.05

จากสมการ  $\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{S_0 - S}{X\theta} - K_d$  (Metcalf and Eddy ,1991)

เมื่อทำการ plote กราฟระหว่าง  $\frac{1}{\theta_c}$  กับ  $\frac{S_0 - S}{X\theta}$



ภาพประกอบ 36 การหาค่า  $Y, K_d$  ของสภาวะการทดลองที่ 2

สมการจากกราฟ ภาพประกอบ 36  $Y = 0.3684X - 0.1298$

จะสามารถหาค่า Y และค่า  $K_d$  ได้

จากกราฟ ได้ ค่า Y เท่ากับ  $0.3684 \text{ mgMLVSS/ mgSCOD}$

ค่า  $K_d$  เท่ากับ  $0.1298 \text{ d}^{-1}$

### 3.2.6 ผลการทดลองของการศึกษา Batch test

จากผลการทดลองในสภาวะ 2 เมื่อทำการทดลองจนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้วได้นำตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ (reactor) ที่ 3 (SRT เท่ากับ 20 วัน) มาทำการทดลองแบบ batch test 2 แบบ คือ แบบแอนแอโรบิก ซึ่งหลังจากเติมน้ำเสียจะไม่มีการเติมอากาศแต่มีการกวน และแบบแอโรบิก ซึ่งจะมีการเติมอากาศทันทีหลังจากเติมน้ำเสีย หลังจากเก็บตัวอย่างตามเวลาที่กำหนดดังรายละเอียดในหัวข้อ 2.3.5 หลังจากได้ทำการทดลองและเก็บตัวอย่างน้ำตามช่วงเวลาต่าง ๆ แล้วปรากฏผลดังนี้

#### 3.2.6.1 แอนแอโรบิก Batch test

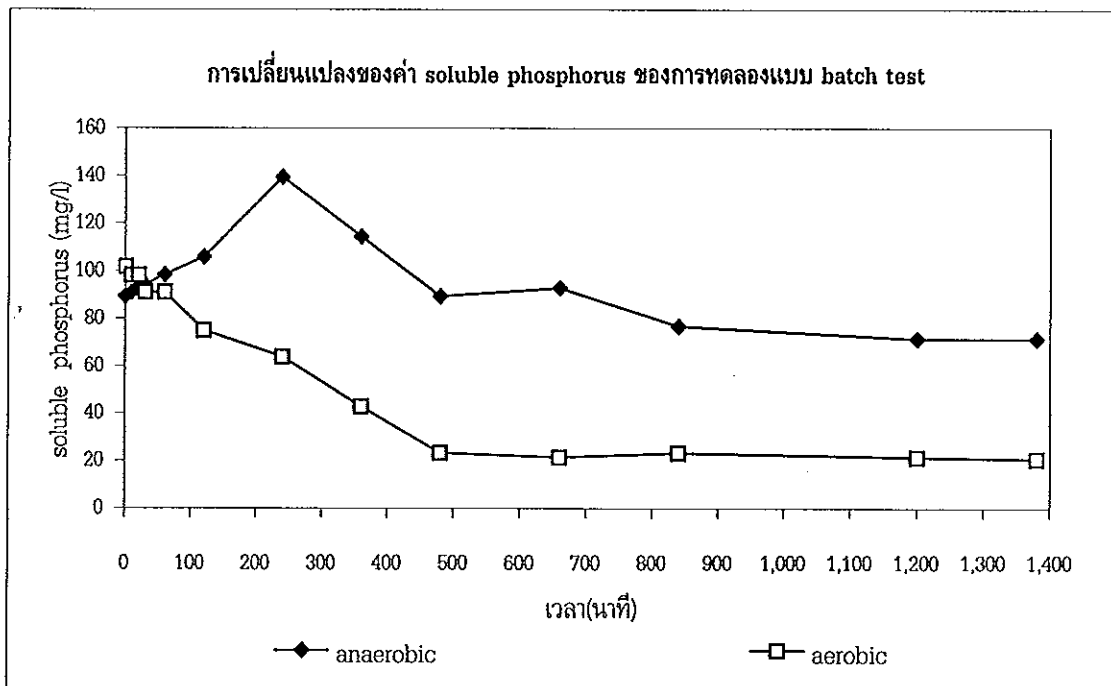
จากภาพประกอบ 38 จะเห็นว่า ค่า SCOD หลังเติมน้ำเสียมีค่าเท่ากับ  $1,100 \text{ mg/l}$  ในช่วง 4 ชั่วโมงแรกค่า SCOD จะลดลงเหลือ  $156 \text{ mg/l}$  และเมื่อสิ้นสุดชั่วโมงที่ 23 ค่า SCOD ลดลงเหลือเท่ากับ  $39 \text{ mg/l}$  จากผลการทดลองจะเห็นว่า การใช้ SCOD จะเกิดขึ้นสูงในช่วง 4 ชั่วโมงแรกเช่นเดียวกับการคายฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นในช่วงนี้ด้วย ซึ่งเมื่อหาความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับเวลาในช่วง 4 ชั่วโมงแรกจะได้รับความสัมพันธ์เป็นแบบ linear regression ดังสมการ  $SCOD = -3.731t + 1006.3$  ( $r^2=0.9407$ ) ดังภาพประกอบ 39 (a) ส่วนการเปลี่ยนแปลงของค่า  $SPO_4\text{-P}$  กับเวลาเป็นดังภาพประกอบ 37 จะเห็นว่าค่า  $SPO_4\text{-P}$  ในช่วง 4 ชั่วโมงแรกจะเพิ่มจาก  $89.3 \text{ mg/l}$  เป็น  $139 \text{ mg/l}$  หลังจากนั้นค่า  $SPO_4\text{-P}$  จะลดลงและ ณ ชั่วโมงที่ 23 ค่า  $SPO_4\text{-P}$  ลดลง เหลือ  $71.4 \text{ mg/l}$  และเมื่อหาความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4\text{-P}$  กับเวลาในช่วง 4 ชั่วโมงแรกพบว่าได้รับความสัมพันธ์เป็นแบบ non linear ดังสมการ  $SPO_4\text{-P} = 0.0005t^2 + 0.0786t + 90.53$  ( $r^2=0.9963$ ) ดังภาพประกอบ 39 (b) และเมื่อหาความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับ  $SPO_4\text{-P}$  ในช่วง 4 ชั่วโมงแรกจะได้รับความสัมพันธ์แบบ linear regression ดังสมการ  $SPO_4\text{-P} = -0.0498SCOD + 138.93$  ( $r^2=0.8784$ ) ดังภาพประกอบ 39 (c)

#### 3.2.6.2 แอโรบิก Batch Test

จากภาพประกอบ 38 ค่า SCOD หลังเติมน้ำเสียมีค่าเท่ากับ  $1,176 \text{ mg/l}$  หลังจากนั้นในช่วง 4 ชั่วโมง ค่า SCOD จะลดลงเหลือ  $78 \text{ mg/l}$  และเมื่อสิ้นสุดชั่วโมงที่ 23 ค่า SCOD ลดลงเหลือ  $39 \text{ mg/l}$  เมื่อหาความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับเวลาในช่วง 4 ชั่วโมงแรกของ aerobic batch test มีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรง ดังสมการ  $SCOD = -4.229t + 1096.1$  ( $r^2=88.14$ ) ดังภาพประกอบ 39 (d) ส่วนค่า  $SPO_4\text{-P}$  หลังเติมน้ำเสียมีค่า  $SPO_4\text{-P}$  เท่ากับ  $101.8 \text{ mg/l}$  หลังจากนั้น ณ ชั่วโมงที่ 23 ค่า  $SPO_4\text{-P}$  ลดลงเหลือ  $20.64 \text{ mg/l}$  ดังภาพประกอบ 37 และเมื่อหาความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4\text{-P}$  กับเวลาในช่วง 4 ชั่วโมงแรก

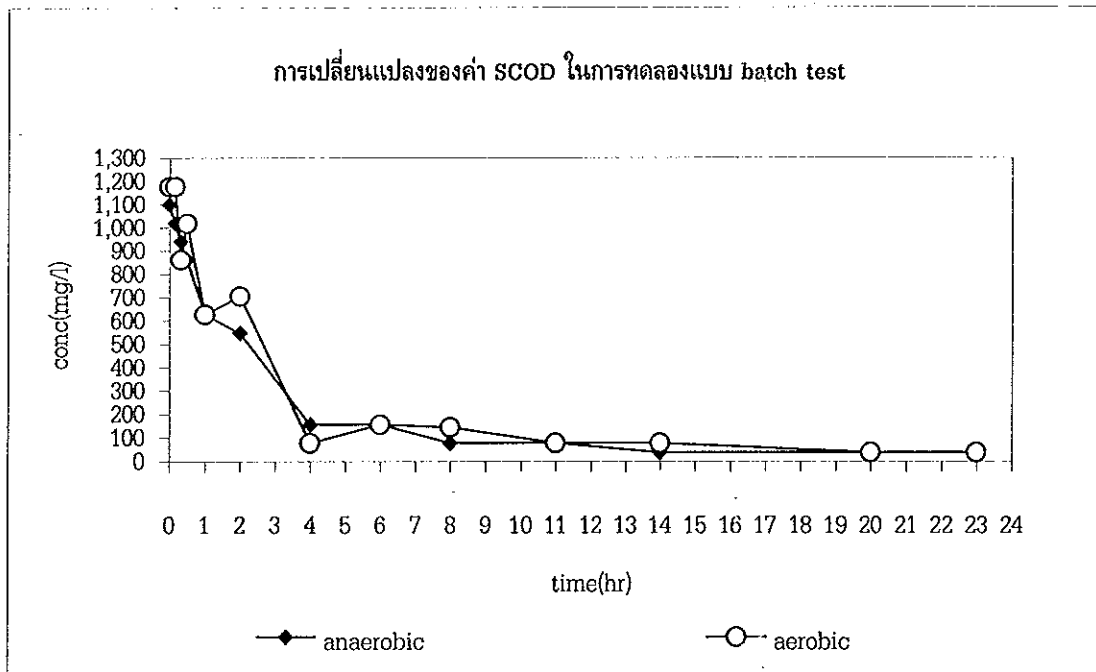
พบความสัมพันธ์เป็นแบบ linear regression ดังสมการ  $SPO_4\text{-P} = -0.1195t + 98.087$  ( $r^2=0.8287$ ) ดังภาพประกอบ 39 (e) แต่เมื่อทำการหาความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4\text{-P}$  กับเวลาตลอด 23 ชั่วโมง จะได้ความสัมพันธ์เป็นแบบ non linear ดังสมการ  $SPO_4\text{-P} = 84.146e^{-0.0013t}$  ดังภาพประกอบ 39 (f)

จากผลการทดลองจะเห็นว่า การลดลงของทั้งในการทดลองแบบ anaerobic batch test และแบบ aerobic batch test จะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วภายใน 4 ชั่วโมงแรกของการทดลองค่า SCOD จะลดลงเร็วมาก แสดงว่าจุลินทรีย์มีความสามารถในการดูดซึมสารอาหารได้ภายใน 4 ชั่วโมง ซึ่งสอดคล้องกับการเพิ่มขึ้นของค่า  $SPO_4\text{-P}$  ของการทดลองแบบ anaerobic batch test ซึ่งในการทดลองแบบ anaerobic batch test ค่า  $SPO_4\text{-P}$  จะเพิ่มขึ้นสูงสุดในชั่วโมงที่ 4 เช่นกัน ดังนั้นจะเห็นว่าแม้ว่าระยะเวลาแอนแอโรบิกจะยาวนานขึ้น แต่ถ้าสารอาหารในระบบเหลือน้อยก็ จะไม่มีการคายฟอสฟอรัสออกมา ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่าระยะเวลาแอนแอโรบิกที่เหมาะสมควรอยู่ที่ 4 ชั่วโมง ซึ่งหลังจากชั่วโมงที่ 4 ค่า  $SPO_4\text{-P}$  จะลดลง ทั้งนี้เนื่องจากในช่วงนี้ค่า SCOD ในระบบเหลือน้อยมาก ส่วนในการทดลองแบบ aerobic batch test นั้นค่า  $SPO_4\text{-P}$  จะลดลง เพราะในสภาวะมีอากาศจะไม่มีการคายฟอสฟอรัสออกมาแต่จะมีการใช้ฟอสฟอรัส

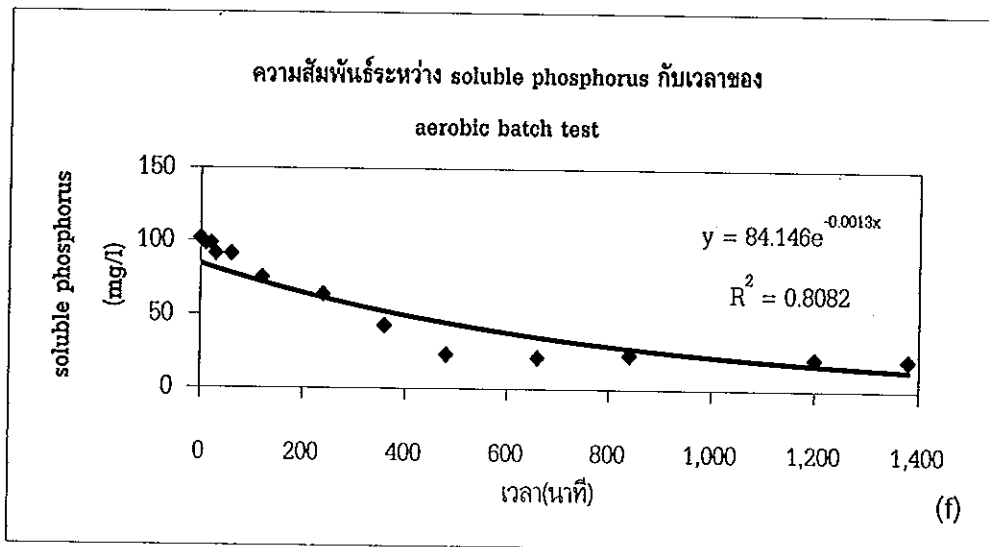
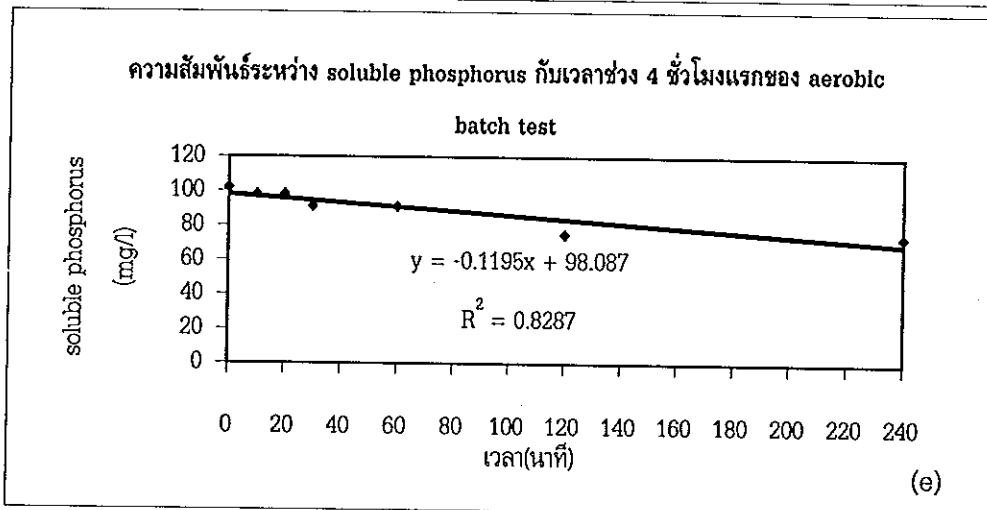
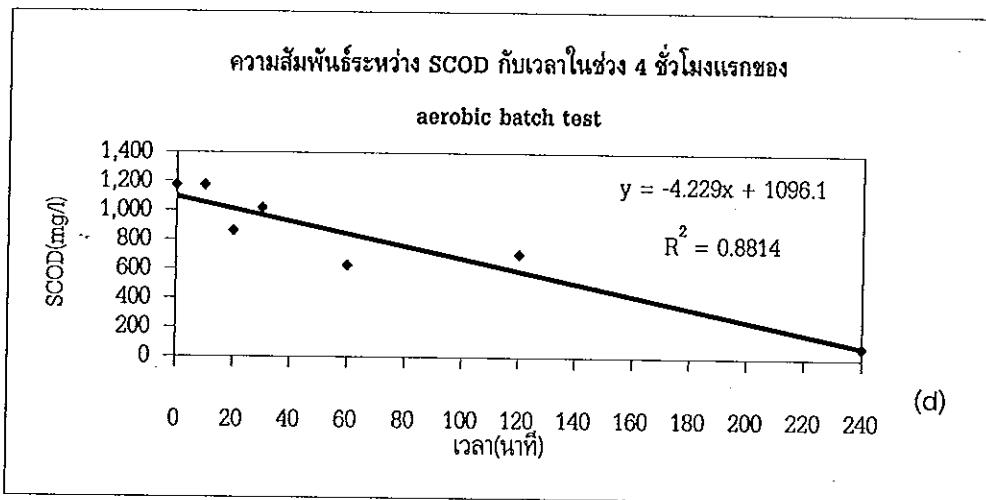


