



แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยระบบบึงประดิษฐ์
สำหรับการบำบัดน้ำเสียของเทศบาลนครหาดใหญ่
Simulation Model of Dissolved Organic Matter Reduction in
Constructed Wetland for Hat Yai Municipality
Wastewater Treatment

ธิวารี โอภิธากร
Thiwari Ophithakorn

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาปรัชญาดุษฎีบัณฑิต
สาขาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the
Degree of Doctor of Philosophy in Environmental Management
Prince of Songkla University

2557

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์	แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยระบบบึงประดิษฐ์สำหรับการบำบัดน้ำเสียของเทศบาลนครหาดใหญ่
ผู้เขียน	นายธวัช โอภิธากร
สาขาวิชา	การจัดการสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	คณะกรรมการสอบ
..... (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธันวาคม สุขสาโรจน์)ประธานกรรมการ (ดร.อรมาศ สุทธิรัตน์)
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วมกรรมการ (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธันวาคม สุขสาโรจน์)
..... (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์)กรรมการ (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์)
กรรมการ (รองศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชิวกิตาการ)
กรรมการ (รองศาสตราจารย์ ดร.วีระศักดิ์ ทองลิ้มป์)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้บัณฑิตวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาปรัชญาดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม

.....
(รองศาสตราจารย์ ดร.ธีระพล ศรีชนะ)
คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้เป็นผลมาจากการศึกษาวิจัยของนักศึกษาเอง และขอแสดงความขอบคุณ
บุคคลที่มีส่วนเกี่ยวข้อง

ลงชื่อ.....

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธันวดี สุขสาโรจน์)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์

ลงชื่อ.....

(นายธिवาริ โอบิธากร)

นักศึกษา

ข้าพเจ้าขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้ไม่เคยเป็นส่วนหนึ่งในการอนุมัติปริญญาในระดับใดมาก่อน และ
ไม่ได้ถูกใช้ในการยื่นขออนุมัติปริญญาในขณะนี้

ลงชื่อ.....

(นายธिवาริ โอภิธากร)

นักศึกษา

ชื่อวิทยานิพนธ์	แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยระบบบึงประดิษฐ์สำหรับการบำบัดน้ำเสียของเทศบาลนครหาดใหญ่
ผู้เขียน	นายธิวาริ โอภิชากร
สาขาวิชา	การจัดการสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา	2556

บทคัดย่อ

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาอิทธิพลขององค์ประกอบในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน ได้แก่ น้ำ ดิน ตะกอนจุลินทรีย์ และพืช ในการบำบัดและเปลี่ยนแปลงสภาพสารอินทรีย์ละลายน้ำ และพัฒนาแบบจำลองที่สามารถแสดงกลไกที่สำคัญจากองค์ประกอบต่างๆ ของระบบ ได้แก่ การออกซิเดชันในน้ำ การดูดซับในดิน การย่อยสลายทางชีวภาพในตะกอนจุลินทรีย์ และการนำไปใช้ในพืช เพื่อการวิเคราะห์กลไกการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ และประเมินคุณภาพน้ำในบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา การศึกษาประกอบด้วยการทดลอง 5 ขั้นตอน คือ ศึกษาลักษณะทั่วไปของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดขั้นที่ 2 วิเคราะห์ปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำ คำนวณค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ สร้างแบบจำลองเพื่ออธิบายกลไกการบำบัด และประยุกต์ใช้แบบจำลองเพื่อการวิเคราะห์กลไกการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ ผลการศึกษาพบว่าปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบแปรผันตามฤดูกาล ค่าความเข้มข้นของ COD และ DOC ในช่วงฤดูร้อนมีค่ามากกว่าความเข้มข้นในช่วงฤดูฝน ในขณะที่ค่าความเข้มข้นของ SCOD ในฤดูฝนมีค่าสูงกว่าในฤดูร้อน แสดงถึงความเข้มข้นและประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์แขวนลอย PCOD ที่แตกต่างกันของทั้งสองฤดูกาล ผลการวิเคราะห์ทางชลศาสตร์แสดงให้เห็นว่าปริมาณน้ำเสียเข้าระบบแปรผันตามกับปริมาณฝนที่ตกในเขตเมือง ($R^2 = 0.82$) ผลการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำพบกลุ่ม Hydrophilic (HPI) มากกว่า Hydrophobic (HPO) และแสดงหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มที่ย่อยสลายยากในบึงประดิษฐ์เป็นกลุ่ม Fulvic acid and Humic acid – like substances การศึกษากลไกการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำสามารถจำแนกค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของกลไกที่เกิดขึ้นได้เป็น 2 กลุ่ม คือ กลไกที่ให้ผลในทางบำบัด และกลไกที่ให้ผลในการปลดปล่อยคืนกลับสู่ระบบ ผลจากการจำลองการบำบัด SCOD และ DOC ในระบบบึงประดิษฐ์ ด้วยแบบจำลองที่ผ่านการตรวจสอบความแน่นอนแล้ว ($R^2 = 0.7$) พบว่ากลไกการชะละลายเป็นกลไกที่มีนัยสำคัญในการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำมากที่สุด และมีผลทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบเพิ่มสูงขึ้น นอกจากนี้ปริมาณ TTHM ที่คำนวณได้ในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว มีความเข้มข้นสูงกว่ามาตรฐานสากลที่กำหนดไว้โดย USEPA WHO และ EU ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สูงขึ้น โดยการกำจัดกากตะกอนสะสมที่มากเกินไปออกจากระบบ และการควบคุมภาวะ

บรรทุกทางชลศาสตร์ให้เหมาะสมกับระยะเวลาเก็บกักของระบบ สามารถลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำก่อนปล่อยสู่แหล่งน้ำธรรมชาติได้

Thesis Title	Simulation Model of Dissolved Organic Matter Reduction in Constructed Wetland for Hat Yai Municipality Wastewater Treatment
Author	Mr.Thiwari Ophithakorn
Major Program	Environmental Management
Academic Year	2013

ABSTRACT

The main objectives of this study were to examine the influence of the components in a free water surface constructed wetland (FWS-CW), including water, soil, microorganisms and plants, on the treatment and changing of dissolved organic matters (DOM) and to simulate the model described the major mechanisms from the various components in the system, the oxidation in water, sorption in soil, biodegradability of microorganism sediment and plant uptake that take the role of DOM removal and water quality of FWS-CW in water reclamation plant Hat Yai municipality, Songkhla province. The study consists of five stages of the research experiment: study of the general characteristics of the municipal wastewater treated by secondary treatment plant, analyze of the amount of DOM, investigate the kinetics of DOM removal, simulate a model for description of the treatment mechanisms and application for an analysis of the FWS-CW of Hat Yai municipality. The results of the study showed the amount of DOM in the system varied seasonably. The concentrations of chemical oxygen demand (COD) and dissolved organic carbon (DOC) in dry season were more than that of rainy season. Conversely, the SCOD concentrations in rainy season were higher than that in dry season. The results of hydrological analysis presented the wastewater that flowed into the system varied according to the amount of rainfall in urban areas ($R^2 = 0.82$). The results of mass fractionation found it contained the hydrophilic (HPI) in higher proportion than hydrophobic (HPO) and the difficult degraded functional groups in FWS-CW was Fulvic acid and Humic acid - like substances. The study of removal mechanisms could be classified the kinetic constants of the mechanisms into two groups: reduction mechanism and release mechanism into the system. The model of SCOD and DOC removal in FWS-CW were calibrated ($R^2 = 0.7$) and the model simulation showed the desorption mechanism was significantly impact on changing of the DOM concentration and affected on increasing of DOM concentration. Moreover, the estimated total trihalomethanes (TTHM) in the treated water was

exceed maximal acceptable value of international standards of TTHM set by USEPA, WHO and EU. Therefore, the effectiveness FWS-CW in the treatment of DOM could be enhanced by eliminating excessive sludge from the system and hydraulic loading rate (HLR) control to achieve the designed hydraulic retention time (HRT) that would reduce the DOM concentration before releasing into natural water sources.

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธันวดี เตชะภัททวรกุล สุขสาโรจน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ดร.อรมาศ สุทธิบูรณ์ ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ ดร.พนาลี ชีวภิกขิตการ และรองศาสตราจารย์ ดร.วีระศักดิ์ ทองลิ้มป์ กรรมการผู้ทรงคุณวุฒิ ที่กรุณาให้ความรู้ ให้คำปรึกษา แก้ไขข้อบกพร่อง และแนะนำแนวทางในการทำวิจัย ตลอดจนช่วยตรวจสอบความถูกต้องจนวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เสร็จสิ้นอย่างสมบูรณ์

ขอขอบคุณสำนักงานคณะกรรมการการอุดมศึกษาที่ให้การสนับสนุนทุน สกอ. โครงการ ทุนพัฒนาอาจารย์และบุคลากรสำหรับสถาบันอุดมศึกษาในเขตพัฒนาเฉพาะกิจจังหวัดชายแดนใต้ สัญญาเลขที่ ข7/2553 ในการศึกษาและการทำวิทยานิพนธ์ตลอดจนจบการศึกษา ขอขอบคุณมหาวิทยาลัยราชภัฏสงขลา วิทยาเขตสตูล ที่ให้ความอนุเคราะห์เป็นต้นสังกัดในการรับทุน และขอขอบคุณบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่สนับสนุนทุนอุดหนุนการวิจัยเพื่อวิทยานิพนธ์ ปี 2553 ในการทำวิทยานิพนธ์ในครั้งนี้

ขอขอบคุณเทศบาลนครหาดใหญ่ ที่ให้การสนับสนุนในการใช้ระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่เป็นพื้นที่ศึกษา ขอขอบคุณคุณสมพร เหมือนทอง นักวิชาการจากเทศบาลนครหาดใหญ่ และเจ้าที่ประจำระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำทุกท่านที่ให้การอนุเคราะห์ข้อมูลและอำนวยความสะดวกเป็นอย่างดียิ่งทุกครั้งที่ได้ติดต่อ และขอขอบคุณการไฟฟ้าฝ่ายผลิตแห่งประเทศไทย โรงไฟฟ้ากระบี่ คุณพรเทพ กฤตยเกษม และคุณประไพพรรณ บัวบุศย์ สำหรับความอนุเคราะห์ในการตรวจวิเคราะห์ตัวอย่างเป็นอย่างดี

ขอขอบคุณอาจารย์ภทรธร เอื้อกฤดาธิการ ผู้ให้คำแนะนำเรื่องพลวัตระบบ และสอนพื้นฐานการใช้โปรแกรม STELLA ซึ่งเป็นปัญญาอันสำคัญในการพัฒนาวิทยานิพนธ์ ขอขอบคุณนักวิทยาศาสตร์ คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม ที่คอยให้คำแนะนำในการใช้เครื่องมือและอุปกรณ์ในห้องปฏิบัติการ ขอขอบคุณคุณจตุรรัตน์ ชูสิงห์ และเจ้าหน้าที่ในทุกระดับของหน่วยงานคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อมที่อำนวยความสะดวกในการดำเนินงานตั้งแต่เริ่มจนจบสำเร็จลุล่วงด้วยดีเสมอมา

ขอกราบขอบพระคุณคุณคุณพ่อระวี โอภิชากร และคุณแม่วัฒนา โอภิชากร เป็นอย่างสูงที่สนับสนุนทุนทรัพย์ตลอดการศึกษา ตลอดจนให้ความรัก ความห่วงใย ความช่วยเหลือ และเป็นกำลังใจเสมอมา

ขอขอบคุณน้องฮาซีเราะห์ น้องเน็ก น้องกวาง ที่ช่วยเหลือและให้กำลังใจผู้วิจัยตลอดมา ขอขอบคุณพี่ๆ เพื่อนๆ น้องๆ ในห้อง E701 กลุ่ม Aj.Bie students group & ESTC และนักศึกษาระดับบัณฑิตศึกษาคณะการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ตลอดจนทุกท่านที่มีได้กล่าวนามมา ณ ที่นี้ ที่มีส่วนช่วยให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จสมบูรณ์ขึ้นได้

ธิวารี โอภิชากร

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ (ภาษาไทย)	(v)
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ)	(vii)
กิตติกรรมประกาศ	(ix)
สารบัญ	(x)
รายการตาราง	(xiv)
รายการภาพประกอบ	(xvi)
ตัวย่อและสัญลักษณ์	(xxi)
บทที่	
1 บทนำ	1
1.1 ที่มาและความสำคัญ	1
1.2 สมมุติฐาน	5
1.3 วัตถุประสงค์การวิจัย	5
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	5
1.5 ขอบเขตของการศึกษา	6
2 ความเป็นมาและการทบทวนวรรณกรรม	7
2.1 ความเป็นมา	7
2.2 การทบทวนวรรณกรรม	8
2.2.1 สารอินทรีย์ละลายน้ำ	8
2.2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์	39
2.2.3 โครงสร้างและกลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์	66
2.2.4 แบบจำลอง	84
3 วัสดุอุปกรณ์ และวิธีการดำเนินการวิจัย	120
3.1 วัสดุอุปกรณ์	120
3.1.1 น้ำเสียชุมชน	121
3.1.2 ดิน	121
3.1.3 ตะกอนจุลินทรีย์	121
3.1.4 ผักตบชวา	122
3.1.5 สารเคมี	122
3.1.6 ระบบบึงประดิษฐ์ในห้องปฏิบัติการ	123
3.2 วิธีดำเนินการวิจัย	127
3.2.1 การทดลองที่ 1 การศึกษาลักษณะทั่วไปของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดขั้นที่ 2 และปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึง	129

	ประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	
	3.2.2 การทดลองที่ 2 การศึกษาจลนพลศาสตร์ของการลดสารอินทรีย์ ละลายน้ำด้วยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ	131
	3.2.3 การทดลองที่ 3 การศึกษาการถ่ายโอนสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ บึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ	134
	3.2.4 การทดลองที่ 4 การสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์เพื่ออธิบาย กลไกการบำบัดและความสัมพันธ์ของสภาวะแวดล้อมที่มีผลต่อประสิทธิภาพการ บำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	135
	3.2.5 การทดลองที่ 5 การประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กับระบบ ปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่	141
	3.3 สถานที่ทำการศึกษา	142
4	ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง	143
	4.1 ผลการศึกษาลักษณะทั่วไปของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบ บำบัดขั้นที่ 2 และปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำ ไหลบนผิวดิน	143
	4.1.1 ลักษณะทางกายภาพของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพ น้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา	143
	4.1.2 ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝนและน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสีย รวมเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา	143
	4.1.3 คุณภาพน้ำเสียของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา	151
	4.2 ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์ของการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำและการ วิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ในการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำ ไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ	156
	4.2.1 การย่อยสลายทางชีวภาพของจุลินทรีย์ในน้ำ	156
	4.2.2 ผลกระทบของการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งไอน้ำ	158
	4.2.3 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในแต่ละ ระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการ	160
	4.2.4 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในรูปของ COD ในระบบบึงประดิษฐ์	162
	4.2.5 ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึง ประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการ	163
	4.3 ผลการศึกษาการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำใน ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ	164
	4.3.1 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำตามระยะทางตาม ระยะทางตามแนวยาวในบึงประดิษฐ์บ่อ 3 ระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำของ เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา	164

4.3.2 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำตามระยะทางตามแนวยาว ในบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ	168
4.4 ผลการสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์เพื่ออธิบายกลไกการบำบัดและ ความสัมพันธ์ของสภาวะแวดล้อมที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	175
4.4.1 การสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ในระบบบึงประดิษฐ์	175
4.4.2 องค์ประกอบของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	182
4.4.3 การทดลองการทำงาน การปรับค่า และการตรวจสอบความแน่นอน ของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึง ประดิษฐ์	185
4.4.4 การทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทาง คณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	186
4.5 การพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม คาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	192
4.5.1 การสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ กลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์	192
4.5.2 การทดลองการทำงาน การปรับค่า และการตรวจสอบความแน่นอน ของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึง ประดิษฐ์	198
4.5.3 การทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทาง คณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	199
4.6 ผลการประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กับระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ เทศบาลนครหาดใหญ่	205
4.6.1 ผลกระทบของปริมาณน้ำฝนต่อความเข้มข้นของ SCOD ที่ออกจาก บ่อบึงประดิษฐ์	206
4.6.2 อิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่มีต่อภาระบรรทุกทุกชลศาสตร์ของบ่อบึง ประดิษฐ์	208
4.6.3 อิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่มีต่อระยะเวลาเก็บกักของบ่อบึงประดิษฐ์	209
4.6.4 การเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาเก็บกักกับของบ่อบึงประดิษฐ์ในระบบ ปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลาในแต่ละเดือน	210
4.6.5 การเปลี่ยนแปลงภาระบรรทุกทุกสารอินทรีย์ของบึงประดิษฐ์ในระบบ ปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลาในแต่ละเดือน	212
4.6.6 การวิเคราะห์ปริมาณ SCOD ในกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อบึง ประดิษฐ์	214

4.6.7 การวิเคราะห์ปริมาณ DOC ในกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อบึง ประดิษฐ์	215
4.6.8 การวิเคราะห์สถานการณ์ในการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อบึงประดิษฐ์และ ข้อเสนอแนะในการดูแลระบบ	218
4.6.9 การประเมินปริมาณ Total trihalomethanes (TTHM) จากปริมาณ ของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด	220
4.6.10 การประยุกต์ใช้แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำเพื่อการ พัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์และการอนุรักษ์แหล่งน้ำผิวดิน	223
5 สรุปผลการทดลอง	229
5.1 การศึกษาลักษณะทั่วไปของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัด ขั้นที่ 2 และปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหล บนผิวดิน	229
5.2 การศึกษาจลนพลศาสตร์ของสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยระบบบึงประดิษฐ์ แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ	230
5.3 การศึกษาการถ่ายโอนสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหล บนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ	230
5.4 การสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์เพื่ออธิบายกลไกการบำบัดและ ความสัมพันธ์ของสภาวะแวดล้อมที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	231
5.5 การพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม คาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	232
5.6 การประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กับระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ เทศบาลนครหาดใหญ่	233
เอกสารอ้างอิง	235
ภาคผนวก	251
ประวัติผู้เขียน	268

รายการตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1 องค์ประกอบของธาตุต่างๆ ใน Humic และ Fulvic	11
2.2 ความสามารถในการละลายของสารอินทรีย์	11
2.3 หมู่ของสารอินทรีย์ในสารอินทรีย์กลุ่ม HPO และ HPI	16
2.4 รายละเอียดของค่า Excitation และ Emission ของสารอินทรีย์ละลายน้ำแต่ละกลุ่ม	17
2.5 สารปนเปื้อนและผลกระทบ	22
2.6 ค่ามาตรฐานการปนเปื้อน THM สำหรับน้ำประปา	26
2.7 เปรียบเทียบลักษณะของ C-DPBs และ N-DPBs	31
2.8 เปรียบเทียบพารามิเตอร์ต่างๆ ในการวิเคราะห์สารอินทรีย์	34
2.9 สมการความสัมพันธ์ระหว่าง COD BOD และ DOC ในบ่อบำบัดประเภทต่างๆ	37
2.10 การพัฒนาอย่างยั่งยืนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ	40
2.11 ชนิดของสารปนเปื้อนที่พบในน้ำเสียประเภทต่างๆ	46
2.12 สมบัติของน้ำเสียจากเมืองภายหลังการบำบัดด้วยระบบต่างๆ	48
2.13 สมบัติของน้ำเสียจากเมืองภายหลังการบำบัดด้วยระบบต่างๆ	49
2.14 ระบบบึงประดิษฐ์ในประเทศไทย	52
2.15 สมบัติของน้ำเสียชุมชนและประสิทธิภาพการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์	55
2.16 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ COD ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	56
2.17 ชนิดและชื่อสามัญของพืชน้ำ	69
2.18 พืชที่ใช้ในบึงประดิษฐ์แบบต่างๆ	72
2.19 การบำบัดสาร Trace organic โดยผักตบชวาในระบบระดับระดับนาร่อง	75
2.20 คุณสมบัติของผักตบชวาที่ใช้ในระบบบึงประดิษฐ์	75
2.21 กลไกที่เกิดขึ้นในการบำบัดสารปนเปื้อนในบึงประดิษฐ์	80
2.22 กลไกการบำบัดสารปนเปื้อนแต่ละชนิดและกระบวนการที่เกิดขึ้นในบึงประดิษฐ์	81
2.23 กลไกการบำบัดสารปนเปื้อนในระบบพืชน้ำ	82
2.24 โปรแกรมที่ได้รับความนิยมในการนำมาใช้ศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์	90
2.25 การอินทิเกรตในการหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์	94
2.26 ตัวอย่างสมการที่พัฒนาจากปฏิกิริยาจลนพลศาสตร์อันดับ 1	98
2.27 ตัวอย่างค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ของ DOC	100
2.28 การปรับค่าและการเปลี่ยนแปลงของสมมูลน้ำในระบบ	112
3.1 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์	129
3.2 ส่วนประกอบของระบบจำลองแต่ละระบบในการทดลองที่ 2	133
3.3 พารามิเตอร์ต่างๆ ที่ดำเนินการวิเคราะห์ในการทดลองที่ 2	133
3.4 ส่วนประกอบของระบบบึงประดิษฐ์ในห้องปฏิบัติการแบบไหลกึ่งต่อเนื่อง	134
3.5 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	137

4.1 ลักษณะทางกายภาพของบ่อต่างๆ ภายในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่	143
4.2 ปริมาณฝนที่ตกในเทศบาลนครหาดใหญ่ พ.ศ. 2543-2553	145
4.3 ปริมาณน้ำเข้าระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา พ.ศ. 2543-2553	146
4.4 คุณภาพน้ำเสียของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา	151
4.5 ลักษณะเฉพาะของบ่อบึงประดิษฐ์ทั้ง 5 บ่อ	154
4.6 คุณภาพของน้ำเสียในบ่อบึงประดิษฐ์ 3	155
4.7 การย่อยสลายทางชีวภาพและการบำบัด SCOD และ DOC ของระบบบึงประดิษฐ์	157
4.8 การเปรียบเทียบผลของน้ำเสียที่ไม่ผ่านการฆ่าเชื้อและผ่านการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งไอน้ำ	158
4.9 แสดงค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของแต่ละระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการ	160
4.10 แสดงสภาวะแวดล้อมของระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการ	161
4.11 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	177
4.12 สมการที่ใช้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	180
4.13 สมการและค่าคงที่ที่ใช้ในแบบจำลองแผนภาพของการบำบัดที่เกิดขึ้นในระบบ	183
4.14 สมการและค่าคงที่ที่ใช้ในแบบจำลองแผนภาพพลศาสตร์ที่เกิดขึ้นในระบบ	184
4.15 สมการและค่าคงที่ที่ใช้ในแบบจำลองแผนภาพกาออกแบบและควบคุมระบบ	185
4.16 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 1	186
4.17 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 2	187
4.18 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 3	188
4.19 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 4	188
4.20 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 5	189
4.21 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์	194
4.22 สมการที่ใช้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์	197
4.23 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด DOC ในชุดที่ 1	199
4.24 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด DOC ในชุดที่ 2	200
4.25 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด DOC ในชุดที่ 3	201
4.26 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด DOC ในชุดที่ 4	202
4.27 ค่า TTHM ที่คำนวณได้จากสมการความสัมพันธ์แบบต่างๆ	221
4.28 ขอบเขตของแบบจำลองและข้อจำกัดในการนำไปประยุกต์ใช้	228

รายการภาพประกอบ

ภาพประกอบที่	หน้า
1.1 วงจรการใช้น้ำ	1
2.1 ความแตกต่างของสาร Humic และคุณสมบัติทางเคมี	12
2.2 การจำแนกสารอินทรีย์ด้วยเซ็น	13
2.3 สัดส่วนของ HPO และ HPI จากระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระบบบำบัดขั้นที่ 2 ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ	14
2.4 สัดส่วนของ HPO และ HPI ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	14
2.5 ตำแหน่งของสารอินทรีย์ในการวิเคราะห์ด้วย FEEM	17
2.6 การจำแนกกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 แล้ว	18
2.7 ตำแหน่งของกลุ่ม Humic and Fulvic-like material ของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่สองแล้ว	21
2.8 มลพิษทางน้ำที่เกิดจากสารอินทรีย์ที่เป็นสารอาหาร	23
2.9 ผลกระทบของสารอินทรีย์ละลายต่อระบบผลิตประปา	24
2.10 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC และ DPB-FP	25
2.11 ความสัมพันธ์ระหว่าง THMFP และ TTHM	27
2.12 การจำแนกคาร์บอนในน้ำ	29
2.13 TOC ในแหล่งน้ำประเภทต่างๆ	30
2.14 สารอินทรีย์ละลายน้ำและสารก่อมะเร็งที่สามารถเกิดได้ในระบบผลิตประปา	31
2.15 ปริมาณ DOC และ DON ในแหล่งน้ำต่างๆ	32
2.16 ความสัมพันธ์ของ DOC Uv-254 และ DON	33
2.17 ความสัมพันธ์ของ DOC Uv-254 และ DON	33
2.18 BOD Curve	35
2.19 ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตำแหน่งช่วงคลื่นต่างๆ ในการวัดด้วย Fluorescence และปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำก่อนและหลังกรอง	38
2.20 การจำแนกระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์	42
2.21 ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิว	43
2.22 ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวตามแนวราบ	43
2.23 ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวตามแนวตั้ง	43
2.24 ระบบบึงประดิษฐ์แบบผสมผสาน	44
2.25 การเปรียบเทียบภาระบรรทุก BOD ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ	47
2.26 การประยุกต์ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ในอเมริกา	48
2.27 รูปแบบการประยุกต์ใช้การบำบัดด้วยพืชน้ำ	50
2.28 การประยุกต์ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ในหลายๆ ทั่วโลก	51
2.29 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ในประเทศไทย	54

2.30 การเปรียบเทียบมูลค่าการลงทุนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ	57
2.31 การเปรียบเทียบมูลค่าการดำเนินการและบำรุงรักษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ต่างๆ	57
2.32 ที่ตั้งเขตเทศบาลนครหาดใหญ่ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา และระบบปรับปรุง คุณภาพน้ำ	61
2.33 ที่ตั้งของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำและพื้นที่เขตเทศบาลนครหาดใหญ่	62
2.34 พื้นที่รวบรวมน้ำเสียในเขตเทศบาลนครหาดใหญ่	63
2.35 ตำแหน่งท่อรวบรวมน้ำเสีย	64
2.36 ตัวอย่างแบบแสดงอาคารดักน้ำเสีย	65
2.37 รูปแบบระบบรวบรวมน้ำเสีย	65
2.38 ระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่	66
2.39 โครงสร้างและกลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	67
2.40 องค์ประกอบหลักของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์	68
2.41 ตัวอย่างการแยกองค์ประกอบหลักของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์เพื่อใช้ในการ ศึกษากลไกการทำงาน	68
2.42 ตำแหน่งการเจริญเติบโตของพืชน้ำ	70
2.43 การส่งผ่านออกซิเจนในพืช	71
2.44 พื้นที่ที่มีความเหมาะสมในการใช้ผักตบชวาและแหนเป็ดในระบบบำบัดน้ำเสียในอเมริกา	73
2.45 ภาพทางสัณฐานวิทยาของผักตบชวา	74
2.46 ปริมาณสารอาหารที่สามารถดูดซับได้ของพืชน้ำชนิดต่างๆ	74
2.47 ปริมาณจุลินทรีย์ที่ความลึกต่างๆ ในชั้นดิน	78
2.48 กระบวนการบำบัดที่เกิดขึ้นในบึงประดิษฐ์	83
2.49 กลไกทางกายภาพและเคมีในการบำบัดสารประกอบอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์	83
2.50 กลไกทางชีวภาพในการบำบัดสารประกอบอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์	84
2.51 การพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์โดย Jorgensen	86
2.52 กระบวนการสร้างแบบจำลองทำนายคุณภาพน้ำ	86
2.53 กระบวนการสร้างแบบจำลองวิเคราะห์ระบบนิเวศ	87
2.54 การบวนการสร้างแบบจำลองทางชลศาสตร์	87
2.55 กระบวนการพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์	88
2.56 การนำแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ไปใช้ประโยชน์	89
2.57 การแยกองค์ประกอบต่างๆ ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	91
2.58 การแยกองค์ประกอบหลักเพื่อการสร้างและพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ของ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	92
2.59 กระบวนการที่เกี่ยวข้องในการสร้างแบบจำลองของ BOD	93
2.60 กลไกในการบำบัดสารประกอบอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	93

2.61 การหาค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาอันดับต่าง ๆ จากกราฟ	95
2.62 การหาค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับ 1	96
2.63 การเปลี่ยนแปลงตามระยะทางของสารปนเปื้อนต่างๆ ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	97
2.64 แบบจำลองของการถ่ายโอนสารอินทรีย์คาร์บอนในบึงประดิษฐ์	102
2.65 ประสิทธิภาพการบำบัดสารปนเปื้อนต่างๆ ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	104
2.66 อิทธิพลของระยะเวลาเก็บที่เปลี่ยนแปลงไปกับปริมาณไนเตรต	107
2.67 ปริมาณของ DOC จากการชะละลายที่ระยะเวลากักเก็บต่างกัน	108
2.68 แบบจำลองการเปลี่ยนแปลงของ DOC ในระบบบึงประดิษฐ์ เมื่อระยะเวลากักเก็บเปลี่ยนไป	109
2.69 แบบจำลองของพลศาสตร์ในระบบบึงประดิษฐ์	110
2.70 แบบจำลองของการถ่ายโอนคาร์บอนในพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ	114
2.71 แบบจำลองของการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในบึงประดิษฐ์	115
2.72 การถ่ายโอนสารอินทรีย์คาร์บอนในแบบจำลองของการบำบัดในบึงประดิษฐ์	115
2.73 แบบจำลองของการบำบัดแคดเมียมในบึงประดิษฐ์	116
2.74 แบบจำลองของการบำบัดไนโตรเจนในบึงประดิษฐ์	117
2.75 แบบจำลองของการบำบัดไนโตรเจนในบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินในแนวตั้ง	118
3.1 ตำแหน่งเก็บตัวอย่างน้ำในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา	120
3.2 ตัวอย่างดิน	121
3.3 ตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์	122
3.4 ตัวอย่างผักตบชวา	122
3.5 ตัวอย่างระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ	123
3.6 ระบบบำบัดบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ	124
3.7 ชุดทดลอง Water unit	125
3.8 ชุดทดลอง Local soil unit	125
3.9 ชุดทดลอง Microorganisms sediment unit	126
3.10 ชุดทดลอง Aquatic weed unit	126
3.11 ชุดทดลอง Wetland unit	127
3.12 กระบวนการวิจัย	128
3.13 ขั้นตอนการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสีย	131
3.14 การแบ่งระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการออกเป็น 5 ตำแหน่ง ตามระยะทางในการไหลตามระยะทางตามแนวยาว	135
3.15 แนวคิดแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ	136
4.1 ปริมาณฝนเฉลี่ยในพื้นที่เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา พ.ศ. 2543-2553	145
4.2 ปริมาณน้ำเสียเข้าระบบเฉลี่ย พ.ศ. 2543-2553	147

4.3 ปริมาณฝนตกเฉลี่ยและปริมาณน้ำเสียเข้าระบบเฉลี่ยต่อวัน	147
4.4 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณฝนที่ตกและปริมาณน้ำเสียเข้าระบบ	148
4.5 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณฝนที่ตกและปริมาณน้ำเสียเข้าระบบจากการปรับค่าความสัมพันธ์ให้ปริมาณน้ำเสียแปรผันตามปริมาณฝนตก	149
4.6 ปริมาณฝนตกเฉลี่ยและปริมาณน้ำเสียเข้าระบบเฉลี่ยต่อวันจากการปรับค่าความสัมพันธ์ให้ปริมาณน้ำเสียแปรผันตามปริมาณฝนตก	150
4.7 ปริมาณน้ำฝนที่ตกในปี พ.ศ. 2554-2555 ในช่วงเดือนที่มีการเก็บข้อมูล	150
4.8 การจำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำ HPI และ HPO ของน้ำเสียในระบบบึงประดิษฐ์	152
4.9 การย่อยสลายทางชีวภาพของระบบบึงประดิษฐ์	157
4.10 เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดด้วยกลไกออกซิเดชันในระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการแบบ Water unit	159
4.11 เปอร์เซ็นต์ของการบำบัด COD ด้วยระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ	162
4.12 กลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตรวจพบในระบบบึงประดิษฐ์	163
4.13 กลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตรวจพบในระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ	164
4.14 การเปลี่ยนแปลงของ COD SCOD และ DOC ในบึงประดิษฐ์บ่อ 3 ระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ที่ตำแหน่งต่างๆ ตามระยะทางตามแนวยาวในแต่ละเดือน	165
4.15 การเปลี่ยนแปลงของ COD SCOD และ DOC ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการตามระยะทางตามแนวยาวที่ตำแหน่งต่างๆ ในเวลา 3 วัน	169
4.16 การเปลี่ยนแปลงของ COD SCOD และ DOC ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการตามระยะทางตามแนวยาว	170
4.17 การเปลี่ยนแปลงของ COD SCOD และ DOC ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ ที่ตำแหน่งต่างๆ ในแต่ละวัน	172
4.18 แบบจำลองมโนภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	175
4.19 แบบจำลองแผนภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	176
4.20 แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์	181
4.21 แบบจำลองแผนภาพกลไกที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด	182
4.22 แบบจำลองแผนภาพพลศาสตร์ในระบบ	183
4.23 แบบจำลองแผนภาพการออกแบบและควบคุมระบบ	184
4.24 ผลการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองการบำบัด SCOD	185
4.25 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของ SCOD	186
4.26 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของ COD	187
4.27 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน	188
4.28 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ	189
4.29 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ	190

4.30	แบบจำลองแผนภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์	193
4.31	แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์	194
4.32	ผลการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองการบำบัด DOC	199
4.33	ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด DOC ต่อการเปลี่ยนแปลงของ DOC	200
4.34	ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด DOC ต่อการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน	201
4.35	ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด DOC ต่อการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ	202
4.36	ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด DOC ต่อการเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ	203
4.37	ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝน ความเข้มข้นของ SCOD เข้าระบบและความเข้มข้นของ SCOD ออกจากระบบ	207
4.38	ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝนกับภาระบรรทุกลศาสตร์ของบึงประดิษฐ์	209
4.39	ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝน ความเข้มข้นของ SCOD เข้าระบบและความเข้มข้นของ SCOD ออกจากระบบ	210
4.40	การเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาที่เก็บของบึงประดิษฐ์ในแต่ละเดือน	211
4.41	เปรียบเทียบ HRT จากการจำลองด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กับ HRT ที่ได้มีการออกแบบไว้ของบึงประดิษฐ์	212
4.42	การเปลี่ยนแปลงของภาระบรรทุกลสารอินทรีย์ของบึงประดิษฐ์	213
4.43	การเปรียบเทียบปริมาณน้ำเสียเข้าระบบและ SCOD เข้าระบบของบึงประดิษฐ์	213
4.44	ปริมาณ SCOD ที่ออกจากบึงประดิษฐ์ในแต่ละเดือน	214
4.45	ปริมาณ SCOD ในกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบึงประดิษฐ์ในแต่ละเดือน	215
4.46	ปริมาณ DOC ที่ออกจากบึงประดิษฐ์เมื่อระยะเวลาที่เก็บเปลี่ยนไป	216
4.47	ปริมาณ DOC ในแต่ละกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบึงประดิษฐ์ในเดือนกุมภาพันธ์	217
4.48	ปริมาณ DOC ที่เข้าและออกจากบึงประดิษฐ์ในแต่ละเดือน	217
4.49	การเปรียบเทียบค่า TTHM ที่คำนวณได้กับมาตรฐาน MCL ของ USEPA WHO และ EU	222
4.50	การเปรียบเทียบค่า TTHM ที่คำนวณได้เมื่อผ่านกระบวนการตกตะกอนด้วย PACl กับมาตรฐาน MCL ของ USEPA WHO และ EU	223
4.51	ตัวอย่างความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ต่างๆ ในการประยุกต์ใช้กับแบบจำลองในการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสีย	224
4.52	ความสัมพันธ์ของ COD และ BOD จากระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่	225
4.53	ความสัมพันธ์ของ DOC และ SCOD จากระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่	225

ตัวย่อและสัญลักษณ์

ALR	=	Areal Loading Rate
AntOM	=	Anthropogenic organic matter
APU	=	Aquatic Processing Unit
BOD	=	Biochemical oxygen demand
C-DPBs	=	Disinfection by products of dissolved organic carbon
COC	=	Colloidal organic carbon
COD	=	Chemical oxygen demand
COM	=	Colloidal organic matter
CSO	=	Combined sewer overflow
CW	=	Constructed wetland
DIC	=	Dissolved inorganic carbon
DO	=	Dissolved oxygen
DOC	=	Dissolved organic carbon
DOM	=	Dissolved organic matter
DON	=	Dissolved organic nitrogen
DBPs	=	Disinfection by products
DPB-FP	=	Disinfection byproduct formation potential
DWTP	=	Drinking water treatment plant
ET	=	Evapotranspiration
FEEM	=	Fluorescent excitation-emission matrix
FWS	=	Free water surface system
GWI	=	Groundwater inflow
GWO	=	Groundwater outflow
HAAs	=	Haloacetic acids
HAcAms	=	Haloacetamides
HANs	=	Haloacetonitrile
HLR	=	Hydraulic loading rate
HNMs	=	Halonitromethanes
HPI	=	Hydrophilic
HPIA	=	Hydrophilic acids
HPIB	=	Hydrophilic bases
HPIN	=	Hydrophilic neutrals
HPO	=	Hydrophobic
HPOA	=	Hydrophobic acids

HPOB	=	Hydrophobic bases
HPON	=	Hydrophobic neutrals
HPS	=	High Performance Systems
HRT	=	Hydraulic retention time
HSF	=	Horizontal subsurface flow
MCL	=	Maximum contaminant level
MW	=	Molecular weight
NDMA	=	N-nitrosodimethylamine
N-DBPs	=	Disinfection by products of dissolved organic nitrogen
NPOC	=	Non-purgeable organic carbon
NOM	=	Natural organic matter
OC	=	Organic carbon
OLR	=	Organic loading rate
OM	=	Organic matter
P	=	Precipitation
PIC	=	Particulate inorganic carbon
POC	=	Purgeable organic carbon
POC	=	Particulate organic carbon
POM	=	Particulate organic matter
S	=	Change in storage
SAC	=	Spectral absorbance coefficient
SCOD	=	Soluble chemical oxygen demand
SCP	=	Solids contact process
SFS	=	Subsurface flow system
SS	=	Suspended solid
SUVA	=	Specific ultraviolet absorbent
SVOCs	=	Semi volatile organic compounds
SWI	=	Surface water inflow
SWO	=	Surface water outflow
TC	=	Total carbon
TDS	=	Total dissolved solid
THMs	=	Trihalomethanes
TIC	=	Total inorganic carbon
TKN	=	Total Kjeldahl nitrogen
TN	=	Total nitrogen
TP	=	Total phosphate

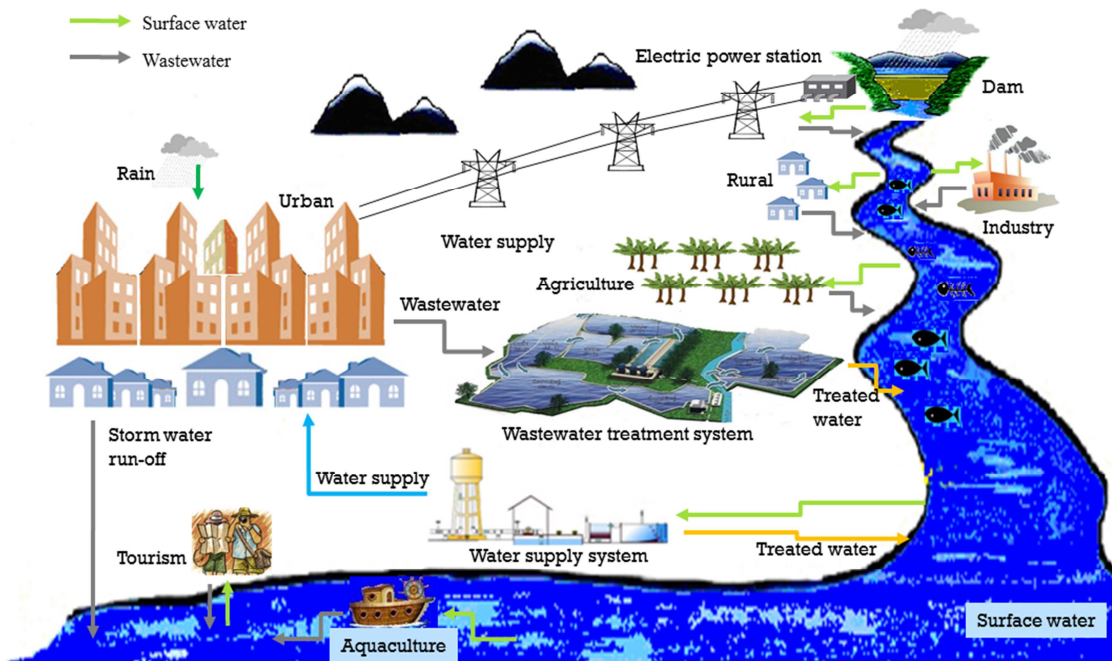
TPI	=	Transphilic
TOC	=	Total organic carbon
TSS	=	Total suspended solid
TTHM	=	Total Trihalomethane
UASB	=	Upflow anaerobic sludge blanket reactor
UOD	=	Ultimate BOD
UV	=	Ultraviolet
VOCs	=	Volatile organic compounds
VSF	=	Vertical subsurface flow
VSS	=	Volatile suspended solid
WWTP	=	Wastewater treatment plant

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญ

น้ำเป็นสิ่งจำเป็นในการดำรงชีวิตของสิ่งมีชีวิตในโลก เป็นทรัพยากรที่มีการหมุนเวียนเป็นวัฏจักรและมีบทบาทสำคัญในธรรมชาติรวมทั้งกิจกรรมต่างๆ ของมนุษย์ ถึงแม้ว่าพื้นผิวโลกจะมีน้ำปกคลุมอยู่มาก แต่ส่วนใหญ่เป็นน้ำทะเลในมหาสมุทร มีเพียงส่วนน้อยที่เป็นแหล่งน้ำจืดในแม่น้ำและแหล่งน้ำผิวดินที่สามารถนำมาใช้ได้ ดังนั้นแหล่งน้ำผิวดินจึงถือได้ว่าเป็นทรัพยากรที่สำคัญมากสำหรับมนุษย์ มนุษย์ได้ใช้น้ำจากแหล่งน้ำผิวดินในกิจกรรมต่างๆ มากมาย ทั้งการอุปโภคและบริโภคในชีวิตประจำวัน การทำเกษตรกรรม การประกอบอุตสาหกรรม การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ การนันทนาการ การผลิตกระแสไฟฟ้า เป็นต้น (สมทิพย์ ด้านธีรวณิช และคณะ, 2553) ซึ่งนอกจากการเป็นน้ำใช้ในวัฏจักรของการใช้น้ำดังกล่าวมาแล้วนั้น การใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำผิวดินในวัฏจักรการใช้น้ำที่สำคัญอย่างยิ่งอีกประการหนึ่งก็คือการใช้เป็นแหล่งรองรับน้ำทิ้งจากกิจกรรมต่างๆ เหล่านี้ด้วย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 1.1



ภาพประกอบที่ 1.1 วงจรการใช้น้ำ

ที่มา: ดัดแปลงจาก สมทิพย์ ด้านธีรวณิช และคณะ, 2553

แหล่งน้ำผิวดินตามธรรมชาติในหลายๆ แหล่งทั่วโลก มีสถานะเป็นทั้งแหล่งน้ำดิบสำหรับผลิตประปาสำหรับอุปโภคและบริโภค และเป็นแหล่งรองรับน้ำทิ้งจากกิจกรรมต่างๆ (Pinney *et al.*, 2000; Margot, 2013) น้ำเสียจากกิจกรรมต่างๆ ที่มีการทิ้งลงสู่แหล่งน้ำผิวดินโดยส่วนใหญ่ มักปนเปื้อนไปด้วยสารประกอบอินทรีย์ที่มีผลให้แหล่งน้ำเน่าเสีย (USEPA, 1998) และมีผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์จากการนำน้ำไปใช้ประโยชน์ มีผลงานการศึกษาวิจัยมากมายเกี่ยวกับสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนและละลายอยู่ในน้ำ ซึ่งส่งผลกระทบต่อกรนำน้ำนั้นมาใช้ในการผลิตประปา โดยพบว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มคาร์บอนเป็นสารที่มีมากและบำบัดได้ยากในการผลิตประปา ไม่สามารถกำจัดให้หมดไปได้ด้วยการตกตะกอนด้วยสารเคมีที่ใช้กันอยู่โดยทั่วไปในการผลิตประปา และเป็นสารตั้งต้นในการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปา เมื่อสารอินทรีย์ละลายเหล่านั้นทำปฏิกิริยากับคลอรีนในขั้นตอนการฆ่าเชื้อโรค (Wattanavorakijkul, 2002; Janhom, 2004; Musikavong, 2006; Jarusutthirak *et al.*, 2007; Bieroza *et al.*, 2010) ซึ่งส่วนใหญ่เป็นกลุ่ม Total Trihalomethane (TTHM) ซึ่งตรวจพบแล้วว่าเป็นสารที่สามารถออกฤทธิ์ก่อมะเร็งในมนุษย์ได้ และยังเป็นกลุ่มที่มักตกค้างด้วยความเข้มข้นมากที่สุดอีกด้วย โดยจะส่งผลกระทบต่อความสามารถในการสืบพันธุ์ การคลอด ระบบไหลเวียนโลหิต และอวัยวะภายใน เช่น ตับ ไต เป็นต้น (Janthong, 2010) รวมไปถึงการเกิดสีและกลิ่นในน้ำ และการเจริญเติบโตใหม่ของจุลินทรีย์ในระบบจ่ายประปาอีกด้วย ซึ่งถือได้ว่าเป็นผลกระทบต่อสุขภาพของผู้ใช้น้ำโดยตรง (Wattanavorakijkul, 2002; Janhom, 2004; Musikavong, 2006; Jarusutthirak *et al.*, 2007; Bieroza *et al.*, 2010) โดยในพื้นที่ศึกษาลุ่มน้ำคลองอู่ตะเภาเป็นตัวอย่างหนึ่งของแหล่งน้ำผิวดินที่เป็นทั้งแหล่งน้ำใช้สำหรับผลิตประปาเพื่อการอุปโภคบริโภคของประชาชนในพื้นที่ของจังหวัดสงขลาและได้รับผลกระทบจากน้ำทิ้งทั้งจากการเกษตร อุตสาหกรรมและชุมชนโดยรอบพื้นที่(สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16, 2549; สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16, 2551; สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16, 2552) และพบปัญหาเรื่องของสารอินทรีย์ปนเปื้อนในแหล่งน้ำในระดับสูงที่ส่งผลกระทบให้เกิดสารก่อมะเร็งในระดับที่ควรเฝ้าระวัง (Inthanuchit, 2009; Suksaroj, 2009; Srimuang, 2011) ซึ่งปัจจุบันแม้จะมีโครงการรวบรวมและบำบัดน้ำเสียชุมชนทั้งด้วยถังบำบัดน้ำเสีย การใช้บึงประดิษฐ์แบบบ่อขนาดเล็ก ตลอดจนระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำขนาดใหญ่สำหรับพื้นที่เมืองใหญ่ในการบำบัดน้ำเสียก่อนปล่อยทิ้งลงคลองแล้วก็ตาม แต่ด้วยความหนาแน่นของเมืองที่ตั้งอยู่โดยรอบ และปริมาณน้ำเสียที่มีการปล่อยทิ้งลงคลองคลองอู่ตะเภาและคลองสาขาในพื้นที่ลุ่มน้ำ เดียวกันก็ยังคงประสบปัญหาแหล่งน้ำเสื่อมโทรมจากภาวะบรรทุกที่มากเกินไป (สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16, 2549; สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16, 2551; สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16, 2552)

รูปแบบการจัดการน้ำทิ้งจากชุมชนเมืองของหลายพื้นที่ของประเทศไทย ได้เลือกใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนก่อนปล่อยทิ้งสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552) ชุมชนเป็นหนึ่งในแหล่งกำเนิดน้ำเสียที่ส่งผลกระทบต่อแหล่งน้ำผิวดินอย่างมากแหล่งหนึ่ง การเลือกใช้ระบบบึงประดิษฐ์ในการบำบัดน้ำเสียก่อนปล่อยทิ้งถือได้ว่าเป็นการจัดการน้ำทิ้งจากแหล่งน้ำเสียที่มาจากชุมชนวิธีหนึ่งที่มีประสิทธิภาพ และได้รับการสนับสนุนให้มีการดำเนินการในพื้นที่ศึกษาลุ่มน้ำคลองอู่ตะเภาด้วย เนื่องจากเป็นระบบที่สามารถก่อสร้างได้ง่าย ราคาถูก มีความสะดวกในการปรับเปลี่ยนขนาดและรูปร่าง มีการผลิตตะกอนส่วนเกินต่ำ การทำงานของ

ระบบอาศัยหลักการของระบบนิเวศตามธรรมชาติซึ่งง่ายต่อการดูแลและบำรุงรักษา และมีค่าใช้จ่ายในการดูแลและการบำรุงรักษาที่ต่ำ เนื่องจากมีอุปกรณ์เครื่องกลน้อย และใช้ไฟฟ้าในการดำเนินการ ระบบน้อย ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์จึงเป็นที่แพร่หลายมากสำหรับชุมชนขนาดกลางและขนาดเล็กที่มีทรัพยากรบุคคลที่มีทักษะเชี่ยวชาญและงบประมาณที่จำกัด นอกจากนี้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ถือได้ว่าเป็นระบบที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม เพราะกลไกการทำงานส่วนใหญ่เป็นกระบวนการทางธรรมชาติ แม้จะเป็นพื้นที่ชุ่มน้ำที่สร้างขึ้นแต่ก็สามารถเป็นระบบนิเวศใหม่ และจัดเป็นพื้นที่สีเขียว ซึ่งสามารถให้สภาพแวดล้อมที่มีสุนทรียภาพ เป็นที่พักผ่อนหย่อนใจ เป็นพื้นที่ศึกษาและอาจเก็บเกี่ยวผลประโยชน์จากพืช สัตว์ในระบบในเชิงพาณิชย์ได้ รวมถึงประเด็นที่สำคัญอีกประการหนึ่งคือระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดสารอินทรีย์อีกด้วย (Jadhav and Buchberger, 1995; Pinney *et al.*, 2000; ITRC, 2003; Economopoulou and Tsihrintzis, 2004; Kayombo *et al.*, 2005; Mayo and Bigambo, 2005; Bojcevska and Tonderski, 2007; Ghermandi *et al.*, 2007; Babatunde *et al.*, 2008; Sim *et al.*, 2008; UN-HABITAT, 2008; Harrington and McInnes, 2009; Maltais-Landry *et al.*, 2009; Songliu *et al.*, 2009; Zurita *et al.*, 2009; Ye and Li., 2009; Kotti *et al.*, 2010; Kumar and Zhao, 2010; Lee *et al.*, 2010; Trang *et al.*, 2010; Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010; Zhang *et al.*, 2011) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์จึงมีความเหมาะสมอย่างมากในบริบทของประเทศไทย และช่วยให้สามารถการจัดการน้ำเสียชุมชนก่อนปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำผิวดินที่เป็นทั้งแหล่งน้ำอุปโภคบริโภค และแหล่งรองรับน้ำทิ้งเพื่อปล่อยลงสู่มหาสมุทรอีกด้วย

แต่อย่างไรก็ตามระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ก็ยังคงมีข้อจำกัดในการทำงาน แม้ว่าระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์จะมีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย แต่ก็ไม่สามารถบำบัดสารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำเสียให้หมดไปได้ ยังคงมีสารอินทรีย์ส่วนหนึ่งที่ยังถูกปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำผิวดิน ซึ่งเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้เกิดการปนเปื้อน และสะสมของสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำผิวดินที่เป็นทั้งแหล่งน้ำดิบสำหรับอุปโภคบริโภคและแหล่งรองรับน้ำทิ้งจากการปล่อยน้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียได้เช่นกัน รวมถึงโดยส่วนใหญ่แล้วระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ซึ่งจัดได้ว่าเป็นระบบขั้นสูงในการบำบัดน้ำเสีย (Polprasert, 1989) ซึ่งควรได้รับประโยชน์จากน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์ในการนำไปใช้เป็นแหล่งน้ำดิบในการอุปโภคบริโภค หรือในประเด็นด้านการนำกลับมาใช้ใหม่มากกว่าการปล่อยรวมลงสู่แหล่งน้ำผิวดินที่เป็นแหล่งรองรับน้ำเสียที่ไม่ได้รับการบำบัดจากแหล่งอื่นๆ (Ghermandi *et al.*, 2007) ซึ่งถือได้ว่าเป็นอีกประเด็นที่ทำให้เกิดการลดทอนคุณประโยชน์ของระบบบำบัดขั้นสูง ซึ่งมีการดำเนินการระบบเป็นอย่างมาก รวมถึงยังเป็นการเพิ่มภาระในการผลิตน้ำสำหรับอุปโภคบริโภคอีกด้วย เนื่องจากการนำน้ำที่มีการปนเปื้อนสูงเหล่านั้นมาใช้ย่อมต้องมีค่าใช้จ่ายในการบำบัดที่สูง เพื่อจะได้น้ำอุปโภค บริโภคที่มีคุณภาพที่ติดตามที่ต้องการ (Diaz *et al.*, 2009; Bierozza *et al.*, 2010) การเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์เพื่อบำบัดสารอินทรีย์ โดยเฉพาะในกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำ ซึ่งถือได้ว่าเป็นรูปของสารอินทรีย์ที่บำบัดได้ยากก่อนปล่อยทิ้งลงไปในแหล่งน้ำผิวดินนั้น จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของวงจรการใช้น้ำในด้านการนำกลับมาใช้ใหม่ ทั้งยังสามารถลดค่าใช้จ่ายในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบที่นำไปใช้ผลิตประปา และลดการความเสี่ยงต่อสุขภาพจากสารก่อมะเร็งในน้ำประปา และเพื่อการพัฒนาเป็น

แหล่งน้ำดิบที่มีดีมีคุณภาพทดแทนแหล่งน้ำผิวดินธรรมชาติที่เสื่อมโทรมลงทุกวัน หรือแม้แต่การใช้ทดแทนในกรณีที่เกิดสภาวะแห้งแล้งที่อาจเกิดขึ้นได้ในอนาคต แต่การศึกษาเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์เพื่อบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำก่อนปล่อยทิ้งลงไปแหล่งน้ำผิวดินนั้นยังมีองค์ความรู้อยู่น้อยและยังต้องการการศึกษาพัฒนาต่อไป โดยเฉพาะอย่างยิ่งสำหรับการประยุกต์ใช้ในพื้นที่เขตร้อนและในประเทศกำลังพัฒนาอย่างเช่นประเทศไทย ซึ่งมีการใช้แหล่งน้ำผิวดินสำหรับกิจกรรมต่างๆ มากมาย

ดังนั้นในการศึกษานี้ ผู้วิจัยจึงได้เลือกวิธีการใช้แบบจำลองในการวิเคราะห์แก้ปัญหาการทำงานของระบบ อันนำไปสู่การแก้ปัญหาที่เกิดขึ้นในแหล่งน้ำผิวดินด้วย โดยแสดงความสัมพันธ์ระหว่างดิน น้ำ พืช และจุลินทรีย์ และกลไกในการบำบัดเพื่อการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ แบบจำลองสามารถทำให้เข้าใจกระบวนการทำงานของระบบ สามารถอธิบายกระบวนการทำงานของระบบที่มีความสลับซับซ้อน บอกถึงข้อเท็จจริงเกี่ยวกับระบบ สามารถนำผลการวิเคราะห์ไปประยุกต์ใช้ในการแก้ปัญหาที่เกิดขึ้นในระบบได้อย่างละเอียดถี่ถ้วนขึ้น และช่วยในการวางแผนในการพัฒนาระบบในอนาคตได้ (นิพนธ์ ตั้งธรรม, 2539) ซึ่งแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ที่ได้จากวิทยานิพนธ์นี้ สามารถจำลองการทำงานของกลไกต่างๆ ในระบบบึงประดิษฐ์ให้ออกมาเป็นภาพจำลองที่สามารถสื่อสารให้เข้าใจได้ง่ายขึ้น สามารถนำมาใช้ในการอธิบายกระบวนการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำของระบบ วิเคราะห์การทำงานของระบบบำบัดในแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินเพื่อการบำบัดน้ำเสียชุมชน และแนะนำวิธีการจัดการระบบที่เหมาะสมเพื่อให้สามารถบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำสำหรับประโยชน์ในการนำน้ำที่ผ่านการบำบัดไปใช้ หรือลดการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ละลายน้ำก่อนที่จะถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำผิวดินต่อไปได้ ซึ่งในการสร้างแบบจำลอง ผู้วิจัยได้นำข้อมูลที่ได้จากการศึกษาทั้งในภาคสนามและในระดับห้องปฏิบัติการมาใช้ในการพัฒนาแบบจำลอง การทดสอบแบบจำลอง และการตรวจสอบความถูกต้องแม่นยำของแบบจำลองด้วย

ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เกิดขึ้นในองค์ประกอบต่างๆ ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินที่ได้เป็นรูปแบบของการวิเคราะห์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เกิดขึ้นโดยกลไกต่างๆ ในแต่ละองค์ประกอบทางโครงสร้างในแบบใหม่ที่แตกต่างจากผลงานวิจัยที่เคยได้มีการศึกษา ซึ่งส่วนใหญ่ใช้ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของสารอินทรีย์ละลายน้ำในแบบกลไกรวมของระบบ ทำให้สามารถวิเคราะห์กลไกที่มีอิทธิพลมากและน้อยต่อการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ได้ รวมถึงวิเคราะห์ปัจจัยต่างๆ ที่เกี่ยวข้องในการทำงานของระบบได้ด้วย ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ที่ได้ยังเป็นค่าที่เหมาะสมในการดำเนินการระบบที่สภาพภูมิอากาศในแบบทางภาคใต้ของประเทศไทยที่อุณหภูมิเฉลี่ย 30°C โดยสามารถนำไปประยุกต์ใช้กับพื้นที่ภูมิอากาศของประเทศไทยและพื้นที่อื่นๆ ที่มีสภาพใกล้เคียงกันได้ และในการประยุกต์ใช้แบบจำลองของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ที่ได้จากการศึกษาในการตรวจสอบและอธิบายการเปลี่ยนแปลงคุณภาพน้ำของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ในสถานการณ์ที่เกิดขึ้นภายใต้การควบคุมระบบในปัจจุบัน ทำให้สามารถวิเคราะห์ได้ว่ากลไกการชะละลายเป็นกลไกที่มีอิทธิพลอย่างมากต่อการปลดปล่อยสารอินทรีย์ละลายน้ำคืนสู่ระบบเมื่อระบบมีระยะเวลาที่เก็บที่ยาวนาน รวมไปถึงสามารถสรุปผลการประเมินปริมาณสารก่อมะเร็งที่

อาจเกิดขึ้นในการนำน้ำไปใช้ในการผลิตประปาสำหรับการอุปโภคและบริโภคคว่ายังคงอยู่ในระดับที่สูง โดยมีทางเลือกในการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียหรือพัฒนาระบบผลิตประปาที่จะมารองรับในกรณีที่ ต้องการนำน้ำไปใช้ต่อไป ผลการศึกษาที่ได้ถือเป็นแนวทางการจัดการที่สามารถนำไปใช้ในการพัฒนา แผนการกำจัดตะกอนจุลินทรีย์ และการควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ แบบน้ำไหลบนผิวดินของเทศบาลนครหาดใหญ่ต่อไปในอนาคตได้ด้วย

1.2 สมมุติฐาน

สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ปนเปื้อนในน้ำเสียสามารถบำบัดได้โดยระบบบำบัดน้ำเสีย แบบบึงประดิษฐ์ด้วยกลไกต่างๆ ที่เกิดขึ้นในระบบ ซึ่งสามารถแยกออกเป็นกลไกที่เกิดขึ้นในแต่ละ องค์ประกอบ ได้แก่ น้ำ ดิน ตะกอนจุลินทรีย์ และพืช โดยจุลินทรีย์ที่อาศัยพึ่งพาอยู่ในองค์ประกอบ อื่นๆ นอกเหนือจากตะกอนจุลินทรีย์ให้ถือว่ามีผลกระทบน้อยมากต่อองค์ประกอบนั้น กลไกต่างๆ ได้แก่ การออกซิเดชันในน้ำ การดูดซับในดิน การย่อยสลายทางชีวภาพในตะกอนจุลินทรีย์ และการ นำไปใช้โดยพืช สามารถอธิบายด้วยสมการทางคณิตศาสตร์และใช้ในการพัฒนาแบบจำลองทาง คณิตศาสตร์ด้วยโปรแกรมประยุกต์เพื่ออธิบายการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยรวมของระบบบึง ประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินได้

1.3 วัตถุประสงค์การวิจัย

1. พัฒนาแบบจำลองที่สามารถแสดงกลไกที่สำคัญจากองค์ประกอบต่างๆ ของ ระบบ ได้แก่ การออกซิเดชันในน้ำ การดูดซับในดิน การย่อยสลายทางชีวภาพในตะกอนจุลินทรีย์ และการนำไปใช้ในพืช เพื่อศึกษาอิทธิพลขององค์ประกอบในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบ น้ำไหลบนผิวดินในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ
2. ประยุกต์ใช้แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยระบบบึงประดิษฐ์ที่ได้ ในการทำนายคุณภาพน้ำ และวิเคราะห์การทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ของ เทศบาลนครหาดใหญ่ ซึ่งใช้เป็นระบบศึกษาภายใต้การควบคุมระบบในปัจจุบัน เพื่อการเสนอแนว ทางการจัดการที่สามารถนำไปใช้ในการพัฒนาแผนการจัดการในอนาคต

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ การเคลื่อนย้ายและการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน และเข้าใจความสัมพันธ์ของกระบวนการ การลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน
2. สามารถตรวจสอบและอธิบายการเปลี่ยนแปลงคุณภาพน้ำ ในระบบบึงประดิษฐ์ แบบน้ำไหลบนผิวดิน ในสถานการณ์ที่เกิดขึ้นภายใต้การควบคุมระบบในปัจจุบัน เพื่อการวางแผนการ จัดการและการควบคุมระบบ ด้วยแบบจำลองที่พัฒนาขึ้น

1.5 ขอบเขตของการศึกษา

1. ศึกษาลักษณะทั่วไปและปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียขั้นที่สอง และระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน
2. ศึกษาจลนพลศาสตร์ของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เกิดขึ้นในองค์ประกอบต่างๆ ได้แก่ น้ำ ดิน ตะกอนจุลินทรีย์ และพืช ของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ
3. ศึกษาการเปลี่ยนแปลงและการถ่ายโอนสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ
4. สร้างแบบจำลองเพื่ออธิบายกลไกการบำบัดและความสัมพันธ์ของสภาวะแวดล้อมที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน
5. ตรวจสอบแบบจำลองที่พัฒนาขึ้น ด้วยข้อมูลที่ได้จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินที่ดำเนินการอยู่ในปัจจุบัน และประยุกต์ใช้แบบจำลองในการตรวจสอบและอธิบายการเปลี่ยนแปลงคุณภาพน้ำ ในสถานการณ์ที่เกิดขึ้นภายใต้การควบคุมระบบในปัจจุบัน เพื่อการวางแผนการจัดการและการควบคุมระบบ

บทที่ 2

ความเป็นมาและการทบทวนวรรณกรรม

2.1 ความเป็นมา

จากการทบทวนเอกสารที่ผ่านมาพบว่าในหลายพื้นที่ทั่วโลกยังมีการปล่อยน้ำเสียจากชุมชนลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ โดยเฉพาะอย่างยิ่งมีการสำรวจพบการปล่อยน้ำเสียชุมชนทิ้งลงสู่ทะเลสาบ แม่น้ำ และทะเล (Ye and Li., 2009) น้ำเสียชุมชนเหล่านี้ส่วนใหญ่ประกอบด้วยสารอินทรีย์ สารอาหารและของแข็งแขวนลอย (Chan *et al.*, 2008) ซึ่งการปล่อยของเสียเหล่านี้ลงสู่แหล่งน้ำย่อมมีผลกระทบต่อคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำ (Ghermandi *et al.*, 2007; Ye and Li., 2009) สภาพการณ์ในปัจจุบันยังพบว่าการเจริญเติบโตของชุมชนและการย้ายฐานทางเศรษฐกิจ ทำให้เกิดปัญหาน้ำเสียอย่างมาก หลายชุมชนในหลายๆ พื้นที่ยังขาดการให้การสนับสนุนในการบำบัดน้ำเสียที่ดี หรือมีไม่เพียงพอต่อความต้องการด้วย ดังนั้นการรวบรวมน้ำเสียและการบำบัดน้ำเสียจึงเป็นปัญหาที่สำคัญอย่างมากในหลายๆ ประเทศ (Trang *et al.*, 2010) ในบางประเทศถึงกับต้องใช้เทคโนโลยีขั้นสูงในการปรับปรุงคุณภาพน้ำเพื่อให้ได้น้ำที่มีคุณภาพดีสำหรับการดื่ม ซึ่งต้องเสียค่าใช้จ่ายสูงมาก (Diaz *et al.*, 2009; Ye and Li., 2009) ทั้งที่ในความเป็นจริงแล้วเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียที่ดี ที่สามารถนำไปใช้ได้อย่างมีประสิทธิภาพและเหมาะสมกับบริบทของพื้นที่ ควรมีค่าใช้จ่ายต่ำ ง่ายต่อการนำไปใช้ และใช้พลังงานน้อย (Ye and Li., 2009)

