

การประเมินกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์และกระบวนการโฟโตคะตะลิติก
จากการสลายตัวสารพิษและความเป็นพิษทางชีวภาพภายใต้เวลากักเก็บ
น้ำที่แตกต่างกันในการบำบัดน้ำชะขยะ

EVALUATION OF ACTIVATED SLUDGE AND PHOTOCATALYTIC
PROCESSES TO MICROPOLLUTANT DEGRADATION AND
BIOTOXICITY ASSESSMENT UNDER DIFFERENT HYDRAULIC
RETENTION TIME IN LEACHATE TREATMENT

พิทักษ์พร ฐานกุลกิจ

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร
ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา

คณะวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี

ปีการศึกษา 2562

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี

การประเมินกระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์และกระบวนการ
โฟโตคะตะลิติกจากการสลายตัวสารพิษและความเป็นพิษทางชีวภาพ
ภายใต้เวลากักเก็บน้ำที่แตกต่างกันในการบำบัดน้ำชะขยะ

พิทักษ์พร ฐานกุลกิจ

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร
ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา
คณะวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี

ปีการศึกษา 2562

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี

หัวข้อวิทยานิพนธ์

การประเมินกระบวนการแอกติเวเต็ดสลัดจ์และกระบวนการโฟโตคะตะลิติก
จากการวิเคราะห์การสลายตัวสารพิษและความเป็นพิษทางชีวภาพภายใต้
เวลากักเก็บน้ำที่แตกต่างกันในการบำบัดน้ำชะขยะ

Evaluation of Activated Sludge and Photocatalytic Processes to
Micropollutant Degradation and Biototoxicity Assessment under
Different Hydraulic Retention time in Leachate Treatment

ชื่อ - นามสกุล

นายพิทักษ์พร ฐานกุลกิจ

สาขาวิชา

วิศวกรรมโยธา

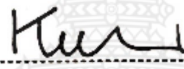
อาจารย์ที่ปรึกษา

ผู้ช่วยศาสตราจารย์จรุงวิทย์ บุญโนรัตน์, วศ.ด.

ปีการศึกษา

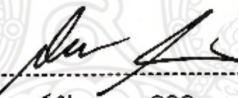
2562

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์



ประธานกรรมการ

(อาจารย์กฤษยา สารชีวิน, วศ.ด.)



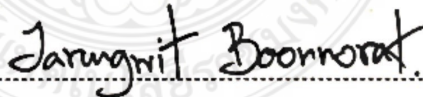
กรรมการ

(รองศาสตราจารย์สัญญา สิริวิทยาปกรณ์, Ph.D.)



กรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ธรรมศักดิ์ โรจน์วิรุฬห์, วศ.ด.)



กรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์จรุงวิทย์ บุญโนรัตน์, วศ.ด.)

คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี อนุมัติวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็น
ส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาโทบัณฑิต



คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ศิวกร อ่างทอง, Ph.D.)

วันที่ 1 เดือน มิถุนายน พ.ศ. 2563

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การประเมินกระบวนการแอกติเวเต็ดสลัดจ์และกระบวนการโฟโตคะตะลิติกจากการวิเคราะห์การสลายตัวสารพิษและความเป็นพิษทางชีวภาพภายใต้เวลาพักเก็บน้ำที่แตกต่างกันในการบำบัดน้ำชะขยะ
ชื่อ -นามสกุล	นายพิทักษ์พร ฐานกุลกิจ
สาขาวิชา	วิศวกรรมโยธา
อาจารย์ที่ปรึกษา	ผู้ช่วยศาสตราจารย์จรุงวิทย์ บุญโนรัตน์, วศ.ด.
ปีการศึกษา	2562

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้ได้สังเกตเห็นถึงสภาพแวดล้อมทางธรรมชาติในปัจจุบันว่าน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบนั้นเป็นปัญหาสำคัญที่ยากต่อการบำบัดจึงจำเป็นต้องหาวิธีบำบัดเพื่อให้สามารถปล่อยลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะได้ งานวิจัยนี้จึงทำการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดด้วยกระบวนการแอกติเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะขยะ

ทำการศึกษาประสิทธิภาพจากการตรวจสอบลักษณะคุณสมบัติของน้ำชะขยะก่อนและหลังการบำบัดด้วยระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในระยะเวลาการกักเก็บที่ 24 และ 18 ชั่วโมง เพื่อประเมินน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยการเลี้ยงปลา

ผลจากการศึกษา พบว่า ในแง่ของประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษ กระบวนการแอกติเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก สามารถกำจัดสารพิษและความเป็นพิษทางชีวภาพ โดยกำจัดสารประกอบที่เป็นพิษสูงสุด ได้แก่ BPA, 2,6DTBP, DBP, DEHP มีประสิทธิภาพได้มากถึง 100% และ DEET มีประสิทธิภาพได้มากถึง 95% ที่ในเวลาพักเก็บที่ HRT 18 ชั่วโมง (Activated sludge) + 6 ชั่วโมง (Photocatalytic) แต่เมื่อพิจารณาจากอัตราการตายของปลา พบว่า อัตราการตายของปลาที่น้อยที่สุดในเวลาพักเก็บที่ HRT 24 ชั่วโมง (Activated sludge)

คำสำคัญ : กระบวนการแอกติเวเต็ดสลัดจ์ กระบวนการโฟโตคะตะลิติก กำจัดสารพิษ ความเป็นพิษทางชีวภาพ

Thesis Title	Evaluation of Activated Sludge and Photocatalytic Processes to Micropollutant Degradation and Biototoxicity Assessment under Different Hydraulic Retention Time in Leachate Treatment
Name - Surname	Mr. Pitakporn Thankulkit
Program	Civil Engineering
Thesis Advisor	Assistant Professor Jarungwit Boonnorat, D.Eng.
Academic Year	2019

ABSTRACT

This research recognizes the current natural environment that leachate from landfills is a major problem that is difficult to treat, so it is necessary to find a way to treat it to be released into public water sources. That led to this research to investigate an effectiveness of activated sludge combined with photocatalytic processes in treating leachate.

In order to investigate an efficiency of the treatment, the characterization of leachate before and after with activated sludge and photocatalytic processes was examined in the retention period of 24 and 18 hours to assess treated water with aquatic environment (common carp).

The findings showed that in terms of the efficiency of micropollutant biodegradation, the activating sludge with photocatalytic process had the highest treatment efficiency were : BPA, 2,6DTBP, DBP, DEHP with up to 100% and DEET up to 95% of HRT 18 hours (Activated sludge) + 6 hours (Photocatalytic). For biototoxicity assessment via fish mortality, it was found that the HRT 24 hour of activated sludge more friendly to aquatic environment.

Keywords: activated sludge, photocatalytic, micropollutant, biototoxicity

กิตติกรรมประกาศ

ในการศึกษางานวิจัยฉบับนี้สำเร็จลุล่วงอย่างสมบูรณ์ได้ด้วยความกรุณา และความอนุเคราะห์ของผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จรุงวิทย์ บุญโนรัตน์ อาจารย์ที่ปรึกษา และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธรรมศักดิ์ โรจน์วิรุฬห์ อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม ที่ได้กรุณาเสียสละเวลาให้คำปรึกษา และให้ข้อเสนอแนะในการปรับปรุงแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ จนสำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี ผู้ทำการศึกษาวิจัยขอกราบขอบพระคุณอย่างสูงมา ณ ที่นี้

ขอขอบพระคุณอาจารย์ ดร.กุลยา สาริชีวิน ประธานกรรมการสอบ รวมถึงขอขอบคุณคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ ดร. สัญญา สิริวิทยาปกรณ์ และ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธรรมศักดิ์ โรจน์วิรุฬห์ ที่ได้ให้ความกรุณาในการแก้ไขข้อบกพร่องต่าง ๆ ของงานวิจัย รวมทั้งเสียสละเวลาในการเป็นกรรมการสอบในการสอบครั้งนี้

ขอขอบพระคุณ และมอบความดีทั้งหมดนี้ให้แก่ บิดา มารดา และครอบครัว ที่อบรมเลี้ยงดู คอยช่วยเหลือและเป็นกำลังใจในการทำวิจัยนี้ รวมถึงคณาจารย์ทุกท่านที่ให้การสนับสนุนและประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ให้ รวมถึงภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี รวมถึงขอขอบคุณบุคลากรเจ้าหน้าที่ของภาควิชาวิศวกรรมโยธาที่ให้ความช่วยเหลือในสิ่งต่างๆ จนทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยหวังเป็นอย่างยิ่งว่างานวิจัยเล่มนี้จะเป็นประโยชน์สำหรับผู้สนใจหากงานวิจัยในครั้งนี้ขาดตกบกพร่อง หรือไม่สมบูรณ์ประการใด ผู้วิจัยขอกราบขออภัยมา ณ โอกาสนี้ด้วย

พิทักษ์พร ฐานกุลกิจ

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	(3)
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	(4)
กิตติกรรมประกาศ.....	(5)
สารบัญ.....	(6)
สารบัญตาราง.....	(8)
สารบัญรูป.....	(9)
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ.....	(10)
บทที่ 1 บทนำ.....	11
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญ.....	11
1.2 วัตถุประสงค์.....	12
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	12
1.4 ประโยชน์ที่ได้รับ.....	12
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	13
2.1 ปัญหาจากขยะ (Problems from waste).....	13
2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย.....	15
2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทย.....	23
2.4 กระบวนการโฟโตคะตะลิติก.....	26
2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	33
บทที่ 3 วิธีการดำเนินการวิจัย.....	36
3.1 ขั้นตอนการดำเนินงาน.....	36
3.2 เครื่องมือที่ใช้ในการทดลอง.....	38
บทที่ 4 ผลการวิเคราะห์ข้อมูล.....	40
4.1 ลักษณะคุณสมบัติของน้ำชะขยะก่อนและหลังการบำบัด.....	40
4.2 การศึกษาประชากรแบคทีเรียที่ส่งเสริมประสิทธิภาพในระบบบำบัดแอกทิเวเต็ด สลัดจ์.....	45

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
บทที่ 4 ผลการวิเคราะห์ข้อมูล.....	40
4.3 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะโดยศึกษาอัตราการตายของปลาที่มีผล ต่อน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการ โฟโตคะตะลิติก.....	46
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัย การอภิปรายผลและข้อเสนอแนะ.....	53
5.1 สรุปผลการทดลอง.....	53
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	54
บรรณานุกรม.....	55
ภาคผนวก.....	60
ภาคผนวก ก รูปการทดลอง.....	61
ภาคผนวก ข proceeding The 9th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management.....	65

สารบัญตาราง

หน้า

ตารางที่ 2.1	แหล่งที่มาและโครงสร้างของพทาเลต.....	14
ตารางที่ 2.2	แหล่งที่มาและโครงสร้างของฟินอล.....	15
ตารางที่ 2.3	โรงควบคุมคุณภาพน้ำของกรุงเทพมหานครที่เปิดให้บริการบำบัดน้ำเสียในปัจจุบัน	24
ตารางที่ 2.4	คุณสมบัติทางเคมีและทางกายภาพของTiO ₂	30
ตารางที่ 2.5	การเปรียบเทียบคุณสมบัติลักษณะของ TiO ₂ ระหว่าง อนาเทส (Anatase) บรูคไลท์ (Brookite) และรูไทล์ (Rutile).....	30
ตารางที่ 3.1	ตารางวัดพารามิเตอร์การทดลอง.....	37
ตารางที่ 3.2	เครื่องมือที่ใช้วัดพารามิเตอร์.....	38
ตารางที่ 4.1	พารามิเตอร์เบื้องต้นในการบำบัดระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก.....	41
ตารางที่ 4.2	ประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษในระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก.....	44
ตารางที่ 4.3	ปริมาณประชากรแบคทีเรียทั้งหมดและปริมาณประชากรแบคทีเรียสังเสริมประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์.....	45

สารบัญรูป

หน้า

รูปที่ 2.1 ระบบแบบบ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon).....	17
รูปที่ 2.2 ประสิทธิภาพในการสลายตัวของฟีนอลในค่าความเข้มข้นที่ต่างกัน.....	19
รูปที่ 2.3 ขั้นตอนดำเนินงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแผ่นจานหมุนชีวภาพจากงานวิจัย.....	21
รูปที่ 2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ.....	22
รูปที่ 2.5 โรงบำบัด 8 แห่งในกรุงเทพฯ.....	23
รูปที่ 2.6 กลไกการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก.....	28
รูปที่ 2.7 โครงสร้างผลึกของ TiO_2	29
รูปที่ 3.1 การศึกษาประสิทธิภาพการใช้ระบบแอ็คติเวเต็ดจัสต์จัดร่วมกับระบบโฟโตคะตะลิติก เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารพิษในสถานะกากกักเก็บน้ำเสีย.....	36
รูปที่ 3.2 ถึงปฏิกรณ์ สำหรับกระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบแอ็คติเวเต็ดจัสต์.....	38
รูปที่ 3.3 ถึงปฏิกรณ์ สำหรับกระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบแอ็คติเวเต็ดจัสต์จัดร่วมกับระบบโฟโตคะตะลิติก.....	39
รูปที่ 4.1 ปริมาณประชากรแบคทีเรียทั้งหมดและปริมาณประชากรแบคทีเรียส่งเสริมประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบแอ็คติเวเต็ดจัสต์.....	46
รูปที่ 4.2 อัตราการตายของปลาที่ค่าความเข้มข้นของน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัด 10 % ในระยะเวลาการกักเก็บที่ต่างกัน.....	48
รูปที่ 4.3 อัตราการตายของปลาที่ค่าความเข้มข้นของน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัด 20 % ในระยะเวลาการกักเก็บที่ต่างกัน.....	49
รูปที่ 4.4 อัตราการตายของปลาที่ค่าความเข้มข้นของน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัด 30 % ในระยะเวลาการกักเก็บที่ต่างกัน.....	50

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

Å	อังสตรอม
°C	องศาเซลเซียส
cm	เซนติเมตร
E_g	แถบพลังงาน (energy gap)
e^-	อิเล็กตรอนที่แถบการนำไฟฟ้า
eV	อิเล็กตรอนโวลต์
g	กรัม
h^+	โฮลที่แถบวาเลนซ์
hr	ชั่วโมง
L	ลิตร
m^2	ตารางเซนติเมตร
m^3	ลูกบาศก์เมตร
mg	มิลลิกรัม
min	นาที
mL	มิลลิลิตร
μm	ไมโครเมตร
μW	ไมโครวัตต์
nm	นาโนเมตร
O^\cdot	ออกไซด์ไอออนเรดิคัล (oxide ion radicals)
O_2^\cdot	ซูเปอร์ออกไซด์ไอออนเรดิคัล (superoxide ion radicals)
$\cdot\text{OH}$	ไฮดรอกซิลเรดิคัล
$\cdot\text{OH}_2$	เปอร์ไฮดรอกซิลเรดิคัล
rms	รากที่สองของค่าความขรุขระเฉลี่ย
UV	รังสีอัลตราไวโอเล็ต
W	วัตต์

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญ

ปัจจุบันจำนวนประชากรเพิ่มมากขึ้นจึงทำให้มีการบริโภค อุปโภค มากขึ้น ส่งผลให้มีปริมาณขยะเพิ่มมากขึ้น แต่ในปัจจุบัน ประเทศไทยมีการรณรงค์แต่ก็ยังไม่ได้ผลมากนัก เพราะเนื่องจากประชากรมีความต้องการ อุปโภค บริโภค ทำให้ปริมาณขยะมูลฝอยมากขึ้น ในประเทศไทยนั้นมีการกำจัดขยะ ด้วยวิธีฝังกลบเป็นส่วนใหญ่ ในเชิงพานิชยกรรมมองว่าการใช้วิธีหลุมฝังกลบอาจเป็นวิธีที่เป็น การกำจัดขยะได้ในระยะยาวแต่ ประชาชนส่วนใหญ่อาจมองข้ามปัญหาในอนาคตคือ น้ำชะขยะ (Leachate) น้ำชะขยะ เป็นน้ำเสีย ที่เกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายของขยะโดยจุลินทรีย์ ที่อยู่ในหลุม ฝังกลบ โดยการซึมผ่านลงไปในพื้นที่โดยรอบ โดยละลายหรือชะเอาสารปนเปื้อนที่อยู่ในดิน ที่มีทั้งสาร แหวนลอย สารละลาย และสารตะกอนปะปนมาด้วย นอกจากนี้ยังมีน้ำจากภายนอกที่ผ่านเข้ามาในชั้น ขยะ เช่น น้ำฝน เป็นต้น น้ำชะขยะความเข้มข้นของสารมลพิษสูงมาก เนื่องจากเป็นน้ำมาจากการทิ้ง ขยะ [1] ซึ่งขยะภายในประเทศไทยนั้นเป็นขยะมูลฝอยที่มี ทั้งเศษอาหารและ ถุงพลาสติก เป็นส่วนใหญ่ ซึ่งภายในถุงพลาสติกนั้นจะมีสารเคมีเช่นจำพวก BPA, 2,6-DTBP, DBP and DEHP เป็นต้น [2] ที่เป็น มลพิษที่กรมอนามัยโลกหาวิธีป้องกันและ ขยะจำพวกโลหะต่างๆทำให้น้ำชะขยะนั้นมีความเป็นพิษสูง มาก อาจส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและระบบนิเวศน์ จึงมีความจำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำชะขยะ เพื่อให้สามารถลดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและระบบนิเวศน์

กระบวนการบำบัดน้ำเสียนั้นมีหลากหลายวิธีมากมายในการบำบัดแต่ในประเทศไทยนั้นเป็น ประเทศที่กำลังพัฒนาซึ่งในโรงบำบัดน้ำเสียกรุงเทพฯ หรือจะเป็นโรงงานอุตสาหกรรมส่วนใหญ่ จะใช้ ระบบบำบัดด้วยวิธี แอกทิเวเตดสลัดจ์ (Activated Sludge Process) เป็นส่วนใหญ่ เพราะเนื่องจาก เป็นระบบบำบัดทางชีวภาพ และเป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม และมีต้นทุนในการใช้จ่ายที่น้อยและสะดวกต่อ การดูแล [3] แต่อย่างไรก็ตามระบบบำบัด แอกทิเวเตดสลัดจ์ (Activated Sludge Process) นั้นจะมี ประสิทธิภาพสูงได้จะต้องใช้ระยะเวลาในการบำบัดที่นานจึงอาจไม่เพียงพอต่อการบำบัด

กระบวนการโฟโตคะตะลิติก (Photocatalytic Process) เป็นกระบวนการหนึ่งที่น่าสนใจซึ่ง เป็นกระบวนการที่ปลอดภัยและมีประสิทธิภาพการบำบัด โดยกระบวนการดังกล่าวจะใช้แสง

อัลตราไวโอเล็ตร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา ซึ่งตัวเร่งปฏิกิริยาที่นิยม ได้แก่ ไทเทเนียมไดออกไซด์ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ เป็นต้น [4] [5] สำหรับการศึกษาครั้งนี้เพื่อหาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Process) และ ระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Process) ร่วมกับ กระบวนการโฟโตคะตะลิติก (Photocatalytic Process) ในระยะเวลา HRT ของการบำบัดน้ำเสียที่แตกต่างกัน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดเมื่อใช้กระบวนการโฟโตคะตะลิติก (Photocatalytic Process) ช่วยร่นระยะเวลาการบำบัดของระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Process)

1.2 วัตถุประสงค์

1.2.1 ศึกษาการบำบัดน้ำเสียโดยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ และระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

1.2.2 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดโดยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ และระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ในระยะเวลา HRT ที่แตกต่างกัน

1.3 ขอบเขต

1.3.1 น้ำเสียที่ใช้ในการบำบัดในงานวิจัย เป็นน้ำเสีย จากหลุมฝังกลบไทรน้อย

1.3.2 ระยะเวลาการรักษา HRT ที่ 24, 18 และ 12 ชั่วโมงและกระบวนการโฟโตคะตะลิติก จะใช้เวลา HRT 6 ชั่วโมง

1.3.3 การวิจัยคือระบบบำบัดตะกอนเร่งขนาดห้องปฏิบัติการ

1.4 ประโยชน์ที่ได้รับ

1.4.1 ทราบถึงวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ และระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

1.4.2 ทราบถึงข้อมูลประสิทธิภาพประสิทธิภาพการบำบัดโดยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ และระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ในระยะเวลา HRT ที่แตกต่างกัน

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

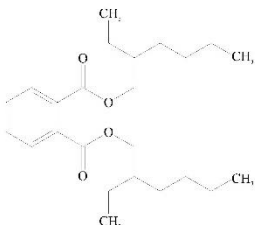
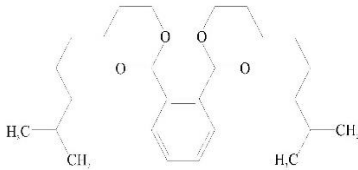
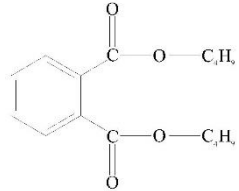
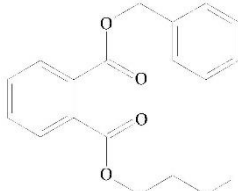
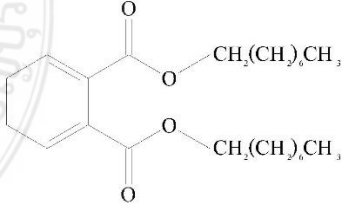
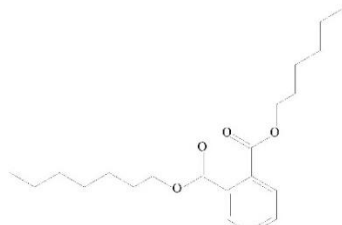
2.1 ปัญหาจากขยะ (Problems from waste)

ประเทศไทยปัจจุบันมีขยะเป็นจำนวนมากที่เกิดจากมนุษย์สร้างขึ้นโดยเฉพาะขยะจำพวกพลาสติกซึ่งเป็นวัสดุที่ใช้แพร่หลายในปัจจุบันเนื่องจากพลาสติกมีคุณสมบัติเบา แข็งแรง ทนทาน และราคาถูก สามารถผลิตให้มีรูปแบบต่าง ๆ ตามที่ต้องการได้ด้วยเทคโนโลยีการผลิตที่ก้าวหน้าและทันสมัย ขยะจำพวกพลาสติกนั้นใช้เวลาในการย่อยสลายที่นานหรือไม่สามารถย่อยสลายให้หมดไปได้เพราะพลาสติกบางชนิดมีคุณสมบัติในการย่อยสลายได้ช้าจึงทำให้เกิด ปัญหาต่าง ๆ คือ ปัญหาสุขภาพ ปัญหาเศรษฐกิจ และปัญหาสิ่งแวดล้อมทั้งทางตรงและทางอ้อมที่ส่งผล ต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อม เช่น การเผาโดยไม่มีการควบคุมอย่างเป็นระบบทำให้สารพิษที่อยู่ในพลาสติก กระจายในอากาศและปนเปื้อนในแหล่งน้ำ ดิน และอาหาร รวมไปถึงการย่อยสลายของขยะ ซึ่งในพลาสติกมีสารบางชนิดจำพวก ฟีนอล (Phenol) และพทาเลต (Phthalate) เป็นสารก่อมะเร็ง ปัจจุบัน องค์การอนามัยโลก (WHO), สำนักงานปกป้องสิ่งแวดล้อมสหรัฐ (US EPA) มีการรณรงค์ลดการใช้พลาสติก รวมไปถึง ในประเทศไทยได้เล็งเห็นปัญหาที่เกิดขึ้นจึงเริ่มมีการรณรงค์ [5]

2.1.1 พทาเลต (Phthalate)

พทาเลตเป็นสารเคมีที่อยู่ในพลาสติกจำพวกพีวีซีที่มีคุณสมบัติทำให้พลาสติกอ่อนตัว ทำให้มีความยืดหยุ่น (Soft Vinyl Products) ซึ่งพลาสติกจำพวกนี้นิยมผลิตมาเป็น ภาชนะใส่อาหาร อุปกรณ์ตกแต่งบ้าน อุปกรณ์ทางการแพทย์ รวมไปถึง ของเล่นต่างๆ ซึ่งกลุ่มของ พทาเลตมีดังนี้

ตารางที่ 2.1 แหล่งที่มาและโครงสร้างของพทาเลต [7]