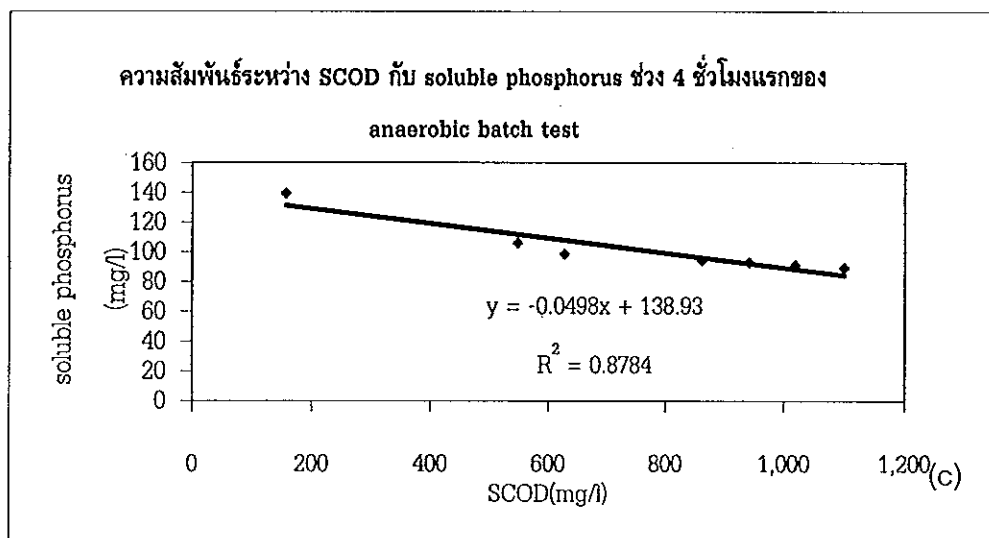
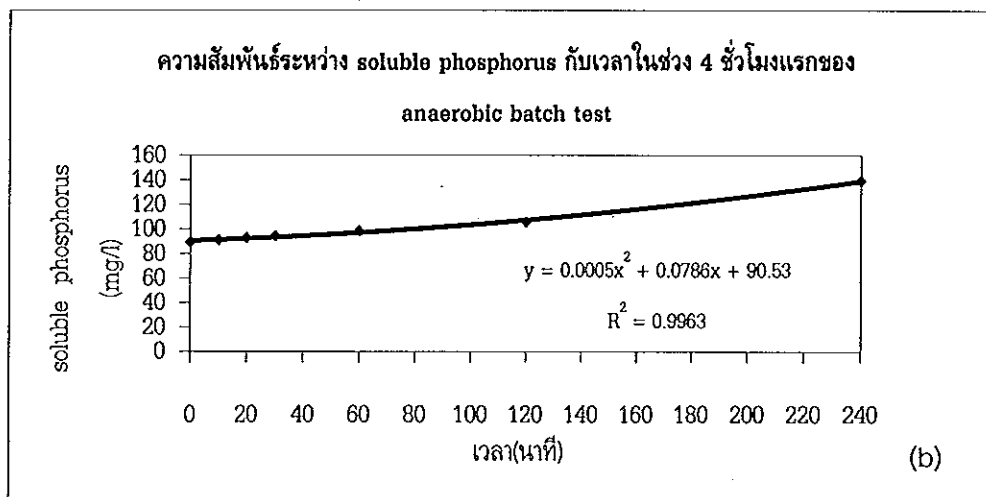
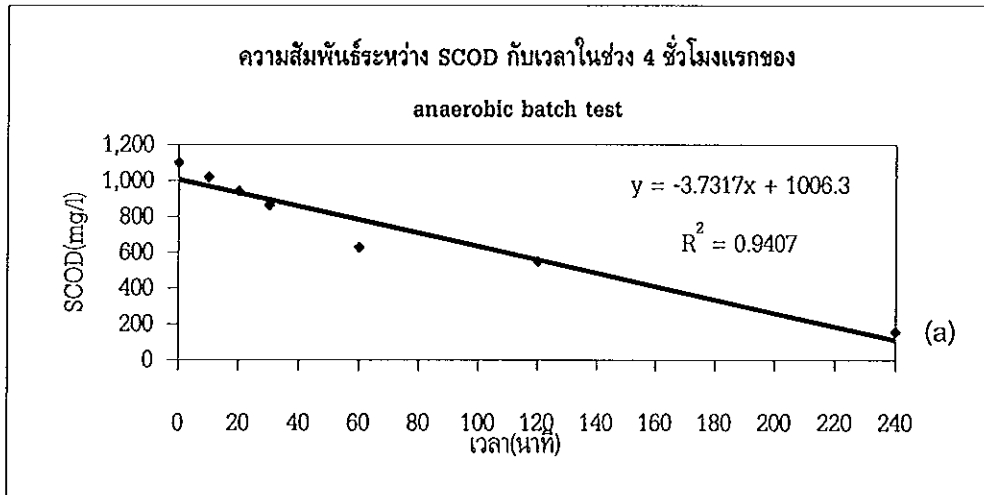
ภาพประกอบ 37 การเปลี่ยนแปลงของค่า  $SPO_4\text{-P}$  ในการทดลองแบบ Batch test





ภาพประกอบ 38 การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ในการทดลองแบบ Batch test





ภาพประกอบ 39 (a), (b), (c), (d), (e), (f) ความสัมพันธ์ของตัวแปรต่าง ๆ ในการทดลองแบบ batch test

## บทที่ 4

### บทวิจารณ์

#### 4.1. ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

ผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงานโซติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกัด ที่ใช้ในการทดลองพบว่า มีค่า BOD<sub>5</sub> อยู่ในช่วง 3,300-10,400 mg/l เฉลี่ย  $5,602 \pm 1512$  mg/l COD อยู่ในช่วง 5,555-12,888 mg/l เฉลี่ย  $7,132 \pm 1,422$  mg/l TKN อยู่ในช่วง 154-384mg/l เฉลี่ย  $263 \pm 53$  mg/l TP อยู่ในช่วง 34.14-84.15 mg/l เฉลี่ย  $51.81 \pm 16.84$  mg/l SPO<sub>4</sub>-P อยู่ในช่วง 12.4-57.64 mg/l เฉลี่ย  $38.52 \pm 17.76$  mg/l และ SS อยู่ในช่วง 680-1,420 mg/l เฉลี่ย  $903 \pm 215$  mg/l จากผลการทดลองจะเห็นว่าค่าตัวแปรลักษณะน้ำเสียที่ได้มีความแตกต่างในช่วงกว้างทั้งนี้เนื่องจากการเก็บตัวอย่างในบางครั้งจะมีไขมันลอยอยู่ในถังปรับสภาพน้ำเสียค่อนข้างมาก ซึ่งอาจทำให้ตัวอย่างน้ำที่เก็บมีไขมันปนมากด้วย

จากลักษณะน้ำเสียดังกล่าวจะเห็นว่าปริมาณสารอินทรีย์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสค่อนข้างสูงเมื่อนำมาหาอัตราส่วน BOD<sub>5</sub> : N : TP ได้เท่ากับ 108 : 5 : 1 ซึ่งจะเห็นว่าน้ำเสียจากโรงงานโซติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกัด มีความเหมาะสมในการบำบัดโดยวิธีการทางชีววิทยา ซึ่งอัตราส่วนของสารอาหารที่จำเป็นที่กำหนดไว้สำหรับการบำบัดทางชีววิทยาควรมีค่า BOD<sub>5</sub> : N : P เท่ากับ 100 : 5 : 1 และเมื่อคำนวณอัตราส่วนระหว่าง BOD<sub>5</sub> : TP ได้เท่ากับ 108 ซึ่งเหมาะที่จะใช้ในการบำบัดฟอสฟอรัสทางชีววิทยาได้ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Tetrauit, et al .(1986) ที่รายงานว่าอัตราส่วนระหว่าง BOD<sub>5</sub> : SPO<sub>4</sub>-P ควรมีค่ามากกว่า 15 จึงจะทำให้การกำจัดฟอสฟอรัสได้ผลดี ส่วนในการทดลองนี้มีค่า BOD<sub>5</sub> : SPO<sub>4</sub>-P เท่ากับ 145 ส่วน Bowker and Stensel .(1990) รายงานว่าในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้นควรมีค่าอัตราส่วน BOD<sub>5</sub> : TP ควรมีค่าเท่ากับ 20 : 1 เป็นอย่างน้อยจึงจะทำให้สามารถกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้ผลดี สำหรับอัตราส่วนระหว่าง COD : TKN จากการทดลองนี้มีค่าเท่ากับ 27 ซึ่งเป็นค่าที่ค่อนข้างสูงที่อัตราส่วนระหว่าง COD : TKN สูงการกำจัดฟอสฟอรัสจะเกิดได้ดีทั้งนี้เนื่องจาก ที่สภาวะที่นี้จะทำให้จุลินทรีย์พวกที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษ (phosphorus accumulating organisms) ชอบทำให้จุลินทรีย์กลุ่มนี้ปรับตัวได้เร็วและส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีขึ้น Irvine and Manning (1985)

#### 4.2. การเข้าสู่สภาวะคงที่

จากผลการทดลองของระบบน้ำเสียจำลองในห้องปฏิบัติการพบว่า ในสภาวะการทดลองที่ 1 ใช้เวลามากกว่าในสภาวะการทดลองที่ 2 ทั้งนี้อาจเนื่องจากในสภาวะการทดลองที่ 2 ได้ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ที่เหลือจากสภาวะการทดลองที่ 1 ซึ่งเป็นจุลินทรีย์กลุ่มที่ปรับตัวกับระบบได้แล้ว ส่วนในสภาวะการทดลองที่ 1 ใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากห้องดูดตะกอนกลับของระบบบำบัดของโรงงานโซติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิต

ซึ่งจุลินทรีย์ต้องใช้เวลาในการปรับตัวมากกว่า แต่ถ้าพิจารณาตัวแปรลักษณะน้ำเสียต่าง ๆ ที่ค่อนข้างคงที่แล้ว พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD, SS ตั้งแต่ในวันแรก ๆ (ประมาณวันที่ 8) ของการทดลอง เติระบบ ซึ่งระบบมีประสิทธิภาพอยู่ในช่วงร้อยละ 80-90 จะเห็นว่าระบบ SBR มีประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD และ SS ดี แต่ในขณะนั้นระบบยังไม่มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส ทั้งในรูป  $SPO_4-P$  และ ฟอสฟอรัสทั้งหมด

ในสภาวะการทดลองที่ 1 ค่าฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งเริ่มคงที่หลังจากสัปดาห์ที่ 5-6 ทั้ง 3 ค่า SRT ใน SRT ที่ต่ำกว่าระบบจะเข้าสู่สภาวะคงที่เร็วกว่า SRT ที่สูงกว่าเล็กน้อย ทั้งนี้เนื่องจากค่า MLSS ของทั้ง 3 SRT เริ่มที่จะคงที่ในประมาณสัปดาห์ที่ 6 ส่วนในสภาวะการทดลองที่ 2 ค่าฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งเริ่มคงที่ในช่วง สัปดาห์ที่ 3 ค่า MLSS เริ่มคงที่ในช่วงสัปดาห์ที่ 3 เช่นกัน ซึ่งจะเห็นว่าระบบเริ่มมีประสิทธิภาพในการกำจัด ฟอสฟอรัสประมาณวันที่ 14-23 ซึ่ง Irvine and Manning (1985) สรุปว่าการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ SBR จะเกิดขึ้นประมาณสัปดาห์ที่ 5 แต่ทั้งนี้ก็ขึ้นอยู่กับอัตราส่วนของ COD:TKN กล่าวคือถ้าอัตราส่วนของ COD:TKN สูง การกำจัดฟอสฟอรัสก็จะเกิดเร็วกว่า ซึ่งในการทดลองของเขามีค่าอัตราส่วนของ COD:TKN เท่ากับ 7.5 ซึ่งจะเห็นว่าในการทดลองนี้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเร็วกว่า และเมื่อเปรียบ เทียบกับผลการทดลองของ Raveendran (1989) ซึ่งมีค่าอัตราส่วนของ COD:TKN ประมาณ 15-20 พบว่ามี ระยะเวลาในการกำจัดฟอสฟอรัสใกล้เคียงกับการทดลองนี้คือประมาณสัปดาห์ที่ 3 ซึ่งในการทดลองนี้มีค่า COD:TKN เท่ากับ 27 การที่มีอัตราส่วนระหว่าง COD:TKN สูงทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด ฟอสฟอรัสเร็วทั้งนี้เนื่องจากถ้ามีค่า TKN สูงก็ทำให้มีออกไซด์ของไนโตรเจนอยู่ในระบบสูง Barnard (1975), Malnou, et al. (1984) รายงานว่าออกไซด์ของไนโตรเจนพวกไนเตรต จะขัดขวางการคาย (release) ของ ฟอสฟอรัสในช่วงไร้อากาศ (anaerobic) ซึ่งจะส่งผลให้การใช้ (uptake) ฟอสฟอรัสในช่วงมีอากาศ (aerobic) ลดลง และส่งผลต่อประสิทธิภาพของการกำจัดฟอสฟอรัสลดลงด้วย แต่ถ้าเปรียบเทียบปริมาณฟอสฟอรัสใน น้ำทิ้ง จะพบว่าในการทดลองนี้มีค่าสูงกว่าการทดลองของ Irvine and Manning ทั้งนี้เนื่องจากการ ทดลองนี้มีออกซิเจนเหลืออยู่ในวัฏจักรค่อนข้างสูง ปริมาณออกซิเจนละลายที่เหลือในระบบจะมีผลต่อการ กำจัดฟอสฟอรัสด้วย ซึ่งจะกล่าวในหัวข้อต่อไป

ส่วนในสภาวะการทดลองที่ 2 ซึ่งได้ทำการทดลองต่อจากสภาวะการทดลองที่ 1 จะเห็นว่าระบบมี ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเร็วกว่าการทดลองที่ 1 ทั้งนี้เนื่องจากในระบบมีจุลินทรีย์กลุ่มที่สามารถ สะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษ (phosphorus accumulating organism) อยู่แล้วทำให้จุลินทรีย์ใช้เวลาไม่ นานในการปรับตัว ซึ่งจะเห็นว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสประมาณ วันที่ 8 ของการเดิน ระบบ ซึ่งจะเร็วกว่าในสภาวะการทดลองที่ 1 แต่ในช่วงแรกประสิทธิภาพในการกำจัดก็ยังคงต่ำ ทั้งนี้เนื่องจาก จุลินทรีย์ต้องการเวลาในการปรับตัวกับรูปแบบการเติมอากาศแบบใหม่ของสภาวะการทดลองที่ 2 และหลัง จากนั้นระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสดีขึ้น แต่ฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งก็ยังคงสูงเหมือนการทดลองที่ 1 ทั้งนี้เนื่องจากการมีออกซิเจนเหลือในระบบสูง ซึ่งออกซิเจนที่เหลือในระบบมากเกินไปจะทำให้การคาย ฟอสฟอรัสในช่วงแอนแอโรบิคน้อย ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสจึงต่ำ

#### 4.3.ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียจำลองในห้องปฏิบัติการ

##### 4.3.1 อิทธิพลของ Mixed liquor suspended solids (MLSS)

การทดลองที่ 1 ได้เริ่มต้นที่มีค่า MLSS เท่ากับ 3,000 mg/l โดย Metcalf and Eddy (1979) ได้กำหนดความเข้มข้นของตะกอนแขวนลอยในระบบไว้เท่ากับ 3,000 mg/l เมื่อทำการเดินระบบ ค่า MLSS จะเพิ่มขึ้น ซึ่งในการทดลองที่ 1 ค่าจะเพิ่มสูงกว่าในการทดลองที่ 2 ทั้งนี้เนื่องจากทั้ง 2 การทดลอง มีรูปแบบการเติมอากาศที่แตกต่างกันในช่วงของการทำปฏิกิริยา (react) ดังกล่าวแล้วในบทที่ 2 และรูปแบบการเติมอากาศที่แตกต่างกันจะทำให้ค่า MLSS แตกต่างกัน จากผลการทดลองของปารินดา สุขสบาย (2539) ที่ใช้น้ำเสียจากโรงงานปลาหูนำมากรองโดยทดลองที่ระยะเวลาการเติมอากาศที่แตกต่างกัน พบว่ามีค่า MLSS แตกต่างกันด้วย แต่ทั้ง 2 สภาวะจะเห็นว่าค่า MLSS จะเพิ่มขึ้นตาม SRT สอดคล้องกับผลการศึกษาของ McClintock *et al*, (1988) ที่สรุปว่าค่า MLSS จะเพิ่มขึ้นตาม SRT ทั้งนี้เนื่องจากที่ SRT สูงกว่ามีการระบายตะกอน (waste sludge) ออกในปริมาณที่น้อยกว่าที่ค่า SRT ต่ำกว่า

##### 4.3.2 การกำจัด SCOD

จากผลการทดลองประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด SCOD ทั้ง 2 สภาวะการทดลองจะมีค่าใกล้เคียงกัน และเมื่อเปรียบเทียบในแต่ละ SRT ก็ไม่แตกต่างกันทั้งนี้เนื่องจากได้ทำการทดลองที่สภาวะและเงื่อนไขการทำงานที่เหมือนกัน มีรูปแบบการเติมอากาศเหมือนกันในแต่ละสภาวะ ระยะเวลาที่กักพักเหมือนกัน ซึ่งถ้าอัตราการเติมอากาศเหมาะสมจะทำให้การกำจัด COD เกิดเร็วและดี ซึ่งจะส่งผลต่อการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของระบบด้วย Raveendran (1989) และระบบ SBR มีลักษณะเด่นคือระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ดี ซึ่งผลการทดลองที่ได้พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD มีค่าใกล้เคียงกับผลการทดลองของ Raveendran (1989), Li (1987) วาสนา พิธีธรรมนงศ์สิน (2539) และปารินดา สุขสบาย (2539)

##### 4.3.3 การกำจัด SS ของระบบ

ผลการทดลองของสภาวะการทดลองที่ 1 ที่ SRT 10 วันระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด SS ดีที่สุด ส่วนในสภาวะการทดลองที่ 2 ที่ SRT 10 วัน มีประสิทธิภาพในการกำจัด SS ดีที่สุด แต่เมื่อพิจารณาปริมาณ SS ในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบอยู่ในช่วง 84-106 mg/l (สภาวะการทดลองที่ 1) และมีค่า 106-174 mg/l (สภาวะการทดลองที่ 2) ซึ่งค่า SS ยังสูงเกินกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งที่กำหนดให้มี SS ในน้ำทิ้งไม่เกิน 30 mg/l การที่ระบบ SBR มีประสิทธิภาพในการกำจัด SS ค่อนข้างต่ำทั้งนี้เนื่องจากการมีค่า DO ในระบบสูงซึ่ง มันลิน ตันทูลเวศม์ (2523) รายงานว่า การมีค่า DO ในระบบสูงก็เสมือนกับการมีความปั่นป่วนสูง ทำให้ฟล็อกจุลินทรีย์แตกได้ง่าย ดังนั้นถ้ามีค่า DO สูง หรือมีความปั่นป่วนของน้ำในระดับสูงก็จะทำให้ตะกอนแขวนลอยเหลือในน้ำทิ้งมาก