เช่นเดียวกันนี้ในพื้นที่อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ซึ่งตั้งอยู่ทางตอนใต้ของประเทศไทย พบว่ามีน้ำเสียถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ ซึ่งใช้เป็นแหล่งน้ำดิบในการผลิตน้ำประปาสำหรับชุมชนในพื้นที่ดังกล่าว ซึ่งการปนเปื้อนของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปามีผลกระทบต่อให้เกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปา (Inthanuchit *et al.*, 2008) และเป็นเรื่องยากในการควบคุมกระบวนการบำบัดด้วยสารเคมีที่ใช้กันอยู่ในปัจจุบันให้สามารถบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำให้หมดไปด้วย (Wattanavorakijkul, 2002) แนวความคิดในการประยุกต์ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ ซึ่งมีต้นทุนต่ำและง่ายต่อการใช้งาน รวมทั้งมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ สารอาหาร สารแขวนลอย เชื้อโรค โลหะหนัก รวมไปถึงสารมลพิษที่เป็นอันตรายอื่นๆ ได้ (Kayombo *et al.*, 2005; Trang *et al.*, 2010) ก่อนที่จะปล่อยสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ (Diaz *et al.*, 2009) หรือเพื่อนำกลับมาใช้ใหม่ (Ghermandi *et al.*, 2007; Garcia *et al.*, 2008) จึงเป็นทางเลือกหนึ่งสำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชนในหลายๆ พื้นที่ ซึ่งคาดหวังว่าสามารถพัฒนาไปสู่การบำบัดน้ำเสียอย่างยั่งยืนได้ในอนาคต (Kayombo *et al.*, 2005)

ในการศึกษาการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ เพื่อให้เข้าใจหลักการการทำงานของระบบในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยกลไกต่างๆ ที่มีอยู่ในระบบ โดยอาศัยความสัมพันธ์ขององค์ประกอบที่เป็นโครงสร้างหลักของระบบ ได้แก่ น้ำ ดิน ตะกอนจุลินทรีย์ และพืช เพื่อการพัฒนาและปรับปรุงระบบในพื้นที่เขตร้อนอย่างเช่นในประเทศไทย ซึ่งยังมีการศึกษาอยู่น้อย จึงเป็นเรื่องที่น่าสนใจ (Trang *et al.*, 2010) ดังนั้นการการศึกษาจึงมุ่งเน้นการพัฒนาแบบจำลองเพื่อ

การอธิบายกลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวซึ่งนิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในประเทศไทย ในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำก่อนปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ ให้สามารถวิเคราะห์ระบบเพื่อการปรับปรุงการควบคุมระบบได้ โดยอาศัยข้อมูลจากระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา การศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในห้องปฏิบัติการ และการนำโปรแกรม STELLA มาประยุกต์ใช้ในการวิเคราะห์ระบบ

2.2 การทบทวนวรรณกรรม

2.2.1 สารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic matter)

2.2.1.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติ

สารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural organic matter: NOM) เป็นคำที่ใช้เพื่ออธิบายสารประกอบอินทรีย์ที่มีอยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติ (AWWARF, 1993) สารอินทรีย์ธรรมชาติส่วนใหญ่เกิดขึ้นจากกิจกรรมทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ที่เกิดขึ้นภายในแหล่งน้ำและโดยรอบแหล่งน้ำนั้น (Kanokkantapong *et al.*, 2006) โดยสามารถแบ่งได้ 2 ส่วน คือ Pedogenic organic matter (Allochthonous) เป็นสารอินทรีย์ธรรมชาติที่มาจากการย่อยสลาย (Decomposition) ของพืช จุลินทรีย์ เชื้อรา และดิน ซึ่งสามารถถูกชะละลายลงสู่แหล่งน้ำได้ และ Aquogenic organic matter (Autochthonous) ซึ่งเกิดจากมวลสารต่างๆ ในน้ำ รวมถึงการย่อยสลายของแพลงก์ตอนและจุลินทรีย์ในน้ำ

นอกจากนี้โดยส่วนใหญ่แล้วพบว่าปริมาณของสารอินทรีย์ธรรมชาติในแหล่งน้ำ ทั้ง 2 ส่วนที่กล่าวไป ทั้งสารอินทรีย์ธรรมชาติที่สามารถชะละลายลงสู่แหล่งน้ำได้ และสารอินทรีย์ธรรมชาติที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำโดยตรง มักเป็นผลมาจากสารประกอบอินทรีย์ที่เกิดจากการกระทำของมนุษย์ (Anthropogenic organic matter: AntOM) อย่างมีนัยสำคัญ ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่ากิจกรรมต่างๆ ที่เกิดขึ้นโดยมนุษย์เป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้ปริมาณของสารประกอบอินทรีย์ธรรมชาติโดยรวมในระบบนิเวศของน้ำผิวดินและน้ำใต้ดินในแหล่งต่างๆ เพิ่มมากขึ้น (Filella, 2009)

2.2.1.2 ชนิดและการแยกประเภทของสารอินทรีย์ธรรมชาติ (Types and classification of NOM)

ด้วยเหตุผลที่ว่าข้อมูลของสารอินทรีย์มีอยู่มากมายหลายชนิด จึงต้องมีการกำหนดการจัดระเบียบหมวดหมู่หรือกลุ่มของสารอินทรีย์ขึ้น โดยมีการเสนอแนวทางต่างๆ ไว้ ดังนั้นการแยกประเภททางชีวเคมี (Biochemical classification) และการแยกประเภทด้วยกระบวนการแปรคั้นเนชัน (Fractionation method)

2.2.1.3 การแยกประเภททางเคมีชีวภาพ (Biochemical classification)

การแยกประเภททางชีวเคมี สามารถจำแนกสารอินทรีย์ออกเป็น 3 กลุ่ม ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต (Carbohydrate) โปรตีน (Protein) และไขมัน (Lipids) โดยใช้วิเคราะห์ด้วยการย้อมติดสี (Colorimetric method) หรือโครมาโตกราฟี (Chromatographic techniques) เป็นต้น (Filella, 2009)

2.2.1.4 การแยกประเภทด้วยกระบวนการแฟรคชันเนชัน (Fractionation method)

กระบวนการแฟรคชันเนชันเป็นการแยกสารอินทรีย์ออกเป็นกลุ่มด้วยคุณสมบัติของขนาดอนุภาคหรือความสามารถในการละลาย แบ่งเป็นการแยกโดยอาศัยลักษณะทางกายภาพ (Physically-based classification) และการแยกโดยอาศัยลักษณะทางเคมี (Chemically-based classification) (Filella, 2009)

ก. การแยกโดยอาศัยลักษณะทางกายภาพ (Physically-based classification) สารอินทรีย์ธรรมชาติสามารถจำแนกโดยใช้ขนาดอนุภาคซึ่งเป็นลักษณะพื้นฐานทางกายภาพในการจำแนกออกเป็นอนุภาคละลาย และอนุภาคแขวนลอยในน้ำ (Filella, 2009) โดยการแยกอนุภาคผ่านการกรอง (AWWARF, 1993) ซึ่งในการศึกษาที่ผ่านมายังไม่มีการยืนยันถึงเกณฑ์ของขนาดรูกรอง (Pore sizes) และขั้นตอนในการวิเคราะห์ที่จำเพาะ พบเพียงแต่ว่ามีมีการประยุกต์การจำแนกสารอินทรีย์ในน้ำออกเป็นอนุภาคละลาย และอนุภาคแขวนลอยด้วยการผ่านรูขนาดต่างๆ เช่น 0.7 0.6 0.45 หรือ 0.22 μm การใช้กระดาษกรองชนิดต่างๆ เช่น Whatman GF/C Whatman GF/F และ Millipore APF/F รวมถึงการเหวี่ยงแยก (Centrifugation) หรือแม้แต่การใช้อัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration) ในการจำแนก ทั้งนี้ขึ้นกับความต้องการของการศึกษา (Filella, 2009) ดังนั้นสามารถแสดงการจำแนกสารอินทรีย์ธรรมชาติได้ดังแสดงในสมการที่ 2.1 (AWWARF, 1993)

$$\text{NOM} = \text{DOM} + \text{POM} \quad 2.1$$

โดยที่

DOM = สารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic matter) $< 0.22 \mu\text{m}$

POM = สารอินทรีย์แขวนลอย (Particulate organic matter) $\geq 1.0 \mu\text{m}$

และด้วยขนาดอนุภาคที่แตกต่างกันของสารอินทรีย์ทำให้สามารถจำแนกสารอินทรีย์แขวนลอย และคอลลอยด์ออกจากกันได้ จึงได้เป็นรูปของสารละลาย คอลลอยด์ และแขวนลอย (AWWARF, 1993; Tuszynska and Obarska-Pempkowiak, 2008) สามารถแสดงได้ดังสมการที่ 2.2 (AWWARF, 1993)

$$\text{NOM} = \text{DOM} + \text{COM} + \text{POM} \quad 2.2$$

โดยที่

DOM = สารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic matter) $< 0.22 \mu\text{m}$

COM = สารอินทรีย์คอลลอยด์ (Colloidal organic matter) $0.22 \leq \text{COM} < 1.0 \mu\text{m}$

POM = สารอินทรีย์แขวนลอย (Particulate organic matter) $\geq 1.0 \mu\text{m}$

นอกจากนี้ยังสามารถจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ด้วยลักษณะน้ำหนักโมเลกุล (Molecular weight: MW) ได้ดังสมการที่ 2.2.3 (AWWARF, 1993)

$$\text{DOM} = \text{high MW DOM} + \text{low MW DOM} \quad 2.3$$

โดยที่

high MW DOM = high MW humic material + high MW biochemical and hydrophilic acids

low MW DOM = low MW humic materials + low MW biochemical and hydrophilic acids

ข. การแยกโดยอาศัยลักษณะทางเคมี (Chemically-based classification) ลักษณะทางเคมีที่สำคัญในการแยกสารอินทรีย์ คือ ลักษณะของความเป็น Humic ของสาร (Humic character) ดังสมการที่ 2.2.4 (AWWARF, 1993; Kueseng, 2010)

$$\text{DOM} = \text{humic DOM} + \text{nonhumic DOM} \quad 2.4$$

โดยที่

humic DOM = humic acids + fulvic acids (hydrophobic acids) + humin

nonhumic DOM = hydrophilic acids + biochemicals (amino acids + proteins + carbohydrates)

นอกจากนี้ด้วยสเปกตรัมที่แตกต่างกันของสารอินทรีย์ละลายน้ำทำให้สามารถจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม High MW DOM หรือกลุ่ม Humic material ได้ด้วยการวิเคราะห์ทาง Spectrophotometric analyses เช่น UV-visible absorbance ในช่วงคลื่น 254 nm หรือ Spectrofluorimeter ในช่วง Emission spectra 400-600 nm ได้ด้วยเช่นกัน (AWWARF, 1993)

ด้วยการจำแนกโดยอาศัยลักษณะทางเคมีของสารอินทรีย์ละลายน้ำ สามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ส่วน คือ ส่วนที่เป็น Humic substance ซึ่งประกอบด้วย Hydrophobic (HPO) จำพวก Humic acids Fulvic acids และ Humin และส่วนที่เป็น Non-humic substance ซึ่งประกอบด้วย Hydrophilic (HPI) จำพวก Amino acids Proteins และ Carbohydrates (Newcombe *et al.*, 1997 อ้างโดย Kueseng, 2010) โดยพบว่าองค์ประกอบของความเป็น Humic และ Fulvic ของสาร ประกอบด้วยธาตุที่เป็นองค์ประกอบแสดงดังตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 องค์ประกอบของธาตุต่างๆ ใน Humic และ Fulvic

ธาตุ	เปอร์เซ็นต์ของ Humic	เปอร์เซ็นต์ของ Fulvic
C (Carbon)	56.1	48.5
H (Hydrogen)	4.6	5.4
N (Nitrogen)	3.2	2.1
O (Oxygen)	35.3	44.8
S (Sulphur)	0.8	1.9

ที่มา: Logan, 2012

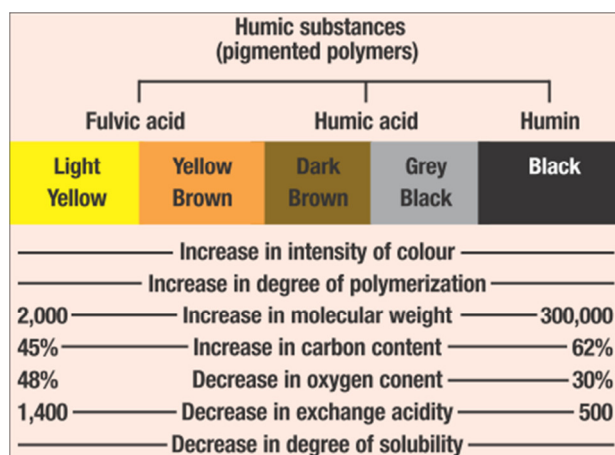
ความเป็น Humic และ Fulvic ของสาร สามารถจำแนกได้ด้วยความสามารถในการละลาย (Solubility) ที่แตกต่างกันในความเป็นกรดและด่างของสารละลาย โดยพบว่า Humic จะตกตะกอนได้ดีที่ pH ของสารละลายต่ำๆ (pH = 1 Filella, 2009; pH <2 Humintech, 2012) ในขณะที่ Fulvic สามารถละลายได้ดีในทุกๆ ความเป็นกรดด่าง (Filella, 2009) สามารถแสดงความสามารถในการละลายของสารอินทรีย์ได้ดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ความสามารถในการละลายของสารอินทรีย์

องค์ประกอบ	การละลาย		
	กรด (Acid)	อัลคาไล (Alkali)	น้ำ (Water)
Fulvic acid	Soluble	Soluble	Soluble
Humic acid	Insoluble	Soluble	Sparingly
Humin	Insoluble	Insoluble	Insoluble

ที่มา: Logan, 2012

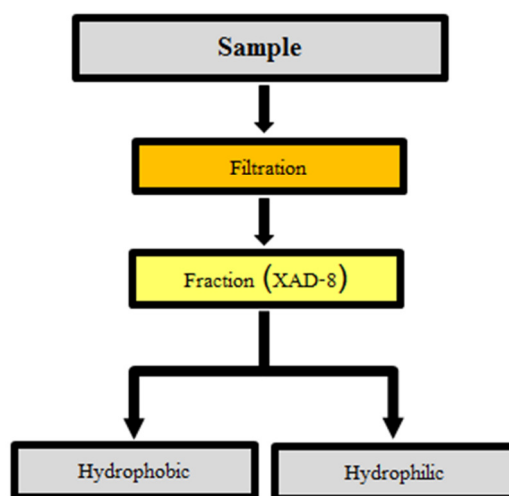
นอกจากนี้ความเป็น Humic และ Fulvic ของสาร ยังมีความเกี่ยวข้องโดยตรงกับสารสีในน้ำด้วย โดยพบว่า Fulvic เป็นสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำและมีสีโทนเหลือง ขณะที่ Humic มีสีโทนน้ำตาลเข้ม และ Humin เป็นกลุ่มที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากที่สุดและให้สีดำ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.1



ภาพประกอบที่ 2.1 ความแตกต่างของสาร Humic และคุณสมบัติทางเคมี

ที่มา: Humintech, 2012

นอกจากนี้ยังมีเทคนิคในการจำแนกสารอินทรีย์ที่นิยมใช้กันมากอีกวิธีหนึ่งซึ่งเป็นลักษณะทางเคมี โดยอาศัยหลักการแลกเปลี่ยนไอออน (Ion exchange) ความเป็นขั้ว (Polarity) ของสาร รวมถึงความชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ (Hydrophobicity) ของสาร ด้วยการดูดติดโดยใช้เรซิน ชนิด XAD macroporous (XAD-resin method) (Bengraïne and Marhaba, 2003; Quanrud *et al.*, 2004; Filella, 2009; Xu *et al.*, 2011) มีการใช้ทั้ง Amberlite XAD-8 เรซิน และ Superlite TM DAX-8 ซึ่งพบว่ามีคุณสมบัติในการจำแนกได้เช่นเดียวกัน โดย Amberlite XAD-8 เรซิน มีการผลิตน้อยลงและได้ผลิต Superlite TM DAX-8 เพื่อมาทดแทน (Filella, 2009) ซึ่งสามารถแยกสารอินทรีย์ละลายน้ำออกเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มที่ไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic: HPO) กับสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มที่ชอบน้ำ (Hydrophilic: HPI) โดยการกรองน้ำที่มีค่า pH เท่ากับ 2 ผ่านคอลัมน์ที่บรรจุเม็ดของเรซิน XAD-8 (Pinney *et al.*, 2000; Bengraïne and Marhaba, 2003; Quanrud *et al.*, 2004; Filella, 2009; Xu *et al.*, 2011) ซึ่งสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มที่ไม่ชอบน้ำจะดูดติดเรซิน (Adsorbable) และสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มที่ชอบน้ำจะถูกปล่อยให้ผ่านออกมา (Unadsorbable) (Park *et al.*, 2008) โดยพบสารกลุ่ม Humic acids ในกลุ่ม HPO (Filella, 2009) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.2



ภาพประกอบที่ 2.2 การจำแนกสารอินทรีย์ด้วยเรซิน

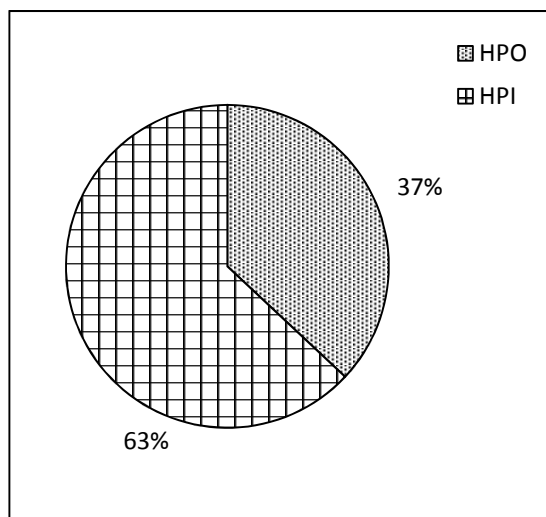
ที่มา: ดัดแปลงจาก Park *et al.*, 2008

การจำแนกสารอินทรีย์เพื่อวิเคราะห์กลุ่มของสารอินทรีย์ถึงความชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ บ่งบอกถึงความยากง่ายในการบำบัดสารอินทรีย์เหล่านั้นของระบบบำบัดได้ โดยพบว่ากลุ่ม Hydrophobic เป็นกลุ่มที่บำบัดได้ดีด้วยกระบวนการตกตะกอน ซึ่งเป็นกระบวนการบำบัดที่ใช้ในการผลิตประปาในปัจจุบันของประเทศไทย แต่บำบัดสารอินทรีย์ในกลุ่ม Hydrophilic ได้น้อยกว่า (Edzwald, 1993; Laor and Avnimelech, 2002; Tan *et al.*, 2005; Sharp *et al.*, 2006 อ้างโดย Kueseng, 2010)

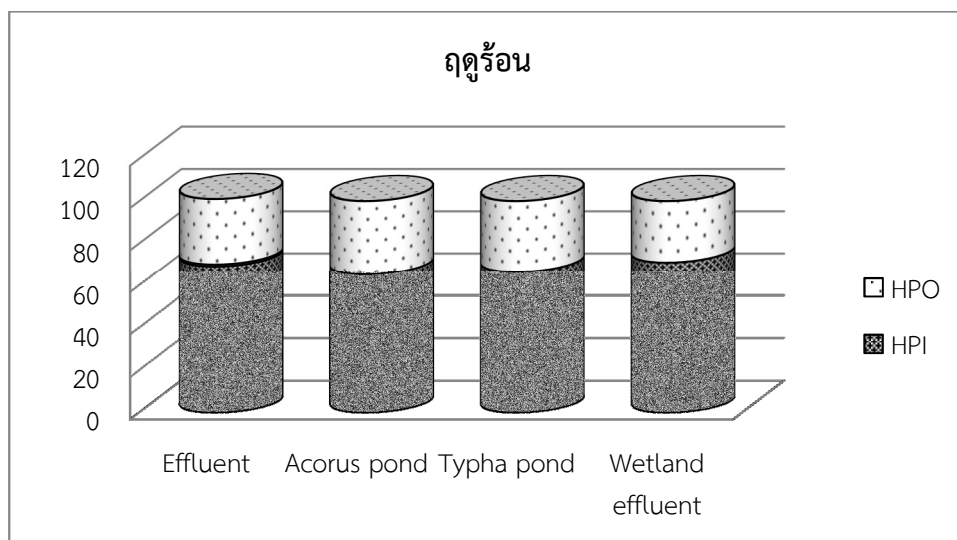
ในแหล่งน้ำธรรมชาติโดยทั่วไปจะพบสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม HPO ซึ่งเป็น Humic Fulvic และ Humin 45-65% และพบสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม HPI ซึ่งเป็น โปรตีน กรดอะมิโน และคาร์โบไฮเดรต 35-55% และโดยส่วนใหญ่แล้วในแหล่งน้ำที่มีลักษณะเป็นอ่างเก็บน้ำ (Reservoir) จะมีสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม HPO มากกว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม HPI ในขณะที่แหล่งน้ำที่มีลักษณะน้ำไหลเช่นแม่น้ำ (River) ลำคลอง (Canal) จะมีสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม HPI มากกว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม HPO (Owen *et al.*, 1995; Martin-Mousset *et al.*, 1997; Mash *et al.*, 2004; Musikavong, 2007; Valasco *et al.*, 2007 อ้างโดย Kueseng, 2010)

สำหรับการศึกษากลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์พบว่าภายหลังการจำแนกด้วยเรซินแล้วนั้น สารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบสามารถแยกเป็นกลุ่ม HPI ได้มากกว่ากลุ่ม HPO โดยพบสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม HPO 37% และ HPI 63% ในน้ำเสียที่ออกจากจากระบบบำบัดน้ำเสียบึงประดิษฐ์ซึ่งเป็นระบบขั้นที่ 2 ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ (Wastewater reclamation plant) ที่รองรับน้ำเสียชุมชน ในเมืองซานโจควิน รัฐแคลิฟอร์เนีย สหรัฐอเมริกา ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.3 (Barber *et al.*, 2001) รวมถึงการวิเคราะห์ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินซึ่งเป็นระบบบำบัดขั้นที่ 2 ที่รองรับน้ำเสียชุมชนในเมืองตามยางประเทศเกาหลีใต้ ผลการเปรียบเทียบการวิเคราะห์ในฤดูกาลที่แตกต่างกันก็สามารถแยกเป็นกลุ่ม

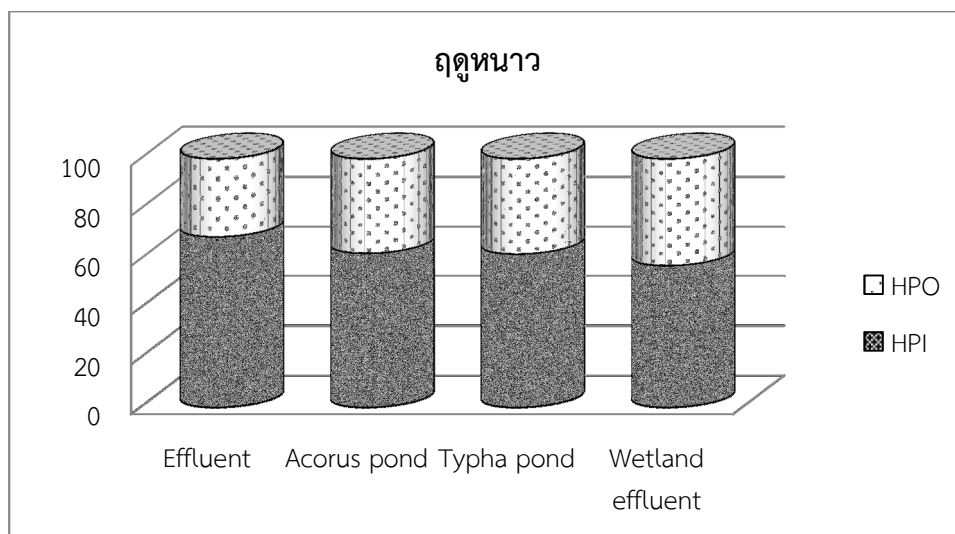
HPO ได้ 29-35% HPI ได้ 65-71% ในฤดูร้อน (ภาพประกอบที่ 2.4 (a)) และกลุ่ม HPO 57-69% HPI ได้ 31-43% ในฤดูหนาว (ภาพประกอบที่ 2.4 (b)) (Park *et al.*, 2008)



ภาพประกอบที่ 2.3 สัดส่วนของ HPO และ HPI จากระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระบบบำบัด
 ขั้นที่ 2 ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ
 ที่มา: ดัดแปลงจาก Barber *et al.*, 2001



(a)



(b)

ภาพประกอบที่ 2.4 สัดส่วนของ HPO และ HPI ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

(a) ในช่วงฤดูร้อน (b) ในช่วงฤดูหนาว

หมายเหตุ HPO คือ Hydrophobic

HPI คือ Hydrophilic

ที่มา: ดัดแปลงจาก Park *et al.*, 2008

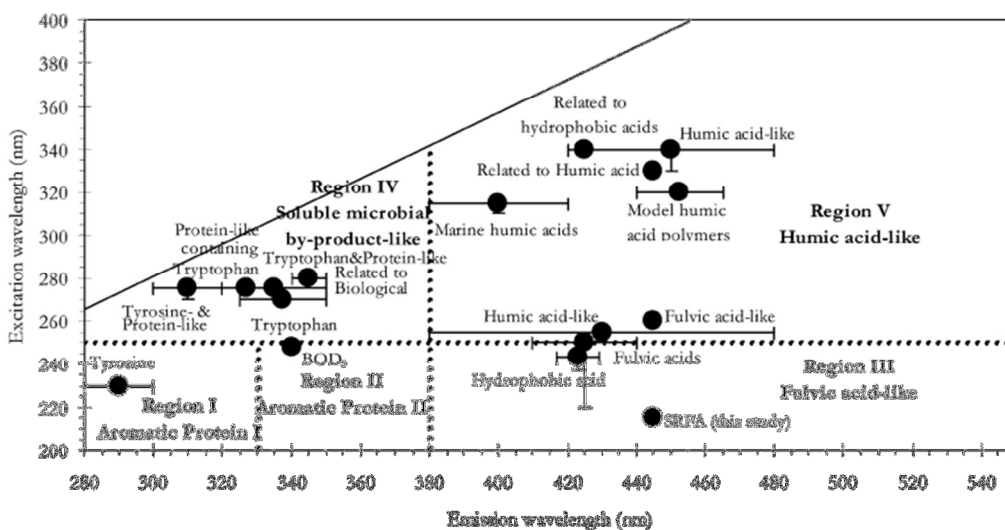
2.2.1.5 การพิจารณาหมู่ของสารอินทรีย์ละลายน้ำ

นอกจากจะสามารถแยกกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำออกเป็น HPO และ HPI ได้แล้ว ยังสามารถจำแนกหมู่ของสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มต่างๆ ได้ด้วย โดยสามารถแยกย่อยตามกลุ่มของความเป็นกรด เป็นกลาง และเป็นด่าง ดังตารางที่ 2.3 (Kanokkantapong *et al.*, 2006) ดังนั้น โดยสรุปแล้วสารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic matter: DOM) เป็นสารประกอบเนื้อผสม (Heterogeneous mixture) ที่ประกอบไปด้วย Hydrophilic acids Humic substance Proteins Lipids Carboxylic acids Polysaccharides Hydrocarbons และ Amino acids (Wei *et al.*, 2009)

ตารางที่ 2.3 หมู่ของสารอินทรีย์ในสารอินทรีย์กลุ่ม HPO และ HPI

Hydrophobic (HPO)			Hydrophilic (HPI)		
Acids (HPOA)	Bases (HPOB)	Neutrals (HPON)	Acids (HPIA)	Bases (HPIB)	Neutrals (HPIN)
aliphatic carboxylic acids of five to nine carbons, one and two-ring aromatic carboxylic acids, aromatic acids, one and two-ring phenols, tannins	proteins, one and two-ring aromatic amines except for pyridine, high molecular weight alkyl	hydrocarbon; aliphatic alcohols, alkyl alcohols, ethers, ketones, and aldehydes, aliphatic carboxylic acids and aliphatic amines with more than five carbons, aromatic carboxylic acids with more than nine carbons, aromatic amines of three rings and greater	aliphatic acids of less than five carbons, hydroxyl acids, sugars, low molecular weight alkyl monocarboxylic and dicarboxylic acids	aliphatic amines with less than nine carbons, amino acids, pyridines, purines, pyrimidines, low molecular weight alkyl amines	aliphatic amides, alcohols, aldehydes, esters, ketones with less than five carbons, polysaccharides

ในการวิเคราะห์สารอินทรีย์ในน้ำด้วย Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) สามารถจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำออกเป็นหมู่ต่างๆ ได้โดยการแบ่งตามพื้นที่ (Region) ของค่า Excitation และ Emission ที่วิเคราะห์ได้ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.5 โดยมีรายละเอียดของค่า Excitation และ Emission ในการจำแนกสารอินทรีย์หมู่ต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 2.4



ภาพประกอบที่ 2.5 ตำแหน่งของสารอินทรีย์ในการวิเคราะห์ด้วย FEEM

ที่มา: Chen *et al.*, 2003 และ NKambule *et al.*, 2011

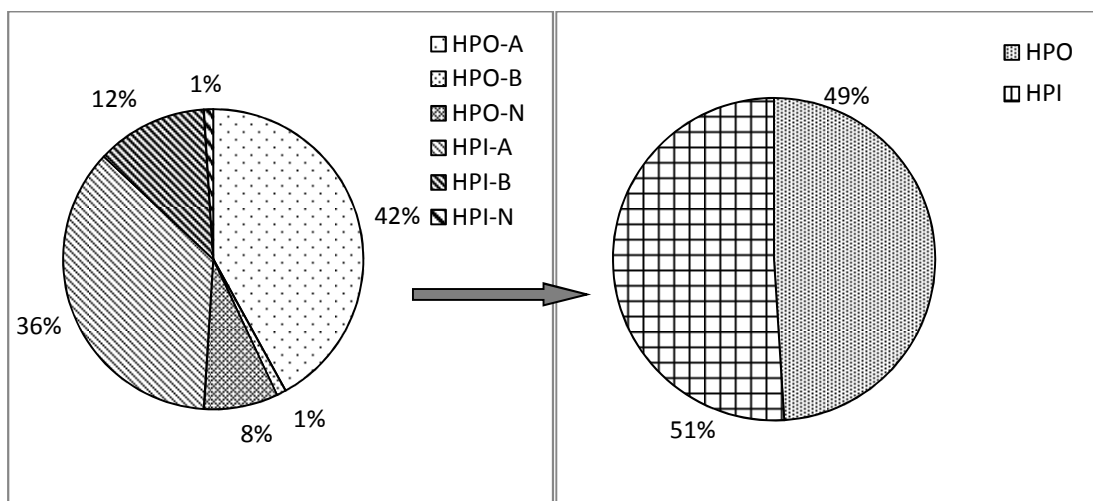
ตารางที่ 2.4 รายละเอียดของค่า Excitation และ Emission ของสารอินทรีย์ละลายน้ำแต่ละกลุ่ม

สารอินทรีย์	Excitation (nm)/emission (nm)
Tyrosine	270-275/300-302
Tyrosine-like proposed	220-275/300-305, 275/310, 230/300
Tryptophan	280/342-346
Tryptophan-like proposed	220-275/340-350, 275/340, 265-280/300-370, 275/340, 265-280/300-370, 278-279/340-353, 277/351, 278/353, 280/320
Fulvic acids	350/450, 315/437-441, 245/445, 320/443, 220/445, 255/455, 320/450, 265/475, 325/440
Humic acids	250/450, 235-255/453-465, 260/485, 330/470, 270/550, 360/560, 261/457, 325/452
Fulvic acid and Humic acid-like proposed	235/435, 320/430, 290-340/395-430, 230/440, 340/440, 260/380-460, 350/420-480, 339/420-422, 343/433, 320-360/400-470

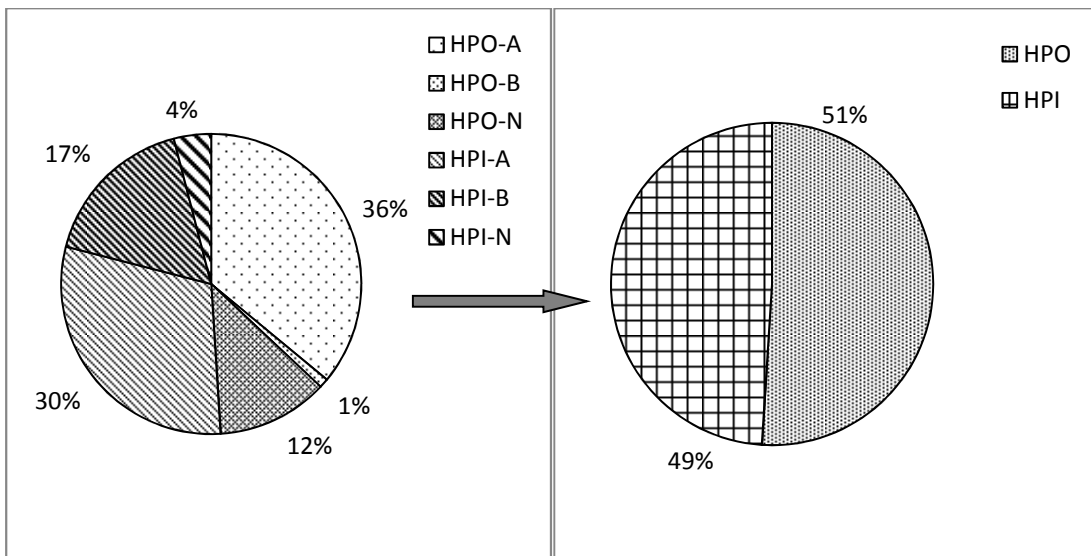
ที่มา: Jonhom *et al.*, 2009

ซึ่งในการจำแนกกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 จากระบบบำบัดน้ำเสียซึ่งประกอบด้วยระบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) เป็นระบบบำบัดขั้นที่ 2 พบกลุ่ม HPO 49-51% (ผลรวมของ HPO-A HPO-B และ HPO-N) และกลุ่ม HPI 49-51% (ผลรวมของ HPI-A HPI-B และ HPI-N) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.6 (a-b) ซึ่งเป็นการศึกษาที่พบในการวิเคราะห์น้ำเสียในการบำบัดน้ำเสียชุมชนก่อนส่งเข้าบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ (Wastewater reclamation system) ในสหรัฐอเมริกา (Barber *et al.*, 2001) และมีโอกาสพบการจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม HPO 31% HPI 69% (ผลรวมของ

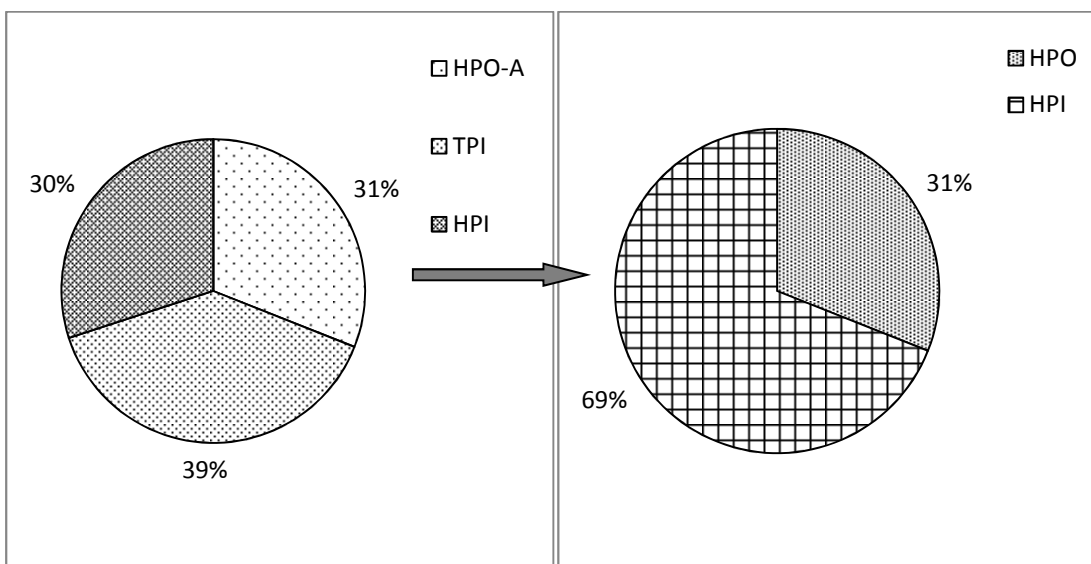
Transphilic (TPI) และ Hydrophilic (HPI)) ในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 ของระบบที่รองรับน้ำเสียชุมชนในเกาหลีใต้ ทั้งในฤดูร้อนและฤดูหนาว ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.6 (c-d) (Park *et al.*, 2008) รวมทั้งมีโอกาสพบการจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม HPO 38% (ผลรวมของ HPO-A และ HPO-N) และเป็นกลุ่ม HPI 62% (ผลรวมของ TPI-A TPI-N และ HPI) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.6 (e) ในน้ำที่ออกจากระบบบำบัดแบบไร้อากาศและแบบตะกอนเร่งแบบใช้อากาศ (Anaerobic-aerobic activated sludge) ซึ่งเป็นส่วนหนึ่งของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ ในเมืองฮาร์บิน ประเทศจีน ที่ปล่อยน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วลงสู่แม่น้ำใต้ดินด้วย (Wei *et al.*, 2009) ดังนั้นกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 แล้วอาจมีกลุ่ม HPO มากกว่าเท่ากับหรืออาจน้อยกว่ากลุ่ม HPI ก็ได้ ขึ้นกับประสิทธิภาพของการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งมีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ในกลุ่ม HPO และ HPI ด้วยกลไกที่มีอยู่ในระบบได้มากน้อยแตกต่างกัน โดยทั่วไปแล้วสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม HPO เป็นสารกลุ่มไม่ชอบน้ำ และมีความสามารถในการละลายน้ำต่ำกว่าสารอินทรีย์ในกลุ่ม HPI ดังนั้นสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม HPO จึงสามารถบำบัดด้วยกลไกการตกตะกอนได้ง่ายกว่าสารอินทรีย์ในกลุ่ม HPI (Kueseng, 2010) ในกรณีนี้ด้วยเหตุผลดังกล่าวจึงเป็นไปได้ว่าหากกลไกการตกตะกอนของระบบบำบัดน้ำเสียมีความแตกต่างกัน ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยกลไกการตกตะกอนของระบบก็จะมีผลให้สามารถตรวจพบสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ผ่านการบำบัดที่เหลืออยู่ในกลุ่ม HPO และ HPI ที่แตกต่างกันได้



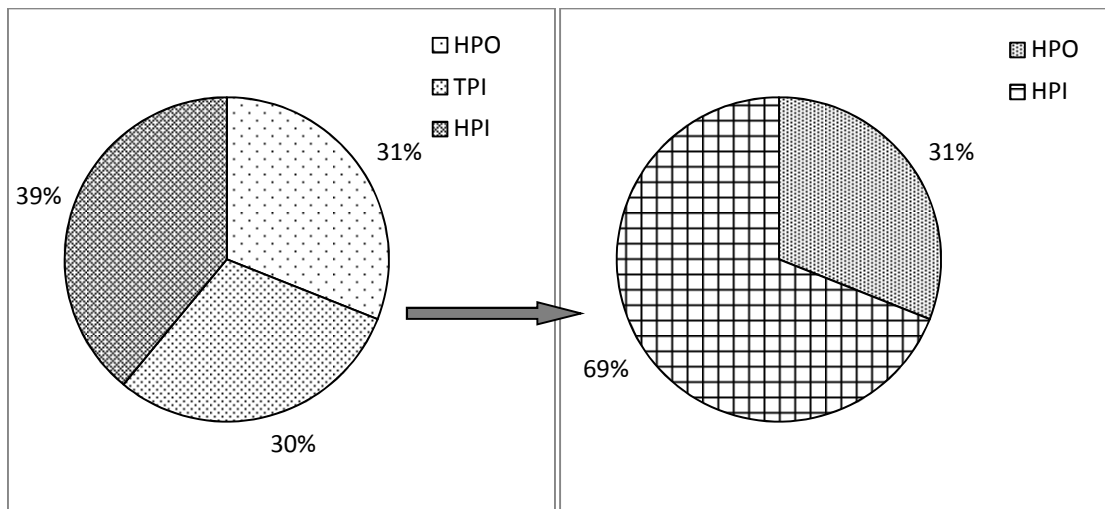
(a)



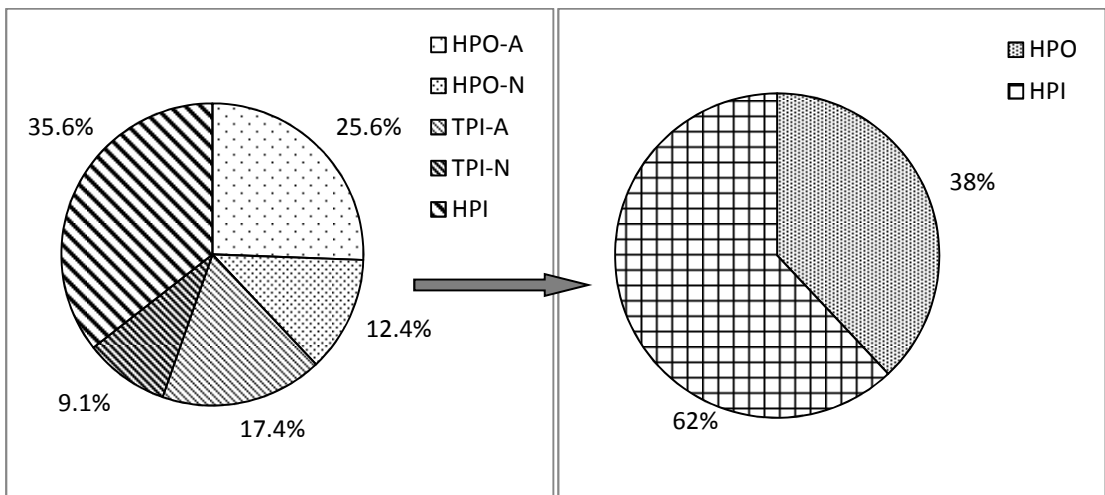
(b)



(c)



(d)

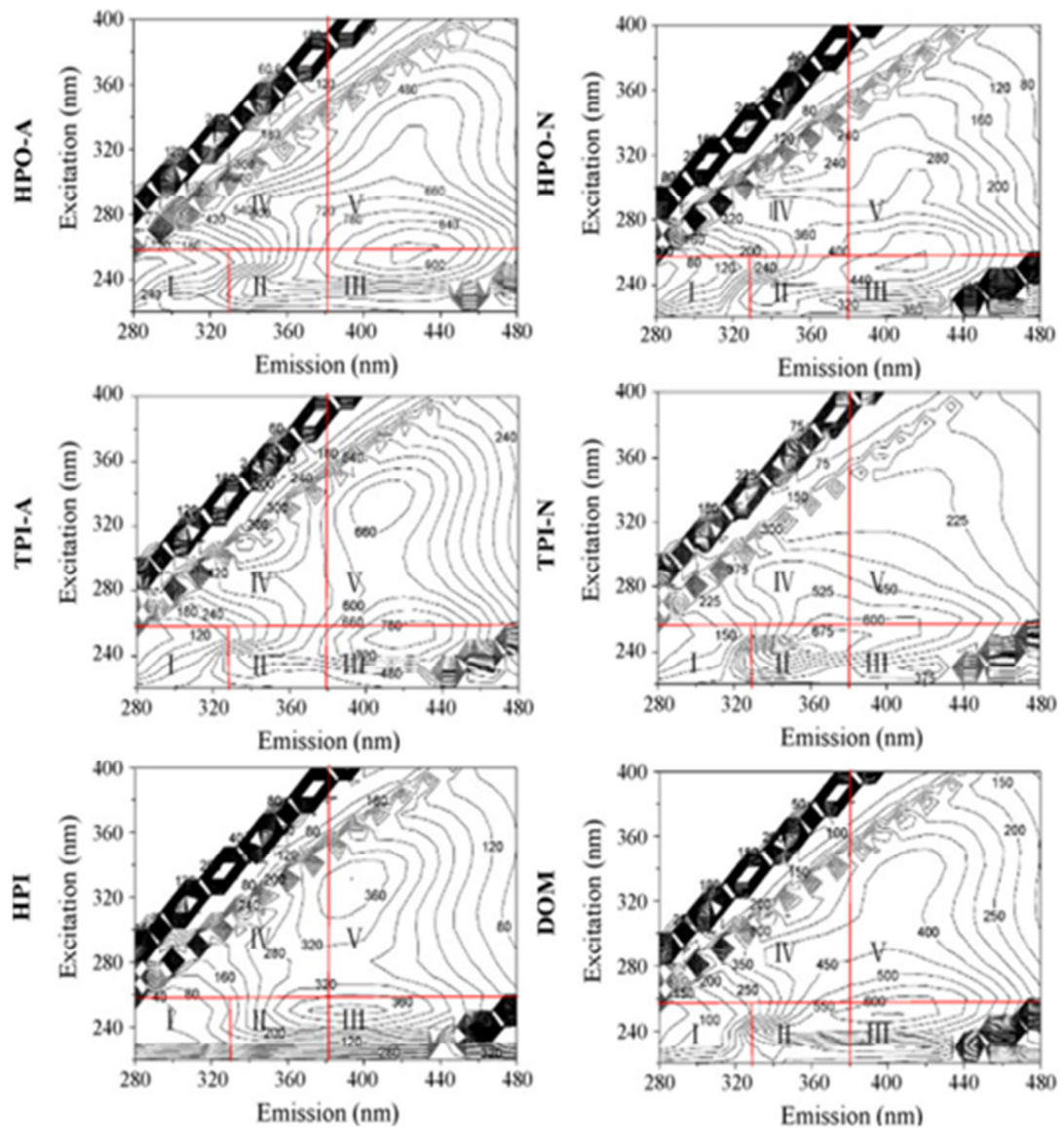


(e)

ภาพประกอบที่ 2.6 การจำแนกกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 แล้ว

(a) ระบบแบบ 3-phase ของ Hemet/San Jacinto Regional Wastewater Reclamation Facility ณ Southern California (b) ระบบแบบ Demonstration ของ Hemet/San Jacinto Regional Wastewater Reclamation Facility ณ Southern California (c) Damyang wastewater treatment plant ประเทศเกาหลีใต้ ช่วงฤดูร้อน (d) Damyang wastewater treatment plant ประเทศเกาหลีใต้ ช่วงฤดูหนาว (e) ระบบแบบ Anaerobic-aerobic activated sludge treatment ของ Wenchang Wastewater Treatment Plant เมืองฮาร์บิน ประเทศจีน
ที่มา: ดัดแปลงจาก Barber *et al.*, 2001; Park *et al.*, 2008 และ Wei *et al.*, 2009

และยังพบว่ากลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สามารถตรวจพบได้ในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่สองแล้วนั้น เป็นกลุ่ม Humic and Fulvic-like material ซึ่งจะอยู่ใน Region III และ V (Wei *et al.*, 2009) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.7



ภาพประกอบที่ 2.7 ตำแหน่งของกลุ่ม Humic and Fulvic-like material ของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่สองแล้ว
ที่มา: ดัดแปลงจาก Wei *et al.*, 2009

ดังนั้นสามารถสรุปได้ว่าการจำแนกกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 แล้ว สามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ทั้งกลุ่ม HPO และ HPI โดยในข้อมูลข้างต้นการจำแนกสามารถตรวจพบกลุ่ม HPI มากกว่ากลุ่ม HPO เป็นส่วนใหญ่ แต่ทั้งนี้

ขึ้นกับประสิทธิภาพของการบำบัดของระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งมีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ในกลุ่ม HPO และ HPI ด้วยกลไกที่มีอยู่ในระบบได้มากน้อยแตกต่างกัน และพบว่ากลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สามารถตรวจพบได้ในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 แล้ว เป็นสารอินทรีย์ในกลุ่ม Humic and Fulvic-like material ซึ่งคาดการณ์ได้ว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มนี้เป็นสารอินทรีย์กลุ่มที่สามารถบำบัดได้ยากด้วยกลไกการบำบัดในการบำบัดขั้นที่ 2 ก่อนเข้าระบบบึงประดิษฐ์ด้วย

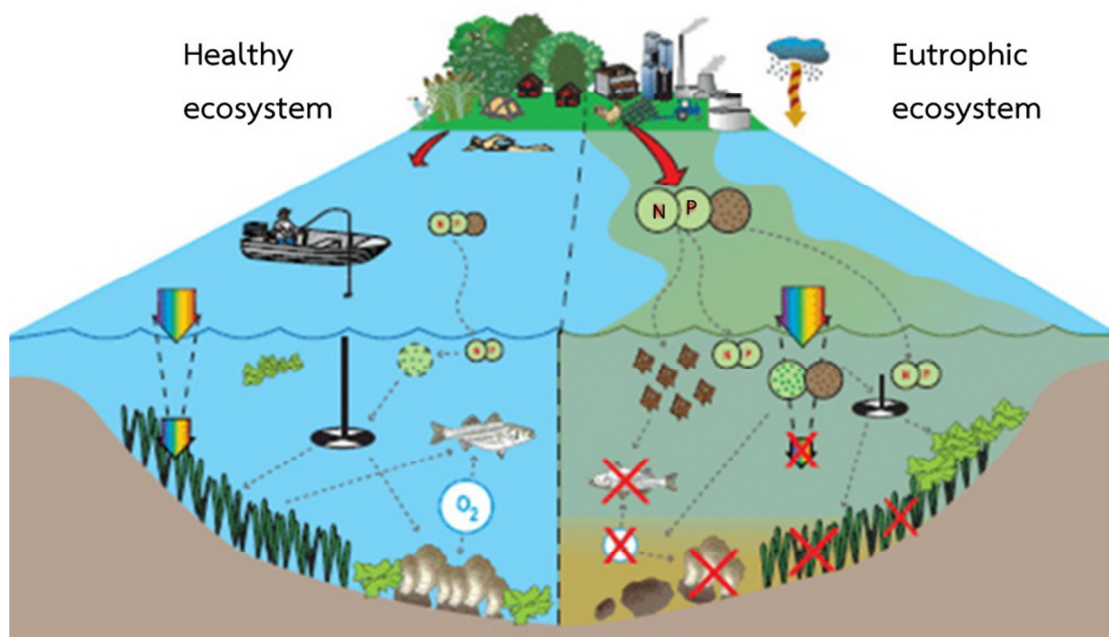
2.2.1.6 ความเป็นอันตรายของสารอินทรีย์ในน้ำ

สารอินทรีย์ในน้ำก่อให้เกิดปัญหาต่างๆ มากมายเกี่ยวกับคุณภาพน้ำในระบบนิเวศ (Pinney *et al.*, 2000) สารอินทรีย์เหล่านี้เป็นตัวลดการส่องผ่านของแสงในน้ำ เป็นแหล่งอาหารและพลังงานสำหรับจุลินทรีย์ในแหล่งน้ำทำให้เกิดการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว (Pinney *et al.*, 2000; Li *et al.*, 2008) สารอาหารจำพวกฟอสฟอรัส และไนโตรเจน ยังเป็นสาเหตุให้เกิดยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ในแหล่งน้ำ ทำให้คุณภาพน้ำลดต่ำลงเนื่องจากการเบ่งบานของสาหร่าย (Algal blooms) การเพิ่มขึ้นของพืชน้ำหรือวัชพืชน้ำอย่างรวดเร็ว ทำให้ออกซิเจนในแหล่งน้ำลดต่ำลง ปลาตาย เกิดการแพร่กระจายของเชื้อก่อโรค ลดความหลากหลายทางชีวภาพ และลดคุณภาพชีวิตของสิ่งมีชีวิตที่อาศัยในแหล่งน้ำและพื้นที่โดยรอบได้ (Bojcevska and Tonderski, 2007) ดังตารางที่ 2.5 และภาพประกอบที่ 2.8

ตารางที่ 2.5 สารปนเปื้อนและผลกระทบ

มลพิษ	ผลกระทบ	เส้นทางการปนเปื้อน
Nitrogen	Health Environment	Infant water supply Eutrophication
Phosphorus	Health Environment	No direct impact Eutrophication
Pathogens	Health Environment	Water supplies, crops, aerosols Soil accumulation, Infect wildlife
Metals	Health Environment	Water supplies, crops or animals in human food chain Long-term soil damage, toxic to plants or wildlife
Trace organics	Health Environment	Water supplies, food chain, crops or animals Soil accumulation

ที่มา: ดัดแปลงจาก U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1998



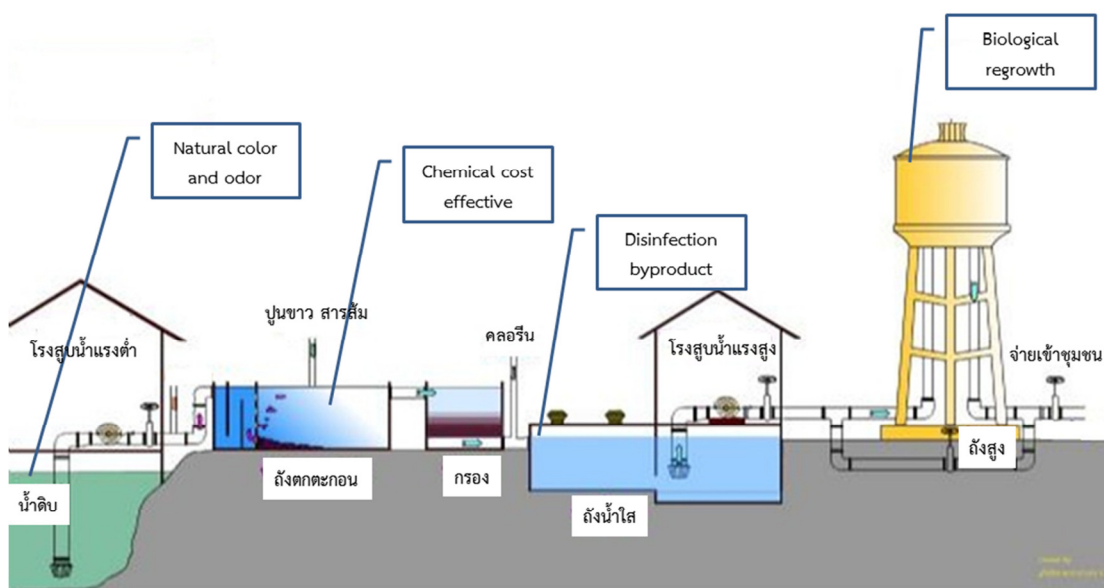
ภาพประกอบที่ 2.8 มลพิษทางน้ำที่เกิดจากสารอินทรีย์ที่เป็นสารอาหาร

ที่มา: <http://coastalscience.noaa.gov/news/feature/01112008a.html>

สารอินทรีย์ละลายน้ำเหล่านี้ไม่สามารถบำบัดให้หมดไปได้โดยระบบบำบัดน้ำเสีย และมีผลกระทบมากเมื่อระบบบำบัดน้ำเสียเหล่านั้นปล่อยน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติซึ่งนำไปใช้ในการผลิตน้ำประปาโดยตรงหรือการปล่อยกลับลงสู่แหล่งน้ำใต้ดินที่ใช้เป็นแหล่งผลิตน้ำประปาด้วยเช่นกัน (Pinney *et al.*, 2000) โดยเฉพาะอย่างยิ่งในการผลิตประปาโดยทั่วไป ซึ่งโดยส่วนใหญ่แล้วสารอินทรีย์ในธรรมชาติเหล่านี้ซึ่งอยู่ในรูปของสารอินทรีย์แขวนลอย สามารถบำบัดได้ด้วยกระบวนการตกตะกอนด้วยสารเคมีที่ใช้กันโดยทั่วไปในระบบผลิตประปา เว้นเสียแต่สารอินทรีย์ในรูปที่เป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำที่กำจัดออกไปได้ยากด้วยกระบวนการทางเคมีกายภาพทั่วไป ต้องใช้การบำบัดด้วยเทคโนโลยีขั้นสูง เช่น การกรองด้วยเมมเบรน ซึ่งมีผลทำให้ค่าใช้จ่ายในการผลิตน้ำประปาสูงตามไปด้วย (Diaz *et al.*, 2009; Bieroza *et al.*, 2010) ทำให้ในการผลิตน้ำประปาส่วนใหญ่มีสารอินทรีย์ละลายน้ำหลงเหลืออยู่ ซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อสุขภาพของผู้ใช้น้ำได้โดยตรง (Pinney *et al.*, 2000) เนื่องจากกระบวนการฆ่าเชื้อโรคในน้ำประปาที่ใช้กันอยู่ทั่วไปในปัจจุบันเป็นการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นระหว่างคลอรีนและสารอินทรีย์ละลายน้ำนั้นก่อให้เกิดสารก่อมะเร็ง (Disinfection by products: DBPs) (Pinney *et al.*, 2000; Yee *et al.*, 2006; Diaz *et al.*, 2009) ในรูปของ Trihalomethanes (THMs) Haloacetic acids (HAAs) N-nitrosodimethylamine (NDMA) Haloacetonitrile (HANs) Halonitromethanes (HNMs) และ Haloacetamides (HAcAms) (Li *et al.*, 2008; Diaz *et al.*, 2009; Chen and Waterhoff, 2010; Xu *et al.*, 2011; Chu *et al.*, 2011) ที่พบมากที่สุดคือ THM ซึ่งประกอบด้วย Chloroform (CHCl_3) Bromodichloromethane (CHCl_2Br) Dibromochloromethane (CHClBr_2) และ Bromoform (CHBr_3) และมีกพบปริมาณของ $\text{CHCl}_3 > \text{CHCl}_2\text{Br} > \text{CHClBr}_2 >$

CHBr_3 ตามลำดับในแหล่งน้ำธรรมชาติ เช่น แม่น้ำ โดยผลรวมของสาร THM ทั้ง 4 ชนิดนี้รวมเรียกว่า Total Trihalomethane (TTHM) ซึ่ง USEPA ตรวจพบแล้วว่าเป็นสารที่สามารถออกฤทธิ์ก่อมะเร็งได้ในระดับ B คือสามารถก่อมะเร็งในมนุษย์ได้ และยังเป็นกลุ่มที่ WHO ตรวจพบว่ามักตกค้างด้วยความเข้มข้นมากที่สุดอีกด้วย โดยจะส่งผลกระทบต่อความสามารถในการสืบพันธุ์ การคลอด ระบบไหลเวียนโลหิต และอวัยวะภายใน เช่น ตับ ไต เป็นต้น (Janthong, 2010)

นอกจากปัญหาทางด้านนิเวศแหล่งน้ำจากสารอินทรีย์ละลายน้ำและปัญหาทางด้านสุขภาพของมนุษย์จากสารก่อมะเร็งที่เกิดขึ้นในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนแล้ว สารอินทรีย์ละลายน้ำเหล่านี้ยังก่อให้เกิดสี กลิ่นอันเป็นที่น่ารังเกียจ เกิดรสชาติในน้ำ เกิดปัญหาการอุดตันอย่างมากในการกรองน้ำ สิ้นเปลืองสารเคมีและค่าใช้จ่ายในการกำจัดเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำมากขึ้น รวมไปถึงทำให้เกิดการเจริญเติบโตซ้ำ (Regrowth) ของจุลินทรีย์ในระบบจ่ายของประปาด้วย (Wattanavorakijkul, 2002; Janhom, 2004; Musikavong, 2006; Jarusutthirak *et al.*, 2007; Bieroza *et al.*, 2010) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.9

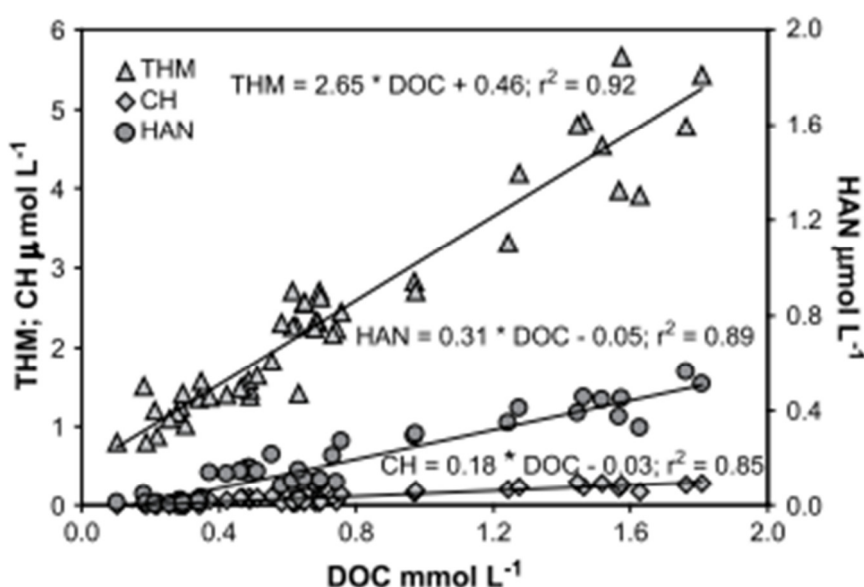


ภาพประกอบที่ 2.9 ผลกระทบของสารอินทรีย์ละลายต่อระบบผลิตประปา

ที่มา: ดัดแปลงจาก <http://prapanongphok.siam2web.com/>

จึงมีการศึกษาเพื่อหาวิธีการในการฆ่าเชื้อโรคในน้ำให้มีประสิทธิภาพมากขึ้นแทนการใช้สารเคมีจำพวกคลอรีนเพื่อลดปัญหาสารก่อมะเร็งที่เกิดจากปฏิกิริยาของสารอินทรีย์ละลายน้ำและคลอรีน เช่น การใช้รังสีอัลตราไวโอเล็ต (Ultraviolet: UV) การกรองด้วยเมมเบรนแลกเปลี่ยนไอออน เป็นต้น (USEPA, 1998; Bieroza *et al.*, 2010) แต่ก็ยังประสบปัญหาในเรื่องของต้นทุนการผลิต การดำเนินการระบบ และการบำรุงรักษา ซึ่งเป็นข้อจำกัดที่ทำให้ยังไม่สามารถนำมาทดแทนการใช้สารเคมีได้

นอกจากนี้ในเรื่องผลกระทบของสารก่อมะเร็งยังพบว่าหากมี DOC ในแหล่งน้ำมากกว่า 2 mg/L จะทำให้มีโอกาสเกิดสารก่อมะเร็ง (Disinfection byproduct formation potential: DPB-FP) เช่น Trihalomethanes (THM-FP) Haloacetonitriles (HAN-FP) Chloralhydrate (CH-FP) และ Haloketones (HK-FP) มากขึ้นด้วย (Diaz *et al.*, 2009; Kueseng, 2010) แต่สำหรับมาตรฐานในบางพื้นที่ เช่น แคลิฟอร์เนีย ได้มีการกำหนดค่า DOC ไว้ <3 mg/L เพื่อการควบคุมค่าใช้จ่ายให้มีประสิทธิภาพในกระบวนการผลิตน้ำดื่มด้วย (Diaz *et al.*, 2009) ซึ่งสามารถแสดงความสัมพันธ์แบบแปรผันตามกันระหว่าง DOC และ DPB-FP ได้ดังภาพประกอบที่ 2.10



ภาพประกอบที่ 2.10 ความสัมพันธ์ระหว่าง DOC และ DPB-FP

ที่มา: Diaz *et al.*, 2009

มีการรายงานค่า Specific reactivity หรือความสัมพันธ์ของ DOC และ TTHM ไว้ที่ประมาณ 30-60 $\mu\text{gTTHM}/\text{mgDOC}$ ในน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์ด้วยซึ่งใกล้เคียงกับค่าที่วัดได้ในน้ำที่ใช้ในการผลิตน้ำดื่มทั่วไป ดังนั้นน้ำเสียจากระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ส่วนใหญ่ก็ยังคงมีค่า DOC ในความเข้มข้นที่สูงพอที่จะเกิดสารก่อมะเร็งอย่างมีนัยสำคัญอยู่ (Pinney *et al.*, 2000)

นอกจากนี้ยังมีการศึกษาความสัมพันธ์ DOC และ THMFP จากการศึกษาในน้ำผิวดินโดยใช้พื้นที่ศึกษาเป็นคลองอู่ตะเภาซึ่งเป็นคลองสายหลักในลุ่มน้ำอู่ตะเภา ที่ระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ และคลองขุดตั้งอยู่ด้วย โดยมีจุดมุ่งหมายของการวิจัยเพื่อใช้ดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ในรูป DOC ในการทำนายปริมาณของ THMFP ให้สามารถลดขั้นตอนในการวิเคราะห์ THMFP ที่ซับซ้อนและยุ่งยาก ลดค่าใช้จ่ายและง่ายต่อการเฝ้าระวังการใช้น้ำจากจากคลองอู่ตะเภาได้ (Inthanuchit, 2009; Srimuang, 2011) พบว่าความสัมพันธ์ที่ได้สามารถใช้ทำนายปริมาณ THMFP

ด้วยปริมาณ DOC ทั้งในฤดูฝนและฤดูร้อน โดยให้ค่าความสัมพันธ์อยู่ในเกณฑ์ปานกลางถึงดี โดยสามารถแสดงสมการความสัมพันธ์ของ DOC (mg/L) และ THMFP ($\mu\text{g/L}$) ได้ดังสมการที่ 2.5-2.8 ตามลำดับ

$$\text{THMFP} = 69.686\text{DOC} + 1.936 \quad 2.5$$

แสดงความสัมพันธ์ในฤดูฝน ที่ $R^2 = 0.96$ (Inthanuchit, 2009)

$$\text{THMFP} = 83.397\text{DOC} - 13.245 \quad 2.6$$

แสดงความสัมพันธ์ในฤดูร้อน ที่ $R^2 = 0.91$ (Inthanuchit, 2009)

$$\text{THMFP} = 138.18\text{DOC} \quad 2.7$$

แสดงความสัมพันธ์ในฤดูฝน ที่ $R^2 = 0.90$ (Srimuang, 2011)

$$\text{THMFP} = 77.59\text{DOC} + 83.854 \quad 2.8$$

แสดงความสัมพันธ์ในฤดูร้อน ที่ $R^2 = 0.96$ (Srimuang, 2011)

และได้มีการกำหนดค่ามาตรฐานการปนเปื้อน THM สำหรับน้ำประปา และค่ามาตรฐาน Maximum contaminant level (MCL) ในการได้รับ THMs ไว้ดังตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ค่ามาตรฐานการปนเปื้อน THM สำหรับน้ำประปา