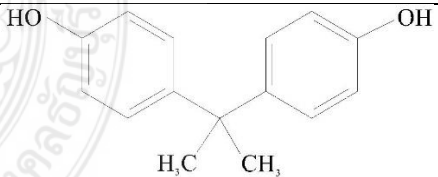
ชนิดพทาเลต	แหล่งที่มา	โครงสร้าง
DEHP หรือ Di (2-ethylhexyl) Phthalate	ถุงพลาสติก ฟิล์มถนอมอาหาร ของเล่น เครื่องมือการแพทย์	
DINP หรือ Diisononyl Phthalate	รองเท้า ของเล่น รวมทั้ง วัสดุ ก่อสร้างบางชนิด	
DBP หรือ Di-n-butyl Phthalate	สายไฟสายเคเบิล รองเท้า พื้น รองพรหม อุปกรณ์ประดับขอบ สระ	
Butyl Benzyl Phthalate	กระเบื้องไวนิล ผนังพอกเทียม	
DOP หรือ Di-n-octyl Phthalate	วัสดุปูพื้น ผ้าใบ ถุงใส่เลือดที่ใช้ ในทางการแพทย์	
Di-n-hetyl Phthalate	ส่วนประกอบที่อยู่ในชิ้นส่วน รถยนต์ เครื่องมือต่างๆ ผ้าใบ กันน้ำ	

ทั้งหมดนี้เป็นสารกลุ่มพทาเลต ไม่ได้เป็นเพียงส่วนประกอบที่ช่วยให้ยืดหยุ่นเพียงแต่จะแพร่แทรกเข้าไปอยู่ระหว่างโมเลกุลพลาสติก ดังนั้นสารกลุ่มพทาเลตจึงสามารถหลุดออกมาจากภาชนะบรรจุลงสู่อาหาร รวมไปถึงขยะพลาสติกที่เกิดการย่อยสลาย ถ่ายเทลงสู่สิ่งแวดล้อม เช่น น้ำ อากาศ ดิน ได้ง่าย ซึ่งอันตรายที่เกิดขึ้นอาจส่งผลไปยังระบบทางลมหายใจ ระบบสัมผัส ระบบทางเดินอาหาร รวมถึงสารก่อมะเร็ง [7]

2.1.2 ฟีนอล (Phenol)

ฟีนอลเป็นสารเคมีที่อยู่ในพลาสติกมักพบฟีนอลจำพวก Bis Phenol A (BPA) เป็นสารเคมีที่ใช้อุตสาหกรรมพลาสติก ประเภท โพลีคาร์บอเนต (PC) และ อีพอกซีเรซิน (Epoxy resins) ซึ่งนำมาใช้ในอุตสาหกรรมบรรจุภัณฑ์อาหารและเครื่องดื่ม รวมถึงอุปกรณ์อิเล็กทรอนิกส์ต่างๆ ซึ่งเนื่องจากสารเคมี Bis Phenol A นั้นมีคุณสมบัติที่ช่วยให้พลาสติกมีความทนทาน แข็งแรง ไม่แตกหักง่าย ใส Bis Phenol A สามารถหลุดลงปะปนรวมอยู่ในอาหารได้เมื่ออยู่ในสภาวะความร้อนที่สูง รวมถึง ขยะพลาสติกที่มีส่วนผสมของ Bis Phenol A เกิดการหมักอยู่ในกองขยะที่เกิดความร้อนสูงทำให้เกิดการเร่งปฏิกิริยาให้สาร Bis Phenol A ย่อยสลายรวมไปอยู่ในน้ำชะขยะซึมสู่ลงดิน ส่งผลให้บริเวณใกล้เคียงมีความเสี่ยงหากใช้น้ำที่สารเคมีจำพวก Bis Phenol A อยู่ที่เป็นสารก่อให้เกิดมะเร็ง รวมไปถึง ส่งผลถึงทารกในครรภ์มารดา และการเจริญเติบโต [8]

ตารางที่ 2.2 แหล่งที่มาและโครงสร้างของฟีนอล [8]

ชนิดฟีนอล	แหล่งที่มา	โครงสร้าง
Bis Phenol A (BPA)	โพลีคาร์บอเนต (PC) และ อีพอกซีเรซิน (Epoxy resins)	

2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดน้ำเสียเป็นระบบที่ช่วยในการจัดการน้ำที่ผ่านการอุปโภคบริโภค รวมถึงใช้ในกระบวนการผลิต แม้กระทั่งหลุมฝังกลบ ให้ผ่านเกณฑ์ตามมาตรฐานก่อนปล่อยลงสู่แม่น้ำ ลำคลอง ตามธรรมชาติ เพื่อรักษาสภาพแหล่งน้ำธรรมชาติและระบบนิเวศนั้นๆไว้คงเดิม และไม่ให้เกิดการเน่าเสียขึ้น ระบบบำบัดน้ำเสียมีรูปแบบในการออกแบบและปัจจัยในการออกแบบหลายวิธีดังนี้

2.2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อปรับเสถียร (Stabilization Pond)

จากงานวิจัยของ (Njenga Mburu et al.)(31) พบว่าจากเมืองการวิจัยอยู่ในโซนเขตร้อน ซึ่งเป็นผลดีกับระบบบำบัดด้วยระบบบำบัดแบบบ่อปรับเสถียร รวมไปถึงค่าใช้จ่ายในการลงทุนที่ไม่สูงมากจึงเป็นผลดีต่อโรงงานที่ใช้ระบบนี้ในการบำบัดซึ่งงานวิจัยนี้มีขั้นตอนในการบำบัดหลักอยู่ 3 ขั้นตอน โดยแบ่งเป็นดังนี้

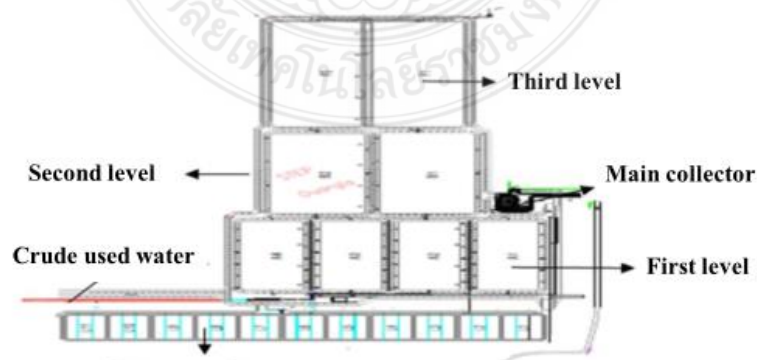
1. The primary facultative คือบ่อแรกรับน้ำเสียจากถังน้ำเข้าโดยผ่านการกรองด้วยแบบหยาบ (Bar screens) และแบบละเอียด (Grit chamber) ซึ่งเป็นบ่อตกตะกอนขั้นต้นและนำส่งไปยังบ่อถัดไป โดยมีค่า HRT เป็น 14.6 ชั่วโมง จากการคำนวณ

2. Secondary facultative pond เป็นบ่อที่รับน้ำจากบ่อ The primary facultative โดยทำหน้าที่เดียวกับบ่อขั้นต้น โดยมีค่า HRT เป็น 6.9 ชั่วโมง ซึ่งบ่อแฟคัลเตทีฟ (Facultative Pond) เป็นบ่อที่นิยมใช้กันมากที่สุด ภายในบ่อมีลักษณะการทำงานแบ่งเป็น 2 ส่วน คือ ส่วนบนของบ่อเป็นแบบแอโรบิก ได้รับออกซิเจนจากการถ่ายเทอากาศที่บริเวณผิวน้ำและจากการสังเคราะห์แสงของสาหร่าย และส่วนล่างของบ่ออยู่ในสภาพแอนแอโรบิก บ่อแฟคัลเตทีฟนี้โดยปกติแล้วจะรับน้ำเสียจากการบำบัดขั้นต้นมาก่อน กระบวนการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อแฟคัลเตทีฟ เรียกว่า การทำความสะอาดตัวเอง (Self-Purification) สารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำจะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ประเภทที่ใช้ ออกซิเจน (Aerobic Bacteria) เพื่อเป็นอาหารและสำหรับการสร้างเซลล์ใหม่และเป็นพลังงาน โดยใช้ ออกซิเจนที่ได้จากการสังเคราะห์แสงของสาหร่ายที่อยู่ในบ่อส่วนบน สำหรับบ่อส่วนล่างจนถึงกับบ่อซึ่งแสงแดดส่องไม่ถึง จะมีปริมาณออกซิเจนต่ำ จนเกิดสภาวะไร้ออกซิเจน (Anaerobic Condition) และมีจุลินทรีย์ประเภทไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Bacteria) ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์และแปรสภาพเป็นก๊าซเช่นเดียวกับบ่อแอนแอโรบิก แต่ก๊าซที่ลอยขึ้นมาจะถูกออกซิไดซ์โดยออกซิเจนที่อยู่ช่วงบนของบ่อทำให้ไม่เกิดกลิ่นเหม็น [31]

3. Maturation Pond เป็นบ่อที่รับจากบ่อแฟคัลเตทีฟ (Facultative Pond) ชั้นที่ 2 โดยมี HRT เป็น 19.5 ชั่วโมง ซึ่ง บ่อบ่มมีสภาพเป็นแอโรบิกตลอดทั้งบ่อ จึงมีความลึกไม่มากและแสงแดดส่องถึงกับบ่อใช้รองรับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว เพื่อฟอกน้ำทิ้งให้มีคุณภาพน้ำดีขึ้น และอาศัยแสงแดดทำลายเชื้อโรคหรือจุลินทรีย์ที่ปนเปื้อนมากับน้ำทิ้งก่อนระบายออกสู่สิ่งแวดล้อมจากงานวิจัยนั้นพบว่าสามารถบำบัดน้ำเสียโดยการบำบัดด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อปรับเสถียร (Stabilization Pond) ภายในระยะเวลา HRT 41.1 ชั่วโมง โดยค่า BOD, COD, TSS, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP น้ำเข้าอยู่ที่ 234, 424, 118,39 และ 4 mg/l ตามลำดับ เมื่อผ่านการบำบัดแล้ว ค่า BOD, COD, TSS, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP อยู่ที่ 20, 100, 10, 17 และ 3 mg/l ตามลำดับ [31]

2.2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon หรือ AL)

จากงานวิจัยของ Belkacem Hammadi et al. [32] พบว่าเป็นระบบบำบัดน้ำของทะเลสาบแห่งอวาร์กลาตั้งอยู่ในแอลจีเรียเพื่อให้มีคุณภาพน้ำที่ดีขึ้น ในพื้นที่โซนรับน้ำ 3 ชั้นตรงสอประสิทธิภาพทุกเดือนในระยะเวลา 1 ปี โดยใช้ระบบ Aerated Lagoon ที่อาศัยการเติมออกซิเจนจากเครื่องเติมอากาศ (Aerator) ที่ติดตั้งแบบทุ่นลอยหรือยึดติดกับแท่นก็ได้ เพื่อเพิ่มออกซิเจนในน้ำให้มีปริมาณเพียงพอ สำหรับจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้เร็วขึ้นกว่าการปล่อยให้ย่อยสลายตามธรรมชาติ ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศสามารถบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ สามารถลดปริมาณความสกปรกของน้ำเสียในรูปของค่าบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand; BOD) ได้ร้อยละ 80-95 โดยอาศัยหลักการทำงานของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน (Aerobic) โดยมีเครื่องเติมอากาศซึ่งนอกจากจะทำหน้าเพิ่มออกซิเจนในน้ำแล้วยังทำให้เกิดการกวนผสมของน้ำในบ่อด้วย ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างทั่วถึงภายในบ่อ หลักการทำงานของระบบ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศ สามารถบำบัดน้ำเสียได้ทั้งน้ำเสียจากแหล่งชุมชนที่มีความสกปรกค่อนข้างมาก และน้ำเสียจากอุตสาหกรรม โดยปกติจะออกแบบให้บ่อมีความลึกประมาณ 2-6 เมตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (Detention Time) ภายในบ่อเติมอากาศประมาณ 3-10 วัน และเครื่องเติมอากาศจะต้องออกแบบให้มีประสิทธิภาพสามารถทำให้เกิดการผสมกันของตะกอนจุลินทรีย์ ออกซิเจนละลายในน้ำ และน้ำเสีย นอกจากนี้จะต้องมีบ่อป้อม (Polishing Pond หรือ Maturation Pond) รับน้ำเสียจากบ่อเติมอากาศเพื่อตกตะกอนและปรับสภาพน้ำทิ้งก่อนระบายออกสู่สิ่งแวดล้อม ทั้งนี้จะต้องควบคุมอัตราการไหลของน้ำภายในบ่อป้อมและระยะเวลาเก็บกักให้เหมาะสมไม่นานเกินไป เพื่อไม่ให้เกิดปัญหาการเจริญเติบโตเพิ่มปริมาณของสาหร่าย (Algae) ในบ่อป้อมมากเกินไป ผลการวิจัยพบว่า ค่า BOD, COD, SS มีประสิทธิภาพบำบัดสูงสุดที่ 87.4%, 92.23% และ 92.12% ตามลำดับ [32]



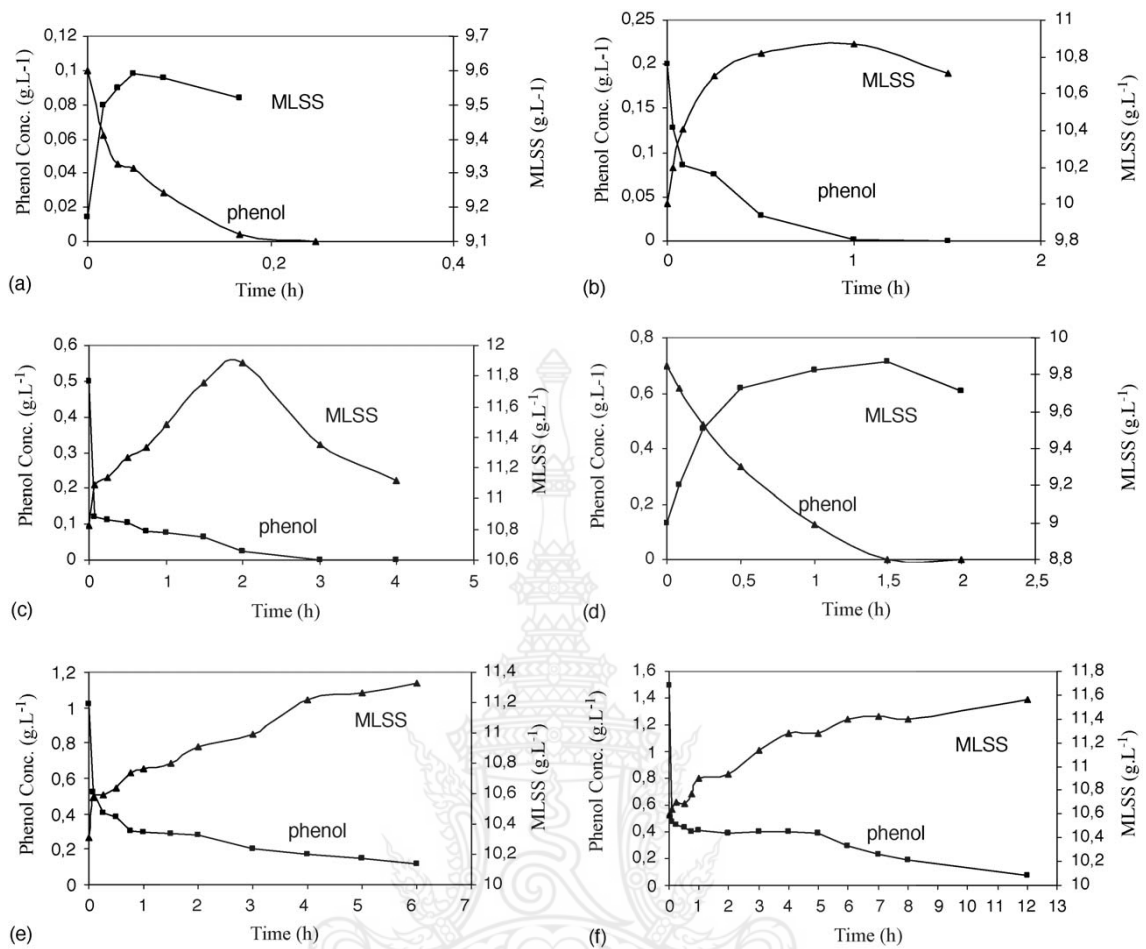
รูปที่ 2.1 ระบบแบบบ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon) [32]

2.2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ (Constructed Wetland)

จากงานวิจัยของ *Wei Liang et al.*[33] โดยใช้ระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ในการบำบัดโดยแบ่งเป็น 2 บ่อมีส่วนกรองทั้ง 2 บ่อ โดยสัดส่วนทั้ง 2 บ่อมีขนาด 1.0m x 1.0m x 1.0m แบ่งเป็น 2 ชุดการทดลองโดยเปรียบเทียบกับชุดการทดลองที่หนึ่งเป็นน้ำเสียที่รับมาปกติเป็นชุดควบคุม อีก 1 ชุดการทดลองเพิ่มสารพิษ DBP เพิ่มทดสอบหาประสิทธิภาพในการบำบัดของชุดการทดลองนี้โดยหลักการเมื่อน้ำเสียไหลเข้ามาในบึงประดิษฐ์ส่วนต้นมีชั้นทราย และชั้นหินที่ช่วยในการกรองและลำเรียงไปบ่อถัดไป โดยบ่อถัดไปจะมีชั้นกรองเหมือนกันกับบ่อแรกก่อนปล่อยเป็นน้ำผ่านการบำบัด จากการศึกษาพบว่า ทั้ง 2 ชุดการควบคุม มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารพิษ ได้มากถึง 99.99 % ทั้ง 2 ชุดการทดลอง

2.2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Process)

จากงานวิจัยของ *B. Marrot et al.* [34] เป็นวิธีบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีการทางชีววิทยา โดยใช้แบคทีเรียพวกที่ใช้ออกซิเจน (Aerobic Bacteria) โดยผ่านตัวกรองเมมเบรนเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัด ซึ่งจุลินทรีย์เป็นตัวหลักในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ซึ่งมีความหลากหลายทางชีวภาพอยู่ในตะกอน จากงานวิจัยนี้เป็นขนาด lab scale ซึ่งขนาด reactor รองรับน้ำเสียได้ 90 L ใช้จริง 60 L โดยมีเมมเบรนต่อเข้ากับปั๊มดูดกรองน้ำเสียก่อนปล่อยออกเป็นน้ำที่ผ่านการบำบัด จากงานวิจัยพบว่า ระบบบำบัดตัวแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ผ่านเมมเบรนมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารพิษได้สังเกตจากกราฟ [34] มีแนวโน้มที่ลดลงเมื่อระยะเวลาเก็บที่นานขึ้น



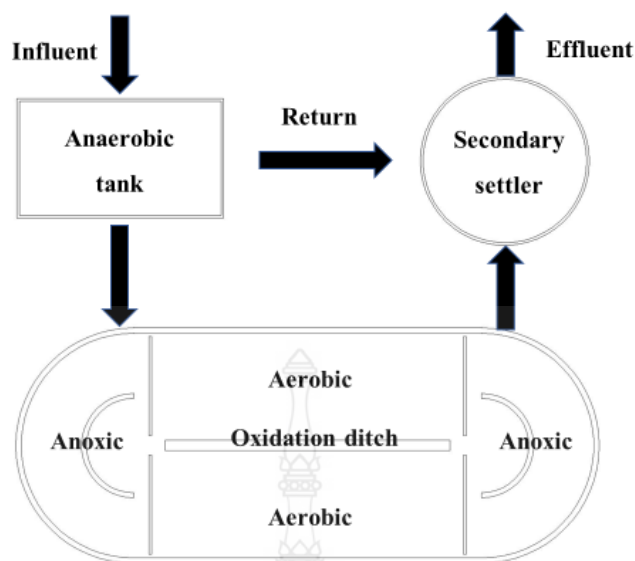
รูปที่ 2.2 ประสิทธิภาพในการสลายตัวของฟีนอลในค่าความเข้มข้นที่ต่างกัน [34]

ระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย สามารถบำบัดได้ทั้งน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม แต่การเดินระบบประเภทนี้จะมีความยุ่งยาก ซับซ้อน เนื่องจากจำเป็นจะต้องมีการควบคุมสภาวะแวดล้อมและลักษณะทางกายภาพต่าง ๆ ให้เหมาะสมแก่การทำงานและการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด ในปัจจุบัน ระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์มีการพัฒนาใช้งานหลายรูปแบบ เช่น ระบบแบบกวนสมบูรณ์ (Completely Mix) กระบวนการปรับเสถียรสัมผัส (Contact Stabilization Process) ระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch) หรือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) เป็นต้น ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์โดยทั่วไปจะประกอบด้วยส่วนสำคัญ 2 ส่วน คือ ถังเติมอากาศ (Aeration Tank) และถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) โดยน้ำเสียจะถูกส่งเข้าถังเติม

อากาศ ซึ่งมีสลัดจ์อยู่เป็นจำนวนมากตามที่ย่อยสลายแล้ว สภาวะภายในถังเติมอากาศจะมีสภาพที่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบแอโรบิก จุลินทรีย์เหล่านี้จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปของคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำในที่สุด น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลต่อไปยังถังตกตะกอนเพื่อแยกสลัดจ์ออกจากน้ำใส สลัดจ์ที่แยกตัวอยู่ที่ก้นถังตกตะกอนส่วนหนึ่งจะถูกสูบกลับเข้าไปในถังเติมอากาศใหม่เพื่อรักษาความเข้มข้นของสลัดจ์ในถังเติมอากาศให้ได้ตามที่กำหนด และอีกส่วนหนึ่งจะเป็นสลัดจ์ส่วนเกิน (Excess Sludge) ที่ต้องนำไปกำจัดต่อไป สำหรับน้ำใสส่วนบนจะเป็นน้ำทิ้งที่สามารถระบายออกสู่สิ่งแวดล้อมได้

2.2.5 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch ; OD)

จากงานวิจัยของ Min Yang et al. [35] เป็นระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge) ประเภทหนึ่ง ที่ใช้แบคทีเรียพวกที่ใช้ออกซิเจน (Aerobic Bacteria) เป็นตัวหลักในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย และเจริญเติบโตเพิ่มจำนวน ก่อนที่จะถูกแยกออกจากน้ำทิ้งโดยวิธีการตกตะกอน ซึ่งการทำงานของระบบคลองวนเวียนจะเหมือนกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์โดยทั่วไป คืออาศัยจุลินทรีย์มากมายหลายชนิด โดยจุลินทรีย์ที่สำคัญได้แก่ แบคทีเรีย เชื้อรา และโปรโตซัว เป็นต้น ซึ่งสภาวะที่ใช้ในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะเป็นสภาวะแอโรบิก โดยจุลินทรีย์จะใช้สารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียเป็นแหล่งอาหารและพลังงาน เพื่อการเจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ในระบบ จากนั้นจึงแยกจุลินทรีย์ออกจากน้ำเสียที่ผ่านบำบัดแล้ว โดยวิธีการตกตะกอนในถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) เพื่อให้ได้น้ำใส (Supernatant) อยู่ส่วนบนของถังตกตะกอน ซึ่งมีคุณภาพน้ำดีขึ้น และสามารถระบายออกสู่สิ่งแวดล้อม โดยงานวิจัยนี้เป็นแบบ full-scale โดยใช้ค่า DO, SRT, HRT ที่แตกต่างกันเพื่อเทียบประสิทธิภาพ ผลการทดลองพบว่ามีความเหมาะสมของ DO, SRT และ HRT อยู่ที่ 3.5 mg/l, 15 day, 14 hours มีประสิทธิภาพให้การลดสารพิษได้มากที่สุด



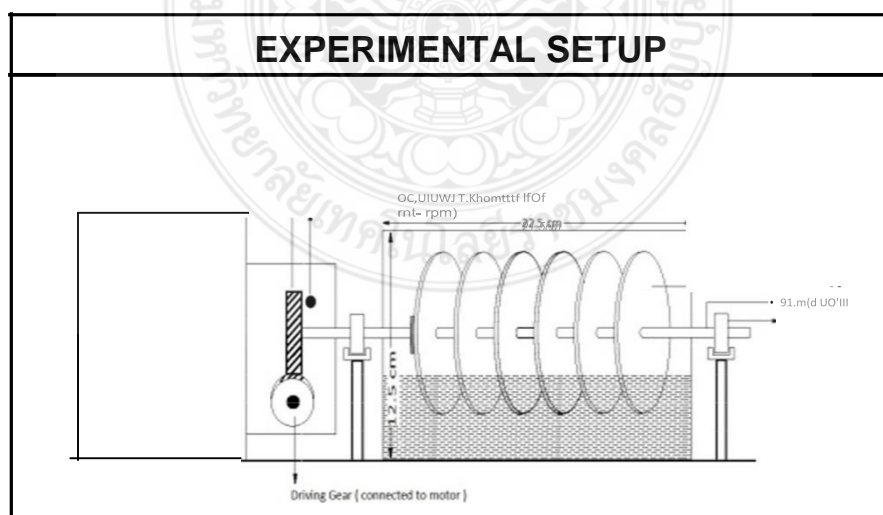
รูปที่ 2.3 ขั้นตอนดำเนินงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแผ่นจานหมุนชีวภาพจากงานวิจัย [35]