#### 4.3.4 การกำจัดฟอสฟอรัส

##### 4.3.4.1 การกำจัด $\text{SPO}_4\text{-P}$

การกำจัดฟอสฟอรัสของระบบทั้ง 2 สภาวะการทดลองจะเร็วหรือช้าขึ้นอยู่กับ อัตราส่วนของ COD : TKN ดังกล่าวแล้วในหัวข้อ 2 นอกจากนี้ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดฟอสฟอรัสยังขึ้นอยู่กับ COD ที่เข้าระบบ ซึ่ง Monoharan (1988) กล่าวว่าในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้นจะแปรผันกับความเข้มข้นของ COD ที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพ (ready biodegradable COD) และ COD จะเป็นลักษณะสำคัญที่มีผลต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ซึ่งจะเห็นว่า COD จะเกี่ยวข้องกับกระบวนการในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพดังนี้คือ ในกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้น จุลินทรีย์ต้องการสิ่งแวดล้อมที่เป็นสภาวะแอนแอโรบิก (anaerobic) และสภาวะแอโรบิก (aerobic) ซึ่งจุลินทรีย์จะมีการใช้ COD ในช่วงแอนแอโรบิก และในสภาวะนี้จะต้องมีทั้งออกซิเจนอิสระและออกซิเจนในรูปแบบอื่นเป็นตัวรับอิเล็กตรอนภายนอก ดังนั้นจะเกิดปรากฏการณ์คือ สารอินทรีย์ (COD) จะถูกแยกสลายด้วยน้ำ (hydrolysis) โดย enzyme ภายนอก (external enzyme) โดยพวกจุลินทรีย์ต่าง ๆ เป็น basic structure building block (higher organic acid) หลังจากนั้นพวก facultative & Obligate anaerobic bacteria จะทำการหมัก (fermentation) พวก higher organic acid ไปเป็น simple organic acid (VFA) เช่น acetic acid เพื่อให้ได้พลังงานในการดำรงชีพโดยใช้ Embden Meyerhof Pathway (EMP) และ จุลินทรีย์พวกที่สะสมฟอสฟอรัสได้และมี EMP ก็จะได้รับเอา VFA ได้ดีกว่า จุลินทรีย์ชนิดอื่นเมื่ออยู่ในสภาวะนี้ และมีการนำไปใช้ในการดำรงชีพและเก็บสะสมไว้ในเซลล์ในรูป PHB และพลังงานที่ได้จากการเปลี่ยน VFA ไปเป็น PHB จะได้จากการสลายโพลีฟอสเฟต (depolymerization polyphosphate) ที่เก็บสะสมไว้ในเซลล์ และฟอสฟอรัสที่ได้จากการสลายพันธะ poly-p ก็จะถูกขับออกสู่ภายนอกเซลล์ ทำให้ฟอสฟอรัสในสารละลายเพิ่มขึ้นในช่วงแอนแอโรบิกซึ่ง Morgan and Fron (1974) ได้รายงานความสัมพันธ์ระหว่าง COD กับการกำจัดฟอสฟอรัสในการทดลองของเขาว่า การกำจัด COD ในระบบ Conventional Activated Sludge (AS) มีค่า COD : P เท่ากับ 100 : 1 นั่นคือ ในการกำจัดฟอสฟอรัส 1 mg/l จะสามารถกำจัด COD ได้ 100 mg/l ส่วนในสภาวะแอโรบิกนั้น จุลินทรีย์ที่สะสมฟอสฟอรัสได้จะใช้สารอาหารเป็นแหล่งพลังงาน และใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ในสภาวะนี้จุลินทรีย์จะมีการสังเคราะห์เซลล์ใหม่เกิดขึ้น แต่เนื่องจากมีสารอาหารในระบบน้อย จุลินทรีย์จะทำการย่อยสลาย PHB ที่เก็บไว้ในเซลล์ในการสร้างพลังงานเพื่อการดำรงชีพของเซลล์ อิเล็กตรอนที่ได้จากการสลาย PHB จะถูกนำมาใช้สร้างพลังงาน การสร้างพลังงานจะมีการรับเอาฟอสฟอรัสอิสระภายนอกเซลล์เข้ามาในเซลล์ พลังงานส่วนหนึ่งจะถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ อีกส่วนหนึ่งจะเก็บสะสมไว้ในรูป poly p-chain เพื่อเป็นแหล่งพลังงานของเซลล์ต่อไป

##### 4.3.4.2 การกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมด

การกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดจะสัมพันธ์กับการกำจัด SS ในน้ำทิ้ง จากสภาวะการทดลองทั้ง 2 จะเห็นว่าที่ SRT 15 วันระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด SS ต่ำสุดคิดเป็นร้อยละ 80.7 และในขณะเดียวกันระบบ

ก็มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดต่ำสุดด้วยคิดเป็นร้อยละ 65.3 ทั้งนี้เนื่องจากมีตะกอนแขวนลอยหลุดมากับน้ำทิ้งมาก ซึ่งในตะกอนจุลินทรีย์จะมีฟอสฟอรัสอยู่ (Phosphorus content in sludge) ทำให้มีปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งสูง ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสจึงต่ำ แต่เมื่อพิจารณาตาม SRT จะเห็นว่า ที่ SRT 20 วันระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทั้งในรูป ฟอสฟอรัสทั้งหมด และ  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ดีที่สุด แต่อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง ของทั้ง 2 สภาวะการทดลองยังอยู่ในเกณฑ์ที่สูง ทั้งนี้เนื่องจากปัจจัยอื่น ๆ อีกเช่น พฤติกรรมของจุลินทรีย์ ค่า DO และค่า TKN เป็นต้น

#### 4.4. การเปลี่ยนแปลงของตัวแปรคุณภาพน้ำในวัฏจักร

##### 4.4.1 การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลาย (DO)

จากผลการทดลองทั้ง 2 สภาวะ จะเห็นว่าตัวแปรลักษณะน้ำเสียของแต่ละ SRT ของทั้ง 2 สภาวะ ไม่แตกต่างกัน ทั้งนี้เนื่องจากมีรูปแบบการเติมอากาศที่เหมือนกันในแต่ละสภาวะ การเปลี่ยนแปลงค่า DO ของการทดลองในสภาวะการทดลองที่ 1 ในช่วงเริ่มต้น ค่า DO จะไม่เท่ากับ 0 mg/l ทั้งนี้เนื่องจากมีออกซิเจนเหลืออยู่ในระบบซึ่งอาจเข้ามากับการเติมน้ำเสียในช่วงเติมน้ำเสีย หรืออาจมาจากวัฏจักรก่อนหน้า แต่หลังจากนั้นค่า DO จะเท่ากับ 0 mg/l จนกระทั่งเข้าสู่ช่วงแอโรบิกค่าออกซิเจนจะเพิ่มขึ้นอีกครั้ง และเมื่อเปรียบเทียบค่า DO ในช่วงแอโรบิก 1 และช่วง แอโรบิก 2 จะเห็นว่าค่า DO ในช่วงแอโรบิก 2 มีค่ามากกว่าในช่วงแอโรบิก 1 ทั้งนี้เนื่องจากในช่วงตกตะกอนและช่วงท้าง เป็นช่วงที่ไม่มีการเติมสารอาหาร (substrate) ให้ระบบ ทำให้จุลินทรีย์อยู่ในสภาพที่หิวกระหายเมื่อมีการเติมอาหารใหม่ในวัฏจักรถัดไป ทำให้อัตราการจับใช้ออกซิเจนในวัฏจักรถัดไปสูงในช่วงแรก (ทำให้ค่า DO ในระบบต่ำ) ส่วนในสภาวะแอโรบิก 2 จะเห็นว่าปริมาณสารอาหาร (substrate) ในระบบเหลือน้อยทำให้ความต้องการออกซิเจนในปฏิกิริยา metabolism ก็น้อยด้วยสอดคล้องกับ Dennish and Irvine (1979) ที่สรุปว่าอัตราการใช้ออกซิเจนในช่วงเริ่มต้นของช่วงทำปฏิกิริยา (react phase) จะสูงกว่าในช่วงท้ายของช่วงทำปฏิกิริยา สำหรับในสภาวะการทดลองที่ 2 จะเห็นว่าในช่วงท้ายของช่วงแอโรบิก จะมีลักษณะคล้ายกับสภาวะการทดลองที่ 1 ส่วนในช่วงแอโรบิกก็เช่นกันค่า DO จะเพิ่มขึ้นและเหลืออยู่ในช่วงท้ายค่อนข้างสูง (ประมาณ 4 mg/l) ถ้าพิจารณาในช่วงแอโรบิกของทั้ง 2 สภาวะจะเห็นว่าในช่วงท้ายของช่วงแอโรบิกค่า DO จะเหลืออยู่ในระบบสูง (ประมาณ 4-5 mg/l) ซึ่งการมีค่า DO เหลืออยู่ในระบบสูงในช่วงท้ายของวัฏจักร จะทำให้มีค่า DO เหลืออยู่ในระบบมากส่งผลให้มี DO เหลือไปสู่วัฏจักรต่อไป ทำให้มีผลต่อการทำงานของช่วงแอนแอโรบิกในวัฏจักรต่อไปด้วย ถ้ามีความเข้มข้นของออกซิเจนในช่วงเติมอากาศสูง จะทำให้มีออกไซด์ของไนโตรเจนเหลือในช่วงแอนแอโรบิกแม้ว่าในขณะนั้นจะมีค่า DO เท่ากับ 0 mg/l ก็ตามซึ่งออกไซด์ของไนโตรเจน ( $\text{NO}_x$ ) จะขัดขวางการคายฟอสฟอรัสในช่วงไร้อากาศ (แอนแอโรบิก) สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Hayakawa, Tsuiji and Hamamoto (1986), Hascoet, et al., (1985) ส่วน Manning (1987) ได้สรุปว่าในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพระดับ DO ในระบบต้องมีค่าต่ำจึงทำให้เกิดปฏิกิริยา denitrification ที่สมบูรณ์ทำให้สามารถกำจัดไนโตรเจนออกไซด์ ( $\text{NO}_x$ ) ได้หมด



จนไม่สามารถควบคุมการทำงานของจุลินทรีย์ที่สะสมฟอสฟอรัสได้และ ฟอสฟอรัสจะถูกกำจัดได้ดีกว่าในระบบที่ค่า DO สูง สอดคล้องกับ Ekama, *et al.*, (1992) ที่สรุปว่า ในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีววิทยานั้น จะต้องรักษาความเข้มข้นของ DO ในช่วงแอโรบิกให้มีค่าระหว่าง 1-3 mg/l เพื่อควบคุมประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส เพราะถ้าความเข้มข้นของ DO ต่ำเกินไปจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง และปฏิกิริยา Nitrification ถูกจำกัด และจะทำให้การตกตะกอนไม่ดี แต่ถ้าค่า DO สูงเกินไปปฏิกิริยา Denitrification ถูกจำกัด ส่งผลให้ความเข้มข้นของไนเตรตสูง ซึ่งจะส่งผลต่อการคายฟอสฟอรัสในช่วงแอนแอโรบิก ในการทดลองนี้ค่า DO ในระบบค่อนข้างสูงเนื่องจากไม่สามารถควบคุมปริมาณออกซิเจนจากเครื่องให้ออกซิเจนได้ (ไม่มีตัว DO controller) ทำให้มีออกซิเจนเหลือในระบบค่อนข้างมาก ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสจึงต่ำ ทั้งๆ ที่น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีค่าอัตราส่วน COD : TKN ค่อนข้างสูง

#### 4.4.2 การเปลี่ยนแปลงค่า SCOD และ ค่า $SPO_4-P$

การเปลี่ยนแปลงค่า SCOD และ  $SPO_4-P$  ตามช่วงเวลาในวัฏจักรจะสัมพันธ์กันคือในช่วงที่เป็นสภาวะแอนแอโรบิก (ไม่มีทั้งออกซิเจนอิสระและออกซิเจนในรูปแบบอื่น) ค่า SCOD จะลดลงเนื่องจากในช่วงนี้จุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์ (COD) และเก็บอาหารสำรองไว้ในรูป PHB จากผลการทดลองจะเห็นว่าในช่วงแรกของการเติมน้ำเสียการลดลงของ SCOD จะเร็วมากทั้งนี้เนื่องจากจุลินทรีย์ในระบบขาดอาหารเป็นเวลานานในช่วงตกตะกอน และช่วงพักระบบ ดังนั้นเมื่อเติมสารอาหารให้ระบบ จุลินทรีย์จะใช้สารอาหารนั้นอย่างรวดเร็ว และในขณะเดียวกันจุลินทรีย์จะต้องใช้พลังงานในการสะสม PHB โดยใช้พลังงานจากการสลาย ATP ทำให้มีการปล่อยฟอสฟอรัสออกมา ดังนั้นในช่วงนี้ค่า  $SPO_4-P$  ในสารละลายจะสูงขึ้น หลังจากนั้นค่า SCOD ในระบบจะเหลือน้อย เมื่อเข้าสู่สภาวะแอโรบิก จุลินทรีย์จะใช้ออกซิเจนเพื่อการเจริญเติบโตและสร้างเซลล์ใหม่ และได้พลังงาน พลังงานจะถูกเก็บไว้ในรูป ATP ซึ่งจะมีการใช้ฟอสฟอรัสเข้าไปสร้างพลังงานอย่างรวดเร็ว ทำให้ในช่วงนี้ ค่า  $SPO_4-P$  ในสารละลายจะลดลง สำหรับในช่วงแอนแอโรบิก 2 ของสภาวะการทดลองที่ 1 จะเห็นว่าไม่มีการคายฟอสฟอรัส ออกมาเหมือนกันทั้ง 3 ค่า SRT เนื่องจากในช่วงนี้สารอาหารในระบบเหลือน้อย ทำให้ไม่มีการคาย (release) ฟอสฟอรัสออกมา แต่ในช่วงนี้จะมีการใช้ฟอสฟอรัส (uptake) เกิดขึ้น สอดคล้องกับ Raveendran (1989), Li (1987) แสดงให้เห็นว่าในช่วงแอนแอโรบิกถ้าขาดสารอาหาร (SCOD) ในระบบแล้วการคายฟอสฟอรัสจะไม่เกิดและจะเกิดการใช้ (uptake) ฟอสฟอรัสแทน ซึ่งจุลินทรีย์สามารถใช้ออกซิเจนในรูปแบบอื่น ๆ เป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจนอิสระ จึงทำให้มีการใช้ (uptake) ฟอสฟอรัสเกิดขึ้นในช่วงแอนแอโรบิก 2

Ketchum, *et al.*, (1997) รายงานว่า ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR นั้นจะมีจุลินทรีย์ 4 ชนิดหลักที่ทำงานร่วมกันตามสภาวะเงื่อนไขการทำงานของระบบจุลินทรีย์ทั้ง 4 กลุ่มได้แก่ พวก denitrification organism, fermentation production manufacturing organism, phosphorus accumulation organism และพวก aerobic autotrophs and heterotrophs ทั้ง 4 กลุ่มจะทำงานตามสภาวะแวดล้อมที่

แตกต่างกัน ซึ่งระบบ SBR สามารถดำเนินการให้มีสภาวะแตกต่างตามความต้องการและวัตถุประสงค์ในการบำบัด สำหรับในการทดลองนี้ ในช่วง 30 นาทีแรกซึ่งเป็นช่วงเติมน้ำเสีย ในช่วงนี้จะมีออกซิเจนจากวัฏจักรก่อนหน้านั้นเหลืออยู่ในระบบ ในช่วงนี้ไม่มีการเติมอากาศแต่มีการกวน ในสิ่งแวดล้อมแบบนี้ Ketchum อธิบายว่าจุลินทรีย์พวก heterotrophs จะใช้ออกซิเจนอิสระ (DO) จนหมด หลังจากนั้นระบบจะเข้าสู่สภาวะที่เป็น anoxic (ไม่ออกซิเจนอิสระแต่มีพวก  $\text{NO}_x$ ) ซึ่งจุลินทรีย์พวก denitrification organism และพวก phosphorus accumulation organism จะแย่งกันใช้  $\text{NO}_x$  จนหมดทำให้ระบบเข้าสู่สภาวะที่เป็นแอนแอโรบิก (ไม่มีทั้ง DO และ  $\text{NO}_x$ ) ในช่วงนี้จุลินทรีย์พวก fermentation production manufacturing organism จะใช้สารอินทรีย์อย่างรวดเร็ว และทำการผลิตพวกกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (short chain fatty acid:SFA) เช่นพวกอะซิเตต (Ac) พวก phosphorus accumulation organism ก็จะช่วยปล่อยฟอสฟอรัส ออกมานอกเซลล์เพื่อทำการสะสมสารอาหารไว้ในรูป PHB และเมื่อเข้าสู่ช่วงแอโรบิก bio-p accumulation organism จะใช้พลังงานที่สะสมไว้ (PHB) เพื่อการเจริญเติบโตและสร้างเซลล์ใหม่จึงมีการดึงฟอสฟอรัส จากภายนอกไปเก็บไว้ในเซลล์ ดังนั้น  $\text{SPO}_4\text{-P}$  ในสารละลายจึงถูกกำจัดออกจากน้ำเสีย เนื่องจากรูปแบบการเติมอากาศของการทดลองในสภาวะที่ 1 และสภาวะที่ 2 แตกต่างกัน กล่าวคือในสภาวะการทดลองที่ 2 ในช่วงแอนแอโรบิก 1 จะยาวนานกว่าช่วง แอนแอโรบิก 1 ของสภาวะการที่ 1 (6 ชั่วโมง ในสภาวะ 2 และ 3 ชั่วโมงในสภาวะการทดลองที่ 1) แต่เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทั้ง 2 สภาวะแล้วพบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ แม้ว่าในสภาวะการทดลองที่ 2 จะมีระยะเวลาแอนแอโรบิกที่ยาวนานกว่า ในสภาวะการทดลองที่ 1 มากก็ตาม การคายฟอสฟอรัสนี้ไม่ได้เพิ่มมากขึ้น เพราะถ้ามีการคายฟอสฟอรัส ออกมามากก็ทำให้มีการใช้ฟอสฟอรัสมากด้วย ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสก็จะดี นอกจากนี้การคายฟอสฟอรัสนี้ยังอาจขึ้นอยู่กับปัจจัยอื่น ๆ อีกเช่นสารอาหารในระบบ พฤติกรรมของจุลินทรีย์ในระบบ ค่า DO ในระบบ เป็นต้น

จากความสัมพันธ์ระหว่าง  $\text{SPO}_4\text{-P}$  กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิกของทั้ง 2 สภาวะก็ได้ความสัมพันธ์ที่เป็นแบบเดียวกันทั้ง 3 ค่า SRT ได้ความสัมพันธ์แบบ non linear ดังกล่าวแล้วในบทที่ 3 และเมื่อหาความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับเวลาในช่วง 3 ชั่วโมงแรกของสภาวะการทดลองที่ 1 พบว่า ได้ความสัมพันธ์แบบ linear regression และการลดลงของ SCOD ต่อเวลาเท่ากับ 3.704 mg SCOD/L.นาที. ( $r^2=0.6417$ ), 6.766 mg SCOD/L.นาที ( $r^2=0.9217$ ) และ 5.9904 mg SCOD/L.นาที. ( $r^2=0.9669$ ) ที่ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราการลดลงของ SCOD ต่อเวลา ในสภาวะการทดลองที่ 1 ที่ SRT 10 วัน มีค่าต่ำสุด และประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำกว่าที่ SRT อื่น ๆ ด้วย ส่วนในสภาวะการทดลองที่ 2 พบว่าความสัมพันธ์ระหว่าง SCOD กับเวลาในช่วง 6 ชั่วโมงแรกพบว่าการลดลงของ SCOD ต่อเวลาเท่ากับ 2.7616 mg SCOD/L.นาที. ( $r^2=0.9709$ ) 1.9289 mg SCOD/L.นาที. ( $r^2=0.4875$ ) และ 2.87 mg SCOD/L.นาที. ( $r^2=0.938$ ) ที่ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับจะสังเกตเห็นว่าการลดลงของ SCOD ในสภาวะการทดลองที่ 1 มีค่าสูงกว่าในสภาวะการทดลองที่ 2 ในทุกค่า SRT ทั้งนี้อาจเนื่องจากระยะเวลา