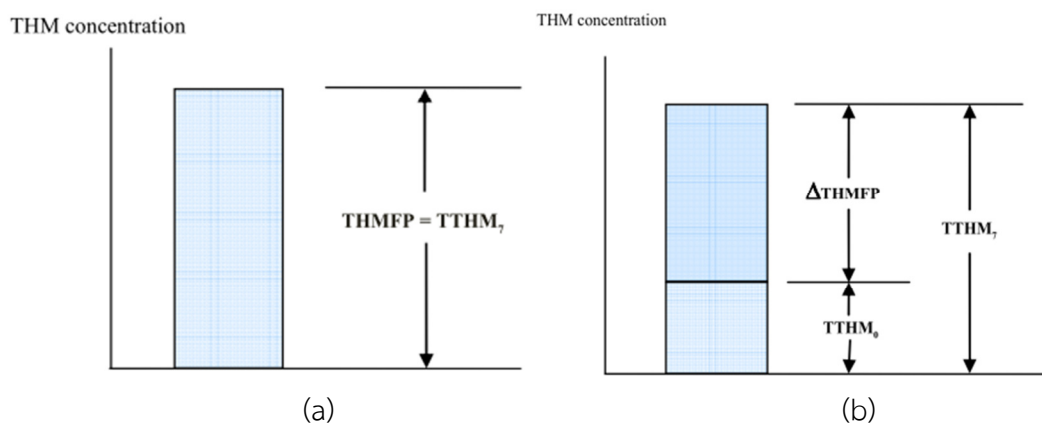
ลำดับที่	ประเทศ	กลุ่มสาร	MCL ($\mu\text{g/L}$)
1	Austria	THMs	30
2	Belgium	THMs	30
3	Canada	THMs	100
4	Czech Republic	THMs	100
5	England	THMs	100
6	European Union	TTHM	100
7	Germany	THMs	50
8	Ireland	THMs	100
9	Italy	THMs	30
10	Japan	CHCl ₃	60
		CHCl ₂ Br	30
		CHClBr ₂	10
		CHBr ₃	90
11	Luxembourg	THMs	50
12	Norway	THMs	100
13	Scotland	THMs	100
14	Spain	THMs	100
15	Sweden	THMs	50
16	Switzerland	THMs	25

ตารางที่ 2.6 ค่ามาตรฐานการปนเปื้อน THM สำหรับน้ำประปา (ต่อ)

ลำดับที่	ประเทศ	กลุ่มสาร	MCL ($\mu\text{g/L}$)
17	Thailand	CHCl_3	200
		CHCl_2Br	60
		CHClBr_2	100
		CHBr_3	100
18	Turkish	THMs	100
ลำดับที่	หน่วยงาน	กลุ่มสาร	MCL ($\mu\text{g/L}$)
1	USEPA	TTHM	80
		HAAs	60
2	US	THMs	40
3	WHO	TTHM	100

ที่มา: ดัดแปลงจาก Inthanuchit, 2009; Briwichayawisut, 2009; Rodwinij, 2009 และ Kueseng, 2010

และได้อธิบายความสัมพันธ์ของ TTHM และ THMFP ไว้ว่าหากเป็นตัวอย่างของน้ำที่ไม่มีคลอรีนในขณะทำการเก็บตัวอย่าง THMFP จะมีค่าเท่ากับ TTHM_7 ซึ่งเป็นการรายงานค่าโดยทั่วไปในการวิเคราะห์ค่า TTHM ภายหลังจากการเก็บไว้เป็นเวลา 7 วัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.11(a) โดยถือว่าค่า THMFP เป็นค่า TTHM_7 ที่วิเคราะห์ได้ แต่ถ้าหากในการทำการเก็บตัวอย่างมีการเติมคลอรีนหรือมีคลอรีนตกค้างอยู่ ค่า THMFP จะเป็นส่วนหนึ่งของค่า TTHM_7 โดยจะสามารถวัดค่า TTHM_0 หรือค่า TTHM เริ่มต้นได้ค่าหนึ่งด้วย ซึ่งในกรณีนี้ค่า THMFP จะเป็นผลต่างของค่า TTHM_7 และ TTHM_0 ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.11(b)



ภาพประกอบที่ 2.11 ความสัมพันธ์ระหว่าง THMFP และ TTHM

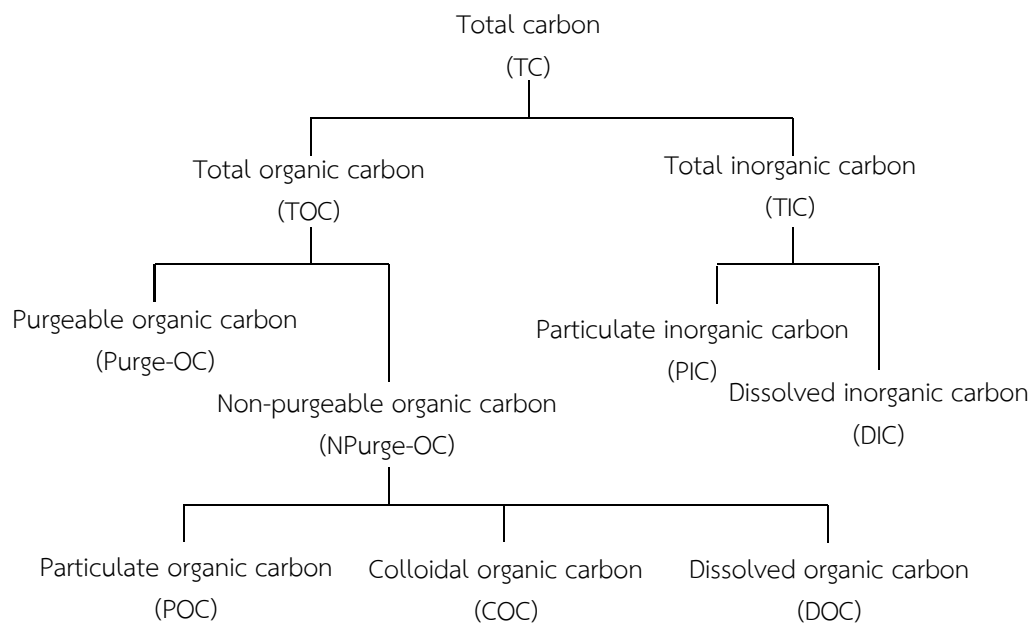
(a) ตัวอย่างน้ำไม่มีคลอรีน (b) ตัวอย่างน้ำมีคลอรีน

ที่มา: ดัดแปลงจาก Inthanuchit, 2009

2.2.1.7 การวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำ

การศึกษาของ Fortuin และ Willemsen (2005) ได้เสนอแบบจำลององค์ประกอบของสารอินทรีย์ธรรมชาติเพื่อใช้ในการศึกษาแบบจำลองการเคลื่อนที่ทางอุทกธรณีเคมี (Hydrogeochemical transport model) ไว้คือ $\text{CH}_2\text{O}(\text{NH}_3)_{0.07}$ (Filella., 2009) ซึ่งประกอบด้วยธาตุหลัก ได้แก่ คาร์บอน (C) ไฮโดรเจน (H) ออกซิเจน (O) และ ไนโตรเจน (N) ซึ่งโดยทั่วไปมีวิธีวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์มีอยู่หลายวิธี ได้แก่ การวัดเป็นปริมาณของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด (Total organic carbon: TOC) การวัดเป็นปริมาณของคาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic carbon: DOC) การวัดการดูดกลืนแสงยูวีที่ 254 นาโนเมตร หรือการวัดการสะท้อนแสงด้วยฟลูออเรสเซน (Fluorescence) (AWWARF, 1993; Filella, 2009; Bieroza *et al.*, 2010) นอกจากนี้ก็มีการใช้อัตราส่วนของธาตุ (Elemental ratios) ที่เป็นองค์ประกอบ เช่น C/N C/O C/H และ C/S อัตราส่วนของ OC/TOC หรืออัตราส่วนอะตอมของธาตุ (Isotopic ratio) เช่น $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ และ $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ เป็นพารามิเตอร์ในการวัดสารอินทรีย์ธรรมชาติอีกด้วย (Filella, 2009)

ด้วยเหตุผลที่ว่าสารอินทรีย์ธรรมชาติประกอบด้วยธาตุสำคัญที่เป็นองค์ประกอบหลัก คือ คาร์บอน (C) ดังนั้นหากต้องการวัดปริมาณของอินทรีย์วัตถุ (Organic matter: OM) จึงสามารถวัดเป็นปริมาณของคาร์บอนอินทรีย์ (Organic carbon: OC) ได้ (AWWARF, 1993) การวัดปริมาณคาร์บอนอินทรีย์และการวัดการดูดกลืนแสงยูวีโดยใช้ spectrophotometer UV-vis ซึ่งสามารถวัดสารกลุ่มกรดฮิวมิกและฟุลวิก ซึ่งเป็นสารกลุ่มที่ดูดซับแสงในช่วงยูวีได้ดี เป็นพารามิเตอร์ที่นิยมใช้กันมากที่สุดสำหรับการวัดเชิงปริมาณของสารอินทรีย์ในธรรมชาติ (AWWARF, 1993; Park *et al.*, 2008; Bieroza *et al.*, 2010) สามารถแสดงการจำแนกคาร์บอนทั้งหมดในน้ำได้ตั้งภาพประกอบที่ 2.12 โดยสามารถแสดงความสัมพันธ์ของปริมาณของสารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปแบบต่างๆ ด้วยการจำแนกด้วยคาร์บอนอินทรีย์ได้ตั้งสมการที่ 2.9



ภาพประกอบที่ 2.12 การจำแนกคาร์บอนในน้ำ

ที่มา: ดัดแปลงจาก Shi *et al.*, 2010

$$\text{TOC} = \text{DOC} + \text{COC} + \text{POC}$$

2.9

โดยที่

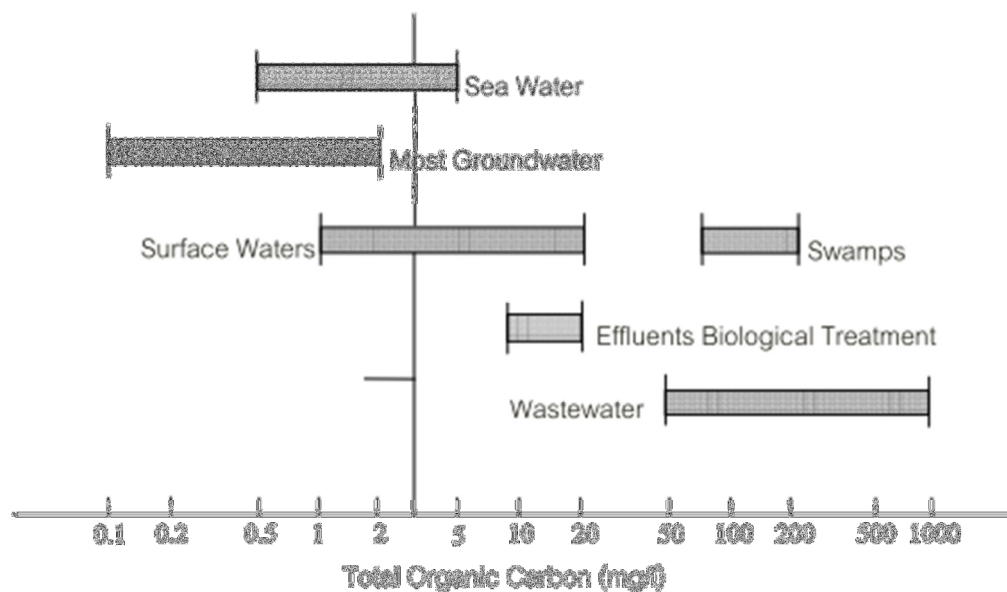
TOC = Total organic carbon

DOC = Dissolved organic carbon

COC = Colloidal organic carbon

POC = Particulate organic carbon

นอกจากนี้ยังมีการรายงานช่วงค่า TOC ในแหล่งน้ำประเภทต่างๆ ไว้ด้วย ทั้งในน้ำทะเล น้ำใต้ดิน น้ำผิวดิน และน้ำเสีย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.13



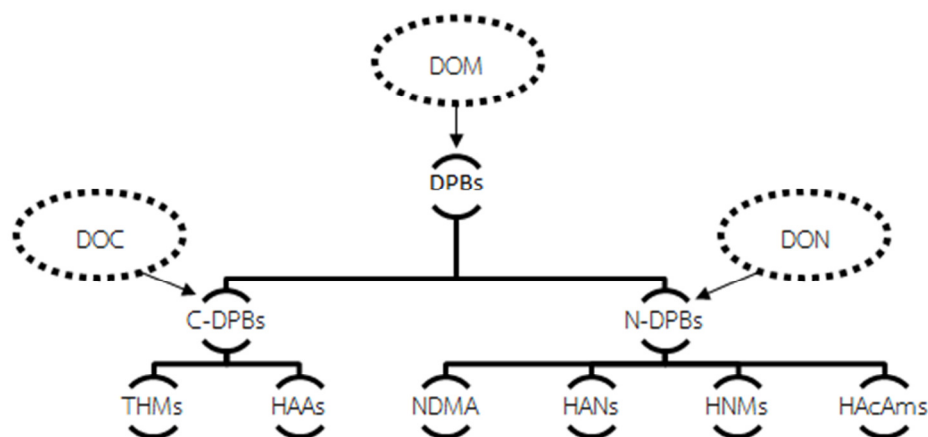
ภาพประกอบที่ 2.13 TOC ในแหล่งน้ำประเภทต่างๆ

ที่มา: ดัดแปลงจาก Inthanuchit, 2009

ดังนั้นในการวิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำในการวิจัยต่างๆ ที่ผ่านมามีักวัดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วย DOC (Marhaba and Pu, 2000) ซึ่งทำได้โดยการกรองตัวอย่างผ่านกระดาษกรอง (Yee *et al.*, 2006) ก่อนจะใช้การวิเคราะห์ด้วยเครื่องวิเคราะห์ TOC (TOC analyzer) ตามวิธีมาตรฐาน C-5310 ส่วนการวัดการดูดกลืนแสงของอัลตราไวโอเล็ตที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร (UV-254) เป็นการวิเคราะห์เพื่อรายงานปริมาณกลุ่มของสารอินทรีย์คาร์บอนพันธะคู่ (Carbon-carbon double bonds) (Pinney *et al.*, 2000) หรือวงแหวนคาร์บอน (Aromatic carbon) (Pinney *et al.*, 2000; Li *et al.*, 2008) ที่มีความสามารถในการดูดซับแสงในช่วงรังสียูวีได้ดี โดยทุกตัวอย่างต้องมีการปรับ pH ให้เท่ากับ 7 ด้วย NaOH หรือ H₂SO₄ ก่อนที่จะวัด นอกจากนี้อัตราส่วนระหว่าง UV-254 และ DOC หรือที่เรียกว่า Specific ultraviolet absorbent (SUVA) ก็สามารถนำมาใช้ในการวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์กลุ่มที่เป็นวงแหวนต่อปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดในตัวอย่างน้ำได้เช่นกัน (Panyapinyopol *et al.*, 2005)

ในการจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำตามธาตุองค์ประกอบหลัก นอกจากการใช้ธาตุคาร์บอนเป็นธาตุองค์ประกอบหลักแล้วยังมีการศึกษาธาตุไนโตรเจนซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของสารอีกหลายๆ กลุ่มด้วยเช่นกัน ทั้งยังเป็นสารตั้งต้นในการเกิดสารก่อมะเร็งกลุ่มต่างๆ เมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีนในขั้นตอนการฆ่าเชื้อโรคในกระบวนการผลิตน้ำประปาเช่นเดียวกับกลุ่มคาร์บอนอีกด้วย ดังนั้นจึงสามารถจำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำออกได้เป็น 2 กลุ่มใหญ่ ๆ ได้แก่ สารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มคาร์บอน (Dissolved organic carbon: DOC) และสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มไนโตรเจน (Dissolved organic nitrogen: DON) และจำแนกสารก่อมะเร็งที่เกิดจากสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มคาร์บอน (Disinfection by products of dissolved organic carbon: C-DBPs)

และสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มไนโตรเจน (Disinfection by products of dissolved organic nitrogen: N-DBPs) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.14

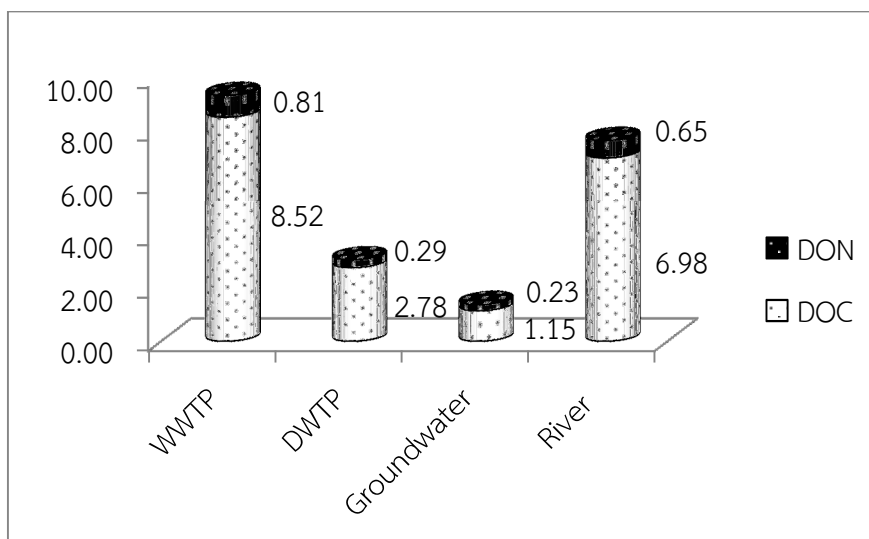


ภาพประกอบที่ 2.14 สารอินทรีย์ละลายน้ำและสารก่อมะเร็งที่สามารถเกิดได้ในระบบผลิตประปา
ที่มา: ดัดแปลงจาก Xu *et al.*, 2011 และ Chu *et al.*, 2011

เมื่อทำการเปรียบเทียบคุณสมบัติของสารอินทรีย์ตั้งต้นในการเกิดสารก่อมะเร็ง แม้จะพบว่าความเป็นพิษที่เกิดจากสารอินทรีย์ในกลุ่มของสารอินทรีย์ไนโตรเจนจะมีสูงกว่าสารอินทรีย์ในกลุ่มของสารอินทรีย์คาร์บอน แต่สารอินทรีย์ในกลุ่มไนโตรเจนจะมีการละลายอยู่ในน้ำในสัดส่วนที่น้อยกว่า และยากในการที่จะวิเคราะห์เพื่อหาปริมาณ รวมทั้งมีความแม่นยำต่ำมากในการทำนายด้วยสมการทางคณิตศาสตร์ที่มีอยู่ในปัจจุบัน ดังนั้นสารอินทรีย์ในกลุ่มไนโตรเจนจึงยังไม่เป็นที่นิยมในการใช้เป็นตัวดัชนีวิเคราะห์ในการศึกษา (Chen and Waterhoff, 2010; Xu *et al.*, 2011) ดังแสดงการเปรียบเทียบคุณสมบัติของสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ได้ในตารางที่ 2.7 และแสดงปริมาณของสารอินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่ม ดังภาพประกอบที่ 2.15

ตารางที่ 2.7 เปรียบเทียบลักษณะของ C-DPBs และ N-DPBs

List	C-DPBs	N-DPBs	Reference
Toxicity	Low	High	Chen and Waterhoff, 2010; Xu <i>et al.</i> , 2011
Measurement	Easy	Difficult	Xu <i>et al.</i> , 2011
Prediction	Accurate	Error	Chen and Waterhoff, 2010; Xu <i>et al.</i> , 2011



ภาพประกอบที่ 2.15 ปริมาณ DOC และ DON ในแหล่งน้ำต่างๆ

หมายเหตุ

WWTP คือ Wastewater treatment plant

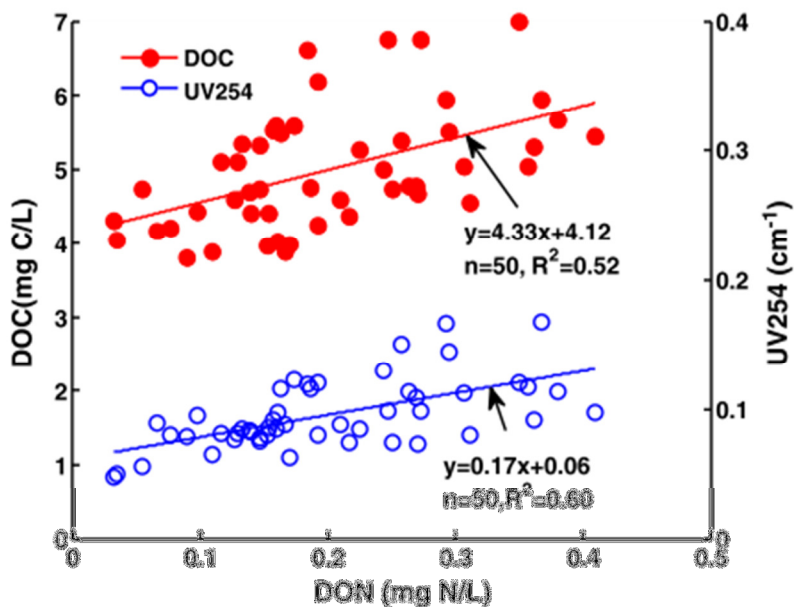
DWTP คือ Drinking water treatment plant

DOC คือ Dissolved organic carbon

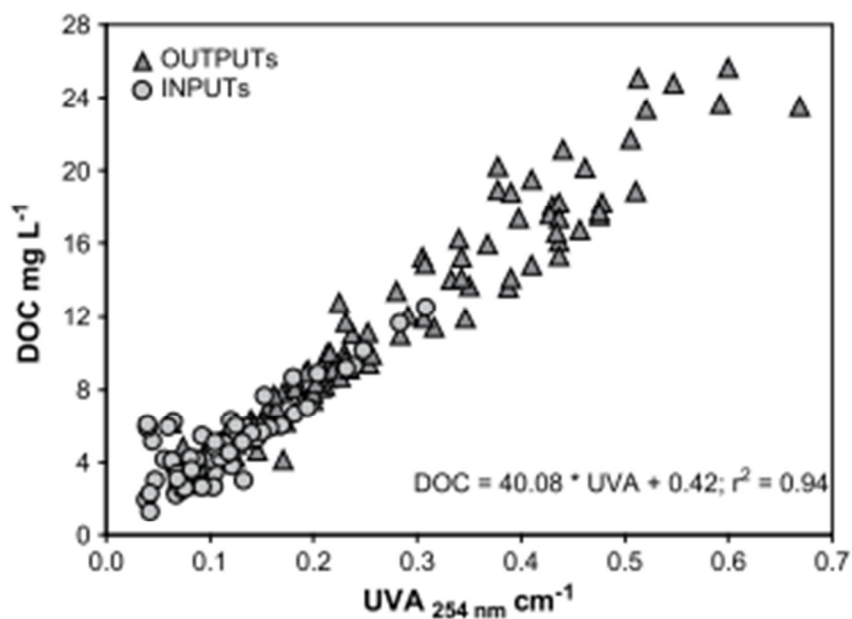
DON คือ Dissolved organic nitrogen

ที่มา: ดัดแปลงจาก Chen and Waterhoff, 2010

จากการศึกษาความสัมพันธ์ของ DOC DON และ UV-254 ในน้ำไว้พบว่าปริมาณของ DOC และ UV-254 จะมีค่าแปรผันตามค่าของ DON (Xu *et al.*, 2011) ซึ่งทำให้สามารถประมาณค่า DOC และ DON จากความสัมพันธ์ในแบบสมการเชิงเส้นได้ด้วย ภาพประกอบที่ 2.16 และด้วยเหตุผลดังกล่าวสามารถอธิบายความสัมพันธ์ระหว่าง UV-254 ซึ่งแปรผันตาม DOC ได้ด้วยจากภาพประกอบที่ 2.17



ภาพประกอบที่ 2.16 ความสัมพันธ์ของ DOC UV-254 และ DON
ที่มา: Xu *et al.*, 2011



ภาพประกอบที่ 2.17 ความสัมพันธ์ของ DOC UV-254 และ DON
ที่มา: Diaz *et al.*, 2009

ในการวิเคราะห์ธาตุองค์ประกอบหลักคาร์บอนและไนโตรเจนในน้ำ ยังมีประโยชน์ในด้านการช่วยวิเคราะห์ความเป็นวงแหวนของสารอินทรีย์ในน้ำได้ด้วย โดยมีงานวิจัยพบว่าความเป็นวง

แหวนของสารอินทรีย์ในน้ำสัมพันธ์กับอัตราส่วน C:N ในน้ำ โดยเมื่อวิเคราะห์ได้ค่า C:N น้อยๆ จะแสดงถึงการมีกลุ่มวงแหวนในน้ำน้อยกว่าเมื่อวิเคราะห์ได้ค่า C:N ในน้ำมากกว่า แต่ทั้งนี้ยังไม่มีการสรุปที่ชัดเจนถึงระดับของค่า C:N กับความสัมพันธ์ของกลุ่มของสารที่ชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ (Quanrud *et al.*, 2004)

ในการวิเคราะห์เพื่อหาปริมาณสารอินทรีย์นอกเหนือจากการวิเคราะห์ TOC หรือ สารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC และ UV-254 ซึ่งกล่าวไปแล้วข้างต้น ยังสามารถวิเคราะห์ได้ด้วย พารามิเตอร์อื่นๆ อีก ได้แก่ Biochemical oxygen demand (BOD) และ Chemical oxygen demand (COD) ซึ่งปรากฏว่าพารามิเตอร์ต่างๆ ทั้งหมดที่กล่าวมานั้นมีความทับซ้อนกันของปริมาณสารอินทรีย์ส่วนหนึ่งซึ่งสามารถวิเคราะห์ได้ในพารามิเตอร์อื่นๆ ด้วย และปริมาณของสารอินทรีย์อีกส่วนหนึ่งที่จะแสดงผลการวิเคราะห์ออกมาเฉพาะในพารามิเตอร์นั้นๆ เท่านั้น ดังนั้นจึงต้องมีการคัดเลือกพารามิเตอร์ตัวแทนของสารอินทรีย์ที่เหมาะสมในแต่ละการศึกษา ดังแสดงในตารางที่ 2.8

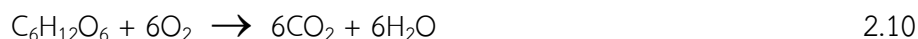
ตารางที่ 2.8 เปรียบเทียบพารามิเตอร์ต่างๆ ในการวิเคราะห์สารอินทรีย์

พารามิเตอร์	ค่าที่วิเคราะห์	หลักการวิเคราะห์	กลุ่มสารอินทรีย์
BOD (Biochemical oxygen demand)	O ₂ consumption	Microbial oxidation	
COD (Chemical oxygen demand)	O ₂ consumption	Wet chemical oxidation	
TOC (Total organic carbon)	O ₂ concentration	Thermal/ wet chemical digestion	
SAC (Spectral absorbance coefficient)	UV-absorption at $\lambda = 254$ nm	UV-absorption-measurement	

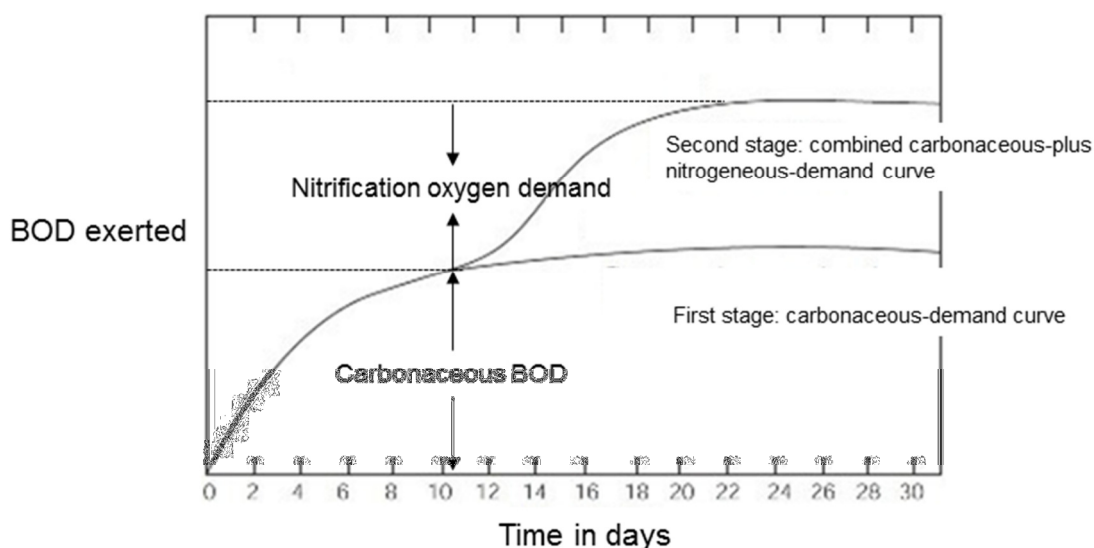
หมายเหตุ สารอินทรีย์ละลายน้ำมีความสามารถในการดูดกลืนแสงในช่วงคลื่นรังสีไวโอเล็ต (UV) ดังนั้นการวัดค่าสัมประสิทธิ์การดูดกลืนแสงสเปคตรา (SAC) จึงสามารถวิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำที่อยู่ในน้ำได้ โดยอาศัยหลักในการดูดกลืนแสงของสารอินทรีย์ โดยค่าที่สำคัญในการวิเคราะห์ SAC คือ การใช้ค่า UV ที่ความยาวคลื่น 254 nm ซึ่งเป็นช่วงค่าที่ดีและเหมาะสมในการวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำ

ที่มา: ดัดแปลงจาก <http://www.enviscience.co.th/admin/news/1248076486.pdf>

ในการย่อยสลายของสารอินทรีย์ในน้ำโดยจุลินทรีย์นั้น จะมีปฏิกิริยาเกิดขึ้น 2 ปฏิกิริยา ซึ่งหากต้องการให้ย่อยสลายสารอินทรีย์ทั้งหมดอาจต้องใช้เวลาในการทำปฏิกิริยาเป็นเวลานาน โดยจุลินทรีย์จะต้องการออกซิเจนเพื่อใช้ในปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน (Carbon oxidation) และปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) หรือการย่อยสลายแอมโมเนียให้กลายเป็นไนไตรต์ และไนเตรท ซึ่งสามารถแสดงสมการตัวแทนของปฏิกิริยา Carbon oxidation และ Nitrification ได้ดังสมการที่ 2.10 และ 2.11 ตามลำดับ (มันรัช ตัณฑุลเวศม์, 2556)



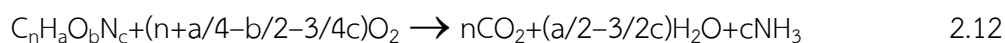
ในการวิเคราะห์ BOD ซึ่งเป็นกระบวนการที่ใช้การย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยจุลินทรีย์ในการวิเคราะห์เพื่อหาปริมาณสารอินทรีย์ โดยใช้เวลาในการวิเคราะห์ที่ 5 วัน และบ่มที่อุณหภูมิ 20 °C โดยเรียกว่า BOD₅ นั้น เป็นการวัดความต้องการออกซิเจนทั้งหมด ไม่ได้เป็นการวัดปริมาณของสารอินทรีย์ทั้งหมดโดยตรง แต่ก็มีคามมุ่งหมายเพื่อเป็นการบ่งชี้ถึงปริมาณของสารอินทรีย์ ซึ่งการใช้เวลาสั้นๆ เพียง 5 วันนั้นจริงแล้วไม่เพียงพอที่จะทำให้สารอินทรีย์ทั้งหมดถูกย่อยสลายได้หมดเนื่องจากอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยทั่วๆ ไป โดยการย่อยสลายของจุลินทรีย์นั้นเกิดขึ้นช้ามาก การย่อยสลายสารอินทรีย์ให้สมบูรณ์จริงๆ จึงมักต้องเสียเวลานานเป็นเดือนๆ แต่เพื่อให้การวิเคราะห์ BOD มีระยะเวลาคงที่ จึงได้มีการกำหนดช่วงเวลา 5 วัน ซึ่งถือว่าเป็นช่วงเวลาที่ไม่นานและไม่ยาวเกินไปเพื่อใช้ในการวิเคราะห์ ดังนั้นในการวิเคราะห์ BOD จึงเกิดขึ้นเฉพาะปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน และเพื่อให้สามารถวิเคราะห์การย่อยสลายสารอินทรีย์ทั้งหมดได้จึงได้มีการวิเคราะห์ Ultimate BOD (UOD) ซึ่งเป็นการปล่อยให้มีการการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์นานถึง 20 วัน และเป็นเวลาที่เพียงพอในการเกิดปฏิกิริยาทั้ง Carbon oxidation และ Nitrification เพื่อใช้เป็นตัวแทนของปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำด้วย (มันรักษ์ ตัญฑุลเวศม์, 2556) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.18



ภาพประกอบที่ 2.18 BOD Curve

ที่มา: ดัดแปลงจาก <http://web.deu.edu.tr/atiksu/toprak/ani4024.html> และ http://inspectapedia.com/septic/BOD5_Wastewater_Test.php

สำหรับการวิเคราะห์ค่า COD จะเป็นการวัดปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำ โดยใช้กระบวนการออกซิไดส์สารอินทรีย์ด้วยสารเคมี โดยบอกเป็นปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ต้องการ เพื่อใช้ในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ในน้ำให้กลายเป็นน้ำและคาร์บอนไดออกไซด์ โดยอาศัยหลักการที่ว่า สารอินทรีย์เกือบทั้งหมดสามารถที่จะถูกออกซิไดส์ได้โดยตัวออกซิไดส์อย่างแรงภายใต้สภาวะที่เป็นกรดได้ ภายในเวลาน้อยกว่า 3 ชั่วโมง พร้อมทั้งสารพวกกรดอะมิโนจะถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนีย ไนโตรเจน และสารอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรทด้วย ดังนั้นโดยหลักการแล้วพบว่า การวัด COD จะเหมือนกับการวัด UOD คือเป็นการวัดเพื่อบ่งชี้ถึงปริมาณของสารอินทรีย์ ต่างกันที่ว่าค่า UOD มีความยุ่งยากมากกว่าใช้เวลานานกว่าการวัด COD ซึ่งสามารถทำได้ง่ายและรวดเร็ว เนื่องจากเป็นการใช้สารเคมีในการออกซิไดส์แทนการใช้จุลินทรีย์ย่อยสลายซึ่งใช้เวลานาน ในการวัด COD นั้น สารอินทรีย์ในน้ำทั้งกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน และสารอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกออกซิไดส์ทั้งหมด ซึ่งสามารถแสดงได้ดังสมการที่ 2.12 (กุลยา โอตากะ และคณะ, 2555; มั่นรักษั ตัณฑุลเวศม์, 2556; Environmental Microbiology, 2012)



ดังนั้นในการวัด COD จึงต้องใช้ใช้ออกซิเจนในการทำปฏิกิริยาถึง 2 ปฏิกิริยาเสมอ และมีปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นมากกว่าการวัด BOD ซึ่งเกิดเฉพาะ Carbon oxidation จึงเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้ค่า COD มีค่าสูงกว่า BOD และถือว่า COD มีค่าเท่ากับ UOD (มั่นรักษั ตัณฑุลเวศม์, 2556)

นอกจากนี้จุลินทรีย์ในน้ำเสียมักจะย่อยสารอินทรีย์ได้ง่าย แต่ไม่สามารถย่อยสลายสารอนินทรีย์ได้ จึงพบแต่ค่า BOD ของสารอินทรีย์และไม่พบค่า BOD ของสารอนินทรีย์ แต่ในกรณี COD จะแตกต่างจาก BOD ภายใต้สภาวะที่เป็นกรดและร้อน สารอนินทรีย์ที่เป็นรีดิวซิงค์เอเจนต์ เช่น Fe^{2+} , Sulfide, Sulfate เป็นต้น ก็ถูกย่อยสลายได้ด้วย ดังนั้นค่า COD จึงอาจเป็นได้ทั้งของสารอินทรีย์และอนินทรีย์ สารอินทรีย์ในน้ำจะถูกเปลี่ยนเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำโดยไม่เกี่ยงว่า สารอินทรีย์สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีเพียงใด ยกตัวอย่างเช่น กลูโคสซึ่งจุลินทรีย์ย่อยสลายได้ง่าย และลิกนิน ซึ่งจุลินทรีย์ย่อยสลายได้ยากมาก จะถูกออกซิไดส์เป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำอย่างสมบูรณ์ในการย่อยสลายด้วยสารเคมี ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าในการวัด COD ค่าที่ได้จะสูงกว่าค่า BOD และอาจสูงกว่ามากถ้ามีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากอยู่เป็นจำนวนมากอีกด้วย (มั่นรักษั ตัณฑุลเวศม์, 2556)

ดังนั้นในการวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำ หากเลือกใช้ BOD COD และ DOC เพื่อเป็นตัวแทนของปริมาณสารอินทรีย์ที่วัดได้ในน้ำ COD สามารถใช้เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์รวมทั้งหมดในน้ำทั้งกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน และสารอินทรีย์กลุ่มอื่นๆ ที่ไม่ใช่คาร์บอน โดยให้ COD ที่วัดในน้ำที่ผ่านการกรองแล้ว (Soluble COD: SCOD) เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำรวมทั้งหมดทั้งกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน และสารอินทรีย์กลุ่มอื่นๆ ที่ไม่ใช่คาร์บอน เช่นเดียวกับ BOD สามารถใช้ เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์เฉพาะกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน และ DOC ซึ่งสามารถใช้เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉพาะกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอนเช่นกัน

นอกจากนี้ได้มีการศึกษาความสัมพันธ์ของ BOD COD และ DOC ในบ่อบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ ไว้ ดังแสดงในตารางที่ 2.9 (Fadini *et al.*, 2004) ซึ่งมีรูปของสมการแตกต่างกันขึ้นกับระบบแต่ละชนิด แต่มีลักษณะความสัมพันธ์เป็นเชิงเส้นตรงเช่นเดียวกันในทุกระบบ

ตารางที่ 2.9 สมการความสัมพันธ์ระหว่าง COD BOD และ DOC ในบ่อบำบัดประเภทต่างๆ

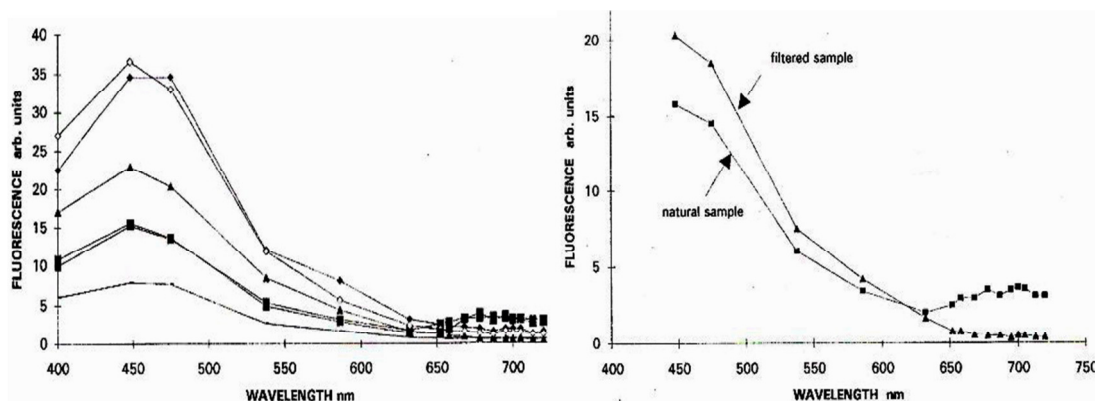
บ่อ	สมการ
Anaerobic pond	COD = 1.08DOC + 79 BOD = 0.82DOC + 12
Facultative pond	COD = -0.29DOC + 109 BOD = 0.14DOC + 26
Raw sewage	COD = 4.18DOC - 2 BOD = 0.46COD + 5
Aerated pond	COD = 3.57DOC + 6 BOD = 0.27DOC + 3
Sedimentation pond	COD = -1.34DOC + 138 BOD = 0.73DOC + 16.5

ที่มา: ดัดแปลงจาก Fadini *et al.*, 2004

ด้วยอิทธิพลของปรากฏการณ์ทางชลศาสตร์ต่างๆ เป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้ความสัมพันธ์ของ COD และ DOC ในแหล่งน้ำต่างๆ เปลี่ยนไปได้ เช่น ไนโตรเจนในน้ำมีส่วนทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทฟิเคชัน (Eutrophication) และเป็นตัวการให้เกิดการปลดปล่อย DOC กลับสู่แหล่งน้ำ หรือปริมาณของน้ำในระบบที่ลดลงหรือเพิ่มขึ้นที่ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในระบบ เป็นต้น ดังนั้นสมการความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ต่างๆ ในระบบจึงอาจเปลี่ยนแปลงไปได้เช่นกัน ซึ่งอาจแสดงผลของสมการความสัมพันธ์ระหว่าง DOC กับ COD ของแหล่งน้ำตามธรรมชาติออกมาในรูปของสมการลอการิทึมได้ด้วย ดังสมการที่ 2.13 (Worrall and Burt, 2007)

$$\text{DOC} = 10.09 \log_e(\text{COD}) - 7.19 \quad 2.13$$

นอกจากนี้ยังพบว่าน้ำจากแหล่งที่มาที่แตกต่างกันมีอิทธิพลต่อความสัมพันธ์ของ COD DOC และ UV-254 ที่วัดได้ เนื่องมาจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เป็นองค์ประกอบในน้ำนั้นๆ เป็นสำคัญ ซึ่งแสดงได้จากผลการวิเคราะห์สารอินทรีย์ในน้ำต่างชนิดกันด้วย Fluorescence พบว่าที่ตำแหน่งช่วงคลื่นในการวัดเดียวกัน หากมีปริมาณสารอินทรีย์ที่เป็นองค์ประกอบอยู่ต่างกัน ก็จะแสดงผลของ Peak ออกมาแตกต่างกัน รวมไปถึงผลของวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำที่สามารถเปลี่ยนแปลงไปได้ภายหลังการกรองน้ำตัวอย่าง ดังภาพประกอบที่ 2.19



ภาพประกอบที่ 2.19 ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตำแหน่งช่วงคลื่นต่างๆ ในการวัดด้วย Fluorescence และปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำก่อนและหลังกรอง
ที่มา: ดัดแปลงจาก (Mittenzwey and Reuter, 1995)

ในการวิเคราะห์โดยอาศัยหลักการทางสถิติ พบว่าอัตราส่วนของค่า BOD และ COD (BOD/COD) สำหรับน้ำเสียต่างกันหรือในแหล่งที่ต่างกันมีค่าไม่เท่ากัน เนื่องจากส่วนประกอบของน้ำเสียไม่เหมือนกัน ซึ่งแม้ว่าค่า BOD/COD จะไม่ใช่ค่าคงที่ของน้ำเสียทุกชนิด แต่สามารถแสดงความสัมพันธ์เฉพาะของระบบน้ำนั้นๆ ได้ ดังนั้นจึงมีการใช้ค่า BOD/COD ที่ผ่านการวิเคราะห์จนกระทั่งมีความน่าเชื่อถือทางสถิติแล้ว มาใช้ในการหาความสัมพันธ์ของค่า BOD/COD โดยใช้คำนวณค่า BOD จากค่า COD ก็เป็นการลดเวลาในการวิเคราะห์ BOD ได้ (มันรักษ์ ตัณฑุลเวศม์, 2556)

นอกจากนี้ค่า BOD/COD ยังแสดงถึงความสามารถในการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบในการบำบัดสารอินทรีย์หรือการย่อยสลายทางชีวภาพ (Biodegradability) ของระบบบำบัดน้ำเสียได้ด้วย โดยที่ค่า BOD/COD อาจเป็นได้ตั้งแต่ 0.1-0.8 (หรืออยู่นอกช่วงดังกล่าวก็ได้แต่ไม่เกิน 1) (มันรักษ์ ตัณฑุลเวศม์, 2556) โดยเมื่อมีค่าเท่ากับศูนย์หมายถึงไม่สามารถเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ (Nonbiodegradability) หรือเมื่อมีค่าน้อยกว่า 0.1 หมายถึงมีการย่อยสลายทางชีวภาพต่ำ ต้องมีการปรับปรุงระบบเพื่อให้เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพ และเมื่อค่า BOD/COD มากกว่า 0.3 จะอยู่ในสถานะที่มีการย่อยสลายทางชีวภาพที่ดีขึ้นกว่าที่กล่าวมา เป็นต้น (Larson, 2004) สำหรับน้ำเสียชุมชนมักจะมีค่า Biodegradability อยู่ระหว่าง 0.4-0.8 โดยที่เมื่อค่ามากกว่า 0.6 แสดงว่ามีสถานะที่เหมาะสมสามารถเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี หากมีค่าอยู่ระหว่าง 0.3-0.6 แสดงว่าต้องมีการเติมจุลินทรีย์เพื่อช่วยในการย่อยสลายทางชีวภาพ และหากมีค่าน้อยกว่า 0.3 แสดงว่าไม่สามารถเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ (Environmental Biotechnology, 2012) นอกจากนี้ยังมีการรายงานการวิเคราะห์ค่า Biodegradability ในแหล่งน้ำต่างๆ ไว้เช่นกัน โดยมักพบว่าในน้ำชะจากหลุมฝังกลบขยะใหม่ หรือแหล่งน้ำธรรมชาติที่มีค่า BOD สูงๆ โดยส่วนใหญ่แล้วมักจะมีค่า Biodegradability สูงกว่า 0.5 ในขณะที่น้ำเสียจากอุตสาหกรรม น้ำทะเล หรือแหล่งน้ำที่มีค่า COD สูงมากๆ จะมีค่า Biodegradability ต่ำกว่า 0.5 เป็นต้น (Samudro and Mangkoedihardjo, 2010)

2.2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ (Constructed wetland)

2.2.2.1 ความเป็นมาของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

พื้นที่ชุ่มน้ำเป็นระบบนิเวศที่มีความสำคัญมากบนโลก เพราะเป็นลักษณะพิเศษเฉพาะทางชลศาสตร์และเป็นเขตกั้นระหว่างระบบนิเวศที่ต่างกัน 2 ชนิด คือ ระบบนิเวศบนบก (Terrestrial system) และระบบนิเวศในน้ำ (Aquatic systems) มีการพบประโยชน์ของพื้นที่ชุ่มน้ำว่าเป็นแหล่งรองรับการระบายน้ำ และมีความสามารถในการแปรสภาพ รวมทั้งการเก็บกักสารอินทรีย์และสารอาหารได้ เปรียบเสมือนเป็นระบบกรองของเสียหรือเป็นหน่วยไตตามธรรมชาติของพื้นดิน (The nature's kidneys or kidneys of the landscape) (Brix, 1994; ITRC, 2003) ต่อมาได้มีการใช้ประโยชน์พื้นที่ชุ่มน้ำที่มีอยู่ในธรรมชาติ (Natural wetland) เพื่อการแปรสภาพ การเก็บกักสารอินทรีย์ และเพื่อการปรับปรุงคุณภาพน้ำ (Brix, 1994) พบว่าเป็นเวลาร่วมกว่า 100 ปีมาแล้วที่ในสหรัฐอเมริกา มีการสร้างบึงประดิษฐ์หรือพื้นที่ชุ่มน้ำเลียนแบบพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติขึ้นมาเพื่อการบำบัดสารปนเปื้อนในน้ำ (ITRC, 2003) แต่ในช่วงแรกๆ บึงประดิษฐ์ที่สร้างขึ้นส่วนใหญ่ทำหน้าที่เป็นที่ระบายน้ำเสียมากกว่าการบำบัดน้ำเสียอย่างแท้จริง การทำหน้าที่ของบึงประดิษฐ์ในตอนนั้นจึงเป็นเหมือนแหล่งรับน้ำหรือบริเวณที่พักน้ำก่อนลงสู่แม่น้ำเท่านั้น หลังจากนั้นในช่วง 30-40 ปี ที่ผ่านมามีการนำบึงประดิษฐ์มาใช้จึงเริ่มเป็นที่สนใจ เนื่องมาจากการตระหนักถึงคุณค่าของกลไกการบำบัดตามธรรมชาติ ความต้องการระบบบำบัดน้ำเสียในชุมชนขนาดเล็ก ความต้องการระบบที่มีราคาต่ำ บึงประดิษฐ์จึงเป็นที่รู้จักแพร่หลายมากขึ้นตั้งแต่นั้นมา ทั้งนี้ได้มีการใช้หลักการทางวิศวกรรมเข้าช่วยปรับปรุงการทำงานของบึงประดิษฐ์เพื่อให้ทำงานได้ดีและมีประสิทธิภาพสูงขึ้นด้วย และในระยะ 20 ปีที่ผ่านมา ได้มีการศึกษาวิจัยเพื่อพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์อย่างกว้างขวางมากขึ้น ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์มีการพัฒนาขึ้นอย่างมากและมีการนำไปใช้งานกันมากขึ้นตามมา (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; Brix, 1994)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ จึงเป็นระบบพื้นที่ชุ่มน้ำที่สร้างขึ้นให้คล้ายพื้นที่ชุ่มน้ำในธรรมชาติ เพื่อช่วยในการบำบัดน้ำเสียโดยสามารถควบคุมการทำงานได้มากกว่าพื้นที่ชุ่มน้ำที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติ (Kayombo *et al.*, 2005) ในการปรับปรุงคุณภาพน้ำเสียให้เป็นน้ำทิ้งที่ได้มาตรฐานตามที่กฎหมายทางสิ่งแวดล้อมกำหนดนั้น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์อาศัยหลักการทำงานโดยใช้กระบวนการทางธรรมชาติ อันประกอบด้วย น้ำ พืช ดิน หิน หรือกรวด และจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในสิ่งแวดล้อมมาช่วยในการบำบัดน้ำเสีย ช่วยให้สามารถปรับสภาพน้ำเสียให้เป็นน้ำที่มีการปนเปื้อนน้อยลง โดยไม่ต้องใช้สารเคมี และไม่ต้องใช้เทคโนโลยีเครื่องจักรกลต่างๆ ในการบำบัด เป็นการลดค่าใช้จ่าย และง่ายในการควบคุมระบบ ซึ่งสามารถทำได้โดยไม่ต้องอาศัยผู้เชี่ยวชาญเฉพาะด้านการบำบัดน้ำเสีย (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2549) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์จึงจัดได้ว่าเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพอย่างมาก ดำเนินการโดยใช้เทคโนโลยีสีเขียว และมีความเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม ดังนั้นระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์จึงจัดว่าเป็นทางเลือกในการบำบัดน้ำเสียทางหนึ่งที่มีหวังให้เป็นการบำบัดเชิงนิเวศที่ยั่งยืนในอนาคตด้วย (Kayombo *et al.*, 2005; Kumar and Zhao, 2010) ดังแสดงในตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 การพัฒนาอย่างยั่งยืนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ

Impact on sustainable development					
	Low cost	Low man power	Ground water recharge	Reforestation	Pasture and crop irrigation
Lagoons	I	I			
Sand filters	S	S			
Constructed wetland	S	S			
Aquacultures	S	S			
Slow irrigation	S	S	S	I	I
Overland flow	S	S			S
Rapid infiltration	S	S	I		

I = important

S = some important

ที่มา: ดัดแปลงจาก <http://www.oas.org/dsd/publications/unit/oea74e/ch10.htm>

พบว่าในประเทศกำลังพัฒนาหลายๆ ประเทศทั่วโลกยังไม่มีระบบบำบัดน้ำเสียที่ดีพอ เนื่องจากค่าใช้จ่ายที่ต้องลงทุนในการก่อสร้างและดำเนินการระบบ รวมทั้งยังขาดกฎหมายหรือการควบคุมบังคับใช้กฎหมายด้านสิ่งแวดล้อมด้วย (Kivaisi, 2001) โดยส่วนใหญ่แล้วพบว่าประเทศกำลังพัฒนาเหล่านั้นมักเลือกใช้ระบบบ่อปรับเสถียร (Kivaisi, 2001; Mashauri and Kayombo, 2002) ซึ่งมีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการและดูแลรักษาต่ำ เมื่อเทียบกับระบบแบบอื่นๆ เช่น บ่อเกรอะ (Septic tanks) ระบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) ระบบโปรยกรอง (Trickling filters) ระบบไร้อากาศ (Anaerobic systems) และการประยุกต์ใช้ที่ดิน (Land application system) รวมถึงประเทศกำลังพัฒนาส่วนใหญ่ตั้งอยู่ในพื้นที่เขตร้อน (Tropical areas) ซึ่งมีสภาวะที่เหมาะสมกับการใช้ระบบแบบบ่อด้วย แต่ถึงอย่างไรประสิทธิภาพของระบบก็ยังมีข้อจำกัดอยู่มากเช่นกัน โดยพบว่าโดยส่วนใหญ่แล้วระบบแบบบ่อปรับเสถียรที่ได้รับการออกแบบอย่างดีและมีการดูแลบำรุงรักษาที่ดี จะกำจัดสารอินทรีย์ในรูป BOD (75-90%) ไนโตรเจน (30-50%) ฟอสฟอรัส (20-60%) รวมถึงจุลินทรีย์ (60-99%) ได้ แต่สารอินทรีย์ที่เป็นสารอาหาร (Nutrient) ก็ยังคงเหลือจากการบำบัดอยู่มาก และมักถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำผิวดินและแหล่งน้ำใต้ดินตามธรรมชาติอยู่ดี ซึ่งมีผลต่อการนำน้ำจากแหล่งน้ำเหล่านั้นไปใช้ประโยชน์ต่อ โดยเฉพาะอย่างยิ่งการผลิตประปาและน้ำดื่ม ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ซึ่งเป็นระบบบ่อปรับเสถียรแบบหนึ่งที่มีการผสมผสานรูปแบบของบ่อบำบัดน้ำเสียกับพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติจึงถูกนำมาใช้และเป็นที่ยอมรับในเวลาต่อมา ด้วยวัตถุประสงค์หลักคือความต้องการที่จะกำจัดสารอาหารในน้ำทิ้งให้หมดไป รวมทั้งกำจัดจุลินทรีย์ก่อโรคน้ำทิ้งจากระบบบำบัดก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติให้มากที่สุด ด้วยเทคโนโลยีที่ถูกแต่มีประสิทธิภาพสูง ดำเนินการและดูแลได้ง่าย มี

ค่าใช้จ่ายด้านพลังงานต่ำ ไม่มีสารเคมี และประโยชน์ด้านความยั่งยืนทางสิ่งแวดล้อม ซึ่งจะเป็นทางเลือกที่เหมาะสมและเป็นประโยชน์ต่อประเทศที่กำลังพัฒนามากที่สุด (Kivaisi, 2001)

นอกจากนี้ยังพบว่าข้อมูลในการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ในพื้นที่เขตร้อนยังคงมีน้อยมากเมื่อเปรียบเทียบกับกับเขตพื้นที่อื่นๆ เช่น เขตอบอุ่น เป็นต้น ทำให้ไม่สามารถสร้างระบบบำบัดน้ำเสียที่เหมาะสมต่อสภาพน้ำเสียในพื้นที่อุณหภูมิสูง เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของพืชในพื้นที่ หรือเหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์ในพื้นที่ได้ (Bojcevska and Tonderski, 2007)

2.2.2.2 การจำแนกระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

การจำแนกระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ สามารถจำแนกตามพืชที่ใช้ในระบบ (Macrophyte-based systems) ได้ 3 ประเภท ได้แก่

1. ระบบบึงประดิษฐ์ที่ปลูกด้วยพืชที่เจริญอยู่ใต้น้ำ (Submerged macrophyte-based systems)
2. ระบบบึงประดิษฐ์ที่ปลูกด้วยพืชที่เจริญลอยบนผิวน้ำ (Free-floating macrophyte-based systems)
3. ระบบบึงประดิษฐ์ที่ปลูกด้วยพืชที่เจริญโผล่พ้นน้ำ (Emergent macrophyte-based systems)

และสามารถจำแนกบึงประดิษฐ์ที่ปลูกด้วยพืชที่เจริญโผล่พ้นน้ำด้วยรูปแบบการไหลของน้ำ ได้ 3 แบบ ได้แก่

1. ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิว (Free water surface system, FWS)
2. ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิว (Subsurface flow system, SFS)
3. ระบบบึงประดิษฐ์แบบผสมผสาน (Hybrid or combined system)

รวมถึงสามารถจำแนกระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิว ออกเป็นระบบย่อยด้วยทิศทางการไหลของน้ำ ได้ 2 แบบ ได้แก่

1. การไหลตามแนวราบ (Horizontal subsurface flow, HSF)
2. การไหลตามแนวตั้ง (Vertical subsurface flow, VSF)

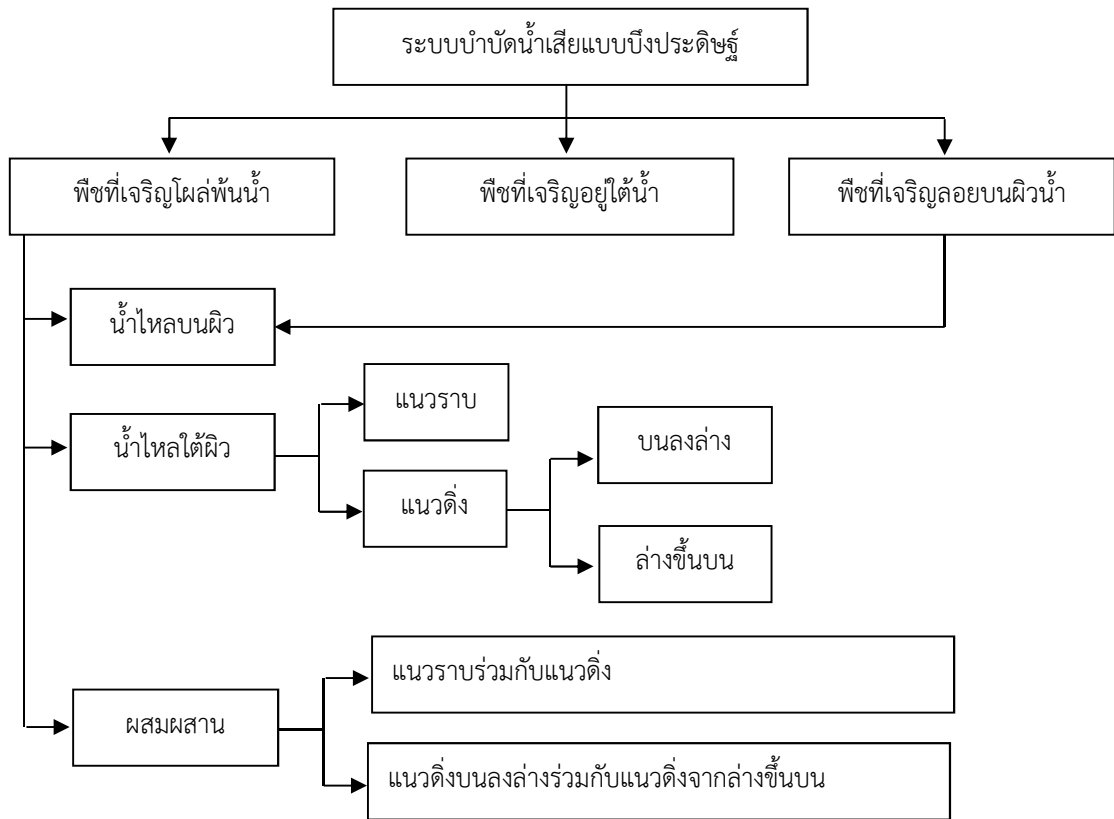
และในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวแบบการไหลตามแนวตั้ง ยังสามารถจำแนกระบบย่อยด้วยทิศทางการไหลของน้ำ ได้อีก 2 แบบ ได้แก่

1. การไหลตามแนวบนลงล่าง (Top-down)
2. การไหลตามแนวล่างขึ้นบน (Bottom-up)

นอกจากนี้ในระบบบึงประดิษฐ์แบบผสมผสาน พบว่าส่วนใหญ่จะแบ่งเป็น 2 แบบ ได้แก่

1. การไหลตามแนวราบรวมกับการไหลตามแนวตั้ง
2. การไหลตามแนวตั้งจากบนลงล่างรวมกับการไหลตามแนวตั้งจากล่างขึ้นบน

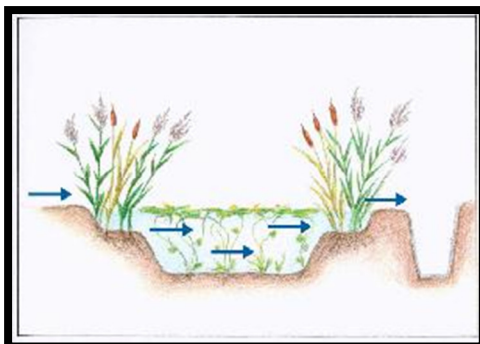
ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.20



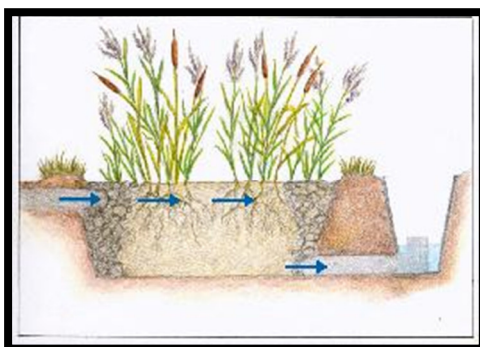
ภาพประกอบที่ 2.20 การจำแนกระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

ที่มา: ดัดแปลงจาก คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; Brix, 1994; Kayombo *et al.*, 2005

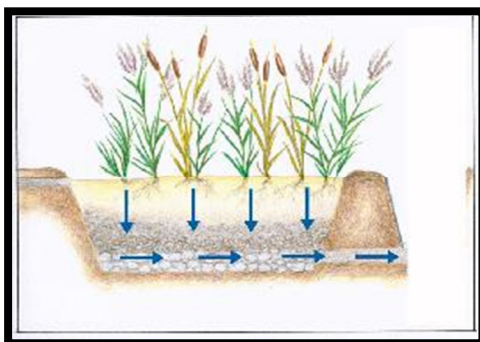
และสามารถแสดงตัวอย่างระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ประเภทต่างๆ ดังภาพประกอบที่ 2.21-2.24



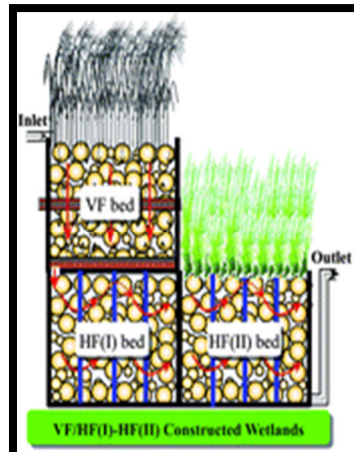
ภาพประกอบที่ 2.21 ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิว (Free Water Surface System, FWS)
ที่มา : Cunningham, 2006



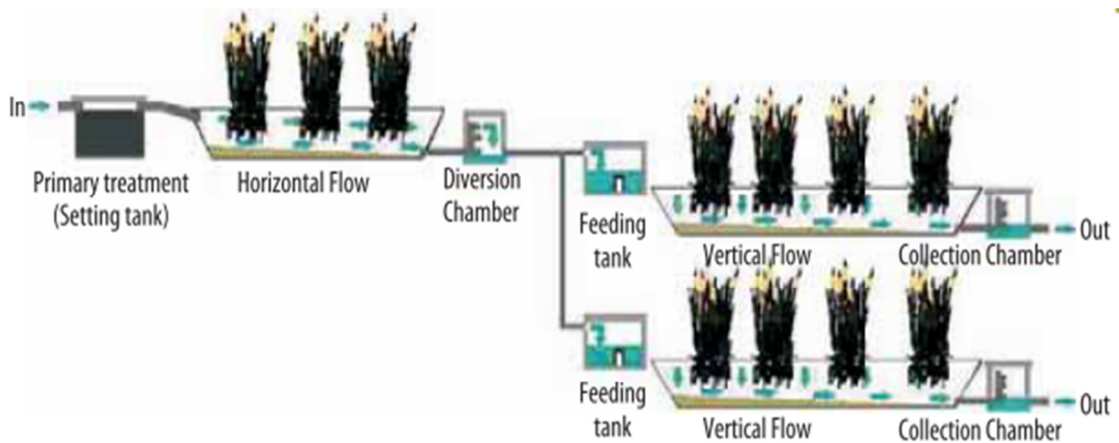
ภาพประกอบที่ 2.22 ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวตามแนวราบ (Horizontal subsurface flow, HSF)
ที่มา : Cunningham, 2006



ภาพประกอบที่ 2.23 ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวตามแนวตั้ง (Vertical subsurface flow, VSF)
ที่มา : Cunningham, 2006



(a)



(b)

ภาพประกอบที่ 2.24 ระบบบึงประดิษฐ์แบบผสมผสาน (Hybrid or combined system)

(a) ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวตามแนวตั้งร่วมกับการไหลตามแนวราบ

(b) ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินตามแนวราบร่วมกับการไหลตามแนวตั้ง

ที่มา : UN-HABITAT, 2008; Seo *et al*, 2009

ในบางรายงานได้จำแนกประเภทของระบบบำบัดน้ำแบบ Aquatic treatment system ออกเป็น 3 ประเภท ได้แก่ ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ (Natural wetlands) ระบบบึงประดิษฐ์ (Constructed wetlands) และระบบพืชน้ำ (Aquatic plant systems) โดยใช้หลักการจำแนกด้วยพืชและการไหลของน้ำเช่นกัน เพียงแต่กำหนดให้พื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ หมายถึงระบบที่มีพืชทั้ง 3 ชนิด ได้แก่ พืชที่เจริญอยู่ใต้น้ำ พืชที่เจริญลอยบนผิวน้ำ และพืชที่เจริญไหลพันน้ำรวมอยู่ด้วยกันและมีการไหลลักษณะบนผิวดินเสมือนสภาพตามธรรมชาติ ในขณะที่ระบบบึงประดิษฐ์จะเป็นพืชที่เจริญไหลพันน้ำ และมีลักษณะการไหลได้ 2 แบบ คือ ไหลบนผิวดินและไหลใต้ผิวดิน สามารถดำเนินการระบบได้ทั้งแบบสภาพน้ำตื้น หรือให้มีการกรองน้ำผ่านชั้น

กรองบริเวณพื้นระบบได้ด้วย ส่วนระบบพีชน้ำจะเป็นระบบที่ใช้พืชที่เจริญอยู่ในน้ำ หรือพืชที่เจริญลอยบนผิวน้ำในลักษณะการไหลของน้ำบนผิวดินเท่านั้น ดังนั้นจึงทำให้พบการเรียกชื่อของระบบที่ต่างกันในรูปแบบระบบที่เหมือนกันได้ด้วย โดยเฉพาะระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินที่พัฒนาด้วยการใช้พืชที่เจริญลอยบนผิวน้ำ เช่น ผักตบชวา (Water hyacinth system) บัวบก (Pennyworth system) และแห่นเป็ด (Duckweed system) เป็นต้น ซึ่งมีความเหมือนหรือคล้ายคลึงกับระบบพีชน้ำ และอาจจัดเป็นการพัฒนาของระบบพีชน้ำเช่นกัน (USEPA, 1998)