ระบบคลองวนเวียนจะมีลักษณะแตกต่างจากระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบอื่น คือ ถังเติมอากาศจะมีลักษณะเป็นวงกลมหรือวงรี ทำให้ระบบคลองวนเวียนจึงใช้พื้นที่มากกว่าระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบอื่น โดยรูปแบบของถังเติมอากาศแบบวงกลมหรือวงรี ทำให้น้ำไหลวนเวียนตามแนวยาว (Plug Flow) ของถังเติมอากาศ และการกวนจะใช้เครื่องกลเติมอากาศ ซึ่งตีน้ำในแนวนอน (Horizontal Surface Aerator) จากลักษณะการไหลแบบตามแนวยาวทำให้สภาวะในถังเติมอากาศแตกต่างไปจากระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบกวนสมบูรณ์ (Completely Mixed Activated Sludge) โดยค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ ในถังเติมอากาศจะลดลงเรื่อย ๆ ตามความยาวของถัง จนกระทั่งมีค่าเป็นศูนย์ เรียกว่าเขตแอน็อกซิก (Anoxic Zone) ซึ่งจะมีระยะเวลาไม่ช่วงนี้ไม่เกิน 10 นาที การที่ถังเติมอากาศมีสภาวะเช่นนี้ทำให้เกิดไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

2.2.6 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor; RBC)

จากงานวิจัยของ Saraswati Rana et al. [36] เป็นระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพเป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาให้น้ำเสียไหลผ่านตัวกลางลักษณะทรงกระบอกซึ่งวางจุ่มอยู่ในถังบำบัด ตัวกลางทรงกระบอกนี้จะหมุนอย่างช้า ๆ เมื่อหมุนขึ้นพ้นน้ำและสัมผัสอากาศ จุลินทรีย์ที่อาศัยติดอยู่กับ

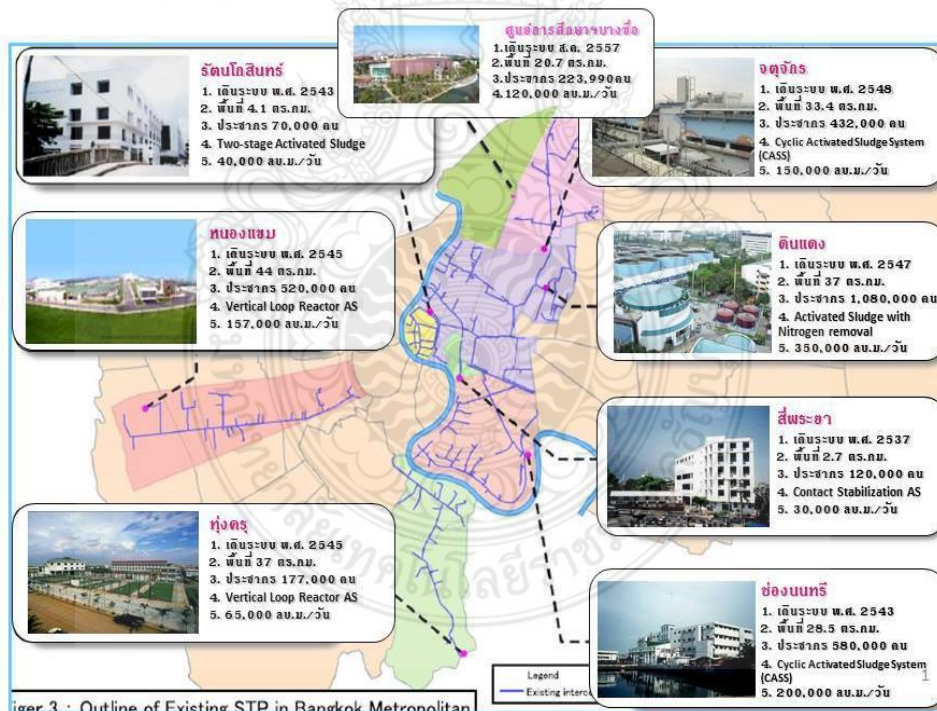
ตัวกลางจะใช้ออกซิเจนจากอากาศย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่สัมผัสตัวกลางขึ้นมา และเมื่อหมุนจมลงก็จะนำน้ำเสียขึ้นมาบำบัดใหม่สลับกัน กลไกการทำงานของระบบในการบำบัดน้ำเสียอาศัยจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจำนวนมากที่ยึดเกาะติดบนแผ่นจานหมุนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยการหมุนแผ่นจานผ่านน้ำเสีย ซึ่งเมื่อแผ่นจานหมุนขึ้นมาสัมผัสกับอากาศก็จะพาเอาฟิล์มน้ำเสียขึ้นสู่อากาศด้วย ทำให้จุลินทรีย์ได้รับออกซิเจนจากอากาศ เพื่อใช้ในการย่อยสลายหรือเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์เหล่านั้นให้เป็น ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และเซลล์จุลินทรีย์ ต่อจากนั้นแผ่นจานจะหมุนลงไปสัมผัสกับน้ำเสียในถังปฏิกรณ์อีกครั้ง ทำให้ออกซิเจนส่วนที่เหลือผสมกับน้ำเสีย ซึ่งเป็นการเติมออกซิเจนให้กับน้ำเสียอีกส่วนหนึ่ง สลับกันเช่นนี้ตลอดไปเป็นวัฏจักร แต่เมื่อมีจำนวนจุลินทรีย์ยึดเกาะแผ่นจานหมุนหนามากขึ้น จะทำให้มีตะกอนจุลินทรีย์บางส่วน หลุดออกจากแผ่นจานเนื่องจากแรงเฉือนของการหมุน ซึ่งจะรักษาความหนาของแผ่นฟิล์มให้ค่อนข้างคงที่โดยอัตโนมัติ ทั้งนี้ตะกอนจุลินทรีย์แขวนลอยที่ไหลออกจากถังปฏิกรณ์นี้ จะไหลเข้าสู่ถังตกตะกอนเพื่อแยกตะกอนจุลินทรีย์และน้ำทิ้ง ทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบนี้มีคุณภาพดีขึ้น จากงานวิจัยพบว่า การศึกษาการย่อยสลายทางชีวภาพของพินอลด้วย HRT ในช่วง 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 14, 16, 18, 18, 20, 24, 30 และ 36 ชั่วโมง ผลจากงานวิจัยเวลาที่เหมาะสม คือ 14 ชั่วโมงเพิ่มไปจนถึง 35 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีขึ้น แต่เมื่อเปรียบเทียบการหมุนขอแผ่น จะมีประสิทธิภาพดีเมื่อรอบที่ต่ำ โดยรอบที่ความเร็วรอบการหมุนที่สูงขึ้นแต่ยังเป็นรอบต่ำจะให้อากาศที่ดีขึ้นส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดเพิ่มขึ้น ดังนั้นการหมุนที่เหมาะสมที่สุดความเร็วถูกกำหนดเป็น 30 รอบต่อนาที จากงานวิจัย



รูปที่ 2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ [36]

2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทย

กรุงเทพมหานคร โดยสำนักการระบายน้ำ ได้เปิดให้บริการบำบัดน้ำเสียโดยรวมรวมน้ำเสียจากอาคารบ้านเรือน อาคารพาณิชย์ และสถานประกอบการต่างๆ ซึ่งส่วนมากระบบบำบัดที่ใช้คือระบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Process) เป็นส่วนใหญ่ เพราะเนื่องจาก เป็นระบบบำบัดทางชีวภาพ และเป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม และมีต้นทุนในการใช้จ่ายที่น้อยและสะดวกต่อการดูแล ในพื้นที่บริการมาบำบัดที่โรงควบคุมคุณภาพน้ำรวมทั้งหมด 8 พื้นที่ ใช้ระบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Process) ทั้งหมด ทั้ง 8 โรงควบคุมคุณภาพน้ำได้กระจายในพื้นที่ทั้งฝั่งตะวันออกและฝั่งตะวันตกของแม่น้ำเจ้าพระยา คือพื้นที่บริการของโรงควบคุมคุณภาพน้ำสี่พระยา รัตนโกสินทร์ ชองนนทบุรี ดินแดง หนองแขม ทุ่งครุ จตุจักรและบางซื่อ สามารถรองรับน้ำเสียได้รวม 1,112,000 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ปัจจุบันมีน้ำที่ผ่านการบำบัดวันละประมาณ 800,000 ลูกบาศก์เมตร คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัดผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งของกรมควบคุมมลพิษ และข้อกำหนดของกรุงเทพมหานคร สามารถนำกลับมาใช้ประโยชน์ในกิจกรรมที่คนไม่สัมผัสโดยตรง [11]



รูปที่ 2.5 โรงบำบัด 8 แห่งในกรุงเทพฯ [11]

ตารางที่ 2.3 โรงควบคุมคุณภาพน้ำของกรุงเทพมหานครที่เปิดให้บริการบำบัดน้ำเสียในปัจจุบัน

โรงควบคุม คุณภาพน้ำ	สถานที่ตั้ง	พื้นที่ บริการ (ตร.กม.)	จำนวน ประชากร (คน)	พื้นที่บริการ บำบัดน้ำเสีย	ปริมาณ น้ำเสีย (ลบ.ม./วัน)
โรงควบคุม คุณภาพน้ำ สีพระยา	ปากคลองผดุง กรุงเกษม ถนนสีพระยา เขตบางรัก	2.7	120,000	เขตป้อมปราบฯ สัมพันธวงศ์ และบางรัก	30,000
โรงควบคุม คุณภาพน้ำ รัตนโกสินทร์	บ้านพานถมใกล้ คลองบางลำพู เขตพระนคร	4.1	70,000	เขตพระนคร	40,000
โรงควบคุม คุณภาพน้ำ ดินแดง	ข้างอาคารศาลา ว่าการ กรุงเทพมหานคร 2 เขตดินแดง	37.0	1,080,000	เขตป้อมปราบฯ สัมพันธวงศ์ พระนคร ปทุมวัน ราชเทวี บางส่วนของเขต ดุสิต พญาไท ดินแดง ห้วย ขวาง	350,000
โรงควบคุม คุณภาพน้ำ ช่องนนทรี	ปากคลองช่อง นนทรี เขตยานนาวา	28.5	580,000	เขตบางรัก ยานนาวา สาทร และบางคอ แหลม	200,000

ตารางที่ 2.3 โรงควบคุมคุณภาพน้ำของกรุงเทพมหานครที่เปิดให้บริการบำบัดน้ำเสียในปัจจุบัน (ต่อ)

โรงควบคุม คุณภาพน้ำ	สถานที่ตั้ง	พื้นที่ บริการ (ตร.กม.)	จำนวน ประชากร (คน)	พื้นที่บริการ บำบัดน้ำเสีย	ปริมาณ น้ำเสีย (ลบ.ม./ วัน)
โรงควบคุม คุณภาพน้ำ หนองแขม	บริเวณโรงกำจัด มูลฝอยหนอง แขม	44.0	520,000	เขตหนองแขม ภาษีเจริญและ บางแค	157,000
โรงควบคุม คุณภาพน้ำ ทุ่งครุ	ซอยประชาอุทิศ 90 เขตทุ่งครุ	42.0	177,000	เขตทุ่งครุและ ราษฎร์บูรณะ	65,000
โรงควบคุม คุณภาพน้ำ จตุจักร	ซอยอินทามาระ 35 ถนนสุทธิสาร เขตจตุจักร	33.4	432,000	เขตดุสิต พญาไท ห้วยขวาง และ จตุจักร	150,000
ศูนย์การศึกษา และอนุรักษ์ สิ่งแวดล้อมบาง ซื่อ กรุงเทพมหานคร	ถนนกำแพงเพชร เขตจตุจักร	20.7	223,900	เขตบางซื่อ บางส่วนของ เขตจตุจักร พญาไทและดุสิต	120,000
โรงควบคุม คุณภาพน้ำ ขนาดชุมชน 12 แห่งที่รับโอน จากการเคหะ แห่งชาติ					24,800
รวม		212.4	3,202,990		1,136,800

2.4 กระบวนการโฟโตคะตะลิติก

เป็นกระบวนการทำให้น้ำและอากาศให้บริสุทธิ์โดยกระบวนการบำบัดกำจัดสารมลพิษที่เป็นสารอินทรีย์อนินทรีย์และโลหะหนักบางชนิดในน้ำเสียโดยมีการกระตุ้นปฏิกิริยาโดยแสงไปที่ตัวเร่งปฏิกิริยา(Catalytic)ทำให้ปฏิกิริยาเกิดได้เร็วขึ้นโดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกสามารถจำแนกตามสถานะของสารที่ทำ ปฏิกิริยาร่วมกันได้เป็น 2 ประเภท ดังนี้ [12]

1. กระบวนการโฟโตคะตะลิติกแบบสถานะเดียว (Homogeneous photocatalysis) เป็นกระบวนการที่ใช้ตัวคะตะลิสต์ซึ่งมีสถานะเดียวกับสารอินทรีย์ที่ต้องการกำจัด เช่น ของเหลวกับของเหลว และของแข็งกับของแข็ง เป็นต้น

2. กระบวนการโฟโตคะตะลิติกแบบสถานะต่าง (Heterogeneous photocatalysis) เป็นกระบวนการที่ใช้ตัวคะตะลิสต์ซึ่งมีสถานะต่างกับสารอินทรีย์ที่ต้องการกำจัด เช่น ของเหลวกับของแข็ง เป็นต้น

โดยทั่วไปแล้วโครงสร้างของตัวกลางที่จะใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาอนุภาคของตัวกลางซึ่งจะสามารถแบ่งออกตามโครงสร้างพลังงานของอิเล็กตรอนได้ 2 แถบพลังงาน คือ แถบคอนดักชัน (Conduction band) จะเป็นแถบพลังงานที่ไม่มีพลังงานของอิเล็กตรอน และ แถบวาเลนซ์ (Valence band) เป็นแถบพลังงานที่มีพลังงานของอิเล็กตรอนค่อนข้างสูง ซึ่งแถบพลังงานทั้ง 2 ชนิดนี้จะแบ่งแยกออกจากกันโดยจะมีแถบช่องว่างพลังงาน หรือที่เรียกว่า (Band gap) กั้นอยู่

2.2.1 การเกิดกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

กระบวนการโฟโตคะตะลิติกจะเกิดขึ้นได้ก็ต่อเมื่อตัวเร่งปฏิกิริยาได้รับพลังงานจากแสงมีค่ามากกว่าหรือเท่ากับขนาดช่องว่างพลังงาน จะทำการกระตุ้นให้เกิดปฏิกิริยาทางเคมี ซึ่งเรียกว่าพลังงานการกระตุ้น และสามารถคำนวณได้จากสมการที่ 2.1-2.4

$$E = h\nu \quad (2.1)$$

$$\nu = \frac{c}{\lambda} \quad (2.2)$$

$$E = \frac{hc}{\lambda} \quad (2.3)$$

$$\lambda = \frac{hc}{E} \quad (2.4)$$

โดยที่

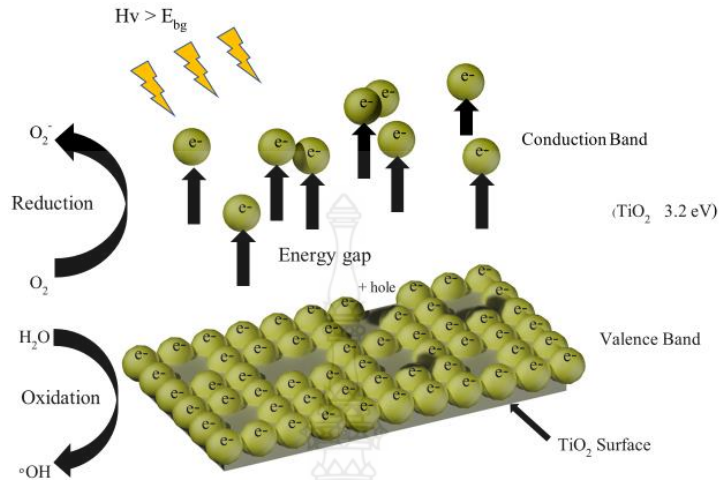
E	=	พลังงานควอนตัมของโฟตอน (J)
C	=	ความเร็วแสง มีค่า $2.997 \times 10^8 \text{ m.s}^{-1}$
V	=	ความถี่ของคลื่นของแสง (hertz)
λ	=	ความยาวคลื่นของแสง (m)
H	=	ค่าคงที่ของพลังค์ (Planck's constant) มีค่า $6.625 \times 10^{-34} \text{ J-sec}$

ซึ่งโดยทั่วไปสารตั้งต้นจะถูกดูดซับของตัวเร่งปฏิกิริยา แล้วปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นที่ผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา โดยโมเลกุลที่ถูกดูดซับจะทำการเปลี่ยนแปลงการจัดเรียงตัวของอิเล็กตรอนและบางพันธะของโมเลกุลจะค่อยๆ เริ่มสลายไป ด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ซึ่งประกอบด้วย 2 ขั้นตอน คือ การฉายแสง (Irradiation process) และกระบวนการดูดซับ (Adsorption process) [13]

1. การฉายแสง เป็นกระบวนการของอนุภาคสารกึ่งตัวนำที่ดูดซับอนุภาคของแสง (Photon) ที่มีพลังงานมากกว่าแถบช่องว่างแถบพลังงาน (Band Gap) ไปกระตุ้นอิเล็กตรอนจากแถบวาเลนซ์ (Valence Band) ให้เคลื่อนที่หลุดจากตำแหน่งไปสู่แถบการนำไฟฟ้า (Conduction band) และจะเกิดสถานะขาดแคลนอิเล็กตรอนที่แถบวาเลนซ์จึงเกิดเป็นช่องว่าง เรียกว่า โฮล (Hole : $h+vb$) ส่วนอิเล็กตรอนที่ถูกกระตุ้นไปอยู่ในแถบการนำไฟฟ้า แทนด้วยสัญลักษณ์ $e-cb$ ซึ่ง $h+vb$ และ $e-cb$ สามารถที่จะกลับมาอยู่ในสถานะเดิมได้อีกเมื่อมีพลังงานแสงไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา เรียกว่า รีคอมบิเนชัน (Recombination) ซึ่งเป็นปัญหาที่สำคัญของกระบวนการโฟโตออกซิเดชัน และที่ผิวหน้าระหว่างของเหลวและของแข็ง ecb^- จะสามารถเคลื่อนที่ย้ายจากแถบคอนดักชันไปสู่ตัวรับอิเล็กตรอน (Acceptor) ในสารละลาย เรียกว่า รีดักชัน (Reduction) หรือ ecb^- จากผู้ให้ (Donor) ในสารละลายไปสู่ $hvb+$ ในแถบวาเลนซ์ เรียกว่า ออกซิเดชัน (Oxidation) ซึ่ง $hvb+$ ที่เกิดขึ้นในแถบวาเลนซ์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ดี (Strong oxidizing agent)

2. กระบวนการดูดซับซึ่งเป็นกระบวนการที่เกี่ยวข้องกับความเข้มข้นของสารที่บริเวณพื้นผิวหรือระหว่างหน้า (Interface) ขึ้นอยู่กับความสามารถของสารบางชนิดในการดึงโมเลกุลหรือคอลลอยด์ที่อยู่ในของเหลว หรือแก๊สให้มาเกาะจับ และติดบนผิวของตัวเร่งโมเลกุลที่ถูกดูดซับ เรียกว่า สารถูกดูดซับ (Adsorbate) การดูดซับจะเกิดจากแรงทางเคมีเป็นหลักการดูดซับทางเคมีเกิดจากปฏิกิริยาระหว่างสารถูกดูดซับและสารดูดซับการเกาะจับของโมเลกุลบนผิวของสารอาจเกิดขึ้นด้วยแรงทางกายภาพ หรือ แรงทางเคมี หรือทั้ง 2 แรงรวมกัน

กลไกการเกิดปฏิกิริยาต่างๆ ในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยมี Ag-TiO₂ เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา และใช้กรดฟอร์มิก (Hole scavenger) เป็นสารให้อิเล็กตรอน แสดงดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.6 กลไกการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก ดัดแปลงจาก [14]

h^+_{vb} ที่แถบวาเลนซ์จะสามารถรับอิเล็กตรอนจากสารปนเปื้อนได้โดยตรง (Oxidized) หรือ Hydroxyl ion ทำให้เกิดเป็น Hydroxyl radical และทำให้โมเลกุลของน้ำเปลี่ยนไปเป็น Hydroxyl radical ได้ด้วยเช่นกัน ซึ่ง Hydroxyl radical จะเป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่รุนแรง และมีความไวในการเกิดปฏิกิริยาในกระบวนการ

ในส่วนของ e^-_{cb} จะทำปฏิกิริยากับออกซิเจน (O₂) กลายเป็น Oxide ion radical หรือ Oxide anion และยังสามารถทำปฏิกิริยาต่อไปได้ เป็นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂) ซึ่งไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์นั้นก็เป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่รุนแรงเช่นเดียวกัน จะมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนแล้วทำให้เกิดไปเป็น Hydroxyl radical ได้อีกด้วย [15-16]

2.2.2 ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

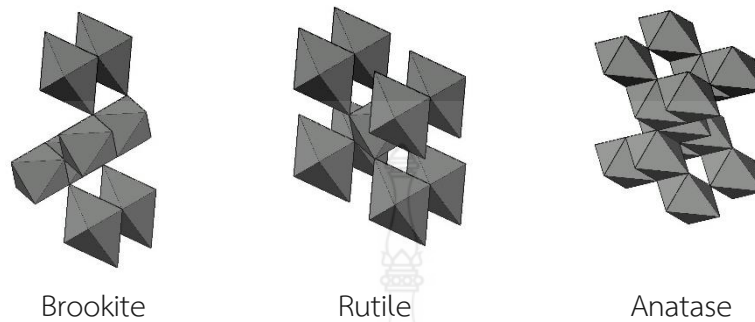
คุณสมบัติของ TiO₂ สารที่ใช้เป็นตัวคะตะลิสต์ในปฏิกิริยา Photocatalysis ได้แก่

- 1) โลหะตัวนำ (Transition Metal) เช่น โครเมียม, ทองแดงและนิกเกิล เป็นต้น
- 2) สารกึ่งตัวนำ (Semiconductor) เช่น ไทเทเนียมไดออกไซด์ สังกะสีออกไซด์

ซิลไฟด์และแคดเมียม เป็นต้น [19]

ไทเทเนียม (Ti) เป็นโลหะสีเทา มีมวลอะตอมเท่ากับ 47.90 ซึ่งมีความทนต่อการกัดกร่อนได้สูง ไม่เป็นสารไวไฟ มีเลขออกซิเดชันเท่ากับ +4 +3 และ +2 เป็นต้น แต่สภาพโดยทั่วไปแล้วมีค่าเท่ากับ +4 ไทเทเนียมไดออกไซด์มีลักษณะเป็นผงสีขาว มวลโมเลกุลเท่ากับ 79.90 เป็นวัสดุที่มีคุณสมบัติเป็น

สารกึ่งตัวนำที่ดีในปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิสติก และมีโครงสร้างผลึกที่แตกต่างกัน 3 รูปแบบ ได้แก่ อนาเทส (Anatase) บรูคไคท์ (Brookite) และรูไทล์ (Rutile) เป็นต้น แสดงดังรูปที่ 2.7



รูปที่ 2.7 โครงสร้างผลึกของ TiO₂ ดัดแปลงมาจาก [17-18]

โครงสร้างผลึกที่นิยมนำมาใช้สำหรับกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำ คือ โครงสร้างผลึกของรูไทล์ และของอนาเทส ซึ่งจะมีการจัดเรียงตัวของอะตอม TiO₂ เป็นแบบของ Orthorhombic

TiO₂ มีโครงสร้างผลึกที่แตกต่างกัน ทำให้โครงสร้างผลึกแต่ละโครงสร้างมีคุณสมบัติแตกต่างกัน เมื่อพิจารณาทางด้านเทอร์โมไดนามิกส์ พบว่าพลังงานเสรีของกิบส์ของการเกิดที่ภาวะมาตรฐาน สำหรับ TiO₂ ที่มีโครงสร้างแบบรูไทล์ที่มีค่า $-889.50 \text{ kJ.mol}^{-1}$ รวมทั้งค่าความหนาแน่นของ TiO₂ ที่มีโครงสร้างผลึกแบบอนาเทสมีค่าเท่ากับ 3.89 g.cm^{-3} ในขณะที่ TiO₂ ที่มีโครงสร้างผลึกแบบรูไทล์มีค่าความหนาแน่นเท่ากับ 4.25 g.cm^{-3} คุณสมบัติที่แตกต่างกันดังกล่าวจึงทำให้ผลึกโครงสร้างแบบอนาเทสมีความกว้างของแถบพลังงานเท่ากับ 3.23 eV ในขณะที่รูไทล์มีค่าเท่ากับ 3.02 eV จึงทำให้ TiO₂ ที่มีโครงสร้างผลึกแบบอนาเทสมีความว่องไวในการเกิดปฏิกิริยาดีกว่า TiO₂ ที่มีโครงสร้างผลึกแบบรูไทล์ และโครงสร้างผลึกแบบบรูคไคท์ การทำให้บริสุทธิ์นั้นสามารถทำได้ค่อนข้างที่จะยาก เนื่องจากส่วนโครงสร้างผลึกแบบรูไทล์จะทำการรวมตัวใหม่ของอิเล็กตรอน และโฮลได้ง่ายขึ้น อีกทั้งยังมีความสามารถในการดูดติดผิวต่ำกว่าโครงสร้างผลึกแบบอนาเทส แต่ในปัจจุบันจึงนิยมใช้โครงสร้างผลึกแบบอนาเทสมากกว่าผลึกรูปแบบอื่น คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของไทเทเนียมไดออกไซด์แสดงในตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 คุณสมบัติทางเคมีและทางกายภาพของ TiO₂ [19-20]