การเติมอากาศที่แตกต่างกัน พฤติกรรมและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบที่แตกต่างกัน นอกจากนี้การคายฟอสฟอรัสซึ่งขึ้นอยู่กับปัจจัยสำคัญคือสารอาหาร (substrate) โดยเฉพาะสารอาหารพวก อะซิเตต (acetate) ซึ่งอะซิเตตจะเป็นแหล่งอาหารที่สำคัญของจุลินทรีย์พวกที่สะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษ (phosphorus accumulating organism) Malnou, *et al.* (1984) และ Rensink, *et al.* (1985) พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีววิทยาสำหรับน้ำเสียชุมชนจะมีค่าประมาณร้อยละ 40-50 แต่ถ้ามีการเติมอะซิเตต (acetate) ลงไปประมาณ 10 mg acetate/l จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงขึ้นถึง ร้อยละ 97.5 ส่วน Comeau, *et al.* (1997) สรุปว่าการเติมอะซิเตต ในช่วงแอนแอโรบิกเป็นสิ่งจำเป็นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสให้ดีขึ้น และนอกจากนี้ยังมีปัจจัยอื่น ๆ อีกที่มีผลต่อการคายฟอสฟอรัสในช่วงแอนแอโรบิกเช่น oxidize nitrogen, DO, ลักษณะจุลินทรีย์ เป็นต้น จากปัจจัยดังกล่าวข้างต้นจะเห็นว่าแม้ว่าระยะเวลาแอนแอโรบิกจะยาวนานขึ้น แต่ก็ไม่ได้มีความแตกต่างกันมากในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบ ดังนั้นอาจสรุปได้ว่าระยะเวลาแอนแอโรบิกไม่ควรจะสั้นหรือนานเกินไป Ming (1993) รายงานว่าระยะเวลาแอนแอโรบิกที่เหมาะสมอยู่ที่ 3-5 ชั่วโมง สำหรับการทดลองนี้เมื่อนำตะกอนจุลินทรีย์ที่ SRT 20 วันของสภาวะการทดลองที่ 2 มาทำการทดลองแบบ batch test จากผลการทดลองจะเห็นว่าความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4-P$  กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิก มีความสัมพันธ์เป็นแบบเดียวกันคือเป็นแบบ non linear และในการทดลองแบบ batch test ค่า  $SPO_4-P$  จะเพิ่มขึ้นและสูงสุด ณ ชั่วโมงที่ 4 เท่านั้น ซึ่งในขณะนั้นค่า SCOD ในระบบเหลือน้อยมาก หลังจากนั้นการคายฟอสฟอรัสก็จะไม่เกิดแม้ว่าระยะเวลาแอนแอโรบิกจะยาวนานขึ้น ดังนั้นจะเห็นว่าสารอาหารในระบบจะเป็นปัจจัยสำคัญในการคายฟอสฟอรัส และอาจสรุปได้ว่าการทดลองนี้ระยะเวลาแอนแอโรบิกที่เหมาะสมน่าจะอยู่ที่ประมาณชั่วโมงที่ 4

#### 4.4.3 ค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดใน Mixed liquor (Mixed liquor total phosphorus : MLTP)

ค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดใน Mixed liquor ที่ได้นำมาหาค่า %  $P_c$  (mg P / mg MLSS) เพื่อที่จะยืนยันว่าจุลินทรีย์มีการเก็บสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์จุลินทรีย์จริง ค่า  $P_c$  จะขึ้นอยู่กับปัจจัยอื่น ๆ อีกหลายประการ เช่นคุณสมบัติของจุลินทรีย์ ลักษณะน้ำเสีย อุณหภูมิ ซึ่งในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้น ปริมาณ  $P_c$  อยู่ในช่วง 2-8 % (base on MLSS) U.S.E.P.A ( 1987) สำหรับในการทดลองนี้ ในสภาวะการทดลองที่ 1 มีค่า  $P_c$  อยู่ในช่วง 3.5-4.03 % mg P/mg MLSS ส่วนในสภาวะการทดลองที่ 2 มีค่า  $P_c$  4.7-5.4 % mg P/mg MLSS จะเห็นว่าในสภาวะการทดลองที่ 2 มีค่า  $P_c$  มากกว่าในสภาวะการทดลองที่ 1 ทั้งนี้เนื่องจากในสภาวะการทดลองที่ 2 ค่า MLSS มีค่าต่ำกว่าในสภาวะการทดลองที่ 1 แต่ ทั้ง 2 สภาวะจะเห็นว่า มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ แต่ถ้าเปรียบเทียบในแต่ละ SRT พบว่าที่ SRT สูงจะมีค่า  $P_c$  สูงกว่าที่ SRT ต่ำกว่า สอดคล้องกับ Reddy, *et al.*, (1987) และ Kerdachi, *et al.*, (1983) ที่สรุปว่าค่า  $P_c$  จะเพิ่มขึ้นตาม SRT การมีค่า  $P_c$  สูงเมื่อมีการกำจัดตะกอนจุลินทรีย์ ก็เท่ากับมีการกำจัดฟอสฟอรัสออกจากระบบมากด้วยเนื่องจากในเซลล์จุลินทรีย์มีฟอสฟอรัสอยู่

#### 4.4 การหาค่าสัมประสิทธิ์จลนศาสตร์ (Kinetic Coefficients)

จากผลการทดลองหาค่า  $Y$ ,  $K_d$  ของทั้ง 2 สภาวะ จะเห็นว่าในสภาวะการทดลองที่ 1 ได้ค่า  $Y = 0.95$  mg MLVSS/mg COD ค่า  $K_d = 0.25d^{-1}$  ในสภาวะการทดลองที่ 2 ได้ค่า  $Y = 0.37$  mg MLVSS/mg COD ค่า  $K_d = 0.13d^{-1}$

Raveendran (1989) ได้หาค่า  $Y$ ,  $K_d$  จากน้ำเสียชุมชนได้ค่า  $Y = 0.35$ mg MLVSS/mg COD ค่า  $K_d = 0.03d^{-1}$

Li (1988) ได้หาค่า  $Y$ ,  $K_d$  จากน้ำเสียชุมชนได้ค่า  $Y = 0.4385$  mg MLVSS/mg COD ค่า  $K_d = 0.03d^{-1}$

สุชาติ เหลืองประเสริฐ (2538) ได้หาค่า  $Y$ ,  $K_d$  จากน้ำเสียโรงนวมมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ได้ค่า  $Y = 0.00251$  mg MLSS/mg  $BOD_5$  ค่า  $K_d = 0.047d^{-1}$

จากผลการทดลองจะเห็นว่าทั้งค่า  $Y$  และ ค่า  $K_d$  ของสภาวะการทดลองที่ 1 และ 2 มีค่าแตกต่างกันมากกล่าวคือในสภาวะการทดลองที่ 1 ค่าที่ได้จะมีค่ามากกว่าในสภาวะการทดลองที่ 2 มาก ทั้งนี้เนื่องจากในสภาวะการทดลองที่ 1 มีจำนวนจุลินทรีย์ในระบบมากกว่าสภาวะการทดลองที่ 2 และรูปแบบการเติมอากาศที่แตกต่างกันมีผลต่อพฤติกรรมของจุลินทรีย์ในระบบด้วย เพราะเมื่อมีจุลินทรีย์ในระบบมากกว่า แต่ในขณะเดียวกันพลังงานและสารอาหารคาร์บอนที่ใช้ในการเจริญเติบโต มาจากสารอาหารเท่านั้นมีจำกัด และเมื่อจุลินทรีย์ใช้สารอาหารหมดในช่วงแรก ซึ่งสอดคล้องกับอัตราการลดลงของ SCOD ต่อเวลาในช่วงแอนแอโรบิคแรกของสภาวะการทดลองที่ 1 จะมีค่าสูงกว่าในช่วงแอนแอโรบิคของสภาวะการทดลองที่ 2 และเมื่อสารอาหารหมดจุลินทรีย์จะขาดสารอาหาร ทำให้มีการตายของจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้ในสภาวะการทดลองที่ 1 มีค่า  $Y$  และ ค่า  $K_d$  สูงกว่าในสภาวะการทดลองที่ 2 และเมื่อทำการเปรียบเทียบกับงานวิจัยที่ผ่านมา จะเห็นว่าค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของน้ำเสียแต่ละประเภทจะมีค่าแตกต่างกัน ขึ้นกับน้ำเสียประเภทนั้น ๆ และนอกจากนี้ยังมีปัจจัยต่าง ๆ อีกหลายประการหลายประการที่มีผลต่อค่า  $Y$  เช่น ธรรมชาติของอาหาร ชนิด (species) ของจุลินทรีย์ สิ่งแวดล้อมสำหรับการเจริญเติบโต และส่วนประกอบของจุลินทรีย์ กล่าวคือ ถ้าในระบบประกอบด้วยจุลินทรีย์ หลายชนิด ผลผลิตจากจุลินทรีย์ ชนิดหนึ่งอาจเป็นอาหารของจุลินทรีย์ อีกชนิดหนึ่ง ดังนั้นตัวกลางต่ำสุดจะเปลี่ยนไปเป็นตัวกลางที่ซับซ้อน ดังนั้นค่า  $Y$  จากกลุ่มจุลินทรีย์ ที่มีหลายชนิดจะมีค่าสูงกว่ากลุ่มจุลินทรีย์ที่มีชนิดเดียวกัน (ธีระ เกรอต ,2539)

ตาราง 9 เปรียบเทียบการทำงานของระบบในสภาวะการทดลองที่ 1 และ 2

Parameters	% Removal efficiency					
	สภาวะการทดลองที่ 1			สภาวะการทดลองที่ 2		
	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน
SCOD (mg/l)	91.4	91.7	90.5	94.5	96.4	96.7
TP (mg/l)	71.6	72.4	73.4	70.2	61.9	73.4
SPO <sub>4</sub> -P (mg/l)	60.7	64.1	68.2	63.3	69.5	71.8
SS (mg/l)	91.5	85.6	88.6	87.1	80.4	86.3
%P <sub>c</sub> (mgP/mg MLSS)	2.9	3.7	4.0	4.7	5.1	5.4

จากตาราง 9 จะเห็นว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ใกล้เคียงกัน อยู่ในช่วงระหว่างร้อยละ 90.5-96.4 ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัด TP นั้นจะเห็นว่าที่ SRT 20 วันของทั้ง 2 สภาวะการทดลองระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด TP ดีที่สุดเช่นเดียวกับ SPO<sub>4</sub>-P ที่พบว่าที่ SRT สูงระบบมีประสิทธิภาพสูงกว่าใน SRT ต่ำกว่ายกเว้นใน SRT 15 และ 20 วันของสภาวะการทดลองที่ 2 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดเท่ากัน ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัด SS นั้นที่ SRT 10 วันของสภาวะการทดลองที่ 1 ระบบมีประสิทธิภาพดีที่สุด ส่วนที่ SRT อื่น ๆ มีค่าใกล้เคียงกัน ส่วนค่า P<sub>c</sub> ในสภาวะการทดลองที่ 2 จะมีค่าสูงกว่าในสภาวะการทดลองที่ 1 จากผลการทดลองจะเห็นว่าที่ SRT 20 วันของสภาวะการทดลองที่ 2 ระบบมีประสิทธิภาพดีที่สุด

#### 4.5. การทดลองแบบ Batch test

จากผลการทดลองแบบ Batch test จะเห็นว่า การคายฟอสฟอรัสจะเกิดขึ้นเฉพาะในถังปฏิกรณ์ที่เป็นสภาวะแอนแอโรบิกเท่านั้น สอดคล้องกับผลการทดลองของ Levin and Shapiro (1965) ที่ได้ทำการทดลองแบบ Batch test 2 แบบ และพบว่า การคายฟอสฟอรัสจะเกิดในสภาวะแอนแอโรบิก และจากผลการทดลองจะสังเกตเห็นว่า การคายฟอสฟอรัสในถังปฏิกรณ์ที่เป็น anaerobic batch test นั้นจะเกิดขึ้นใน 4 ชั่วโมงแรกเท่านั้น ทั้งนี้เนื่องจากในช่วงหลังจากชั่วโมงที่ 4 นั้นค่า SCOD ลดลงเล็กน้อยซึ่งการลดลงของ SCOD ในช่วงแอนแอโรบิกเนื่องจาก จุลินทรีย์ใช้สารอาหาร (SCOD) ในการสะสมพลังงานในรูปของ PHB ซึ่งในการสะสมพลังงานนั้นต้องมีการสลาย ATP และในการสลาย ATP ทำให้มีการคายฟอสฟอรัสออกมา นอกเซลล์ ทำให้ฟอสฟอรัสในสารละลายเพิ่มขึ้น แต่เมื่อสารอาหารในระบบเหลือน้อยจุลินทรีย์ก็จะมีการใช้ (uptake) ฟอสฟอรัสแทนโดยการใช้ออกซิเจนในรูปแบบอื่นแทนออกซิเจนอิสระ ดังนั้นแม้ว่าจะมีระยะเวลาแอนแอโรบิกยาวนานขึ้นถ้าขาดสารอาหารในระบบการคายฟอสฟอรัสก็ไม่เกิด ทั้งนี้เนื่องจากสารอินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญในการกำจัดฟอสฟอรัส ส่วนในถังปฏิกรณ์ที่เป็น aerobic batch test จะเห็นว่าไม่มีการคาย

ฟอสฟอรัสออกมา เพราะการคายฟอสฟอรัสจะเกิดเฉพาะในสภาวะที่เป็นแอนแอโรบิก (ไม่มีทั้งออกซิเจนอิสระและออกซิเจนในรูปแบบอื่น) เท่านั้น แต่จะมีการใช้ (uptake) ฟอสฟอรัสเกิดขึ้น

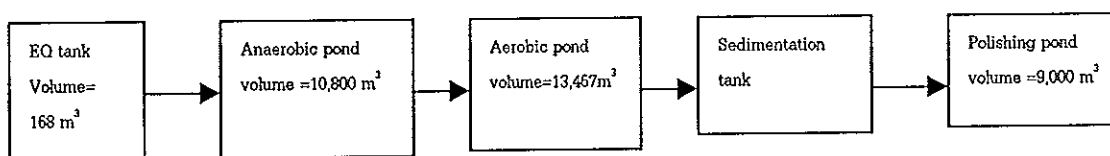
จากผลการทดลองแบบ Batch test จะเห็นว่าทั้ง 2 แบบ สามารถลดฟอสฟอรัสได้ในระดับหนึ่ง แต่ค่อนข้างต่ำทั้งนี้เนื่องจาก จุลินทรีย์ในระบบถูกเลี้ยงให้เคยชินมาด้วยสภาวะที่เป็นแอนแอโรบิกแล้วตามด้วยแอโรบิก (anaerobic-aerobic) ซึ่งเป็นสภาวะที่จะทำให้ระบบในการกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่าสอดคล้องกับผลการทดลองของ Rensink, et al., (1985) ที่สรุปว่าจุลินทรีย์ที่สะสมฟอสเฟตในเซลล์มีปริมาณมากขึ้นภายใต้สภาวะ anaerobic-aerobic plant operation ซึ่งจะส่งผลให้การกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีขึ้น

#### 4.6. การนำระบบ SBR มาประยุกต์ในการใช้งาน

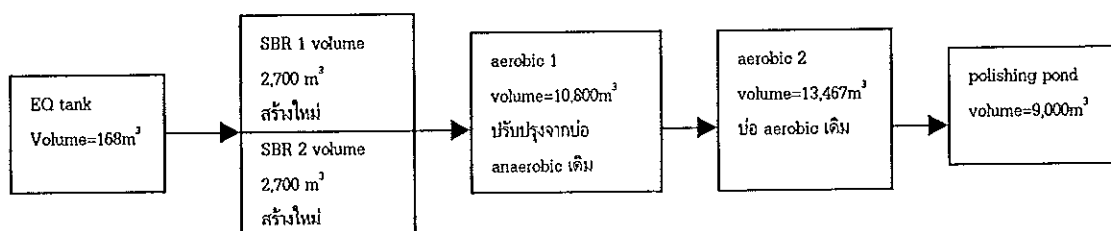
จากผลการทดลองพบว่าลักษณะน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ SBR จำลองในห้องปฏิบัติการยังมีค่าสูงเกินกว่ามาตรฐานน้ำทิ้ง ทั้งนี้เนื่องจากเหตุผลหลายประการเช่น จากการทดลองที่ไม่สามารถควบคุมปัจจัยบางตัวได้เช่น ปริมาณออกซิเจนในระบบเป็นต้น ดังนั้นหากจะเอาสภาวะที่ทำการทดลองไปประยุกต์ในการใช้งานจริงอาจต้องมีการปรับเงื่อนไขบางประการและอาจต้องนำไปใช้ร่วมกับระบบอื่นเพื่อให้ได้ลักษณะน้ำทิ้งเป็นไปตามมาตรฐานที่กำหนด

ตัวอย่างการนำระบบ SBR มาประยุกต์ใช้กับระบบบ่อเกรณีใช้โรงงานโซลิตัวฉนวนอุตสาหกรรมการผลิตจำกัดเป็นกรณีตัวอย่าง

##### 4.6.1 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียเดิมของโรงงานโซลิตัวฉนวนอุตสาหกรรมการผลิตจำกัดเป็นดังรูป



4.6.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใหม่ถ้ามีการสร้างระบบ SBR เพิ่มเติม กรณีของโรงงานโซลิตัวฉนวนอุตสาหกรรมการผลิตจำกัด ระบบเดิมเป็นระบบ AS ร่วมกับ ระบบบ่ออยู่แล้ว ดังนั้นสามารถปรับปรุงระบบเดิมโดยการสร้างถัง SBR เพิ่มเติม 2 ถัง และทำการปรับปรุงบ่อแอนแอโรบิกเป็นบ่อแอโรบิกดังภาพ



4.6.3 เปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียเดิมและระบบใหม่ กรณีตัวอย่างโรงงานโซติพัฒนาอุตสาหกรรมการผลิตจำกัด

ตาราง 10 เปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียเดิมและระบบใหม่