2.2.2.3 การเลือกใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

การนำระบบบึงประดิษฐ์มาใช้บำบัดน้ำเสียจะต้องพิจารณาชนิดของระบบที่เหมาะสม เนื่องจากชนิดของระบบบึงประดิษฐ์ที่แตกต่างกัน มีผลต่ออัตราการบำบัดสารปนเปื้อนที่แตกต่างกันด้วย โดยรูปแบบการไหลของน้ำในระบบมีผลต่อประสิทธิภาพของกลไกในระบบที่แตกต่างกัน เช่น การเพิ่มออกซิเจนในระบบ การเกิดไนตริฟิเคชันในระบบ เป็นต้น รวมถึงชนิดของพืชที่ต่างกันมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารปนเปื้อนที่ต่างกัน (Zurita *et al.*, 2009) ดังนั้นในการเลือกระบบบำบัดน้ำเสียจึงขึ้นกับปัจจัยต่าง ๆ ได้แก่ ลักษณะของน้ำเสีย ปริมาณน้ำเสีย ระดับการบำบัดน้ำเสียที่ต้องการ ขนาดประชากรในท้องถิ่น สภาพทั่วไปของท้องถิ่น สภาพทางภูมิศาสตร์ ขนาดของที่ดินที่ใช้ในการก่อสร้าง ค่าลงทุนก่อสร้าง ค่าดำเนินการดูแล ค่าบำรุงรักษา (กรมควบคุมมลพิษ, 2547; Chan *et al.*, 2008) ทั้งนี้เพื่อให้ระบบบำบัดน้ำเสียที่เลือกมีความเหมาะสมกับแต่ละท้องถิ่นในสภาพแวดล้อมที่แตกต่างกัน ซึ่งการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินและบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน พบว่าระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินมีประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอยและ BOD ได้สูงกว่าระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน เนื่องจากกลไกการดูดติดในชั้นดิน ในขณะที่ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสามารถบำบัดได้มีประสิทธิภาพดีกว่าในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน เนื่องจากกลไกการบำบัดไนโตรเจนต้องอาศัยการทำร่วมกันทั้งในสภาพมีอากาศและไร้อากาศ และการบำบัดฟอสฟอรัสต้องอาศัยกลไกการตกผลึก หรือตกตะกอนร่วมกับสารปนเปื้อนอื่นๆ เช่น อลูมิเนียม เหล็ก หรือสารอินทรีย์ในน้ำ (Brix, 1998)

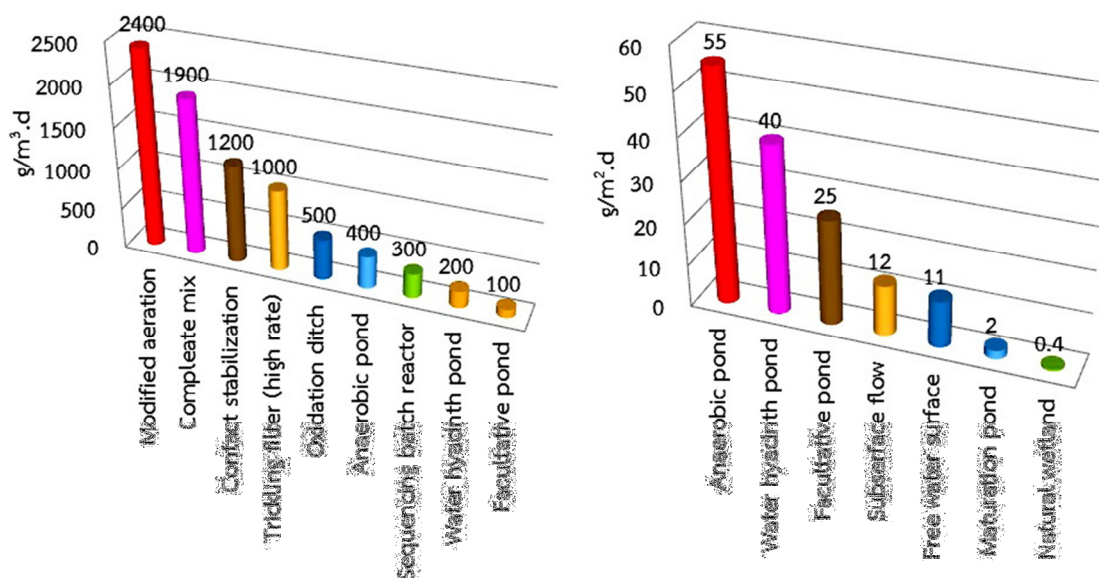
ชนิดของน้ำเสียมีผลต่อการเลือกระบบเนื่องจากชนิดของสารปนเปื้อนที่พบในน้ำเสียต่างชนิดกันมีความแตกต่างกัน (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; Chan *et al.*, 2008) ทำให้ในบางกรณีน้ำเสียอาจต้องมีการผ่านระบบบำบัดอย่างอื่นก่อน เพื่อให้ น้ำเสียมีความเหมาะสมต่อการทำงานของระบบบึงประดิษฐ์ เช่น การตกตะกอน การแยกไขมัน หรือการบำบัดอื่นเพื่อลดค่า BOD ให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสม (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552) ลักษณะของน้ำเสียที่แตกต่างกันในน้ำเสียแต่ละชนิด สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 2.11

ตารางที่ 2.11 ชนิดของสารปนเปื้อนที่พบในน้ำเสียประเภทต่างๆ

น้ำเสีย	สารปนเปื้อนหลัก	สารปนเปื้อนอื่นๆ
Storm water	BOD, Oil and Grease, TSS,TN,TP	Trace Metals
Municipal	BOD, COD, TSS, VSS, T-Nitrogen, NH ₄ , NO ₃ , T-Phosphorus, Ortho P, Fecal Coliform	Trace Metals
Mine drainage	Acidity, Iron, Sulfate	Trace Metals
Industrial wastewater		CBOD, TSS, VSS, TDS, COD, Coliform-Fecal, TN, N, NO ₃ ,TKN, NH ₄ , TP, Metals, Oil and Grease, pH, Chlorine, Sulfate/Sulfides, Phenols, Cyanide Petroleum, Hydrocarbons
Remedial wastewater		CBOD, TSS, VSS, TDS, COD, Coliform-Fecal, TN, N, NO ₃ ,TKN, NH ₄ , TP, Metals, Oil and Grease, pH, Chlorine, Sulfate/Sulfides, Phenols, Cyanide Petroleum, Hydrocarbons
Landfill effluent	BOD, COD, TSS, TN, NH ₄ , TKN, TP, NO ₃	Synthetic and petroleum hydrocarbons, Heavy Metals, VOCs, SVOCs, PAHs
Agricultural wastewaters	BOD, COD, TSS, TN, NH ₄ , TKN, TP, NO ₃ , Fecal Coliform	Pesticide, Herbicides
On-Site wastewater	BOD, COD, TSS, VSS, T-Nitrogen , NH ₄ , NO ₃ , T-Phosphorus, Ortho P, Fecal Coliform	

ที่มา: ดัดแปลงจาก Interstate technology regulatory cooperation (ITRC), 2003

นอกจากนี้ในการประยุกต์ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ทั้งแบบน้ำไหลบนผิวดินและแบบน้ำไหลใต้ผิวดินนั้น ได้มีการกำหนดค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ไว้เพื่อให้สามารถเลือกใช้ได้อย่างเหมาะสม ทั้งนี้สามารถแสดงความสามารถของระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์เมื่อเปรียบเทียบกับระบบแบบอื่นๆ ในการรองรับภาระบรรทุก BOD ได้ดังภาพประกอบที่ 2.25



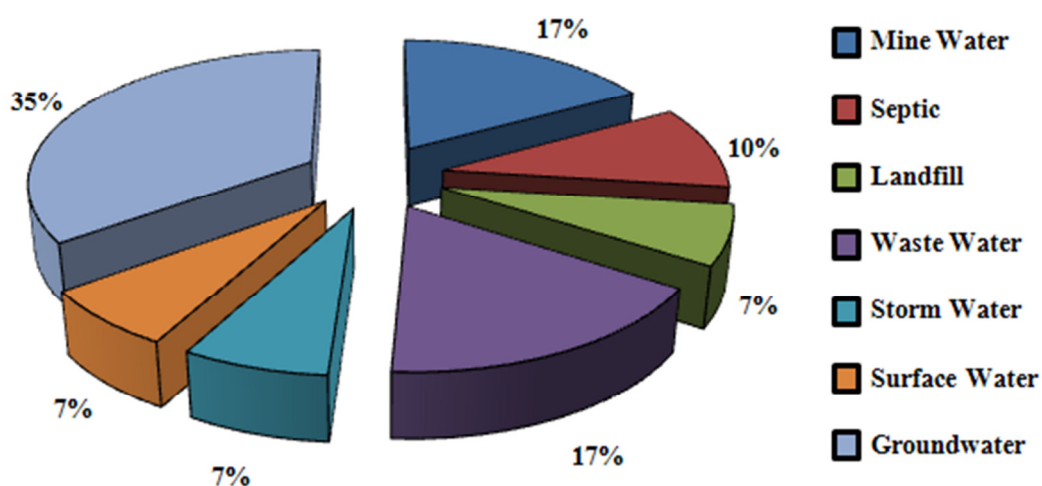
ภาพประกอบที่ 2.25 การเปรียบเทียบภาระบรรทุก BOD ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ ที่มา: ดัดแปลงจาก สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2540

ในการศึกษาพบว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ที่นิยมใช้มากที่สุดเป็นแบบน้ำไหลบนผิวดิน เนื่องด้วยเหตุในด้านต้นทุนในการก่อสร้างที่ต่ำกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับรูปแบบอื่นๆ รวมทั้งเป็นระบบที่สร้างความหลากหลายทางชีวภาพและสร้างนิเวศใหม่ได้ (Fountoulakis *et al.*, 2009) นอกจากนี้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินยังมีปัญหาในด้านการสะสมของตะกอนน้อย และเกิดการสะสมของตะกอนในระบบในระยะเวลาดำเนินการที่ยาวนานกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินด้วย (Tanner *et al.*, 1998)

2.2.2.4 การประยุกต์ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ได้ถูกนำมาประยุกต์ใช้อย่างแพร่หลายทั่วโลก (Pinney *et al.*, 2000) พบว่ามีการใช้ระบบบึงประดิษฐ์เพื่อการบำบัดน้ำเสียอย่างหลากหลายทั้งน้ำเสียชุมชน (Jadhav and Buchberger, 1995; Wynn and Liehr, 2001; Quanrud *et al.*, 2004; Koyombo *et al.*, 2005) น้ำเสียอุตสาหกรรม (Jadhav and Buchberger, 1995; Wynn and Liehr, 2001; Koyombo *et al.*, 2005; Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010; Ouyang *et al.*, 2011) น้ำเสียจากการเกษตร (Jadhav and Buchberger, 1995; Tanner *et al.*, 1998; Koyombo *et al.*, 2005; Babatunde *et al.*, 2008; Diaz *et al.*, 2009; Mayes *et al.*, 2009; Yates and Prasher, 2009; Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010; Ouyang *et al.*, 2011) น้ำเสียจากปศุสัตว์ (Lee *et al.*, 2010; Harrington and McInnes, 2009; Yates and Prasher, 2009; Lee *et al.*, 2010) น้ำหลากหรือน้ำท่วม (Pinney *et al.*, 2000; Babatunde *et al.*, 2008; Sim *et al.*, 2008; Mayes *et al.*, 2009; Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010; Ouyang *et al.*, 2011) น้ำเสียจากการชะของหลุมฝังกลบขยะ (Pinney *et al.*, 2000; Ouyang *et al.*, 2011) น้ำเสียจากการทำเหมือง (Koyombo *et al.*, 2005; Babatunde

et al., 2008; Mayes *et al.*, 2009) น้ำจากแม่น้ำและทะเลสาบซึ่งเป็นแหล่งรองรับน้ำทิ้งจากกิจกรรมต่างๆ (Cui *et al.*, 2011) น้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ต้องการนำกลับมาใช้ใหม่ (Pinney *et al.*, 2000; Ghermandi *et al.*, 2007; Garcia *et al.*, 2008) หรือแม้แต่ น้ำซึ่งบางครั้งไม่ทราบแหล่งที่มาของแหล่งมลพิษก็ตาม (Jadhav and Buchberger, 1995; Cui *et al.*, 2011; Diaz *et al.*, 2012) สามารถแสดงการนำระบบบึงประดิษฐ์มาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ ในอเมริกา ได้ดังภาพประกอบที่ 2.26 (ITRC, 2003)



ภาพประกอบที่ 2.26 การประยุกต์ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ในอเมริกา
ที่มา: ดัดแปลงจาก Interstate technology regulatory cooperation (ITRC), 2003

การใช้ระบบบึงประดิษฐ์โดยปกติสามารถประยุกต์ให้รองรับน้ำเสียได้ในช่วงกว้าง ตั้งแต่ น้ำเสียไม่ผ่านการบำบัด (Sim *et al.*, 2008) จนไปถึงน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 แล้ว (Secondary treatment process) (Mashauri and Kayombo, 2002) สามารถแสดงองค์ประกอบของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดขั้นต้น และขั้นที่ 2 ได้ดังแสดงในตารางที่ 2.12-2.13 ตามลำดับ

ตารางที่ 2.12 สมบัติของน้ำเสียจากเมืองภายหลังการบำบัดด้วยระบบต่างๆ

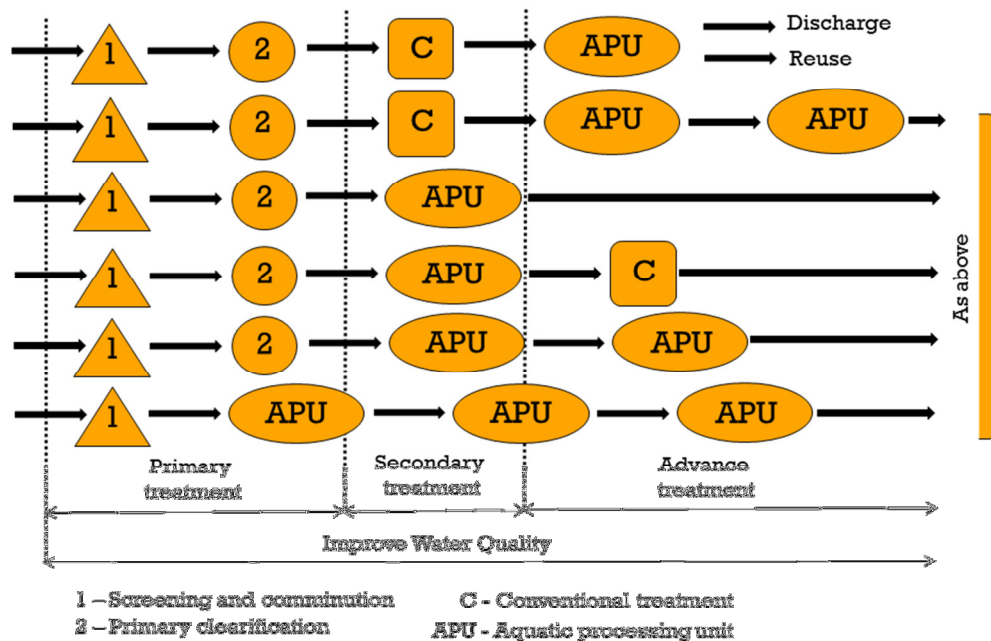
Constituent (mg/L)	Effluent		
	Septic Tank	Primary (Settling Pond)	Oxidation Pond (Lagoon)
BOD	129-147	40-200	11-35
Soluble BOD	100-118	35-160	7-17
COD	310-344	90-400	60-100
TSS	44-54	55-230	20-80
VSS	32-39	45-180	25-65
TN	41-49	20-85	8-22

ตารางที่ 2.13 สมบัติของน้ำเสียจากเมืองภายหลังการบำบัดด้วยระบบต่างๆ

Constituent (mg/L)	Effluent		
	Septic Tank	Primary (Settling Pond)	Oxidation Pond (Lagoon)
TN	41-49	20-85	8-22
NH ₃	28-34	15-40	0.6-16
NO ₃	0-0-9	0	0.1-0.8
TP	12-14	4-15	3-4
Ortho-Phosphate	10-12	3-10	2-3
Fecal Coliform (log/100 mL)	5.4-6.0	5.0-7.0	0.8-5.6

ที่มา : ดัดแปลงจาก Interstate technology regulatory cooperation (ITRC), 2003

แต่ที่นิยมแล้วมักใช้เป็นระบบบำบัดขั้นที่ 2 หรือขั้นสูง (Tertiary treatment) (Mayes *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2010) และจะให้ได้ผลดีเมื่อใช้บำบัดหลังกระบวนการบำบัดขั้นที่สองไปแล้ว (ITRC, 2003; Ghermandi *et al.*, 2007; Babatunde *et al.*, 2008) ดังนั้นในการนำบึงประดิษฐ์มาประยุกต์ใช้นั้นส่วนใหญ่จึงเป็นการนำมาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียในการบำบัดขั้นที่สามหรือขั้นสุดท้าย (Brix, 1994; Ghermandi *et al.*, 2007) หรือประยุกต์ใช้สำหรับการกำจัดสารอาหาร สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก หรือโลหะหนัก (Polprasert, 1989) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.27



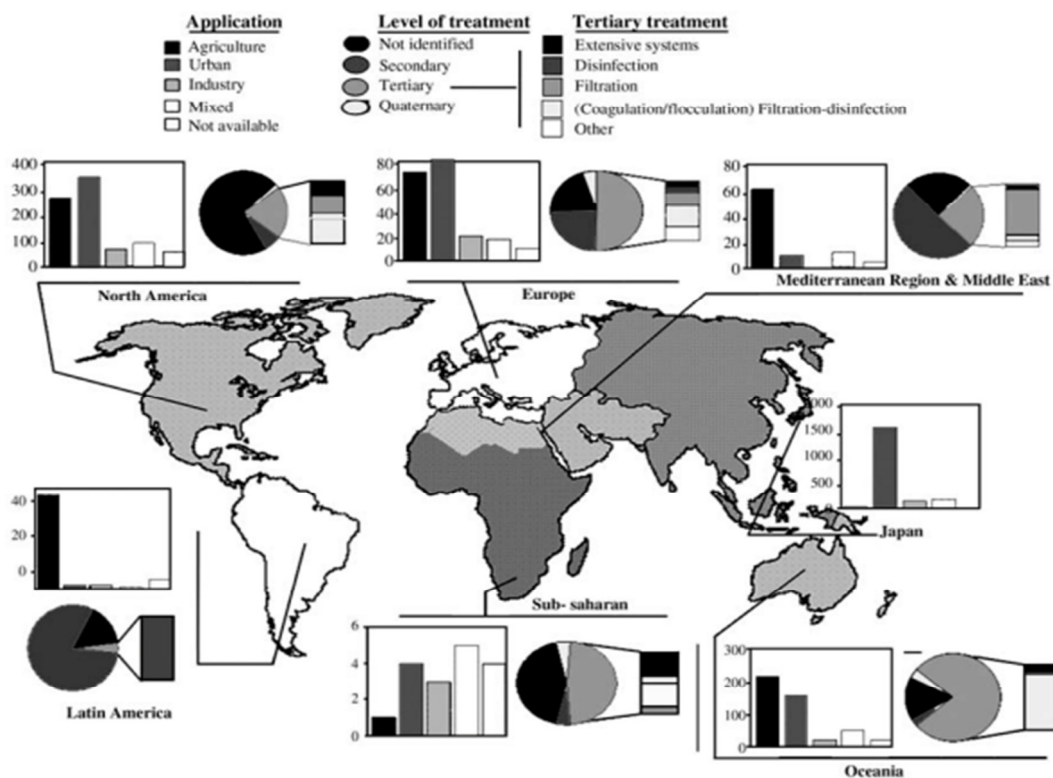
APU คือ Aquatic Processing Unit เป็นกลุ่มของพืชและสัตว์ที่จัดกลุ่มไว้ด้วยกันในการบำบัดน้ำเสีย

ภาพประกอบที่ 2.27 รูปแบบการประยุกต์ใช้การบำบัดด้วยพืชน้ำ

ที่มา: ดัดแปลงจาก Polprasert, 1989 หน้า 251

สำหรับการนำมาที่ผ่านการบำบัดจากระบบบึงประดิษฐ์มาใช้ใหม่ พบว่ามีรายงานการวิจัยการนำน้ำที่บำบัดแล้วจากระบบบึงประดิษฐ์ ซึ่งประยุกต์ใช้ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำมาใช้ใหม่เช่นกัน ซึ่งถือได้ว่าเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพการใช้ทรัพยากรน้ำเป็นอย่างมาก และยังเป็นการขยายโครงข่ายการพัฒนาเพื่อการใช้น้ำประปา รวมถึงยังเป็นการลดผลกระทบของกิจกรรมที่เกิดจากมนุษย์ต่อสิ่งแวดล้อมได้ด้วยทางหนึ่ง (Anderson *et al.*, 2002; Anderson, 2003; Friedler, 2002; US EPA, 1998 อ้างโดย Ghermandi *et al.*, 2007) โดยการประยุกต์ใช้ระบบบึงประดิษฐ์ สำหรับระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเป็นตัวอย่างที่สำคัญตัวอย่างหนึ่งที่สามารถบำบัดจุลินทรีย์ก่อให้เกิดโรคโลหะหนัก และสารอินทรีย์จากแหล่งกำเนิดน้ำเสียต่างๆ โดยเฉพาะจากชุมชนเพื่อประโยชน์ในการนำมาใช้ใหม่ และมักนำไปประยุกต์เป็นระบบบำบัดขั้นสูงในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเพื่อบำบัดน้ำสำหรับนำกลับมาใช้ใหม่ (Ghermandi *et al.*, 2007) โดยในพื้นที่สหภาพยุโรปถือเป็นเป้าหมายทางนโยบายในการพัฒนาร่วมกันของสหภาพยุโรปอีกด้วย (The Council Directive 2000/60/EC establishing a Framework for Community action in the field of water policy) (EU, 2000 อ้างโดย Ghermandi *et al.*, 2007) ในสถานที่ต่างๆ ทั่วโลก มีการประยุกต์ใช้บึงประดิษฐ์กับน้ำเสียชนิดต่างๆ เพื่อการปรับปรุงสภาพน้ำสำหรับการนำกลับไปใช้ใหม่ โดยให้ระบบบึงประดิษฐ์เป็นระบบขั้นสูง ซึ่งถือให้ประโยชน์ในการสร้างระบบนิเวศ การควบคุมความชื้นในอากาศ และการป้องกันน้ำท่วม มากกว่าแค่การบำบัดเพื่อนำไปใช้ในอุตสาหกรรม หรือผลิตน้ำดื่ม ซึ่งสามารถทำได้ในการบำบัดขั้นที่สอง โดยสามารถแสดงการปรับปรุงคุณภาพน้ำเพื่อนำกลับมาใช้ใหม่ ระดับขั้นของการ

บำบัดในสถานที่ต่างๆ และการนำไปประยุกต์ใช้ได้ดังภาพประกอบที่ 2.28 (Ghermandi et al., 2007)



ภาพประกอบที่ 2.28 การประยุกต์ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ในที่ตั้งต่างๆ ทั่วโลก

หมายเหตุ: Bar-charts: Water reuse schemes per field of application

Pie-charts: The level of treatment

ที่มา: ดัดแปลงจาก Ghermandi et al., 2007

2.2.2.5 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์สำหรับน้ำเสียชุมชน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์สามารถบำบัดได้ทั้งจุลินทรีย์ ของแข็งแขวนลอย BOD ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และโลหะหนัก (Pinney et al., 2000) การเลือกใช้บึงประดิษฐ์กับน้ำเสียชุมชนจึงพบว่ามีมากมายหลายพันแห่งทั่วโลก ทั้งในยุโรป เช่น เดนมาร์ก เยอรมัน อังกฤษ ออสเตรเลีย แอฟริกาใต้ และอเมริกาเหนือ เป็นต้น แม้แต่ในพื้นที่ที่มีอัตราการระเหยของน้ำสูงมากๆ เช่นในประเทศตะวันออกกลางอย่างอิหร่าน หรือในทะเลทรายอย่างในอริโซนา ก็ตาม (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; Jadhav and Buchberger, 1995; Spieles and Mitsch, 2000; Quanrud et al., 2004; Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010) โดยนำมาประยุกต์ใช้ทั้งในกลุ่มเล็กๆ ไม่ก็หลังคาเรือนไปถึงระดับหมู่บ้าน และระดับเมืองใหญ่ๆ (Babatunde et al., 2008)

ในประเทศไทยได้มีการนำเอาเทคโนโลยีระบบบึงประดิษฐ์มาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม น้ำเสียจากร้านอาหาร ปรับปรุงคุณภาพน้ำในลำคลอง และ

บำบัดตะกอนออกจากระบบบ่อเกรอะ และพบว่าในการประยุกต์ใช้โดยส่วนใหญ่แล้วนำมาใช้เพื่อการบำบัดน้ำเสียชุมชนหรือน้ำเสียจากเมืองต่างๆ เป็นหลัก โดยสร้างเพื่อการบำบัดของแข็งแขวนลอย BOD สารประกอบอินทรีย์ โลหะ และสารอาหาร (ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส) และสามารถแสดงระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ในประเทศไทยในตารางที่ 2.14 รวมถึงแสดงตำแหน่งที่ตั้งได้ดังภาพประกอบที่ 2.29 (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552)

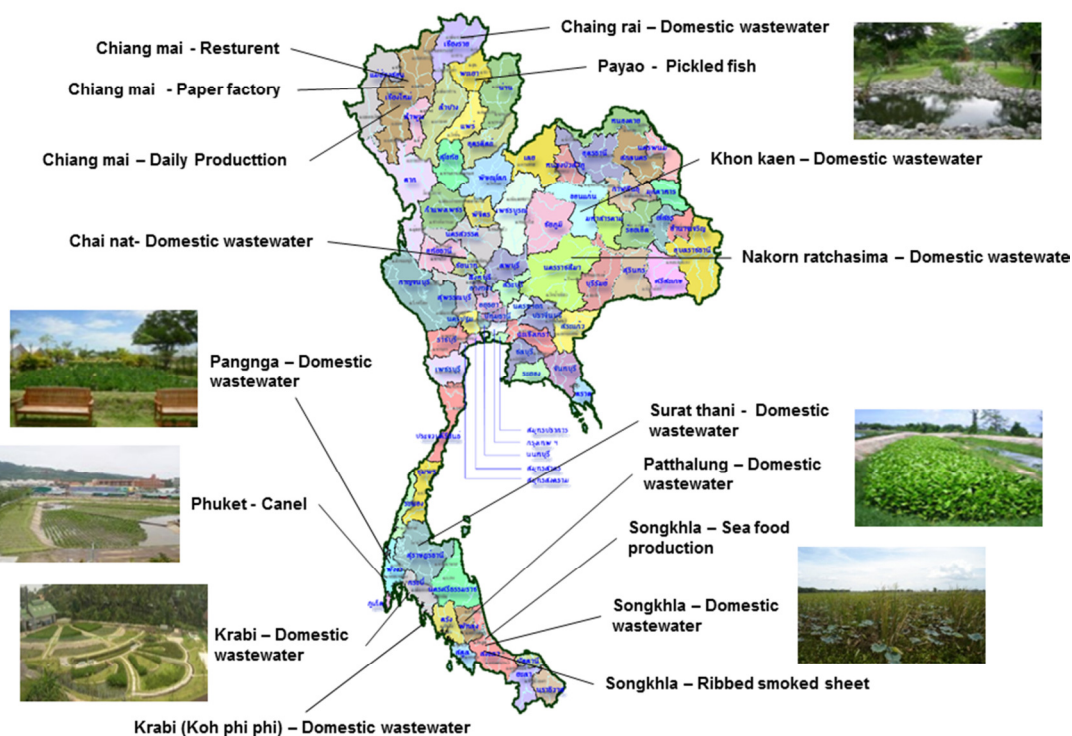
ตารางที่ 2.14 ระบบบึงประดิษฐ์ในประเทศไทย

ระบบบำบัด	ที่ตั้ง	ประเภท	ขนาด	น้ำเสีย เข้าระบบ (ม ³ /วัน)	ชนิดน้ำเสีย	พืช
โรงงานปลา ส้ม	ตำบลบ้านสา จังหวัดพะเยา	น้ำไหลใต้ผิว แนวราบ น้ำไหลบนผิว	10x19x1 ม ³ . 10x14x0.4 ม ³ .	10	การล้างและ ฆ่าและปลา (BOD 160 มก./ล.)	กกลังกา พุทธรักษา
สหกรณ์ กองทุนสวน ยางยูงทอง จำกัด	ตำบลท่าช้าง อำเภอบางกล่ำ จังหวัดสงขลา	น้ำไหลบนผิว	2.5x40x1 ม ³ .	10-15	การผลิตยาง แผ่นรมควัน	แห้ว
บริษัท แปซิฟิกแปรร รูปสัตว์น้ำ จำกัด	ตำบลเขารูปช้าง อำเภอเมือง จังหวัดสงขลา	น้ำไหลบนผิว		2,500	การผลิต อาหารทะเล แช่แข็ง	รูปถ่ายซี
อ่างเก็บน้ำ ห้วยตึงเฒ่า	ตำบลดอยแก้ว อำเภอแม่ริม จังหวัดเชียงใหม่	น้ำไหลใต้ผิว แนวราบ	5x10x1 ม ³ . (11 ชุด)	1.09 (ต่อชุด ศึกษา)	แพขยาย อาหาร	พุทธรักษา
ผู้ประกอบการ ผลิตเยื่อ กระดาษ สารระดับ ครัวเรือน	หมู่บ้านต้นเปา อำเภอสันกำแพง จังหวัดเชียงใหม่	น้ำไหลใต้ผิว แนวตั้ง น้ำไหลใต้ผิว แนวราบ	เส้นผ่าน ศูนย์กลาง 1 ม. สูง 0.8 ม. 3 ชุด 1x3x1 ม ³ . 1 ชุด	1.8	การผลิตเยื่อ กระดาษ และการผลิต แผ่นกระดาษ	กกลังกา
สหกรณ์โค นมเชียงใหม่ จำกัด	ตำบลไชยสถาน อำเภอสาร์ภี จังหวัดเชียงใหม่	น้ำไหลใต้ผิว แนวราบ	11.6x16x1.5 ม ³ .	12.1	การผลิตนม	พุทธรักษา
โครงการ สาธิตการ จัดการน้ำ เสียชุมชน บ้านน้ำเค็ม มั่นคง โครงการ 1	หมู่ 2 ตำบลบาง ม่วง อำเภอตะกั่ว ป่า จังหวัดพังงา	น้ำไหลบนผิว	5x10x0.5-1 ม ³ .	30	ครัวเรือน	แทน กก รูปถ่ายซี

ตารางที่ 2.14 ระบบบึงประดิษฐ์ในประเทศไทย (ต่อ)

ระบบบำบัด	ที่ตั้ง	ประเภท	ขนาด	น้ำเสีย เข้าระบบ (ม ³ /วัน)	ชนิดน้ำเสีย	พืช
ระบบบึง ประดิษฐ์น้ำ เสียชุมชน เกาะพีพี	เกาะพีพี จังหวัด กระบี่	น้ำไหลบนผิว น้ำไหลใต้ผิว	3.75 ไร่	400	โรงแรม รีสอร์ท ร้านค้า ชุมชน	กก
ระบบบำบัด น้ำเสีย เทศบาลเมือง ป่าตอง	จังหวัดภูเก็ต	น้ำไหลใต้ผิว แนวราบ	3 ส่วน ส่วนละ 6,300 ม ³ .	1,000	ปรับปรุง คุณภาพน้ำใน คลองก่อน ปล่อยสู่ทะเล	พุทธรักษา
ระบบบำบัด น้ำเสียชุมชน ชุมชนเขื่อน อุบลรัตน์	เทศบาลตำบล เขื่อนอุบลรัตน์	น้ำไหลบนผิว น้ำไหลใต้ผิว	1,500 ม ³ . 435 ม ³ .		ตลาดสด ชุมชน	
ระบบ รวบรวมและ บำบัดน้ำเสีย เทศบาลนคร หาดใหญ่	ตำบลน้อย และตำบลคูเต่า อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา	น้ำไหลบนผิว	บึงที่ 1 พื้นที่ 213 ไร่ ความลึก 0.7 ม. บึงที่ 2 และ 3 พื้นที่ 117 ไร่ ความลึก 1.4 ม. บึงที่ 4 และ 5 พื้นที่ 257 ไร่ ความลึก 0.7 ม.	56,286	ย่านธุรกิจ การค้า แหล่ง ชุมชน	พืชราก หยั่งถึง ก้อนบึง จอก แหวน

ที่มา: คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552



ภาพประกอบที่ 2.29 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ในประเทศไทย

ที่มา: ดัดแปลงจาก http://mews.onep.go.th/wwt_detail.aspx?id=W00089 และ คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552

น้ำเสียชุมชน (Domestic wastewater) ส่วนใหญ่ประกอบด้วยสารอาหารสารอินทรีย์ และของแข็งแขวนลอย (Chan *et al.*, 2008) และมักมีฮิวมิก (Humic) ประกอบอยู่ด้วย เนื่องจากเป็นสารอินทรีย์สำคัญชนิดหนึ่งที่พบมากตามธรรมชาติและมักเกิดขึ้นในแหล่งน้ำผิวดิน นอกจากนี้ยังมีกรดฟุลวิก (Fulvic acid) โปรตีน (Protein) คาร์โบไฮเดรต (Carbohydrate) และไขมัน (Lipids) ประกอบรวมอยู่ด้วยกันในสัดส่วนที่แตกต่างกันตามแหล่งที่มาของน้ำเสีย (Bieroza *et al.*, 2010) ในการวิเคราะห์จากสูตรโมเลกุลของน้ำเสียชุมชนคือ $C_{10}H_{19}O_3N$ (Waynn and Liehr, 2001) พบว่าน้ำเสียชุมชนมีทั้งองค์ประกอบของคาร์บอน และไนโตรเจน จึงเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้การวิเคราะห์ค่า COD ในน้ำเสียชุมชนมีค่าสูงกว่า BOD เนื่องมาจากการวิเคราะห์ COD สารอินทรีย์ทั้งกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน และสารอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกออกซิไดส์ทั้งหมด ขณะที่ BOD จะย่อยสลายเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอนเท่านั้น แต่ทั้งนี้ก็ได้มีการศึกษาพบว่าน้ำเสียชุมชนในประเทศที่กำลังพัฒนาโดยส่วนใหญ่จะเป็นน้ำเสียผสมที่มีทั้งสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ รวมถึงสารพิษต่างๆ ซึ่งบางครั้งอาจมีฤทธิ์ทำลายจุลินทรีย์ในน้ำได้ด้วย โดยอาจมีผลกระทบในการลดประสิทธิภาพของระบบบึงประดิษฐ์ได้เช่นกัน (Kivaisi, 2001) ดังนั้นนอกจากการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบบึงประดิษฐ์แล้วยังมีวิธีการที่นิยมใช้คือการให้การย่อยสลายทางชีวภาพด้วยจุลินทรีย์ (Microbial degradation) ได้แก่ บ่อปรับเสถียร (Waste stabilization pond) บ่อเก็บ

และบำบัดน้ำ (Wastewater storage and treatment reservoir) ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ UASB (Upflow anaerobic sludge blanket reactor) ระบบตัวกรองชีวภาพ (Biofilter) บ่อเติมอากาศ (Aerated lagoon) และคลองวนเวียน (Oxidation ditch) ด้วย ซึ่งระบบแต่ละประเภทมีข้อดี ข้อเสีย หรือข้อจำกัดที่ต่างกัน ซึ่งต้องพิจารณาจากสิ่งปนเปื้อน และปริมาณของน้ำเสียเป็นหลัก และนอกจากนี้ขนาดของประชากรในพื้นที่ให้บริการ งบประมาณทางการเงิน และลักษณะทางภูมิศาสตร์ก็มีความจำเป็นต่อนำพิจารณาประกอบในกระบวนการเลือกระบบบำบัดน้ำเสียที่เหมาะสมด้วย เพื่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และสารอาหารที่เป็นประเด็นหลักตามที่ต้องการได้ (Chan *et al.*, 2008) สามารถแสดงประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบบึงประดิษฐ์โดยทั่วไปได้ดังตารางที่ 2.15 และประสิทธิภาพการบำบัด COD ในน้ำเสียชุมชนด้วยระบบบึงประดิษฐ์ได้ดังตารางที่ 2.16

ตารางที่ 2.15 สมบัติของน้ำเสียชุมชนและประสิทธิภาพการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์

มลพิษ	ความเข้มข้นน้ำเสียเข้าระบบ	ประสิทธิภาพการบำบัด
BOD	20-100 mg/L	67-80%
Suspended solids	30 mg/L	67-80%
Ammonia nitrogen	15 mg/L	62-84%
Total nitrogen	20 mg/L	69-76%
Total phosphorus	4 mg/L	48%
Cd	10 µg/L	50-60%
Cu	50 µg/L	50-60%
Pb	50 µg/L	50-60%
Zn	300 µg/L	50-60%

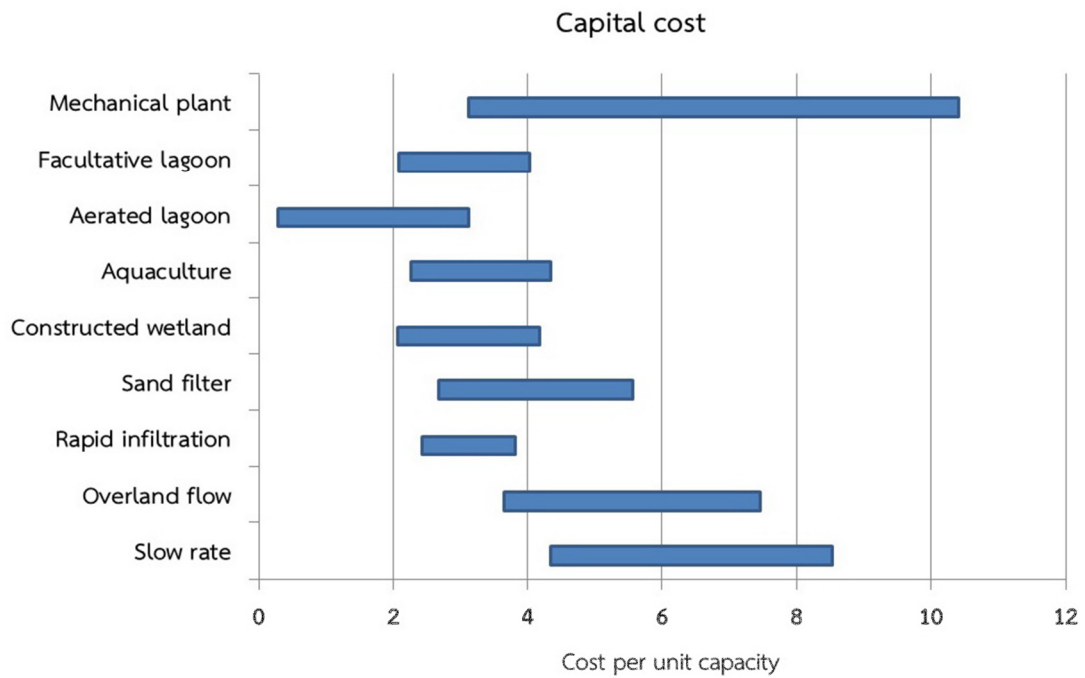
ที่มา: Interstate technology regulatory cooperation (ITRC), 2003

ตารางที่ 2.16 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ COD ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

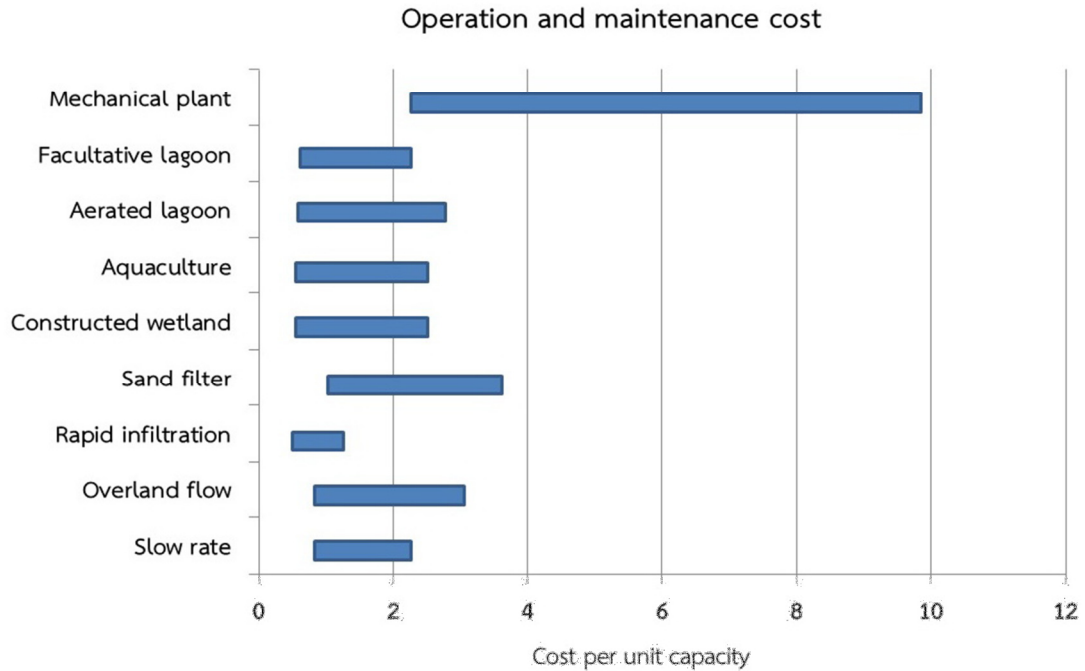
ลำดับ ที่	ชื่อพืช	ชนิดน้ำเสีย	การบำบัด COD (%)	การบำบัดสาร ปนเปื้อน (%)	เอกสารอ้างอิง
1	<i>Eichhornia crassipes</i>	Domestic wastewater	78	TSS (90)	Kivaisi, 2001
2	<i>Phragmites australis</i>	Domestic wastewater after primary clarifier	60	TSS (75)	Valsero <i>et al.</i> , 2010
3	<i>Eichhornia crassipes</i>	Domestic wastewater after preliminary treatment in septic tank	74.2-93.0	TN (88.5-97.1) TP (93.3-97.9)	Zhang <i>et al.</i> , 2011
4	<i>Phragmites australis</i>	Urban lake	84.2	TN (47.88) TP (74.9) SS (85.6)	Cui <i>et al.</i> , 2011
5	<i>Phragmites australis</i> <i>Arundo donex</i> <i>Typha latifolia</i>	Synthetic wastewater	67.9	BOD (77.5) TKN (60.4) NH ₄ -N (53.9) PO ₄ -P (56.0)	Kotti <i>et al.</i> , 2010

2.2.2.6 การเปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์กับระบบบำบัดแบบอื่นๆ

จากการวิเคราะห์มูลค่าการลงทุนในการก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์เปรียบเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบอื่นๆ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.30 พบว่ามูลค่าการลงทุนจะอยู่ใกล้เคียงกับการก่อสร้างบ่อปรับเสถียรและระบบบ่อแบบอื่นๆ แต่จะมีมูลค่าน้อยกว่าระบบที่ต้องใช้เครื่องจักรกลอย่างมาก นอกจากนี้หากทำการเปรียบเทียบมูลค่าในการดำเนินการและการบำรุงรักษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบอื่นๆ แล้ว พบว่ามูลค่าการดำเนินการและการบำรุงรักษาระบบจะอยู่ใกล้เคียงกับบ่อปรับเสถียรและระบบบำบัดแบบบ่อรูปแบบอื่นๆ แต่จะมีมูลค่าน้อยกว่าระบบที่ต้องใช้เครื่องจักรกลอย่างมากเช่นกัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.31



ภาพประกอบที่ 2.30 การเปรียบเทียบมูลค่าการลงทุนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ



ภาพประกอบที่ 2.31 การเปรียบเทียบมูลค่าการดำเนินการและบำรุงรักษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ

หมายเหตุ: สำหรับภาพประกอบที่ 2.30 และ 2.31

Mechanical ได้แก่ Oxidation ditch Extended aeration Sequencing batch reactor และ Tricking filter (Solids contact process: SCP)

Aquatic (lagoons) ได้แก่

- Facultative ได้แก่ Constructed wetland แบบ Free water surface และ Subsurface flow
- Aerated ได้แก่ Aquaculture แบบบ่อ Water hyacinths และบ่อ Duckweed
- Sand filter แบบ Intermittent และ Recirculating
- Hydrograph controlled release lagoons (HCR)

Terrestrial ได้แก่ Slow-rate Overland flow Rapid infiltration และ Subsurface infiltration

ที่มา: ดัดแปลงจาก <http://www.oas.org/DSD/publications/Unit/oea59e/p162a.GIF>

2.2.2.7 ข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

1. การออกแบบและการก่อสร้างสามารถทำได้ง่าย ต้นทุนต่ำ และสามารถปรับขนาดได้ตามสภาพพื้นที่ (Kayombo *et al.*, 2005; Mayo and Bigambo, 2005; Maltais-Landry *et al.*, 2009; Songliu *et al.*, 2009; Ye and Li., 2009; Kumar and Zhao, 2010)
2. สามารถสร้างให้มีขนาดความจุขนาดใหญ่หลายๆ ได้โดยมีต้นทุนต่ำกว่าระบบแบบอื่นๆ (Kayombo *et al.*, 2005; Mayo and Bigambo, 2005; Maltais-Landry *et al.*, 2009; Ye and Li., 2009; Kumar and Zhao, 2010; Zhang *et al.*, 2011)
3. การดำเนินงาน การบำรุงรักษาทำได้ง่าย ไม่ซับซ้อน และมีค่าดำเนินการและบำรุงรักษาต่ำ (Jadhav and Buchberger, 1995; Pinney *et al.*, 2000; Economopoulou and Tsihrantzis, 2004; Kayombo *et al.*, 2005; Bojcevska and Tonderski, 2007; UN-HABITAT, 2008; Maltais-Landry *et al.*, 2009; Songliu *et al.*, 2009; Ye and Li., 2009; Kotti *et al.*, 2010; Kumar and Zhao, 2010; Lee *et al.*, 2010; Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010; Zhang *et al.*, 2011)
4. การใช้พลังงานต่ำ มีค่าใช้จ่ายด้านพลังงานน้อย (Pinney *et al.*, 2000; Kayombo *et al.*, 2005; Bojcevska and Tonderski, 2007; Kotti *et al.*, 2010; Kumar and Zhao, 2010; Yousefi and Mohsni-Bandpei, 2010)
5. การผลิตกากตะกอนน้อย (Ye and Li., 2009)
6. มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงและอยู่ในเกณฑ์ที่เชื่อถือได้ (Economopoulou and Tsihrantzis, 2004, Kayombo *et al.*, 2005, Maltais-Landry *et al.*, 2009, Kumar and Zhao, 2010)
7. ใช้กระบวนการทางธรรมชาติเชิงนิเวศกลมกลืนกับธรรมชาติโดยรอบ และเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม (Economopoulou and Tsihrantzis, 2004; Mayo and Bigambo, 2005; Babatunde *et al.*, 2008; UN-HABITAT, 2008; Songliu *et al.*, 2009; Zurita *et al.*, 2009;

Kumar and Zhao, 2010; Lee *et al.*, 2010; Trang *et al.*, 2010; Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010)

8. เป็นทางเลือกในการบำบัดน้ำเสียอย่างยั่งยืน (Kayombo, *et al.*, 2005; Babatunde *et al.*, 2008; Harrington and McInnes, 2009; Kumar and Zhao, 2010)

9. สามารถบำบัดสารปนเปื้อนในลักษณะผสมหลากหลายได้ในพื้นที่เดียว (ITRC, 2003)

10. เหมาะสมในการประยุกต์ใช้กับชุมชนขนาดเล็กและขนาดกลางที่มีทรัพยากรและบุคลากรจำนวนจำกัด (Economopoulou and Tsihrintzis, 2004; Mayo and Bigambo, 2005; Kotti *et al.*, 2010)

11. เหมาะกับพื้นที่ที่มีข้อจำกัดทางเทคโนโลยี เช่น ในประเทศกำลังพัฒนา (Bojcevska and Tonderski, 2007; UN-HABITAT, 2008)

12. เป็นที่ยอมรับสำหรับการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ (USEPA, 1988; Ghermandi *et al.*, 2007; Garcia *et al.*, 2008)

13. สามารถออกแบบให้ใช้ประโยชน์เป็นที่พักผ่อนหย่อนใจของชุมชนได้ และพืชที่ปลูกในระบบยังสามารถเก็บเกี่ยวเป็นการเพิ่มมูลค่าทางเศรษฐกิจ (Sim *et al.*, 2008; Songliu *et al.*, 2009; Zurita *et al.*, 2009; Trang *et al.*, 2010)

14. ช่วยในการพัฒนาสิ่งแวดล้อมและสาธารณสุขของคนในพื้นที่ (Bojcevska and Tonderski, 2007)

15. ให้ประโยชน์ทางอ้อม เช่น พื้นที่สีเขียว ที่อยู่อาศัยของสัตว์ พื้นที่นันทนาการและการศึกษา (Pinney *et al.*, 2000; Kayombo *et al.*, 2005; Ghermandi *et al.*, 2007; Sim *et al.*, 2008)

16. ลดการปลดปล่อยอากาศเสียและการปล่อยฝุ่นที่เป็นขยะอันดับสอง (ITRC, 2003)

17. สามารถลดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซเรือนกระจกได้ (ITRC, 2003)

18. ลดการกัดเซาะผิวดิน การชะล้างหน้าดิน การแทรกซึม (ITRC, 2003)

19. ใช้ในการฟื้นฟูพื้นที่ที่ถูกหักล้างทางพังให้ฟื้นคืนสภาพได้ (ITRC, 2003)

20. ลดมลพิษทางเสียงจากเครื่องจักรกลได้ (ITRC, 2003)

21. ทนต่อความผันผวนทางอุทกวิทยา และรองรับอัตราการระเหยความสกปรกค่อนข้างกว้าง (Kayombo *et al.*, 2005; Kumar and Zhao, 2010; Trang *et al.*, 2010)

22. เป็นพื้นที่ควบคุมน้ำท่วมหรือน้ำหลากเนื่องพายุหรือมรสุม (Ghermandi *et al.*, 2007; Sim *et al.*, 2008)

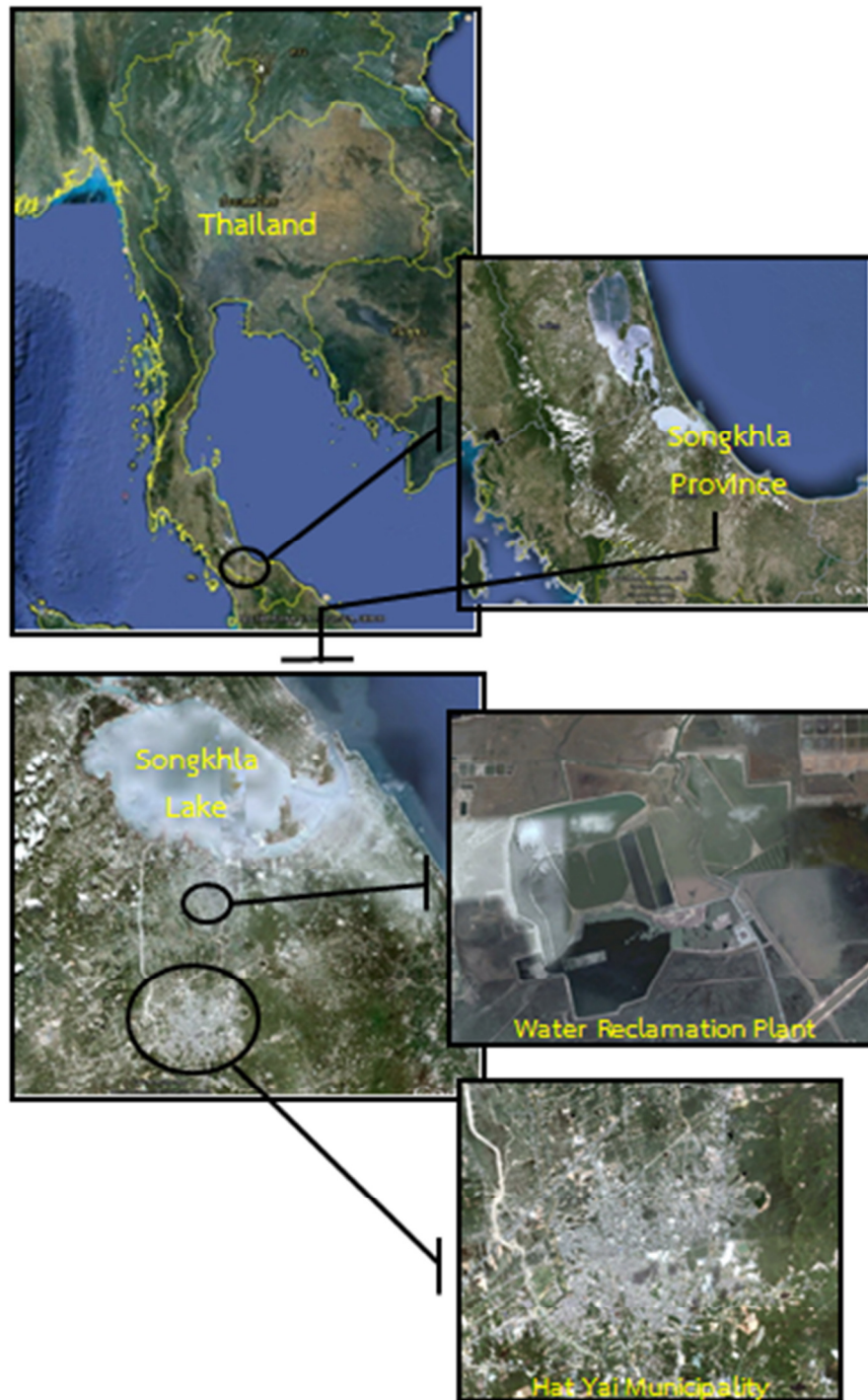
2.2.2.8 ข้อเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

1. ความต้องการที่ดิน (ต้นทุนและความพร้อมของที่ดินที่เหมาะสม) ต้องการพื้นที่มากในการก่อสร้าง ซึ่งพื้นที่ต้องเหมาะสมทางโครงสร้างในการเป็นพื้นที่ชุ่มน้ำ (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; ITRC, 2003)

2. ปัจจุบันยังไม่มีเกณฑ์การออกแบบที่เหมาะสม เนื่องจากมีความซับซ้อนทางชีวภาพ อุทกวิทยาและการขาดความเข้าใจในพลวัตกระบวนการที่สำคัญๆ รวมถึงการประยุกต์ใช้กับน้ำเสียแต่ละชนิดหรือการดำเนินการในภูมิอากาศที่หลากหลาย (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552)
3. ปัญหาที่อาจเกิดขึ้นจากแมลงศัตรูพืช (Kayombo *et al.*, 2005)
4. มีการทำงานเป็นไปอย่างช้าๆ เมื่อเปรียบเทียบกับเทคโนโลยีการบำบัดอื่นๆ รวมทั้งมีระยะเวลาในการบำรุงรักษา และการฟื้นฟูสภาพที่ยาวนาน (ITRC, 2003)
5. การทำงานขึ้นกับสภาวะภูมิอากาศและประสิทธิภาพลดลงเมื่ออยู่ในฤดูหนาว (ITRC, 2003)
6. เป็นแหล่งเพาะพันธุ์ยุงแต่พอจะสามารถป้องกันปัญหาได้จากการพิจารณาความเหมาะสมในการออกแบบ (ITRC, 2003)
7. มีปัญหาเรื่องกลิ่นจากปัจจัยทางชีวภาพในสภาวะไร้อากาศ แต่พอจะสามารถควบคุมได้ด้วยการออกแบบและการลดอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ (ITRC, 2003)

2.2.2.9 ระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสยรวมเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสยรวมเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ตั้งอยู่บริเวณตำบลน้ำน้อยและตำบลคูเต่า อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ทางภาคใต้ฝั่งตะวันออกของประเทศไทย อยู่ห่างจากที่ทำการเทศบาลนครหาดใหญ่ไปทางทิศเหนือประมาณ 13 กิโลเมตร ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.32 โดยมีการออกแบบให้รับได้ทั้งน้ำฝนและน้ำเสยจากบ้านเรือนพาณิชยกรรม และแหล่งกำเนิดน้ำเสยอื่น ๆ เพื่อรองรับไม่ให้ไหลลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติในพื้นที่เทศบาลนครหาดใหญ่ อันได้แก่ คลองเตย และคลองอู่ตะเภา เนื่องจากในพื้นที่เขตอำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ได้ถูกกำหนดเป็นเขตควบคุมมลพิษ ไว้เมื่อวันที่ 4 กันยายน พ.ศ. 2535 ดังนั้นโครงการออกแบบและก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสยจึงมีขึ้นเพื่อการสนับสนุนแผนปฏิบัติการลดและขจัดมลพิษในพื้นที่อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลาส่วนหนึ่งด้วย (เอส เอส กรุ๊ป ร่วมค้า, 2543a; เทศบาลนครหาดใหญ่, 2553a)

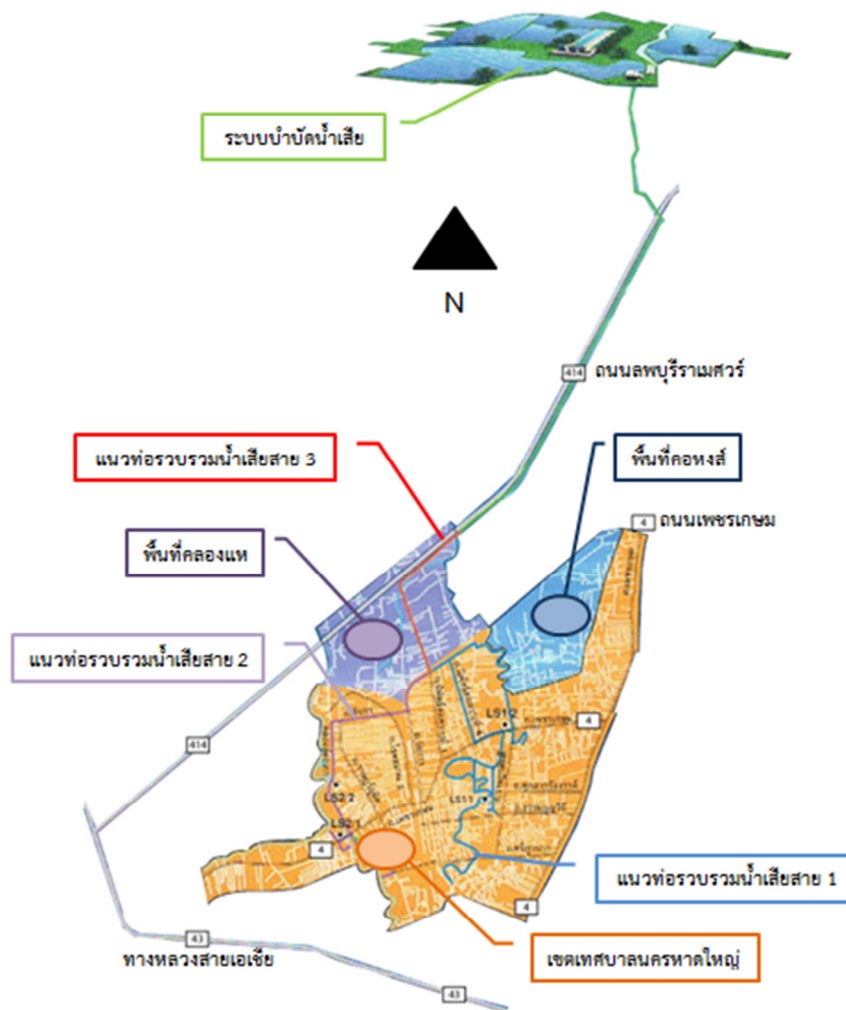


ภาพประกอบที่ 2.32 ที่ตั้งเขตเทศบาลนครหาดใหญ่ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา
และระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ

ที่มา : ดัดแปลงจาก Google Map, 2012

โครงการออกแบบและก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสีย แบ่งออกเป็น 2 ส่วน
ได้แก่ ส่วนที่เป็นระบบรวมน้ำเสียแบบรวม และระบบบำบัดน้ำเสียหรือระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ

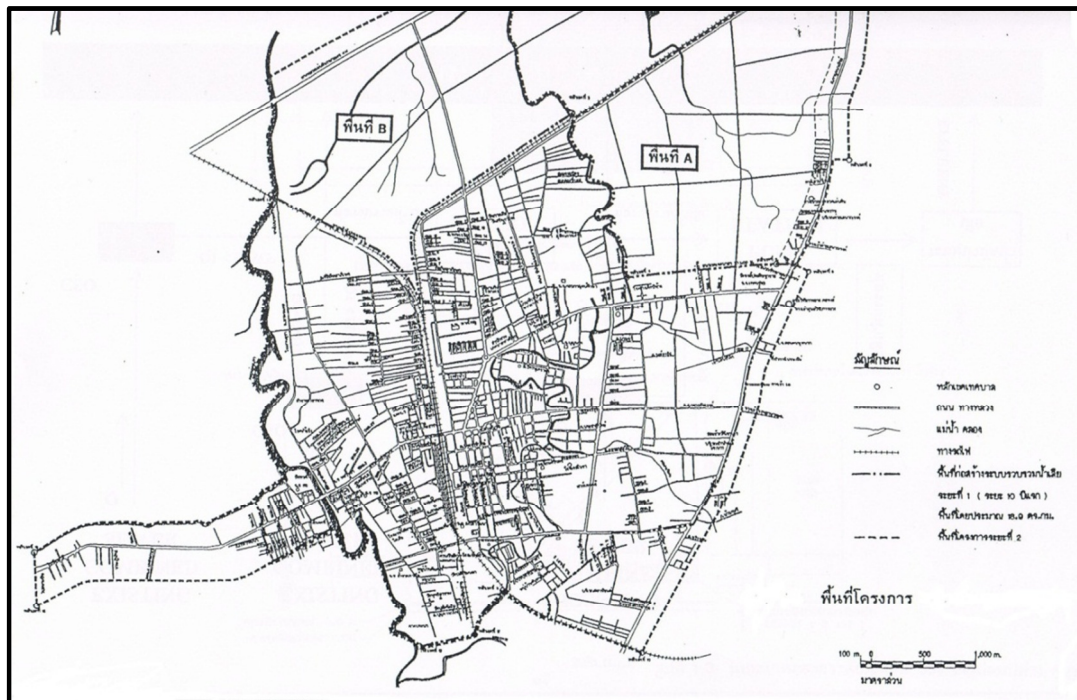
ออกแบบให้ดำเนินการรองรับน้ำเสียในระยะเวลา 20 ปี โดยระยะ 10 ปีแรก ตั้งแต่ ปี พ.ศ. 2539-2548 สามารถรองรับน้ำเสียได้ประมาณ 69,000 m³/day และในระยะ 10 ปีหลัง ตั้งแต่ ปี พ.ศ. 2549-2558 รองรับน้ำเสียได้ที่ 138,000 m³/day ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.33 (เอส เอส กรู๊ป ร่วมค้า, 2543a; เทศบาลนครหาดใหญ่, 2553a)



ภาพประกอบที่ 2.33 ที่ตั้งของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำและพื้นที่เขตเทศบาลนครหาดใหญ่
ที่มา : ดัดแปลงจาก เทศบาลนครหาดใหญ่, 2553a

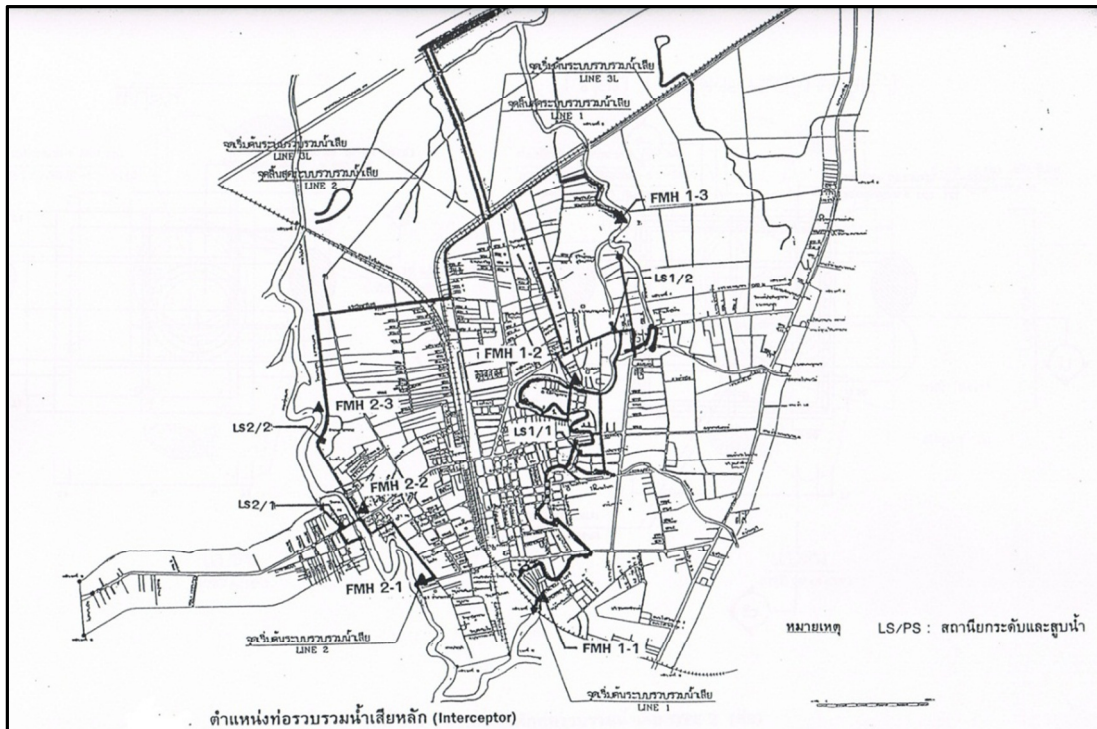
พื้นที่ให้บริการของระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสีย มีพื้นที่ในการเก็บรวบรวมน้ำเสีย ในเขตเทศบาลนครหาดใหญ่ ประมาณ 18.9-21.0 ตารางกิโลเมตร คิดเป็น 70-80% ของพื้นที่ เทศบาลนครหาดใหญ่ทั้งหมด โดยพื้นที่ในการรวบรวมน้ำเสียในเขตเทศบาลนครหาดใหญ่ แบ่ง ออกเป็น 2 ระยะ คือ ระยะที่ 1 ครอบคลุมพื้นที่เขตเทศบาล 18.9 ตารางกิโลเมตร ในย่านธุรกิจ การค้า และชุมชนหนาแน่นทั้งหมด และระยะที่ 2 จะเพิ่มเติมครอบคลุมพื้นที่ A ในตำบลคอหงส์

ขนาด 5 ตารางกิโลเมตร พื้นที่ B ในตำบลคลองแห ขนาด 4.5 ตารางกิโลเมตร และพื้นที่ในเขตเทศบาล 2.1 ตารางกิโลเมตร ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.34 (เอส เอส กรุป ร่วมค้า, 2543a)