คุณสมบัติทางเคมี	คุณสมบัติทางกายภาพ
1. ความถ่วงจำเพาะเท่ากับ 3.90	1. ไม่มีกลิ่น
2. พีเอช 7-8 ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส	2. มวลโมเลกุลเท่ากับ 79.90
3. ไม่ละลายน้ำ	3. ดรรชนีหักเหเท่ากับ 2.52
4. จุดเดือด 2,500 องศาเซลเซียส	4. ลักษณะเป็นของแข็ง, สีขาว
5. จุดหลอมเหลว 1,840 องศาเซลเซียส	5. มีความแข็ง 5.5-6.0
6. มีค่าความหนาแน่น 3.84-4.26 g.m ⁻³	6. ความถ่วงจำเพาะเท่ากับ 0.70
	7. พื้นที่ผิว 50 g.m ⁻²
	8. มีขนาดอนุภาคเฉลี่ยเท่ากับ 20 nm
	9. มีความหนาแน่น 130 g.L ⁻¹

ตารางที่ 2.5 การเปรียบเทียบคุณสมบัติลักษณะของ TiO₂ ระหว่าง อนาเทส (Anatase) บรูคไคท์ (Brookite) และรูไทล์ (Rutile) [18]

คุณสมบัติ	หน่วย	Anatase	Brookite	Rutile
ดัชนีหักเห	-	2.52	-	2.71
ช่องว่างของพลังงาน	eV	3.20	-	3.03
ความหนาแน่น	g.cm ⁻³	3.894	4.17	4.25
ความแข็ง	Mohs	5.50-6.0	7.0-7.50	6.0-7.0
ลักษณะของผลึก	-	เตตระโกลอนอล	ออร์โธโรมบิก	เตตระโกลอนอล
จุดหลอมเหลว	°C	เปลี่ยนเป็นผลึก Rutile @915 °C	-	1,858
พลังงานอิสระกิบส์, ΔG ^o f	Kcal.mole ⁻¹	-211.40	-	-212.60

ตารางที่ 2.5 การเปรียบเทียบคุณสมบัติลักษณะของ TiO₂ ระหว่าง อนาเทส (Anatase) บรูคไคท์ (Brookite) และรูไทล์ (Rutile) [18] (ต่อ)

คุณสมบัติ	หน่วย	Anatase	Brookite	Rutile
แลคติกคอนสแตนท์, a	Å	3.784	9.184	4.593
จุดหลอมเหลว	°C	เปลี่ยนเป็นผลึก Rutile @915 °C	-	1,858
พลังงานอิสระกิบส์, ΔG ^o f	Kcal.mole ⁻¹	-211.40	-	-212.60
แลคติกคอนสแตนท์, a	Å	3.784	9.184	4.593
แลคติกคอนสแตนท์, b	Å	-	5.447	-
แลคติกคอนสแตนท์, c	Å	9.515	5.145	2.959

2.2.3 ปัจจัยที่มีผลกระทบในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

1) ความเข้มของแสง (Light intensity) การเพิ่มความเข้มแสงมากขึ้นจะเป็นการเพิ่มโฟตอนให้มีปริมาณมากขึ้นด้วย ดังนั้นจะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยามากขึ้นไปด้วย ซึ่งจากการศึกษาที่ผ่านมาสามารถระบุอัตราการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกจะขึ้นอยู่กับความเข้มแสงด้วย [21]

2) ปริมาณตัวคะตะลิสต์ (Catalyst dosage) จะทำหน้าที่เป็นสารดูดซับซึ่งจะทำให้ปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกเกิดขึ้นที่ผิวของคะตะลิสต์ ดังนั้นในการเพิ่มปริมาณตัวคะตะลิสต์จะทำให้พื้นที่ผิวของการดูดซับมีปริมาณที่เพิ่มขึ้นด้วย อีกทั้งยังส่งผลให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกเพิ่มขึ้นอีกด้วย

3) ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารละลาย (Initial substrate concentration) ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารละลายที่มีผลโดยตรงต่อปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก พบว่าเมื่อความเข้มข้นของสารตั้งต้นมีปริมาณที่เพิ่มขึ้นจะทำให้ปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกลดลงด้วย แต่ทั้งนี้อาจจะสรุปได้ในหลายๆ เหตุผล คือ ขณะที่มีการเกิดปฏิกิริยาเมื่อความเข้มข้นของสารตั้งต้นเพิ่มขึ้นจะเกิดสารผลิตภัณฑ์กลางสำหรับปฏิกิริยา (Intermediate product) มีปริมาณเพิ่มขึ้น ซึ่งสารดังกล่าวจะสามารถยับยั้งการย่อยสลายของสารอินทรีย์ทำให้ปฏิกิริยาเกิดขึ้นน้อยลง รวมทั้งเมื่อความเข้มข้นมีปริมาณเพิ่มมากขึ้นความหนาแน่นของสารภายในสารละลายก็จะเพิ่มมากขึ้นไปด้วยส่งผลทำให้การส่องผ่านของแสงไปยังสารละลายไปไม่ถึงถึงจึงทำให้ปฏิกิริยาเกิดลดลงอีกด้วย

4) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในการศึกษาที่ผ่านมามาพบว่าการลดลงของ pH จะมีผลโดยตรงต่อในปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกเป็นอย่างมาก และสามารถอธิบายสาเหตุนี้ได้ 3 สาเหตุ คือ [22]

ก. ความเข้มข้นของไฮโดรเจนไอออนที่มีจำนวนเพิ่มขึ้นเนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก

ข. การลดลงของไฮดรอกไซด์ไอออนเนื่องจากการทำปฏิกิริยากับโฮล และเกิดขึ้นเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล

ค. ผลกระทบสุดท้ายของกระบวนการโฟโตคะตะลิติกออกซิเดชันแต่เป็นไปได้ยากที่จะสรุปได้ว่าพีเอชมีผลต่อปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกแต่บางสารประกอบมีผลเกิดขึ้นน้อยมาก

5) ออกซิเจนและตัวรับอิเล็กตรอนตัวอื่นๆ จะจับตัวกับอิเล็กตรอนทำให้การกลับมารวมตัวอีกครั้งของอิเล็กตรอนกับโฮล ซึ่งอาจจะเป็นไปได้ค่อนข้างยากขึ้น ที่ออกซิเจนจะรวมตัวกันกับอิเล็กตรอนเกิดเป็นซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัล ซึ่งเป็นตัวออกซิไดซ์ที่รุนแรงอีกชนิดหนึ่ง ซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัลนั้นอาจจะทำปฏิกิริยาต่อกับไฮโดรเจนไอออนได้เป็นเปอร์ไฮดรอกซิลเรดิคัล ซึ่งเป็นตัวออกซิไดซ์สารอินทรีย์ที่รุนแรงอีกชนิดหนึ่ง โดยทั่วไปแล้วนั้นออกซิเจนจะมีความจำเป็นสำหรับการย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นไปได้อย่างสมบูรณ์ และไม่ปรากฏว่าออกซิเจนจะเข้าไปแย่งพื้นที่ของสารอินทรีย์ในการดูดติดบนผิวของอนุภาคตัวเร่งปฏิกิริยา แต่ถ้าหากในกระบวนการโฟโตคะตะลิติกที่ระดับของไนเตรตปริมาณออกซิเจนมีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยา จะพบว่าหากมีปริมาณออกซิเจนละลายในสารละลายทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยารีดักชันมีอัตราการลดลงหรืออาจจะไม่มีการเกิดขึ้นของปฏิกิริยา [22]

6) ตัวเร่งปฏิกิริยา จะต้องมีความสมบัติเป็นสารกึ่งตัวนำหรือโลหะตัวนำ ที่สามารถตอบสนองต่อแหล่งกำเนิดแสง ทำให้เกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดมลพิษชนิดนั้นๆ ได้ โดยจะต้องมีพื้นที่เพียงพอ เนื่องจากต้องทำหน้าที่เป็นสารดูดติดมลพิษไว้บนพื้นผิวของตัวเร่งปฏิกิริยาซึ่งเป็นอีกหนึ่งในขั้นตอนที่สำคัญก่อนที่จะเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดมลพิษในขั้นตอนต่อไป ดังนั้นในการเพิ่มปริมาณตัวเร่งปฏิกิริยามากขึ้นจะทำให้มีพื้นที่ผิวเพิ่มมากขึ้นด้วยและส่งผลให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกเพิ่มขึ้นไปอีกด้วย [23]

7) อิเล็กโทรไลต์ (Electrolyte) นอกจากสารประกอบอินทรีย์แล้วไอออนของสารบางชนิดอาจถูกดูดติดบนผิวของตัวเร่งปฏิกิริยาได้ ในทำนองเดียวกันไอออนเหล่านี้ ก็ถือว่าเป็นตัวยับยั้งปฏิกิริยา ดังนั้นไอออนเหล่านี้จึงมีอิทธิพลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาและจลนศาสตร์ของปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก [24]

8) ถังปฏิกรณ์ เป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างมากในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ซึ่งในการเลือกใช้ชนิดของวัสดุที่เหมาะสมจึงจำเป็นต้องคำนึงถึงความสามารถในการทำงานร่วมกับแสง UV และมลพิษที่ใช้ในการบำบัดเพื่อป้องกันการเกิดสารยับยั้งการเกิดปฏิกิริยา วัสดุที่นิยมแนะนำและนำมาใช้สร้างถังปฏิกรณ์ในกระบวนการดังกล่าว ได้แก่ สแตนเลสสตีล (Stainless steel) และแก้ว (Glass) เป็นต้น

9) อุณหภูมิก็ถือว่าเป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่ง การเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกเมื่อเพิ่มอุณหภูมิที่มากขึ้น จะทำให้อัตราการทำปฏิกิริยาของ h^+_{vb} และ e^-_{cb} กับสารปนเปื้อนในสารละลายที่มีค่ามากกว่าอัตราการกลับมารวมตัวกันใหม่ของ h^+_{vb} และ e^-_{cb} เนื่องจากความถี่ในการชนกันของโมเลกุลมีจำนวนมากขึ้นเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น [25]

2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Sung Pill Cho และ คณะ [26] งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อพิจารณาประสิทธิภาพของกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ในความเข้มข้นของ pH ที่ต่างกัน และระยะเวลาที่ต่างกัน ภายใต้การฉายแสง รังสียูวีจากหลอดรังสีอัลตราไวโอเล็ต 254nm เพื่อ หาประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำชะขยะ โดยเปรียบเทียบจากค่า COD TOC สามารถแสดงให้เห็นว่า COD และ TOC ในน้ำชะขยะสามารถถูกกำจัดออกไปได้และสามารถกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในสารละลายต่างได้อย่างรวดเร็ว โดยเฉพาะอย่างยิ่งที่ pH 4 อัตราการสลายตัวของ COD และ TOC นั้นสูงกว่าค่า pH 2 และที่ pH มากกว่า 6 อย่างมีนัยสำคัญอัตราการสลายตัวที่ต่ำกว่าของ COD และ TOC ที่ pH เป็นกลางหรือต่างเกิดจากการยับยั้งจากคาร์บอนที่อยู่ในน้ำและ ความสามารถในการดูดซับต่ำลงบน TiO_2 ดังนั้นการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกของซีโอติและ TOC ในน้ำชะขยะจะต้องดำเนินการภายใต้สภาวะที่เป็นกรด (โดยเฉพาะที่ pH 4)

R. Poblete และ คณะ [27] ได้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากหลุมฝังกลบ(น้ำชะขยะ) ด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยมีตัวเร่งปฏิกิริยา คือ TiO_2 และ Fe ภายใต้ฉายแสงรังสี UV ที่ความยาวคลื่นการปล่อยสูงสุด 365 nm พบว่า ปัจจัยหลักในการกำจัดขึ้นอยู่กับ pH และปริมาณของตัวเร่งปฏิกิริยา รวมถึงระยะเวลาในการกำจัด ซึ่งปริมาณความเข้มข้นที่ใช้ตัวเร่งอยู่ที่ 1 และ 2 กรัมต่อลิตรมีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงถึง 68-70 % ในระยะเวลา 60 นาที

จรุงวิทย์ และ คณะ [28] ทำการศึกษาการเปรียบเทียบการบำบัดน้ำเสียจากน้ำชะขยะด้วยระบบบำบัด AS และ MBR โดยเปรียบเทียบค่า ความเข้มข้นของน้ำเสียที่ต่างกัน และนำมาเลี้ยงปลา

เพื่อหาอัตราการตายของปลาโดยปริมาตรที่ต่างกันโดยเจือจาง (10 , 20 , 30 , 50 และ 70 %)กับน้ำที่สะอาดเพื่อเปรียบเสมือนว่าปล่อยลงสู่แหล่งน้ำเพื่อหาความเป็นพิษเมื่อปล่อยลงสู่ธรรมชาติ พบว่า น้ำชะขยะที่ผ่านจากระบวนการบำบัดด้วยระบบ AS นั้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดเมื่อลองทดสอบกับปลาพบว่า ปริมาณสารพิษบางชนิดยังส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตหากปล่อยน้ำเสียลงไปในปริมาณที่มากเมื่อเปรียบเทียบกับระบบ MBR นั้นยังมมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงการระบบ AS แต่อย่างไรก็ตามระบบ AS ยังเป็นระบบที่น่าสนใจเช่นกันเพราะเป็นระบบที่มีค่าใช้จ่ายที่ต่ำกว่าและเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมมากกว่า

S. Theepharaksapan และ คณะ [29] ทำการศึกษาการกำจัดสารพิษและสารอินทรีย์ที่เป็นพิษและลดความเป็นพิษทางชีวภาพของน้ำชะขยะตามแนวปฏิบัติการระบบบำบัดน้ำชะขยะเต็มรูปแบบโดยใช้การแข็งตัวของสารเคมีการกรองทรายการกรองขนาดเล็ก (MF) และการ Reverse Osmosis (RO) เมมเบรน การกำจัดมลพิษสูงประสบความสำเร็จส่วนใหญ่โดยการแข็งตัวและกรองทราย สารพิษอินทรีย์ที่สำคัญที่เป็นพิษ ได้แก่ DEHP, DBP และ bisphenol A ถูกกำจัด 100%, 99.6% และ 98.0% ตามลำดับ การทดสอบความเป็นพิษเฉียบพลันโดยใช้น้ำหมักปลาและคนทั่วไปปลาครีฟและความเป็นพิษต่อพันธุกรรม (Comet assay) ได้ดำเนินการเพื่อตรวจสอบการลดความเป็นพิษในน้ำชะขยะการรักษา แอมโมเนียพบว่าเป็นสารประกอบพิษเฉียบพลันหลักในน้ำชะขยะตามที่กำหนดโดย LC50 แต่ผลของสารอินทรีย์ก็สังเกตเห็นเช่นกัน ความเสียหายของดีเอ็นเอในปลาที่สัมผัสถูกทำให้เจือจางน้ำชะขยะดิบ (10% ของ LC50) พบว่าอยู่ระหว่าง 8.9–24.3% และลดลงตามลำดับความสัมพันธ์ระหว่างมลพิษและความเป็นพิษทางชีวภาพของมันถูกสร้างขึ้นโดยใช้การวิเคราะห์หลายตัวแปร น้ำชะขยะมูลฝอยถูกนำมาวิเคราะห์หาค่าพารามิเตอร์ทางเคมีฟิสิกส์มาตรฐานและสารประกอบอินทรีย์ที่เป็นพิษ เป็นการรักษาโดยการแข็งตัวของสารเคมีและการกรองทรายกำจัดสารพิษส่วนใหญ่ สารประกอบในขณะที่ RO ที่เหลือยังคงมีประสิทธิภาพเยื่อหุ้มเซลล์ การทดสอบความเป็นพิษเฉียบพลันพบว่าน้ำชะขยะสด เป็นพิษมากกว่าน้ำชะขยะเดิม แนะนำว่า ความเสียหายที่เกิดจากDNA บนสิ่งมีชีวิตที่ผ่านการทดสอบแล้ว การรักษาช่วยลดความเป็นพิษทางชีวภาพของน้ำชะขยะไปสู่การเสียชีวิตและระดับความเสียหายของ DNA คล้ายกับระดับที่ไม่ได้รับสาร สหภาพแรงงานความเข้มข้นของแอมโมเนียมีความสัมพันธ์อย่างมากกับการตายของสิ่งมีชีวิตที่ทดสอบแล้ว แต่ระดับความเสียหายของ DNA นั้นมีความสัมพันธ์กันเล็กน้อยถึงพารามิเตอร์ทางเคมีฟิสิกส์

Jinxing Ma และ คณะ [30] ทำการศึกษาการเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพแบบเมมเบรน (MBRs) ได้รับความสนใจในการนำน้ำกลับคืนมาเนื่องจากความก้าวหน้าทางเทคนิคล่าสุดและการลดต้นทุนในเยื่อหุ้ม อย่างไรก็ตามการเพิ่มขึ้นของ micropollutants ในน้ำเสีย โดยทั่วไป micropollutants ใน MBRs จะเกิดกระบวนการดูดซับการย่อยสลายทางชีวภาพและการแยกเมมเบรน micropollutants ที่ไม่ละลายในน้ำมีคุณสมบัติเป็นประโยชน์ในการดูดซับและการย่อยสลายทางชีวภาพแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพที่สูงขึ้นที่ SRT ที่ (30-40 วัน) และ HRTs (20-30 ชม.) ซึ่งเป็นผลมาจากการเผาผลาญร่วม ถึงแม้ว่าอัตราการบำบัดด้วยระบบเมมเบรน เทคโนโลยี MBR เป็นทางเลือกที่น่าสนใจในการกำจัด micropollutants การกำจัดของเสียลักษณะทางจุลชีววิทยาในขณะที่การย่อยสลายทางชีวภาพ (ร่วมกับเมตาบอลิซึม, เมตาบอลิซึมและกลไกการดักจับไอออน) แสดงประสิทธิภาพที่สูงขึ้นเนื่องจากความเข้มข้นของชีวมวลสูง การประยุกต์ใช้ MBR อย่างยั่งยืนนั้นต้องการความเข้าใจเพิ่มเติมเกี่ยวกับสารพิษของ micropollutants การตรวจสอบกลไกการเปลี่ยนรูปทางชีวภาพและการรวมกันของ MBR กับเทคโนโลยีที่เกิดขึ้นใหม่

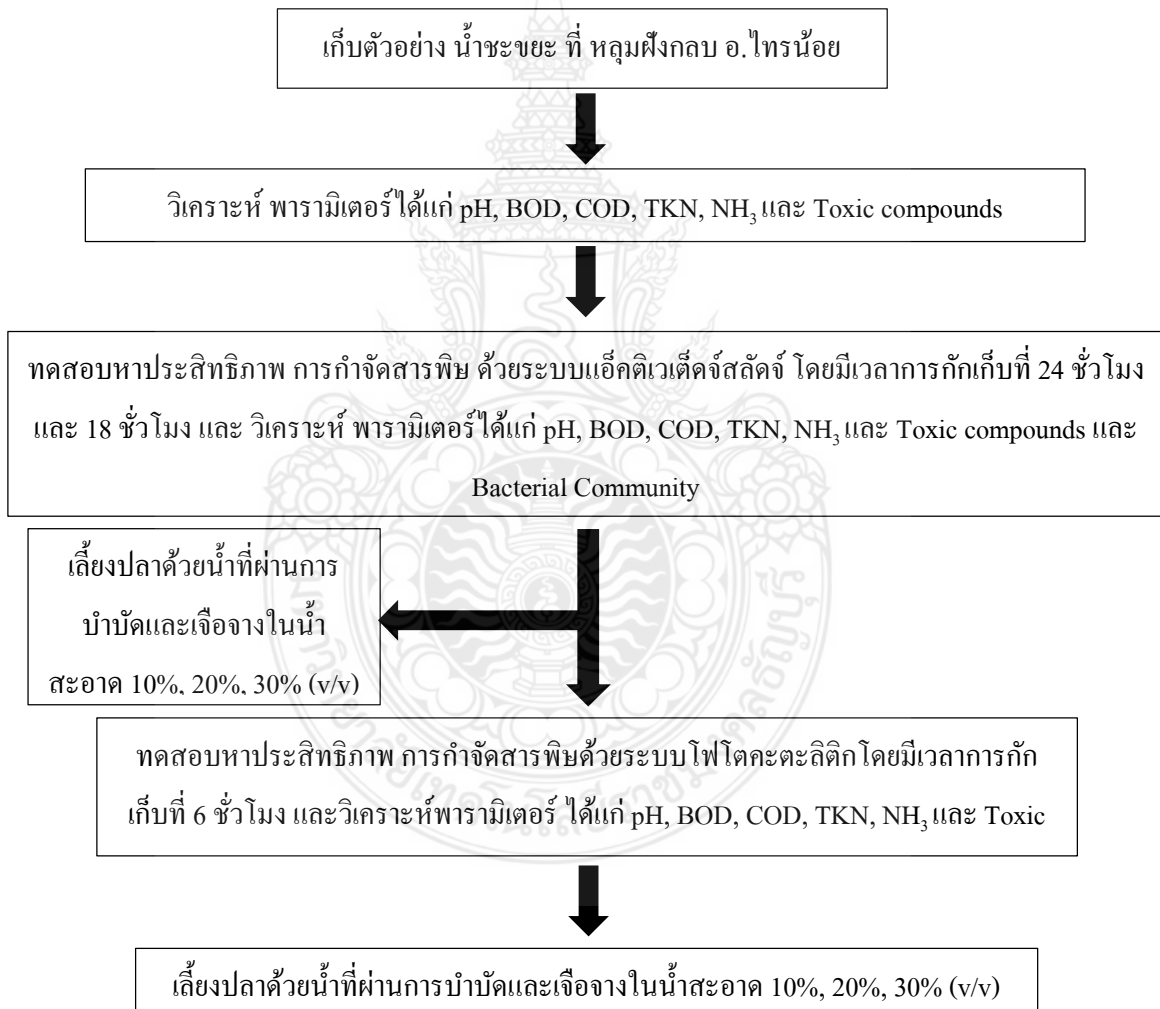
S. Theeparaksapan และคณะ [37] ทำการศึกษาการตายของปลาจากการเลี้ยงด้วยน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากน้ำชะขยะ ที่ผ่านกระบวนการด้วยระบบ RO แต่ต้องผ่านกระบวนการปรับเสถียรภาพก่อนเข้าสู่ระบบหลังจากนั้นเข้าสู่ระบบกรอง RO ผ่านชั้นทรายอัตรา 6.4 เมตร/ชั่วโมง เพื่อกรองระบบชั้นต้นจากนั้นผ่านไปยังตัวกรอง MF 5 micron ก่อนผ่านเข้าสู่ RO Membrane โดนถูกระบายลงบ่อเก็บ 50 % อีก 50 % ดูดย้อนกลับไปบำบัดอีกครั้ง นำน้ำที่ผ่านการบำบัดมาเลี้ยงปลาโดยใช้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดเจือจางลง 10 % เพื่อเปรียบเทียบเมื่อปล่อยสู่แหล่งน้ำ โดยใช้เวลา 14 วัน พบว่าไม่พบปลาที่มีสารปนเปื้อนอยู่ในปลา (ปลาไม่ตาย) ผลการศึกษาคคุณลักษณะของน้ำชะขยะดิบ น้ำชะขยะ มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูงกว่ามากในแง่ของ BOD₅, COD และ TOC เท่ากับ 30,400-54,700 มก. / ล., 32,000 - 67,200 มก. / ล., และ 13,900 - 40,300 มก. / ล. อัตราส่วนบ่งชี้ว่าน้ำชะขยะที่มีความเสถียรนั้นย่อยสลายได้ทางชีวภาพน้อยกว่ามาก มากกว่าน้ำชะขยะสดในขณะที่ความเข้มข้นของ NH₃ ในน้ำชะสด สูงกว่าน้ำชะขยะประมาณสองเท่า ของหนัก ๆ พบโลหะ (Cr, Cu, Ni, Pb และ Cd) ที่ความเข้มข้นต่ำและ ส่วนใหญ่ต่ำกว่ามาตรฐาน พิจารณาในหมู่เหล่านี้ พารามิเตอร์ทางเคมีแอมโมเนียถูกระบุว่าเป็นสารพิษที่สำคัญ ปรากฏในน้ำชะขยะเนื่องจากความเป็นพิษเฉียบพลันต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ

บทที่ 3

วิธีการดำเนินการวิจัย

3.1 ขั้นตอนการดำเนินงาน

ในการศึกษาประสิทธิภาพการใช้ระบบแอ็คติเวเต็ดจ์สลัดจ์ร่วมกับระบบโฟโตคะตะลิติกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารพิษในสภาวะการกักเก็บน้ำสัสนั้นมีขั้นตอนการดำเนินการคือ การโดยนำน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบผ่านกระบวนการบำบัด และนำน้ำบางส่วนผ่านกระบวนการโฟโตคะตะลิติก หลังจากนั้นนำผลการทดลองที่ได้มาทำการวิเคราะห์ผล แสดงดังรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 การศึกษาประสิทธิภาพการใช้ระบบแอ็คติเวเต็ดจ์สลัดจ์ร่วมกับระบบโฟโตคะตะลิติกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารพิษในสภาวะการกักเก็บน้ำสัสนั้น

3.1.1 วิธีการทดลอง

1) น้ำชะขยะเข้าสู่กระบวนการบำบัดที่ HRT ที่ 24, 18, 12 hr. ที่เป็น ถังบำบัดชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ประกอบไปด้วย ถัง ANOXIC ถังเติมอากาศ และถังตกตะกอน

2) วัดพารามิเตอร์ ดังนี้

ตารางที่ 3.1 ตารางวัดพารามิเตอร์การทดลอง

พารามิเตอร์	ถังน้ำเข้า	ถัง ANOXIC	ถังเติมอากาศ	ถังน้ำออก	โฟโตคะตะลิติก
pH					
BOD	✓	✓	✓	✓	✓
COD	✓	✓	✓	✓	✓
NH ₃	✓	✓	✓	✓	✓
Micro-Pollutant	✓	✓	✓	✓	✓
Bacterial Community		✓	✓		

3) เมื่อน้ำที่ผ่านการบำบัด แยกเป็น 2 ชุด คือ 1.นำไปเลี้ยงปลา 2.นำไปสู่กระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยใช้อัลตราไวโอเล็ตร่วมกับ ผง TiO₂ เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ที่ช่วยในการบำบัด ในระยะเวลา 6 ชั่วโมง

4) วัดพารามิเตอร์ น้ำที่ผ่านกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

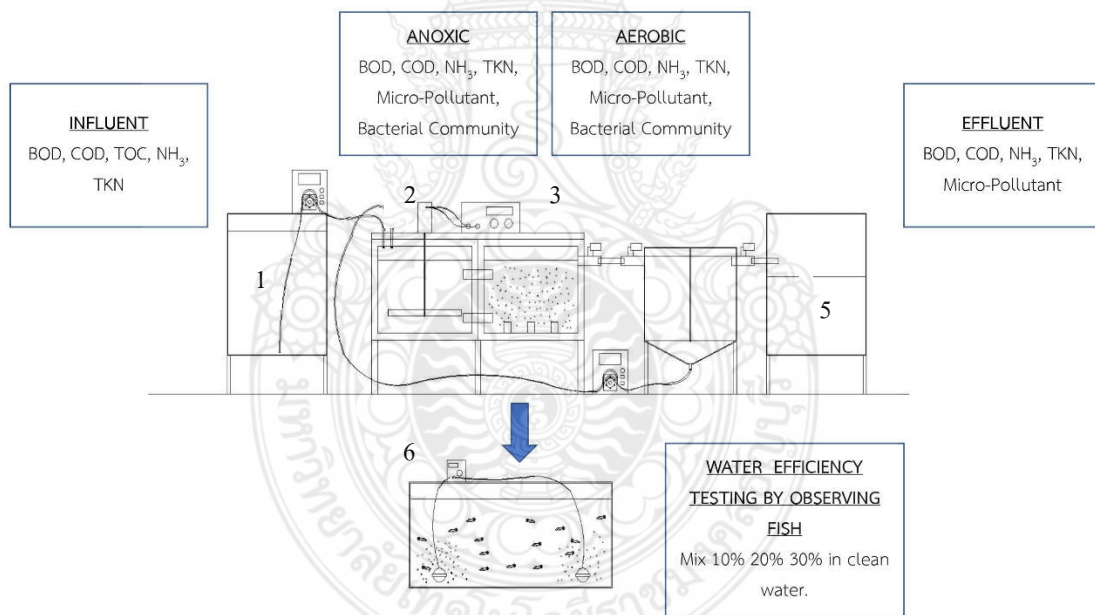
5) นำน้ำที่ผ่านการบำบัดทั้งผ่านเพียงระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ และ บำบัดด้วยระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก มาตรวจสอบด้วยการเลี้ยงปลาที่นำน้ำจากการบำบัดทั้ง 2 กระบวนการ โดยการเจือจางรวมกับน้ำสะอาดทั่วไป ด้วยปริมาณเจือจาง ที่ 10%, 20% และ 30%

ตารางที่ 3.2 เครื่องมือที่ใช้วัดพารามิเตอร์

พารามิเตอร์	วิธีการวิเคราะห์	อุปกรณ์
General (COD,BOD,.....)	APHA, 2012	APHA, 2012
Bacterial Community	Next Generation Sequencing (NGS)	ChargeSwitch® gDNA Mini Bacteria Kit (Invitrogen, USA)
Micro-Pollutant	GC-MS and LC-MS	(Shimadzu, Japan)

3.2 เครื่องมือที่ใช้ในการทดลอง

3.2.1 ชุดทดลอง reactor สำหรับศึกษาการบำบัดสารพิษในสภาวะการกักเก็บน้ำสั้น แสดงดังรูปที่ 3.2

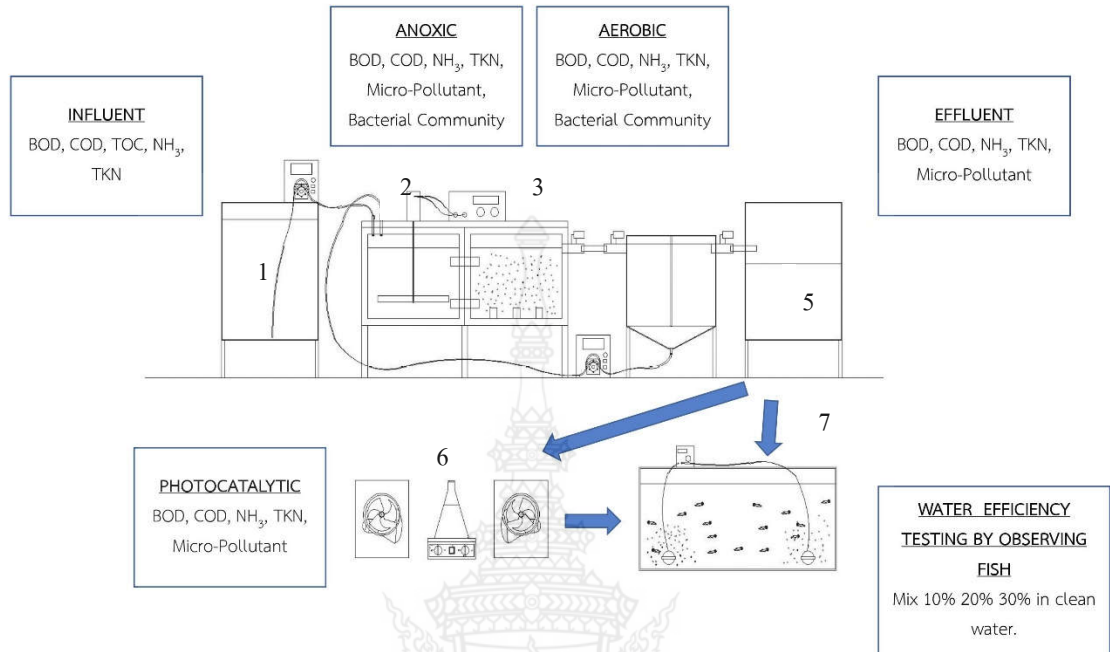


- 1. ถังน้ำเข้า
- 2. ถังAnoxic
- 3. ถังAerobic
- 4. ถังตกตะกอน
- 5. ถังน้ำออก
- 6. โหลเลี้ยงปลา

รูปที่ 3.2 ถังปฏิกรณ์ สำหรับกระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบแเอ็คติเวเต็ดจ์สลัดจ์

3.2.2 ชุดทดลอง reactor สำหรับศึกษาการบำบัดสารพิษในสภาวะการกักเก็บน้ำสั้น แสดง

ดังรูปที่ 3.4



- 1. ถังน้ำเข้า
- 2. ถังAnoxic
- 3. ถังAerobic
- 4. ถังตกตะกอน
- 5. ถังน้ำออก
- 6. โฟโตคะตะลิติก
- 7. โพลีเอทิลีนปลา

รูปที่ 3.3 ถังปฏิกรณ์ สำหรับกระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบแอ็คติเวเต็ดจัสต์จี้ร่วมกับระบบ โฟโตคะตะลิติก

บทที่ 4

ผลการวิเคราะห์ข้อมูล

งานวิจัยนี้เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษที่อยู่ในน้ำชะขยะด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยมีค่า HRT ที่แตกต่างกัน 2 ค่า ได้แก่

HRT(AS) 24 ชั่วโมง Vs HRT(AS&PHOTOCATALYTIC)18+6 ชั่วโมง

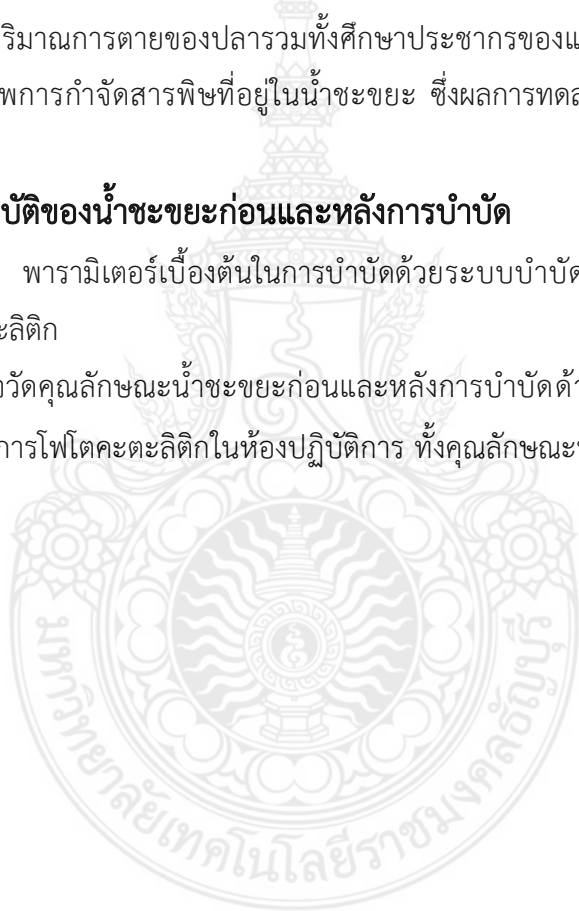
HRT(AS) 18 ชั่วโมง Vs HRT(AS&PHOTOCATALYTIC)12+6 ชั่วโมง

โดยศึกษาปริมาณการตายของปลารวมทั้งศึกษาประชากรของแบคทีเรียที่ช่วยในการกำจัดและศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษที่อยู่ในน้ำชะขยะ ซึ่งผลการทดลองมีรายละเอียดดังนี้

4.1 ลักษณะคุณสมบัติของน้ำชะขยะก่อนและหลังการบำบัด

4.1.1 พารามิเตอร์เบื้องต้นในการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

ตรวจวัดคุณลักษณะน้ำชะขยะก่อนและหลังการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในห้องปฏิบัติการ ทั้งคุณลักษณะทางกายภาพและเคมี แสดงดังตารางที่ 4.1



ตารางที่ 4.1 พารามิเตอร์เบื้องต้นในการบำบัดระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

AS SYSTEM								
Parameters	Unit	Influent	Bio 24			Bio 18 hr.		
			Anoxic	Aerobic	Effluent	Anoxic	Aerobic	Effluent
Water quality								
pH		6 -6.5	6.5 - 7	6.5 - 7	7 - 7.5	6.5 - 7	6.5 - 7	7 - 7.5
BOD	mg/L	2000 - 2400	1400	900	130	1500	1000	315
COD	mg/L	5000 - 3500	4225	3100	700	3700	2700	630
MLSS	mg/L	-	4000 - 6000		-	4000 - 6000		-
TKN	mg/L	20 - 25	ND	ND	2.85	ND	ND	5
NH ₃	mg/L	40 - 50	ND	ND	< 1	ND	ND	0.016
AS SYSTEM & PHOTOCATALYTIC SYSTEM								
Parameters	Unit	Influent	Bio 18 hr. + Photocatalytic 6 hr.			Bio 12 hr. + Photocatalytic 6 hr.		
			Anoxic	Aerobic	Effluent	Anoxic	Aerobic	Effluent
Water quality								
pH		6 -6.5	6.5 - 7	6.5 - 7	7 - 7.5	6.5 - 7	6.5 - 7	7 - 7.5
BOD	mg/L	2000 - 2400	1500	1000	21	1900	1400	136
COD	mg/L	5000 - 3500	3700	2700	300	3900	2900	500
MLSS	mg/L	-	4000 - 6000		-	4000 - 6000		-
TKN	mg/L	20 - 25	ND	ND	3.85	ND	ND	6
NH ₃	mg/L	40 - 50	ND	ND	0.7	ND	ND	1.25

จากตารางที่ 4.1 ผลการวิเคราะห์ของพารามิเตอร์เบื้องต้น เบื้องต้นใน การบำบัดด้วยระบบบำบัด แอวกทีเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยมีค่า HRT ที่แตกต่างกัน 2 ค่า ได้แก่ HRT(AS) 24 ชั่วโมง: HRT(AS&PHOTOCATALYTIC)18+6 ชั่วโมง , HRT(AS) 18 ชั่วโมง: HRT(AS&PHOTOCATALYTIC) 12+6 ชั่วโมง แสดงให้เห็นว่าเวลาหรือค่าเวลาในการบำบัด เป็นตัวส่งเสริม ประสิทธิภาพในการบำบัดมากขึ้นตามลำดับ อีกทั้ง เมื่อเปรียบระหว่าง ระบบบำบัด แอวกทีเวเต็ดสลัดจ์ และ ระบบบำบัดแอวกทีเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก มีประสิทธิภาพใน การบำบัด สามารถลดระยะเวลาในการบำบัดลงได้ สอดคล้องกับผลงานวิจัย [26-28],[34]

4.1.2 พารามิเตอร์ในการกำจัดสารพิษในการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอวกทีเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับ กระบวนการโฟโตคะตะลิติก

จากการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการบำบัดสารพิษที่อยู่ในน้ำชะขยะ ในค่าระยะเวลาที่เก็บ ที่ต่างกัน พบว่า ผลการวิเคราะห์ในพารามิเตอร์ดังกล่าวสามารถสรุปได้ดังตารางที่ 4.2 โดยแสดงให้เห็นถึง ประสิทธิภาพในการกำจัดสารพิษในน้ำชะขยะ (Toxic compounds) ของระบบบำบัดแอวกทีเวเต็ดสลัดจ์ ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในระยะเวลาการกักเก็บที่ต่างกัน

ตารางที่ 4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษในระบบบำบัดแอวกทีเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการ โฟโตคะตะลิติก

Parameters	Unit	CAS number	AS	AS SYSTEM & PHOTOCATALYTIC SYSTEM	AS SYSTEM	AS SYSTEM & PHOTOCATALYTIC SYSTEM
			SYSTEM	PHOTOCATALYTIC SYSTEM	SYSTEM	PHOTOCATALYTIC SYSTEM
			Bio 24 hr.	Bio 18 hr. + Photocatalytic 6 hr.	Bio 18 hr.	Bio 12 hr. + Photocatalytic 6 hr.
Toxic compounds						
BPA	µg/L	08-05-7	100 %	100 %	100 %	100 %
2,6DTBP	µg/L	128-39-2	100 %	100 %	90 %	100 %
DBP	µg/L	84-74-2	100 %	100 %	94 %	100 %
DEHP	µg/L	117-81-7	95 %	100 %	81 %	100 %
DEET	µg/L	134-62-3	90 %	95 %	73 %	92 %

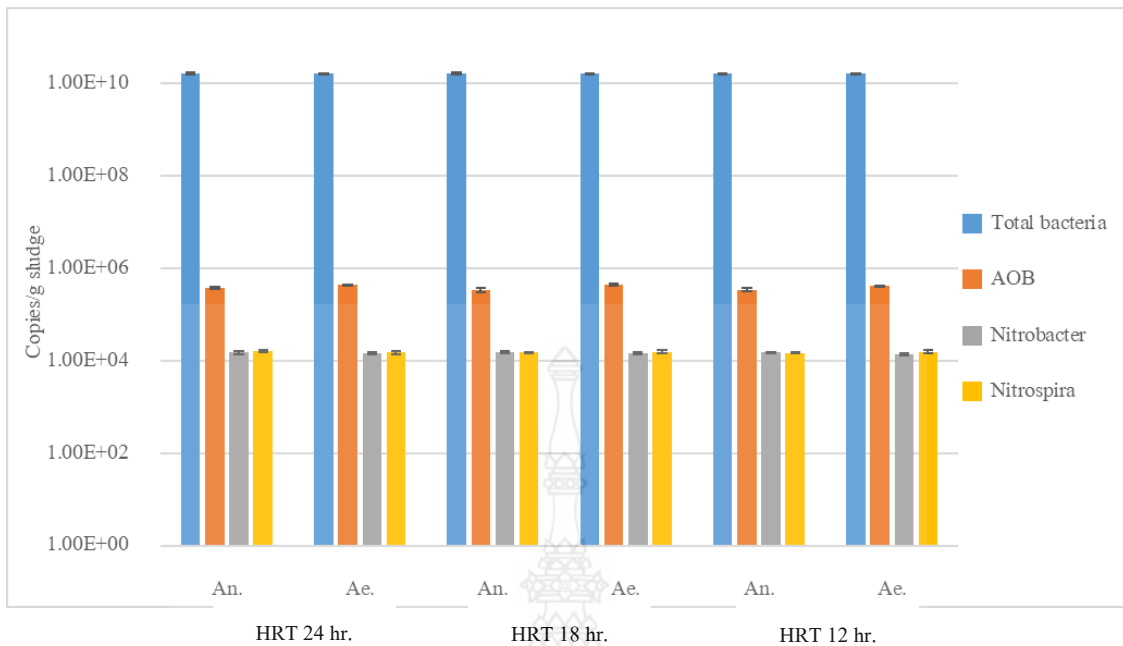
ผลจากการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการบำบัดสารพิษที่อยู่ในน้ำชะขยะ ในค่าระยะเวลาพักเก็บที่ต่างกัน พบว่า จากการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารประกอบที่เป็นพิษได้ และเมื่อเปรียบเทียบกับค่าเวลาการพักเก็บที่มากขึ้นจะเห็นได้สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารประกอบที่เป็นพิษได้ดียิ่งขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลงานวิจัย [28] นอกจากนี้เมื่อเปรียบเทียบในการการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติกพบว่า กระบวนการโฟโตคะตะลิติกสามารถส่งเสริมประสิทธิภาพในการบำบัดได้ดียิ่งขึ้นเมื่อเทียบกับเปอร์เซ็นต์ที่ช่วยในการบำบัดจะเห็นได้ว่า กระบวนการโฟโตคะตะลิติกสามารถกำจัดสารประกอบที่เป็นพิษ ได้แก่ BPA, 2,6DTBP , DBP , DEHP, DEET ในค่าเวลาพักเก็บที่ HRT 18(AS) + 6 (PHOTOCATALYTIC) มีประสิทธิภาพได้มากถึง 100%, 100%, 100%, 100%, 95% ตามลำดับ และเมื่อลดระยะเวลาในการบำบัดลดลงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดลดลงตามลำดับ [28],[34]

4.2 การศึกษาประชากรแบคทีเรียที่ส่งเสริมประสิทธิภาพในระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

สำหรับการศึกษาประชากรแบคทีเรียที่ส่งเสริมประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ดังตารางที่ 4.3 และดังรูปที่ 4.3 จากผลการทดลองพบว่า ในค่า HRT 24, 18 และ 12 นั้นตรวจพบแบคทีเรียที่เป็นตัวช่วยส่งเสริมประสิทธิภาพได้แก่ AOB, Nitrobacter และ Nitrospira

ตารางที่ 4.3 ประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษในระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

Cons.		Total bacteria		AOB		Nitrobacter		Nitrospira	
		AVE.	SD.	AVE.	SD.	AVE.	SD.	AVE.	SD.
HRT 24	An.	1.663E+10	873,053,390	3.70E+05	2.01E+04	1.52E+04	1.31E+03	1.61E+04	9.93E+02
	Ae.	1.62E+10	141,421,356	4.34E+05	1.84E+04	1.45E+04	6.16E+02	1.50E+04	1.33E+03
HRT 18	An.	1.68E+10	804,155,872	3.43E+05	3.75E+04	1.53E+04	4.92E+02	1.51E+04	4.50E+02
	Ae.	1.62E+10	374,165,739	4.39E+05	2.53E+04	1.45E+04	6.16E+02	1.58E+04	1.42E+03
HRT 12	An.	1.65E+10	216,024,690	3.43E+05	2.90E+04	1.54E+04	2.45E+02	1.49E+04	3.27E+02
	Ae.	1.623E+10	805,536,398	4.18E+05	6.34E+03	1.41E+04	7.79E+02	1.56E+04	1.24E+03



รูปที่ 4.1 ปริมาณประชากรแบคทีเรียทั้งหมดและปริมาณประชากรแบคทีเรียส่งเสริมประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

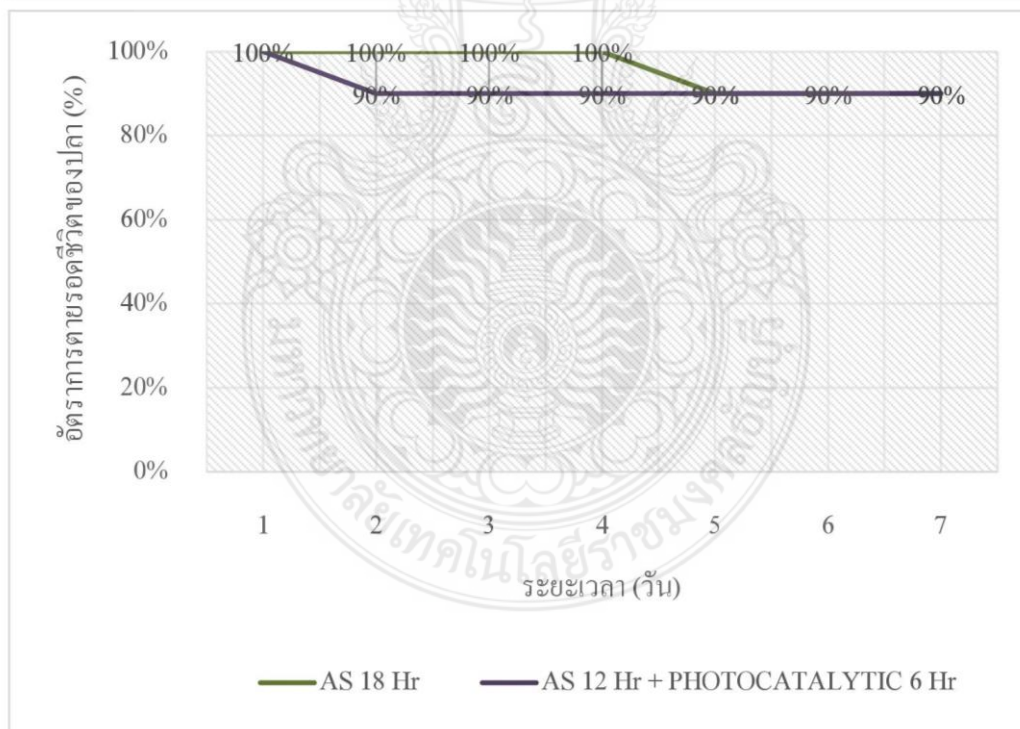
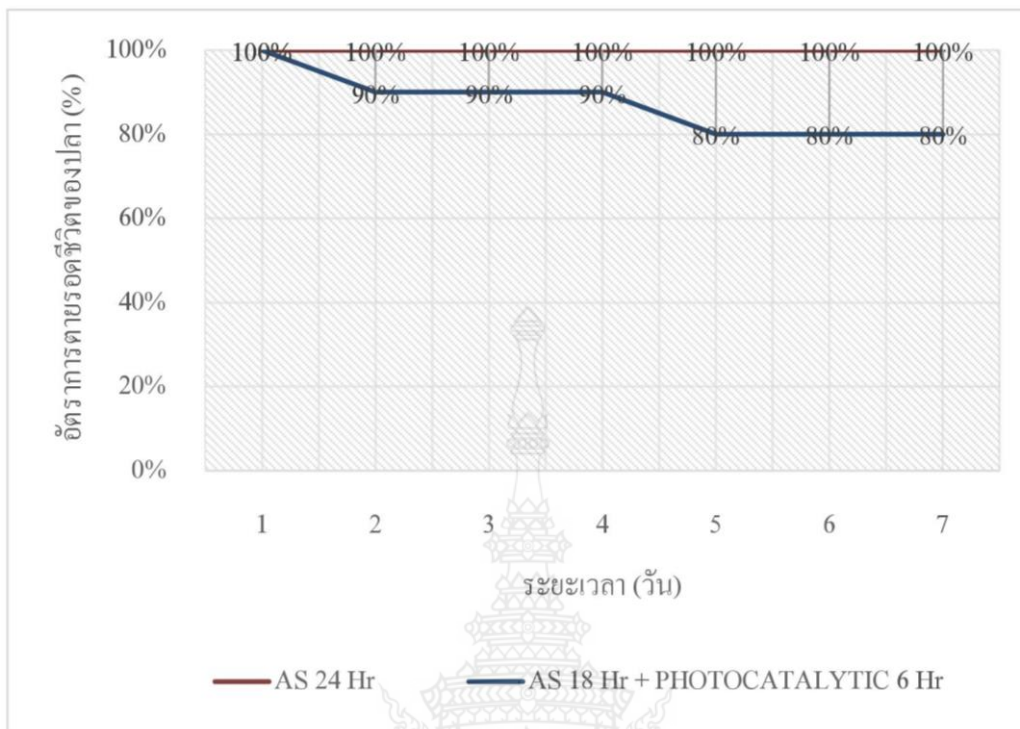
จากรูปที่ 4.1 พบว่าปริมาณประชากรของแบคทีเรียที่ช่วยการกำจัดสารพิษที่มีปริมาณมากที่สุดคือ กลุ่ม AOB ซึ่งเป็นแบคทีเรียจำพวกหนึ่งซึ่งช่วยในการย่อยสลาย แอมโมเนียเป็นส่วนมาก และรองลงมาคือ กลุ่ม Nitrobacter และ Nitrospira ที่ช่วยในการกำจัดสารพิษจำพวก ไนโตรท และ ไนเตรตเป็นส่วนใหญ่และสารพิษบางชนิดบางชนิดที่เป็นส่วนประกอบของพทาเลตและฟีนอล ซึ่งจากการทดลองพบว่ากลุ่มแบคทีเรียของทั้ง 3 ช่วงเวลานั้นมีปริมาณประชากรแบคทีเรียใกล้เคียงจากการวิเคราะห์การบำบัดในค่า HRT ที่แตกต่างกัน ส่งผลให้ ประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีที่สุดอยู่ที่ค่า HRT ที่ 24 ชั่วโมง เป็นของพิสูจน์ได้ว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีขึ้นระยะเวลาในการกักเก็บนานขึ้นจะทำให้ ประสิทธิภาพในการบำบัดดีขึ้น