ระบบเดิม	ระบบใหม่
<p>1. มีบ่อแอนแอโรบิก</p> <p>2. จำเป็นต้องมีถังตกตะกอน</p> <p>3. ในบ่อแอโรบิกใช้เครื่องเติมอากาศขนาด 15 แรงม้า จำนวน 11 ตัว โดยทำการเติมอากาศตลอดเวลา 24 ชั่วโมง</p>	<p>1. ไม่มีบ่อแอนแอโรบิก ซึ่งมีข้อดีคือสามารถลดปัญหาเรื่องกลิ่นได้</p> <p>2. ไม่จำเป็นต้องมีถังตกตะกอน ซึ่งถังตกตะกอนของระบบ SBR สามารถใช้ร่วมกับถังปฏิกิริยาของระบบ ซึ่งจำเป็นต้องมีการปรับปรุงก่อสร้างถังปฏิกิริยาจำนวน 2 ถัง ขนาดถังละ 2,700 ลบ.ม ซึ่งโรงงานก็มีพื้นที่เพียงพออยู่แล้วไม่ต้องซื้อที่ดินเพิ่ม</p> <p>3. ในบ่อแอโรบิก จำนวน 2 บ่อจะใช้เครื่องเติมอากาศน้อยกว่าระบบเดิมเพราะน้ำเสียที่เข้าบ่อได้ผ่านการบำบัดจากระบบ SBR มาแล้ว</p> <p>4. การเติมอากาศในถังปฏิกิริยา ของระบบ SBR ไม่ต้องเติมอากาศตลอดเวลา 24 ชั่วโมง มีการเติมเป็นช่วง ๆ ทำให้สามารถประหยัดค่าไฟฟ้าได้มากกว่าระบบเดิม</p> <p>5. จำเป็นต้องมีการก่อสร้างอุปกรณ์ต่าง ๆ เพิ่มเติม เช่นตัวควบคุม pH ตัว controller ที่สามารถควบคุมระดับความเข้มข้นของ DO ช่องทางน้ำเข้า (inlet) ช่องทางน้ำออก (Outlet) เครื่องกวนผสม (mixer) เครื่องเติมอากาศในระบบ SBR เครื่อง computer สำหรับควบคุมระบบ และอุปกรณ์ที่จำเป็นอื่น ๆ</p>

## บทที่ 5

### สรุปผลการทดลองและเสนอแนะ

จากการทดลองใช้ระบบ SBR ในการกำจัดน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลกระป๋อง โดยใช้น้ำเสียจากโรงงานโชติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกัด ซึ่งได้ทำการทดลองที่ 2 สภาวะการทดลองแตกต่างกัน แต่ศึกษาที่ระยะเวลาอายุตะกอน 10 15 และ 20 วัน เหมือนกัน โดยได้ทำการทดลองที่สภาวะการทดลองที่ 1 จนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่แล้วจึงทำการทดลองในสภาวะการทดลองที่ 2 จากผลการทดลองสามารถสรุปผลการทดลองได้ดังนี้

1.สภาวะการทดลองที่ 1 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD ใกล้เคียงกันในทุก SRT คืออยู่ในช่วงร้อยละ 90.5-91.7 ประสิทธิภาพในการกำจัด  $SPO_4-P$  และ TP จะเพิ่มขึ้นตาม SRT กล่าวคือที่ ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด  $SPO_4-P$  ร้อยละ 60.7 64.1 และ 68.2 ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัด TP มีค่าร้อยละ 71.4 72.4 73.4 ที่ SRT 10 15 และ 20 วันตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัด SS ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน มีค่าเท่ากับ 91.5 85.6 และ 88.6 ตามลำดับ

2.สภาวะการทดลองที่ 2 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด SCOD อยู่ในช่วงร้อยละ 94.4-96.7 ประสิทธิภาพในการกำจัด  $SPO_4-P$  ที่ SRT 10 วัน มีค่าเท่ากับร้อยละ 63.3 ซึ่งมีประสิทธิภาพต่ำสุด ส่วน SRT 15 และ 20 วันมีค่าร้อยละ 69.5 และ 71.8 ตามลำดับ ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัด TP ที่ SRT 15 วันมีประสิทธิภาพในการกำจัดต่ำสุดมีค่าร้อยละ 70.2 ส่วนที่ SRT 15 และ 20 วันมีค่าเป็นร้อยละ 61.9 และ 73.8 ประสิทธิภาพในการกำจัด SS ที่ SRT 10 15 และ 20 วัน มีค่าเท่ากับ 87.1 80.4 และ 86.3 ตามลำดับ

3.การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิก ของทั้ง 2 สภาวะพบว่ามีความสัมพันธ์แบบเส้นตรง (linear regression) ส่วนความสัมพันธ์ระหว่าง  $SPO_4-P$  กับเวลาในช่วงแอนแอโรบิกพบว่ามีความสัมพันธ์แบบ non linear

4.การทดลองแบบ batch test พบว่าที่ ชั่วโมงที่ 4 ค่า SCOD จะลดลงเหลือน้อยมากและค่า  $SPO_4-P$  จะเพิ่มสูงสุด หลังจากนั้นค่า  $SPO_4-P$  จะลดลง ดังนั้นอาจสรุปได้ว่าช่วงระยะเวลาแอนแอโรบิกที่เหมาะสมควรอยู่ที่ประมาณชั่วโมงที่ 4

5.สรุปค่าคงที่ของน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกระป๋อง (โรงงานโชติวัฒน์อุตสาหกรรมการผลิตจำกัด) ได้ดังตาราง 11



ตาราง 11 สรุปค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

ค่าคงที่	สภาวะการทดลองที่ 1	สภาวะการทดลองที่ 2
Y (mg MLVSS /mg COD)	0.9538	0.3684
$K_d$ ( $d^{-1}$ )	0.2532	0.1298

## ข้อเสนอแนะ

1. จากผลการทดลองจะเห็นว่าในตะกอนจุลินทรีย์ที่ระบายออกมีค่าฟอสฟอรัสในตะกอนจุลินทรีย์ค่อนข้างสูงเหมาะที่จะนำไปทำปุ๋ย

2. น้ำทิ้งจากระบบ SBR จากการทดลองนี้ยังมีค่าฟอสฟอรัสและของแข็งแขวนลอยสูง และเกินกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้ง ดังนั้นถ้าจะมีการนำระบบ SBR มาใช้จริงควรมีระบบอื่นมาใช้ร่วมกับระบบ SBR เช่น ระบบบ่อ

3. ควรมีการศึกษาเพิ่มเติมโดยใช้ระบบ SBR ในการกำจัดสารอินทรีย์ พร้อมกับไนโตรเจน และฟอสฟอรัส จากน้ำเสียโรงงานอาหารทะเลกระป๋อง เนื่องจากลักษณะน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลกระป๋องก็มีความเข้มข้นของไนโตรเจนค่อนข้างสูงด้วย และระบบ SBR ก็เป็นระบบที่สามารถใช้ในการบำบัดทั้งฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และสารอินทรีย์ได้พร้อม ๆ กัน

4. ทำการทดลองเติมอะซิเตดลงในช่วงแอนแอโรบิก เพราะอะซิเตดเป็นแหล่งอาหารที่สำคัญของจุลินทรีย์พวกสะสมฟอสฟอรัส ซึ่งจะช่วยให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้น

บรรณานุกรม

- กรองจันทร์ รัตนประดิษฐ์. 2536. "การเลี้ยง *Chlorolla Sp. T9* ในน้ำทิ้งโรงงานแปรรูปอาหารทะเล".  
วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาเทคโนโลยีชีวภาพ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2533. วิศวกรรมการกำจัดน้ำเสีย เล่ม 1 พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ :  
มิตรนราการพิมพ์.
- \_\_\_\_\_ . 2537. วิศวกรรมการบำบัดน้ำเสีย เล่ม 3. พิมพ์ครั้งที่ 1.  
กรุงเทพฯ : มิตรนราการพิมพ์.
- ควบคุมมลพิษ,กรม. 2536. "การศึกษาเพื่อจัดทำแผนหลักการจัดการน้ำเสียกรุงเทพมหานครและ  
ปริมณฑล". กรุงเทพฯ : กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และวิบูลลักษณ์ วิสุทธศักดิ์. 2540. คู่มือวิเคราะห์น้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 3.  
กรุงเทพฯ : โรงพิมพ์เรือนแก้วการพิมพ์.
- ธีระ เกروت .2539. วิศวกรรมน้ำเสียการบำบัดทางชีววิทยา. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์  
มหาวิทยาลัย
- "ปะการัง ผงซักฟอก และสาหร่ายมรณะ", 2540. แลใต้. 48 (มีนาคม 2541), 39-40
- ปารินดา สุขสบาย. 2539. "การกำจัดน้ำเสียจากโรงงานปลาทุ่นากระป้องโดยระบบ SBR". วิทยานิพนธ์  
วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานและวัสดุ สถาบันเทคโนโลยี  
พระจอมเกล้าธนบุรี.(สำเนา)
- พรสวัสดิ์ ศรีสวัสดิ์. 2540. "ประสิทธิภาพของระบบเอส บี อาร์ในการกำจัดสารอินทรีย์ ไนโตรเจน และ  
ฟอสฟอรัสจากน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์". วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล.(สำเนา)

- พิมพ์ใจ ศรลัมพ์. 2539. "อาหารทะเลบรรจุกระป๋อง". วารสารส่งเสริมการลงทุน. ปีที่ 7. ฉบับที่ 1. (มกราคม 2539) หน้า 79-80.
- มันลิน ตัดทูลเวศม์. 2533. "การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมขนาดเล็ก ด้วยระบบเอส บี อาร์". กรุงเทพฯ : สถาบันวิจัยและพัฒนาคณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.(สำเนา)
- ศิริวรรณ จัง. 2534. "การบำบัดน้ำเสียของโรงงานแปรรูปอาหารทะเลด้วยระบบไม่ใช้อากาศในถังหมักตัวกรอง". วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาเทคโนโลยีชีวภาพ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- เศรษฐกิจอุตสาหกรรมภาคใต้, ศูนย์. 2539. ทำเนียบโรงงานอุตสาหกรรมที่สำคัญของภาคใต้ชุดที่ 3 อุตสาหกรรมผลิตภัณฑ์ประมง.สงขลา .(สำเนา)
- สุชาติ เหลืองประเสริฐ. 2538. "การศึกษาการบำบัดน้ำทิ้งจากโรงนมมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ โดยระบบ SBR". วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมโยธา มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ . (สำเนา)
- วาสนา พิธรรมนงค์สิน. 2539. "การเปรียบเทียบการใช้ฟอสฟอรัสภายใต้สภาพแอโรบิคและสภาพแอน็อกซิคในกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพที่อายุตะกอนต่าง ๆ กัน". วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานและวัสดุ สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี . (สำเนา)
- อุดมผล พิชนิไพบุลย์ และจรรยา อินทรมณี. 2534. "การทดลองเพื่อหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของการกำจัดน้ำเสียจากโรงงานอาหารทะเลโดยใช้วิธีแอกติเวตเต็ดสลัดจ์". สงขลา: ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- APHA, AWWA and WEF, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19<sup>th</sup> ed. Washington D.C : American Public Health Association.
- Barnard,J.L. 1975 "Nitrogen Removal in Biological Systems" J. water science and technology (1975),243-154

- Bowker, R.P.G. and Stensel, D. 1990 **Phosphorus Removal from Wastewater**. New Jersey: Noys data corporation.
- Comeau, Y., Holl, K.J. and Oldham, W.K. 1985. "A Biochemical Model for Biological Enhanced Phosphorus Removal". J. water science and technology. Vol 17 (1985), 314-315
- Comeau, Y. and Manning, J. 1987. "Phosphate Release and Uptake in Enhanced Biological Removal from Wastewater". J.WPCF. Vol 59 (July 1987), 707-715
- Comeau, Y., Lamarre, D., Roberge, F., Perrier, M., Desjardins, G., Hade, C. and Mayer, R. 1996. Biological Nutrient Removal from a Phosphorus-rich Prefermented Industrial Wastewater". J. water science and technology. Vol 34 No 1-2 (1996), 169-177.
- Dennish, R.W., and Irvine, R.L. 1979 "Effect of Fill:React Ratio on Sequencing Batch Reactors". J.WPCF. Vol 51 (1979), 255-263
- Ekama, G.A., Siebritz, I.P. and Marais, G.U.R. 1982 "Considerations in the Process Design of Nutrient Removal Activated Sludge Process". Selected Paper on Activated Sludge Process at the University of Capetown, Capetown, South Africa. quoted in Ming, O. 1993. "Effects of Anaerobic Conditions on Biological Phosphorus Removal and Sludge Settleability". Thesis Master of Engineering. Environmental Engineering Programme. Asian Institute of Technology.
- Gerber, A. 1985. "The Influent of Time on the Performance of Phoredox" J. water science and technology. Vol 17 No 1-2 (1985), 81-92
- Irvine, R. and Manning, J. "The Biological Removal of Phosphorus in a Sequencing Batch Reactor". J.WPCF. Vol 59 (January 1985), 87-94

- Hascoet, M.C., Flurentz, M., and Granger, P. 1985 "Biochemical Aspect of Enhance Biological Phosphorus Removal from Wastewater" J. water science and technology. Vol 17 (1985), 23-41
- Hayakawa, N., Tsuji, J., and Hamamoto, Y. 1986 "Simultaneous Nitrogen and Phosphate Removal by the Intermittent Cycle Process" J. water science and technology. Vol 18 (1986), 81-92
- Kerdachi, D.A. and Roberts, M.R. 1983. "Full Scale Phosphate Removal Experiences in the Umblatuzana Works at Different Sludge Age." J. water science and technology. Vol 15 (1983), 261-183.
- Ketchum, L.H. 1997. "Design and Physical Features of Sequencing Batch Reactor" J. water science and technology Vol.35 No 1(1997), 11-18
- Ketchum, L.H. Ivine, R.E. and Maning, J.F. 1987. "A Comparison of Biological and Chemical Phosphorus Removals in Continous and Sequencing Batch Reactors". J. WPCF. Vol 59 No 1(1987), 13-18
- Kuba, T., Smolder, G., Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J 1993. "Biological Phosphorus Removal from Wastewater by Anaerobic - Anoxic Sequencing Batch Reactor". J. water science and technology. Vol 27 No 5-6 (1993), 241-252.
- Liu, W.T., Mino, T., Matsuo, T. and Nakamura, K. 1996 "Biological Phosphorus Removal Processes-Effect of pH on Anaerobic Substrate Metabolism". J. water science and technology. Vol 34 No1-2 (1996), 25-32
- Li, L. 1988. "Nitrogen and Phosphorus Removal in Intermittent Activated Sludge Process". Thesis Master of Engineering. Environmental Engineering Programe. Asian Institute of Technology.

- Malnou, D., Meganck, M., Faup, G.M. and Rotsu, M.D. 1984. "Biological Phosphorus Removal: Study of the Main Parameters," J. water science and technology. Vol 17 (1984), 173-185
- McClintock, S.A., Shorrard, J.H., Novak, J.T. and Radall, C.W. 1988 "Nitrogen Versus Oxygen Respiration in the Activated Process". J.WPCF (1988), 342-350
- Metcalf, G. T. and Eddy. L.B. 1991. **Wastewater Engineering. Treatment Disposal Reuse.** 3<sup>rd</sup>.ed Singapore : Mc Graw Hill.
- Ming, O. 1993. "Effects of Anaerobic Conditions on Biological Phosphorus Removal and Sludge Settleability". Thesis Master of Engineering. Environmental Engineering Programme. Asian Institute of Technology.
- Mino, T., Arun, V., Tsuzuki and Matsuo, T. 1978 " Effect of Phosphorus Accumulation and Acetate Metabolism in the Biological Phosphorus Removal Process" .Proceeding of an IAWPRC Specialized Conference Held in Rome, Italy, 28-30 September, (1978) 99-111
- Monoharan, R. 1988. "Readily Biodegradable COD as an Indicative Parameter in Estimating the Efficacy of Sewage for Biological Excess Phosphorus Removal" Ph.D Thesis in Civil Engineering. Faculty of Graduate Studies. The University of Columbia.
- Morgan, W.E. and Fron, E.G. 1974 "Phosphate Incorporation in Activated Sludge " J.WPCF (1977) 46, 2486-2578
- Norcross, K.L. 1992. "Sequencing Batch Reactor -an Overview" J. water science and technology. Vol 26 No9-11 (1992), 2523-2526

- Okada, M. and Sudo, R. 1986. "Performance of Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Process for Simultaneous Removal of Nitrogen, Phosphorus and BOD as Applied to Small Community Sewage Treatment". J. Water science and technology. Vol 18 (1986), 363-370.
- Pavoni, J.L. 1977. **Handbook of Water Quality Management**. New York : Van Nostrand Reinhold Company.
- Prasertsan, P., Wuttijumnong, P., Sophanodora, P. and Choorit, W. 1988. "Seafood Processing Industries Within Songkhla - Hat Yai region : Songklanakarin J. Sci. Technol : Vol 10 No .4 (1988), 447-451.
- Pornaveewat, I. 1986. "Sequencing Batch Reactor for Domestic Wastewater", Thesis Master of Science Environmental Technology Programme Mahidol University.
- Raveendran, P, 1989. "Study on the Operational Parameters Effect on the Removal of Nitrogen and Phosphorus in Sequencing Batch Reactor". Thesis Master of Engineering. Environmental Engineering Programme. Asian Institute of Technology.
- Redd, M.Kelly, S.Hale.B, Reardon,R. and Koopman,B.1987."Development of Operation Control Strategies for Biological Nitrogen and Phosphorus Removal Treatment Facility".Proceeding of the 1987 Specialty Conference,Orlando,Florida.July 7-9,1987. quoted in Raveendran, P, 1989. "Study on the Operational Parameters Effect on the Removal of Nitrogen and Phosphorus in Sequencing Batch Reactor". Thesis Master of Engineering. Environmental Engineering Programme. Asian Institute of Technology.
- Rensink, J.H., Donker, H.J.G.W. and Simons,T.S.J.1985."Phosphorus Removal at Low Sludge Loadings". J. water science and technology. Vol 17 No11-12 (1985), 177-186

Rodrigo, M.A., Seco, A., Peña-roja, J.M. and Ferre, J. 1996. "Influence of Sludge Age on Enhanced Phosphorus Removal in Biological System". J. water science and technology . Vol 34 No1-2 (1996), 41-48

Satoh, H., Ramey, W.D., Koch, F.A., Oldham, W.K., Mino, T., and Matsu, T. (1996) Anaerobic substrate uptake by the Enhanced Biological Phosphorus Removal Activated Sludge Treatment Real Sewage". J. water science and technology Vol 34 No1-2 (1996), 9-16

Sawyer, C.N., McCarty, P.L. and Parkin, G.F. 1994. **Chemistry for Environmental Engineering**. 4<sup>th</sup> ed .Singapore : McGraw Hill.