ภาพประกอบที่ 2.34 พื้นที่รวบรวมน้ำเสียในเขตเทศบาลนครหาดใหญ่
ที่มา: ดัดแปลงจาก เอส เอส กรุป ร่วมค้า, 2543a

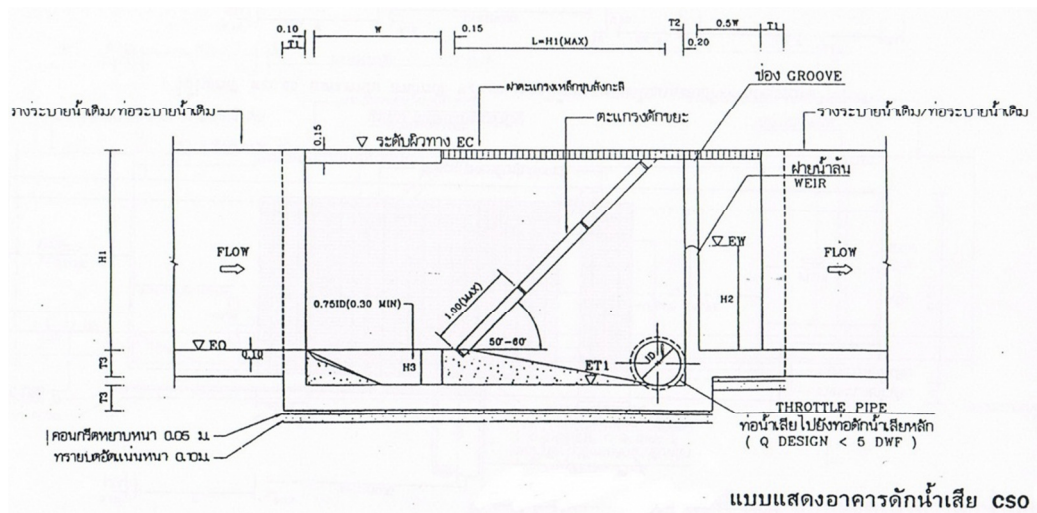
สำหรับท่อรวบรวมน้ำเสียในเขตเทศบาลนั้น มีทั้งสิ้น 3 สาย ประกอบด้วย Interceptor สาย 1 เริ่มต้นจากหมู่บ้านจันวิโรจน์มาตามถนนรัตนวิบูลย์ลอดคลองเตยเข้าสู่ถนนนิพัทธ์ภักดี จากนั้นวางเลียบคลองเตยมาจนถึงถนนเพชรเกษมและสิ้นสุดปลายทางถนนนิพัทธ์สงเคราะห์ 1 ก่อนออกสู่ทางหลวงสาย 414 มีความยาวรวม 14.2 กิโลเมตร Interceptor สาย 2 เริ่มต้นจากปลายถนนศรีภูวนารถมาตามถนนพลพิชัย ถนนราษฎร์เสรี ข้ามคลองอยู่ตะเภามายังถนนสาครมงคลจนกระทั่งถึงถนนรัชการ โดยมีความยาว 6.7 กิโลเมตร และ Interceptor สาย 3 ซึ่งรวบรวมน้ำเสียมาจากตัวเมืองเทศบาลนครหาดใหญ่ที่มากับสายที่ 1 และ 2 โดยเริ่มต้นจากถนนรัชการตัดกับถนนนิพัทธ์สงเคราะห์ 1 เพื่อออกสู่ทางหลวงสาย 414 ถนนลพบุรีราเมศวร์จนถึงคลองแห โดยวางคู่ขนานกัน 2 เส้น ความยาวเส้นละ 3.1 กิโลเมตร ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.35 (เอส เอส กรุป ร่วมค้า, 2543a)



ภาพประกอบที่ 2.35 ตำแหน่งท่อรวบรวมน้ำเสีย

ที่มา: ดัดแปลงจาก เอส เอส กรุ๊ป ร่วมค้า, 2543a

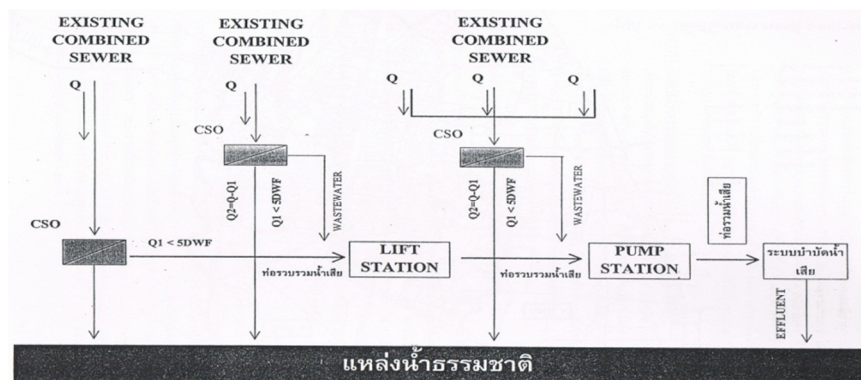
ระบบรวบรวมน้ำเสียเป็นระบบแบบรวม (Combined system) มีทางระบายน้ำรองรับน้ำเสียจากอาคารบ้านเรือน พาณิชยกรรมและแหล่งกำเนิดน้ำเสียอื่น ๆ ลำเลียงมายังอาคารดักน้ำเสีย (Combined sewer overflow : CSO) โดยตัวอาคารดักน้ำเสียมีระบบไหลล้น สามารถเพิ่มพื้นที่กักเก็บน้ำ และลดปัญหาของน้ำล้นระบบในช่วงเวลาที่มีอัตราไหลของน้ำเสียมากเกินไป ลดปริมาณของแข็งแขวนลอยบางส่วนจากการกรองของตะแกรงและลดปริมาณของสารปนเปื้อนในน้ำบางส่วนจากการย่อยสลายทางชีวภาพ (Henrichs *et al.*, 2007) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.36 โดยทำการติดตั้งอาคารดักน้ำเสียที่ปลายท่อน้ำของระบบระบายน้ำ จำนวน 205 แห่ง เพื่อใช้ในการผันน้ำ



ภาพประกอบที่ 2.36 ตัวอย่างแบบแสดงอาคารคาน้ำเสีย

ที่มา: ดัดแปลงจาก เอส เอส กรู๊ป ร่วมค้า, 2543a

ในกรณีที่น้ำไหลตามรางระบายน้ำมีปริมาณน้อยกว่า 5 Dry Weather Flow อาคารคาน้ำเสียจะผันน้ำลงสู่ท่อรวบรวมน้ำเสีย (Interceptor) แล้วส่งต่อไปยังระบบบำบัดน้ำเสีย แต่ในกรณีที่น้ำไหลตามรางระบายน้ำมีปริมาณมากกว่า 5 Dry Weather Flow น้ำส่วนเกินจะถูกผันออกสู่แหล่งรองรับน้ำภายนอกและส่วนที่เหลือจะถูกส่งไปยังระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งสามารถแสดงรูปแบบระบบรวบรวมน้ำเสียได้ดังภาพประกอบที่ 2.37 (เอส เอส กรู๊ป ร่วมค้า, 2543a)



ภาพประกอบที่ 2.37 รูปแบบระบบรวบรวมน้ำเสีย

ที่มา: ดัดแปลงจาก เอส เอส กรู๊ป ร่วมค้า, 2543a

ในส่วนในพื้นที่ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำนั้น มีพื้นที่ประมาณ 3,264,864 ตารางเมตร (2,040 ไร่ 2 งาน 16 ตารางวา) โดยระบบประกอบด้วย 2 ส่วน โดยส่วนแรกเป็นส่วนบ่อฝั้ (Stabilization pond) ประกอบด้วย Primary pond (P1 และ P2) Facultative pond (F1 และ F2) และ Maturation pond (M1 และ M2) แล้วตามด้วยส่วนที่เป็นบึงประดิษฐ์

(Constructed wetland) (W1-5) มีการทำงานแบ่งออกเป็น 4 ขั้นตอน คือ การบำบัดเบื้องต้น การบำบัดน้ำเสียขั้นแรกหรือบ่อหมัก การบำบัดขั้นที่สองหรือบ่อป่และบ่อฝิ่ง และการบำบัดขั้นสุดท้ายหรือบึงประดิษฐ์ โดยในปัจจุบันยังมีการดำเนินการระบบเพียงส่วน Primary pond 1 Facultative pond 1 และ Maturation pond 1 และบึงประดิษฐ์ 1-5 เท่านั้น เนื่องจากปริมาณน้ำเสียเข้าระบบในปีปัจจุบันยังคงน้อยกว่าค่าที่ได้ออกแบบและประมาณการไว้ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.38 (เอส เอส กรุ๊ป ร่วมค้า, 2543a; เทศบาลนครหาดใหญ่, 2553a)

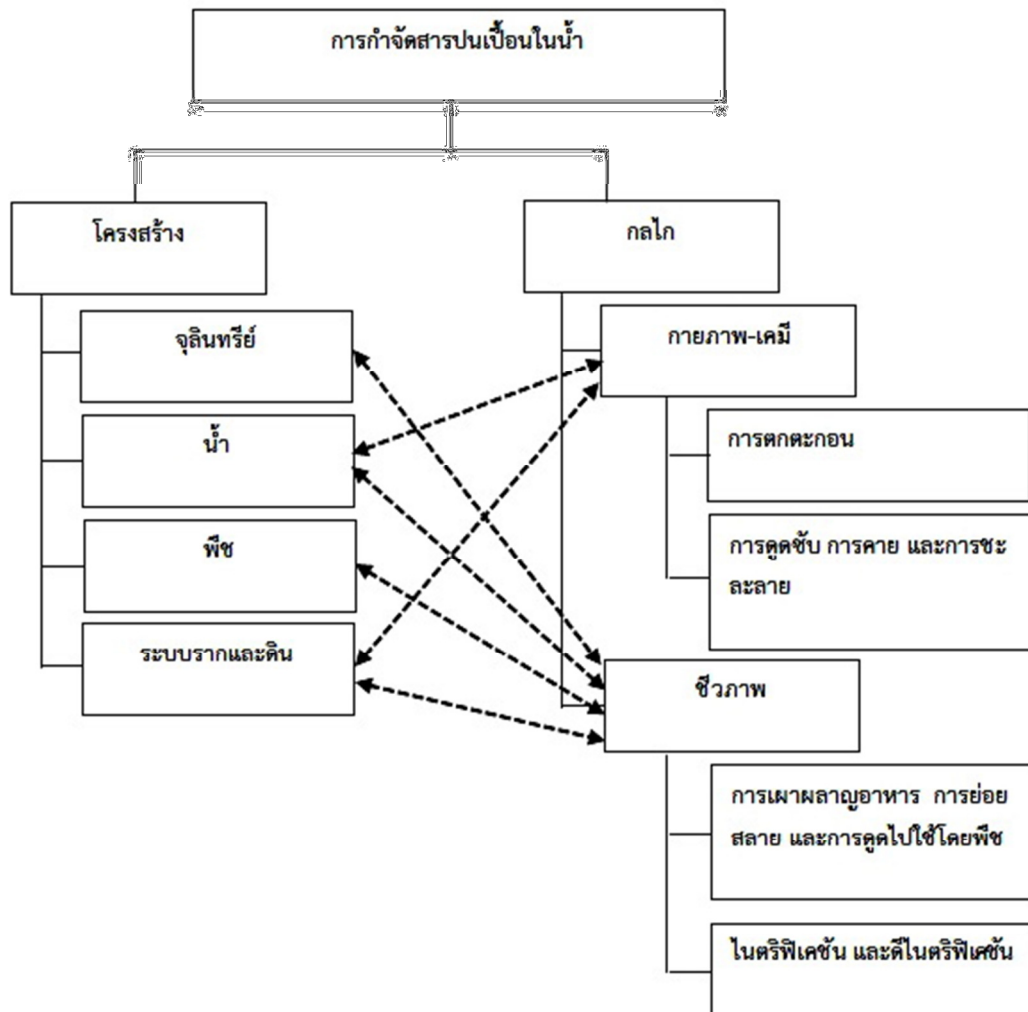


ภาพประกอบที่ 2.38 ระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ (The water reclamation plant of Hat Yai city municipality)

ที่มา: ดัดแปลงจาก เทศบาลนครหาดใหญ่, 2553a

2.2.3 โครงสร้างและกลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ (Structure and mechanism of constructed wetland)

จากการศึกษาการสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์เพื่อใช้ในการวิเคราะห์การออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวพบว่ากลไกการทำงานของระบบมีความเชื่อมโยงกับโครงสร้างของระบบโดยตรง และสามารถแยกองค์ประกอบของระบบได้เป็นส่วนๆ หรือเป็นชั้นๆ ได้แก่ ดิน พืช น้ำ และจุลินทรีย์ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.39 (Kincanon and McAnally, 2004)



ภาพประกอบที่ 2.39 โครงสร้างและกลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

ที่มา: ดัดแปลงจาก Kincanon and McAnally, 2004

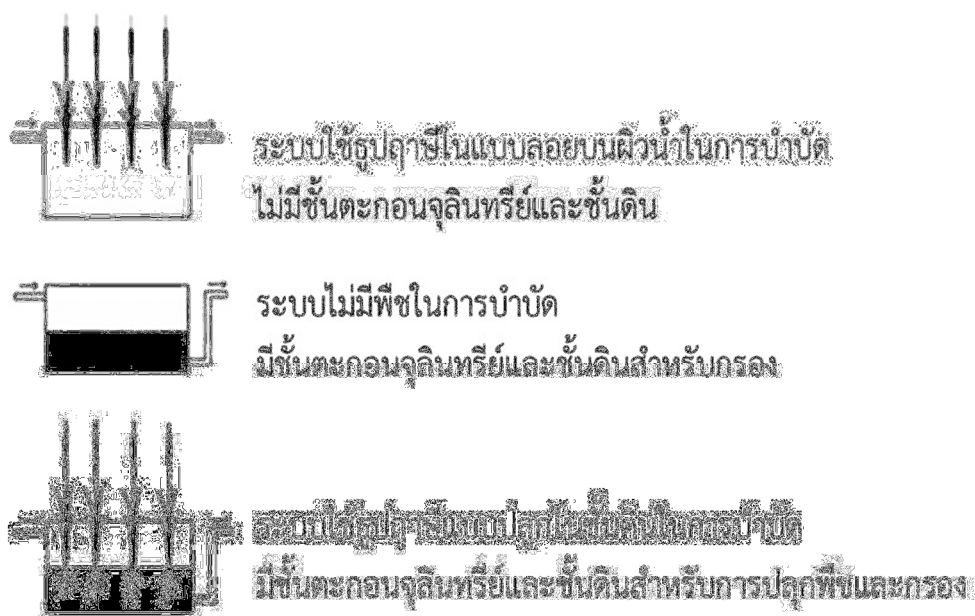
2.2.3.1 องค์ประกอบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

องค์ประกอบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ สามารถแบ่งตามโครงสร้างได้เป็น 4 องค์ประกอบ ได้แก่ พืช น้ำ ดิน และจุลินทรีย์ ดังแสดงได้ดังภาพประกอบที่ 2.40 (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2549; Kincanon and McAnally, 2004; Ouyang *et al.*, 2011) ซึ่งการทำงานเกิดจากการทำงานร่วมกันขององค์ประกอบเหล่านี้ (UN-HABITAT, 2008)



ภาพประกอบที่ 2.40 องค์ประกอบหลักของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์
ที่มา: ดัดแปลงจาก กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2549; Kincanon and McAnally, 2004;
Ouyang *et al.*, 2011

ด้วยเหตุผลดังที่กล่าวมาจึงได้มีการใช้รูปแบบการแยกองค์ประกอบตามโครงสร้าง
ของบึงประดิษฐ์เพื่อศึกษากลไกการทำงานของบึงประดิษฐ์ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.41



ภาพประกอบที่ 2.41 ตัวอย่างการแยกองค์ประกอบหลักของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึง
ประดิษฐ์เพื่อใช้ในการศึกษากลไกการทำงาน

ที่มา: ดัดแปลงจาก Valsero *et al.*, 2010

2.2.3.2 พืชในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

พืชที่ใช้ปลูกในระบบบึงประดิษฐ์ต้องสามารถเจริญเติบโตได้ดีในน้ำเสีย บทบาท
ของพืชจะเกี่ยวข้องกับการเปลี่ยนคุณสมบัติทางเคมีของดินและน้ำ เนื่องจากการนำเอาสารอาหาร
ไปใช้ประโยชน์ การเจริญเติบโตของพืชมีผลต่ออัตราการไหลของน้ำอีกด้วยเนื่องจากการ

เจริญเติบโตของรากพืชจะลดช่องว่างในดิน ทำให้อัตราการไหลของน้ำลดลง นอกจากนี้พืชยังทำหน้าที่เป็นตัวช่วยในการเพิ่มออกซิเจนให้แก่ระบบบึงประดิษฐ์ จากการสังเคราะห์แสงซึ่งออกซิเจนจะถูกปลดปล่อยสู่ดินโดยรากและระบบราก และพืชยังช่วยระบายก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และก๊าซมีเทน ซึ่งเกิดจากการเปลี่ยนรูปของคาร์บอนและซัลเฟอร์ในดินสู่บรรยากาศอีกด้วย (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; Polprasert, 1989; Brix, 1994; Jadhav and Buchberger, 1995; ITRC, 2001) เมื่อก้าวถึงพีชน้ำที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียหรือสารปนเปื้อนในบึงประดิษฐ์นั้น สามารถแบ่งพีชน้ำที่ใช้ในบึงประดิษฐ์ออกเป็น 3 ชนิด ตามระดับความลึกของน้ำได้แก่

1. พืชที่เจริญอยู่ใต้น้ำ (Submerged type) พืชชนิดนี้สามารถเจริญได้เฉพาะในที่ที่มีแสงแดดเพียงพอ มีปัญหาในการดำรงชีวิตอยู่ในน้ำที่มีสภาพขุ่น มีแพลงก์ตอนหรือสาหร่ายหนาแน่น จึงไม่ค่อยเหมาะสมในการทำให้น้ำสะอาด

2. พืชเจริญลอยบนผิวน้ำ (Floating type) พืชชนิดนี้มีรากแขวนลอยในน้ำ ไม่ยึดติดกับดิน ใบและก้านจะอยู่เหนือน้ำเพื่อรับแสงอาทิตย์ รากที่อยู่ในน้ำและลำต้นจะเป็นแหล่งยึดเกาะของจุลินทรีย์ซึ่งทำหน้าที่ย่อยสลายของเสีย พืชชนิดนี้สามารถแพร่ขยายรวดเร็วและก่อปัญหาการตันเขิน เนื่องจากการเคลื่อนที่ไปตามกระแสน้ำแล้วตกตะกอนสะสมในบริเวณที่อยู่หนาแน่น

3. พืชที่เจริญโผล่พ้นน้ำ (Emergent type) พืชพวกนี้จะเจริญอยู่เหนือผิวน้ำ มักเจริญในน้ำนิ่ง (Polprasert, 1989; Brix, 1994)

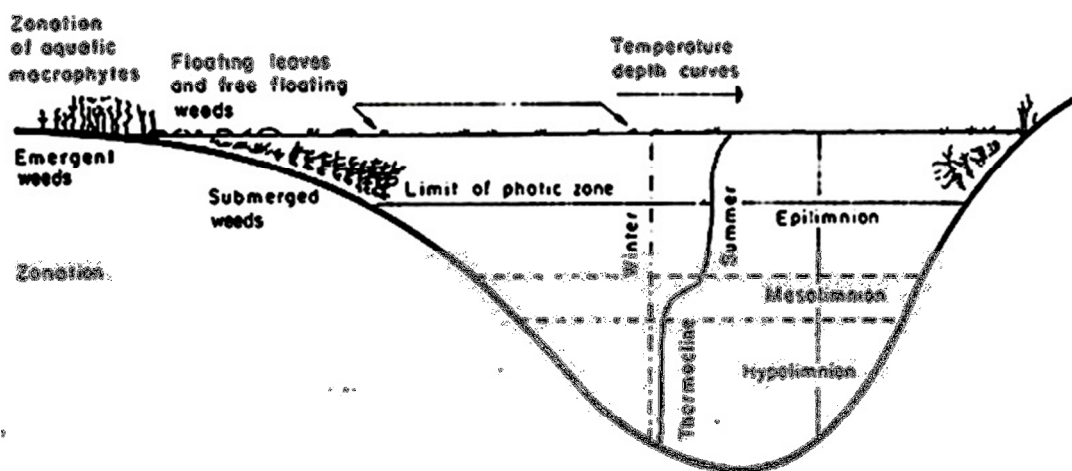
สามารถแสดงตัวอย่างของพีชน้ำที่ใช้ในบึงประดิษฐ์ทั้ง 3 ชนิด ดังตารางที่ 2.17

ตารางที่ 2.17 ชนิดและชื่อสามัญของพีชน้ำ

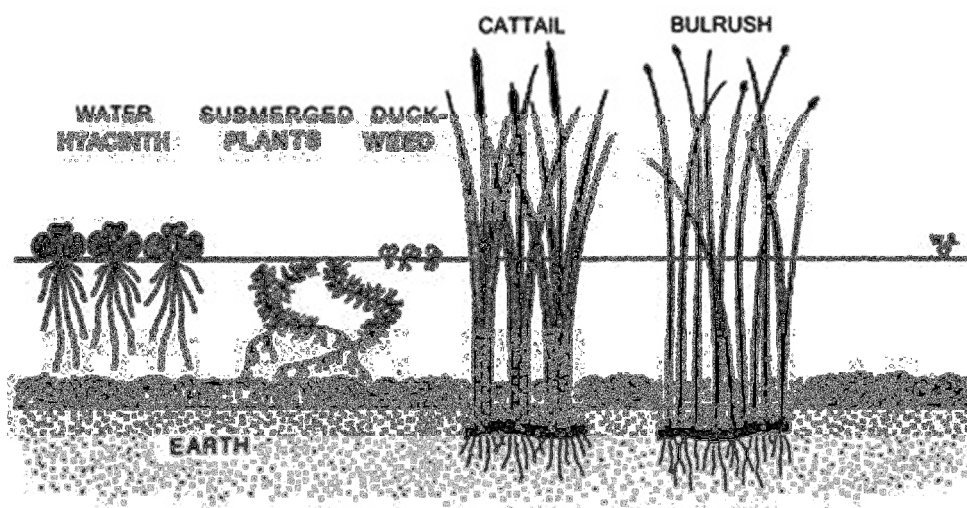
ชนิด	ชื่อสามัญ (ไทย)	ชื่อสามัญ	ชื่อวิทยาศาสตร์
พืชที่เจริญอยู่ใต้น้ำ (Submerged type)	สาหร่ายหางกระรอก สาหร่ายญี่ปุ่น สันตวา	Hydrilla Water milfoil Blyxa	<i>Hydrilla verticillata</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Blyxa aubertii</i>
พืชเจริญลอยบนผิวน้ำ (Floating type)	ผักตบชวา แห่นเป็ด จอก จอกหูหนู	Water hyacinth Duck weeds Water lettuce Salvinia	<i>Eichhornia crassipes</i> <i>Wolffia arrhiga</i> <i>Pistia stratiotes</i> <i>Salvinia</i> spp.
พืชที่เจริญโผล่พ้นน้ำ (Emergent type)	ธูปฤาษี กก อ้อ	Cattails Bulrush Reed	<i>Typha</i> spp. <i>Scirpus</i> spp. <i>Phragmites communis</i>

ที่มา: ดัดแปลงจาก คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552 และ Polprasert, 1989

พืชที่เจริญโผล่พ้นน้ำจะเจริญในน้ำตื้น ต่างจากพืชที่เจริญอยู่ใต้น้ำซึ่งจะเจริญในน้ำลึกกว่าแต่แสงยังส่องลงไปถึง ส่วนพืชเจริญลอยบนผิวน้ำจะเจริญโดยไม่ขึ้นกับระดับน้ำ (Polprasert, 1989) สามารถแสดงตำแหน่งการเจริญเติบโตของพีชน้ำได้ดังภาพประกอบที่ 2.42 (a) และ (b) โดยในการเลือกใช้พืชในบึงประดิษฐ์นั้นขึ้นอยู่กับระดับความลึกของน้ำเป็นเกณฑ์ในการเลือกด้วย



(a)



(b)

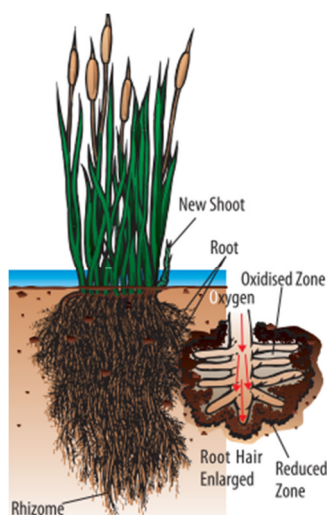
ภาพประกอบที่ 2.42 ตำแหน่งการเจริญเติบโตของพืชน้ำ (a) ตำแหน่งการเจริญเติบโตของพืชน้ำในแหล่งน้ำธรรมชาติ (b) ตำแหน่งการเจริญเติบโตของพืชน้ำชนิดต่างๆ

ที่มา: Polprasert, 1989 และ USEPA, 1998

พืชเป็นสิ่งมีชีวิตที่อาศัยสารอนินทรีย์ในการดำรงชีวิต (Autotrophic organisms) สามารถสร้างเนื้อเยื่อได้โดยการลดสารประกอบคาร์บอน สารอาหาร แร่ธาตุ และสารอินทรีย์จากน้ำ ด้วยการดูดซับอาหาร (Biological uptake) และการดูดติดผิว (Surface adsorption) ในระหว่างการสังเคราะห์แสง (Photosynthesis) ทั้งยังบริโภคก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และปลดปล่อยออกซิเจนอีกด้วย รากของพืชจะเป็นตัวถ่ายโอนออกซิเจนจากอากาศสู่ดินเพื่อสนับสนุนการทำงานของจุลชีพใน ส่วนที่ใช้อากาศ (Aerobic microorganisms) และกึ่งไร้อากาศ (Facultative anaerobic

microorganisms) พืชมีความสำคัญในสิ่งแวดล้อมเป็นตัวปล่อยออกซิเจนและถ่ายโอนสารอาหารจากดินมาเก็บกักไว้และสนับสนุนการลดคาร์บอนโดยการแปรสภาพด้วยจุลินทรีย์ (ITRC, 2003) และพืชยังมีจุลินทรีย์อาศัยอยู่บริเวณราก (Rhizosphere microorganisms) ช่วยในการบำบัดสารอาหารในน้ำด้วย (Bojcevska and Tonderski, 2007) โดยสรุปหน้าที่หลักของพืชมีดังนี้

1. ทำหน้าที่ช่วยในการกรองตะกอน
2. ทำหน้าที่เป็นพื้นที่ผิวสำหรับให้จุลินทรีย์ใช้ในการยึดเกาะ โดยเฉพาะส่วนของพืชที่จมน้ำ
3. ทำหน้าที่ในการใช้สารอาหารจากน้ำ โดยดูดสารอาหารผ่านราก
4. ทำหน้าที่ช่วยควบคุมการพังทลาย โดยรากจะช่วยยึดเกาะสร้างเสถียรภาพให้หน้าดิน ช่วยในการลดการพังทลายของร่องน้ำ และช่วยในการป้องกันการอุดตันของตัวกลาง
5. ทำหน้าที่ปล่อยออกซิเจนจากกระบวนการสังเคราะห์แสงโดยรากพืช ซึ่งการเพิ่มของออกซิเจนจะช่วยในการย่อยสลายของสารอินทรีย์และไนโตรเจนในสถานะที่มีออกซิเจน (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2549) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.43



ภาพประกอบที่ 2.43 การส่งผ่านออกซิเจนในพืช

ที่มา: ดัดแปลงจาก UN-HABITAT, 2008

นอกจากนี้พืชในระบบบึงประดิษฐ์ยังทำหน้าที่เป็นแหล่งอาหารและที่อยู่อาศัยของสิ่งมีชีวิตในระบบ ช่วยป้องกันผลกระทบจากฝนที่มีต่อผิวน้ำโดยตรงซึ่งมักมีผลกระทบมากต่อระบบที่มีระดับน้ำตื้น อัตราไหลที่จะเพิ่มขึ้นจากฝนที่ตก การระเหย การคายน้ำอันเนื่องมาจากแสงแดด กระแสลมโดยอาศัยความหนาแน่นของพืชที่ปกคลุมผิวน้ำอีกด้วย (Jadhav and Buchberger, 1995) สามารถแสดงตัวอย่างของพืชในบึงประดิษฐ์แบบต่างๆ ดังตารางที่ 2.18

ตารางที่ 2.18 พืชที่ใช้ในบึงประดิษฐ์แบบต่างๆ

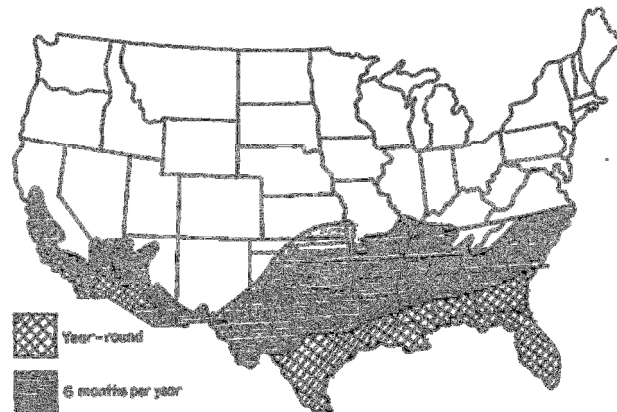
ลำดับ ที่	ระบบ	พืชที่ใช้ในบึงประดิษฐ์	เอกสารอ้างอิง
1	HSF	Phragmites australis, Typha latifolia	Akratos and Tsihrintzis, 2007
2	SSF และ FWS	Scirpus lacustris, Typha sp., Iris sp., Phragmites sp., Scirpus sp.	Garcia et al., 2008
3	FWS	Acorus sp., Typha sp.	Park et al., 2008
4	FWS และ HSF	Phragmites australis, Arundodonax	Fountoulakis et al., 2009
5	HSF	Phragmites australis, Typha angustifolia	Landry et al., 2009
6	FWS	Cyperus corymbosus Rottb.	Pimpan and Jindal, 2009
7	SSF	Canna, Zizania caduciflora , Lythrum salicari	Songliu, 2009
8	FWS	Phalaris arundinaceae L., Typha latifolia L.	Yates and Prasher, 2009
9	HSF	Iris pseudacorus	Yousefi and Bandpei, 2010
10	HSF และ VSF	Zantedeschia aethiopica, Strelitzia reginae, Anthurium andreanum, Agapanthus africanus	Zurita et al., 2009
11	HSF	Phragmites vallisneria (L.) Veldkamp	Trang et al., 2010
12	FWS และ SSF	Typha angustifolia, Phragmites australis	Velsero et al., 2010

FWS คือ Free water surface flow

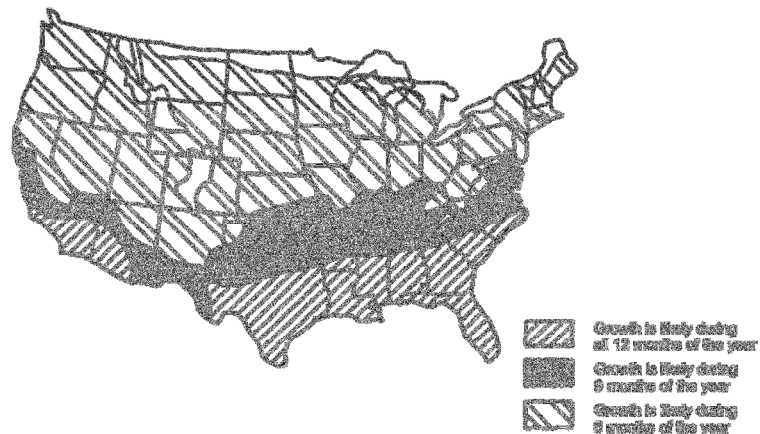
HSF คือ Horizontal subsurface flow

VSF คือ Vertical subsurface flow

ทั้งนี้พบว่านอกจากกลุ่มพืชเจริญใล้น้ำที่นิยมนำมาใช้ในบึงประดิษฐ์ในประเทศ
แถบยุโรป และอเมริกาเหนือแล้ว พืชเจริญลอยบนผิวน้ำโดยเฉพาะผักตบชวา (Water hyacinth)
และแห่นเป็ด (Duckweed) (USEPA, 1998; Kivaisi, 2001) ก็เป็นพืชที่นิยมอย่างมากในการ
นำมาใช้เป็นองค์ประกอบของบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในพื้นที่เขตร้อนและเขตอบอุ่น
(Kivaisi, 2001) โดยสามารถแสดงพื้นที่ที่มีความเหมาะสมในการใช้ผักตบชวา และแห่นเป็ดในระบบ
บำบัดน้ำเสียในอเมริกาใต้ดังภาพประกอบที่ 2.44 (A) และ(B)



(a)

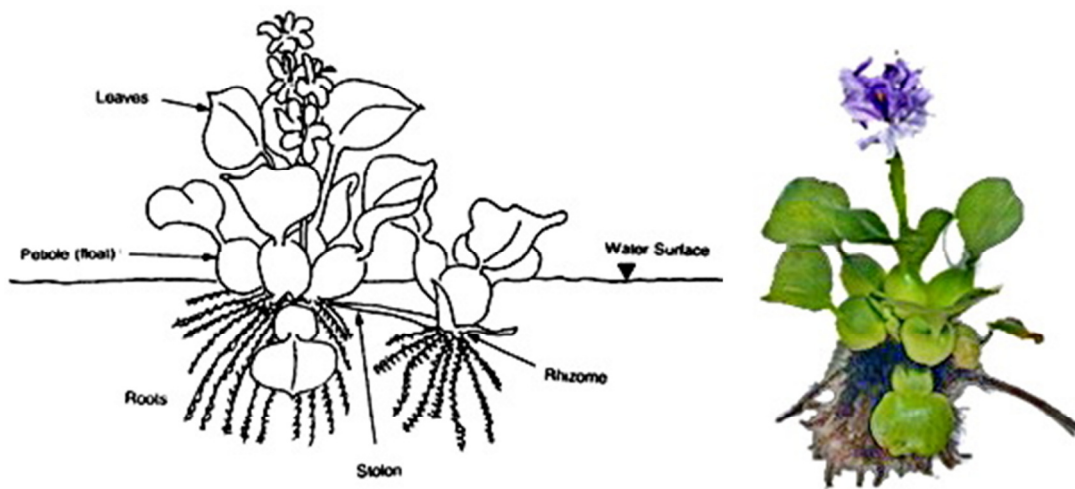


(b)

ภาพประกอบที่ 2.44 พื้นที่ที่มีความเหมาะสมในการใช้ผักตบชวาและแหนเป็ดในระบบบำบัดน้ำเสีย
ในอเมริกา (a) ผักตบชวา (b) แहनเป็ด

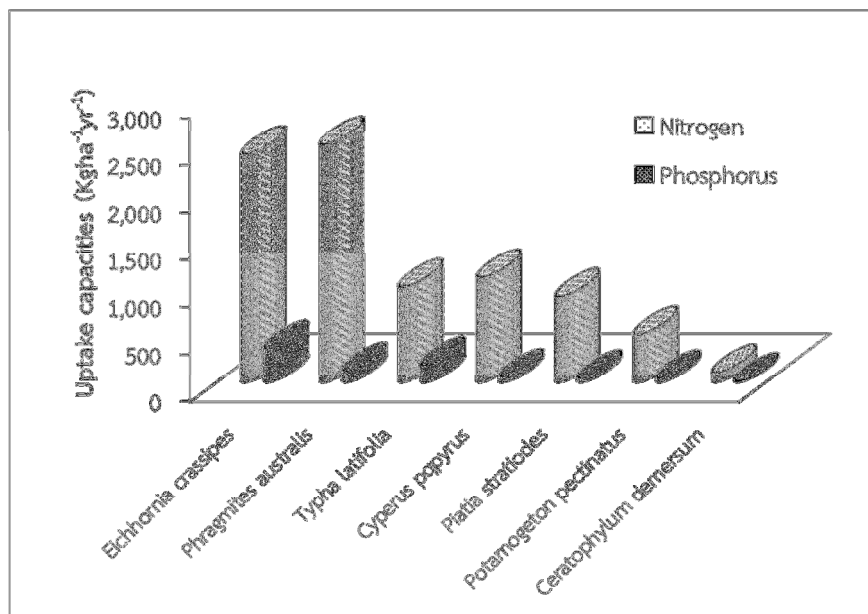
ที่มา: ดัดแปลงจาก USEPA, 1998

ผักตบชวาเป็นพืชที่ให้ผลผลิตจากการสังเคราะห์แสงที่ดีมาก สามารถเจริญเติบโตได้ตั้งแต่ 0.5 ถึง 1.2 เมตร วัตจากปลายยอดถึงปลายราก มีอัตราเร็วในการเจริญเติบโตอยู่ในอันดับแปดของโลกในกลุ่มของวัชพืชน้ำ มีความสามารถในการแพร่กระจายครอบคลุมผิวน้ำได้อย่างรวดเร็ว คือ 10 ถึง 50 kg/m² เนื่องจากโดยธรรมชาติแล้วผักตบชวาจะเจริญเติบโตโดยการแพร่กระจายมากกว่าการเติบโตในแนวยาวของต้น มีจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ที่รากซึ่งมีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย และมีประโยชน์ในการป้องกันสาหร่ายเบ่งบานได้เป็นอย่างดี (USEPA, 1998) สามารถแสดงภาพผักตบชวาได้ดังภาพประกอบที่ 2.45



ภาพประกอบที่ 2.45 ภาพทางสัณฐานวิทยาของผักตบชวา
ที่มา: ดัดแปลงจาก USEPA, 1998

ผักตบชวามีความสามารถที่โดดเด่นในการกำจัดสารอาหารในน้ำเสีย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.46 และในตารางที่ 2.19 นอกจากนี้ยังมีคุณสมบัติด้านอื่นๆ ของผักตบชวาที่สามารถนำมาประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ได้ดังแสดงในตารางที่ 2.20



ภาพประกอบที่ 2.46 ปริมาณสารอาหารที่สามารถดูดซับได้ของพืชน้ำชนิดต่างๆ
ที่มา: ดัดแปลงจาก Kivaisi, 2001

ตารางที่ 2.19 การบำบัดสาร Trace organic โดยผักตบชวาในระบบระดับน้ำร่อง

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น (pg/L)	
	น้ำเสียก่อนเข้าระบบ	น้ำเสียออกจากระบบ
Benzene	2.0	Not detected
Toulene	6.3	Not detected
Ethylbenzene	3.3	Not detected
Chlorobenzene	1.1	Not detected
Chloroform	4.7	0.3
Chlorodibromomethane	5.7	Not detected
1,1,1-Trichloroethane	4.4	Not detected
Tetrachloroethylene	4.7	0.4
Phenol	6.2	1.2
Butylbenzyl phthalate	2.1	0.4
Diethyl phthalate	0.8	0.2
Isophorone	0.3	0.1
Nephthalane	0.7	0.1
1,4-Dichlorobenzene	1.1	Not detected

หมายเหตุ: HRT 4.5 day, Flow rate 76 m³/d, Plant density 10-25 kg/m²

ที่มา: ดัดแปลงจาก USEPA, 1998

ตารางที่ 2.20 คุณสมบัติของผักตบชวาที่ใช้ในระบบบึงประดิษฐ์

ลำดับ ที่	ลักษณะเฉพาะ	เอกสารอ้างอิง
1	อุณหภูมิของน้ำที่เหมาะสมต่อการทำงาน 21-30°C	USEPA, 1988
2	ระยะเวลาในการเจริญเติบโต 6-20 วัน	Kivaisi, 2001; UF, 2009
3	อัตราการระบรทุก BOD ₅ 10-300 kg/ha-d	USEPA, 1988
4	อัตราการระบรทุกทางชลศาสตร์ 8-3,570 m ³ /ha-d	USEPA, 1988; Kivaisi, 2001
5	ระยะเวลากักเก็บ 6-40 วัน	USEPA, 1988; Kivaisi, 2001
6	ความลึกของระดับน้ำ 0.4-1.8 m	USEPA, 1988; Kivaisi, 2001
7	ประโยชน์ในการนำไปผลิตก๊าซชีวภาพ การนำไปหมัก แอลกอฮอล์ การนำไปผลิตอาหารสัตว์ การนำไปผลิตปุ๋ย การนำไปทำวัสดุอัดประสานหรือวัสดุคลุมหน้าดิน การนำไปผลิต ไยเซลลูโลส และการเป็นแหล่งที่อยู่อาศัยของสัตว์	USEPA, 198; Kivaisi, 2001; Malik, 2007; Jianbo <i>et al.</i> , 2008; UF, 2009

นอกจากนี้พบว่าระบบบำบัดที่ใช้ผักตบชวาในการบำบัดน้ำเสียมักจะเหมาะสมในการนำมาใช้เป็นระบบบำบัดขั้นที่ 2 หรือใช้ในการบำบัดสารอาหารในน้ำ ซึ่งในบางครั้งอาจมีการเก็บเกี่ยวเพียงปีละครั้ง ทุกเดือน หรือเดือนละ 2 ครั้งขึ้นกับรูปแบบการประยุกต์ใช้ด้วย แต่พบว่าระบบที่ใช้ผักตบชวาในการบำบัดน้ำเสียอาจเกิดปัญหาในเรื่องของการเป็นแหล่งเพาะพันธุ์ยุง การไม่สามารถลดกลิ่นได้เมื่อใช้กับน้ำเสียที่สกปรกมาก หรือในเรื่องของความยากลำบากและมี

ค่าใช้จ่ายสูงในการเก็บเกี่ยว เมื่อใช้กับระบบที่มีอัตราการเจริญเติบโตของผักตบชวาสูง มีพื้นที่ขนาดใหญ่มาก หรือในบางภูมิภาคอีกด้วย (USEPA, 1998)

มีรายงานการวิจัยว่าพืชที่อยู่ในพื้นที่เขตร้อน (Tropical wetland plants) จะมีอัตราการเจริญเติบโตสูงกว่าในแถบอื่นๆ ซึ่งถือเป็นข้อได้เปรียบ เนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตของพืชหรือมวลของพืชที่เพิ่มขึ้นสามารถใช้เป็นตัวบ่งบอกถึงความสามารถในการบำบัดสารอาหารในระบบได้ด้วยเช่นกัน (Sim *et al.*, 2008) นอกจากนี้พบว่าพืชในพื้นที่เขตร้อนมีอัตราการหมุนเวียน (Turnover rate) ของพืชสูงกว่าในเขตอบอุ่นถึงประมาณ 5 เท่า ซึ่งเป็นผลจากการที่พืชในพื้นที่เขตร้อนมีอัตราการสังเคราะห์แสงที่สูงกว่า และมีอัตราการหายใจน้อยกว่าพืชในเขตอบอุ่น โดยส่งผลให้มีอัตราการบำบัดเพิ่มขึ้น มีปริมาณการสะสมของสารอาหารในระบบน้อยลง และมีผลทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบในพื้นที่เขตร้อนสูงกว่าในเขตอบอุ่น (Bojcevska and Tonderski, 2007)

นอกจากความสามารถในการบำบัดมลพิษของพืชแล้วยังมีรายงานการวิจัยพบว่าพืชเป็นปัจจัยหนึ่งในการชะละลายสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC กลับสู่น้ำได้ด้วยเช่นกัน โดยสามารถตรวจพบองค์ประกอบคาร์บอนในพืชได้มากถึงประมาณ 50% ของน้ำหนักแห้งทั้งหมด ที่ทำหน้าที่เป็นแหล่งสร้างและสะสม (Sources and sinks) ของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC ที่เกิดจากการสามารถย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ (Pinney *et al.*, 2000) ดังนั้นในการใช้พืชเพื่อการบำบัดน้ำเสียจำเป็นต้องมีการกำหนดความถี่ในการเก็บเกี่ยวพืชที่เหมาะสมด้วย เพื่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารอาหารต่างๆ ในน้ำด้วยเช่นกัน โดยเฉพาะอย่างยิ่งในพื้นที่เขตร้อนที่พืชสามารถเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็ว (Bojcevska and Tonderski, 2007)

ดังนั้นโดยสรุปแล้วพืชต่างชนิดกันย่อมมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารปนเปื้อนในบึงประดิษฐ์ต่างกัน (Kotti *et al.*, 2010)

2.2.3.3 น้ำและลักษณะทางชลศาสตร์

น้ำเป็นที่อยู่อาศัยของพืช สัตว์ รวมทั้งแบคทีเรียในระบบ ลักษณะทางชลศาสตร์ของน้ำเป็นปัจจัยสำคัญในการกำหนดการสร้างและการบำรุงรักษา รวมถึงกระบวนการทำงานของบึงประดิษฐ์แต่ละชนิด ซึ่งเชื่อมโยงไปถึงกระบวนการทางชีวเคมีธรณี (Biogeochemical processes) ที่เกิดขึ้นในระบบ ปัจจัยเรื่องปริมาณของน้ำในระบบ การไหลเข้าและไหลออกของน้ำในระบบต้องมีความสมดุลกัน รวมถึงลักษณะของการไหลแบบบนผิวดิน การไหลแบบใต้ผิวดิน ธรณีวิทยา และน้ำบาดาลด้วย (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2549; ITRC, 2003) โดยผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงทางชลศาสตร์ เช่น การตกของฝนในพื้นที่ จะส่งผลให้เกิดการเจือจาง และเพิ่มขึ้นของความเร็วน้ำในระบบ (Kayombo *et al.*, 2005) ซึ่งการเปลี่ยนแปลงทางชลศาสตร์ของระบบที่กล่าวไปข้างต้นขึ้นกับอิทธิพลของการเปลี่ยนแปลงฤดูกาลด้วยเช่นกัน เช่น ฤดูฝนและฤดูร้อนมีผลกระทบต่อปริมาณฝนที่ตกในพื้นที่ การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ ปริมาณการคายระเหยของน้ำในระบบ เป็นต้น ซึ่งมีผลให้สมดุลของน้ำเปลี่ยนไป อันจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารปนเปื้อนในน้ำด้วยเช่นกัน (Bojcevska and Tonderski, 2007) นอกจากนี้การเปลี่ยนแปลงของน้ำในระบบยังเกี่ยวข้องกับ

กับออกซิเจนที่อยู่ในน้ำ การเพิ่มขึ้นหรือลดลงของออกซิเจนในน้ำมาจากการถ่ายเทจากบรรยากาศ กระบวนการสังเคราะห์แสงของพืช (Wynn and Liehr, 2001; Cox, 2003) หรือการหายใจของแพลงก์ตอน (Cox, 2003) โดยออกซิเจนสามารถทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ในน้ำ (Oxidation) ทำให้เกิดการลดลงของปริมาณสารอินทรีย์เหล่านั้นในน้ำได้โดยตรง และการลดปริมาณลงของสารอินทรีย์ทางอ้อมจากการใช้ออกซิเจนในการเกิดปฏิกิริยาต่างๆ โดยจุลินทรีย์และพืชอีกด้วย เช่น ในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Wynn and Liehr, 2001; Cox, 2003) ซึ่งเป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ออกโทโทรฟิกแบคทีเรีย ไนโตรโซโมนัส (Nitrosomonas) และไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) เปลี่ยนแอมโมเนียให้อยู่ในรูปของไนโตรและไนเตรต โดยกลไกการออกซิเดชันในสภาพที่มีออกซิเจน (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551) และอีกตัวอย่างคือจุลินทรีย์ในกลุ่มเฮเทอโรโทรป (Heterotrophic bacterial) (Koyombo *et al.*, 2005) ซึ่งเป็นกลุ่มที่ใช้สารอินทรีย์ในน้ำเป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับการเสริมสร้างเซลล์ ในสภาพที่มีออกซิเจน (เกรียงศักดิ์ อุตมสินโรจน์, 2537)

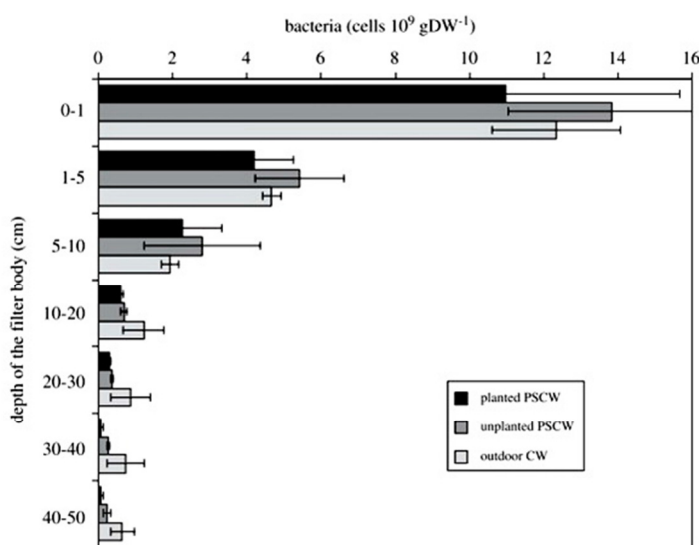
2.2.3.4 จุลินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์

จุลินทรีย์มีส่วนสำคัญมากในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำ การกำจัดและเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์และอนินทรีย์ในวัฏจักรคาร์บอน และไนโตรเจน (Wynn and Liehr, 2001) จุลินทรีย์ในน้ำเสียเหล่านี้อาศัยสารอาหารจากน้ำเสียช่วยในการเจริญเติบโต (คณาจารย์วิทยาลัยสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์และโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมภาคแม่เปียนเนื่องมาจากพระราชดำริ พ.ศ. 2549, 2549) โดยจุลินทรีย์จำพวกเฮเทอโรโทรป จะใช้คาร์บอนในน้ำเสียเป็นแหล่งพลังงาน และจุลินทรีย์ในกลุ่มออโตโทรป (Autotroph microbes) ซึ่งจะใช้นิโตรเจนในน้ำเสียเป็นแหล่งพลังงาน โดยจะเลือกใช้ประโยชน์จากสารอินทรีย์ในส่วนที่เป็นคาร์บอนแขวนลอยในรูป POC และไนโตรเจนแขวนลอย การทำงานของจุลินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มทำให้สามารถลดปริมาณของคาร์บอนและไนโตรเจนในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดได้ ทั้งยังมีส่วนในการปลดปล่อยคาร์บอนในรูป DOC และไนโตรเจนในรูป DON กลับคืนสู่น้ำในระบบได้เช่นกันเมื่อจุลินทรีย์เหล่านั้นได้ตายลง (Wynn and Liehr, 2001) ซึ่งหากทำการควบคุมระบบให้เหมาะสมแล้วสามารถจะลดความสกปรกของน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ จุลินทรีย์มีทั้งที่แขวนลอยอยู่ในน้ำและชนิดเกาะติด ซึ่งเจริญเติบโตบนพื้นที่ผิวของพืชส่วนที่จมอยู่ใต้น้ำ (รากและลำต้น) (Bojcevska and Tonderski, 2007; Kotti *et al.*, 2010) หิน ดิน และตะกอนดิน เมื่อกกล่าวถึงจุลินทรีย์ในบึงประดิษฐ์ที่ก่อให้เกิดกลไกการบำบัดทางชีวภาพจัดได้ว่าเป็นตัวดำเนินการหลักในการบำบัดสารปนเปื้อนต่างๆ หลากหลายชนิด รวมทั้งการแปรสภาพสารอินทรีย์ที่เป็นสารอาหารไปเป็นสารอนินทรีย์ที่พืชสามารถนำไปใช้ในกระบวนการสังเคราะห์แสงได้อีกด้วย เนื่องจากในพืชทุกชนิดนั้นไม่สามารถดูดซึมสารอินทรีย์ไปใช้ประโยชน์ในการสร้างความเจริญเติบโตได้โดยตรง แต่ต้องเป็นสารอนินทรีย์ที่จุลินทรีย์ได้ทำการย่อยสลายแล้ว โดยสารอินทรีย์เหล่านั้นจะแตกตัวเป็นไอออนด้วยพลังงานแทนที่ของไฮโดรเจนไอออนที่แตกตัวจากโมเลกุลของน้ำ แล้วซึมเข้าสู่ระบบรากด้วยกระบวนการออสโมซิส (คณาจารย์วิทยาลัยสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์และโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมภาคแม่เปียนเนื่องมาจากพระราชดำริ พ.ศ. 2549,

2549) ทั้งนี้สามารถจำแนกชนิดของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ ออกเป็น 2 ชนิด ได้แก่

1. จุลินทรีย์ชนิดที่แขวนลอย ซึ่งจะแขวนลอยอยู่ในน้ำ
2. จุลินทรีย์ชนิดที่เกาะติด ซึ่งจะเจริญเติบโตบนพื้นที่ผิวของพืชส่วนที่จมอยู่ใต้น้ำ หิน ดิน และตะกอนดิน

โดยจุลินทรีย์แขวนลอยจะทำหน้าที่ในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ และมีกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพทั้งแบบใช้อากาศและไร้อากาศจากจุลินทรีย์เกาะติด (Mashauri and Kayombo, 2002) แต่จากข้อมูลของปริมาณจุลินทรีย์ที่ความลึกของชั้นดินที่ระดับความลึกต่างๆ กันในการทดลองด้วยระบบจำลองบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินในแนวดิ่ง (ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.47) พบว่าโดยส่วนใหญ่แล้วปริมาณของจุลินทรีย์จะพบมากในชั้นดินที่ความลึกไม่เกิน 10 cm. จากผิวดินโดยประมาณ (Tietz *et al.*, 2008) ดังนั้นหากวิเคราะห์จากอัตราการย่อยสลายทางชีวภาพ (BOD/COD) และปริมาณจุลินทรีย์ที่ตรวจพบในดินแล้วพบว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์จะมีโอกาสเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพโดยจุลินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำได้น้อยมาก เนื่องจากการมีจุลินทรีย์แขวนลอยในน้ำจริงๆ ในระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์อยู่น้อยมาก



ภาพประกอบที่ 2.47 ปริมาณจุลินทรีย์ที่ความลึกต่างๆ ในชั้นดิน
ที่มา: Tietz *et al.*, 2008

จุลินทรีย์จะมีรูปแบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ แบ่งออกได้เป็น 2 แบบ คือ

1. การย่อยสลายในสภาวะมีอากาศ โดยสารอินทรีย์ในน้ำเสียส่วนใหญ่สามารถที่จะถูกย่อยสลายได้โดยจุลินทรีย์ ซึ่งจุลินทรีย์จะใช้อากาศเพื่อการหายใจรวมกับการเกิดกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ขึ้น เพราะฉะนั้นการย่อยสลายนี้จึงขึ้นอยู่กับปริมาณอากาศที่มีอยู่ในระบบ แต่ถ้าในระบบมีปริมาณอากาศอย่างเพียงพอแล้ว กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์จะขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์ที่ปนมากับน้ำเสียว่ามีมากเพียงพอต่อการใช้ของจุลินทรีย์หรือไม่

2. การย่อยสลายในสภาวะไร้อากาศ เกิดจากการทำงานของพวกจุลินทรีย์อีกประเภทหนึ่งซึ่งไม่ต้องการอากาศในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ข้อสังเกตของการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบนี้ คือ จะก่อให้เกิดปัญหาในเรื่องของกลิ่นเกิดขึ้นในระบบ อย่างไรก็ตาม อัตราการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศจะช้ากว่าการย่อยสลายแบบใช้อากาศมาก จึงมักไม่ค่อยมีปัญหาเว้นแต่ในระบบจะมีอากาศอยู่อย่างจำกัด และมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียสูง การย่อยสลายในภาวะไร้ออกซิเจนจะสามารถเกิดขึ้นได้ง่าย (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2549)

2.2.3.5 วัสดุสำหรับใช้ในการปลูกพืชและเป็นที่เกาะติดของจุลินทรีย์

วัสดุที่ใช้เป็นตัวรองรับ (Substratum) ได้แก่ ดิน หิน กรวดและทราย วัสดุเหล่านี้สามารถกรองตะกอน และดูดซับสารอาหารจากน้ำเสียที่ผ่านเข้ามาในระบบได้ดี (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2549; ITRC, 2003) ซึ่งในบางระบบอาจมีวัสดุกันซึมจำพวกวัสดุสังเคราะห์ด้วย เช่น Polyvinyl chloride (PVC) Polyethylene (PE) Polypropylene เป็นต้น (UN-HABITAT, 2008)

ดินจะเป็นตัวสนับสนุนการดำรงชีวิตของพืช เนื่องจากดินประกอบด้วยแร่ธาตุ (Mineral) และสารอินทรีย์ (Organic) นอกจากนี้ยังประกอบด้วยความชื้นหรือน้ำในดิน (Hydric) ซึ่งเกี่ยวข้องกับการพัฒนาการของสภาวะไร้อากาศ (Anaerobic Conditions) ในส่วนบนของดินอีกด้วย ยกตัวอย่างเช่นสภาพของดินในพื้นที่ซึ่งมีการอิมตัวของน้ำ มีการท่วมของน้ำ หรือมีน้ำขังอยู่ตลอดเวลาและต่อเนื่องเป็นระยะเวลาต่างๆ จะเกิดการเปลี่ยนแปลงสภาพในส่วนของผิวหน้าดินที่แตกต่างกัน ส่งผลให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสภาพเป็นสภาวะไร้อากาศที่แตกต่างกัน (ITRC, 2003) ประเภทของวัสดุที่นำมาใช้ในการปลูกพืชมีอิทธิพลต่อการออกแบบระบบให้มีประสิทธิภาพ ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลผ่านชั้นกรวดนั้น เมื่อเปรียบเทียบกับวัสดุที่มีอนุภาคขนาดเล็กอย่างกรวดกับวัสดุที่มีอนุภาคขนาดใหญ่กว่าจำพวกหิน วัสดุที่มีอนุภาคขนาดเล็กกว่าอย่างกรวดจะมีอัตราการซึมผ่านของน้ำในระยะเวลาอันนานเมื่อเปรียบเทียบกับวัสดุจำพวกหินที่มีขนาดใหญ่กว่า ทั้งนี้เนื่องจากหินมีช่องว่างระหว่างอนุภาคมากกว่าจึงไหลผ่านได้ง่ายกว่า ดังนั้นการปรับค่าอัตราการไหลของน้ำเข้าระบบย่อมแตกต่างกันขึ้นอยู่กับระยะเวลาในการกักเก็บน้ำในระบบ เพื่อให้เกิดการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ ส่วนในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลผ่านลำต้นพืชวัสดุที่ใช้สำหรับปลูกพืชมักเป็นดินปนทราย ซึ่งมีพวกแร่ธาตุเป็นองค์ประกอบ ทำให้มีส่วนช่วยในการดูดซับหรือแลกเปลี่ยนอนุมูลของสารอาหารต่างๆ ที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสียได้ดี ดังนั้นสิ่งสำคัญของการเลือกใช้วัสดุในการก่อสร้างระบบบึงประดิษฐ์จึงควรคำนึงถึงประสิทธิภาพของระบบที่จำเป็นต้องทำการเดินระบบอย่างต่อเนื่องในระยะยาวด้วย ปัญหาที่อาจเกิดขึ้นในระบบบึงประดิษฐ์ คือการอุดตันของวัสดุที่ใช้ในการปลูกพืช เนื่องจากวัสดุเหล่านี้ทำการกรองตะกอนที่ปนเปื้อนมาจากน้ำเสียเป็นระยะเวลาอันนานทำให้ช่องว่างระหว่างอนุภาคของวัสดุนั้นๆ ลดน้อยลง การไหลของน้ำผ่านช่องว่างของวัสดุและระหว่างวัสดุยิ่งกระทำไต่ยากขึ้น หรือเกิดการตันขึ้นของชั้นน้ำ เนื่องจากการสะสมของตะกอนที่เพิ่มขึ้น ซึ่งมีผลให้ที่ประสิทธิภาพของระบบจะลดลง จึงควรที่จะมีการจัดการและดูแลรักษาระบบอย่างสม่ำเสมอ (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2549; ITRC, 2003)

ดังนั้นโดยสรุปแล้ววัสดุต่างชนิดกันย่อมมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารปนเปื้อนในบึงประดิษฐ์ต่างกัน (Kotti *et al.*, 2010)

2.2.3.6 กลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

กลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบึงประดิษฐ์ มีทั้งกลไกที่เกิดจากกระบวนการทางกายภาพ ทางเคมีและทางชีวภาพ ในการบำบัดสารประกอบอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์ (Tanner *et al.*, 1998; Borin and Tocchetto, 2007; Babatunde *et al.*, 2008; UN-HABITAT, 2008; Diaz *et al.*, 2009; Harrington and McInnes, 2009; Kumar and Zhao, 2010; Lee *et al.*, 2010; Ouyang *et al.*, 2011) ดังแสดงในตารางที่ 2.21

ตารางที่ 2.21 กลไกที่เกิดขึ้นในการบำบัดสารปนเปื้อนในบึงประดิษฐ์

กระบวนการ	กลไกที่เกิดขึ้น
กายภาพ (Physical)	การกรอง (Filtration) การตกจม/การตกตะกอน (Settling/sedimentation) การดูดติดผิว (Adsorption)
เคมี (Chemical)	การย่อยสลายโดยแสง/การออกซิเดชันโดยแสง (Photo degradation/oxidation) การออกซิเดชันโดยสารเคมี (Chemical oxidation) การแลกเปลี่ยนไอออน-การตกผลึก (Reduction-precipitation) การระเหย (Volatilization) การชะละลาย (Leaching) การดูดซับ ดูดติด ดูดซึม (Sorption/adsorption/desorption) การเปลี่ยนแปลงรูปของธาตุ (Mineralization) การสลายตัวของสารอินทรีย์ (Decomposition)
ชีวภาพ (Biological)	การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในสภาวะมีอากาศ/ไร้อากาศ (Aerobic/anaerobic biodegradation: bacterial metabolisms, bacterial decomposition, bacterial transformation, nitrification/denitrification) การดูดไปใช้โดยพืช (Plant uptake: phytoaccumulation, phytostabilization, phytodegradation, rhizodegradation, phytovolatilization, evapotranspiration) Natural die-off)

ที่มา : ดัดแปลงจาก คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; USEPA, 1998; Wynn and Liehr, 2001; ITRC, 2003; Kincanon and McAnally, 2004; Quanrud *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2008; Diaz *et al.*, 2009; Harrington and McInnes, 2009; Zurita *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2010; Kumar and Zhao, 2010; Ouyang *et al.*, 2011

สารปนเปื้อนแต่ละชนิดที่เข้ามาในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์จะถูกบำบัดด้วยกลไกทางชีวธรณีเคมี (Biogeochemical mechanisms) (Jadhav and Buchberger, 1995) ซึ่งในสารปนเปื้อนชนิดหนึ่งๆ อาจถูกบำบัดด้วยกลไกในการบำบัดมากกว่าหนึ่งกลไก โดยอาจเกิดจาก

กระบวนการทางกายภาพและเคมี กระบวนการทางกายภาพและชีวภาพ หรือกระบวนการทางเคมี และชีวภาพก็ได้ ดังแสดงในตารางที่ 2.22

ตารางที่ 2.22 กลไกการบำบัดสารปนเปื้อนแต่ละชนิดและกระบวนการที่เกิดขึ้นในบึงประดิษฐ์

สารปนเปื้อน	กายภาพ	เคมี	ชีวภาพ
ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด	การตกตะกอน	-	การย่อยสลายทางชีวภาพ
ความต้องการออกซิเจน เช่น BOD COD	การตกตะกอน	การออกซิเดชัน	การย่อยสลายทางชีวภาพ
ไฮโดรคาร์บอน เช่น น้ำมันเชื้อเพลิง น้ำมัน และไขมัน แอลกอฮอล์ สารประกอบอินทรีย์กลุ่ม BTEX TPH และ PAHs สารประกอบฆ่าเชื้อกลุ่ม คลอรีน และกลุ่มอื่นๆ ยาฆ่า แมลง ยากำจัดวัชพืช	การแพร่ การระเหย การตกตะกอน	การออกซิเดชันโดยแสง และเคมี การออกซิเดชัน	การย่อยสลายทางชีวภาพ การย่อยสลายโดยพืช การคายน้ำของพืช การคายระเหยของพืช
สารประกอบไนโตรเจน เช่น สารอินทรีย์ไนโตรเจน แอมโมเนีย ไนเตรต ไนไตรต์	การตกตะกอน	-	ไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟิเคชัน การดูดซึมของพืช
สารประกอบฟอสฟอรัส เช่น สารอินทรีย์ฟอสฟอรัส ฟอสเฟต	การตกตะกอน	การตกผลึก การดูดซับ	การย่อยสลายโดย จุลินทรีย์ การดูดซึมของพืช
โลหะ เช่น Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni, Se, Ag, Zn	การตกตะกอน	การตกผลึก การดูดซับ การแลกเปลี่ยนไอออน	การย่อยสลายทางชีวภาพ การย่อยสลายโดยพืช การคายน้ำของพืช
จุลินทรีย์ที่ก่อให้เกิดโรค	-	การฆ่าเชื้อโดยใช้รังสียูวี	การตายของจุลินทรีย์

ที่มา : Interstate technology regulatory cooperation (ITRC), 2003

นอกจากนี้สารปนเปื้อนแต่ละชนิดที่เข้ามาในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์จะมีความยากง่ายในการบำบัดแตกต่างกันออกไป สารปนเปื้อนบางชนิดถูกบำบัดได้เพราะได้รับผลกระทบจากกระบวนการทางกายภาพเป็นหลัก สารบางชนิดอาจถูกบำบัดโดยตรงจากกระบวนการทางเคมี หรือชีวภาพเท่านั้น หรือสารบางชนิดอาจถูกบำบัดได้มากเนื่องจากได้รับผลกระทบจากกระบวนการหลายอย่าง เป็นต้น ดังแสดงในตารางที่ 2.23

ตารางที่ 2.23 กลไกการบำบัดสารปนเปื้อนในระบบพืชน้ำ

กลไก	ประเภทสารปนเปื้อนและผลกระทบ							
	ของแข็งจมตัวได้	คอลลอยด์	BOD	ไนโตรเจน	ฟอสฟอรัส	โลหะหนัก	สารอินทรีย์ย่อยสลายยาก	จุลินทรีย์และไวรัส
<p>กายภาพ</p> <p>การตกตะกอนของของแข็งตามแรงโน้มถ่วง</p> <p>การกรองอนุภาคผ่านรากพืช</p> <p>การดึงดูดกันของอนุภาคจากแรงระหว่างอนุภาค</p>	P	S	I	I	I	I	I	I
<p>เคมี</p> <p>การตกผลึกหรือการรวมตัวกันของสารที่ไม่ละลายน้ำ</p> <p>การดูดติดบนพื้นผิววัสดุตัวกรองหรือบนผิวของพืช</p> <p>การย่อยสลายหรือการทำให้ไม่เสถียรจากรังสียูวีหรือการออกซิเดชัน</p>					P	P	S	P
<p>ชีวภาพ</p> <p>การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์แขวนลอย และจุลินทรีย์ที่เกาะติดบนผิวของพืช</p> <p>การดูดไปใช้โดยพืชผ่านทางรากพืช</p> <p>การดูดซับไว้โดยพืช</p> <p>การเสื่อมสลายตามธรรมชาติหรือการตายของจุลินทรีย์</p>		P	P	P			P	
				S	S	S	S	P