4.3 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะโดยศึกษาอัตราการตายของปลาที่มีผลต่อน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

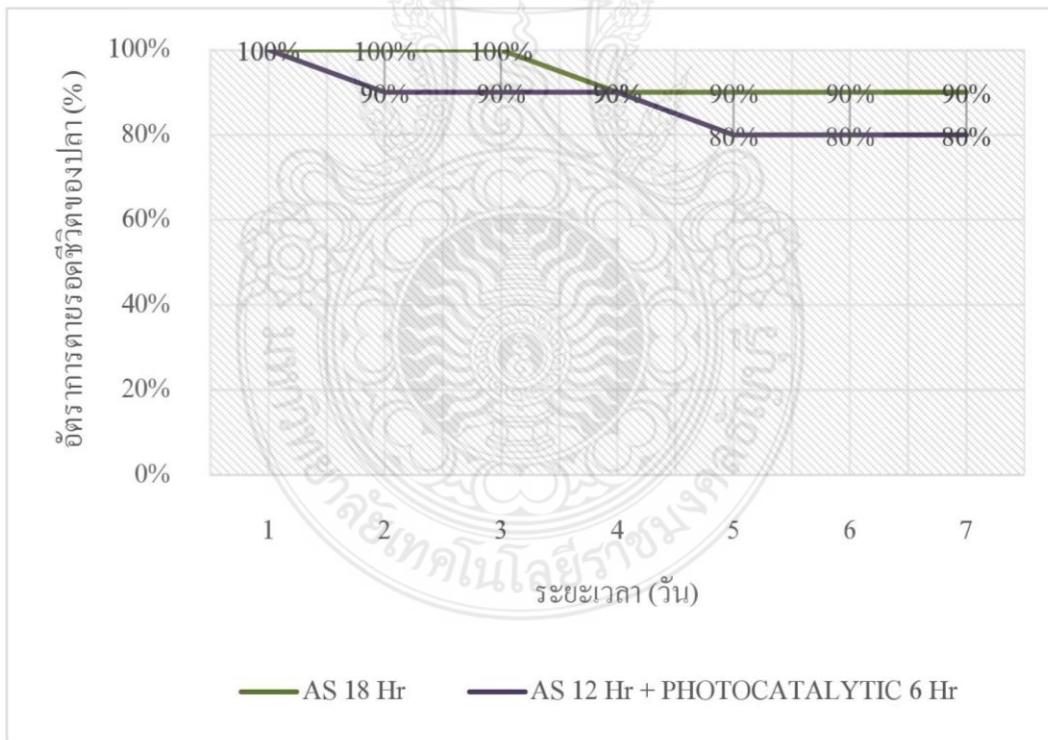
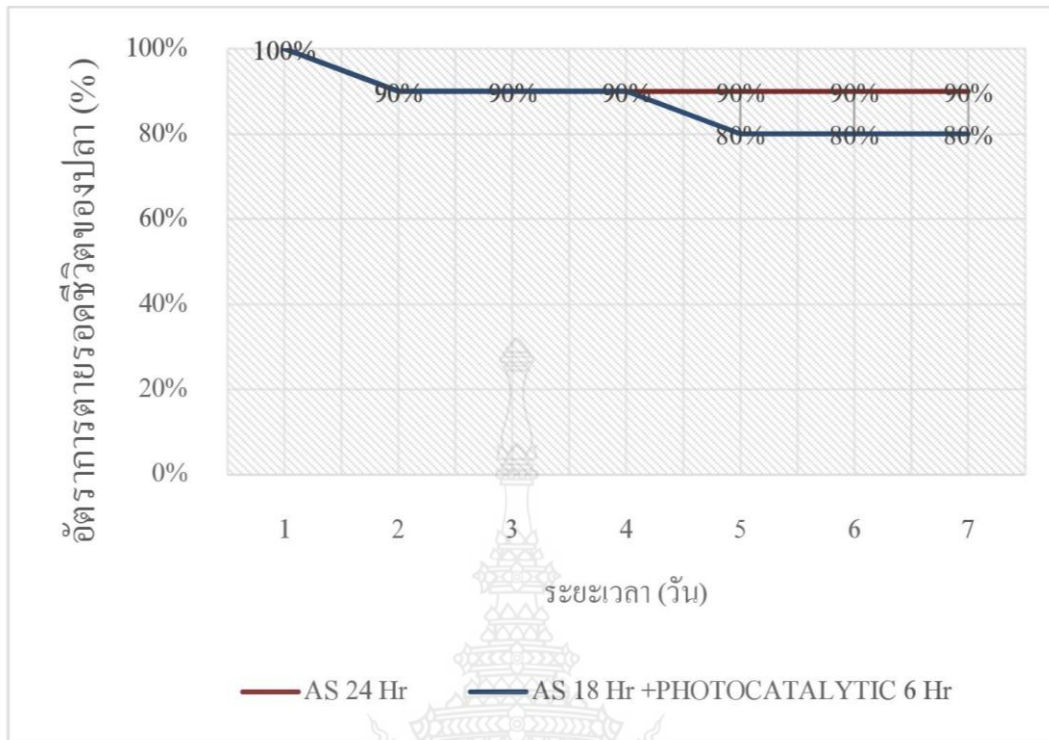
สำหรับการศึกษาการบำบัดน้ำชะขยะโดยสำหรับการศึกษาอัตราการตายของปลาที่มีผลต่อน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในขนาดห้องปฏิบัติการเพื่อศึกษาว่าน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัดแล้วปล่อยลงสู่น้ำจะมี

ผลเสียต่อสิ่งแวดล้อมหรือไม่โดยใช้ค่าความเข้มข้นที่ต่างกัน ได้แก่ 30%, 20% และ 10% ตามลำดับในแต่ละค่าการกักเก็บน้ำ (HRT) ได้แก่ 24 hr. และ 18 hr พบว่า เมื่อเวลากักเก็บน้ำใช้ระยะเวลาที่นานขึ้นสามารถลดอัตราการตายของปลาได้ดีขึ้น[37] ดังกล่าวแสดงดังรูปที่ 4.2-4.4 เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.2-4.4 นั้น อัตราการตายของปลาจะน้อยลงเมื่อมีปริมาณความเข้มข้นน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดที่เจือจางกับน้ำสะอาดที่ความเข้มข้นที่ 10 % เพราะเนื่องจากความเข้มข้นที่น้อยลงจะส่งผลให้ปริมาณสารพิษที่อยู่ในน้ำน้อยลงการปรับสภาพของปลาให้อยู่รอดนั้นน้อยลง เมื่อเปรียบเทียบกับระหว่างอัตราการตายของปลาที่ใช้ระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติกและ ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เพียงอย่างเดียว พบว่า ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ เพียงอย่างเดียวนั้นมีอัตราการตายที่น้อยกว่าระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก เนื่องจากระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีปริมาณไนโตรเจน และ ไนเตรต ที่มีผลความพิษเฉียบพลันในปริมาณที่น้อยกว่าจึงเป็นผลทำให้อัตราการตายของปลาเริ่มต้นไม่สูงมากนักแต่เมื่อระยะเวลาผ่านไป อัตราการตายของปลาเพิ่มมากขึ้นตามลำดับเนื่องจากมีปริมาณสารพิษสะสมในตัวปลาเพิ่มมากขึ้นทำให้อัตราการตายของปลาสูงขึ้นตามลำดับ

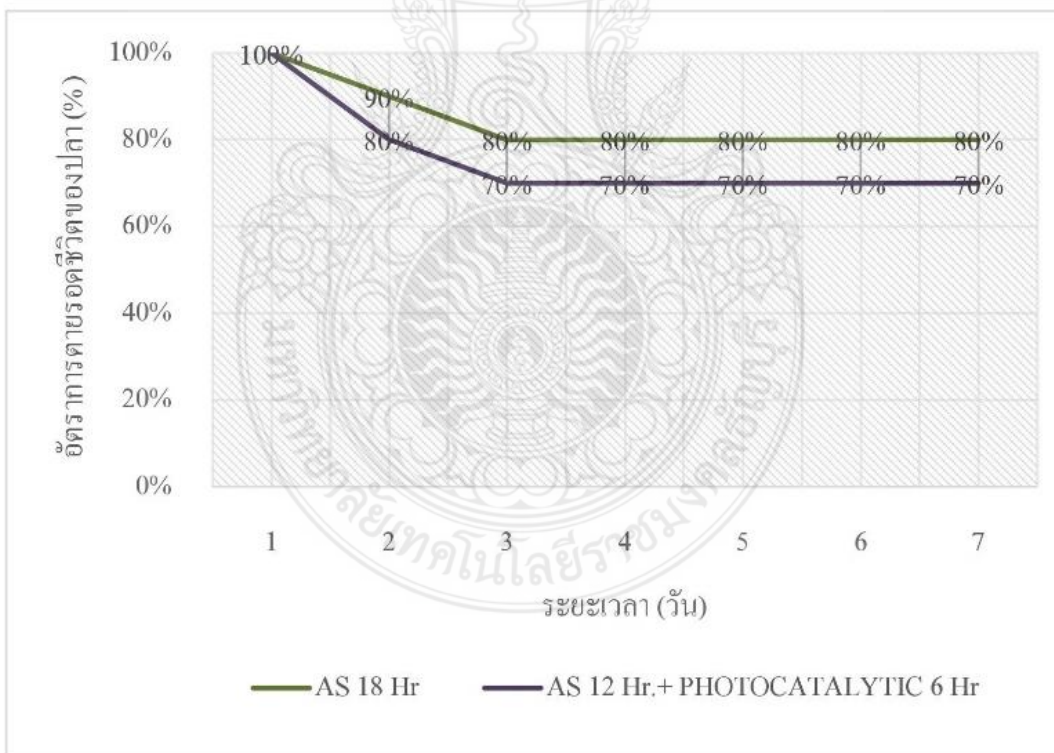
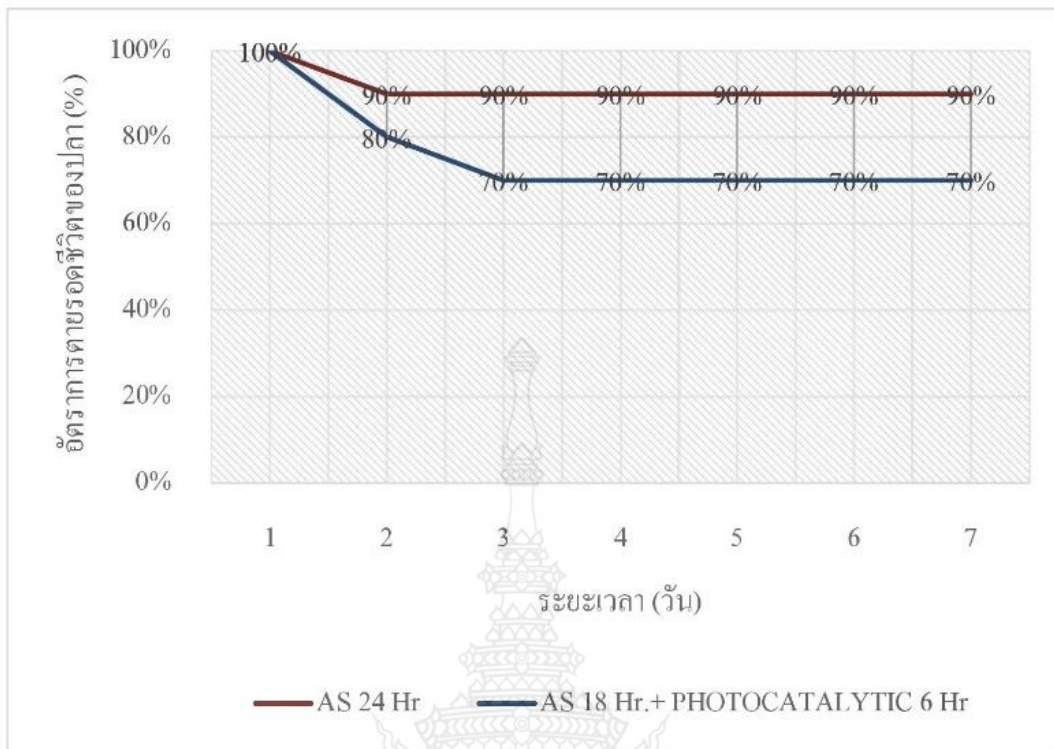




รูปที่ 4.2 อัตราการตายของปลาที่ค่าความเข้มข้นของน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัด 10 % ในระยะเวลาการกักเก็บที่ต่างกัน



รูปที่ 4.3 อัตราการตายของปลาที่ค่าความเข้มข้นของน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัด 20 % ในระยะเวลาการกักเก็บที่ต่างกัน



รูปที่ 4.4 อัตราการตายของปลาที่ค่าความเข้มข้นของน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัด 30 % ในระยะเวลาการกักเก็บที่ต่างกัน

จากรูปที่ 4.2 - 4.4 พบว่าปริมาณประชากรของแบคทีเรียที่มีปริมาณที่ใกล้เคียงจากการวิเคราะห์การบำบัดในค่า HRT ที่แตกต่างกัน ส่งผลให้ ประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีที่สุดอยู่ที่ค่า HRT ที่ 24 ชั่วโมง เป็นของพิสูจน์ได้ว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีขึ้นระยะเวลาในการกักเก็บนานขึ้นจะทำให้ ประสิทธิภาพในการบำบัดดีขึ้น

จากผลการทดลองทั้งหมดนั้นเมื่อศึกษาจากระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ พบว่าเป็นไปตามทฤษฎีเมื่อสังเกตจากประสิทธิภาพการบำบัดตามตารางที่ 4.1- 4.2 พบว่า ระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ สามารถกำจัดโดยผ่านถึง Anoxic ซึ่งในถึง Anoxic นั้น เป็นสภาวะที่ไร้อากาศและมีส่วนถึงตกตะกอนรีเทิร์นกลับมา นั้น สามารถรีดิวส์ไนเตรตให้กลายเป็นไนไตรต์และ ไนโตรเจนได้ ส่วนถึง Aerobic นั้นเป็นสภาวะเติมอากาศเป็นส่วนที่สามารถกำจัด แอมโมเนียได้บางส่วน และยังสามารถกำจัดสารพิษได้โดยมีแบคทีเรียที่เป็นตัวช่วยในการกำจัด ได้แก่ AOB, Nitrobacter และ Nitrospira เป็นตัวที่ส่งเสริมในการกำจัดสารพิษ โดยจากการวิเคราะห์พบว่าประชากรทั้ง 2 ถึงนั้นมีปริมาณที่เกือบเท่ากันทั้งหมด จึงวิเคราะห์ผลได้ว่า ค่าเวลาในการกักเก็บที่ต่างกันนั้นเป็นปัจจัยที่ช่วยส่งเสริมการกำจัดสารพิษ แต่ยังคงเหลือสารพิษคงเหลืออยู่ จึงทดลองใช้กระบวนการโฟโตคะตะลิติกเป็นกระบวนการที่ใช้แสงโดยมีผงไทเทเนียมไดออกไซด์เป็นตัวคะตะลิสต์ แต่ไม่เติมใช้กรดที่เป็น (Hole scavenger) เนื่องจากงานวิจัยนี้มีจุดประสงค์ให้มีการบำบัดโดยให้เป็น การบำบัดทางชีวภาพ เพื่อให้มีสภาวะปลอดสารเคมีจึงทดลองโดยไม่เติมกรดอินทรีย์ที่เป็น (Hole scavenger) พบว่าเป็นไปตามทฤษฎี เพราะการทดลองโดยไม่มีการเติมกรดอินทรีย์ที่เป็น (Hole scavenger) นั้น ปฏิกริยาที่เกิดขึ้นจะเกิดได้เป็นเพียงกระบวนการ photooxidation ในการเปรียบรูป จากตารางที่ 4.1 พบว่า ปริมาณ ไนไตรท์ ,ไนเตรท และ แอมโมเนีย มีปริมาณที่สูงขึ้นจากการเปลี่ยนรูปภายในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก แต่เมื่อพิจารณาจากการกำจัดสารพิษ จากตารางที่ 4.2 พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดสารพิษ (Toxic compounds) ได้มากกว่าระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ที่ไม่ได้ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ซึ่งในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก นั้น มีแสงเป็นพลังงานที่เป็นตัวกระตุ้น ซึ่งจากงานวิจัยนี้ แสงอาจเป็นตัวกลางสำคัญที่ช่วยในการกำจัดได้

สำหรับประสิทธิภาพการตายของปลาจากผลการทดลองทั้งหมดนั้นเมื่อพิจารณาจากปริมาณเปอร์เซ็นต์ความเข้มข้นของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดนั้น พบว่า การเปรียบเทียบปริมาณเปอร์เซ็นต์ความเข้มข้นของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด ที่ 30% , 20% และ 10% ซึ่งจาก รูปที่ 4.2 - 4.4 พบว่าอัตราการตายของปลานั้นมีอัตราการตายที่สูงขึ้นเมื่อเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของน้ำเสีย และ ประสิทธิภาพของน้ำเสียที่ผ่านระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ มีประสิทธิภาพที่ดีกว่า ระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ร่วมกับ

กระบวนการโฟโตคะตะลิติก จากตารางที่ 4.1 และ 4.2 นั้นเป็นตัวบ่งชี้ได้ว่า สารพิษที่เป็นตัวทำให้ปลาตายเฉียบพลันนั้นคือ ไนไตรท์ และ ไนเตรต ที่เป็นตัวที่ส่งผลให้ปลาตาย รวมไปถึงเมื่อระยะเวลาผ่านไป อัตราการตายเพิ่มขึ้น ซึ่งมีสารพิษ (Toxic compounds) จำพวก BPA, 2,6DTBP , DBP , DEHp, DEET ที่เกิดอัตราการสะสมของสารพิษในตัวปลาที่ทำให้อัตราการตายของปลาสูงขึ้น



บทที่ 5

สรุปผลการวิจัย การอภิปรายผลและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

สำหรับการการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษที่อยู่ในน้ำชะขยะด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยมีค่า HRT ที่แตกต่างกัน 3 ค่า ได้แก่ HRT(AS) 24 ชั่วโมง: HRT(AS&PHOTOCATALYTIC)18+6 ชั่วโมง และ HRT(AS) 18 ชั่วโมง: HRT(AS&PHOTOCATALYTIC)12+6 ชั่วโมงโดยศึกษาปริมาณการตายของปลา รวมทั้งศึกษาประชากรของแบคทีเรียที่ช่วยในการกำจัด และศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษที่อยู่ในน้ำชะขยะจากการศึกษาดังกล่าวสามารถสรุปได้ดังนี้

, 5.1.1 การศึกษาลักษณะคุณสมบัติของน้ำชะขยะก่อนและหลังการบำบัด

จากการวิเคราะห์ลักษณะคุณสมบัติของน้ำชะขยะก่อนและหลังการบำบัดในการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติกพบว่า ค่า HRT ที่แตกต่างกัน เป็นตัวส่งเสริมประสิทธิภาพในการบำบัดมากขึ้นตามลำดับ และอยู่ในเกณฑ์ที่ผ่านมาตรฐานเมื่อวัดจากน้ำออกที่ผ่านจากการบำบัดทั้งสองระบบ อีกทั้งมีประสิทธิภาพการกำจัดสารพิษ (Toxic compounds) ในระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารพิษ (Toxic compounds) ที่ตรวจวัดได้แก่ BPA, 2,6DTBP , DBP DEH, DEET ใน HRT(AS) 24 ชั่วโมงนั้นสามารถกำจัดสารพิษได้ถึง 100%, 100%, 100%, 95%, 90% ตามลำดับ ส่วนนั้น HRT(AS&PHOTOCATALYTIC)18+6 ชั่วโมงสามารถกำจัดสารพิษได้ถึง 100%, 100%, 100%, 100%, 95% ตามลำดับ ที่ HRT(AS) 18 ชั่วโมงสามารถกำจัดสารพิษได้ถึง 100%, 90%, 94%, 81%, 73% ตามลำดับ HRT(AS&PHOTOCATALYTIC)12+6 ชั่วโมง สามารถกำจัดสารพิษได้ถึง 100%, 100%, 100%, 100%, 92% ตามลำดับ สรุปได้ว่าระยะเวลาในการบำบัดนั้นเป็นตัวส่งเสริมประสิทธิภาพในการกำจัดสารพิษ (Toxic compounds) อีกทั้งในกระบวนการโฟโตคะตะลิติกนั้น เป็นการใช้แสงในการบำบัด แสงเป็นการส่งเสริมช่วยในการกำจัดสารพิษได้มากขึ้นตามลำดับ

5.1.2 การศึกษาประชากรแบคทีเรียที่ส่งเสริมประสิทธิภาพในระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

จากการศึกษาประชากรของแบคทีเรียที่ช่วยการย่อยสลายสารพิษนั้น พบว่า ปริมาณประชากรของแบคทีเรียมีปริมาณที่ใกล้เคียงของทุกช่วงเวลากักเก็บ แต่จากการวิเคราะห์การบำบัดในค่า HRT ที่แตกต่างกัน แต่ช่วงเวลา HRT ที่ 24 hr. มีประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีที่สุด จึงเป็นของพิสูจน์ได้ว่า ปริมาณประชากรของแบคทีเรียที่มีปริมาณใกล้เคียงของทุกช่วงเวลากักเก็บสามารถกำจัดหรือกำจัดสารพิษได้ในปริมาณที่เท่ากัน จึงเป็นข้อสรุปได้ว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีขึ้นระยะเวลาในการกักเก็บนานขึ้นจะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดดีขึ้น

5.1.3 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะโดยศึกษาอัตราการตายของปลาที่มีผลต่อน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