Tetreault, M.J., Benedict, A.H., Kaempfer, C. and Barth, E.F. 1986. "Biological Phosphorus Removal : A Technology Evaluation". JWPC. Vol 58 No 8 (1986), 832-837

U.S.E.P.A. 1978 "Design Manual : Phosphate Removal, EPA, 625/1-87/001



## ภาคผนวก ก

## ข้อมูลจากการทดลอง

ตารางผนวก 1 การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ของสภาวะการทดลองที่ 1

day	SRT 10 วัน			SRT 10วัน		SRT 20 วัน	
	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	%Removal	Effluent (mg/l)	%Removal	Effluent (mg/l)	%Removal
8	2,680	440.0	83.6	504.0	81.2	480.0	82.1
11	2,450	420.0	82.0	440.0	82.0	496.0	79.0
14	2,553	496.4	80.6	496.4	83.3	283.7	88.9
18	2,867	489.4	82.9	439.6	87.8	439.6	87.8
22	2,390	478.0	80.0	437.4	81.7	437.4	81.7
26	2,739	304.3	88.9	328.2	88.0	368.3	86.6
30	2,470	79.7	96.8	496.8	79.9	478.1	80.7
33	2,587	419.5	83.8	279.7	89.2	349.5	86.5
38	2,741	296.3	89.2	148.1	94.6	74.1	97.3
42	2,269	70.9	96.9	141.8	93.8	70.9	96.9
45	2,635	699.6	73.5	542.6	79.4	542.6	79.4
48	2,317	308.9	86.7	154.4	93.3	308.9	86.7
51	2,205	236.2	89.3	78.7	94.4	472.4	78.6
54	2,222	158.7	92.9	238.1	82.3	158.7	82.9
57	2,134	158.1	92.6	237.1	88.9	158.1	92.6
60	2,490	77.8	96.9	77.9	96.9	77.9	96.9
63	2,214	221.4	90.0	147.6	93.3	73.8	96.7
66	2,196	78.4	96.4	78.4	96.4	78.4	96.4
69	2,220	142.0	93.6	104.0	95.3	142.0	93.6
72	2,180	78.0	96.4	104.0	95.2	104.0	95.2

ตารางผนวก 2 การเปลี่ยนแปลงของค่า  $SPO_4\text{-P}$  ของสภาวะการทดลองที่ 1

day	SRT 10 วัน			SRT 10วัน		SRT 20 วัน	
	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	%Removal	Effluent (mg/l)	%Removal	Effluent (mg/l)	%Removal
11	48.0	44.0	8.3	48.0	0	40.0	16.7
14	48.0	30.1	37.3	34.0	29.2	37.1	22.7
18	42.0	30.5	27.4	34.4	18.1	42.0	0
22	48.8	42.0	13.9	46.2	5.3	40.4	17.2
26	46.2	25.2	45.5	25.2	45.5	25.2	45.5
30	33.3	16.7	49.8	11.8	64.6	18.6	44.1
33	58.5	27.6	52.8	24.4	58.3	26.0	55.6
38	38.8	16.4	57.7	18.6	52.1	16.8	56.7
42	30.9	12.5	59.5	18.0	41.7	14.8	52.1
45	40.4	22.8	43.6	21.1	47.8	24.5	39.4
48	49.2	22.0	55.3	18.6	62.2	11.9	75.8
51	47.5	17.0	64.2	17.0	64.3	13.6	71.4
54	45.8	20.3	55.7	17.0	62.9	15.3	66.6
57	41.7	12.9	69.1	8.6	79.3	8.7	79.2
60	44.8	16.4	63.4	14.3	68.2	12.1	72.9
63	36.1	14.6	59.4	10.2	71.8	10.2	71.8
66	38.2	12.8	66.5	12.4	67.5	10.0	73.8
69	42.1	14.8	64.8	14.6	65.3	12.0	71.5
72	44.6	14.7	67.0	11.4	74.4	10.8	75.8

ตารางผนวก 3 การเปลี่ยนแปลงของค่า SS ของสภาวะการทดลองที่ 1

day	SRT 10 วัน			SRT 10วัน		SRT 20 วัน	
	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	%Removal	Effluent (mg/l)	%Removal	Effluent (mg/l)	%Removal
8	1,020.0	108.0	89.4	136.0	86.7	164.0	83.9
11	756.0	103.0	86.4	137.0	81.9	182.0	75.9
14	867.0	60.2	93.1	70.0	92.1	20.0	97.7
18	896.0	228.0	74.6	116.0	87.1	280.0	68.8
22	1,084.0	104.0	90.4	164.0	84.9	148.0	86.3
26	710.0	132.0	81.4	264.0	62.8	180.0	74.7
30	804.0	108.0	86.6	504.0	37.3	204.0	74.6
33	1,260.0	148.0	88.3	697.0	44.7	220.0	82.5
38	756.0	52.0	93.1	336.0	55.6	188.0	75.1
42	796.0	102.0	87.2	406.0	49.0	284.0	64.3
45	1,200.0	56.0	95.3	248.0	79.3	140.0	88.3
48	1,404.0	44.0	96.9	192.0	86.3	184.0	86.9
51	988.0	24.0	97.6	164.0	83.4	116.0	88.3
54	816.0	60.0	92.6	112.0	86.3	106.0	87.0
57	905.0	100.0	89.0	185.0	79.6	188.0	79.2
60	1,248.0	96.0	92.3	156.0	87.5	200.0	84.0
63	920.0	120.0	87.0	112.0	87.8	104.0	88.7
66	810.0	110.0	86.4	108.0	86.7	116.0	85.7
69	920.0	120.0	87.0	110.0	88.0	108.0	88.3
72	1,200.0	114.0	90.5	108.0	91.0	124.0	89.6

ตารางผนวก 4 การเปลี่ยนแปลงของค่า TP ของสภาวะการทดลองที่ 1

day	SRT 10 วัน			SRT 10วัน		SRT 20 วัน	
	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	%Removal	Effluent (mg/l)	%Removal	Effluent (mg/l)	%Removal
8	51.1	44.0	14.0	23.2	54.6	34.5	32.4
11	53.2	46.1	13.3	46.1	13.3	53.2	0
14	59.2	51.6	12.9	44.8	24.3	32.5	45.1
18	51.1	44.0	14.0	23.2	54.6	34.5	32.4
22	43.9	42.4	3.5	31.1	29.2	36.7	16.3
26	47.3	26.6	43.8	23.0	51.4	24.3	48.6
30	37.9	22.5	40.6	42.6	-12.4	36.7	3.2
33	64.7	45.6	29.5	38.2	41.0	26.5	59.0
38	41.6	18.6	55.3	17.2	58.7	15.2	63.5
42	56.3	22.0	60.9	21.4	62.0	17.7	68.6
45	51.0	17.3	66.1	20.1	60.5	14.4	71.8
48	53.2	21.6	59.5	18.7	64.9	15.8	70.3
51	54.7	15.8	71.0	21.6	60.5	14.4	73.7
54	59.0	14.4	75.6	17.3	70.7	18.7	68.3
57	74.8	13.0	82.7	18.7	75.0	13.0	82.7
60	53.8	17.2	68.0	6.3	88.4	14.1	73.9
63	47.7	12.8	73.2	8.6	81.9	13.0	72.9
66	53.6	14.8	72.4	14.8	72.4	16.2	69.8
69	57.7	17.8	69.2	14.6	74.6	14.1	75.6
72	56.8	12.1	78.7	14.0	75.4	14.0	75.4

ตารางผนวก 5 การเปลี่ยนแปลงของค่า MLSS ของสภาวะการทดลองที่ 1

MLSS (mg/l)			MLSS (mg/l)				
day	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน	day	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน
4	3,840.0	3,760.0	3,700.0	31	8,580.0	4,300.0	8,700.0
5	5,380.0	5,980.0	5,100.0	32	8,620.0	4,300.0	9,240.0
6	6,140.0	6,540.0	5,620.0	33	8,460.0	4,340.0	8,400.0
7	7,060.0	6,700.0	5,680.0	34	6,860.0	4,320.0	8,750.0
8	7,000.0	6,700.0	5,880.0	35	7,480.0	5,260.0	8,640.0
9	7,800.0	6,880.0	6,060.0	36	7,520.0	5,640.0	9,220.0
10	8,400.0	7,520.0	6,460.0	37	7,560.0	5,280.0	9,040.0
11	8,340.0	8,040.0	6,560.0	38	6,700.0	4,100.0	8,160.0
12	8,260.0	8,760.0	6,640.0	39	6,980.0	5,540.0	8,640.0
13	8,460.0	8,020.0	6,780.0	40	7,080.0	5,800.0	8,580.0
14	7,680.0	9,040.0	7,080.0	41	7,090.0	6,020.0	8,320.0
15	8,960.0	10,320.0	6,840.0	42	7,320.0	6,160.0	8,940.0
16	8,580.0	10,120.0	9,900.0	43	7,500.0	7,320.0	8,400.0
17	8,170.0	10,770.0	8,800.0	44	7,840.0	7,840.0	8,800.0
18	6,580.0	10,600.0	7,320.0	45	7,740.0	7,720.0	8,880.0
19	7,520.0	9,660.0	7,620.0	46	7,820.0	7,840.0	8,040.0
20	8,520.0	9,880.0	7,640.0	47	7,400.0	7,808.0	8,440.0
21	7,320.0	9,440.0	7,260.0	48	7,640.0	7,870.0	8,940.0
22	7,600.0	9,780.0	5,960.0	49	7,620.0	7,560.0	8,900.0
23	7,780.0	8,900.0	7,400.0	50	7,460.0	8,020.0	8,680.0
24	8,700.0	7,580.0	7,420.0	51	7,460.0	7,820.0	8,460.0
25	8,840.0	7,580.0	7,240.0	52	7,620.0	7,860.0	8,680.0
26	8,640.0	7,820.0	6,160.0	53	7,480.0	7,820.0	8,460.0
27	8,660.0	4,820.0	7,080.0	54	8,010.0	8,020.0	8,640.0
28	8,620.0	5,120.0	9,380.0	55	7,660.0	8,120.0	8,460.0
29	8,500.0	5,220.0	8,460.0	56	7,640.0	7,860.0	8,240.0
30	7,600.0	4,800.0	8,800.0	57	7,820.0	7,880.0	8,120.0

## ตารางผนวก 5 (ต่อ)

MLSS (mg/l)				MLSS (mg/l)			
day	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20วัน	day	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน
58	7,860.0	8,020.0	8,640.0	66	7,510.0	7,690.0	8,600.0
59	7,660.0	7,960.0	8,460.0	67	7,520.0	7,600.0	8,460.0
60	7,820.0	7,880.0	8,460.0	68	7,490.0	7,680.0	8,520.0
61	7,680.0	7,680.0	8,860.0	69	7,500.0	7,640.0	8,640.0
62	7,560.0	7,880.0	8,640.0	70	7,520.0	7,760.0	8,640.0
63	7,480.0	7,680.0	8,640.0	71	7,560.0	7,680.0	8,630.0
64	7,520.0	7,640.0	8,560.0	72	7,540.0	7,670.0	8,600.0
65	7,500.0	7,720.0	8,520.0				

ตารางผนวก 6 การเปลี่ยนแปลงของตัวแปรลักษณะน้ำเสียในวัฏจักรของสภาวะการทดลองที่ 1

time	SCOD (mg/l)			SPO <sub>4</sub> -P (mg/l)			DO (mg/l)			TP (mg/l)		
	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน
0	141	242	537	21.9	36.2	31.0	0.2	0.4	0.4			
0.5	1390	1140	1311	63.9	64.2	35.5	0	0.2	0	286	302	332
1	864	1006	1006	70.9	69.6	70.0	0	0	0			
2	770	331	627	80.1	74.7	89.3	0	0	0	270	262	238
3	724	211	395	85	96	100.7	1	0.8	1.2			
4	602	158	181	53.1	73.4	65	1.8	2	2	212	226	298
5	568	96	166	44.7	64.2	63.1	4	4	4			
6	490	97	160	36.4	57.3	58.7	2.5	3	2.8	145	208	268
7	443	79	94	32.3	55	49.7	0	0	0			
8	365	82	82	24.7	29.8	42.9	0.4	0.6	1	148	264	324
9	297	80	82	16.3	18.3	15.9	4.5	4.5	5			
10	266	80	82	14.8	17.4	14.6	5	5	5			
10.5	149	80	82	13.8	13.8	12.4	5	4.8	5	280	304	358
11.5	78	75	75	11.5	12.7	11.4	2	2.4	2.4			

ตารางผนวก 7 การเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ของสภาวะการทดลองที่ 2

SRT	10			15		20	
	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	%removal	Effluent (mg/l)	%removal	Effluent (mg/l)	%removal
14	2,930.0	304	89.62	316	89.18	316	89.18
17	3,649.0	304	91.66	228	93.75	304	91.66
20	2,661.0	76	97.14	152	94.28	76	97.14
24	3,029.0	149	95.08	74	97.55	74	97.55
27	2,164.0	149	93.11	74	96.5	149	93.11
30	2,014.0	149	92.6	74	96.3	74	96.3
33	2,472.0	127	94.48	127	94.86	127	94.86
37	2,548.0	142	94.42	76	97	76	97
41	2,812.0	128	95.44	74	97.36	74	97.36
45	2,010.0	108	94.62	68	96.6	68	96.6
48	2,362.0	112	95.25	78	96.67	112	95.25
51	1,472.0	72	95.1	38	98.08	38	98.08
54	2,954.0	227	92.31	75	97.46	75	97.46
57	1,804.0			150	91.68	75	95.84
60	2,015.0			77	96.17	77	96.17
63	2,481.0			75	96.97	75	96.97



ตารางผนวก 8 การเปลี่ยนแปลงของค่า  $\text{SPO}_4\text{-P}$  .ในสภาวะการทดลองที่ 2

SRT	10			15		20	
day	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	%removal	Effluent (mg/l)	%removal	Effluent (mg/l)	%removal
14	56.45	40.32	28.57	40.32	28.57	48.39	14.27
17	60.48	48.39	19.99	46.32	23.4	40.32	23.4
20	62.01	46.51	24.99	42.63	31.25	34.88	43.75
24	38.75	19.37	50	27.13	29.98	11.62	70.01
27	68.18	37.85	44.48	37.87	44.48	34.09	50
30	53.5	25.26	52.11	28.01	47.64	23.7	55.7
33	56.4	23.71	57.96	24.21	57.07	23.71	57.96
37	64.8	38.6	40.43	24.26	62.56	20.28	68.7
41	70.1	26.4	62.3	20.2	71.18	18.61	73.4
45	48.2	10.07	79.1	20.1	58.29	10.07	79.1
48	56.26	20	61.99	17.7	64.44	12.18	76.85
51	64.2	18.72	70.48	18.72	70.84	12.17	81.04
54	56.42	16.42	70.89	19.42	70.76	11.72	82.35
57	62.5			15.62	75	17.4	74
60	56			4	92.85	15.62	72.85
63	45.8			12.6	72.48	11.24	75.45

ตารางผนวก 9 การเปลี่ยนแปลงของค่า SS ของสภาวะการทดลองที่ 2

SRT	10			15		20	
	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	%removal	Effluent (mg/l)	%removal	Effluent (mg/l)	%removal
14	806	214	73.44	214	73.44	178	77.9
17	1200	198	83.5	172	85.66	164	86.33
20	740	114	84.59	98	86.75	102	86.21
24	1100	142	87.09	102	90.72	98	91.09
27	680	102	85	96	85.88	72	89.41
30	816	112	86.27	74	90.63	102	87.5
33	920	92	90	224	75.65	86	90.65
37	1210	148	87.76	112	90.74	146	87.93
41	786	94	87.7	172	78.11	68	91.34
45	710	76	89.29	222	68.73	80	88.73
48	804	100	87.56	262	67.41	106	86.81
51	796	96	87.68	172	87.68	90	88.44
54	698	142	79.65	164	76.5	102	85.38
57	1124			192	82.91	192	82.91
60	1208			100	91.72	215	82.2
63	800			124	84.5	172	78.5

ตารางผนวก 10 การเปลี่ยนแปลงของค่า TP ของสภาวะการทดลองที่ 2

SRT	10			15		20	
day	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	%removal	Effluent (mg/l)	%removal	Effluent (mg/l)	%removal
14	63.38	49.29	22.33	45.77	27.78	42.29	22.23
17	87.3	39.63	54.6	51.58	40.9	39.63	54.6
20	82.01	32.63	60.21	34.88	57.46	32.63	60.21
24	107.79	56.03	48.01	47.41	56	56.03	48.01
27	88.75	38.78	56.3	42.14	52.5	38.78	56.3
30	87.3	34.62	60.34	42.63	51.16	34.62	60.34
33	80.18	22.52	72.79	49.54	38.89	22.52	72.79
37	71.96	26.51	63.16	26.51	63.16	26.51	63.16
41	82.5	23.4	71.61	46.88	43.41	23.4	71.61
45	62.46	24.62	60.58	32.48	47.9	18.02	71.14
48	68.24	20.18	70.42	28.2	58.67	20.18	70.42
51	72.3	21.1	70.8	28.1	61.11	21.1	70.8
54	81	18.64	76.9	24.2	70.1	18.64	76.9
57	66.42	16.28	75.48	14.72	77.83	11.72	82.35
60	70.13			12.57	82.07	14.73	78.99
63	66.37			15.97	75.93	16.12	75.71