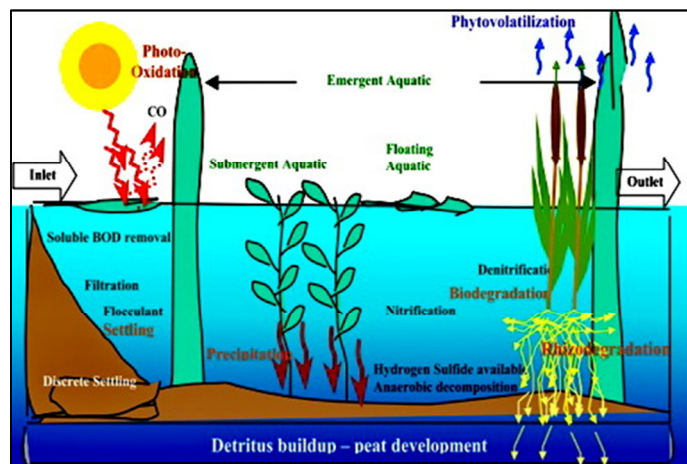
P = ผลกระทบขั้นต้น

S = ผลกระทบขั้นที่สอง

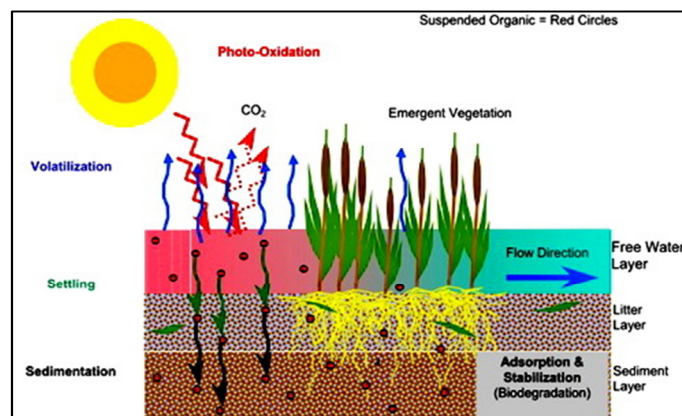
I = ผลกระทบที่เกิดขึ้นมีความเกี่ยวข้องกับผลกระทบกระทบอื่น

ที่มา: ดัดแปลงจาก Polprasert, 1989

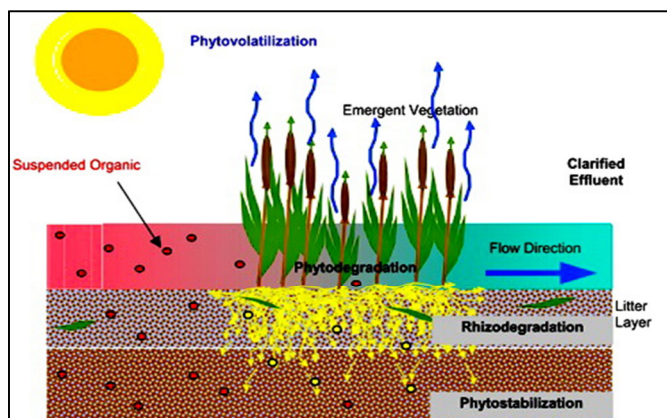
การอธิบายกระบวนการทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ในการบำบัดสารปนเปื้อนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์และตำแหน่งที่มีโอกาสเกิดกลไกต่างๆ เหล่านี้ เช่น การย่อยสลายทางชีวภาพ (Biological degradation) การตกตะกอน (Sedimentation) การดูดซับ (Sorption) การออกซิเดชันโดยแสงและเคมี (Photochemical oxidation) การดูดไปใช้ของพืช (Plant uptake) การระเหย (Volatilization) รวมถึงการคายน้ำของพืช (Phytovolatilization) การสะสมในพืช (Phytoaccumulation) และการย่อยสลายโดยพืช (Phytodegradation) หรือการบำบัดโดยพืช (Phytoremediation) (Chen *et al.*, 2011; UNEP, 2011) สามารถแสดงได้ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.48-2.50 โดยสรุปสำหรับการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินมาจากกลไกการออกซิเดชัน การนำไปใช้โดยจุลินทรีย์เฮเทอโรโทรป (Heterotrophic bacteria) การย่อยสลายทางชีวภาพ และการตกตะกอนเป็นหลัก (Mashauri and Kayombo, 2002)



ภาพประกอบที่ 2.48 กระบวนการบำบัดที่เกิดขึ้นในบึงประดิษฐ์
ที่มา: Interstate technology regulatory cooperation (ITRC), 2003



ภาพประกอบที่ 2.49 กลไกทางกายภาพและเคมีในการบำบัดสารประกอบอินทรีย์ในระบบบึง
ประดิษฐ์
ที่มา : Interstate technology regulatory cooperation (ITRC), 2003



ภาพประกอบที่ 2.50 กลไกทางชีวภาพในการบำบัดสารประกอบอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์
ที่มา : Interstate technology regulatory cooperation (ITRC), 2003

2.2.4 แบบจำลอง (Modelling)

2.2.4.1 แบบจำลองและชนิดของแบบจำลอง

แบบจำลองเป็นตัวแทนของสรรพสิ่งอันใดอันหนึ่ง เช่น วัตถุ เหตุการณ์ กระบวนการ ระบบ เป็นต้น มีวัตถุประสงค์เพื่อการคาดการณ์ (Prediction) และควบคุมสรรพสิ่งนั้นๆ หรือทำหน้าที่อธิบายลักษณะ เหตุการณ์ กระบวนการ และระบบ ให้สามารถมองเห็นการเปลี่ยนแปลงในหลายๆ สถานการณ์ที่อาจเกิดขึ้น หรือบ่งบอกสิ่งที่มีผลกระทบต่อองค์ประกอบในระบบนั้น สามารถแบ่งแบบจำลองได้ 3 ชนิด คือ แบบจำลองเหมือนของจริง (Iconic model) ซึ่งมีรูปแบบเหมือนของจริงทุกประการ เช่น ภาพถ่าย แบบจำลองเครื่องบิน หรือแบบจำลองระบบสุริยจักรวาล เป็นต้น แบบจำลองเลียนแบบของจริง (Analogue model) ซึ่งมีองค์ประกอบตัวแทนเพียงชุดเดียว เช่น การใช้เส้นแทนความสูงของพื้นที่ ระบบจราจร หรือระบบไฟฟ้า เป็นต้น และแบบจำลองที่ใช้สัญลักษณ์ (Symbolic model) ซึ่งใช้ตัวอักษร ตัวเลขหรือสัญลักษณ์แทนค่าตัวแปร เช่น ความสัมพันธ์ทางคณิตศาสตร์ต่างๆ เป็นต้น (นิพนธ์ ตั้งธรรม, 2539)

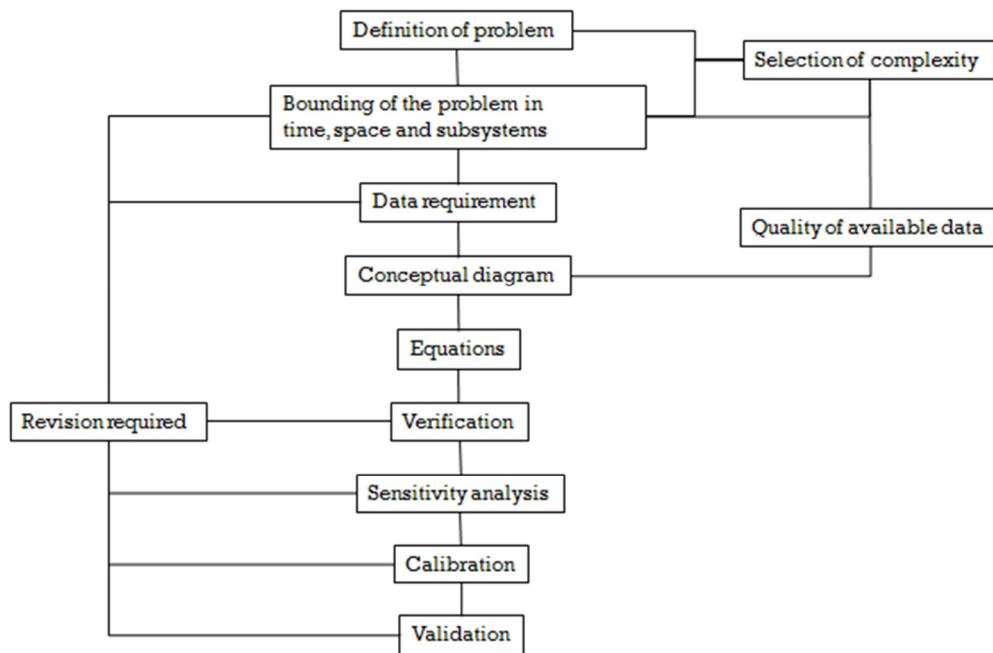
2.2.4.2 รูปแบบของแบบจำลองและการสร้างแบบจำลอง

แบบจำลองสามารถแบ่งได้เป็น 3 รูปแบบ ได้แก่ แบบจำลองมโนภาพ (Mental model) แบบจำลองแผนภาพ (Pictorial model) และแบบจำลองคณิตศาสตร์ (Mathematical model) หลักในการสร้างแบบจำลองมาจากรูปแบบของมโนภาพ ซึ่งมาจากภาพที่นึกขึ้นในสมองของแต่ละคนที่นึกถึงโครงสร้างและพฤติกรรมของระบบออกมาในแบบต่างๆ แบบจำลองมโนภาพมักมีจุดเริ่มต้น ขั้นตอน ความเป็นระเบียบแตกต่างกันไปตามแต่ที่แต่ละคนอยากให้เป็นซึ่งยังมีความสับสนอยู่มาก เมื่อเกิดแบบจำลองมโนภาพขึ้นแล้วจะเป็นจุดเริ่มต้นต่อไปของแบบจำลองแผนภาพ ซึ่งเป็นภาพวาดหรือไดอะแกรมแทนความสัมพันธ์ของกระบวนการ และระบบย่อยต่างๆ จากมโนภาพออกมา โดยจะมีความเป็นระเบียบแบบแผนมากขึ้น มีความชัดเจนมากขึ้น และสามารถถ่ายทอดความคิดให้คนอื่นเข้าใจได้มากขึ้น แต่ยังไม่สามารถบอกลักษณะการทำงาน (Function) ของระบบได้

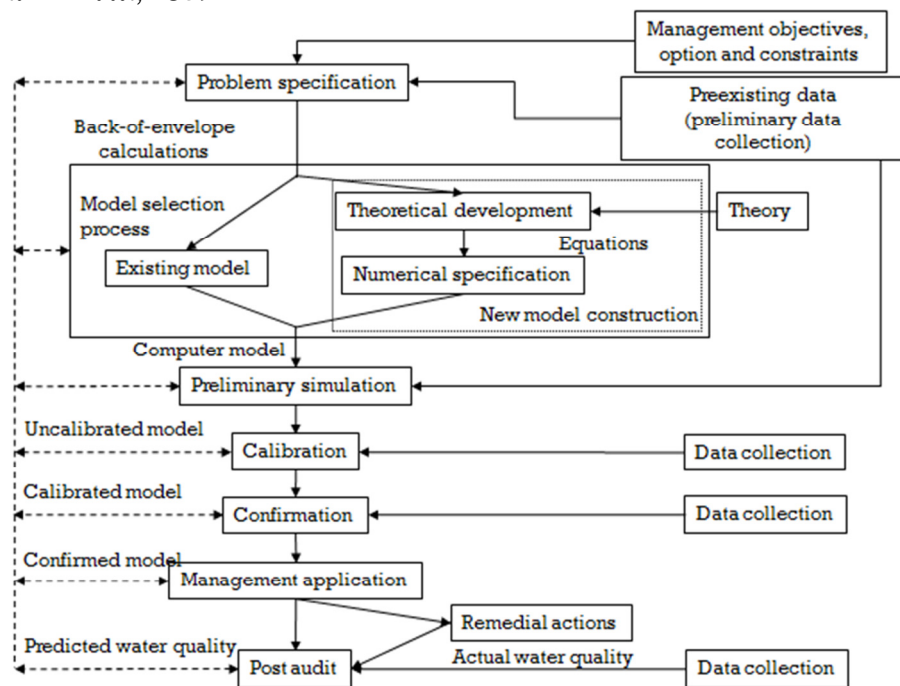
ซึ่งต้องอาศัยแบบจำลองคณิตศาสตร์ที่เป็นตัวเลขซึ่งสามารถแสดงถึงปริมาณที่บ่งบอกถึงการเปลี่ยนแปลงได้ (นิพนธ์ ตั้งธรรม, 2539) โดยวัตถุประสงค์ของการสร้างแบบจำลองหรือการพัฒนาแบบจำลองให้ออกมาเป็นแบบจำลองทางคณิตศาสตร์นั้น มักทำเพื่อสร้างสถานการณ์อุดมคติขึ้นให้สามารถจำลองสถานการณ์จริง และนำมาใช้ในการอธิบายลักษณะ ลำดับของกระบวนการต่างๆ ความสัมพันธ์ระหว่างส่วนประกอบต่างๆ ในระบบ รวมถึงใช้ในการแก้ปัญหาในระบบที่มีความซับซ้อนได้อันเกิดจากความเชื่อมโยงกันขององค์ประกอบต่างๆ ในระบบ (Pimpan and Jindal, 2009)

2.2.4.3 การพัฒนาแบบจำลองทางและการวิเคราะห์สิ่งแวดล้อมด้วยแบบจำลอง

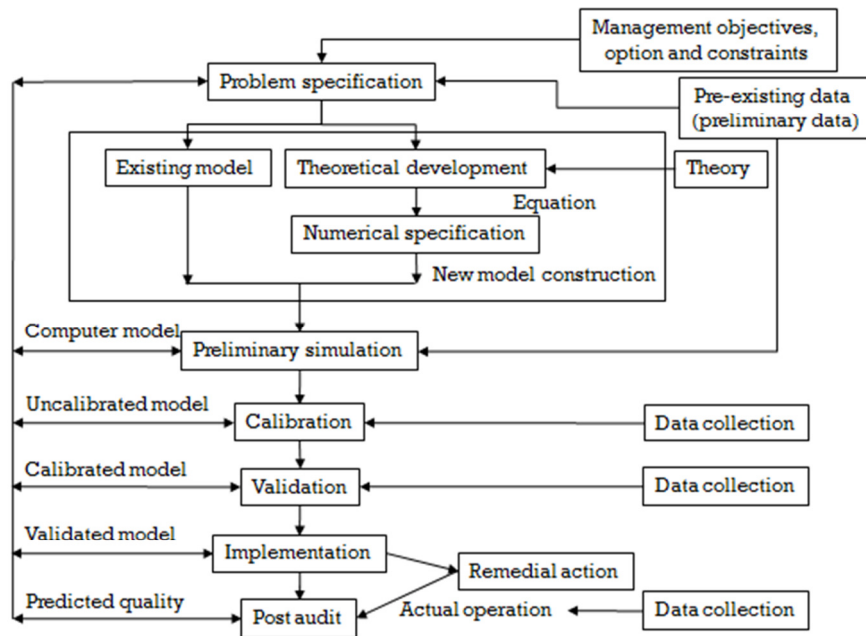
ในการพัฒนาแบบจำลองนั้น มีขั้นตอนต่างๆ ต่อเนื่องกันเป็นลำดับ รวมทั้งมีการวนกลับและทวนสอบผลเพื่อให้เกิดความแม่นยำในการประมวลผล โดยรูปแบบในการพัฒนาแบบจำลองที่ได้รับความนิยมมาก ได้แก่ รูปแบบในการพัฒนาแบบจำลอง โดย Jorgensen ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.51 (นิพนธ์ ตั้งธรรม, 2539) และได้มีการเสนอแนวคิดในการสร้างแบบจำลองต่างๆ อีกมากมาย เช่น รูปแบบการสร้างแบบจำลองวิเคราะห์คุณภาพน้ำ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.52 (Jarepornnipat, 2004) และรูปแบบการสร้างแบบจำลองวิเคราะห์ระบบนิเวศ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.53 (Kayombo *et al.*, 2005) รูปแบบการสร้างแบบจำลองวิเคราะห์ทางชลศาสตร์ จากกรมควบคุมมลพิษที่ใช้กันในประเทศไทย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.54 (กรมควบคุมมลพิษ, 2552) ซึ่งหากนำมาประยุกต์รวมกันจะได้แผนภาพของกระบวนการสร้างแบบจำลองของระบบนิเวศในน้ำเพื่อนำไปประยุกต์ใช้ในการศึกษาต่อไปได้ (ภาพประกอบที่ 2.55) ในการศึกษาพบว่า การสร้างแบบจำลองของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์เพื่อใช้ในการอธิบายการทำงานของระบบในปัจจุบันยังคงมีอยู่น้อย โดยสรุปแล้วการพัฒนาแบบจำลองต้องกำหนดปัญหา กำหนดกรอบเวลา ระบุพื้นที่และระบบ กำหนดความต้องการข้อมูล เลือกรูปแบบของแบบจำลอง สร้างแบบจำลองจากมโนทัศน์ สร้างความสัมพันธ์ ประยุกต์ใช้คอมพิวเตอร์และโปรแกรม ป้อนค่าและคำสั่ง ทดลองการทำงาน ทบทวนการทำงาน ทดสอบการตอบสนองการเปลี่ยนแปลง ปรับค่าให้ตรงพารามิเตอร์ และตรวจสอบความแน่นอน (นิพนธ์ ตั้งธรรม, 2539; Kincaan and McAnally, 2004)



ภาพประกอบที่ 2.51 การพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์โดย Jorgensen
 ที่มา: นิพนธ์ ตั้งธรรม, 2539

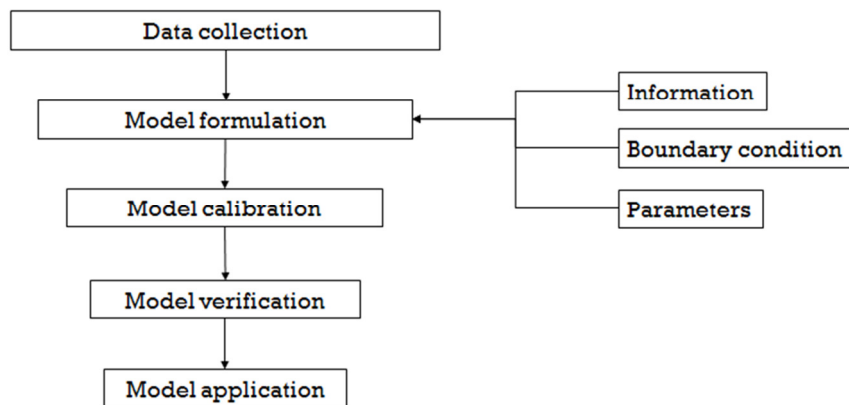


ภาพประกอบที่ 2.52 กระบวนการสร้างแบบจำลองทำนายคุณภาพน้ำ
 ที่มา: Jarernpornnipat, 2004



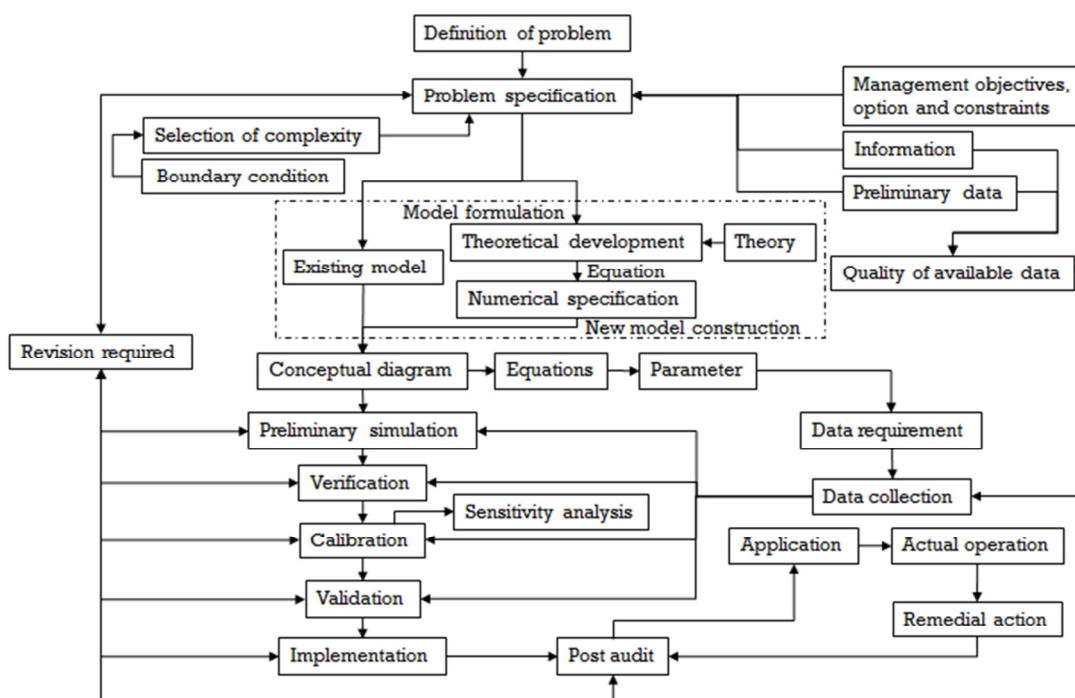
ภาพประกอบที่ 2.53 กระบวนการสร้างแบบจำลองวิเคราะห์ระบบนิเวศ

ที่มา: Kayombo *et al.*, 2005



ภาพประกอบที่ 2.54 การบวนการสร้างแบบจำลองทางศาสตร์

ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ, 2552



ภาพประกอบที่ 2.55 กระบวนการพัฒนาแบบจำลอง

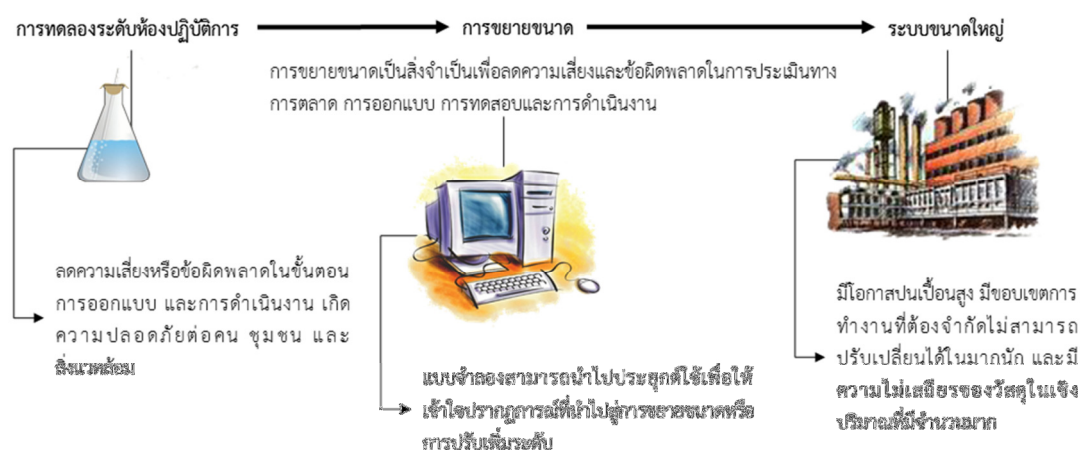
ที่มา: ดัดแปลงจาก นิพนธ์ ตั้งธรรม, 2539; กรมควบคุมมลพิษ, 2552; Jarernpornnipat, 2004; Kayombo *et al.*, 2005

2.2.4.4 การนำแบบจำลองไปใช้ประโยชน์

การใช้แบบจำลองในการวิเคราะห์จึงมักถูกเลือกเป็นแนวทางเพื่อใช้ในการแก้ปัญหาต่างๆ ของระบบรวมทั้งปัญหาที่เกิดขึ้นในสิ่งแวดล้อมด้วย ไม่ว่าจะเป็นการศึกษาความสัมพันธ์ของระบบนิเวศ วัฏจักรต่างๆ ในธรรมชาติ ความสัมพันธ์ระหว่างดิน น้ำ และพืช หรือการพึ่งพาอาศัยกันของสิ่งมีชีวิต เป็นต้น แบบจำลองสามารถทำให้เข้าใจกระบวนการทำงานของระบบ สามารถอธิบายกระบวนการทำงานของระบบที่มีความสลับซับซ้อน (Organized complexity) อย่างลุ่มน้ำ (Watershed) ซึ่งประกอบด้วยระบบย่อยมากมายมารวมกันได้ บ่งบอกถึงข้อเท็จจริงเกี่ยวกับระบบ รวมถึงสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการแก้ปัญหาที่เกิดขึ้นในระบบได้อย่างละเอียดถี่ถ้วนขึ้น และเพื่อการตัดสินใจในการพัฒนาระบบในอนาคตได้ โดยทำให้เกิดความคิดใหม่จากแนวคิดของผู้สร้างหรือผู้วิเคราะห์ สามารถคาดการณ์หรือพยากรณ์พฤติกรรมที่อาจเกิดขึ้นเมื่อมีการผันแปรขององค์ประกอบในระบบและนัยของการจัดการแบบต่างๆ (นิพนธ์ ตั้งธรรม, 2539)

นอกจากการสร้างแบบจำลองเพื่อใช้วิเคราะห์และประเมินสิ่งแวดล้อมจะได้รับความสนใจมากขึ้นแล้วในระยะหลังแล้ว จากการศึกษาพบว่าที่ผ่านมาได้มีการใช้แบบจำลองในกระบวนการขยายขนาดการทดลองเพื่อนำไปใช้จริงในระดับที่ใหญ่ โดยนิยมนำแบบจำลองที่วิเคราะห์ได้จากการทดลองในระดับที่เล็กกว่ามาใช้ในการวิเคราะห์ผลที่อาจเกิดขึ้นในสถานการณ์ที่ขยายขนาดแล้ว ทั้งนี้เพื่อลดความเสี่ยงและข้อผิดพลาดต่างๆ ให้น้อยที่สุด รวมถึงความปลอดภัยต่อผู้ปฏิบัติงานทุกคน

สิ่งแวดล้อม และค่าใช้จ่ายต่างๆ ด้วย ซึ้น (Tanthapanichakoon, 2010) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.56 ดังนั้นในทางกลับกันการนำแบบจำลองมาใช้อาจเพื่อจำลองสถานการณ์ที่ไม่สามารถมองเห็นหรือเข้าถึงได้เนื่องจากมีขนาดเล็กจนไม่สามารถเข้าถึงได้เช่นกัน สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์นั้น การพัฒนาแบบจำลองที่ผ่านมาส่วนใหญ่มีวัตถุประสงค์เพื่อให้สามารถวิเคราะห์การกำจัดการปนเปื้อนในระบบ สำหรับไว้ใช้ในการออกแบบระบบและการควบคุมระบบ (Ouyang *et al.*, 2011)



ภาพประกอบที่ 2.56 การนำแบบจำลองไปใช้ประโยชน์

ที่มา: ดัดแปลงจาก Tanthapanichakoon, 2010

2.2.4.5 โปรแกรม STELLA (โปรแกรมลิขสิทธิ์)

โปรแกรม STELLA ใช้หลักการในสร้างภาพของระบบโดยใช้ภาพสัญลักษณ์ที่เป็น ตัวแทน และมีกระบวนการจัดการกับสมการที่อยู่ภายในเพื่อการประมวลผล โปรแกรม STELLA เป็น โปรแกรมที่พัฒนาโดยบริษัท High Performance Systems (HPS) ซึ่งแรกเริ่มเดิมทีนำมาใช้เพื่อการ วิเคราะห์ระบบการเงิน การตลาด และเศรษฐศาสตร์ ด้วยเหตุผลที่ว่า STELLA เป็นโปรแกรมระดับสูง ที่มุ่งเน้นการจำลองด้วยภาพ ในการศึกษาการระบบที่ความความสัมพันธ์ที่ซับซ้อน และมีการ เคลื่อนไหว จึงได้มีการนำ STELLA มาประยุกต์ในการสร้างและพัฒนาแบบจำลองเพื่อศึกษาชล ศาสตร์ และพลวัตระบบ (System dynamics) และของพื้นที่ชุ่มน้ำ ด้วยการใช้วิธีการเขียนด้วยภาพ สัญลักษณ์ต่างๆ ทั้งยังสามารถกำหนดค่าต่างๆ ในการดำเนินการ และแสดงผลในแบบตัวเลข ตาราง กราฟ และภาพระบบตามที่ต้องการได้ ทำให้ผู้สร้างแบบจำลองสามารถจำลองการทำงานของระบบ ในแบบเคลื่อนไหวได้ (Dynamic) ได้ง่ายขึ้นด้วย (Zhang and Mitsch, 2005; Pimpan and Jindal, 2009; Kumar and Zhao, 2010) ภายหลังจากการสร้างแบบจำลองด้วยโปรแกรม STELLA ด้วย สัญลักษณ์ Stock และ Flow จนได้รูปแบบของระบบตามที่ต้องการแล้วจะเข้าสู่การดำเนินการป้อน ค่าต่างๆ ในสัญลักษณ์ที่เป็น Stock และป้อนสมการการคำนวณในสัญลักษณ์ Flow รวมถึงค่าคงที่ และตัวคูณต่างๆ เพื่อการจำลองสถานการณ์ (Simulation) ในลักษณะที่เป็นไปโดยพร้อมกันในทุก ส่วน (Simultaneously dynamic) (Ouyang *et al.*, 2011)

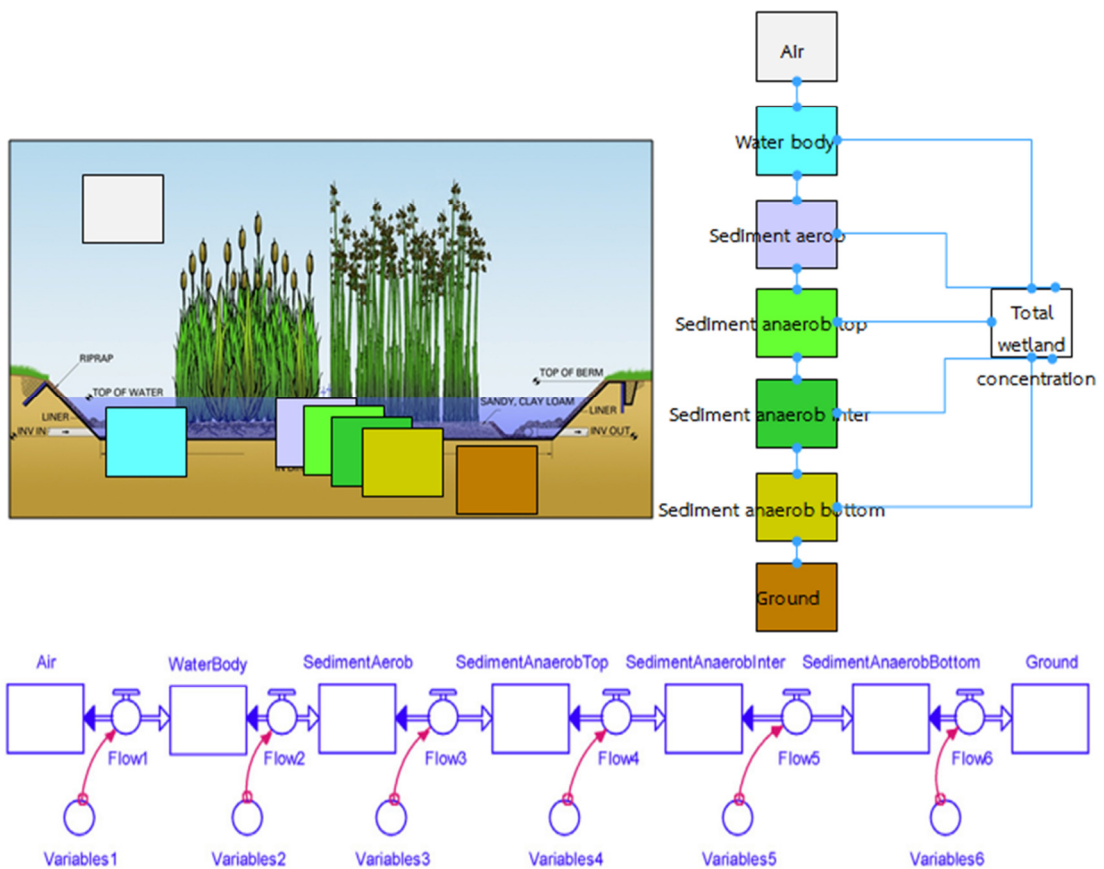
นอกจาก STELLA ซึ่งเป็นที่นิยมแล้วยังมีโปรแกรมอื่นๆ อีกหลายโปรแกรมที่นิยมนำมาใช้ในการพัฒนาแบบจำลองเพื่อใช้ในการวิเคราะห์พลวัตระบบในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ด้วยเช่นกัน ดังแสดงในตารางที่ 2.24

ตารางที่ 2.24 โปรแกรมที่ได้รับความนิยมในการนำมาใช้ศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

ลำดับที่	ชื่อโปรแกรม	แหล่งผลิต	ข้อมูลการพัฒนา
1	FITOVERT-Version 0.1	University of Pisa ประเทศอิตาลี	พัฒนาสำหรับ VSF-CW
2	Hydrus (CW2D)	PC progress	พัฒนาขยายจาก HYDRUS-2D
3	STELLA	High Performance Systems	มีผู้ใช้มาก นิยมใช้ทางการศึกษา ธุรกิจ และวิจัย
4	PHWAT	Ecole Poly technique Federale De Lausanne (EPFL) ประเทศสวิตเซอร์แลนด์	พัฒนาสำหรับการวิเคราะห์การไหลและการถ่ายโอนโดยใช้โค้ด PHWAT
5	2D Mechanistic Model	Technical University of Catalonia ประเทศสเปนSpain	เป็นแบบจำลอง 2 มิติ มีพื้นฐานโค้ดจาก Retraso Code Bright (RCB)
6	CWM1	University of Natural Resources and Applied Life Sciences ประเทศออสเตรีย	นักวิจัยใช้สำหรับการวิจัยระบบบึงประดิษฐ์เป็นส่วนใหญ่

ที่มา: Kumar and Zhoa, 2010

จากการศึกษาการสร้างแบบจำลองเพื่อใช้ในการวิเคราะห์การออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวพบว่ากลไกการทำงานของระบบมีความเชื่อมโยงกับโครงสร้างของระบบโดยตรง และสามารถแยกโครงสร้างของระบบได้เป็นส่วนๆ หรือเป็นชั้นๆ ตามความลึกของระบบ (Zones or layers) (Ouyang *et al.*, 2011) ได้แก่ น้ำ พืช จุลินทรีย์ และดิน ในการศึกษาพบว่าการสร้างแบบจำลองเพื่อใช้ในการวิเคราะห์ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ในบึงประดิษฐ์ ได้ใช้หลักการแยกองค์ประกอบของระบบตามโครงสร้างของระบบทีละชั้นๆ เพื่อให้สามารถวิเคราะห์ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในแต่ละองค์ประกอบหรือแต่ละชั้นได้ง่ายและชัดเจนขึ้น ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.57

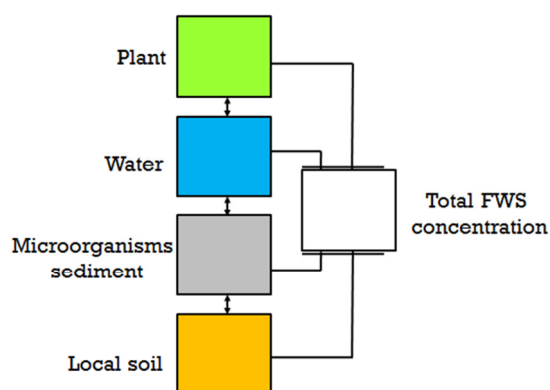


ภาพประกอบ 2.57 การแยกองค์ประกอบต่างๆ ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

ที่มา: ดัดแปลงจาก Edelfedt and Fritzson, 2008 และ

<http://www.natsys-inc.com/resources/about-constructed-wetlands/>

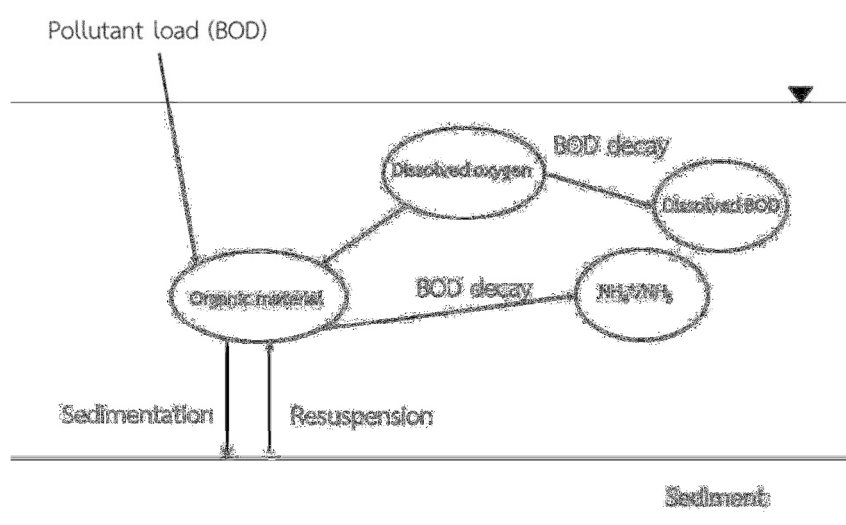
ดังนั้นสำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน สามารถสรุปองค์ประกอบหลักแบ่งตามชั้นตามความลึกของระบบเพื่อใช้ในการสร้างและพัฒนาแบบจำลองได้ โดยองค์ประกอบหลักประกอบด้วย พืช น้ำ ตะกอนจุลินทรีย์ และดิน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.58



ภาพประกอบ 2.58 การแยกองค์ประกอบหลักเพื่อการสร้างและพัฒนาแบบจำลองของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

ที่มา: ดัดแปลงจาก Kincanon and McAnally, 2004 และ Edelfedt and Fritzson, 2008

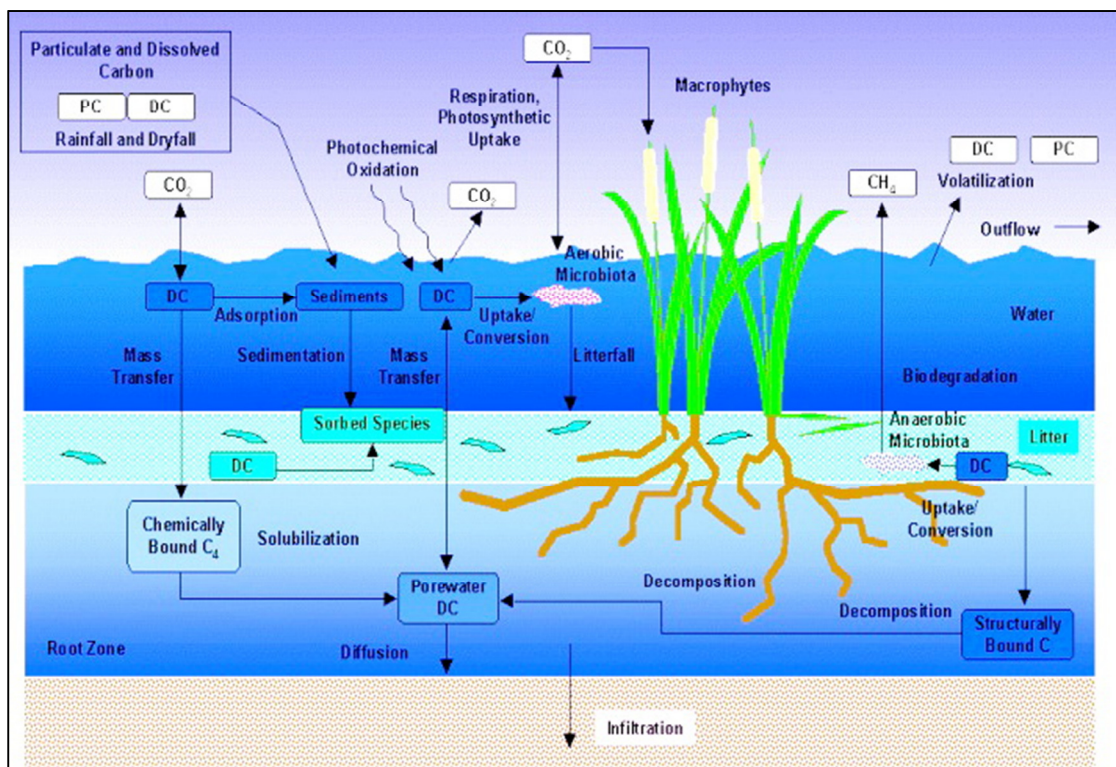
ในภาพประกอบที่ 2.59 ซึ่งเป็นตัวอย่างของพลวัตระบบของแบบจำลองของ BOD พบว่าสารอินทรีย์ในน้ำมาจากแหล่งกำเนิดหลักๆ 2 แหล่ง ได้แก่ การปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ และจากจุลินทรีย์ที่ตายแล้วซึ่งแขวนลอยและปล่อยสารอินทรีย์คืนกลับสู่น้ำ (Resuspension) การลดลงของสารอินทรีย์ในน้ำส่วนหนึ่งเป็นเพราะกลไกการตกจม (Sedimentation) ของอนุภาคสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ซึ่งเป็นกลไกทางกายภาพ และอีกส่วนมาจากการย่อยสลายทางชีวภาพโดยจุลินทรีย์ในน้ำซึ่งมีการใช้ออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำ การแสดงค่า BOD จึงเป็นผลจากการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ออกมา รวมถึงผลผลิตจากการย่อยสลายสารอินทรีย์จำพวกกรดอะมิโนที่ทำให้เกิดแอมโมเนียเกิดขึ้นด้วย (Radwan *et al.*, 2003)



ภาพประกอบ 2.59 กระบวนการที่เกี่ยวข้องในการสร้างแบบจำลองของ BOD

ที่มา: ดัดแปลงจาก Radwan *et al.*, 2003

ดังนั้นจึงสามารถอธิบายลำดับของกลไกการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เกิดขึ้นโดยกระบวนการในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินได้ว่า เมื่อน้ำเสียที่ปนเปื้อนสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบึงประดิษฐ์ สารอินทรีย์ในน้ำส่วนหนึ่งที่มีอนุภาคขนาดใหญ่จะถูกบำบัดด้วยกลไกการตกจม บางส่วนก็จะถูกดูดติดกับกรวด หิน ดินและตะกอนจุลินทรีย์ที่กั้นบ่อ บางส่วนก็สามารถระเหยสู่ชั้นบรรยากาศ สารอินทรีย์ทั้งที่ตกตะกอน แขนงลอยหรือละลายน้ำอีกส่วนหนึ่งก็ถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในน้ำ ในชั้นตะกอน และรากพืช การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์สามารถเกิดได้ทั้งในสภาวะที่มีออกซิเจนและไม่มีออกซิเจนและมีการปลดปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทนสู่ชั้นบรรยากาศ ซึ่งพืชจะดูดสารอินทรีย์ที่ถูกแปรสภาพเป็นสารอินทรีย์ และก๊าซต่างๆ ไปใช้ในกระบวนการสังเคราะห์แสงต่อไป (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2549) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.60



ภาพประกอบที่ 2.60 กลไกในการบำบัดสารประกอบอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำ
ในระบบบึงประดิษฐ์

ที่มา: Interstate technology regulatory cooperation (ITRC), 2003

2.2.4.6 ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ (Kinetic constant: k)

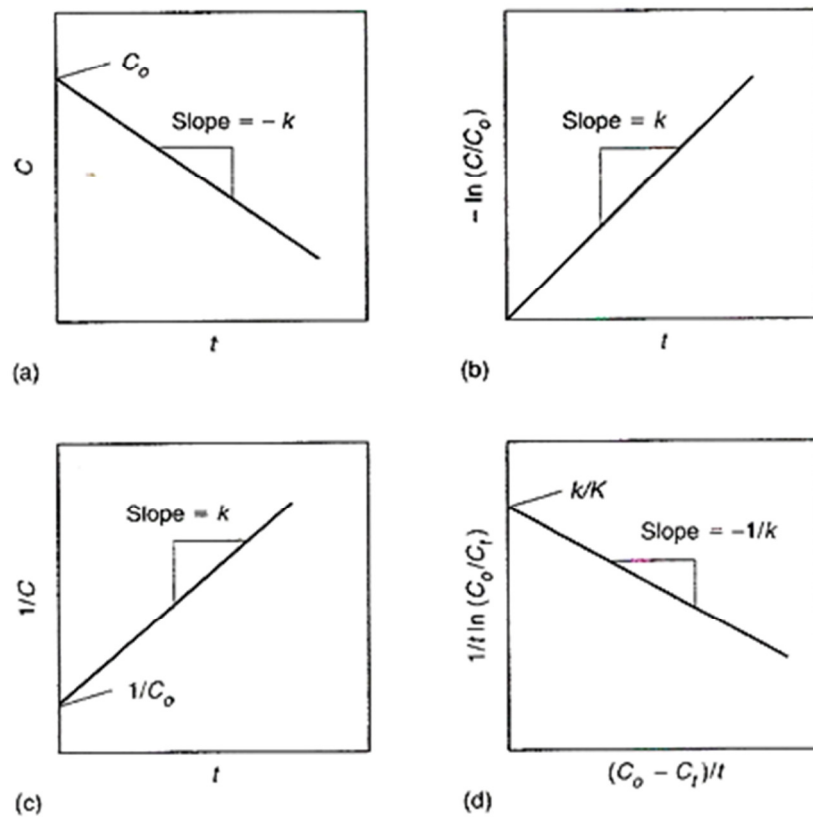
ในการออกแบบจะต้องเลือกใช้ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ ซึ่งเป็นความสัมพันธ์ระหว่างน้ำเสียบกกับชนิดระบบมาคำนวณ เป็นตัวแทนของความสัมพันธ์ระหว่างจุลินทรีย์ ชนิดน้ำเสีย

ชนิดพืชและสภาวะแวดล้อมในการเดินระบบ เช่น อุณหภูมิ ปริมาณฝน อัตราการระเหยน้ำ น้ำเสียชนิดเดียวกันถ้าเลือกค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ต่างกันมาคำนวณ ก็อาจได้ระบบที่มีขนาดแตกต่างกันได้เป็นเท่าตัว น้ำเสียต่างชนิดกันหรือสภาวะแวดล้อมต่างกันก็จะมีค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ที่ต่างกันด้วย การหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์สามารถหาจากการทดลองในห้องปฏิบัติการ จากผลการเดินระบบจริง หรือจากเอกสารอ้างอิง ซึ่งในปัจจุบันยังมีการวิจัยน้อยมากสำหรับสภาพการเดินระบบภายในประเทศไทยและในภูมิภาคเขตร้อนชื้น (คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; Trang *et al.*, 2010) โดยสามารถแสดงการหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์อันดับต่างๆ ด้วยวิธีการอินทิเกรตได้ ดังแสดงในตารางที่ 2.25 และด้วยวิธีกราฟได้ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.61

ตารางที่ 2.25 การอินทิเกรตในการหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์

อันดับของปฏิกิริยา	สมการ	การหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์
Zero-order reaction $r_c = \frac{dc}{dt} = k$	$C - C_0 = -kt$	Graphically, by plotting C versus t
First-order reaction $r_c = \frac{dc}{dt} = kC$	$\ln \frac{C}{C_0} = kt$	Graphically, by plotting $-\ln(C/C_0)$ versus t
Second-order reaction $r_c = \frac{dc}{dt} = kC^2$	$\frac{1}{C} - \frac{1}{C_0} = kt$	Graphically, by plotting $1/C$ versus t
Saturation reaction $r_c = \frac{dc}{dt} = \frac{kC}{k + C}$	$kt = K \ln \frac{C_0}{C_t} + (C_0 - C_t)$	Graphically, by plotting $1/t \ln(C_0/C_t)$ versus $(C_0 - C_t)/t$

ที่มา : Metcalf and Eddy Inc., 2003



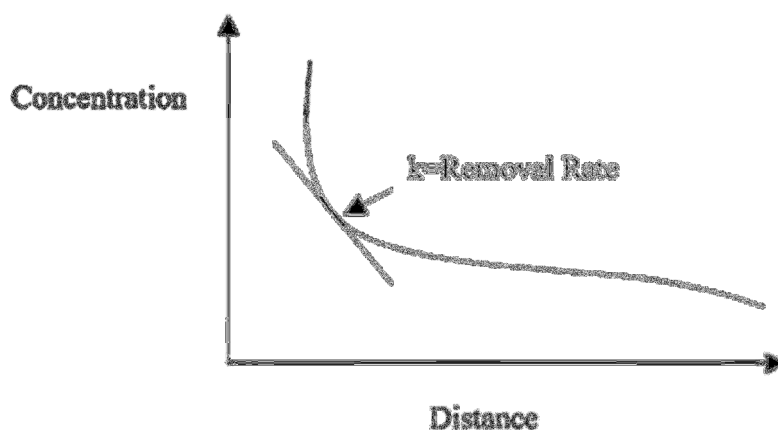
ภาพประกอบ 2.61 การหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์อันดับต่างๆ จากกราฟ โดย

- (a) Zero-order reaction
- (b) First-order reaction
- (c) Second-order reaction
- (d) Saturation-type reaction

ที่มา : Metcalf and Eddy Inc., 2003

2.2.4.7 จลนพลศาสตร์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

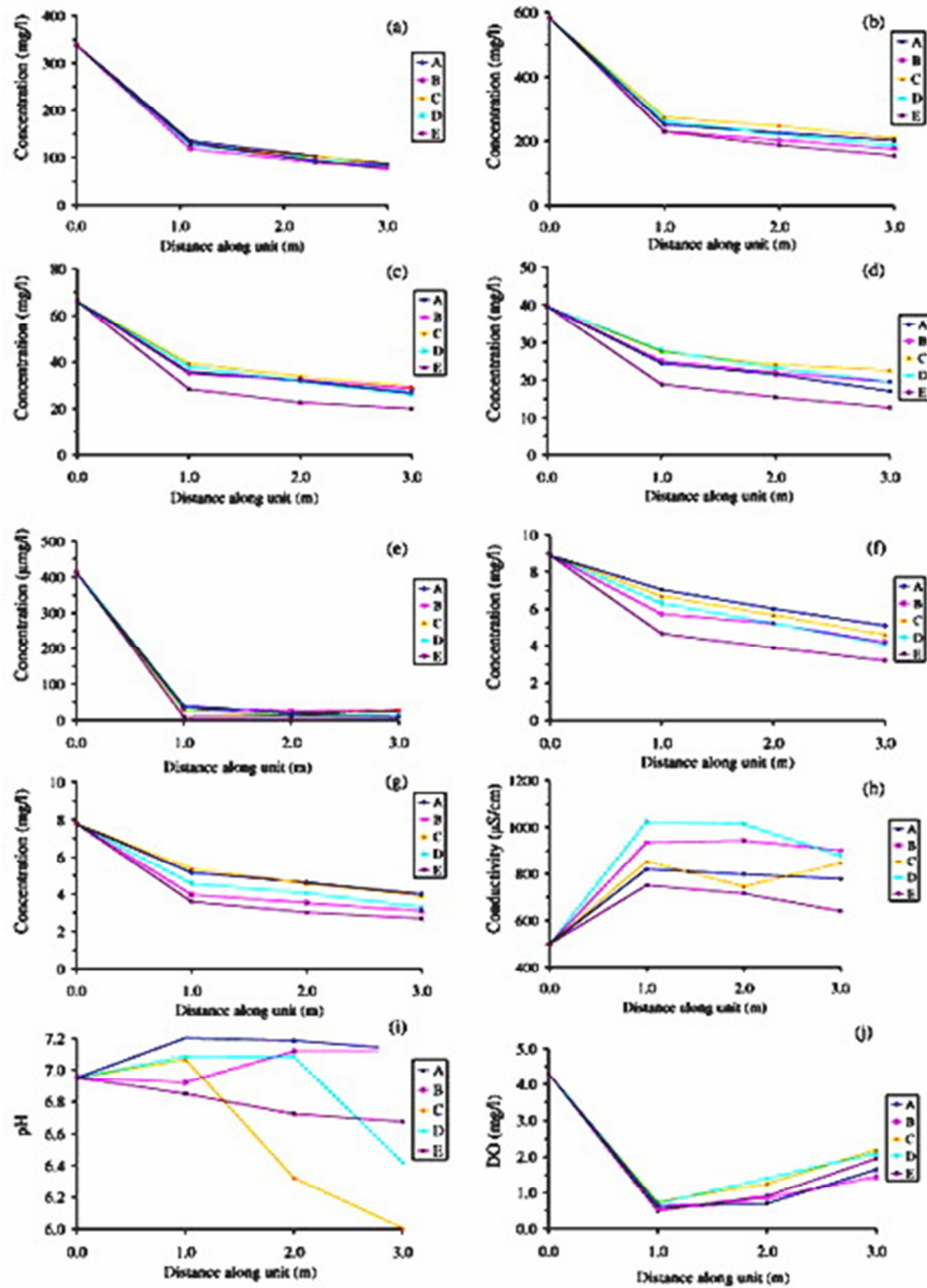
สารปนเปื้อน (Pollutant) ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์จะลดลงในลักษณะฟังก์ชันเอกซ์โพเนนเชียล (Exponential decrease) ตามระยะทางในแนวยาวจากทางเข้าระบบไปสู่ทางออกของระบบ (Brix, 1994; Koyombo *et al.*, 2005) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.62



ภาพประกอบ 2.62 การหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์อันดับ 1

ที่มา: Kincanon and McAnally, 2004

กระบวนการส่วนใหญ่ในระบบ ได้แก่ การถ่ายโอนมวลสาร (Mass transport) การระเหย (Volatilization) การตกตะกอน (Sedimentation) การดูดซับ (Sorption) การเปลี่ยนรูปของธาตุ (Mineralization) ไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) และการทำปฏิกิริยากับน้ำ (Hydrolysis) เกิดขึ้นในลักษณะที่เป็นจลนพลศาสตร์อันดับ 1 (Kumar and Zhao, 2010; Ouyang *et al.*, 2011) ดังนั้นการบำบัดที่เกิดขึ้นในระบบจึงสามารถอธิบายได้ด้วยจลนพลศาสตร์อันดับ 1 แบบไหลตามยาว (First-order plug flow kinetics) ซึ่งสามารถยกตัวอย่างผลการศึกษาการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ (น้ำเสียชุมชน) ในบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินบนผิวดินในระดับนำร่องหรือระดับต้นแบบ (Pilot scale) แตกต่างกัน 5 แบบ ได้ดังภาพประกอบที่ 2.63 ซึ่งพบว่าโดยส่วนใหญ่ความเข้มข้นของสารปนเปื้อนต่างๆ จะเปลี่ยนแปลงไปตามระยะทาง แต่อาจไม่ทั้งหมดที่มีพฤติกรรมของการบำบัดเช่นเดียวกันนี้ โดยพบว่าการบำบัดจะเกิดขึ้นโดยส่วนใหญ่ที่ระยะทาง $1/3$ ของระยะทางของระบบ และอาจมีการบำบัดลดลงหรือไม่เกิดการบำบัดขึ้นเลยในระยะเวลาส่วนที่เหลือ ซึ่งข้อมูลดังกล่าวนี้เป็นที่มาของการพัฒนาการออกแบบรูปร่างของระบบเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในปัจจุบันเช่นกัน เช่น การออกแบบบึงประดิษฐ์ให้มีพื้นที่เป็นรูปสี่เหลี่ยมคางหมูหรือการเพิ่มทางเข้าน้ำเสียเข้าระบบที่ระยะทางต่างๆ เป็นต้น (Kotti *et al.*, 2010)



หมายเหตุ: A พื้นทราย ปลุกพืช *Typha latifolia* มีลักษณะสีเหลืองผืนผ้า
 B พื้นดินเหนียว ปลุกพืช *Typha latifolia* มีลักษณะสีเหลืองผืนผ้า
 C พื้นดินเหนียว ปลุกพืช *Phragmites australis* มีลักษณะสีเหลืองผืนผ้า
 D พื้นดินเหนียว ปลุกพืช *Arundo donax* มีลักษณะสีเหลืองผืนผ้า
 E พื้นดินเหนียว ปลุกพืช *Typha latifolia* มีลักษณะสีเหลืองคางหมู

(a) BOD (b) COD (c) TKN (d) NH₄-N (e) NO₃-N+NO₂-N (f) TP (g) PO₄-P (h) EC (i) pH (j) DO

ภาพประกอบ 2.63 การเปลี่ยนแปลงตามระยะทางของสารปนเปื้อนต่างๆ ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

ที่มา: Kotti et al., 2010

ด้วยเหตุผลข้างต้นนี้ การรวมสมการพื้นฐานของปฏิกิริยาอันดับ 1 แบบไหลตามยาว (Polprasert *et al.*, 1998) กับการทำสมดุลมวลของน้ำภายใต้ความสัมพันธ์ของฟังก์ชันเอกซ์โพเนนเชียลจึงสามารถใช้ในการอธิบายและคำนวณความเข้มข้นเข้าหรือออกระบบได้ (Brix, 1994) ดังแสดงในตารางที่ 2.26 ซึ่งได้มีการนำสมการเหล่านี้ไปใช้ในการทำนายสารปนเปื้อนอย่างหลากหลายในระบบบึงประดิษฐ์ เช่น สารอินทรีย์ สารอินทรีย์ละลายน้ำ ของแข็งแขวนลอย ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส เป็นต้น โดยมีการวิจัยตีพิมพ์ไว้มากมาย (Pinney *et al.*, 2000; Kumar and Zhao, 2010) และตัวอย่างของค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของ DOC จากกลไกการย่อยสลายทางชีวภาพซึ่งเป็นจลนพลศาสตร์อันดับ 1 (First-order decay equation of DOC) ในการศึกษาด้วยบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ (Wetland microcosms) (Pinney *et al.*, 2000) ดังแสดงในตารางที่ 2.27

ตารางที่ 2.26 ตัวอย่างสมการที่พัฒนาจากปฏิกิริยาจลนพลศาสตร์อันดับ 1

สมการจลนพลศาสตร์อันดับ 1	ที่มา	เงื่อนไข
$\frac{C_e}{C_0} = A \exp(-0.7K_T A v^{1.75} t)$	คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552	กำจัด BOD สำหรับบึงประดิษฐ์น้ำไหลบนผิว
$C_{out} = C_{in} \exp[-k/HLR]$	Brix, 1994	กำจัดสารปนเปื้อน
$\frac{C_e}{C_i} = e^{-kTt}$	USEPA, 1998 Economopoulou <i>et al.</i> , 1994 Mashauri and Kayombo, 2002 Kincanon and McAnally, 2004 Koyombo <i>et al.</i> , 2005 Kumar and Zhao, 2010	Reed's method กำจัด BOD NH ₄ NO ₃ TSS และ TP สำหรับบึงประดิษฐ์น้ำไหลบนผิว
$\ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_i - C^*}\right) = \frac{-k}{q}$	Koyombo <i>et al.</i> , 2005	Kadlec and Knight design method กำจัด BOD NH ₄ NO ₃ OrgN TSS FC และ TP
$[Pollutant]_{outlet} = [Pollutant]_{inlet} \exp(-k_v T)$	ITRC, 2003 Kumar and Zhao, 2010	Mass transport Volatilization Sedimentation Sortption
$([Pollutant]_{outlet} - P^*) = ([Pollutant]_{inlet} - P^*) \exp\left(-\frac{k_A}{Q}\right)$	ITRC, 2003	กำจัดสารปนเปื้อน
$\frac{C_e}{C_i} = e^{-\frac{K}{h}}$	Economopoulou <i>et al.</i> , 2004	กำจัด Coliform และ ฟอสฟอรัส

ตารางที่ 2.26 ตัวอย่างสมการที่พัฒนาจากปฏิกิริยาจลนพลศาสตร์อันดับ 1 (ต่อ)

สมการจลนพลศาสตร์อันดับ 1 แบบไหลตามยาว	ที่มา	เงื่อนไข
$BOD\ outlet = BOD\ inlet\ exp(-kT)$	ITRC, 2003	simple model for the breakdown of BOD in wetland systems, assumes a first-order reaction
$DOC = DOC_0^* exp(-k_{bio}t)$	Pinney <i>et al.</i> , 2000	DOC disappearance with first-order decay equation

โดย C_e = ความเข้มข้นสารปนเปื้อนน้ำออก (mg/L)
 C_0, C_i, C^* = ความเข้มข้นสารปนเปื้อนน้ำเข้า (mg/L)
 $BOD\ outlet$ = ความเข้มข้น BOD น้ำออก (mg/L)
 $BOD\ inlet$ = ความเข้มข้น BOD น้ำเข้า (mg/L)
 DOC = ความเข้มข้นสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำออก (mg/L)
 DOC_0^* = ความเข้มข้นสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเข้า (mg/L)
 $[Pollutant]\ outlet$ = ความเข้มข้นสารปนเปื้อนน้ำออก (mg/L)
 $[Pollutant]\ inlet$ = ความเข้มข้นสารปนเปื้อนน้ำเข้า (mg/L)
 P^* = ความเข้มข้นสารปนเปื้อนพื้นฐาน (Background pollutant concentration) (mg/L)
 $k, k_A, k_T, k_{bio}, k_V$ = ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์อันดับ 1 (day^{-1})
 A = สัดส่วน BOD ที่ไม่ถูกกำจัดโดยการตกตะกอนที่จุดน้ำเข้า
 A_V = พื้นที่ตัวกลางที่แบคทีเรียเกาะอาศัย (Specific surface area) (m^2/m^3)
 t = เวลาที่กักเก็บน้ำ (Hydraulic retention time) (days)
 T = ระยะเวลาในการบำบัดของเสีย (Residence time) (day)
 HLR, h, q = อัตราการบรรทุกทางชลศาสตร์ (Hydraulic loading rate) (m/yr)
 Q = อัตราไหลทางชลศาสตร์ (Flow rate) (m^3/day)

ที่มา: ดัดแปลงจาก คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; Brix, 1994; ITRC, 2003; Economopoulou *et al.*, 2004

ตารางที่ 2.27 ตัวอย่างค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ของ DOC

ลำดับที่	ค่าคงที่ปฏิกิริยาอันดับ 1 (day ⁻¹)	ระยะเวลากักเก็บ (day)
1	1.9×10 ⁻³	1.6
2	2.6×10 ⁻³	2.7
3	2.8×10 ⁻³	7.4

ที่มา: Pinney *et al.*, 2000

จากสมการที่พัฒนาจากสมการจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ข้างต้น ได้มีการพัฒนาสมการเพิ่มขึ้นเพื่อนำมาประยุกต์ใช้ตามความเหมาะสมของงาน ดังแสดงในสมการที่ 2.14 และ 2.15 (Kumar and Zhao, 2010) โดยมีสมการในการคำนวณที่นำมาประยุกต์ใช้ร่วมด้วย เพื่อคำนวณหาอัตราไหลของน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ ภาาระบบรทุกที่ระบบต้องรองรับ พื้นที่ของระบบบำบัดเวลาในการกักเก็บหรือเวลาในการบำบัดสารปนเปื้อนต่าง ๆ ในระบบ ด้วย ได้แก่

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = e^{\frac{k}{q}} \quad 2.14$$

โดยที่

k = ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ (m/d)

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = e^{-kt} \quad 2.15$$

โดยที่

T = ระยะเวลากักเก็บ (d)

k = ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ (m/d)

ซึ่งสมการในการคำนวณที่นำมาประยุกต์ใช้ร่วมด้วยนั้น เป็นสมการการวิเคราะห์และออกแบบระบบ เช่น

อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ (Areal loading rate, ALR) หมายถึง มวลสารอินทรีย์ต่อวันต่อพื้นที่ผิวบึงประดิษฐ์ มีหน่วยเป็น kg/m².day ดังแสดงในสมการ 2.16

$$ALR = \frac{Q S_0}{A} \quad 2.16$$

โดยที่ ALR = อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ (kg/m².day)

Q = อัตราการไหลเฉลี่ยของน้ำเสีย (จากค่าน้ำเข้าและน้ำออก) (m³/day)

S₀ = มวลสารอินทรีย์ (BOD หรือ COD) ในน้ำเข้า (kg/m³)

A = พื้นที่ผิวส่วนใช้งาน (m²)

อัตราการระบรทุกทางชลศาสตร์ (Hydraulic loading rate, HLR) หมายถึง ปริมาณน้ำเสียต่อวันต่อพื้นที่ผิวบึงประดิษฐ์ มีหน่วยเป็น $m^3/m^2 \cdot day$ (อาจใช้สัญลักษณ์ q หรือ h) ดังแสดงในสมการ 2.17

$$HLR = \frac{Q}{A} \quad 2.17$$

โดยที่ HLR = อัตราการระบรทุกทางชลศาสตร์ (m/day)
 Q = อัตราการไหลเฉลี่ยของน้ำเสีย (จากค่าน้ำเข้าและน้ำออก) (m^3/day)
 A = พื้นที่ผิวส่วนใช้งาน (m^2)

ระยะเวลากักพักน้ำ (Hydraulic retention time) หมายถึง ระยะเวลาที่น้ำถูกกัก พักในถังที่มีการไหลอย่างต่อเนื่องมีหน่วยเป็น days ดังแสดงในสมการ 2.18

$$HRT = \frac{V}{Q} \quad 2.18$$

โดยที่ HRT = ระยะเวลากักพักน้ำ (days)
 V = ปริมาตรของบึงประดิษฐ์ (m^3)
 Q = อัตราการไหลเฉลี่ยของน้ำเสีย (m^3/day)

ระยะเวลาในการบำบัดของเสีย (Residence time) หมายถึง ปริมาตรของบึง ประดิษฐ์ต่ออัตราการไหลเฉลี่ยของน้ำเสีย (ระยะเวลาที่น้ำเสียถูกเก็บกักไว้ในบึงประดิษฐ์) มีหน่วย เป็น days ดังแสดงในสมการ 2.19

$$T = \frac{V}{Q} \quad 2.19$$

โดยที่ T = ระยะเวลาในการบำบัดของเสีย (days)
 V = ปริมาตรของบึงประดิษฐ์ (m^3)
 Q = อัตราการไหลเฉลี่ยของน้ำเสีย (m^3/day)