การศึกษ้อัตราการตายของปลาที่มีผลต่อน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับกระบวนการโฟโตคะตะลิติกใน lab scale เพื่อศึกษาว่าน้ำชะขยะที่ผ่านการบำบัดแล้วปล่อยลงสู่แม่น้ำจะมีผลเสียต่อสิ่งแวดล้อมหรือไม่โดยใช้ค่าความเข้มข้นที่ต่างกัน ได้แก่ 30%, 20% และ 10% ตามลำดับในแต่ละค่าการกักเก็บน้ำ (HRT) พบว่า อัตราการตายของปลา ในค่าเมื่อเวลากักเก็บน้ำใช้ระยะเวลาที่นานขึ้นสามารถลดอัตราการตายของปลาได้ดีขึ้น รวมถึงความเข้มข้นของในเสียที่ผ่านการบำบัดที่ 30% , 20% ,10% ในน้ำสะอาดนั้น พบว่า จากกราฟ รูปที่ 4.2 - 4.4 อัตราการตายของปลาที่น้อยที่สุด อยู่ที่ค่า HRT (AS) ที่ 24 ชั่วโมง

5.2 ข้อเสนอแนะ

การศึกษการใช้ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับระบบโฟโตคะตะลิติกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดสารพิษในสภาวะกักเก็บน้ำสั้น ควรมีข้อเสนอแนะเพิ่มเติมในหัวข้อดังต่อไปนี้

5.2.1 ควรศึกษากระบวนการบำบัดที่เกี่ยวกับชีวภาพอื่นๆร่วมกับระบบโฟโตคะตะลิติกเพิ่มเติม

5.2.2 ควรศึกษาระยะเวลา ค่าการกักเก็บน้ำสั้นอื่นๆ เพิ่มเติม

5.2.3 ควรศึกษาอัตราการตายของปลาในค่าความเข้มข้นของในเสียที่ผ่านการบำบัดที่สูงขึ้นเพิ่มเติม

5.2.4 ทำการศึกษาในขนาดการทดลองที่ใหญ่ขึ้นในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับระบบโฟโตคะตะลิติก เพิ่มเติม

บรรณานุกรม

- [1] รัชชัย แพงไทย (2543). การศึกษาการปนเปื้อนของสารมลพิษจากน้ำชะมูลฝอยในชั้นดิน. **วิทยานิพนธ์.**
- [2] Huang, M.Z., Ma, Y.W., Wang, Y., Wan, J.Q., Zhang, H.P., 2010. The fate of di-n-butyl phthalate in a laboratory-scale anaerobic/anoxic/oxic wastewater treatment process. **Bioresour. Technol. 101: 7767–7772**
- [3] Ahmed, M.B., Zhou, J.L., Ngo, H.H., Guo, W., Thomaidis, N.S., Xu, J., 2017. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: a critical review. **J. Hazard. Mater. 323: 274–298**
- [4] Nghiem, L.D., Tadkaew, N., Sivakumar, M., 2009. Removal of trace organic contaminants by submerged membrane bioreactor. **Desalination 236: 127–134.**
- [5] Tadkaew, N., Sivakumar, M., Khan, S.J., McDonal, J.A., Nghiem, L.D., 2010. Effect of mixed liquor pH on the removal of trace organic contaminants in membrane bioreactor. **Bioresour. Technol. 101: 1494–1500**
- [6] นิชชา บุรณสิงห์. (2559). ขยะพลาสติก : ภัยใกล้ตัว. สำนักงานเลขาธิการสภาผู้แทนราษฎร.
- [8] สถาบันอาหาร กระทรวงอุตสาหกรรม ลงวันที่ 4 กรกฎาคม 2557.
- [9] สำนักงานคณะกรรมการคุ้มครองผู้บริโภค. “บิสฟีนอล เอ” สารอันตรายแฝงใยบรรจุภัณฑ์อาหาร. **UPVC.**
- [10] สุรีย์ บุญญานุกพงศ์ และณัษฐพงศ์ วรรณวิจิตร. 2551, **ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์** [ออนไลน์]. เข้าถึงจาก : http://www.sri.cmu.ac.th/~srilocal/water/page_04d.htm
- [11] สำนักงานระบายน้ำ กรุงเทพฯ. 2559, **การจัดการคุณภาพน้ำในเขตกรุงเทพมหานคร.**

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [12] Umar Gaya. (2014). Heterogeneous Photocatalysis Using Inorganic Semiconductor Solids. Theory and Applications. **New York**: Springer.
- [13] การะเกด เทศศร. (2013). ตัวเร่งปฏิกิริยานาโน เทคโนโลยีการเร่งปฏิกิริยายุคใหม่. **ภาควิชาเคมี คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา**. 2: 274-280.
- [14] Muhammad Umar, Hamidi Abdul Aziz. (2013). Photocatalytic Degradation of Organic Pollutants in Water. **Environmental Sciences, RMIT University**. Australia: Melbourne.
- [15] López-Bellido, L., V. Munoz-Romero, R.J. López-Bellido. (2013). Nitrate accumulation in the soil profile: Long-term effects of tillage, rotation and N rate in a Mediterranean Vertisol. **Soil & Tillage Research** 130: 18-23.
- [16] Adrian, A. Chetty., and Surendra Prasad. (2016). Flow injection analysis of nitrate and nitrite in commercial baby foods. **Food Chemistry**. 197: 503-508.
- [17] สรรค์ จิตรไคร์ครวญ, **การทำความสะอาดโดยตัวเร่งปฏิกิริยาทางแสงด้วยไทเทเนียมไดออกไซด์**. วารสารกรมวิทยาศาสตร์บริการ, น. 21-24,
- [18] พิสิษฐ์พงษ์ หมั่นประเสริฐดี, (2553). **การใช้แสงร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์สลายของเสียโทลูอีนในน้ำที่ระดับห้องปฏิบัติการ**. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต, สาขาเคมีประยุกต์, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- [19] Liu, X., Tong, Y., and Chen, J. (2018). Surface Curing and Properties of Titanium Dioxide Self- Cleaning Ceramics. **Ceramic Sciences and Engineering**. 1-6.
- [20] กฤษณะ กอบวิทยา. (2557). **กระบวนการโฟโตคะตะไลติกกำจัดชั้นของไนเตรตด้วยไทเทเนียมไดออกไซด์และไทเทเนียมไดออกไซด์ดัดแปลงจากโลหะ**. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิตสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [21] Higashimoto, S., R.Shirai, Y.Osano, M.Azuma, H.Ohue, Y.Sakata and H.Kobayashi. (2014). Influence of metal ions on the photocatalytic activity: Selective oxidation of benzyl alcohol on iron (III) ion-modified TiO₂ using visible light. **Journal of Catalysis**, 311: 137-143.
- [22] อานันท์ปภา ชื่นทรัพย์. (2555). การบำบัดคาร์บอนมอนอกไซด์ในปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลซิ โดยใช้ทั้งสแตนไดรออกไซด์. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิตสาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.
- [23] Wang, N., C.Zhang, H.He, X.Li and J.Yang. (2011). Hydrothermal-assisted liquid phase deposition synthesis and photocatalytic activities of titania nanocrystals. **Powder Technology**, 205: 61-64.
- [24] Doudrick, K., T. Yang, K. Hristovski and P. Westerhoff. (2013). Photocatalytic nitrate reduction in water: Managing the hole scavenger and reaction by-product selectivity. **Applied Catalysis B: Environmental**. 136-137: 40-47.
- [25] Agileo Hernandez-Gordillo, Angela G.Romero, Francisco Tzompantzi, Ricardo Gómez. (2014). Kinetic study of the 4-Nitrophenol photooxidation and photoreduction reactions using CdS. **Applied Catalysis B: Environmental**. 144: 507-513.
- [26] R. Pobleto, E. Otal, L.F. Vilches, J. Vale, C. Fernández-Pereira. (2011). Photocatalytic degradation of humic acids and landfill leachate using a solid industrial by-product containing TiO₂ and Fe. **Applied Catalysis B: Environmental**. 102: 172-179.
- [27] Sung Pill Cho, Sung Chang Hong, Suk-In Hong. (2002). Photocatalytic degradation of the landfill leachate containing refractory matters and nitrogen compounds. **Applied Catalysis B: Environmental**. 39: 125-133.

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [28] Jarungwit Boonnorat, Nimaradee Boonapatcharoen, Pradthana Prachanurak, Ryo Honda, Supaporn Phanwilai. (2017). Toxic compounds biodegradation and toxicity of high strengthwastewater treated under elevated nitrogen concentration in the activated sludge and membrane bioreactor systems. **Science of the Total Environment**. 592 : 252–261.
- [29] S. Theepharaksapan, C. Chiemchaisri, W. Chiemchaisri, K. Yamamoto. (2011). Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system. **Bioresource Technology**. 102 : 5381–5388.
- [30] Jinxing Ma, Ruobin Dai, Mei Chen, Stuart J. Khan, Zhiwei Wang,. (2018). Applications of membrane bioreactors for water reclamation: Micropollutant removal, mechanisms and perspectives. **Bioresource Technology**. 269 : 532–545.
- [31] Njenga Mburu , Sylvie M. Tebitendwa , Johan J.A. van Bruggen , Diederik P.L. Rousseau , Piet N.L. Lens, 2013, Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: A case study of the Juja sewage treatment works. **Journal of Environmental Management** 128: 220-225
- [32] Belkacem Hammadi, Ahmed Abdelhafid Bebbi, Noureddine Gherraf, 2016, Degradation of organic pollution aerated lagoons. In an arid climate: the case the treatment plant Ouargla (Algeria). **Acta Ecologica Sinica** 36: 275–279
- [33] WeiLiang , Jia-qiDeng, Fa-cuiZhan, Zhen-binWu, 2009, Effects of constructed wetland system on the removal of dibutyl phthalate (DBP). **MicrobiologicalResearch** 164 : 206—211

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [34] B. Marrot, A. Barrios-Martinez, P. Moulin, N. Roche, 2006, Biodegradation of high phenol concentration by activated sludge in an immersed membrane bioreactor. **Biochemical Engineering Journal** 30 : 174–183
- [35] Min Yang, Peide Sun, Ruyi Wang, Jingyi Han, Jianqiao Wang, Yingqi Song, Jing Cai, Xiudi Tang, 2013, Simulation and optimization of ammonia removal at low temperature for a double channel oxidation ditch based on fully coupled activated sludge model (FCASM): A full-scale study. **Bioresource Technology** 143 : 538–548
- [36] Saraswati Rana, Nitish Guptab and R.S. Rana, 2018, Removal of Organic pollutant with the use of Rotating Biological Contactor. **Materials Today: Proceedings** 5 : 4218–4224
- [37] S. Theepharaksapan , C. Chiemchaisri , W. Chiemchaisri , K. Yamamoto , 2011, Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system. **Bioresource Technology** 102 : 5381–5388

ภาคผนวก





ภาคผนวก ก

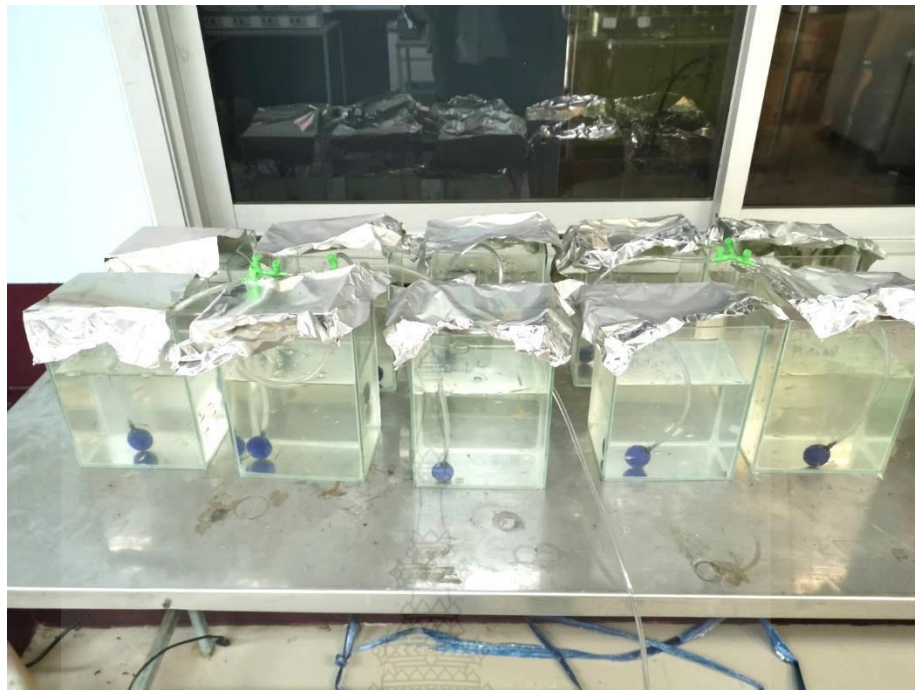
รูป



รูปที่ ก-1 ถังปฏิกรณ์สำหรับกระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบแอ็คติเวเต็ดจ์



รูปที่ ก-2 กระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบโฟโตคะตะลิติก



รูปที่ ก-3 การประเมินความเป็นพิษทางชีวภาพด้วยปลาตะเพียน (*Cyprinus carpio*)



รูปที่ ก-4 อบรมการใช้เครื่องมือ GC-MS และการฝึกทดลองกับตัวอย่าง SPE



รูปที่ ก-5 เก็บตัวอย่างจากหลุมฝังกลบที่ปกกําจัดขยะไทรน้อย



ภาคผนวก ข

**proceeding The 9th International Conference on Environmental
Engineering, Science and Management**



Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management May 27-29, 2020 at The Heritage Chiang Rai, Chiang Rai Province, Thailand (Full Papers)



Editors

Thares Srisatit Wanpen Wirojanagud Suchat Leungprasert Torpong Kreetachat Anusorn Boonpoke



M H E S I
กระทรวงการอุดมศึกษา วิทยาศาสตร์ วิจัยและนวัตกรรม
Ministry of Higher Education, Science, Research and Innovation



กระทรวงพลังงาน
MINISTRY OF ENERGY



**PROCEEDING
THE 9th INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENTAL
ENGINEERING, SCIENCE AND MANAGEMENT**

(FULL PAPERS)



Organized by:

Environmental Engineering Association of Thailand

University of Phayao

Ministry of Natural Resources and Environment

Ministry of Higher Education, Science, Research and Innovation

Ministry of Industry

Ministry of Energy

Pollution Control Department

Office of Natural Resources and Environmental Policy and Planning



May 27-29, 2020

The Heritage Chiang Rai, Chiang Rai Province, Thailand

Message from President of Environmental Engineering Association of Thailand

Environmental Engineering Association of Thailand (EEAT) has organized annual National Conference on Environmental Engineering, Science and Management since 2002. The main objective of the Conference is to share knowledge and research findings on the environmental pollution and solution as well as other relevant subjects of the society and the country. It is our great honor for the year of 2020 to co-host with the School of Energy and Environment, Payao University to organize the 19th National Conference with the 9th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management on 27-29 May, 2020 at The Heritage Chiang Rai, Chiang Rai Province, Thailand.

As already known that Thailand has encountered the pandemic of COVID-19 since nearly the end of 2019 up to now (May, 2020) which we do not envisage when it will be back to normal condition. In the meantime, there is an announcement of emergency decree for prohibition of the conference consisting of a large number of participants as well as the social distancing measures. With the awareness of the participants' health, the Conference Organizer has postponed the 19th National and 9th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management to 7-9 October, 2020 at the same hotel with the same schedule conference process including registration, paper submission, paper reviewing, proceeding preparation, as well as paper presentation.

The Organizing Committee had compiled all reviewed and qualified abstracts for the proceeding and electronic file of full paper in conformance with not only the national but also the international standards. The conference is qualified with keynote address, oral and poster sessions. In addition, EEAT has received all kinds of support from various relevant governmental organizations Ministry of Natural Resources and Environment, Ministry of Higher Education, Science, Research and Innovation, Ministry of Industry, Ministry of Energy, Pollution Control Department, Office of Natural Resources and Environmental Policy and Planning.

On behalf of EEAT, I would like to congratulate and express thanks to everyone who collaborate in the presentations of research findings and many outstanding private sectors namely, Siam Cement Public Company Limited, PTT Public Company Limited, Electricity Generation of Thailand (EGAT), Bangchak Corporation Public Company Limited, Association of Three Co., Ltd. And Research Centre for Environmental and Hazardous Substance Management (EHSM) of Chulalongkorn University who provide an invaluable support to make the Conference successful. Finally I wish both National and International Conferences accomplishment with all the objectives designated.



Emeritus Prof. Thares Srisatit, Ph.D.

President

The Environmental Engineering Association of Thailand

Message from President of University of Phayao

Environmental Engineering Association of Thailand (EEAT) has organized annual National Conference on Environmental Engineering, Science and Management since 2002. The main objective of the Conference is to share knowledge and research findings on the environmental pollution and solution as well as other relevant subjects of the society and the country. On behalf of University of Phayao, it is our great honor for the year of 2020 to co-host with EEAT to organize the 19th National Conference with the 9th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management.

As already known that Thailand has encountered the pandemic of COVID-19 since nearly the end of the previous year up to now which we do not envisage when it will be back to normal condition. In the meantime, there is an announcement of emergency decree for prohibition of the conference consisting of a large number of participants as well as the social distancing measures. With the awareness of the participants' health, the Conference Organizer has postponed the 19th National and 9th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management to 7-9 October 2020 at the same venue with the same schedule conference process including registration, paper submission, paper reviewing, proceeding preparation, as well as paper presentation.

The Organizing Committee had compiled all reviewed and qualified abstracts for the proceeding and electronic file of full paper in conformance with not only the national but also the international standards. The conference is qualified with keynote address, oral and poster sessions.

University of Phayao has received all kinds of support not only from various relevant governmental organizations Ministry of Natural Resources and Environment, Ministry of Higher Education, Science, Research and Innovation, Ministry of Industry, Ministry of Energy, Pollution Control Department, Office of Natural Resources and Environmental Policy and Planning, Research Centre for Environmental and Hazardous Substance Management (EHSM) of Chulalongkorn University and but also from many outstanding private sectors namely, Siam Cement Public Company Limited, PTT Public Company Limited, Electricity Generation of Thailand (EGAT), Bangchak Corporation Public Company Limited, Association of Three Co., Ltd., who provide an invaluable support to make the Conference successful.

On behalf of University of Phayao, I would like to congratulate and express thanks to everyone who collaborate in the presentations of research findings. Finally, I wish both National and International Conferences accomplishment with all the objectives designated.



Assoc. Prof. Dr. Supakorn Pongbangpho
President of University of Phayao

ORGANIZING COMMITTEE

ADVISORS

Emeritus Prof. Dr. Thares Srisatit
President, Environmental Engineering Association of Thailand
Assoc. Prof. Dr. Warawut Suadee
Vice President, Environmental Engineering Association of Thailand
Assoc. Prof. Dr. Supakorn Pongbaangpoh
President, University of Phayao

CHAIR

Assoc. Prof. Dr. Wanpen Wirojanagud
Vice President, Environmental Engineering Association of Thailand
Assoc. Prof. Dr. Suchat Leungprasert
Technical Committee Chairman, Environmental Engineering Association of Thailand

CO-CHAIR

Assoc. Prof. Dr. Torpong Kreetachat
School of Energy and Environment, University of Phayao
Asst. Prof. Dr. Anusorn Boonpoke
School of Energy and Environment, University of Phayao

INTERNATIONAL PROGRAM / SCIENTIFIC COMMITTEE

Prof. Am Jang, Sungkyunkwan University, Korea
Prof. Chih-Hsiang Liao, Chia Nan University of Pharmacy and Science, Taiwan
Prof. Chitsan Lin, National Kaohsiung University of Science and Technology, Taiwan
Prof. Gyu Tae Seo, Changwon National University, Korea
Prof. Jeonghwan Kim, Inha University, Korea
Prof. Kazuei Ishii, Hokkaido University, Japan
Prof. Kwang-Ho Choo, Kyungpook National University, Korea
Prof. SASAKI Choichi, Hirosaki University, Japan
Prof. Seokoh Ko, Kyunghee University, Korea
Prof. Seungkwan Hong, Korea University, Korea
Prof. SHA Liqing, The Chinese Academy of Sciences, China
Prof. Zhang Yiping, The Chinese Academy of Sciences, China
Assoc. Prof. Amnat Chidthaisong, King Mongkut's University of Technology Thonburi, Thailand
Assoc. Prof. Qinghai SONG, The Chinese Academy of Sciences, China
Assoc. Prof. Shigeoki Moritani, Hirosaki University, Japan
Assoc. Prof. Sirintornthep Towprayoon, King Mongkut's University of Technology Thonburi, Thailand
Dr. Brian James, University of London, UK
Mr. Mushtaq Ahmed Memon, International Environmental Technology Centre (IETC) Japan
Mr. Ray Earle, Dublin City University, Ireland
Assoc. Prof. Dr. Wanpen Wirojanagud, Khon Kaen University, Thailand
Assoc. Prof. Dr. Warawut Suadee, Thammasat University, Rangsit Center, Thailand
Assoc. Prof. Dr. Chart Chiemchaisri, Kasetsart University, Thailand
Assoc. Prof. Dr. Torpong Kreetachat, Phayao University, Thailand
Assoc. Prof. Dr. Petchporn Chawakitchareon, Chulalongkorn University, Thailand
Assoc. Prof. Dr. Vissanu Meeyoo, Mahanakorn University of Technology, Thailand
Assist. Prof. Dr. Sarun Tejasen, Chulalongkorn University, Thailand
Assist. Prof. Dr. Dondej Tungtakanpoung, Naresuan University, Thailand
Assoc. Prof. Dr. Suchat Leungprasert, Kasetsart University, Thailand
Assist. Prof. Dr. Achariya Suriyawong, Chulalongkorn University, Thailand

PROCEEDING SUPPORTING STAFFS

Panida Insutha
Pitsanu Pannaracha
Suwanna Polyam

Editorial Remark

Environmental Engineering Association of Thailand in co-host with the School of Energy and Environment, University of Phayao, in collaboration with the Ministry of Natural Resource and Environment, Ministry of Higher Education, Science, Research and Innovation, Ministry of Industry, Ministry of Energy, Pollution Control Department, Office of Natural Resources and Environmental Policy and Planning, and other supporting agencies have organized the 19th National and the 9th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management on October 7-9, 2020. The main goal of this conference is to be the platform for knowledge management of academia, researchers, experts and interested people on environmental management subject, particularly science and engineering related topics. The academic knowledge drawn from the conference would be advantage to the national and international society for prevention and mitigation of environmental problems being substantially come across.

The conference document includes abstracts and full papers being considered for presentation and publication through the reviewing process of the experts and editorial team. The abstracts and full papers are compiled in the proceeding and in the electronic file, respectively. The conference papers will be selected for publication of the EEAT journal if academically appropriate.

On behalf of the editorial team, we would like to thank the researchers, academia for preparing abstract, full papers and oral/ poster presentation, as well as experts and other interested people for participation to this conference. We also would like to express our thanks to the experts and organizing committee to a meaningful collaboration for reviewing abstracts/papers and giving helpful comments and recommendations to the authors and accomplish the completeness of conference document. It is also thankful to the participants, organizing committee who support the conference coming to fruitfully achieve our goal.

Editorial Team:

Thares Srisatit

Wanpen Wirojanagud

Suchat Leungprasert

Torpong Kreetachat

Anusorn Boonpoke

EEAT EXECUTIVE COMMITTEE 2018-2021

Honorary Eminences

Emeritus Prof. Dr. Thongchai Panswad

Honorary Advisors

Pranee Pantumsinchai, P.E.