ตารางผนวก 11 การเปลี่ยนแปลงของค่า MLSS ในสภาวะการทดลองที่ 2

MLSS (mg/l)				MLSS (mg/l)			
time	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน	time	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน
3	3,840.0	4,460.0	4,520.0	30	4,780.0	5,160.0	7,460.0
4	3,920.0	4,640.0	4,640.0	31	5,100.0	7,260.0	6,300.0
5	4,100.0	4,080.0	5,860.0	32	4,800.0	5,340.0	6,640.0
6	4,020.0	3,540.0	5,280.0	33	3,760.0	6,450.0	6,070.0
7	3,760.0	3,880.0	4,860.0	35	4,240.0	5,840.0	6,840.0
8	3,360.0	3,360.0	5,080.0	36	4,460.0	5,440.0	5,760.0
9	3,280.0	3,160.0	4,620.0	37	4,160.0	6,160.0	6,240.0
10	3,860.0	3,860.0	5,820.0	38	4,760.0	5,640.0	6,040.0
11	4,260.0	4,040.0	5,210.0	39	4,720.0	5,740.0	6,490.0
12	4,080.0	4,420.0	6,020.0	40	4,860.0	5,620.0	6,840.0
13	3,680.0	4,270.0	5,140.0	41	4,100.0	6,000.0	6,040.0
14	4,210.0	5,010.0	5,840.0	42	4,500.0	5,840.0	6,480.0
15	3,820.0	5,260.0	5,470.0	43	4,260.0	5,440.0	7,020.0
16	3,520.0	6,020.0	5,870.0	44	4,960.0	5,460.0	5,600.0
17	3,260.0	6,240.0	6,210.0	45	4,400.0	6,040.0	6,880.0
18	3,480.0	6,820.0	6,040.0	46	4,080.0	5,400.0	6,640.0
19	3,870.0	6,640.0	5,860.0	47	4,720.0	5,620.0	6,020.0
20	4,020.0	7,240.0	5,480.0	48	4,020.0	5,040.0	5,840.0
21	3,460.0	6,840.0	5,600.0	49	4,640.0	5,340.0	5,860.0
22	3,200.0	6,740.0	5,740.0	50	4,400.0	5,100.0	6,040.0
23	4,860.0	7,080.0	6,500.0	51	4,800.0	4,800.0	6,070.0
24	4,610.0	7,820.0	6,700.0	52	4,680.0	5,010.0	6,840.0
25	4,400.0	7,420.0	6,740.0	53	4,940.0	4,940.0	7,020.0
26	4,360.0	7,660.0	7,400.0	54		5,210.0	7,400.0
27	4,180.0	7,940.0	6,020.0	55		4,860.0	6,670.0
28	4,620.0	7,660.0	6,740.0	56		5,460.0	6,460.0
29	5,100.0	6,160.0	7,580.0	57		5,700.0	6,240.0

ตารางผนวก 11 (ต่อ)

MLSS (mg/l)				MLSS (mg/l)			
time	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน	time	SRT 10 วัน	SRT 15 วัน	SRT 20 วัน
58		5,610.0	6,420.0	61		5,960.0	6,520.0
59		5,860.0	6,020.0	62		6,050.0	6,820.0
60		5,680.0	6,600.0	63		5,820.0	6,470.0

ตารางผนวก 12 การเปลี่ยนแปลงตัวแปรลักษณะน้ำเสียในวัฏจักรของสภาวะการทดลองที่ 2

time/hrs	SCOD (mg/l)			SPO <sub>4</sub> -P (mg/l)			DO (mg/l)			TP (mg/l)		
	SRT10 วัน	SRT15 วัน	SRT20 วัน	SRT10 วัน	SRT15 วัน	SRT20 วัน	SRT10 วัน	SRT15 วัน	SRT20 วัน	SRT10 วัน	SRT15 วัน	SRT20 วัน
0	225	157	78	50.78	46.15	34.61	0	0	0			
0.5	902	1102	1023	54.69	73.07	73.07	0	0	0	312	302	312
1	827	472	944	62.5	80.76	107.69	0	0	0			
2	526	472	866	64.67	88.46	130.76	0	0	0	183	229	225
3	451	393	472	76.4	92.3	134.61	0	0	0			
4	300	314	393	84.22	96.3	138.46	0	0	0	227	244	234
5	150	393	314	95.94	100	142.3	0	0	0			
6	75	157	236	115.6	107.69	142.3	2	2	2	224	214	226
7	37	157	236	54.68	42.3	61.53	2	2	2			
8	75	78	78	44.88	42.3	34.61	2	2	2	232	259	243
9	75	78	78	27.34	34.61	34.61	4	4	4			
10	37	78	78	11.72	19.23	20.07	5	5	5			
10.5	37	78	78	11.72	20.07	19.23	4	4	4	246	305	364

ตารางผนวก 13 ผลการทดลองแบบ batch test

batch test 1 anaerobic				batch test 2 aerobic			
Time (นาที)	SCOD (mg/l)	SPO <sub>4</sub> -P (mg/l)	MLSS (mg/l)	Time (นาที)	SCOD (mg/l)	SPO <sub>4</sub> -P (mg/l)	MLSS (mg/l)
0	1,100.0	89.3	1,800.0	0	1,176.0	101.8	1,700.0
0.16	1,019.0	91.1	1,840.0	10	1,176.0	98.2	2,020.0
0.33	941.0	92.9	1,920.0	20	862.0	98.2	1,760.0
0.5	862.0	94.3	1,880.0	30	1,019.0	91.1	1,840.0
1	627.0	98.4	1,860.0	60	627.0	91.1	1,860.0
2	548.0	105.9	1,860.0	120	705.0	75.0	2,080.0
3	156.0	139.3	1,900.0	240	78.0	63.9	1,920.0
6	156.0	114.3	2,020.0	360	156.0	42.85	1,880.0
8	78.0	89.3	1,900.0	480	146.0	23.21	2,400.0
11	78.0	92.9	1,940.0	660	78.0	21.42	2,520.0
14	39.0	76.8	1,980.0	840	78.0	23.21	2,340.0
20	39.0	71.4	1,920.0	1,200	39.0	21.42	1,980.0
23	39.0	71.4	2,420.0	1,380	39.0	20.64	1,860.0

ภาคผนวก ข  
วิธีการวิเคราะห์น้ำเสีย

### 1. BOD (Biochemical Oxygen Demand)

#### เครื่องมือและอุปกรณ์

1. Incubation Bottle ขนาด 250-300 มิลลิลิตรพร้อมจุกปิดสนิท
2. บุเรตขนาด 50 มิลลิลิตร และขาตั้งบุเรต
3. กระบอกตวงขนาด 1 ลิตร
4. ปิเปตขนาด 10 มิลลิลิตร
5. ตู้ควบคุมอุณหภูมิที่ 20 องศาเซลเซียส

#### น้ำยาเคมี

1. น้ำกลั่นที่มีคุณภาพสูง เพื่อใช้สำหรับเตรียมน้ำสำหรับการเจือจาง ควรมีทองแดงน้อยกว่า 0.01 มก/ล และปราศจากคลอรีน คลอรวามีน Caustic Alkalinity สารอินทรีย์ และกรด
2. สารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ ละลาย  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  8.5 กรัม  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  21.75 กรัม  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  33.4 กรัม และ  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1.7 กรัม ในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร แล้วทำให้เจือจางเป็น 1 ลิตร สารละลายนี้มีค่า pH เท่ากับ 7.2
3. สารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต ละลาย  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  ในน้ำกลั่น แล้วทำให้เจือจางเป็น 1 ลิตร
4. สารละลายแคลเซียมคลอไรด์ ละลาย anhydrous  $\text{CaCl}_2$  27.5 กรัม ในน้ำกลั่น แล้วทำให้เจือจางเป็น 1 ลิตร
5. สารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ ละลาย  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  0.25 กรัม ในน้ำกลั่น แล้วทำให้เจือจางเป็น 1 ลิตร
6. สารละลายกรดและ ด่าง 1 นอร์มัล เพื่อปรับ pH ให้เป็นกลาง
7. สารละลายโซเดียมซัลไฟท์ 0.025 นอร์มัล ละลาย  $\text{Na}_2\text{SO}_3$  1.575 กรัม ในน้ำกลั่น แล้วทำให้เจือจางเป็น 1 ลิตร สารละลายนี้ไม่อยู่ตัวต้องเตรียมในวันที่จะใช้

#### วิธีการวิเคราะห์

1. การเตรียมน้ำสำหรับใช้เจือจาง
  - 1.1 ตวงน้ำกลั่นให้มากกว่าปริมาตรที่จะใช้ 1 ลิตร ใส่ลงในภาชนะที่สะอาด
  - 1.2 เติมสารละลาย ฟอสเฟตบัฟเฟอร์ แมกนีเซียมซัลเฟต แคลเซียมคลอไรด์ เฟอร์ริกคลอไรด์ โดยเติมสารละลายแต่ละชนิด 1 มิลลิลิตร ต่อน้ำเจือจาง 1 ลิตร
- 1.3 เป่าอากาศที่สะอาดเพื่อเพิ่มปริมาณออกซิเจนในน้ำอย่างน้อย 1 ชั่วโมง



## 2. การเตรียมตัวอย่างน้ำที่จะหา

2.1 ตัวอย่างน้ำที่เป็นด่าง หรือกรด ต้องปรับ pH ให้เท่ากับ 7 ด้วยกรดซัลฟูริก 1 นอร์มัล หรือด่าง โซเดียมไฮดรอกไซด์ 1 นอร์มัล

2.2 ตัวอย่างน้ำที่มีสารประกอบคลอรีนตกค้าง โลหะหนัก หรือสารที่เป็นพิษชนิดอื่นเจือปนอยู่ จะต้องศึกษาและกำจัดเสียก่อนเป็นพิเศษ

## 3. วิธีการทำเจือจาง

3.1 เลือกเปอร์เซ็นต์ตัวอย่างมาทำการเจือจางที่คาดว่า จะให้ค่า  $BOD_5$  อยู่ในช่วงที่กำหนด แล้วเลือกเปอร์เซ็นต์ที่สูงกว่า และต่ำกว่า ที่อยู่ติดกันตามตารางภาคผนวก 14 ดังนั้นจึงจำเป็นต้องรู้ค่า  $BOD_5$  โดยประมาณก่อน

3.2 ค่อย ๆ รินน้ำ สำหรับการทำให้เจือจาง 700-800 มิลลิลิตร ลงในกระบอกตวงขนาด 1 ลิตร พยายามอย่าให้มีฟองอากาศ

3.3 เติมตัวอย่างน้ำจำนวนที่ต้องการ แล้วเติมน้ำสำหรับการทำให้เจือจางจนได้ปริมาตรเป็น 1 ลิตร

3.4 คนให้เข้ากันโดยใช้แท่งแก้วเสียบจุกยางไว้ที่ปลาย ชักขึ้นลงเบา ๆ โดยระวังอย่าให้เกิดฟองอากาศ

3.5 ค่อย ๆ รินตัวอย่างน้ำผสมให้เข้ากันดีแล้ว แล้วใส่ในขวด บีโอดี ที่แห้งและสะอาด จนเต็ม 3 ขวด ปิดจุกให้สนิท นำไปเก็บในตู้ Incubator ที่ 20 องศาเซลเซียส 2 ขวด ส่วนขวดที่เหลือนำไปหาค่า DO ทันที เพื่อทราบค่า DO ที่จุดเริ่มต้น

3.6 ทำเช่นเดียวกับข้อ 3.2-3.5 สำหรับเปอร์เซ็นต์ตัวอย่างที่เจือจางที่ต่ำกว่าและสูงกว่าตามลำดับ

4. การหาค่า DO ที่จุดเริ่มต้น ใช้วิธี Azide Modification ดังรายละเอียด ข้อ 2

## 5. การเพาะเลี้ยง (Inbucation)

เพาะเลี้ยงโดยเก็บ 2 ขวด ของแต่ละเปอร์เซ็นต์ตัวอย่างเจือจางในตู้เย็นมีอุณหภูมิ  $20 \pm 1$  องศาเซลเซียส เป็นเวลา 5 วัน จึงนำมาหาปริมาณ DO ( $D_2$ ) ตามหัวข้อ 4

## 6. การควบคุมคุณภาพน้ำเจือจาง

รินน้ำกลั่นที่ใช้เจือจางแต่ไม่ได้ใส่น้ำเชื้อลงในขวด BOD 2 ขวด ปิดจุก แล้วเอาขวดหนึ่งเพาะที่ 20 องศาเซลเซียส ส่วนอีกขวดนำไปหาค่า DO ทันที ผลต่างของ DO ที่ได้ไม่ควรลดเกินกว่า 0.2 มก/ล และถ้าจะให้ดีไม่ควรลดเกิน 0.1 มก/ล

## 7. การพิจารณาผลเพื่อคำนวณค่า BOD

ผลที่น่าเชื่อถือและจะให้คำนวณนั้น จะต้องมียุทธวิธี ปริมาณ DO อย่างน้อย 1 มก/ล และต้องมีการลดปริมาณ DO ลงไปอย่างน้อย 2 มก/ล ของตัวอย่างน้ำที่ทำการเจือจางจึงทำให้ค่า BOD ที่คำนวณออกมาถูกต้องที่สุด

ตารางผนวก 14 ช่วงของค่า BOD และวิธีการเจือจางน้ำ

ช่วงค่า บี โอดี	% ตัวอย่าง
20,000-70,000	0.01
10,000-35,000	0.02
4,000-14,000	0.05
2,000-7,000	0.1
1,000-3,500	0.2
400-1,400	0.5
200-700	1.0
100-350	2.0
40-140	5.0
20-70	10.0
10-35	20.0
4-14	50.0
0-7	100

2. ออกซิเจนละลายในน้ำ (Dissolve Oxygen DO) โดยวิธี Azide Modification

น้ำยาเคมี

1. สารละลายแมงกานีสซัลเฟต ละลาย  $MnSO_4 \cdot 4H_2O$  480 กรัม หรือ  $MnSO_4 \cdot 2H_2O$  400 กรัม หรือ  $MnSO_4 \cdot H_2O$  364 กรัม ในน้ำกลั่น กรองแล้วทำให้เจือจางเป็น 1 ลิตร สารละลายนี้ต้องไม่เกิดสีกับน้ำแข็ง เมื่อเติมสารละลายที่ทำให้เป็นกรดแล้วของ KI

2. สารละลายไฮโอไดด์-ไฮไซด์ ละลาย NaOH 500 กรัม และ NaI 135 กรัม ในน้ำกลั่น เติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1 ลิตร ละลาย  $NaN_3$  10 กรัม ในน้ำกลั่น 40 มิลลิลิตร แล้วเติมลงในสารละลายข้างต้น

3. กรดซัลฟูริกเข้มข้น

4. นำแป้งอินดิเคเตอร์ ละลาย Soluble Starch 5 กรัม ในน้ำต้มประมาณ 800 มิลลิลิตร คนให้เข้ากัน เติมน้ำให้ได้ 1 ลิตร ต้มให้เดือดประมาณ 2-3 นาที ตั้งค้างคืนไว้ ใช้แต่น้ำใส ๆ ข้างบน เติม Salicylic acid 1.25 กรัมต่อน้ำแป้ง 1 ลิตร หรือ Toluene 2-3 หยด เพื่อป้องกันการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย

5. สารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 นอร์มัล ละลาย  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  6.205 กรัม ในน้ำกลั่น เติม NaOH 0.4 กรัม เจือจางด้วยน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1 ลิตร ทำการ Standardize ด้วยสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไบโอไอเดต

6. สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไบโอไอเดต 0.025 นอร์มัล ละลาย  $\text{KH}(\text{IO}_3)_2$  0.8124 กรัม ในน้ำกลั่น ปรับจนได้ปริมาตร 1 ลิตร

การ Standardize สารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 นอร์มอล ด้วยสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไบโอไอเดต

1. ละลาย KI 2 กรัม ด้วยน้ำกลั่น 100-150 มิลลิลิตร ในขวดชมพู

2. เติม 1+9  $\text{H}_2\text{SO}_4$  จำนวน 10 มิลลิลิตร

3. นำมาไตเตรตไอโอดีนที่ถูกขับออกมาด้วยสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 นอร์มัล ที่เตรียมไว้ จนกระทั่งใกล้ถึงจุดยุติ สังเกตจากสีของสารละลายจางลง เติมน้ำแป้ง 1 มิลลิลิตร ไตเตรตต่อจนถึงจุดยุติ ถ้าสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟตที่เตรียมไว้มีความเข้มข้น 0.025 นอร์มัลพอดี ปริมาตรที่ใช้ในการไตเตรตจะเท่ากับ 20.00 มิลลิลิตร ถ้าไม่ได้ ให้ปรับความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟตให้เท่ากับ 0.025 นอร์มัล

### วิธีการวิเคราะห์

1. จากตัวอย่างที่เหลือในข้อ 3.5 นำมาเติมสารละลายแมงกานีสซัลเฟต 1 มิลลิลิตร ลงไปได้ผิวน้ำ

2. เติมสารละลายอัลคาไล-ไอโอไดด์-เฮไซต์ 1 มิลลิลิตร ลงไปได้ผิวน้ำ

3. ปิดจุกยางอย่าให้ฟองอากาศเข้า เขย่าโดยกลับขวดไป มา 15 ครั้ง

4. ปล่อยให้ตะกอนนอนกัน ภายหลังจากที่เห็นน้ำใสข้างบนมีปริมาตรได้ประมาณ 100 มิลลิลิตร ให้เติมกรดซัลฟูริกเข้มข้น 1 มิลลิลิตร โดยค่อย ๆ ปล่อยให้กรดไหลเป็นสายไปตามคอขวด

5. ปิดจุกแล้วเขย่ากลับไปมา จนกระทั่งตะกอนละลายหมด

6. ตั้งทิ้งไว้เพื่อให้ไอโอดีนที่เกิดกระจายไปทั่วขวดก่อนริน

7. ตวงสารละลายที่ได้เพื่อจะใช้ในการไตเตรตโดยยึดถือปริมาตรเริ่มต้นของตัวอย่างน้ำ 200 มิลลิลิตรเป็นหลัก นั่นคือถ้าขวด ขนาด 300 มิลลิลิตร และเติมสารละลายแมงกานีสซัลเฟต และสารละลายอัลคาไล-ไอโอไดด์-เฮไซต์ รวม 2 มิลลิลิตร ดังนั้นปริมาตรที่จะนำมาไตเตรตจะเป็น  $200 \times 300 = 208$  มิลลิลิตร

8. นำปริมาตรสารละลายที่คำนวณได้มาไตเตรตด้วยสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 นอร์มัล จนได้สีเหลืองอ่อน ๆ เติมน้ำแบ่ง 1-2 มิลลิลิตร แล้วไตเตรตต่อจนกระทั่งสีน้ำเงินหายไป

การคำนวณ

1) ออกซิเจนละลาย (DO)

1 ml 0.025 N  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 = 1 \text{ mg/L DO}$  (ในน้ำตัวอย่าง 200 ml)

2)  $\text{BOD}_5$  (เมื่อไม่เติมหัวเชื้อจุลินทรีย์)

$$\text{BOD}_5 \text{ (mg/L)} = (D_1 - D_2) / P$$

3)  $\text{BOD}_5$  (เมื่อเติมหัวเชื้อจุลินทรีย์)

$$\text{BOD}_5 = [(D_1 - D_2) - (B_1 - B_2) f] / P$$

โดยที่  $D_1 =$  ค่าออกซิเจนละลายในวันแรก

$D_2 =$  ค่าออกซิเจนละลายในวันที่ 5

$P =$  อัตราส่วนการเจือจางน้ำตัวอย่าง

$B_1 =$  ค่าออกซิเจนละลายในวันแรกของหัวเชื้อจุลินทรีย์ (mg/l)

$B_2 =$  ค่าออกซิเจนละลายในวันที่ 5 ของหัวเชื้อจุลินทรีย์ (mg/l)