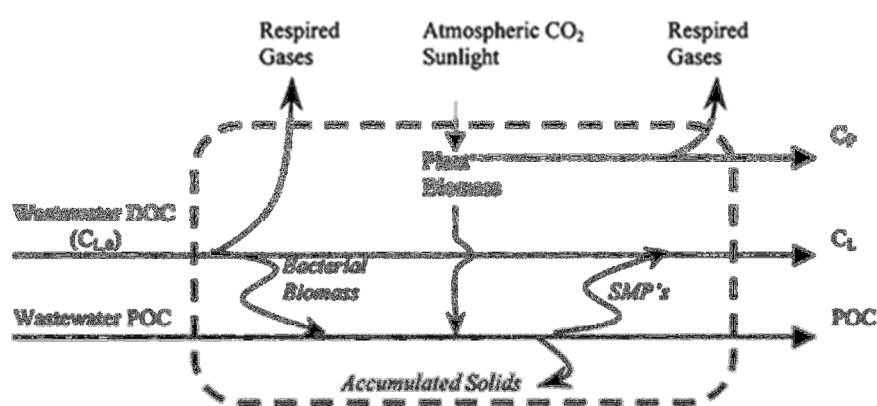
ที่มา: ดัดแปลงจาก กรมโรงงานอุตสาหกรรม; 2551; คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; ITRC, 2003; Economopoulou *et al.*, 2004; Kincanon and McAnally, 2004; Zhang *et al.*, 2011

นอกจากนี้ได้มีการพัฒนาสมการเพื่อนำมาประยุกต์ใช้ในการคำนวณค่าคงที่ปฏิกิริยา อันดับ 1 ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ด้วยการคำนวณจากความเข้มข้นสารขาเข้า (Inlet) สารขาออก (Outlet) และภาวะชลศาสตร์ของน้ำ (Hydraulic loading rate) ดังแสดงในสมการที่ 2.20 (Brix, 1994)

$$k = HLR(\ln C_{in} - \ln C_{out}) \quad 2.20$$

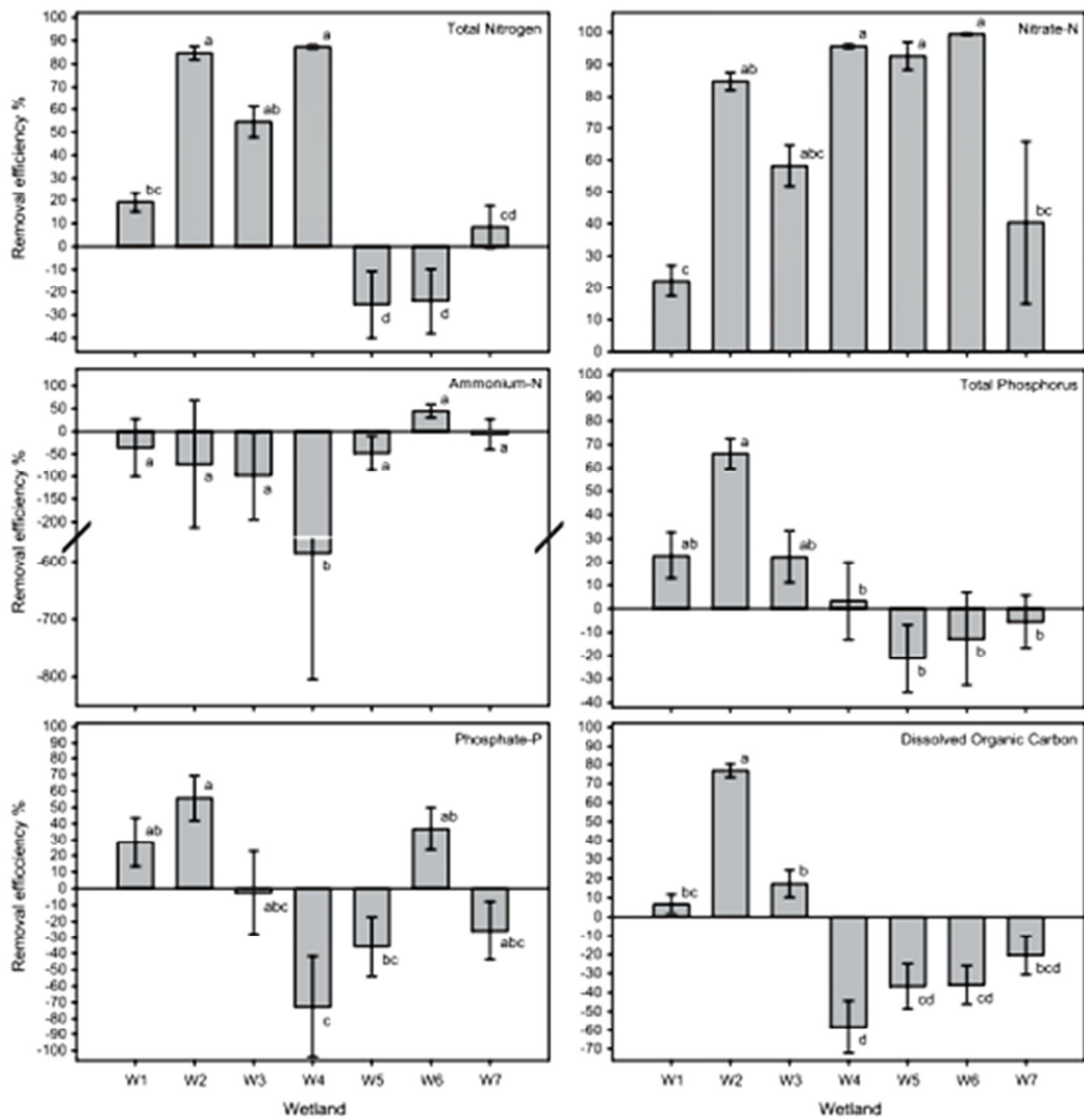
โดยรูปแบบสมการจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ที่กล่าวมาข้างต้น ได้ถูกนำมาใช้สำหรับการออกแบบ การวิเคราะห์ และทำนายสารปนเปื้อนในระบบบึงประดิษฐ์ที่สำคัญๆ เช่น สารอินทรีย์ วัตถุ (Organic matter: OM) ของแข็งแขวนลอย (Suspended solid: SS) ไนโตรเจน (Nitrogen) และฟอสฟอรัส (Phosphorus) (Babatunde *et al.*, 2010; Kumar and Zhao, 2010) และด้วยแนวคิดนี้การศึกษาที่ผ่านมาได้มีการนำรูปแบบสมการไปประยุกต์ใช้ในการวิเคราะห์กระบวนการต่างๆ ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ เช่น การออกซิเดชันสารอินทรีย์ในน้ำ (Oxidation of organic matter) การดูดซับสารปนเปื้อนที่เกิดขึ้นในระบบ (Freundlich หรือ Langmuir adsorption isotherms) การย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ (Biodegradation) และการดูดซึมของพืช (Plant uptake) (Henrichs *et al.*, 2007; Pimpan and Jindal, 2009; Mwegoha, 2011; UNEP, 2011)

ในการศึกษากลไกการทำงานของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน ได้มีการเสนอแบบจำลองการถ่ายโอนสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC ในระบบบำบัดว่ามาจากการย่อยสลายของพืชโดยจุลินทรีย์ในระบบ และการละลายคืนกลับสู่ระบบจากตะกอนที่สะสมสารอินทรีย์ละลายของซากพืชและจุลินทรีย์เอาไว้ โดยเมื่อระยะเวลาที่เก็บยาวนานขึ้นมีผลทำให้เกิดการเพิ่มขึ้นของ DOC เพิ่มขึ้นด้วย รวมถึงสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เกิดขึ้นก็มีการสลายไปเนื่องจากกลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์และแสงแดดได้ด้วย (Pinney *et al.*, 2000) ซึ่งการย่อยสลายของพืช การย่อยสลายสารอินทรีย์ และการชะละลายของสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบ มีผลต่อปริมาณของสารอินทรีย์ที่สะสม (Accumulation) ในชั้นตะกอนของระบบด้วย (Tannner *et al.*, 1998) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.64

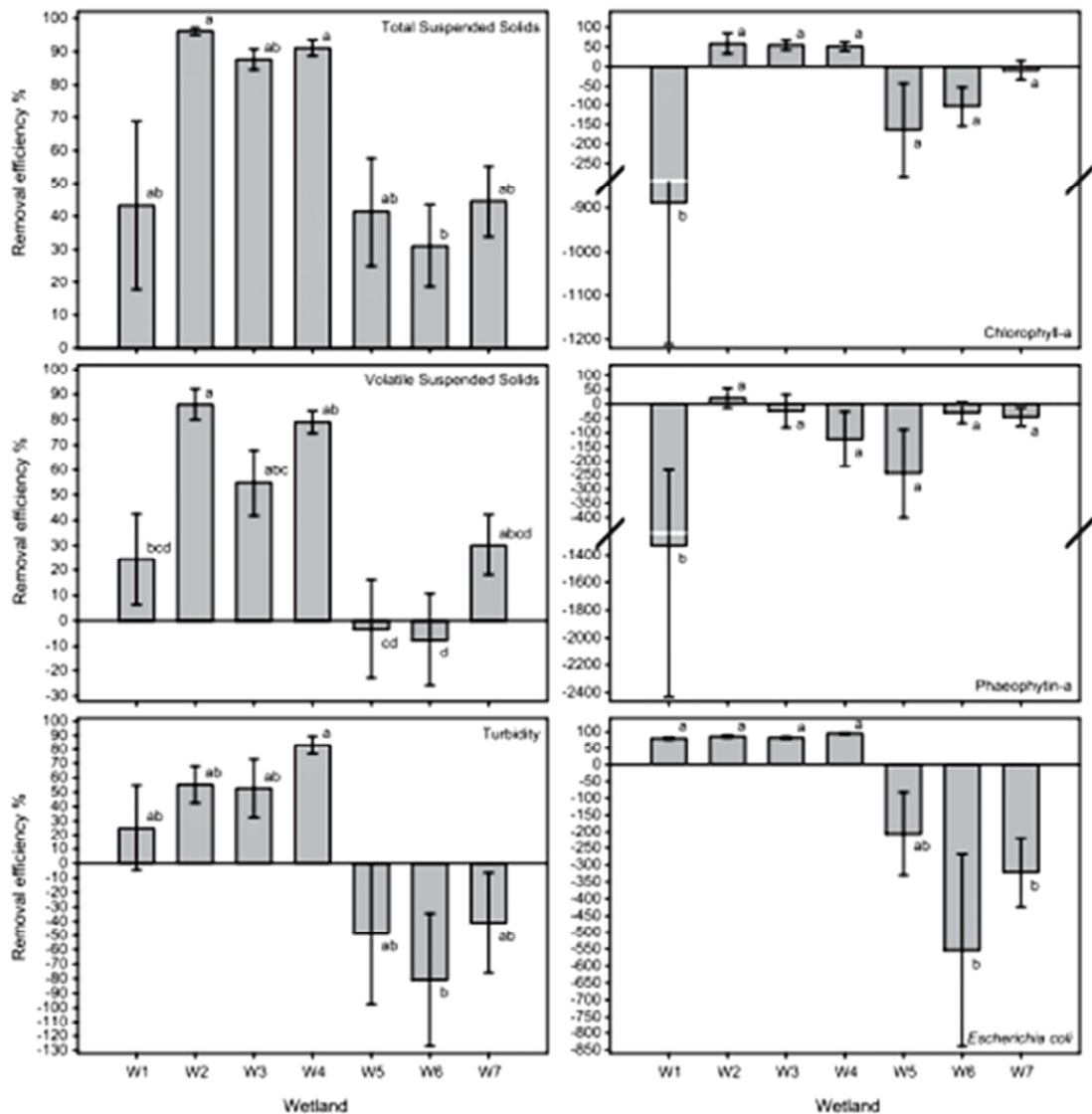


ภาพประกอบที่ 2.64 แบบจำลองของการถ่ายโอนสารอินทรีย์คาร์บอนในบ่อบึงประดิษฐ์
ที่มา: Pinney *et al.*, 2000

ผลของการเปลี่ยนแปลงปริมาณของ DOC ในระบบจะส่งผลกระทบต่ออย่างมีนัยสำคัญต่อการเพิ่มขึ้นของปริมาณสารก่อมะเร็งในน้ำที่ออกจากระบบบึงประดิษฐ์ด้วย โดยพบว่าปริมาณ DOC ที่เพิ่มสูงขึ้นในระบบส่วนใหญ่เป็นผลมาจากกลไกการระเหยของน้ำ (Evapoconcentration) การชะละลาย (Leaching) ที่เกิดขึ้นในระบบจากพืช สาหร่าย จุลินทรีย์และตะกอน การซึมของน้ำ (Seepage) (Diaz *et al.*, 2009) หรืออาจมาจากแหล่งอื่นภายนอก เช่น การชะละลายของน้ำฝนจากบริเวณโดยรอบเข้าสู่ระบบ (Park *et al.*, 2008) ในขณะที่การลดลงของ DOC มาจากการกลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์และแสงแดดได้ด้วย (Pinney *et al.*, 2000) ซึ่งรูปแบบของแบบจำลองที่ได้มีความสัมพันธ์กับผลการศึกษาประสิทธิภาพของระบบบึงประดิษฐ์ ซึ่งสรุปได้ว่าปริมาณของสารอินทรีย์ในระบบที่ตรวจวัดได้อาจมีค่าแปรปรวนเพิ่มสูงขึ้นหรือลดลงได้ด้วย ซึ่งจะแสดงผลออกมาในรูปของประสิทธิภาพการบำบัดเป็นลบ (Diaz *et al.*, 2012) ด้วยเหตุผลดังกล่าวในการศึกษาจลนศาสตร์ของระบบและการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของระบบก็สามารถพบว่าเป็นลบซึ่งแสดงถึงการปลดปล่อยออกมาจากองค์ประกอบต่างๆ ได้เช่นกัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.65 การศึกษาและการพัฒนาสมการต่างๆ ที่ใช้กับระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ที่ผ่านมาส่วนใหญ่ถูกพัฒนาขึ้นในแถบพื้นที่อบอุ่น (Temperate climate) ด้วยเหตุผลดังกล่าวสมการที่ปรากฏโดยส่วนใหญ่จึงมักไม่เหมาะสมกับพื้นที่ในเขตร้อน (Tropical climate) ซึ่งมีสภาวะแวดล้อมแตกต่างกันออกไป เช่น สภาพอากาศของพื้นที่ในทวีปแอฟริกากับสภาพอากาศในอเมริกาและยุโรป เป็นต้น (Koyombo *et al.*, 2005) ดังนั้นการพัฒนาแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำสำหรับพื้นที่ในเขตร้อนแบบประเทศไทยจึงมีความสำคัญในการพัฒนารูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ให้มีความเหมาะสมต่อพื้นที่มากขึ้นด้วย



ภาพประกอบที่ 2.65 ประสิทธิภาพการบำบัดสารปนเปื้อนต่างๆ ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน



ภาพประกอบที่ 2.65 ประสิทธิภาพการบำบัดสารปนเปื้อนต่างๆ ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน (ต่อ)

ที่มา: Diaz *et al.*, 2012

2.2.4.8 ปัจจัยที่มีอิทธิพลในการศึกษาระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์

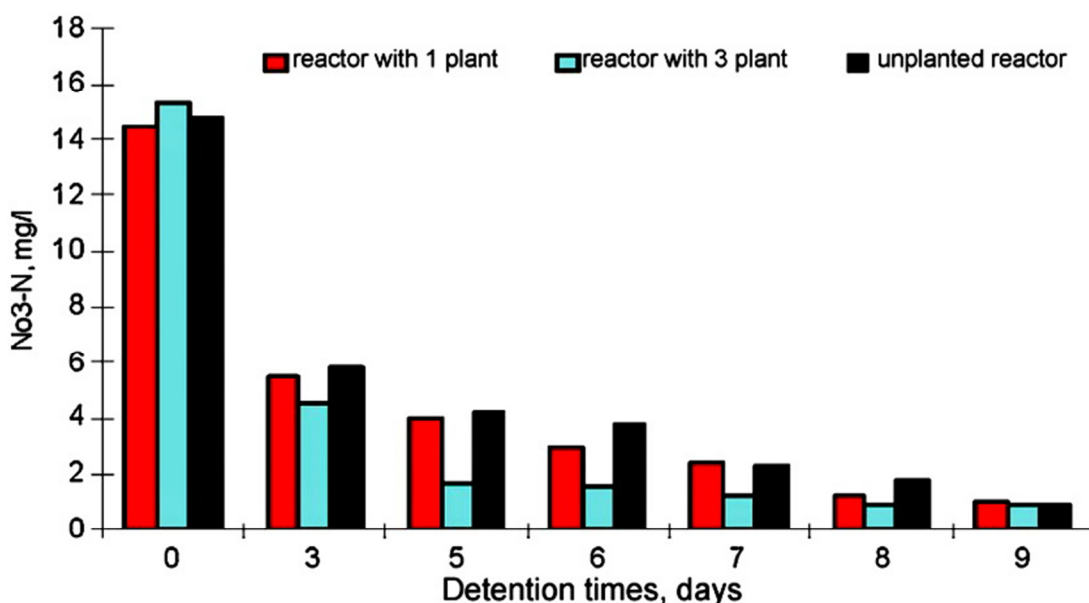
ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ มีทั้งกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ รวมอยู่ด้วยกันอย่างหลากหลาย สามารถนำไปประยุกต์ใช้ได้กับน้ำเสียชุมชน น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม รวมไปถึงน้ำเสียจากการเกษตรด้วย ซึ่งกลไกต่างๆ เช่น การกรอง การดูดซับ การระเหย การย่อยสลายโดยแสง การเปลี่ยนรูปโดยจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบ กระบวนการทำงานของพืชนั้น เป็นฟังก์ชันของความเข้มข้นของสารเข้าระบบ เป็นฟังก์ชันของปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมของระบบ และเป็นฟังก์ชันของระยะเวลาที่เก็บในระบบ (Hydraulic retention time: HRT) (Larry *et al.*, 2001; Kincanon and McAnally, 2004; Valsero *et al.*, 2010) นอกจากนี้มีศึกษาพบว่าสถานะของ

กระบวนการทางสิ่งแวดล้อมของระบบ (Condition of environmental process) เช่น ชนิดของพืช สถานการณ์ของน้ำในรอบปี ซึ่งมีความแตกต่างกันไปในแต่ละพื้นที่เป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่งที่เป็นตัวกำหนดให้พฤติกรรมการทำงานของระบบในแต่ละที่มีความแตกต่างกัน และเป็นเรื่องยากมากที่จะใช้ข้อมูลของพื้นที่หนึ่งในการคาดการณ์ระบบอีกที่หนึ่ง (Borin and Tocchetto, 2007) และมีรายงานการวิจัยพบว่าระยะเวลาที่เก็บ ปริมาณสารแขวนลอย และสมบัติทางชลศาสตร์ของระบบยังมีอิทธิพลต่อปริมาณการสะสม (Accumulation) ของสารอินทรีย์ในชั้นตะกอนของระบบได้อีกด้วย ดังนั้นหากต้องการกล่าวถึงการจัดการระบบอย่างยั่งยืนด้วยการประเมินประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบและระยะเวลาดำเนินการระบบนั้น นอกจากการพิจารณาระยะเวลาที่เก็บและชลศาสตร์แล้ว อาจพิจารณาได้จากปริมาณของการสะสมของสารอินทรีย์ในตะกอนด้วยเช่นกัน (Tanner *et al.*, 1998)

ดังนั้นโดยสรุปแล้วในการศึกษาประสิทธิภาพของระบบบึงประดิษฐ์ จึงต้องพิจารณาการออกแบบระบบและสภาวะการในการจัดการระบบเป็นสิ่งสำคัญ โดยอาศัยการปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อคุณภาพของน้ำออกจากระบบ ได้แก่ ระยะเวลาที่เก็บ ภาชนะบรรจุทุกทางชลศาสตร์ ภาชนะบรรจุสารปนเปื้อน ชนิดและคุณสมบัติของพืช สภาพของตะกอนและคุณสมบัติของน้ำเสียเข้าระบบเป็นสิ่งสำคัญ (Diaz *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2011) โดยเฉพาะในขั้นตอนการทวนสอบ (Calibration) แบบจำลองทางคณิตศาสตร์อิทธิพลของความเข้มข้น ปริมาณน้ำเข้าระบบ และระยะเวลาที่เก็บจะมีความสำคัญอย่างมาก เนื่องจากเป็นตัวแปรในการกำหนดขอบเขตในสถานการณ์ที่ใช้ในการทวนสอบ ความถูกต้องของแบบจำลอง การประมาณค่าพารามิเตอร์ที่เป็นตัวกำหนดขอบเขตเหล่านี้คลาดเคลื่อนมากย่อมทำให้เกิดผลการจำลองสถานการณ์และการวัดล้มเหลว (Henrichs *et al.*, 2007)

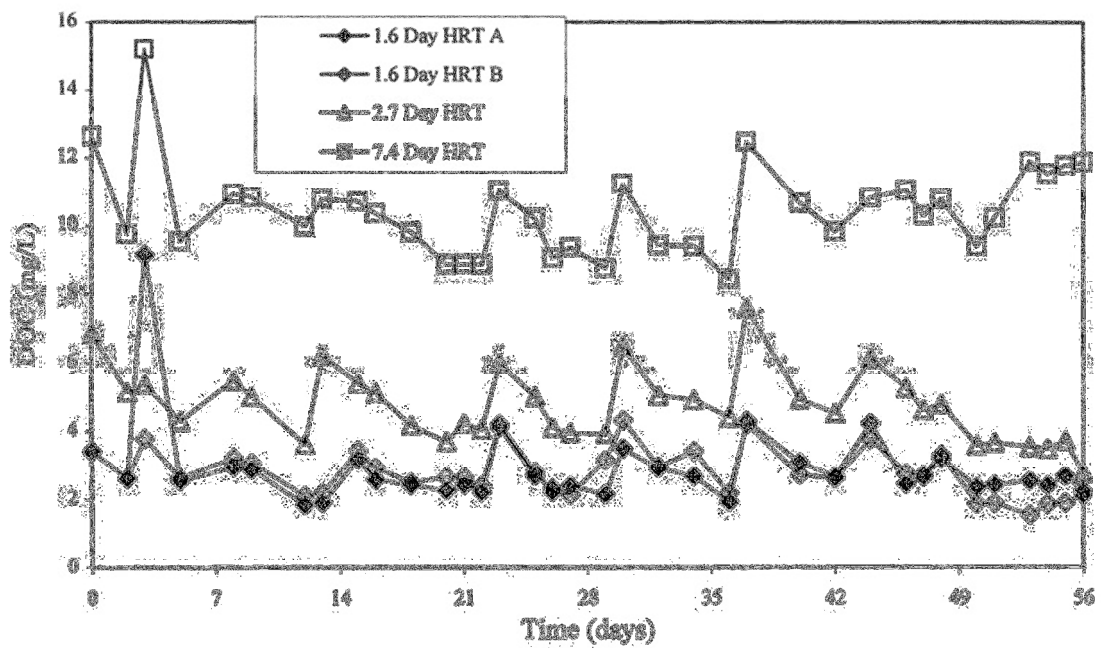
ก. ระยะเวลาที่เก็บ

มีรายงานการศึกษาพบว่าระยะเวลาที่เก็บที่ยาวนานส่งผลให้ระยะเวลาในการย่อยสารทางชีวภาพยาวนานขึ้น ซึ่งทำให้ระบบสามารถรับการเพิ่มขึ้นของอาหาร (Nutrient) รับภาระบรรจุสารอินทรีย์และรับภาระทางชลศาสตร์ที่เพิ่มขึ้นได้ด้วย (Klvaisi, 2001; Mashauri and Kayombo, 2002) และพบว่าระยะเวลาที่เปลี่ยนไปมีผลในการลดปริมาณของไนเตรดในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ได้ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.66 ดังนั้นในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์โดยส่วนใหญ่แล้วมีความต้องการด้านพื้นที่ (Land area) จำนวนมากเพื่อให้มีระยะเวลาในการกักเก็บที่ยาวนาน แต่มักเกิดผลกระทบอย่างมากในพื้นที่ที่ราคาของที่ดินมีราคาสูงหรือมีพื้นที่จำกัด (Chen *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2011)

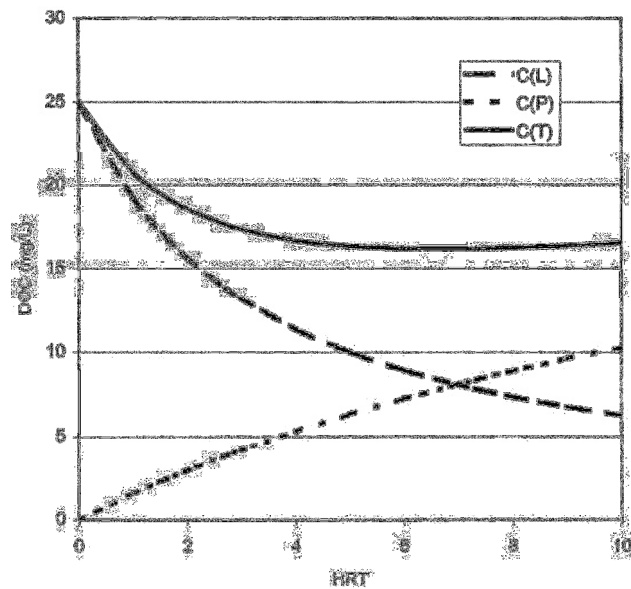


ภาพประกอบที่ 2.66 อิทธิพลของระยะเวลาที่เก็บที่เปลี่ยนแปลงไปกับปริมาณไนเตรต
ที่มา: ดัดแปลงจาก Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010

แม้ว่าการมีระยะเวลาที่เก็บที่ยาวนานจะทำให้อัตราการบำบัดสูงขึ้น และสามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำหลายชนิดได้ดี แต่ในบางครั้งปัญหาที่เกิดขึ้นอาจมาจากระยะเวลาที่เก็บที่ยาวนานเกินไปได้ด้วยเช่นกัน พบว่าระยะเวลาที่เก็บที่ยาวนานเกินไปอาจเปลี่ยนสภาวะที่มีอากาศ (Aerobic) เป็นไร้อากาศ (Anaerobic) ให้เกิดขึ้นในระบบได้ (USEPA, 1998; Larry *et al.*, 2001; Kincanon and McAnally, 2004) ซึ่งจะมีผลต่อปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำบางชนิดอันเนื่องมาจากอิทธิพลของอัตราการย่อยสลายทางชีวภาพที่เปลี่ยนไป (Larry *et al.*, 2001; Kincanon and McAnally, 2004) ซึ่งพบว่าโดยทั่วไปแล้วในการสร้างระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์มักจะออกแบบระบบให้มีระยะเวลาที่เก็บที่ 2-20 วัน ทั้งนี้ก็เพื่อให้เกิดกลไกการบำบัด BOD และไนโตรเจน ซึ่งอยู่ในสภาวะที่มีอากาศและใช้ระยะเวลาที่เก็บที่ยาวนาน รวมทั้งต้องการให้เกิดกลไกไนโตรเจนในสภาวะไร้อากาศแต่ใช้ระยะเวลาการเกิดในช่วงที่สั้นกว่าด้วย และมีข้อสรุปจากการรายงานการวิจัยว่าระยะเวลาที่เก็บที่ยาวนานเกินไปมีผลให้ปริมาณ DOC ในระบบเพิ่มขึ้นได้ เนื่องจากการชะละลายคืนสู่น้ำของ DOC จากการตายและการย่อยสลายของพืช สาหร่าย และจุลินทรีย์ โดยการทดสอบแช่ชิ้นส่วนของพืชในระบบจำลองในระดับห้องปฏิบัติการ (Pinney *et al.*, 2000) สามารถแสดงการเพิ่มขึ้นของ DOC ที่เกิดจากการชะละลายจากชิ้นส่วนของต้นธูปฤาษี (Typha หรือ Cattail) ของระบบจำลองที่มีระยะเวลาที่เก็บที่แตกต่างกันในช่วงเวลา 56 วันของการทดลองดังภาพประกอบที่ 2.67 ซึ่งสามารถวิเคราะห์ปริมาณ DOC ที่มีพฤติกรรมในการเพิ่มขึ้นและลดลงได้ในเวลาที่ทำการศึกษา และแสดงแบบจำลองการเปลี่ยนแปลงของ DOC ในรูปของชะละลายจากพืช การย่อยสลาย และผลรวมของ DOC ในระบบบึงประดิษฐ์ เมื่อระยะเวลาที่เก็บเปลี่ยนไปได้ดังภาพประกอบที่ 2.68



ภาพประกอบที่ 2.67 ปริมาณของ DOC จากการชะละลายที่ระยะเวลาเก็บเก็บต่างกัน
ที่มา: Pinney *et al.*, 2000



หมายเหตุ: C(L): ความเข้มข้นของ DOC ในน้ำ
C(P): ความเข้มข้นของ DOC ในพืช
C(T): ความเข้มข้นของ DOC ทั้งหมด

ภาพประกอบที่ 2.68 แบบจำลองทางคณิตศาสตร์การเปลี่ยนแปลงของ DOC ในระบบบึงประดิษฐ์
เมื่อระยะเวลาเก็บเก็บเปลี่ยนไป

ที่มา: Pinney *et al.*, 2000

ด้วยความสัมพันธ์ของ DOC ที่เพิ่มขึ้นแปรผันตามกับระยะเวลาที่เก็บที่เพิ่มขึ้น และความสัมพันธ์ของสารก่อมะเร็งที่เพิ่มขึ้นแปรผันตามกับ DOC ที่เพิ่มขึ้น ทำให้มีโอกาสเกิดสารก่อมะเร็ง (Trihalomethane formation potential) มากขึ้นได้เมื่อระยะเวลาที่เก็บมากขึ้นด้วย (Pinney *et al.*, 2000)

ข. ชลศาสตร์ (Hydrology)

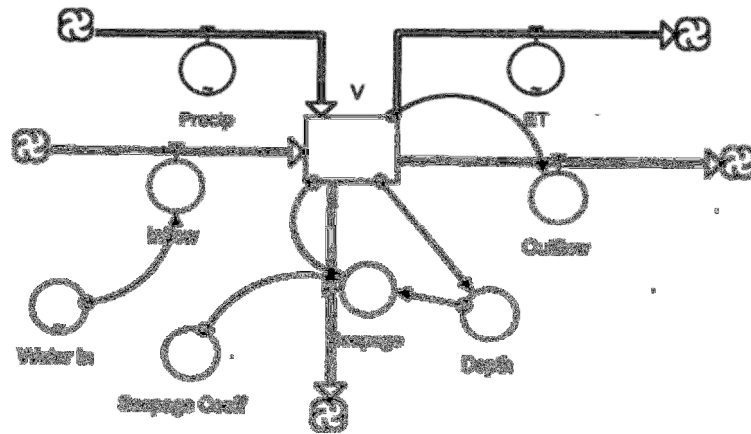
การประมาณปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบ และการประมาณน้ำที่มาจากธรรมชาติ เช่น น้ำจากบึง หรือทะเลสาบ น้ำที่เกิดขึ้นจากการตกของฝน น้ำจากการไหลชะจากฝน หรือน้ำแข็งที่ละลาย และน้ำที่มาจากน้ำใต้ดิน เป็นปัจจัยสำคัญอย่างหนึ่งที่ต้องคำนึงถึงด้วยเช่นกัน ดังแสดงได้จากสมการสมดุลมวลของน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ ในสมการ 2.21 (ITRC, 2003)

สมการสมดุลมวลของน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ แสดงได้ดังสมการ 2.21

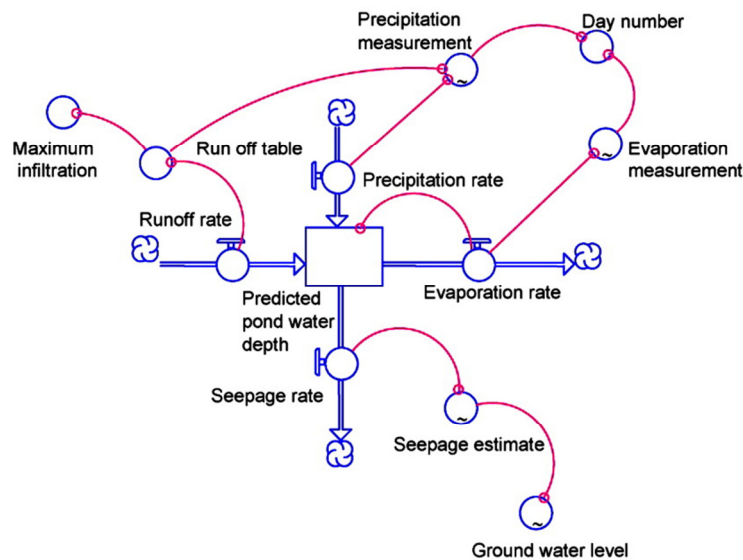
$$P + SWI + GWI = ET + SWO + GWO + S \quad 2.21$$

โดย P = อัตราการไหลของฝนที่ตกในระบบ (Precipitation; m^3/day)
 SWI = อัตราการไหลเข้าของน้ำผิวดินในระบบ (Surface water inflow; m^3/day)
 GWI = อัตราการไหลเข้าของน้ำใต้ดินในระบบ (Groundwater inflow; m^3/day)
 ET = อัตราการคายระเหยของน้ำในระบบ (Evapotranspiration; m^3/day)
 SWO = อัตราการไหลออกของน้ำผิวดินในระบบ (Surface water outflow; m^3/day)
 GWO = อัตราการไหลออกของน้ำใต้ดินในระบบ (Groundwater outflow; m^3/day)
 S = อัตราการเปลี่ยนแปลงของน้ำที่มีการจัดเก็บในระบบ (Change in storage; m^3/day)

มีการประยุกต์ใช้ STELLA 8.0 ในการศึกษาชลศาสตร์ของน้ำเสียในระบบบึงประดิษฐ์ เพื่อใช้ในการคำนวณปริมาตรของบ่อ ซึ่งพบว่าปริมาณน้ำที่ระเหยจากบึงประดิษฐ์ (Evaporation) และปริมาณน้ำฝนที่ตกในบึงประดิษฐ์ (Precipitation) มีอิทธิพลอย่างมากต่อการทำสมดุลน้ำในระบบ (Kipkemboi, 2007) โดยสามารถแสดงรูปแบบของแบบจำลองที่เคยมีการพัฒนาไว้ได้ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.69 (a) และ(b)



(a)



(b)

ภาพประกอบที่ 2.69 แบบจำลองของชลศาสตร์ในระบบบึงประดิษฐ์

(a) แบบจำลองของชลศาสตร์ของน้ำเสียในระบบบึงประดิษฐ์ (b) แบบจำลองของชลศาสตร์ของน้ำเสียในพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ

ที่มา: Spieles and Mitsch, 2000 และ Kipkemboi *et al.*, 2007

ในการประมาณปริมาณน้ำเสียเข้าระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวจึงสามารถใช้สมการปริมาณน้ำเข้าและออกจากระบบสุทธิได้เช่นกัน (The net water inflow and outflow) (USEPA, 1998; Wynn and Liehr, 2001; Kincanon and McAnally, 2004; Ederfedt and Fritzson, 2008; Zhang *et al.*, 2011) ดังแสดงในสมการที่ 2.22

$$\left[\frac{dv}{dt} \right] = Q_i - Q_o - Q_E - Q_s + Q_P \tag{2.22}$$

โดย

V = ปริมาณน้ำในบึงประดิษฐ์ (Volume of water; m^3)

t = เวลา (Time; day)

Q_i = ปริมาณน้ำเข้าบึงประดิษฐ์ต่อวัน (Influent wastewater flow; m^3/d)

Q_o = ปริมาณน้ำออกจากบึงประดิษฐ์ต่อวัน (Effluent wastewater flow; m^3/d)

Q_E = ปริมาณน้ำที่คายระเหยจากบึงประดิษฐ์ต่อวัน (Wetland Evaporation or Evapotranspiration (ET); m^3/d)

Q_S = ปริมาณน้ำที่ซึมออกจากบึงประดิษฐ์ที่เป็นบ่อดิน (Seepage out; m^3/d)

Q_p = ปริมาณน้ำฝนที่ตกในบึงประดิษฐ์ (Direct precipitation; m^3/d)

ดังนั้นเมื่อพิจารณาสมดุลของน้ำในระบบก็จะประกอบไปด้วย น้ำเข้า น้ำออก ปริมาณน้ำที่คายระเหยจากบึงประดิษฐ์ต่อวัน ปริมาณน้ำที่ซึมออกจากบึงประดิษฐ์ที่เป็นบ่อดิน และ ปริมาณน้ำฝนที่ตกในบึงประดิษฐ์ (Spieles and Mitsch, 2000; Zhang and Mitsch, 2005) และ ในการศึกษาาระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินโดยใช้ฝักตบขวาเพื่อการบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่ามีการคายระเหยน้ำในระบบ (Evapotranspiration) สูงสุดถึง 60% ในฤดูร้อน (Kivaisi, 2001) และมีการใช้ค่า Seepage coefficient 0.25 และ 0.60 $mday^{-1}$ ในแบบจำลองของการบำบัด ไนโตรเจนของระบบบึงประดิษฐ์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนในอเมริกา (Spieles and Mitsch, 2000) อาจคำนวณปริมาณน้ำที่คายระเหยจากบึงประดิษฐ์ต่อวัน (Wetland Evaporation or Evapotranspiration (ET); m^3/d) โดยใช้การประมาณค่าจาก Pan evaporation method ดัง สมการ 2.23 (Bojcevska and Tonderski, 2007)

$$ET = k \times E_{PAN} \quad 2.23$$

โดย ET = ปริมาณน้ำที่คายระเหยจากบึงประดิษฐ์ต่อวัน (Evapotranspiration; m^3/d)

k = ค่าคงที่การคายระเหย (Empirical pan coefficient = 0.8)

E_{PAN} = ปริมาณน้ำที่คายระเหยอ้างอิง (Pan evapotranspiration; m^3/d)

ซึ่งค่าคงที่การคายระเหยในสมการนี้ทำการศึกษาที่จังหวัดโนอนซา ประเทศเคนย่า ที่อุณหภูมิเฉลี่ย $30^{\circ}C$ มีฝนประมาณ 1100-1500 mm. กลางเดือนมีนาคมถึงเดือนพฤษภาคม (ฝน มาก) 450-650 mm. ในเดือนตุลาคมถึงเดือนธันวาคม (ฝนน้อย) และมีช่วงแล้งในเดือนมกราคมถึง กลางเดือนมีนาคม และเดือนมิถุนายนถึงเดือนสิงหาคม (Bojcevska and Tonderski, 2007) ซึ่งโดย สภาพของอุณหภูมิคล้ายคลึงกับภาคใต้ของประเทศไทย (อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา) แต่มี ปริมาณฝนตกสูงสุดเฉลี่ยมากกว่าภาคใต้ของประเทศไทย (ปริมาณฝนตกสูงสุดในเดือนพฤศจิกายน เฉลี่ย 494 mm. จากข้อมูลตั้งแต่ปี 1999 ถึงปี 2009) (ศูนย์อุตุนิยมวิทยาภาคใต้ฝั่งตะวันออก, 2010) หรืออาจคำนวณปริมาณน้ำที่ซึมออกจากบึงประดิษฐ์ที่เป็นบ่อดิน (Seepage out; m^3/d) จากสมการ ของดาร์ซี (Darcy's equation) ในสมการ 2.24 (Larson *et al.*, 2000; Wynn and Liehr, 2001)

$$Q_s = K \times A \times i \quad 2.24$$

โดย Q_s = ปริมาณน้ำที่ซึมออกจากบึงประดิษฐ์ที่เป็นบ่อดิน (Seepage out; m^3/d)

K = ค่าความซึมน้ำ (Hydraulic conductivity; $mday^{-1}$)

A = พื้นที่หน้าตัด (Seepage area; m^2)

i = ความลาดระดับน้ำ (Hydraulic gradient)

โดยมีค่าการซึมน้ำของดิน ดังนี้ (UN-HABITAT, 2008)

$k > 10^{-6}$ m/s: ดินที่มีการซึมน้ำมากอาจต้องการการกักเก็บน้ำ

$k > 10^{-7}$ m/s: มีการซึมผ่านบ้าง แต่ไม่เพียงพอต่อการป้องกันการท่วมขัง

$k < 10^{-8}$ m/s: เป็นไปตามลักษณะของพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ

$k < 10^{-9}$ m/s: ไม่มีความเสี่ยงต่อการซึมปนเปื้อนสู่ใต้ดิน

นอกจากนี้สามารถแสดงการเปลี่ยนแปลงค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในระบบและผลกระทบที่เกิดขึ้นกับสมดุลของน้ำในระบบซึ่งได้มีการวิเคราะห์ค่าไว้ พบว่าการเปลี่ยนแปลงในบางพารามิเตอร์อาจส่งผลกระทบต่อสมดุลน้ำในระบบน้อยมากในขณะที่บางพารามิเตอร์เมื่อมีการปรับค่าแล้วจะมีผลกระทบอย่างมาก ดังแสดงในตารางที่ 2.28

ตารางที่ 2.28 การปรับค่าและการเปลี่ยนแปลงของสมดุลน้ำในระบบ

Parameter	Effect on water balance (% variation)		
	+1% change in parameter	+10% change in parameter	-10% change in parameter
ET: Evapotranspiration rate	5.7	35	30
P: Precipitation rate	0.9	1.9	0.3
A: wetland top surface area	2.5	31.6	33
Qc: Catchment runoff rate	0	0.05	0.06
Qb: Bank loss rate	70.2	>100	>100
Qgwl: Groundwater discharge rate	28.8	>100	>100

หมายเหตุ ET: Evapotranspiration rate (m) = 0.006

P: Precipitation rate (m) = 0.051

ที่มา: ดัดแปลงจาก Kincanon and McAnally, 2004

พารามิเตอร์ที่สำคัญทางชลศาสตร์อีกพารามิเตอร์หนึ่งก็คือภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ (Hydraulic loading rate: HLR) ซึ่งจะบ่งบอกถึงอัตราเร็วของน้ำที่เข้าสู่พื้นที่บำบัด และมีความสำคัญอย่างมากในการทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาที่กักเก็บของระบบและปริมาณของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ โดย HLR ต่ำจะทำให้ระยะเวลาที่กักเก็บในระบบนานเกินไป ในขณะที่ HLR ที่มีค่าสูงจะทำให้ระยะเวลาที่กักเก็บของระบบลดลงและส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการ

บำบัดของระบบ เนื่องจากทำให้สามารถลดปริมาณสารปนเปื้อนในระบบได้น้อยลงเมื่อการไหลผ่านของน้ำในอัตราที่เร็วเกินไป เป็นต้น (Kincanon and McAnally, 2004; Harrington and McInnes, 2009; Trang *et al.*, 2010) มีรายงานวิจัยพบว่า HLR มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียในพื้นที่เขตร้อนมากอีกด้วย เนื่องจากในพื้นที่เขตร้อนมีอัตราการหมุนเวียนของพืชสูงกว่าในเขตอบอุ่นถึงประมาณ 5 เท่า ซึ่งมีผลต่อการบำบัด การเพิ่มขึ้น และการสะสมของสารอาหารในระบบ เมื่อ HLR เปลี่ยนแปลงทำให้ระยะเวลาที่เก็บเปลี่ยนแปลงไปด้วย จึงมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดโดยตรง รวมทั้งยังพบว่ายังมีรายงานวิจัยเกี่ยวกับผลกระทบของ HLR ที่เปลี่ยนแปลงไปที่มีผลต่อการบำบัดน้ำเสียในพื้นที่เขตร้อนอยู่น้อยอีกด้วย (Bojcevska and Tonderski, 2007) การศึกษาวิจัยอื่นที่ผ่านมายังพบว่าลักษณะทางชลศาสตร์มีอิทธิพลอย่างมากต่อการบำบัดสารปนเปื้อนต่างๆ แล้วยังมีอิทธิพลต่อการบำบัดจุลินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์เพื่อการนำน้ำกลับไปใช้ใหม่อีกด้วย อันเนื่องจากอิทธิพลทางอ้อมของกลไกการกรอง การดูดซับ การทำงานของพืช การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ การเปลี่ยนแปลงของ pH ซึ่งส่งผลต่อการตายของจุลินทรีย์ในระบบ (สมทิพย์ ด้านธีรวิชัย และคณะ, 2553; Garcia *et al.*, 2008)

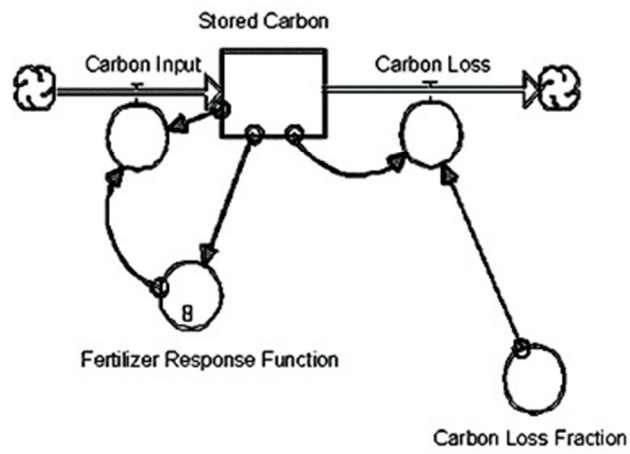
ค. อัตราการบรรทุกสารปนเปื้อน (Contaminant loading rate)

นอกจากนี้อิทธิพลของปริมาณน้ำและอัตราเร็วในการไหลแล้วมีแล้วยังมีปัจจัยในเรื่องการบรรทุกสารปนเปื้อนต่างๆ อีกประการหนึ่งที่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบบึงประดิษฐ์ในหลายๆ พื้นที่ ซึ่งโดยส่วนใหญ่จะพบปัญหาในเรื่องของความเข้มข้นของสารปนเปื้อนเข้าระบบต่ำจนเกินไป (Low contaminant rate) และปัญหาการเกิดข้อจำกัดของการฟอกตัวเอง (Limited self-purification capacities) (Zhang *et al.*, 2011) อันเนื่องมาจากผลทางอ้อมของอัตราการไหลของน้ำทำให้เกิดสภาพการเจือจางของสารอาหารในน้ำ (สมทิพย์ ด้านธีรวิชัย และคณะ, 2553) หรือเมื่อการบรรทุกสารปนเปื้อนต่างๆ ในรูปของ BOD/COD ต่ำ ย่อมทำให้อัตราการย่อยสลายของจุลินทรีย์ลดต่ำลงด้วย (มันรัช วัฒนกุลเวศม์, 2556)

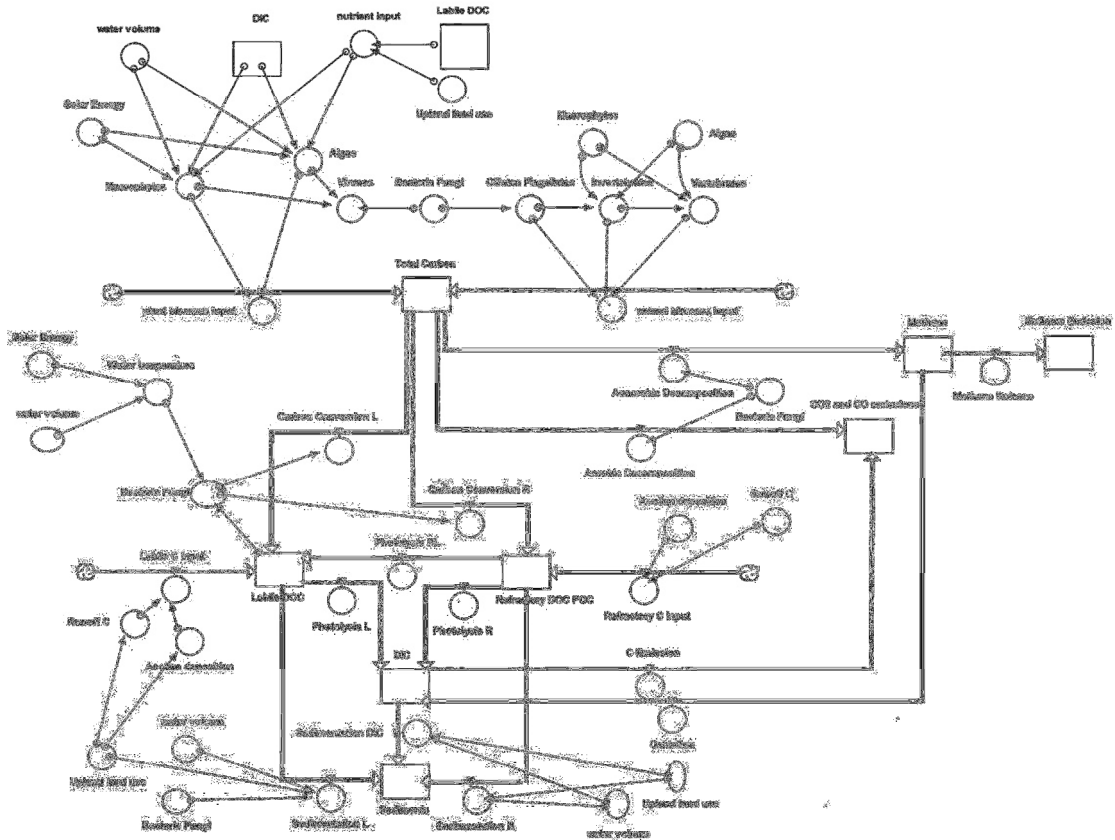
2.2.4.9 แบบจำลองในการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์

การสร้างและพัฒนาแบบจำลองในการศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์พบว่ามีทั้งแบบจำลองที่พัฒนาเพื่อการศึกษาสมดุลน้ำ (Water balance) การถ่ายโอนตะกอน (Sediment transport) ชลศาสตร์ (Hydrology) วัฏจักรของสารอาหาร (Nutrient cycling) ผลผลิตของจุลินทรีย์ (Biomass production) การนำไปใช้ของสัตว์และพืช (Plant/animal uptake) สภาพทางเคมีของสารอินทรีย์ (Organic chemicals) และการแพร่กระจายของออกซิเจน (Oxygen distribution) ซึ่งสามารถอธิบายกระบวนการต่างๆ ที่เกิดขึ้นและพลวัตระบบของบึงประดิษฐ์ได้ (Kincanon and McAnally, 2004)

มีรายงานที่ได้เสนอแบบจำลองพลวัตระบบโดยการใช้โปรแกรม STELLA เพื่อจำลองการถ่ายโอนสารอินทรีย์คาร์บอนในพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ ดังภาพประกอบที่ 2.70 (a) และ (b) ซึ่งแสดงหลักการของการสะสม การเปลี่ยนรูปของคาร์บอนในพื้นที่ชุ่มน้ำ รวมถึงความสัมพันธ์ของสิ่งมีชีวิตทั้งพืช สัตว์ จุลินทรีย์ และปัจจัยแวดล้อมที่มีผลต่อการทำงานของทุกๆ องค์ประกอบในพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติด้วย (IISD, 1999)



(a)



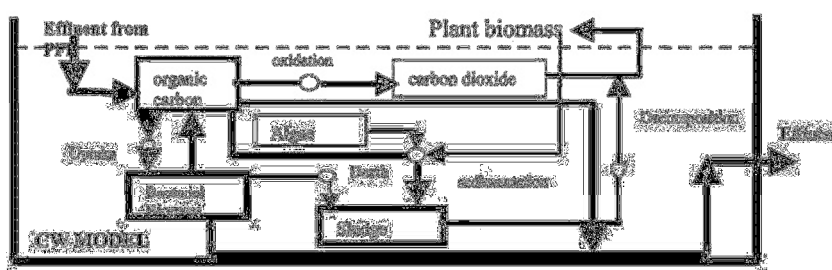
(b)

ภาพประกอบที่ 2.70 แบบจำลองของการถ่ายโอนคาร์บอนในพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ

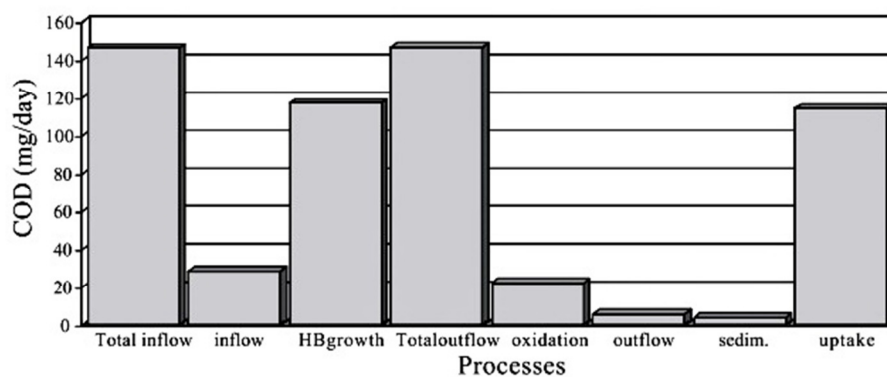
(a) แบบจำลองเบื้องต้นของคาร์บอน (b) แบบจำลองของการถ่ายโอนคาร์บอน

ที่มา: International Institute for Sustainable Development (IISD), 1999

ในการศึกษากลไกการทำงานของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน ด้วยการแยกออกเป็นกลไกต่างๆ โดยในการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบบำบัดมาจากการทำงานร่วมกันของกลไกการออกซิเดชัน การนำไปใช้โดยจุลินทรีย์เฮเทอโรโทรฟ (Heterotrophic bacteria) การย่อยสลายทางชีวภาพ การตกตะกอน ดังภาพประกอบที่ 2.71 ซึ่งแบบจำลองที่ผ่านการตรวจสอบแล้วมีค่า $R^2 = 0.59$ สามารถนำมาใช้อธิบายการถ่ายโอนของสารอินทรีย์ในรูป COD ในกลไกต่างๆ ที่เกิดขึ้นในระบบบึงประดิษฐ์ได้ ดังภาพประกอบที่ 2.72 (Mashauri and Kayombo, 2002)



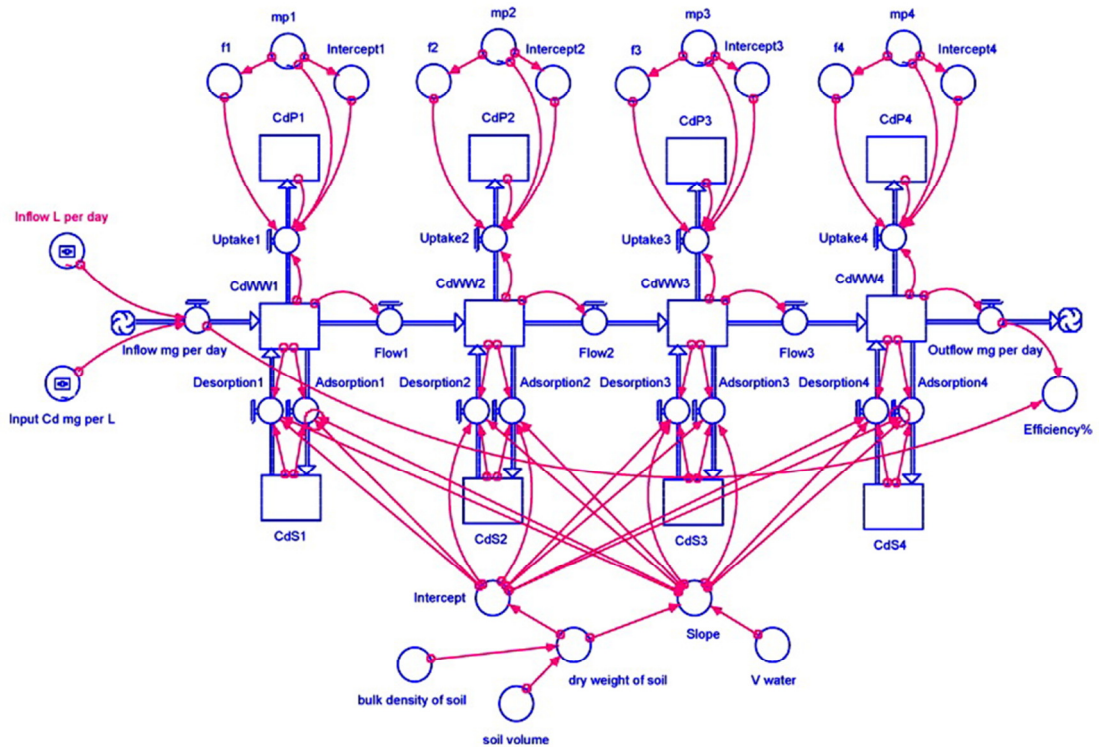
ภาพประกอบที่ 2.71 แบบจำลองของการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในบ่อบึงประดิษฐ์
ที่มา: Mashauri and Kayombo, 2002



ภาพประกอบที่ 2.72 การถ่ายโอนสารอินทรีย์คาร์บอนในแบบจำลองของการบำบัดในบ่อบึงประดิษฐ์
ที่มา: Mashauri and Kayombo, 2002

ในการศึกษากลไกการทำงานของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน นอกเหนือไปจากเรื่องของสารอินทรีย์แล้วยังมีการศึกษาการบำบัดสารปนเปื้อนอื่นๆ ในน้ำด้วย เช่น การบำบัดโลหะหนักแคดเมียม ซึ่งทำการศึกษาด้วยหลักการแยกออกเป็นกลไกต่างๆ เช่นเดียวกัน โดยแบบจำลองที่ได้สามารถทำนายปริมาณของแคดเมียมในองค์ประกอบต่างๆ ได้ในระดับปาน

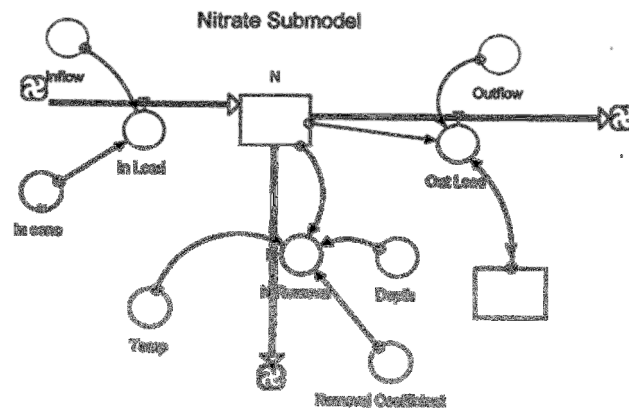
กลางถึงระดับที่ดีที่สุดที่ค่า R^2 อยู่ในช่วง 0.7-0.9 (Pimpan and Jindal, 2009) รูปแบบของแบบจำลองสามารถแสดงได้ดังภาพประกอบที่ 2.73



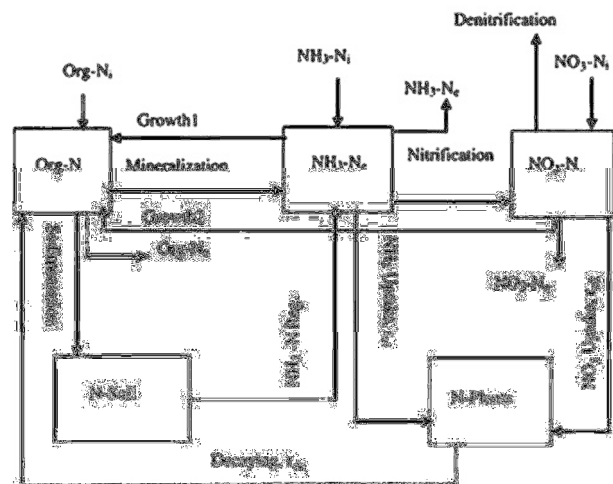
ภาพประกอบที่ 2.73 แบบจำลองของการบำบัดแคดเมียมในบ่อบึงประดิษฐ์

ที่มา: Pimpan and Jindal, 2009

ในการศึกษากลไกการทำงานของระบบบึงประดิษฐ์แบบอื่นนอกเหนือไปจากแบบน้ำไหลบนผิวดินแล้วยังมีการศึกษาการบำบัดไนโตรเจนในน้ำด้วยเช่นกัน โดยเน้นที่ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในดินที่มีผลต่อปริมาณไนโตรเจนโดยตรง ซึ่งเกิดในส่วนของตะกอนจุลินทรีย์พื้นบ่อพบว่าโดยแบบจำลองที่ได้สามารถทำนายได้ในระดับต่ำที่ค่า $R^2 = 0.61$ (Mayo and Bingamo, 2005) สามารถแสดงแบบจำลองของการบำบัดไนโตรเจนในบ่อบึงประดิษฐ์ได้ดังภาพประกอบที่ 2.74 (a) และ (b)



(a)



(b)

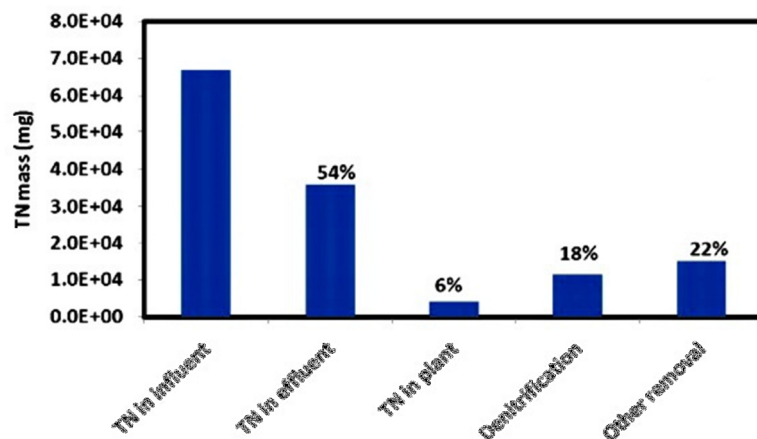
ภาพประกอบที่ 2.74 แบบจำลองของการบำบัดไนโตรเจนในบ่อบึงประดิษฐ์

(a) แบบจำลองการสะสมของไนโตรเจนในระบบบึงประดิษฐ์ (b) แบบจำลองของการถ่ายโอนและการบำบัดไนโตรเจนในระบบบึงประดิษฐ์

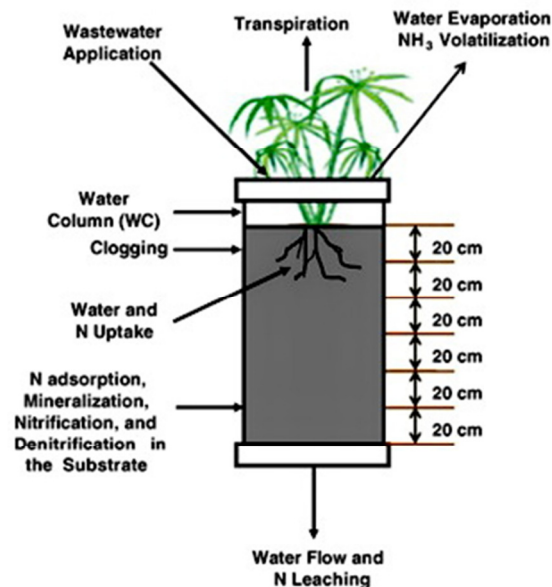
ที่มา: Spieles and Mitsch, 2000 และ Mayo and Bingamo, 2005

ด้วยเหตุผลที่ว่า การบำบัดไนโตรเจนมักเกิดในชั้นตะกอนจุลินทรีย์ จึงมีการศึกษาการบำบัดไนโตรเจนและการถ่ายโอนไนโตรเจนในบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินในแนวตั้ง ซึ่งผลจากการศึกษาสามารถวิเคราะห์ได้ว่า ปัญหาที่เกิดขึ้นอันเนื่องมาจากปริมาณไนโตรเจนที่มีการเพิ่มขึ้นในระบบแบบน้ำไหลใต้ผิวดินในแนวตั้งนั้น มาจากการชะละลาย ดังนั้นหากป้องกันการชะละลายได้ จะสามารถเพิ่มประสิทธิภาพของระบบได้ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2.75 (a) ในการศึกษาได้ใช้วิธีการจำลองระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินในแนวตั้งในระดับห้องปฏิบัติการเป็นลักษณะท่อในแนวตั้งเพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงของไนโตรเจนที่ความลึกต่างๆ ดังภาพประกอบที่ 2.75 (b) และนำข้อมูลที่ได้ในการศึกษามาสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ของพลวัตไนโตรเจนในบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินในแนวตั้ง ซึ่งใช้ในการทำนายความเข้มข้นของการเปลี่ยนแปลงของไนโตรเจนในระบบได้ ดัง

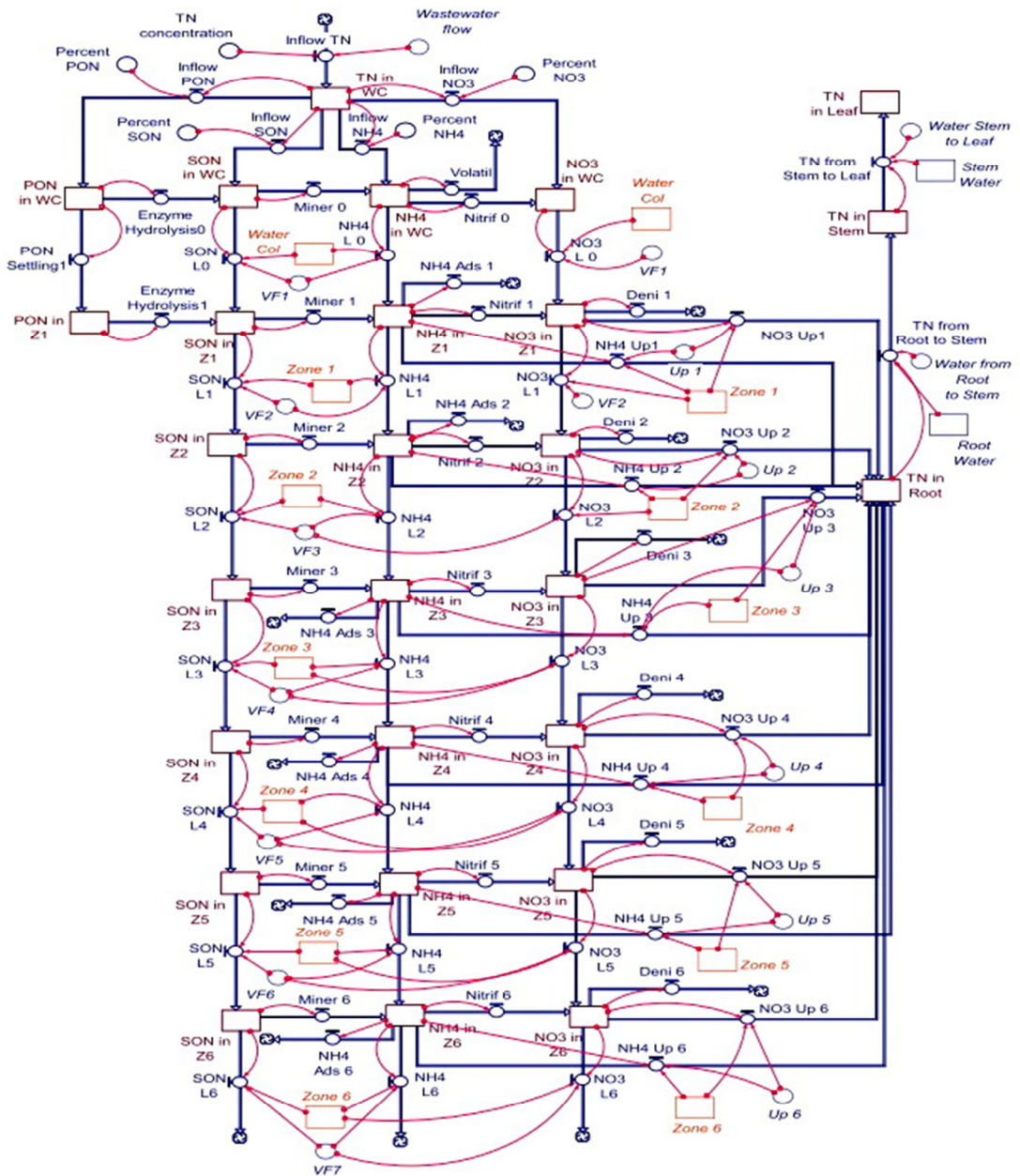
ภาพประกอบที่ 2.75 (c) (Ouyang *et al.*, 2011) จากตัวอย่างของแบบจำลองที่มีการพัฒนาสำหรับระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ พบว่าในการศึกษาการทำงานของบึงประดิษฐ์มักเกี่ยวข้องกับการศึกษาสถานะทางชีวศาสตร์ของน้ำในบึงประดิษฐ์ และการศึกษาประสิทธิภาพของการกำจัดสารปนเปื้อนต่างๆ จากกระบวนการทางกายภาพ เคมีและชีวภาพในระบบ โดยจำลองที่พัฒนาขึ้นมาทั้งแบบจำลองที่เลือกศึกษาเพียงกระบวนการทำงานของระบบหรือสถานะทางชีวศาสตร์ของน้ำในระบบอย่างใดอย่างหนึ่ง หรือแบบจำลองที่พัฒนาเพื่อศึกษาทั้งกระบวนการทำงานในระบบและสถานะทางชีวศาสตร์ของน้ำในระบบไปพร้อมๆ กัน (Ouyang *et al.*, 2011)