Dr.-Ing. Ksemsan Suwarnarat

Dr. Prasert Tapaneeyangkul

President

Emeritus Prof. Dr. Thares Srisatit

Vice President

Assoc. Prof. Dr. Wanpen Wirojanagud

Assoc. Prof. Dr. Warawut Suadee

Central Committee

Assoc. Prof. Dr. Chart Chiemchaisri

Assoc. Prof. Dr. Torpong Kreetachat

Assist. Prof. Dr. Dondej Tungtakanpoung

Assist. Prof. Dr. Sarun Tejasen

Activities Committee Chairman

Assoc. Prof. Dr. Petchporn Chawakitchareon

Technical Committee Chairman

Assoc. Prof. Dr. Suchat Leungprasert

Treasurer

Assoc. Prof. Dr. Vissanu Meeyoo

Secretary General

Assist. Prof. Dr. Achariya Suriyawong

I 044		
Investigation on Micropollutant Degradation and Biototoxicity by using Activated Sludge and Photocatalysis Processes Treating Landfill Leachate under Different Hydraulic Retention Time		253
<u>Pitakporn Thankulkit</u> , Supaporn Phanwilai, Sivakorn Anghthong and Jarungwit Boonnorat		
I 046		
Assessment of Drinking Water Quality Through Turbidity and Microbial Indicators in Stored Rainwater of Flood-prone Communities, Nakhon Si Thammarat Province, Thailand		259
<u>Teeraphat Attavinijtrakarn</u> , Athit Phetrak, Jenyuk Lohwacharin, Suthirat Kittipongvises, Nutta Taneepanichskul and Wandee Sirichokchatchawan		
I 048		
Experimental Study on Hydrogenation of Metal Hydride in Storage Tank		265
<u>Thanasak Chumwisoot</u> and Roongrojana Songprakorp		
I 049		
Composition and Functional Responses of Microbial Community to Temperature and Substrate in Anaerobic Digestion Process		269
<u>Mujalin K. Pholchan</u> , Koontida Chalermisan, Piyanuch Niamsup and Srikanjana Poonpat Poonnoi		
I 050		
Development of Activated Carbons from Rubber Wood Using Microwave Induced Phosphoric Acid Activation		277
<u>Panatda Klingklay</u> , Kittipong Kunchariyakun, Weerawut Chaiwat and Suthatip Sinyoung		
I 055		
Environmental Health Needs Assessment for Local Government Flood Response in Nakhon Si Thammarat, Thailand		283
<u>Jariya Matrongduang</u> , Nutta Taneepanichskul, Wandee Sirichokchatchawan, Suthirat Kittipongvises, Athit Phetrak and Jenyuk Lohwacharin		
I 056		
Assessment of Biomethane Potential (BMP) from Different Kinds of Maize Residue Component		288
<u>Nuttawan Suebnanta</u> , Rotjapun Nirunsin, Tanate Chaichana and Thapana Cheunbarn		
I 057		
Development of Proactive and Holistic Air Quality Management Approach for Factories		295
<u>Sudjit Karuchit</u> , Nares Chuersuwan, Nirun Kongritti and Tananchai Wannasook		
I 058		
Adsorption of Mercury by Metal-Organic Frameworks in Saline Phase		302
<u>Korfun Borisutsawad</u> , Chalita Ratanatawanate and Patiparn Punyapalukul		

Investigation on Micropollutant Degradation and Biototoxicity by using Activated Sludge and Photocatalysis Processes Treating Landfill Leachate under Different Hydraulic Retention Time

Pitakporn Thankulkit¹, Supaporn Phanwilai², Sivakorn Anghong³, and Jarungwit Boonnorat^{4,*}

¹ Graduated student, Department of Civil Engineering, Rajamangala University of Technology Thanyaburi (RMUTT), Pathum Thani 12110, Thailand ; ² Postdoctoral Fellow, Department of Environmental Engineering, Kasetsart University, Bangkok 10900, Thailand ; ³ Assistant Professor, Department of Industrial Engineering, Rajamangala University of Technology Thanyaburi (RMUTT), Pathum Thani 12110, Thailand ; ⁴ Corresponding author, Assistant Professor, Department of Civil Engineering, Rajamangala University of Technology Thanyaburi (RMUTT), Pathum Thani 12110, Thailand

*Phone: 02-549-3410, Fax: 02-549-3412, Email: jarungwit_b@rmutt.ac.th

ABSTRACT

The non-photo AS (AS without photocatalysis process) and the photo AS system (AS with photocatalysis process) systems were operated with landfill leachate influent under HRT 24 and 18 h conditions. The results show, the non-photo AS system under HRT 24, the treatment performance and micropollutants degradation were in range of 86 – 100% and HRT 18 h were in range of 73 – 100%. For the photo AS system under HRT 24, the treatment performance and micropollutants degradation were in range of 93 – 100% and HRT 18 h were in range of 92 – 100%. The quantitative polymerase chain reaction (qPCR) analysis indicates that the bacterial community including total bacteria, nitrifying bacteria (*Nitrobacter* and *Nitrospira*) in all HRT conditions of both systems. The bacterial abundance was not significant changed. For the biotoxicity assessment with common carp (*Cyprinus carpio*). Even though, the photo AS system performed a great treatment performance and micropollutants degradation in all HRT conditions but the non-photo AS effluent which contained low micropollutant concentrations and also the EC value that these are some reason to present that the biological treatment system more friendly with ecological system in case long HRT condition.

Keywords : Landfill leachate, Micropollutants, Biototoxicity, Activated sludge, Photocatalysis

INTRODUCTION

Landfill is used for final disposal of municipal solid wastes from communities. One of the main environmental problems from landfill is the generation of landfill leachate that contained organic compounds, inorganic compounds and also including micropollutants. It may pose serious risks to ecosystems and human health through discharge to environment without proper treatment. Many conventional as well as advanced treatment processes have been applied to treatment landfill leachate such as two-stage membrane bioreactor which the one of advance biological treatment system was reported that the treatment efficiency more over 95% when operated under hydraulic retention time (HRT) at 24 h treating the high landfill leachate concentration (BOD, COD, TKN and micropollutants) [1,2]. The advanced oxidation processes (AOPs) were initially proposed to treat water pollution that involving generation of hydroxyl radicals ($\bullet\text{OH}$). The concept was later on extended to oxidation involving sulphate radicals too. Research on AOPs is focused on the reduction of micropollutants or recalcitrant compounds and toxic reduction in leachate treatment [3].

Biototoxicity assessment can be used to characterize the toxicity of wastewater and the biological effect of its constituents. The toxicity assessment was previously carried out using a number of different living organisms, including luminescent bacteria, aquatic vertebrates (fishes) as well as aquatic invertebrates. Nevertheless, considerable discrepancies in the sensitivities of different test organisms have been observed [4]. The aim of this study was the investigation of landfill leachate treatment and micropollutant degradation with AS system and AS with photocatalysis system under different hydraulic retention time (HRT) and effect of their effluent to aquatic animal in environment for evaluate system performance and risk assessment.

METHODOLOGY

Two-stage activated sludge system and operations

This research was investigated with activated sludge (AS) system without and with photocatalysis process (the non-photo AS and the photo AS systems) by using TiO_2 as the materials. Two systems were operated with acclimatized seed sludge. The total working volume of two-stage AS systems were 20 L which anoxic and aerobic tanks were 10 L of each. Each tank (anoxic and aerobic condition) contained biomass concentration or mixed liquor suspended solids (MLSS) in range of 5 g/L. The hydraulic retention time (HRT) of this study was varying in two conditions were 24 h and 18 h for the non-photo AS system. For the photo AS system, the HRTs were varying in the same period were 24 h (AS 18 h and photocatalysis process 6 h) and 18 h (AS 12 h and photocatalysis 6 h). The solid retention time (SRT) did not fix but the sludge would drain out when the concentration over 5 g/L. For system operations, two AS systems were operated with real landfill leachate as the influent.

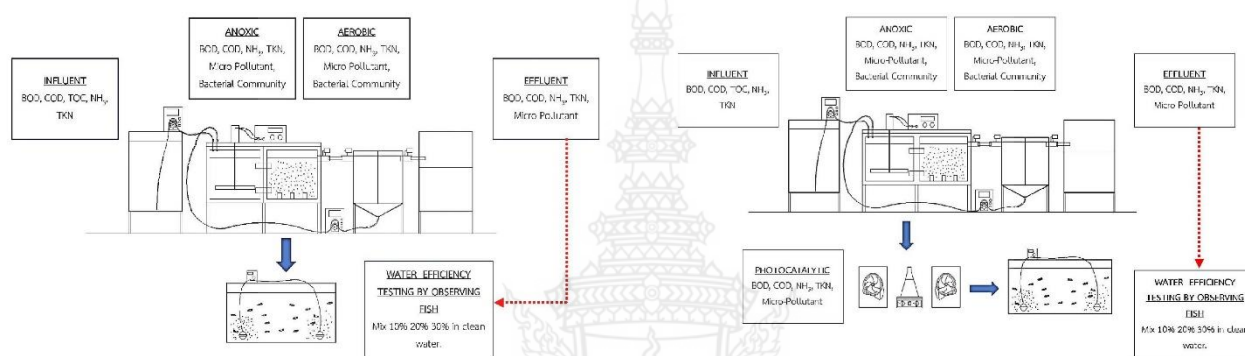


Figure 1 The activated sludge system without and with photocatalysis process.

Water quality and micropollutant analysis

The water samples of this study including the influent, the waters from anoxic – aerobic tanks, effluent. All water samples were analyzed in water quality parameters every 7 days by according to the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [5]. The micropollutants in water samples were determined in liquid phase by use of solid phase extraction (SPE) technique and characterized by gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). In the analysis, the SPE tubes (VertipakTM-C18) were used for micropollutant extraction. The SPE tubes were cleaned with methanol (MeOH) 10 mL and follow with RO water 10 mL and then with water sample 100 mL. The tubes were left for drying for 15 min. and eluted with MeOH 10 mL. The elution fraction was evaporated with nitrogen gas and analyzed with GC-MS [2]. The inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) was used for heavy metals analysis [6].

Bacterial community abundance by using quantitative polymerase chain reaction (qPCR)

The DNA extraction kit (Qiagen, Germany) used for extracted DNA of anoxic and aerobic sludge samples of conditions 1 and 2. The qPCR technique was used to quantify in two microbial groups were (i) total bacteria and (ii) nitrifying bacteria, that was quantified in two minor groups were ammonia oxidizing bacteria (AOB), *Nitrobacter*, and *Nitrospira*. The quantification protocols were showed in [7].

Biotoxicity assessment

The biotoxicity was evaluated by using the common carp (*Cyprinus carpio*) because they present a high sensitivity to the environs, and ubiquitous in Thailand, thus was used in this experiment for biotoxicity assessment. The common carp (age 3 months) was obtained from Department of Fisheries of Thailand and transported to the laboratory in plastic bags. Prior to the experiments, the fish was kept in two separate boxes

that contained de-chlorinated tap water and was acclimate for 4 days with continuous condition. The water was renewed every 2 days to prevent the fish wastes accumulation. In experiments, 10 common carp were placed with the non-photo AS effluent and photo AS effluent and with 3 effluent dilution ratios of each (10, 20, and 30% (v/v)). These conditions were represented the simulation to real situation of treated water volume discharged to the natural water resource [7].

RESULTS AND DISCUSSIONS

Treatment performance and micropollutant degradation

This study investigation of the non-photo AS and photo AS systems which parallel operated for 80 days with landfill leachate influent. Table 1, the treatment performance of non-photo AS with acclimatized seed sludge are 84% and 86% for organic compounds (BOD and COD) of HRT 24 h and 95% and 97% for TKN and NH₃-N of HRT 24 h. Under HRT 18 h, the treatment efficiencies were 86% and 87% for organic compounds (BOD and COD) and 91% and 97% for TKN and NH₃-N. When considered the photo AS system in the same HRT conditions found that the AS system with photocatalysis process (photo AS system) performed the higher treatment performance when compared with non-photo AS system (Table 2). The treatment performance of photo AS with acclimatized seed sludge are 94% and 99% for organic compounds (BOD and COD) of HRT 24 h and 93% and 97% for TKN and NH₃-N of HRT 24 h. Under HRT 18 h, the treatment efficiencies were 94% and 90% for organic compounds (BOD and COD) and 90% and 97% for TKN and NH₃-N.

For micropollutants degradation, the micropollutants found in landfill leachate and also were investigated of this study including bisphenol A (BPA), 2,6-di-tert-butyl-phenol (2,6-DTBP), di-butyl-phthalate (DBP), di-(ethylhexyl)-phthalate (DEHP), and N,N-diethyl-m-toluamide (DEET). The results of system experiment found that under HRT 24 h both systems can degrade them in range of 90 – 100%. When both systems were changed the operation in shorter HRT condition to 18 h found that the photo AS system performed the higher micropollutants degradation which in range of 92 – 100% whereas the non-photo AS system were 73 – 100%. From the treatment performance and micropollutant degradation, the non-photo AS system was efficiency remove organic compounds, nitrogen, and micropollutants under long HRT condition (24 h) whereas the photo AS system can maintain those treatment under shorter HRT condition (18 h).

Table 1 Leachate characteristics of the non-photo AS system

Parameters	Unit	Inf.	Non-photo AS system					
			HRT 24 h			HRT 18 h		
			An.	Ae.	Eff.	An.	Ae.	Eff.
<i>Water quality</i>								
pH	-	6.3 (0.5)	6.5 (0.6)	6.5 (0.8)	7.2 (0.2)	6.6 (0.3)	6.4 (0.2)	7.1 (0.1)
EC	µS/cm	NA	NA	NA	20 (4)	NA	NA	37 (6)
BOD	mg/L	2200 (200)	1400 (100)	900 (60)	130 (15)	1500 (100)	1000 (120)	300 (25)
					94%			86%
COD	mg/L	5000 (300)	4300 (200)	3100 (100)	700 (30)	3700 (240)	2700 (100)	630 (20)
					86%			87%
TKN	mg/L	60 (8)	NA	NA	3 (4)	NA	NA	5 (6)
					95%			91%
NH ₃ -N	mg/L	45 (5)	NA	NA	1 (1)	NA	NA	1 (1)
					97%			97%
<i>Micropollutants</i>								
BPA	µg/L	25 (3)	NA	NA	0 (0.2)	NA	NA	0 (0.3)
					100%			100%
2,6-DTBP	µg/L	41 (2)	NA	NA	0 (0.1)	NA	NA	3 (2)
					100%			90%
DBP	µg/L	26 (5)	NA	NA	0 (0.1)	NA	NA	5 (4)
					100%			94%
DEHP	µg/L	18 (5)	NA	NA	2 (1)	NA	NA	3 (6)
					95%			81%
DEET	µg/L	14 (3)	NA	NA	1 (3)	NA	NA	4 (2)
					90%			73%

Number of samples was 10 of each condition

NA: not analyzed

Table 2 Leachate characteristics of the photo AS system

Parameters	Unit	Inf.	Photo AS system					
			HRT 24 h (AS 18 h + Photo 6 h)			HRT 18 h (AS 12 h + Photo 6 h)		
			An.	Ae.	Eff.	An.	Ae.	Eff.
<i>Water quality</i>								
pH	-	6.3 (0.5)	6.5 (0.3)	6.5 (0.7)	7.1 (0.2)	6.4 (0.2)	6.5 (0.3)	7.1 (0.2)
EC	μS/cm	NA	NA	NA	118	NA	NA	120
BOD	mg/L	2200 (200)	1500 (160)	1000 (100)	20 (4)	1900 (100)	1400 (110)	140 (15)
COD	mg/L	5000 (300)	3700 (160)	2700 (60)	300 (20)	3700 (270)	2900 (130)	500 (80)
TKN	mg/L	60 (8)	NA	NA	4 (3)	NA	NA	6 (2)
NH ₃ -N	mg/L	45 (5)	NA	NA	1 (1)	NA	NA	1 (1)
<i>Micropollutants</i>								
BPA	μg/L	25 (3)	NA	NA	0 (0.1)	NA	NA	0 (0.1)
2,6-DTBP	μg/L	41 (2)	NA	NA	0 (0.1)	NA	NA	0 (0.1)
DBP	μg/L	26 (5)	NA	NA	0 (0.2)	NA	NA	0 (0.3)
DEHP	μg/L	18 (5)	NA	NA	0 (0.1)	NA	NA	0 (0.2)
DEET	μg/L	14 (3)	NA	NA	1 (3)	NA	NA	1 (2)
					99%			94%
					94%			90%
					93%			90%
					97%			97%
					100%			100%
					100%			100%
					100%			100%
					100%			100%
					95%			92%

Number of samples was 10 of each condition
 NA: not analyzed

Bacterial community

The quantification of bacterial community in sludge of anoxic and aerobic tanks under HRT 24, 18, and 12 h, in terms of total bacteria and nitrifying bacteria, including AOB, *Nitrobacter*, and *Nitrospira*. Figure 2 compares total bacteria, AOB, *Nitrobacter*, and *Nitrospira*. Total bacteria in anoxic and aerobic sludge of all HRT conditions are in range of $1.64 - 1.73 \times 10^{10}$ copies/g sludge; and AOB, *Nitrobacter*, and *Nitrospira* are $2.15 - 3.74 \times 10^5$, $4.26 - 5.15 \times 10^4$, and $5.89 - 6.24 \times 10^4$ copies/g sludge which not different change in bacterial community when system was changed operation.

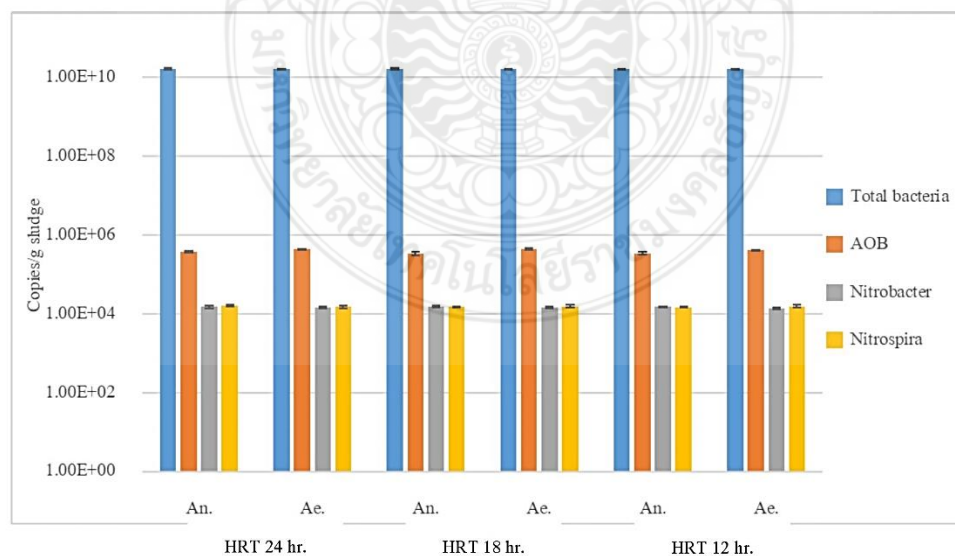


Figure 2 Bacterial community under different HRT conditions.

Although total bacteria in all HRT conditions are insignificantly different ($p>0.05$) but the nitrifying bacteria which assist heterotrophic bacteria to degrade micropollutants and enhance nitrogen treatment. Nitrifying bacteria also promote the growth of heterotrophs [8]. Given the treatment performance and micropollutant biodegradation in Tables 1 and 2, the abundance and composition of bacterial community in system enhance the treatment performance and micropollutant biodegradation and were achieved under HRT 24 h but cannot maintain under shorter HRT 18 h which the bacterial abundance of total bacteria and nitrifying bacteria of this study less than AS system of [9] and they achieved in micropollutants biodegradation under HRT 18 h condition.

Biotoxicity assessment

Biotoxicity assessment was the one indicator that presented the toxicity of treated wastewater. This study used the common carp (*Cyprinus carpio*) for experiment. The common carp was the sensitive fish with water quality and most used for biotoxicity test in Thailand. Table 3 showed the fish mortality by using the effluent of non-photo AS and photo AS systems under HRT 24 and 18 h conditions. The mixed ratio were 10, 20, and 30% (v/v). The common carps were cultivated under those condition for 4 days. Under condition 1, the fish mortality (%) of all mixed ratio were friendly with common carps and presented 100% of living fishes in cultivation boxes. When considered the use of condition 2 effluent. The experiment of this condition showed the first fish mortality when they were cultivated for 2 days and found higher dead rate under high mixed concentration ratio at 30% (v/v).

Under HRT 24 h, the non-photo AS system more friendly to fish when compared with effluent from photo AS system. When both systems were operated under HRT 18 h found that the rate of fish mortality of non-photo AS systems higher than the photo AS system which found the first of fish mortality 13% under mixed ratio 10% (v/v) whereas the photo AS system was 9% only.

From this study, the toxicity factor to fish mortality were water quality which including general parameters, micropollutants concentration, and also the EC value. Even though, the photo AS system perform a great treatment performance, micropollutant degradation with all HRT conditions but the non-photo AS effluent contained low micropollutants and EC that these are some reason to present that the biological treatment system more friendly with ecological system in case long HRT condition.

Table 3 Biotoxicity assessment

Fish mortality (%)	Non-photo AS system		Photo AS system	
	HRT 24 h	HRT 18 h	AS 18 h + photo 6 h	AS 12 h + photo 6 h
RO water	0	0	0	0
10% (v/v)	0%	13%	5%	9%
20% (v/v)	9%	13%	6%	13%
30% (v/v)	9%	25%	16%	25%

CONCLUSION

The non-photo AS (AS without photocatalysis process) and the photo AS system (AS with photocatalysis process) systems were operated with landfill leachate influent under HRT 24 and 18 h conditions. The treatment performance of non-photo AS system were 84% of BOD, 86% of COD, 95% of TKN, and 97% of $\text{NH}_3\text{-N}$ under HRT 24 h. For HRT 18 h, the treatment efficiencies were 86% of BOD, 87% of COD, 91% of TKN, and 97% of $\text{NH}_3\text{-N}$. The overall treatment performance of photo AS system showed a greater removal in all HRT conditions; HRT 24 h were 94% of BOD, 99% of COD, 93% of TKN, and 97% of $\text{NH}_3\text{-N}$. For, HRT 18 h were 94% of BOD, 90% of COD, 90% of TKN, and 97% of $\text{NH}_3\text{-N}$.

For micropollutants degradation, The micropollutant degradation under HRT 24 h of BPA, 2,6-DTBP, DBP, DEHP, DEET were in range of 90 – 100%. When both systems were changed the operation in shorter HRT condition to 18 h found that the photo AS system performed the higher micropollutants degradation which in range of 92 – 100% whereas the non-photo AS system were 73 – 100%. From the treatment performance and micropollutant degradation, the non-photo AS system was efficiency remove organic compounds, nitrogen, and micropollutants under long HRT condition (24 h) whereas the photo AS system can maintain those treatment under shorter HRT condition (18 h).

The bacterial community including total bacteria, nitrifying bacteria (*Nitrobacter* and *Nitrospira*) in all HRT sludge conditions of both systems. The bacterial abundance was not significantly changed. For the biotoxicity assessment with common carp (*Cyprinus carpio*). Even though, the photo AS system performed a great treatment performance and micropollutants degradation in all HRT conditions but the non-photo AS effluent which contained low micropollutant concentrations and also the EC value that these are some reason to present that the biological treatment system more friendly with ecological system in case long HRT condition.

ACKNOWLEDGMENT

The authors would like to express deep gratitude to the Thailand Research Fund (TRF) and the Office of the Higher Education Commission (OHEC) for research grant number MRG6180118.

REFERENCES

- [1] Tadkaew, N., Hai, F.I., McDonald, J.A., Khan, S.J., Nghiem, L.D., 2011. Removal of trace organics by MBR treatment: the role of molecular properties. *Water Res.* 45, 2439-2451.
- [2] Boonnorat, J., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Yamamoto, K., 2014. Removals of phenolic compounds and phthalic acid esters in landfill leachate by microbial sludge of two-stage membrane bioreactor. *J. Hazard Mater.* 277, 93-101.
- [3] Gautam, P., Kumar, S., Lokhandwala, S., 2019. Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review. *J. Cleaner Prod.* 237, 117639.
- [4] Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Buan, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32, 297-336.
- [5] APHA, 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, twenty-first ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- [6] A, D., Oka, M., Fujii, Y., Soda, S., Ishigaki, T., Machimura, T., Ike, M., 2017. Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 584-585, 742-750.
- [7] Boonnorat, J., Boonapatcharoen, N., Prachanurak, P., Honda, R., Phanwilai, S., 2017. Toxic compounds biodegradation and toxicity of high strength wastewater treated under elevated nitrogen concentration in the activated sludge and membrane bioreactor systems. *Sci. Total Environ.* 592, 252-261.
- [8] Kanyatrakul, A., Prakhongsak, A., Honda, R., Phanwilai, S., Treesubsuntorn, C., Boonnorat, J., 2020. Effect of leachate effluent from activated sludge and membrane bioreactor systems with acclimatized sludge on plant seed germination. *Sci. Total Environ.* 724, 138275.
- [9] Boonnorat, J., Kanyatrakul, A., Prakhongsak, A., Honda, R., Panichnumsin, P., Boonapatcharoen, N., 2019. Effect of hydraulic retention time on micropollutant biodegradation in activated sludge system augmented with acclimatized sludge treating low-micropollutants wastewater. *Chemosphere* 230, 606-615.

ประวัติผู้จัดทำปริยญาณิพนธ์



ประวัติผู้จัดทำปฏิญญาฉบับนี้

ชื่อ-สกุล นายพิทักษ์พร ฐานกุลกิจ รหัส 116160411006-3
วัน เดือน ปีเกิด วันที่ 2 กันยายน 2536
ที่อยู่ บ้านเลขที่ 14 ซอยสามัคคี 50 ถนนสามัคคี ตำบลท่าทราย อำเภอเมือง
จังหวัดนนทบุรี รหัสไปรษณีย์ 11000
การศึกษา ปริญญาตรี คณะวิศวกรรมศาสตร์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี
เบอร์โทรศัพท์ 095-845-5974
อีเมล pitakporn_t@mail.rmutt.ac.th



วิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นงานวิจัยที่เกิดจากการค้นคว้าและวิจัย ขณะที่ข้าพเจ้าศึกษาอยู่ในคณะ วิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี ดังนั้นงานวิจัยในวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ถือเป็น ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี และข้อความต่างๆในวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ ข้าพเจ้า ขอรับรองว่าไม่มีการคัดลอกหรือนำงานวิจัยของผู้อื่นมานำเสนอในชื่อของข้าพเจ้า

This thesis consists of research materials conducted at the Faculty of Engineering, Rajamangala University of Technology Thanyaburi and hence the copyright owner. I hereby certify that the thesis does not contain any forms of plagiarism.


.....
(นายพิทักษ์พร ฐานกุลกิจ)