$f =$  อัตราส่วนของปริมาณหัวเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำตัวอย่างต่อปริมาณหัวเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำตัวอย่างที่เตรียมไว้ สำหรับแก้ค่าเนื่องจากการเติมหัวเชื้อ

### 3.COD (Chemical Oxygen Demand)

#### เครื่องมือและอุปกรณ์

- ชุดรีฟลักซ์ ประกอบด้วยขวดขนาด 250 มิลลิลิตร ซึ่งมีคอที่ทำด้วย Ground Glass 24/40 และ condenser 300 mm Liebig ซึ่งมีข้อต่อทำด้วย Ground Glass 24/40
- เตาแผ่นเหล็กความร้อน
- บุเรตขนาด 50 มิลลิลิตร

#### น้ำยาเคมี

- สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 0.025 นอร์มัล ละลาย  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  12.259 กรัม (อบแห้งที่ 103 องศาเซลเซียส) เป็นเวลา 2 ชั่วโมง ในน้ำกลั่น แล้วเติมน้ำจนได้ปริมาตร 1 ลิตร (ถ้าจำเป็นให้เติมกรดซัลฟามิก 120 มิลลิกรัม) เพื่อกำจัดคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดจาก  $\text{NO}_2^-$
- สารละลายกรดซัลฟุริก ผสม  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  และกรดซัลฟุริกเข้มข้นด้วยสัดส่วน 5.5 กรัมของ  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  ต่อ 1 กิโลกรัมของกรดซัลฟุริกเข้มข้น ตั้งทิ้งไว้ 1-2 วันเพื่อให้ละลาย

3. สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.10 นอร์มัล ละลาย  $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  39.2 กรัมในน้ำกลั่น เติมกรดซัลฟูริกเข้มข้น 20 มิลลิลิตรลงไป ทำให้เย็น แล้วเติมน้ำกลั่นจนครบ 1 ลิตร

4. Ferroin indicator solution ละลาย 1,10 phenanthroline monohydrate 1.485 กรัม และ  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  695 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่นจนได้ปริมาตรเท่ากับ 100 มิลลิลิตร

#### วิธีการวิเคราะห์

1. ตวงน้ำตัวอย่างปริมาตร 20 มิลลิลิตร และปรับปริมาตร น้ำหนัก นอร์มัลลิตีของน้ำยาเคมี ตามตารางผนวก 15
2. เติม  $\text{HgSO}_4$  ตามอัตราส่วนที่กำหนด ตามตารางผนวก 15 และใส่ Glass Beads 4-5 เม็ด
3. เติมสารละลายกรดซัลฟูริก (ซึ่งผสม  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  อยู่ก่อนแล้ว) ตามตารางผนวก 15 อย่างช้า ๆ พร้อมกับเขย่าเพื่อละลาย  $\text{HgSO}_4$  และควรทำให้เย็นขณะเขย่า เพื่อหลีกเลี่ยงการสูญหายไปของสารที่เป็นไอในตัวอย่าง
4. เติมสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 0.025 นอร์มัล ตามตารางผนวก 15 ผสมให้เข้ากัน
5. ค่อย ๆ เติมสารละลายกรดซัลฟูริก ตามตารางผนวก 15 ผสมให้เข้ากัน
6. นำขวดรีฟลักซ์ไปต่อเข้ากับเครื่อง Condenser เปิดน้ำหล่อเย็น ต้มให้เดือด (reflux) นาน 2 ชั่วโมง ปลดยंत्रไว้ให้เย็น เติมน้ำกลั่นลงไป 80 มิลลิลิตร ผสมให้เข้ากัน
7. นำไปไตเตรตกับสารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.10 นอร์มัล โดยใช้ Ferroin indicator solution 2-3 หยด จุดยุติคือจุดที่สีของสารละลายเปลี่ยนจากสีน้ำเงินแกมเขียวเป็นสีน้ำตาลแดง

ตารางผนวก 15 น้ำหนักและความเข้มข้นของน้ำยาเคมีที่ใช้กับขนาดตัวอย่าง

Sample size (ml)	0.25 standard dichromate (ml)	Conc. $\text{H}_2\text{SO}_4$ +A $\text{g}_2\text{SO}_4$ (ml)	$\text{HgSO}_4$ (g)	Normality of FAS	Final volume before titration (ml)
10.0	5.0	15	0.2	0.05	70
20.0	10.0	30	0.4	0.1	140
30.0	15.0	45	0.6	0.15	210
40.0	20.0	60	0.8	0.20	280
50.0	25.0	75	1.0	0.25	350

การหาความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.10 นอร์มัล

1. ใช้ปิเปตดูดสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 0.025 นอร์มัล 10 มิลลิลิตร  
เจือจางให้ได้ปริมาตรรวม 100 มิลลิลิตร
2. เติมสารละลายกรดซัลฟูริก ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  อยู่ก่อนแล้ว)
3. นำไปไตเตรตกับ สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.10 นอร์มัล โดย  
ใช้ Ferroin indicator solution 2-3 หยด จุดยุติคือ จุดที่สีของสารละลายเปลี่ยนจากสีน้ำเงินแกมเขียวเป็น  
สีน้ำตาลแดง

การคำนวณ

- 1) Normality ของ FAS =  $[\text{ปริมาณ}\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 \text{ (ml)} \cdot 0.25] / \text{ปริมาณ FAS ที่ใช้ (ml)}$
- 2) COD (mg/l) =  $[A - B \cdot N \times 8,000] / \text{ปริมาณตัวอย่าง}$   
โดยที่ A = ปริมาณ FAS ที่ใช้สำหรับแบลงค์ (มิลลิลิตร)  
B = ปริมาณ FAS ที่ใช้สำหรับ น้ำตัวอย่าง (มิลลิลิตร)  
N = Normality ของ FAS ที่ใช้ในการไตเตรต

#### 4.Total Kjeldahl Nitrogen

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องมือสำหรับการย่อยสลาย ประกอบด้วย Kjeldahl flask ขนาด 800 มิลลิลิตร มี  
Heating device ซึ่งสามารถทำให้น้ำกลั่น 250 มิลลิลิตร เดือดได้ภายในเวลา 5 นาที และให้อุ่นหม้อมีได้  
ระหว่าง 344-371 องศาเซลเซียส
2. เครื่องมือสำหรับการกลั่น ซึ่งประกอบด้วย Kjeldahl flask มีกระเปาะข้างบน และ  
Condenser ในแนวตั้ง
3. บuret ขนาด 25 มิลลิลิตร

น้ำยาเคมี

1. น้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนีย
2. Digestion Reagent ละลาย  $\text{K}_2\text{SO}_4$  134 กรัมในน้ำกลั่น 650 มิลลิลิตร และกรดซัลฟูริก  
เข้มข้น 200 มิลลิลิตร เติมพร้อมทั้งคนสารละลาย
3. Sodium hydroxide -Sodium thiosulfate reagent ละลาย NaOH 500 กรัม และ  
 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  25 กรัม ในน้ำกลั่นทำให้เจือจางเป็น 1 ลิตร
4. สารละลายอินดิเคเตอร์ในกรดบอริก (Indicating boric acid) ละลาย  $\text{H}_3\text{BO}_3$  20 กรัม

ในน้ำกลั่น เติมสารละลายอินดิเคเตอร์ผสม 10 มิลลิลิตร (เตรียมโดยเติมเมทิลเรด 200 มิลลิกรัมใน 100 มิลลิลิตร ของ 95 % อีทิลแอลกอฮอล์ ละลายเมทิลลิ้นบลู 100 มิลลิกรัม ใน 50 มิลลิลิตรของ 95 % เอทิลแอลกอฮอล์ รวมสารละลายทั้งสองเข้าด้วยกันเตรียมใช้แต่ละเดือน)

5. สารละลายมาตรฐานกรดซัลฟูริก 0.02 นอร์มัล โดยการเจือจาง 200.0 มิลลิลิตร ของ 0.1 นอร์มัล ของสารละลายมาตรฐานกรดซัลฟูริก จนได้ปริมาตร 1 มิลลิลิตร ด้วยน้ำกลั่นปรับมาตรฐานให้ได้ความเข้มข้น 0.02 นอร์มัล ซึ่งปริมาตร 1 มิลลิลิตรเท่ากับ 280 ไมโครกรัมต่อลิตร

#### วิธีการวิเคราะห์

1. ใส่ตัวอย่าง 300 มิลลิลิตร ลงในขวดเจลาตาสี ขนาด 800 มิลลิลิตร และเติมเม็ดแก้ว 2-3 เม็ด ทำการปรับ pH ให้เท่ากับ 7.0 เตรียมแบลนด์โดยใช้ปริมาตร 300 มิลลิลิตรเช่นกัน(ถ้าจำเป็นให้ทำการเจือจางตัวอย่างน้ำที่ใช้ ด้วยน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 300 มิลลิลิตร แล้วทำให้สะเทินจน pH เป็น 7.0)

2. ค่อย ๆ เติม Digestion Reagent 50 มิลลิลิตรลงในแต่ละขวด

3. หลังจากผสมให้เข้ากันดีแล้ว นำขวดไปวางในเครื่องมือสำหรับการย่อยสลาย ซึ่งอยู่ในตู้ควัน ต้มจนกระทั่งเกิดควันของ  $\text{SO}_2$  ให้ต้มต่อจนได้สารละลายใส (หรือมีสีฟางซีด ๆ ) ต้มต่ออีกเป็นเวลา 30 นาที ทิ้งให้เย็น

4. นำมาเติมน้ำกลั่น 300 มิลลิลิตร

5. เอียงขวดและค่อย ๆ ริน Sodium hydroxide-Sodium thiosulfate reagent 50 มิลลิลิตร ลงไปตามผนังของขวดที่ใช้ในการย่อยสลาย (ห้ามเขย่าสารละลายเพราะจะเกิดความร้อนขึ้นและแอมโมเนียจะพุ่งออกมาจากสารละลาย)

6. ต่อขวดเข้ากับเครื่องมือสำหรับการกลั่น กลั่นแล้วเก็บส่วนผสมออกมา 200 มิลลิลิตร ภายใต้ผิวของสารละลายอินดิเคเตอร์ในกรดบอริก 50 มิลลิลิตร

7. นำส่วนที่เก็บได้ไปไตเตรตด้วยสารละลายมาตรฐานกรดซัลฟูริก 0.02 นอร์มัลจนกระทั่งอินดิเคเตอร์เปลี่ยนเป็นสีม่วงอ่อน

8. แบลนด์ ให้ทำแบลนด์โดยใช้น้ำกลั่น และผ่านขั้นตอนทุกอย่างเหมือนตัวอย่าง

#### การคำนวณ

$$\text{mg/l TKN} = [A - B \times 280] / \text{ml sample}$$

โดยที่ A = มิลลิลิตรของกรดซัลฟูริกในการไตเตรตตัวอย่าง

B = มิลลิลิตรของกรดซัลฟูริกในการไตเตรตแบลนด์

### 5.SS (Suspended Solids) โดยวิธี Gravimetric Method

#### เครื่องมือและอุปกรณ์

1. อบกระดาดากรองให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส (วางบนด้วย aluminium foil) ประมาณ 1 ชั่วโมง ทิ้งให้เย็นในเดสลิเคเตอร์ประมาณ 30 นาที แล้วชั่งน้ำหนัก
2. เลือกปริมาณน้ำตัวอย่างที่จะได้ปริมาณของแข็งแขวนลอย ไม่น้อยกว่า 1.5 มิลลิกรัม
3. วางกระดาดากรองบนกรวยซึ่งต่อกับเครื่องดูดอากาศ
4. ใช้น้ำกลั่นฉีดกระดาดากรองให้เปียก แล้วเปิดเครื่องดูดอากาศ เพื่อให้กระดาดากรอง

#### ติดกับกรวย

5. กรองตัวอย่างที่ผสมเข้ากันดีแล้ว โดยอาศัยแรงดูดจากเครื่องดูดอากาศ แล้วล้างเครื่องกรองด้วยน้ำกลั่นประมาณ 10 มิลลิลิตร เปิดเครื่องทิ้งไว้ประมาณ 2 นาที
6. ปิดเครื่องดูดอากาศ ให้ปากคีบคีบกระดาดากรองใส่ด้วย aluminium foil อันเดิมแล้วนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส ในตู้อบนาน 1 ชั่วโมง
7. ทิ้งให้เย็นในเดสลิเคเตอร์ แล้วชั่งน้ำหนักที่เพิ่มขึ้น

#### การคำนวณ

$$\text{mg/l Suspended Solids} = [A-B] \times 1,000 / \text{ml sample}$$

โดยที่	A	=	น้ำหนักกระดาดากรองก่อนการวิเคราะห์ (มิลลิกรัม)
	B	=	น้ำหนักกระดาดากรองหลังการวิเคราะห์ (มิลลิกรัม)

### 6. MLSS( Mixed Liquor Suspended Solids ) โดยวิธี Gravimetric Method

การทำ MLSS วิธีการทำเหมือนกับการทำ SS เพียงแต่ใช้น้ำตะกอนจุลินทรีย์ (mixed liquor) แทนน้ำตัวอย่าง

### 7. การทำ MLVSS (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids) โดยวิธี Gravimetric Method

#### เครื่องมือและอุปกรณ์

1. จานระเหย (Evaporating Dish)
2. เครื่องอ่างน้ำ (Water Bath)
3. เตาอบแห้ง
4. โถทำแห้ง
5. เครื่องชั่งอย่างละเอียด



6. เตาเผาที่อุณหภูมิ  $500 \pm 50$  องศาเซลเซียส

#### วิธีวิเคราะห์

1. เตรียมจานระเหย โดยนำไปเผาที่  $500 \pm 50$  องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง และปล่อยให้เย็นในโถทำแห้ง ชั่งน้ำหนัก
2. นำจานระเหยที่ชั่งแล้วไปหาปริมาณ MLSS
3. นำจานระเหยที่หา MLSS แล้วไปเผาที่  $500 \pm 50$  องศาเซลเซียส ประมาณ 30 นาที
4. ปล่อยให้เย็นในโถทำแห้ง ชั่งน้ำหนักสารที่เหลือ

#### การคำนวณ

$$\text{MLVSS (mg)} = \text{ปริมาณ MLSS (mg)} - \text{ปริมาณของแข็งที่เหลือหลังการเผา (mg)}$$

#### 8.Total Phosphorus โดยวิธี Persulfate digestion / Vanadomolybdophosphoric acid

##### เครื่องมือ

1. Hot plate

##### น้ำยาเคมี

1. สารละลายฟีนอลฟทาลีนอินดิเคเตอร์
2. สารละลายกรดซัลฟูริก เติมน้ำ conc  $\text{H}_2\text{SO}_4$  300 มิลลิลิตร ลงในน้ำกลั่น 600 มิลลิลิตร แล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1 ลิตร
3. สารละลายโปตัสเซียมเปอร์ซัลเฟต ( $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) หรือ แอมโมเนียมเปอร์ซัลเฟต ( $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ )
4. สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 1 นอร์มัล

##### วิธีการวิเคราะห์

1. นำน้ำตัวอย่างมา 50 มิลลิลิตร
2. เติมน้ำ  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$  0.5 กรัม หรือ  $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$  0.4 กรัม แล้วเติมกรดซัลฟูริก 1 มิลลิลิตร
3. ต้มให้ค่อย ๆเดือดจนได้ปริมาตรเท่ากับ 10 มิลลิลิตร
4. ตั้งให้เย็นแล้วปรับปริมาตรให้ได้เท่ากับ 50 มิลลิลิตรเท่าเดิม
5. ทำการปรับ pH ให้ได้เท่ากับ  $7.0 \pm 2$
6. นำไปหาฟอสเฟตโดยวิธี colourimetric method (Vanadomolybdophosphoric acid)

## 9. Phosphate Phosphorus โดยวิธี Vanadomolybdophosphoric acid

### เครื่องมือและอุปกรณ์

1. Spectrophotometer
2. เครื่องแก้วที่ล้างด้วยกรด HCl

### สารเคมี

1. ฟีนอลฟทาซีนอินดิเคเตอร์
2. สารละลายกรด HCl 1+1 อาจใช้  $H_2SO_4$ ,  $HClO_4$  หรือ  $HNO_3$  แทน HCl ได้
3. สารละลาย Vanadate-Molybdate

สารละลาย A ละลาย Ammonium Molybdate  $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$  จำนวน 2.5 กรัม ในน้ำกลั่น 300 มิลลิลิตร

สารละลาย B ละลาย Ammonium Metavanadate  $(NH_4VO_3)$  จำนวน 1.25 กรัม โดยต้มให้เดือดในน้ำกลั่น 300 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็น แล้วเติมกรดเกลือเข้มข้น 330 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็นแล้ว นำสารละลาย A ผสมกับสารละลาย B แล้วปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

4. สารละลาย Stock Phosphate

ละลาย Anhydrous  $KH_2PO_4$  219.5 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่นแล้วเจือจางเป็น 1,000 มิลลิลิตร สารละลายนี้ 1.0 มิลลิลิตร เท่ากับ  $50.0 \mu g PO_4-P$

### วิธีวิเคราะห์

1. ใช้ขนาดน้ำตัวอย่าง 35 มิลลิลิตร หรือน้อยกว่านี้ใส่ในขวดตวงขนาด 50 มิลลิลิตร
2. เติมสารละลาย Vanadate-Molybdate 10 มิลลิลิตร แล้วเจือจางกับน้ำกลั่นจนได้ ปริมาตร 50 มิลลิลิตร เตรียมแบลนด์ ด้วยน้ำกลั่น 35 มิลลิลิตร และทำเช่นเดียวกัน
3. ทิ้งไว้ 10 นาที หรือนานกว่าจะได้สีเหลืองเกิดขึ้น วัดความเข้มข้นของสารละลายที่ 400-490 nm โดยเปรียบเทียบกับแบลนด์น้ำกลั่น
4. เตรียมกราฟมาตรฐานโดยใช้สารละลายมาตรฐานฟอสเฟต

### การคำนวณ

$$(\text{mg.P/l}) = \frac{\text{mg P (in 50 final volume)} \times 1,000}{\text{ml sample}}$$

## ประวัติผู้เขียน

ชื่อ นางสาวเพ็ญ สุขมาก

วัน เดือน ปี เกิด 1 มีนาคม 2511

วุฒิการศึกษา

ชื่อสถาบัน

ปีสำเร็จการศึกษา

ประกาศนียบัตรการพยาบาลและ

วิทยาลัยพยาบาลบรมราชชนนี

2533

การผดุงครรภ์

จังหวัดยะลา

สาธารณสุขศาสตรบัณฑิต

มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมมาธิราช 2537

ตำแหน่งและสถานที่ทำงาน นักวิชาการสาธารณสุข 4 สำนักงานสาธารณสุขอำเภอปากพะยูน จังหวัดพัทลุง