(a)



(b)



(c)

ภาพประกอบที่ 2.75 แบบจำลองของการบำบัดไนโตรเจนในบ่อบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินใน
แนวตั้ง

(a) สมดุลมวลของไนโตรเจน (b) แบบจำลองแนวคิดในการทดลอง และ(c) แบบจำลองพลวัต
ไนโตรเจน

ที่มา: Ouyang et al., 2011

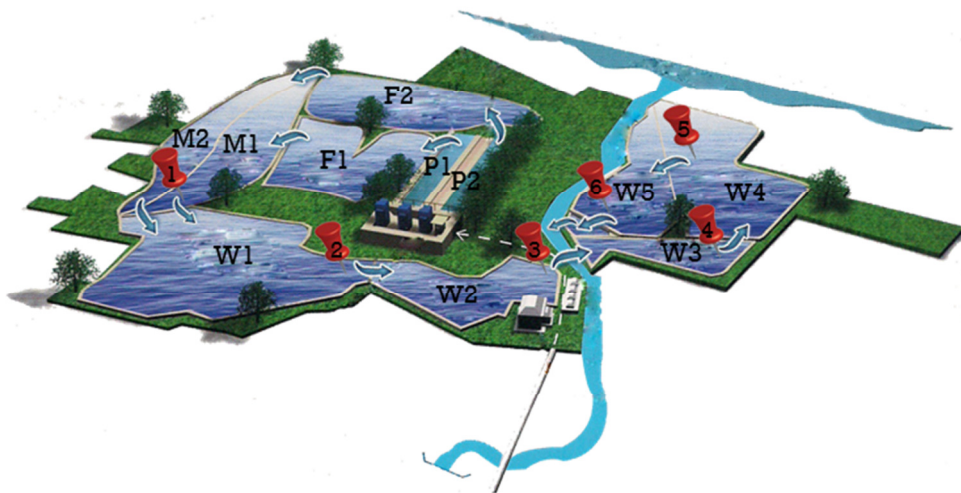
บทที่ 3

วัสดุอุปกรณ์ และวิธีดำเนินการวิจัย

3.1 วัสดุอุปกรณ์

3.1.1 น้ำเสียชุมชน

ตัวอย่างน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ เก็บจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ประเทศไทย ได้กำหนดตำแหน่งในการเก็บน้ำทั้งหมด 6 ตำแหน่ง ได้แก่ ตำแหน่งที่ 1 น้ำออกจากบ่อ Maturation 1 (M1) ตำแหน่งที่ 2 น้ำออกจากบ่อ Wetland 1 (W1) ตำแหน่งที่ 3 น้ำออกจากบ่อ Wetland 2 (W2) ตำแหน่งที่ 4 น้ำออกจากบ่อ Wetland 3 (W3) ตำแหน่งที่ 5 น้ำออกจากบ่อ Wetland 4 (W4) และตำแหน่งที่ 6 น้ำออกจากบ่อ Wetland 5 (W5) โดยตัวอย่างน้ำถูกบรรจุไว้ในขวดพลาสติกขนาด 1 ลิตร ควบคุมอุณหภูมิไม่เกินกว่า 4°C ทั้งในระหว่างขนส่งและระหว่างรอการทดสอบ โดยตำแหน่งในการเก็บตัวอย่างน้ำทั้ง 6 ตำแหน่ง สามารถแสดงได้ดังภาพประกอบที่ 3.1



หมายเหตุ P = Primary pond
M = Maturation pond
F = Facultative pond
W = Wetland pond

ภาพประกอบที่ 3.1 ตำแหน่งเก็บตัวอย่างน้ำในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่
จังหวัดสงขลา

ที่มา: ดัดแปลงจากแผนผังของเทศบาลนครหาดใหญ่

3.1.2 ดิน

ตัวอย่างดินที่ใช้ในการศึกษาทำการเก็บจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ ได้กำหนดตำแหน่งในการเก็บดินบริเวณคันบ่อ Wetland 3 ที่ความลึก 0.6-1.0 เมตร จากผิวดิน โดยตัวอย่างดินถูกบรรจุไว้ในถุงพลาสติก ควบคุมอุณหภูมิไม่เกินกว่า 4°C ทั้งในระหว่างขนส่งและระหว่างรอการทดสอบ โดยตัวอย่างดินที่ใช้ในการศึกษาสามารถแสดงได้ดังภาพประกอบที่ 3.2



ภาพประกอบที่ 3.2 ตัวอย่างดิน

3.1.3 ตะกอนจุลินทรีย์

ตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการศึกษาทำการเก็บจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ โดยกำหนดตำแหน่งในการเก็บตะกอนดินที่มีจุลินทรีย์ที่บริเวณท้องบ่อ Wetland 3 ที่ความลึก 0.0-0.1 เมตร จากผิวดินท้องบ่อ อ้างอิงจากข้อมูลของปริมาณจุลินทรีย์ที่มีหนาแน่นที่ความลึกของชั้นดินที่ระดับไม่เกิน 10 cm. จากผิวดิน โดยประมาณ (Tietz *et al.*, 2008) โดยในวิทยานิพนธ์ได้ทำการนิยามชั้นดินตะกอนที่มีลักษณะเป็นโคลนเลนดังกล่าวที่ความลึกไม่เกิน 10 cm. จากผิวดินเป็นชั้นตะกอนจุลินทรีย์ เช่นเดียวกับการนิยามในการแยกองค์ประกอบทางโครงสร้างระบบบึงประดิษฐ์ในแบบจำลองการบำบัดไนโตรเจนในระบบบึงประดิษฐ์ของ Edelfedt and Fritzson ซึ่งได้เคยมีการศึกษาไว้ (Edelfedt and Fritzson, 2008) บรรจุตะกอนจุลินทรีย์ไว้ในถุงพลาสติก ควบคุมอุณหภูมิไม่เกินกว่า 4°C ทั้งในระหว่างขนส่งและระหว่างรอการทดสอบ โดยตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการศึกษาสามารถแสดงได้ดังภาพประกอบที่ 3.3



ภาพประกอบที่ 3.3 ตัวอย่างตะกอนจุลินทรีย์

3.1.4 ผักตบชวา

ตัวอย่างผักตบชวา (Water hyacinths: *Eichhornia crassipes*) ที่ใช้ในการศึกษา ทำการเก็บจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ บริเวณบ่อ Wetland 3 โดยบรรจุไว้ในกระบะพลาสติก และเก็บรักษาไว้ในตู้ควบคุมอุณหภูมิห้อง ($30\pm 1^{\circ}\text{C}$) ทั้งในระหว่างขนส่งและระหว่างรอการทดสอบ โดยตัวอย่างผักตบชวาที่ใช้ในการศึกษาสามารถแสดงได้ดังภาพประกอบที่ 3.4



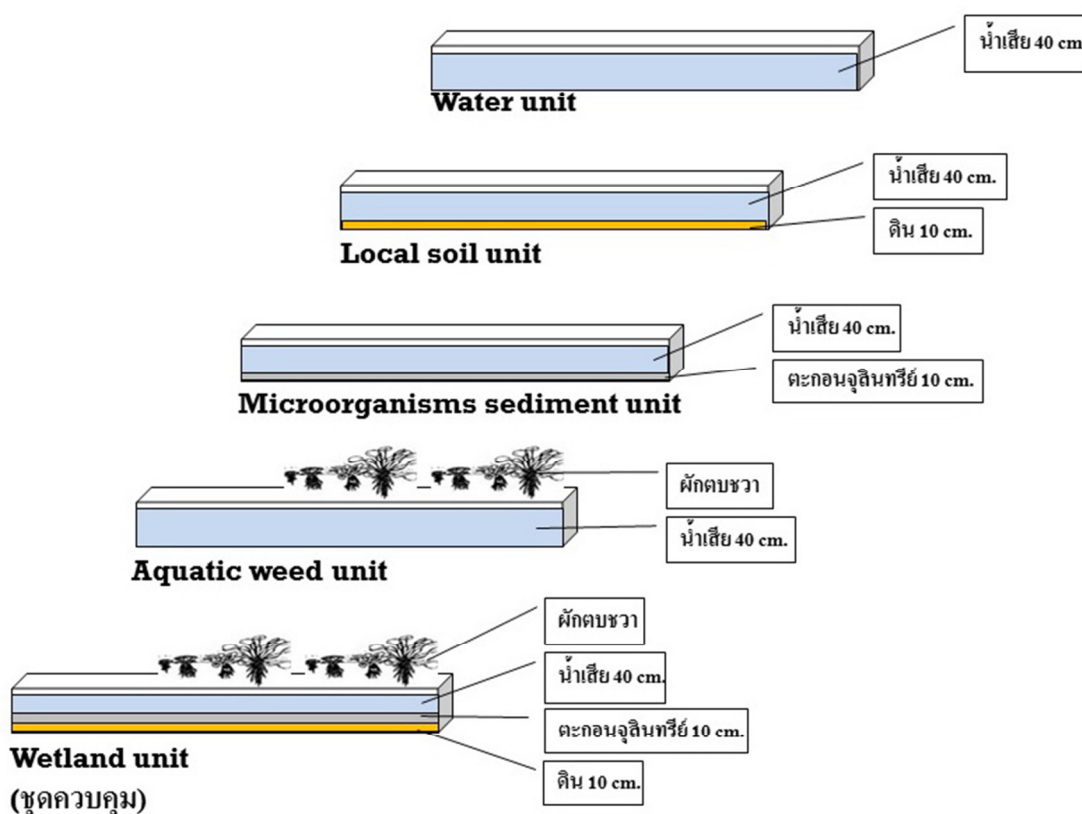
ภาพประกอบที่ 3.4 ตัวอย่างผักตบชวา

3.1.5 สารเคมี

สารเคมีที่ใช้ในการทดลองเป็นชนิด Analytical grade ซึ่งมีหลายชนิดตามพารามิเตอร์ที่วัด โดยอ้างอิงตามวิธีใน Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 22th Edition (APHA, 2012)

3.1.6 ระบบบึงประดิษฐ์ในห้องปฏิบัติการ

ระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการสามารถจำแนกได้เป็น 5 ชุดทดลอง ซึ่งมีลักษณะเฉพาะและมีความแตกต่างกันของแต่ละชุดทดลอง โดยอ้างอิงกับองค์ประกอบตามโครงสร้างของระบบบึงประดิษฐ์ ได้แก่ น้ำ ดิน ตะกอนจุลินทรีย์ และพืช ซึ่งในการศึกษาครั้งนี้ได้กำหนดชื่อของชุดทดลองตามองค์ประกอบสำคัญที่บ่งชี้กลไกหลักที่เกิดขึ้นในระบบและต้องการศึกษา ได้แก่ Water unit Local soil unit Microorganisms sediment unit Aquatic weed unit และ Wetland unit สามารถแสดงภาพระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการทั้ง 5 ชุดทดลอง ได้ดังภาพประกอบที่ 3.6



ภาพประกอบที่ 3.6 ระบบบำบัดบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ

Water unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยน้ำเพียงอย่างเดียว เพื่อศึกษากลไกหลักขององค์ประกอบคือการเกิดออกซิเดชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยในองค์ประกอบน้ำ โดยในระบบจำลองเสมือนมีการทำงานร่วมกันของกลไกการออกซิเดชัน และกลไกการย่อยสลายทางชีวภาพโดยจุลินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในน้ำด้วย

Local soil unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยดิน และน้ำ เพื่อศึกษากลไกหลักขององค์ประกอบคือการเกิดการดูดติดสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยองค์ประกอบดิน โดยในระบบจำลองเสมือนมีการทำงานร่วมกันของกลไกการดูดติด และกลไกการย่อยสลายทางชีวภาพโดยจุลินทรีย์ที่อยู่ในดินด้วย

Microorganism sediment unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยตะกอนจุลินทรีย์และน้ำ เพื่อศึกษากลไกหลักขององค์ประกอบคือกลไกการเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ละลายน้ำทางชีวภาพโดยองค์ประกอบตะกอนที่มีจุลินทรีย์อาศัยอยู่อย่างหนาแน่น

Aquatic weed unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยพืชน้ำ และน้ำ เพื่อศึกษากลไกหลักคือเกิดการดูดไปใช้สารอินทรีย์ละลายน้ำโดยองค์ประกอบพืชน้ำ ซึ่งในการศึกษาใช้ผักตบชวาที่เป็นพืชที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย และมีประสิทธิภาพในการดูดซึมไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสูงสุด โดยในระบบจำลองเสมือนมีการทำงานร่วมกันของกลไกการดูดไปใช้โดยพืช และกลไกการย่อยสลายทางชีวภาพโดยจุลินทรีย์ที่อยู่ที่รากพืชด้วย

Wetland unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยพืชน้ำ ดิน ตะกอนจุลินทรีย์และน้ำ เพื่อศึกษากลไกการเกิดบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยมีองค์ประกอบทุกอย่างรวมกัน

ในการศึกษาได้ทำการสร้างระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการขึ้นมีขนาด 25×75×50 cm และปูพื้นด้วยพลาสติกกันซึมชนิด PE โดยติดตั้งเพื่อการทดลองในสภาพเปิด ที่อุณหภูมิอากาศทั่วไป ($30 \pm 2^{\circ}\text{C}$) เพื่อให้ใกล้เคียงกับสภาพธรรมชาติของระบบบึงประดิษฐ์ของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยที่แต่ละระบบมีความลึกของน้ำ 40 cm (USEPA, 1988) จากระดับผิวน้ำ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3.5 ในทุกชุดทดลองที่ใช้พืชเป็นองค์ประกอบในโครงสร้างระบบ มีการคัดเลือกขนาดของผักตบชวาที่ใช้ให้ใกล้เคียงกัน โดยการวัดส่วนสูง นับจำนวนใบ และชั่งน้ำหนักรวมของพืชที่ใช้ให้มีน้ำหนักใกล้เคียงกันด้วย (Zurita *et al*, 2009) ทำการล้างรากด้วยน้ำสะอาดและน้ำกลั่นหลายครั้ง และแช่น้ำกลั่นไว้นาน 48 ชั่วโมง ก่อนนำมาใช้งาน (Xia and Ma, 2006) การล้างด้วยน้ำสะอาดและน้ำกลั่นหลายครั้งเพื่อให้แน่ใจว่าได้ทำการกำจัดเศษสิ่งสกปรก ตะกอนดินโคลน หรือสารอินทรีย์ที่อาจเกาะติดตามรากพืชให้หมดไปก่อนนำพืชมาใช้ในการทดลอง และในการแช่น้ำกลั่นไว้ยังเป็นการช่วยละลายเศษสิ่งสกปรก ตะกอนดินโคลน หรือสารอินทรีย์ที่อาจเกาะติดแน่นที่ไม่สามารถล้างให้หมดไปได้ในตอนแรกให้เกิดการฟองตัวและหลุดออกมาด้วยในน้ำเพิ่มเติมด้วย รวมถึงเป็นการทำให้พืชอยู่ในสถานะที่ดำรงชีพอยู่ได้โดยไม่เหี่ยวเฉาหรือตาย เนื่องจากพืชที่นำมาใช้เป็นพืชชนิดที่มีการดำรงชีพในน้ำ



ภาพประกอบที่ 3.6 ตัวอย่างระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ

รายละเอียดของแต่ละชุดทดลอง ดังนี้
 Water unit เป็นระบบที่มีน้ำเป็นองค์ประกอบหลักเพียงอย่างเดียว ความลึกของน้ำ 40 cm. จากผิวน้ำถึงพื้นบ่อ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3.7



ภาพประกอบที่ 3.7 ชุดทดลอง Water unit

Local soil unit เป็นระบบที่มีดิน และน้ำเป็นองค์ประกอบของระบบ ความสูงของดิน 10 cm. จากพื้นบ่อ ความลึกของน้ำ 40 cm. จากผิวน้ำถึงผิวน้ำของดิน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3.8



ภาพประกอบที่ 3.8 ชุดทดลอง Local soil unit

Microorganisms sediment unit เป็นระบบที่มีตะกอนจุลินทรีย์ และน้ำเป็นองค์ประกอบของระบบ ความสูงของตะกอนจุลินทรีย์ 10 cm. จากพื้นบ่อ ความลึกของน้ำ 40 cm. จากผิวน้ำถึงผิวน้ำตะกอนจุลินทรีย์ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3.9



ภาพประกอบที่ 3.9 ชุดทดลอง Microorganisms sediment unit

Aquatic weed unit เป็นระบบที่มีตะกอนจุลินทรีย์ และน้ำเป็นองค์ประกอบของระบบความลึกของน้ำ 40 cm. จากผิวน้ำถึงพื้นบ่อ ใช้ผักตบที่มีขนาดความสูงใกล้เคียงกัน น้ำหนัก 0.18 ± 0.4 kg ต่อต้น จำนวน 10 ± 2 ต้น เป็นพืชน้ำชนิดลอยบนผิวน้ำ (Floating macrophytes) ปกคลุมผิวน้ำ 100% และไม่มีการเก็บเกี่ยว (Harvest) ในระหว่างการทดลอง (Valsero *et al.*, 2010) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3.10



ภาพประกอบที่ 3.10 ชุดทดลอง Aquatic weed unit

Wetland unit เป็นระบบที่มีทุกองค์ประกอบทั้งน้ำ ดิน ตะกอนจุลินทรีย์ และพืช ความสูงของดิน 10 cm. จากพื้นบ่อ ความสูงของตะกอนจุลินทรีย์ 10 cm. จากผิวน้ำถึงผิวน้ำดิน ความลึกของน้ำ 40 cm. จากผิวน้ำถึงผิวน้ำตะกอนจุลินทรีย์ ใช้ผักตบที่มีขนาดความสูงใกล้เคียงกัน น้ำหนัก 0.18 ± 0.4 kg ต่อต้น จำนวน 10 ± 2 ต้น ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3.11



ภาพประกอบที่ 3.11 ชุดทดลอง Wetland unit

3.2 วิธีดำเนินการวิจัย

การดำเนินวิจัยแบ่งเป็น 5 การทดลอง ดังนี้

การทดลองที่ 1 การศึกษาลักษณะทั่วไปและปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียขั้นที่สอง และระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

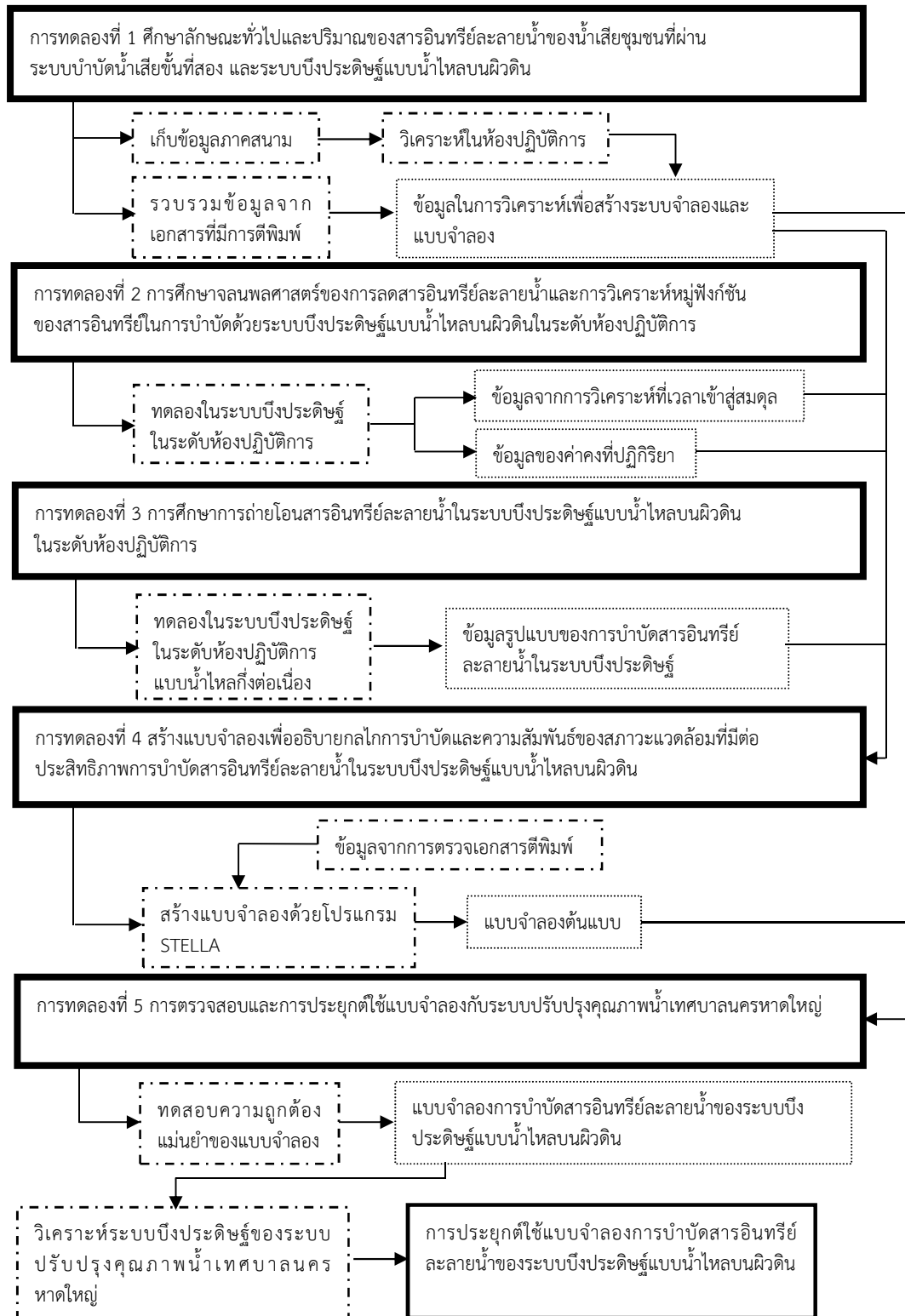
การทดลองที่ 2 การศึกษาจลนพลศาสตร์ของการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำและการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ในการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ

การทดลองที่ 3 การศึกษาการถ่ายโอนสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ

การทดลองที่ 4 สร้างแบบจำลองเพื่ออธิบายกลไกการบำบัดและความสัมพันธ์ของสภาวะแวดล้อมที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

การทดลองที่ 5 การตรวจสอบและการประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กับระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

โดยสามารถแสดงลำดับขั้นตอนของแต่ละการทดลองได้ดังภาพประกอบที่ 3.12



ภาพประกอบที่ 3.12 กระบวนการวิจัย

3.2.1 การทดลองที่ 1 การศึกษาลักษณะทั่วไปของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดขั้นที่ 2 และปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

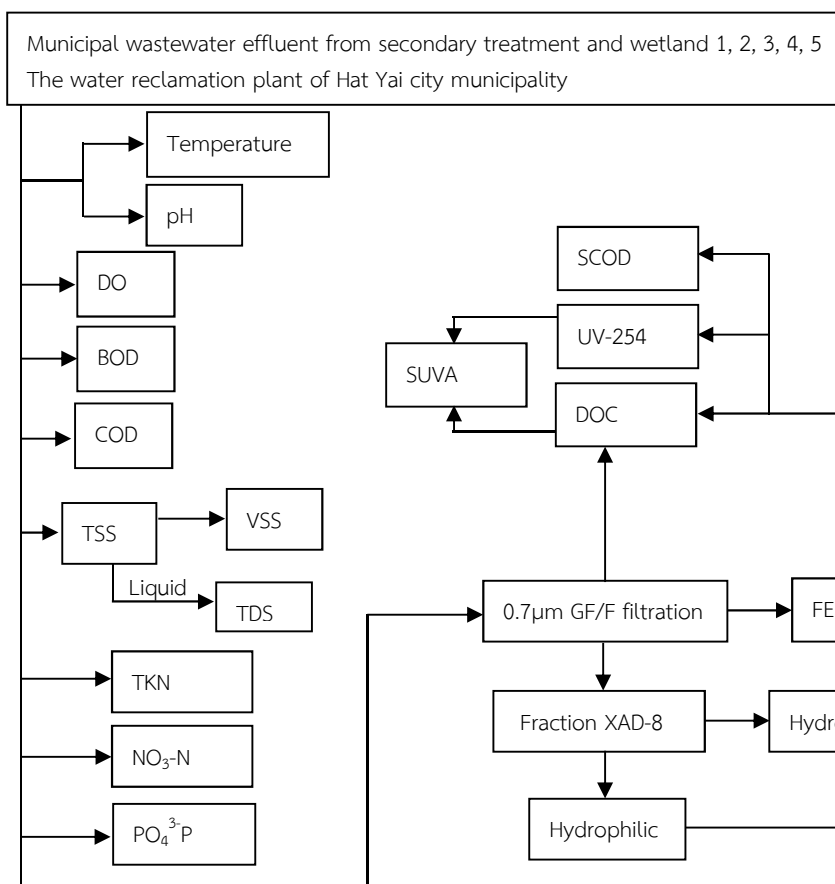
ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียแบบจ้วงเก็บ (Grab sampling) จากระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ที่ตำแหน่งที่น้ำออกจากบ่อ Maturation และบ่อ Wetland 1 ถึงบ่อ Wetland 5 และวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ประกอบด้วย pH temperature DO BOD COD TSS TDS VSS TKN $\text{NO}_3\text{-N}$ PO_4^{3-}P SCOD UV-254 และ DOC สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 3.2.2.1

ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์

ลำดับที่	พารามิเตอร์	หมายเลขวิธีการ	วิธีการวิเคราะห์	เครื่องมือวิเคราะห์
1	pH	-	Direct measurement	PH30 Clean U.S.A.
2	Temperature	-	Direct measurement	PH30 Clean U.S.A.
3	DO	-	Direct measurement	Sension 6 Hach U.S.A.
4	BOD ₅	5210 B	5-Day BOD Test	-
5	COD	5220 C	Closed Reflux, Titrimetric Method	-
6	TSS	2540 D	Total Suspended Solids Dried at 103-105°C	-
7	TDS	2540 D	Total Suspended Solids Dried at 103-105°C	-
8	VSS	2540 E	Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C	Thermolyne 6000 U.S.A.
9	TKN	4500-N _{org} D	Macro-Kjeldahl Method	-
10	$\text{NO}_3\text{-N}$	4500- NO_3^- B	Ultraviolet Spectrophotometric Screening Method	UV-1601 Shimadzu Japan
11	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	4500-P E	Ascorbic Acid Method	-
12	UV-254	5910 B	Ultraviolet Absorption Method	UV-1601 Shimadzu Japan
13	DOC	5310 B	High-Temperature Combustion Method	TOC V _{CSN} Shimadzu Japan
14	SUVA	-	Calculated from UV-254/DOC	-
15	Functional group	-	Fluorescent excitation-emission matrix	Jasco FP-750 Japan

ที่มา: Standard Methods for the examination of water & wastewater 22st edition, 2012 (APHA, 2012)

การศึกษาปริมาณสารอินทรีย์ และสภาวะสภาพแวดล้อมทั่วไปด้วยพารามิเตอร์ดังแสดงในตารางข้างต้น ได้ดำเนินการต่อเนื่องเป็นระยะเวลารวมทั้งสิ้น 6 เดือน โดยแบ่งเป็นช่วงฤดูฝน เป็นระยะเวลา 3 เดือน ตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2554 ถึงเดือนมกราคม พ.ศ. 2555 และช่วงฤดูร้อน เป็นระยะเวลา 3 เดือน ตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ พ.ศ. 2555 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2555 โดยพารามิเตอร์ทางเคมีกายภาพ ได้แก่ pH temperature และ DO ทำการวัดภาคสนามที่ความลึก 5 cm. จากผิวน้ำ (Valsero *et al.*, 2010) พารามิเตอร์อื่นๆ ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียในขวดพลาสติก ขนาด 1 ลิตร บรรจุในถังน้ำแข็งเพื่อควบคุมอุณหภูมิไม่ให้เกิน 4°C ตลอดการขนส่งและจัดเก็บในห้องเย็นที่อุณหภูมิไม่เกิน 4°C จนกระทั่งนำมาวิเคราะห์ ภายในกำหนดเวลาไม่เกิน 7 วัน (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551; Chen *et al.*, 2011) สำหรับการวิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำ ได้แก่ SCOD UV-254 และ DOC นั้น ก่อนทำการวิเคราะห์ได้ทำการกรองน้ำตัวอย่างผ่านกระดาษกรอง Whatman GF/F (nominal pore size 0.7 μm) (Pinney *et al.*, 2000; Diaz *et al.*, 2012) นอกจากนี้ในการวิเคราะห์ความเป็น Hydrophobic (HPO) และ Hydrophilic (HPI) ทำโดยการนำน้ำที่กรองแล้วมากรองผ่านเรซิน DAX-8 ซึ่งบรรจุไว้ในคอลัมน์ โดย HPO จะถูกดูดติดโดยเรซิน (DAX-8 adsorbable) และ HPI จะถูกปล่อยผ่านเรซิน (Unadsorbable onto DAX-8 resins) (Park *et al.*, 2008) ก่อนนำไปวิเคราะห์หาปริมาณสารอินทรีย์ละลายต่อไป ซึ่งทุกพารามิเตอร์อ้างอิงวิธีการตาม Standard Methods (APHA, 2012) และใช้สารเคมีชนิด Analytical grade ในทุกพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ รวมถึงการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ ด้วย Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) เพื่อวิเคราะห์กลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่มีอยู่ในน้ำเสียชุมชน และในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยบึงประดิษฐ์ โดยสามารถแสดงขั้นตอนการวิเคราะห์ได้ดังภาพประกอบที่ 3.13



ภาพประกอบที่ 3.13 ขั้นตอนการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสีย

3.2.2 การทดลองที่ 2 ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์ของการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำและการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ในการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ

ทำการศึกษาการลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ ด้วยการทดลองแบบกะ (Batch experiment) มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาค่าคงที่ปฏิกิริยาของกลไกการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำของบึงประดิษฐ์ โดยอาศัยแนวคิดในการแยกองค์ประกอบของบึงประดิษฐ์ออกเป็นชั้นๆ หรือเป็นส่วนๆ ตามองค์ประกอบที่เป็นโครงสร้างหลักของระบบ และพิจารณาการทำงานของแต่ละองค์ประกอบที่ส่งผลต่อการลดลงของปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ ซึ่งในการศึกษานี้เป็นแบบน้ำไหลบนผิวดิน ซึ่งมีสมมุติฐานว่าปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำควรจะเปลี่ยนไปที่เวลากักเก็บเปลี่ยนไป ทำให้สามารถคำนวณหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เปลี่ยนแปลงไปตามเวลาต่างๆ ได้ โดยอาศัยค่าอัตราการลดลงของความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เปลี่ยนแปลงไปตามเวลา ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวโดยทั่วไปมีองค์ประกอบหลัก ได้แก่ น้ำ ดิน ตะกอนจุลินทรีย์ และพืช ซึ่งมีกลไกการเกิดปฏิกิริยาหลักในการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำแตกต่างกันในแต่ละองค์ประกอบ ได้แก่ กลไกการเกิด

ออกซิเดชันในน้ำ กลไกการดูดติดในดิน กลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ และกลไกการดูดไปใช้โดยพืช

ดังนั้นในการศึกษาจึงสามารถแยกระบบบึงประดิษฐ์จำลองออกเป็น 5 ระบบย่อยตามองค์ประกอบหลัก ได้แก่ Water unit, Local soil unit, Microorganisms sediment unit, Aquatic weed unit และ Wetland unit เพื่อศึกษาการลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำ ได้แก่ SCOD และ DOC โดยในแต่ละชุดทดลองได้ทำการศึกษา 2 แบบ ได้แก่ แบบที่ 1 ทำการทดลองโดยมีการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ (Sterilization) ด้วยหม้อนึ่งไอน้ำ (Autoclave) ในน้ำ และดิน ก่อนนำไปทดลอง ซึ่งเป็นวิธีการมาตรฐานในการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการที่ต้องการไม่ให้มีการปนเปื้อนและมีผลกระทบจากการทำงานของจุลินทรีย์ (Marschner and Bredow, 2002; Shi *et al.*, 2010) และแบบที่ 2 ใช้น้ำ และดิน ในการทดลองในแบบธรรมชาติ ไม่ผ่านการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์

เนื่องจากในการศึกษามีสมมุติฐาน คือ จุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในองค์ประกอบต่างๆ เช่น ในน้ำ ในดิน หรือรากพืช มีผลต่อการลดลงของสารอินทรีย์ละลายในน้ำ ดังนั้นในการทดลองแบบที่ 1 ซึ่งทำการทดลองโดยมีการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ (Sterilization) ด้วยหม้อนึ่งไอน้ำ (Autoclave) ที่อุณหภูมิ 121 °C เป็นเวลา 15 นาที (Rutala *et al.*, 1982; Shi *et al.*, 2010) สำหรับน้ำและดินก่อนนำไปทดลอง จะไม่เกิดกลไกทับซ้อนในแต่ละองค์ประกอบ ได้แก่ การไม่เกิดกลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในน้ำทับซ้อนกับกลไกการออกซิเดชันในน้ำในชุดการทดลองที่เป็นองค์ประกอบน้ำเพียงอย่างเดียวอย่างใน Water unit การไม่เกิดกลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในน้ำทับซ้อนกับกลไกการดูดซึมโดยพืชในชุดการทดลอง Aquatic weed unit การไม่เกิดกลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในดินทับซ้อนกับกลไกการดูดซับในดินในชุดการทดลอง Local soil unit และการไม่เกิดกลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในน้ำทับซ้อนกับกลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในตะกอนจุลินทรีย์ Microorganisms sediment unit และในการทดลองแบบที่ 2 ซึ่งใช้น้ำ และดิน ในการทดลองในแบบธรรมชาติ ไม่ผ่านการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ โดยรวมการทำงานของจุลินทรีย์ในแต่ละองค์ประกอบเป็นส่วนหนึ่งของกลไกในองค์ประกอบนั้นๆ ถือว่าเป็นกระบวนการศึกษาความสัมพันธ์ร่วมของกลไก (Relationship processes) ในองค์ประกอบนั้นไม่สามารถแยกออกจากกันได้และทำให้เกิดความสอดคล้องตามธรรมชาติ ได้แก่ จุลินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำถือว่าเป็นส่วนหนึ่งของกลไกการออกซิเดชันในน้ำ หากไม่มีการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์จนถึงระดับที่สามารถออกซิเดชันได้ การออกซิเดชันก็จะเกิดได้ไม่สมบูรณ์โดยถือกระบวนการที่เกิดจากกลไกจากจุลินทรีย์และออกซิเจนในน้ำเป็นกระบวนการความสัมพันธ์แยกจากกันไม่ได้ จุลินทรีย์ที่เกาะติดรากพืชถือว่าเป็นส่วนหนึ่งของกลไกการดูดซึมของพืช หากไม่มีการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ให้สารอินทรีย์อยู่ในรูปสารอินทรีย์แล้วพืชก็ไม่สามารถดูดซึมและนำไปใช้ได้ จุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในดินถือว่าเป็นส่วนหนึ่งของกลไกการดูดซับในดิน หากไม่มีการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ให้มีขนาดอนุภาคเล็กลงแล้วก็ทำให้จุลินทรีย์ในดินไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างสมบูรณ์ และถือว่ากลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์เกิดขึ้นเป็นหลักในระบบที่บริเวณชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่ความลึก 0-10 cm. จากผิวตะกอน ดังนั้นจึงทำการศึกษาเพื่อการตรวจสอบสมมุติฐานที่กล่าวไปข้างต้นด้วย เพื่อให้ได้ค่าคงที่จลนศาสตร์ที่สามารถใช้เป็นตัวแทนของกลไกต่างๆ และสอดคล้องกับสภาพจริงตามธรรมชาติ ทั้งนี้ในทุกการทดลองได้ทำการทดลองในแบบระบบเปิดในบรรยากาศทั่วไปด้วย (Open-air laboratory) (Kotti *et al.*, 2010) โดยสามารถแสดง

ส่วนประกอบของระบบจำลองแต่ละระบบได้ดังตารางที่ 3.2 และในการศึกษาได้ทำการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.2 ส่วนประกอบของระบบจำลองแต่ละระบบในการทดลองที่ 2

ลำดับที่	ลักษณะเฉพาะ	หน่วย	ระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ										
			Water unit		Local soil unit		Microorganisms sediment unit		Aquatic weed unit		Wetland unit		
			แบบที่ 1	แบบที่ 2	แบบที่ 1	แบบที่ 2	แบบที่ 1	แบบที่ 2	แบบที่ 1	แบบที่ 2	แบบที่ 1	แบบที่ 2	
1	พื้นที่ผิว	cm ²	25x75	25x75	25x75	25x75	25x75	25x75	25x75	25x75	25x75	-	25x75
2	ระดับความลึกน้ำ	cm.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	-	40
3	ระดับความลึกดิน	cm.	-	-	10	10	-	-	-	-	-	-	10
4	ระดับความลึกตะกอน	cm.	-	-	-	-	10	10	-	-	-	-	10
5	น้ำหนักรวมของพืช	kg	-	-	-	-	-	-	1.81	2.16	-	-	2.26
6	ความสูงเฉลี่ยของพืช	cm.	-	-	-	-	-	-	62	67	-	-	64
7	จำนวนของพืช	ต้น	-	-	-	-	-	-	11	11	-	-	13

หมายเหตุ 1 คือ ระบบแบบที่ 1 มีการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์น้ำ และดิน ก่อนนำไปทดลอง

2 คือ ระบบแบบที่ 2 ไม่มีการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์องค์ประกอบใดๆ ก่อนนำไปทดลอง

- ไม่มีการใช้อุณหภูมิในระบบ

ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ต่างๆ ที่ดำเนินการวิเคราะห์ในการทดลองที่ 2

ลำดับที่	พารามิเตอร์	ความถี่ในการวิเคราะห์ต่อสัปดาห์				
		Water unit	Local soil unit	Microorganisms sediment unit	Aquatic weed unit	Wetland unit
1	pH	7	7	7	7	7
2	Temperature	7	7	7	7	7
3	DO	7	7	7	7	7
4	VSS	1	1	1	1	1
5	NO ₃ -N	1	1	1	1	1
6	PO ₄ ³⁻ P	1	1	1	1	1
7	SCOD	7	7	7	7	7
8	UV-254	7	7	7	7	7
9	DOC	7	7	7	7	7

นอกจากนี้ได้ทำการตรวจวิเคราะห์น้ำเสียที่ออกจากบ่อบ่ม บ่อบึงประดิษฐ์ 3 บ่อบึงประดิษฐ์ 5 และในระบบจำลองแต่ละระบบในระดับห้องปฏิบัติการด้วย Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) เพื่อจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำในบึงประดิษฐ์ออกเป็นหมู่ต่างๆ ตาม

พื้นที่ (Region) ของค่า Excitation และ Emission ที่วิเคราะห์ได้ (Chen *et al.*, 2003; NKambule *et al.*, 2011)

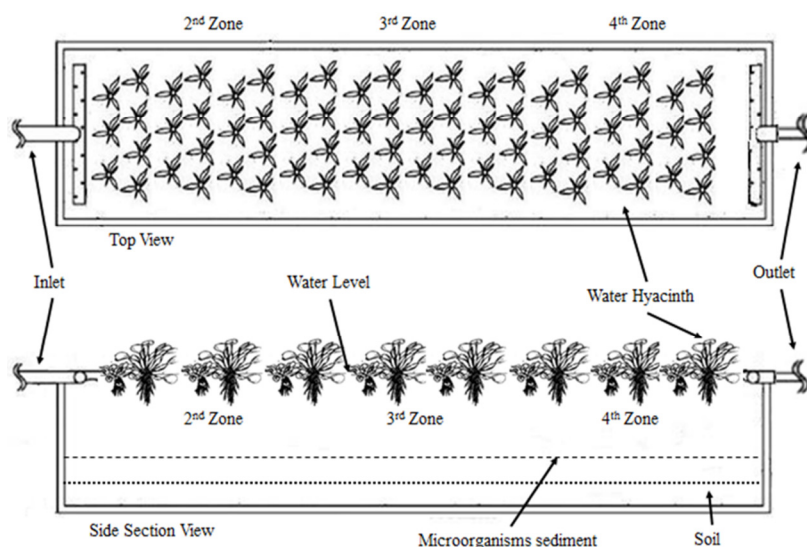
3.2.3 การทดลองที่ 3 การศึกษาการถ่ายโอนสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ

ในการศึกษาการถ่ายโอนสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการนั้น ได้ดำเนินการทดลองโดยให้น้ำเสียไหลเข้าระบบวันละ 1 ครั้ง ภายใน 2 ชั่วโมง และมีการไหลออกแบบต่อเนื่องตลอด 24 ชั่วโมง เพื่อศึกษารูปแบบการทำงานของบึงประดิษฐ์ในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในลักษณะที่มีการทำงานแบบกึ่งต่อเนื่องเลียนแบบสภาพการเดินระบบจริงของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ซึ่งทำงานคล้ายคลึงกับการทำงานของระบบ Sequencing batch reactor (SBR) เสมือนว่ามีการเติมอากาศเข้าสู่ระบบเป็นจังหวะ เกิดเป็นสภาวะที่มีออกซิเจนละลายหลายระดับซึ่งเหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์หลายชนิดในระบบ เช่น จุลินทรีย์ที่กำจัดคาร์บอน ซึ่งมีสภาวะทำงานเหมาะสมที่ DO 1-2 mg/L ไนตริฟิเคชัน ที่ DO 2-3 mg/L และดีไนตริฟิเคชัน ที่ DO <0.5 mg/L เป็นต้น (Chan *et al.*, 2008) โดยมีลักษณะระบบดังแสดงในตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.4 ส่วนประกอบของระบบบึงประดิษฐ์ในห้องปฏิบัติการแบบไหลกึ่งต่อเนื่อง

No.	Characteristics	Unit	Semi continuous flow system in laboratory scale
1	Surface area	cm ²	25×75
2	Water	cm.	40
3	Soil	cm.	10
4	Sediment	cm.	10
5	Aquatic weeds	kg	2.14
6	Plant high	cm.	64
7	Plant number	items	13

ในการดำเนินการระบบในการศึกษาได้ใช้ระยะเวลาพักเก็บ 4 วัน และมีปริมาณน้ำเสียเข้าระบบที่ 18,750 cm³/day โดยคำนวณปริมาณน้ำเสียเข้าระบบด้วยการใช้ปริมาตรระบบจำลองหารด้วยระยะเวลาพักเก็บ 4 วัน โดยการอ้างอิงค่าต่ำสุดจากงานวิจัยที่ได้เคยมีการศึกษาไว้พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์มีระยะเวลาพักเก็บในการบำบัด COD และ SCOD ที่อย่างน้อย 4 วันขึ้นไป (Akratos and Tsihrintzis, 2008; Li *et al.*, 2008) โดยให้มีการควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบเสร็จสิ้นภายในเวลา 2 ชั่วโมง ที่อัตราเร็ว 2.6 cm³/s และมีอัตราไหลของน้ำออกจากระบบอย่างต่อเนื่องตลอด 24 ชั่วโมง ที่อัตราเร็ว 0.2 cm³/s รวมทั้งดำเนินการทดลองต่อเนื่องติดต่อกันเป็นระยะเวลา 3 วัน โดยทำการแบ่งระบบตามระยะทางตามแนวยาวของระบบออกเป็น 5 ตำแหน่ง ได้แก่ ตำแหน่งที่ 1 หรือ ส่วนน้ำเข้า ตำแหน่งที่ 2 ตำแหน่งที่ 3 ตำแหน่งที่ 4 และตำแหน่งที่ 5 หรือส่วนน้ำออกจากระบบ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 3.14



ภาพประกอบที่ 3.14 การแบ่งระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการออกเป็น 5 ตำแหน่ง ตามระยะทางในการไหลตามระยะทางตามแนวยาว

ดำเนินการเก็บตัวอย่างน้ำเสีย ตั้งแต่เสร็จสิ้นการปล่อยน้ำเข้าระบบในครั้งแรก และทุกๆ 4 ชั่วโมง ตลอด 24 ชั่วโมง ต่อเนื่องกันเป็นเวลา 3 วัน ทั้ง 5 ตำแหน่ง โดยทำการวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป COD SCOD และ DOC ที่เวลาต่างๆ ของตำแหน่งต่างๆ ของระบบ เพื่อวิเคราะห์และเปรียบเทียบผลที่ได้จากการทดลองด้วยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการกับระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำของเทศบาลนครหาดใหญ่ ในบ่อที่ 3 ที่ 5 ตำแหน่ง ได้แก่ ตำแหน่งที่ 1 หรือ ส่วนน้ำเข้า ตำแหน่งที่ 2 ตำแหน่งที่ 3 ตำแหน่งที่ 4 และตำแหน่งที่ 5 หรือส่วนน้ำออกจากกระบบ เพื่อการศึกษาการเปลี่ยนแปลงปริมาณสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำตามระยะทางตามแนวยาวของระบบที่ตำแหน่งต่างๆ เมื่อเวลาผ่านไป

3.2.4 การทดลองที่ 4 การสร้างแบบจำลองเพื่ออธิบายกลไกการบำบัดและความสัมพันธ์ของสภาวะแวดล้อมที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

ในการสร้างแบบจำลองเพื่ออธิบายผลกระทบและความสัมพันธ์ขององค์ประกอบต่างๆ ในโครงสร้างของระบบบึงประดิษฐ์ และกลไกที่เกิดขึ้นภายในองค์ประกอบนั้นๆ ในรูปแบบของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน โดยการนำข้อมูลที่ได้จากการทดลองที่ 1 ถึง การทดลองที่ 3 และจากเอกสารอ้างอิงมาใช้ในการประเมินเพื่ออธิบายการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยใช้แนวคิดของสมดุลมวล และการเกิดปฏิกิริยาลำดับที่ 1 แบบไหลตามแนวยาว โดยคำนึงถึงการความสามารถในการวิเคราะห์เพื่อหาคำตอบในสิ่งต่อไปนี้

1. การประเมินประสิทธิภาพของระบบในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ
2. การประมาณค่าสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ และอัตราการบำบัด

3. การประเมินประสิทธิภาพของกลไกที่เกี่ยวข้องในแต่ละองค์ประกอบ และอิทธิพลของกลไกในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ

4. การประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์เพื่อการปรับปรุงและพัฒนาระบบบึงประดิษฐ์

โดยทำการศึกษาสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ SCOD และ DOC โดยให้ SCOD เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำรวมทั้งหมด ทั้งกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอนและสารอินทรีย์กลุ่มอื่นๆ ที่ไม่ใช่สารอินทรีย์คาร์บอน และ DOC เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉพาะกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอนซึ่งเป็นกลุ่มหลักที่พบมากในแหล่งน้ำต่างๆ ดังแสดงในสมการที่ 3.1

$$\text{SCOD} = \text{DOC} + \text{Non-DOC} \quad 3.1$$

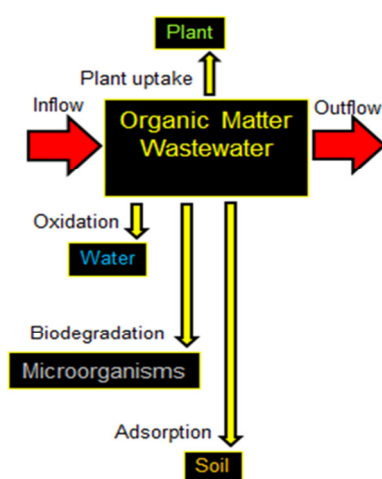
โดยที่

SCOD = สารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมดทั้งกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอนและสารอินทรีย์กลุ่มอื่นๆ ที่ไม่ใช่สารอินทรีย์คาร์บอน

DOC = สารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน

Non-DOC = สารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มอื่นๆ ที่ไม่ใช่สารอินทรีย์คาร์บอน

ทำการอธิบายความสัมพันธ์ในรูปแบบของแบบจำลองรูปภาพ (Graphical model) โดยใช้โปรแกรม STELLA โดยมีแนวคิดของแบบจำลองดังแสดงในภาพประกอบที่ 3.15



ภาพประกอบที่ 3.15 แนวคิดแบบจำลองของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ

ที่มา: ดัดแปลงจาก Pimpan and Jindal, 2009

โดยนำชุดข้อมูลในการทดลองที่ 1 ซึ่งเป็นข้อมูลความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำเข้าและออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ทุกบ่อทั้งหมด 5 บ่อ ในระยะเวลาที่ศึกษาตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน 2554 ถึงเดือนเมษายน 2555 ที่มาจากการดำเนินการในระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่จริงในปัจจุบัน มาใช้ในการในการตรวจสอบแบบจำลอง

ในการสร้างแบบจำลอง ได้มีการกำหนดสัญลักษณ์ที่ใช้ในการสร้างแบบจำลอง ดังแสดงในตารางที่ 3.5 โดยในการศึกษาได้กำหนดสัญลักษณ์ คำอธิบาย และหน่วยไว้เพื่อให้เข้าใจตรงกัน โดยในบางสัญลักษณ์ได้กำหนดเฉพาะเพื่อการสร้างแบบจำลองในวิทยานิพนธ์

ตารางที่ 3.5 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย
ALR	Area loading rate of dissolved organic matter	kg SCOD m ⁻² day ⁻¹
Biodegradation	Mechanism of microorganisms layer	mg SCOD per day
Coefficient_of_seepage	Seepage constant of clay pond	m per day
Capacity_of_water_evaporation	Average evaporation capacity in area	mm per day
Desorption	Mechanism of local soil and microorganisms sediment layer	mg SCOD per day
DOM_gravel	Accumulation in local soil and microorganisms sediment layer	mg SCOD per day
DOM_microorganisms	Accumulation in microorganisms sediment layer	mg SCOD per day
DOM_soil	Accumulation in soil	mg SCOD per day
DOM_water	Accumulation in water layer	mg SCOD per day
Evaporation	Evaporation from constructed wetland	m ³ per day
Head_difference	Head difference in wetland pond	m
HRT	Hydraulic retention time of wetland pond	day
HLR	Hydraulic loading rate of wastewater in wetland pond	m per day
Inflow_OM	Organic matter in wastewater influent	mg COD per day

ตารางที่ 3.5 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย
Inflow_water	Volume of wastewater influent	m ³ per day
Input_DOM	Dissolved organic matter concentration in wastewater influent	mg SCOD per L
Input_OM	Organic matter concentration in wastewater influent	mg COD per L
Loading__input_DOM	Dissolved organic matter loading rate in wastewater influent	mg SCOD per day
Loading_output_DOM	Dissolved organic matter loading rate in wastewater effluent	mg SCOD per day
Loss_of_microorganisms	Dissolved organic matter release or leaching from death microorganisms	mg SCOD per day
Loss_of_soil	Dissolved organic matter release or leaching from soil	mg SCOD per day
OLR	Organic loading rate	kg SCOD m ⁻³ day ⁻¹
Outflow__water	Volume of wastewater effluent	m ³ per day
Oxidation	Mechanism of water layer	mg SCOD per day
Plant_uptake	Mechanism of aquatic weeds layer	mg SCOD per day
Pond_depth	Depth of wetland pond	m
Pond_length	Length of wetland pond	m
Pond_surface_area	Surface area of wetland pond	m ²
Pond_volume	Volume of wetland pond	m ³
Pond_width	Width of wetland pond	m
Precipitation	Direct precipitation on to constructed wetland	m ³ per day
Rainfall	Rainfall in area	mm
Rate_of_loss_microorganisms	Kinetic constant of SCOD release in microorganisms sediment layer	day ⁻¹
Rainfall	Rainfall in area	mm

ตารางที่ 3.5 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย
Rate_of_loss_microorganisms	Kinetic constant of SCOD release in microorganisms sediment layer	day ⁻¹
Rate_of_loss_soil	Kinetic constant of SCOD release from local soil layer	day ⁻¹
Rate_of_desorption	Kinetic constant of local soil layer	day ⁻¹
Rate_of_plant_uptake	Kinetic constant of local soil layer	day ⁻¹
Rate_of_oxidation	Kinetic constant of water layer	day ⁻¹
Rate_of_microorganisms_degradability	Kinetic constant of microorganisms sediment layer	day ⁻¹
Seepage	Seepage out of constructed wetland	m ³ per day
Seepage_area	Cross section area of wetland pond	m ²
Seepage_distance	Distance of the edge of wetland ponds	m
Water_elevation	Water elevation of wetland pond	m
Water_table	Water table of wetland pond	m
Coefficient_of_seepage	Seepage constant of clay pond	m per day
Capacity_of_water_evaporation	Average evaporation capacity in area	mm per day
Desorption	Mechanism of local soil and microorganisms sediment layer	mg DOC per day
DOM_gravel	Accumulation in local soil and microorganisms sediment layer	mg DOC per day
DOM_water_body	Accumulation in water layer	mg DOC per day
Evaporation	Evaporation from constructed wetland	m ³ per day

ตารางที่ 3.5 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย
Head_difference	Head difference in wetland pond	m
HRT	Hydraulic retention time of wetland pond	day
Inflow_water	Volume of wastewater influent	m ³ per day
Input_DOM	Dissolved organic matter concentration in wastewater influent	mg DOC per L
Loading__input_DOM	Dissolved organic matter loading rate in wastewater influent	mg DOC per day
Loading_output_DOM	Dissolved organic matter loading rate in wastewater effluent	mg DOC per day
Loss_of_microorganisms	Dissolved organic matter release or leaching from death microorganisms	mg DOC per day
Loss_of_soil	Dissolved organic matter release or leaching from soil	mg DOC per day
Loss_of_water	Dissolved organic matter release or leaching from water	mg SCOD per day
Outflow__water	Volume of wastewater effluent	m ³ per day
Plant_uptake	Mechanism of aquatic weeds layer	mg DOC per day
Pond_depth	Depth of wetland pond	m
Pond_depth	Depth of wetland pond	m
Pond_length	Length of wetland pond	m
Pond_surface_area	Surface area of wetland pond	m ²
Pond_volume	Volume of wetland pond	m ³
Pond_width	Width of wetland pond	m
Precipitation	Direct precipitation on to constructed wetland	m ³ per day

ตารางที่ 3.5 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย
Rainfall	Rainfall in area	mm
Rate_of_desorption	Kinetic constant of local soil layer	day ⁻¹
Rate_of_loss_microorganisms	Kinetic constant of SCOD release in microorganisms sediment layer	day ⁻¹
Rate_of_loss_soil	Kinetic constant of SCOD release from local soil layer	day ⁻¹
Rate_of_loss_water	Kinetic constant of DOC release from water layer	day ⁻¹
Rate_of_plant_uptake	Kinetic constant of local soil layer	day ⁻¹
Seepage	Seepage out of constructed wetland	m ³ per day
Seepage_area	Cross section area of wetland pond	m ²
Seepage_area	Cross section area of wetland pond	m ²
Seepage_distance	Distance of the edge of wetland ponds	m
Simulated_DOM	SCOD concentration in effluent from model simulation	mg DOC per L
Volume_of_domestic_wastewater	Estimate of domestic wastewater from rainfall of municipality	m ³ per day
Water_elevation	Water elevation of wetland pond	m
Water_table	Water table of wetland pond	m

3.2.5 การทดลองที่ 5 การประยุกต์ใช้แบบจำลองกับระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

แบบจำลองของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ผ่านการตรวจสอบความถูกต้องแม่นยำแล้ว เป็นเครื่องมือที่มีประสิทธิภาพการทำนายและวิเคราะห์ระบบบึงประดิษฐ์ในสถานการณ์การทำงานทั้งรูปแบบที่ใช้ดำเนินการอยู่ในปัจจุบัน และรูปแบบอื่นๆ ที่คาดว่าจะมีการนำมาใช้ในอนาคต ข้อมูลที่คาดการณ์ไว้โดยแบบจำลองสามารถนำมาใช้เป็นเหตุผลในการสนับสนุนการตัดสินใจ

ในการดำเนินการระบบได้ เพื่อช่วยในการป้องกันหรือแก้ไขปัญหาที่เกิดขึ้นในระบบ ดังนั้นในการทดลองสุดท้ายจึงเป็นการนำแบบจำลองมาใช้ในการวิเคราะห์รูปแบบการดำเนินการระบบที่เป็นอยู่ในปัจจุบัน โดยวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำเข้าระบบ และปัจจัยที่เกี่ยวข้อง ได้แก่ ปริมาณน้ำฝนที่ตกในแต่ละฤดูกาล ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบในรูปของ SCOD และ DOC การทำงานของกลไกในองค์ประกอบต่างๆ ที่เป็นโครงสร้างระบบ รวมถึงประสิทธิภาพของแต่ละกลไก และประสิทธิภาพรวมของระบบด้วย เพื่ออธิบายกระบวนการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เกิดขึ้น และเสนอแนวทางการป้องกันและแก้ไขปัญหาระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้

การประยุกต์ใช้แบบจำลองในการวิเคราะห์การทำงานของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ดำเนินการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ที่ใช้ในการออกแบบระบบ ได้แก่ Hydraulic loading rate (HLR) Organic loading rate (OLR) Areal loading rate (ALR) และ Hydraulic retention time (HRT) กับประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ ดังนี้

1. ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝนกับ HLR ที่เข้าระบบบึงประดิษฐ์
2. ความสัมพันธ์ของ OLR ALR และ HRT กับประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ
3. ความสัมพันธ์ของกลไกในแต่ละองค์ประกอบกับการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ และข้อเสนอแนะเพื่อการดำเนินการระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

3.3 สถานที่ทำการศึกษา

สถานที่ในการดำเนินการทดลอง และปฏิบัติการวิเคราะห์ต่างๆ ดำเนินการภายในคณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และใช้ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินซึ่งเป็นส่วนหนึ่งของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ในการศึกษาภาคสนาม การเก็บตัวอย่างน้ำเสีย ดิน ตะกอนจุลินทรีย์และพืช

บทที่ 4

ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง

4.1 ผลการศึกษาลักษณะทั่วไปของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดขั้นที่ 2 และปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

4.1.1 ลักษณะทางกายภาพของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ลักษณะทางกายภาพของระบบบึงประดิษฐ์มีความสำคัญในส่วนของการออกแบบและควบคุมระบบ ซึ่งต้องนำไปใช้ในด้านระยะเวลาที่เก็บ ภาวะบรรทุทางชลศาสตร์ และภาวะบรรทุสารอินทรีย์ ในการศึกษาได้ทำการเก็บรวบรวมลักษณะทางกายภาพของระบบบึงประดิษฐ์ ได้แก่ ขนาดความกว้าง ความยาว ความลึก ปริมาตรของบ่อ พื้นที่บ่อ ระดับน้ำ ระยะห่างระหว่างบ่อและระยะเวลาที่เก็บของบ่อต่างๆ เพื่อใช้ในแบบจำลอง ดังตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 ลักษณะทางกายภาพของบ่อต่างๆ ภายในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

บ่อ	ความลึก (m)	ความยาว (m)	ความกว้าง (m)	ปริมาตร (m ³)	พื้นที่ผิว (m ²)	ระดับน้ำ (m)	ระยะห่าง (m)	ระยะเวลาที่เก็บ (day)
Primary 1	3.4	700.0	72.6	172,697	50,793	2.10	8.625	9.56
Facultative 1	1.7	800.0	263.8	358,700	211,000	1.27	8.625	
Maturation 1	1.3	800.0	125.0	130,000	100,000	1.26	8.625	
Wetland 1	0.7	1000.0	240.0	168,000	240,000	0.76	8.625	2.42
Wetland 2	1.4	700.0	180.0	176,400	126,000	0.76	100.000	2.54
Wetland 3	1.4	500.0	120.0	84,000	60,000	0.40	8.625	1.21
Wetland 4	0.7	900.0	216.7	136,500	195,000	0.38	8.625	1.96
Wetland 5	0.7	850.0	218.5	130,000	185,714	0.36	8.625	1.87

หมายเหตุ รวบรวมข้อมูลและคำนวณค่าจากผังบริเวณระบบบำบัดน้ำเสีย ผังบริเวณบึงประดิษฐ์ และรูปแสดงค่าระดับการไหลของระบบในช่วงฤดูแล้งและในช่วงฤดูฝน คู่มือดำเนินการและบำรุงรักษาระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียฉบับสมบูรณ์ เล่ม 2 ส่วนที่ 5-10 โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวมเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ที่มา: ดัดแปลงจาก เอส เอส กรู๊ป ร่วมค้า, 2543b

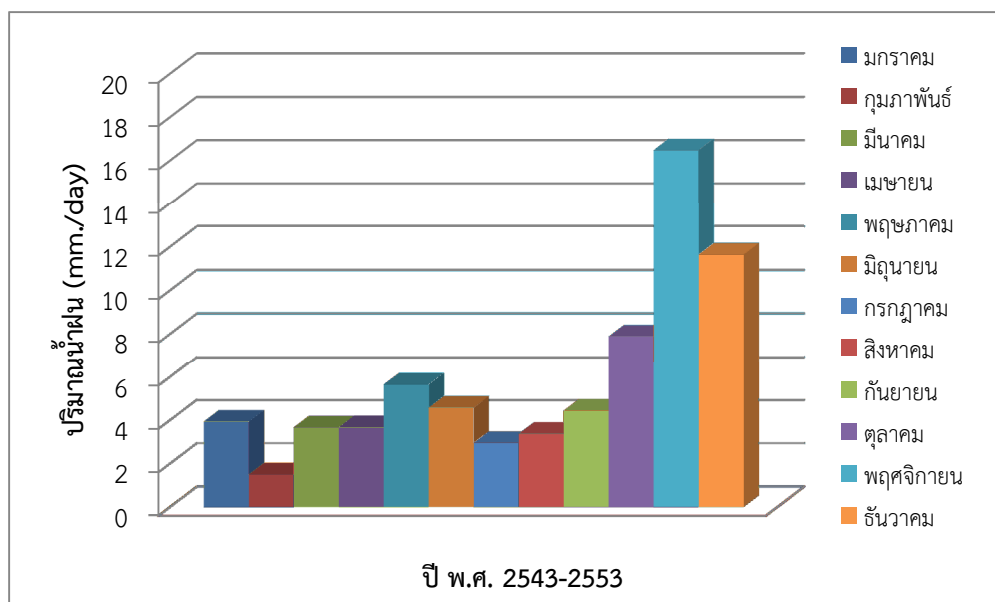
4.1.2 ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝนและน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียรวมเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ระบบบำบัดน้ำเสียรวมเทศบาลนครหาดใหญ่เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการรวบรวมน้ำเสียและน้ำฝนจากพื้นที่เทศบาลนครหาดใหญ่ในแบบรวม ปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียจึงมี

ความสัมพันธ์กับปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่เทศบาลนครหาดใหญ่ การศึกษาความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝนและน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ ทำให้สามารถวิเคราะห์ปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบจากการประเมินด้วยการวัดปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่ได้ และสามารถนำสมการที่ได้ไปใช้ในการบ่อน้ำเข้าสู่แบบจำลองในส่วนแบบจำลองชลศาสตร์ในระบบต่อไป ซึ่งจากเอกสารรายงานสรุปผลการพิสูจน์ปริมาณน้ำและคุณภาพน้ำที่ผ่านระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสีย โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวม เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ได้ให้ข้อมูลไว้ว่าปริมาณน้ำเสียและคุณภาพน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสีย มีความแตกต่างกันในช่วงเวลาแล้ง (Dry period) คือเดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนพฤษภาคม และช่วงเวลาฝนตก (Wet period) คือเดือนมิถุนายนถึงเดือนมกราคมของทุกปี โดยให้เหตุผลว่าในช่วงเวลาแล้งเป็นช่วงเวลาที่ไม่มีฝนตกในบริเวณพื้นที่ ดังนั้นน้ำที่ไหลผ่านระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียจะเป็นเพียงน้ำใช้ที่ไหลออกมาจากแหล่งกำเนิดมลพิษต่าง ๆ ได้แก่ บ้านเรือน ตลาด โรงแรม และโรงงานอุตสาหกรรม โดยระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียได้ออกแบบไว้ให้สามารถรองรับน้ำได้ไม่น้อยกว่า 5 เท่าของ Dry weather flow ดังนั้นในช่วงแล้ง น้ำเสียที่เกิดขึ้นจากแหล่งกำเนิดมลพิษทั้งหมดจะไหลผ่านระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียได้ทั้งหมด (เอส เอส กรุ๊ป ร่วมค้า, 2543c) ในการศึกษาความแตกต่างระหว่างฤดูกาลในช่วงฤดูร้อนกับช่วงฤดูฝนโดยใช้เกณฑ์ของปริมาณฝนตกมากน้อยแตกต่างกันในพื้นที่จึงมีความสำคัญ เนื่องจากปริมาณฝนที่ตกมีความสัมพันธ์โดยตรงกับปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย ดังนั้นข้อมูลปริมาณน้ำฝนที่ใช้ในการศึกษาอ้างอิงจากข้อมูลการตรวจวัดปริมาณน้ำฝนของสถานีอากาศเกษตรคอหงส์ ซึ่งเป็นสถานีอ้างอิงที่มีระยะห่างของสถานีอยู่ใกล้ระบบบำบัดน้ำเสียมากที่สุด (ประมาณ 19 กิโลเมตร) ซึ่งสอดคล้องกับการอ้างอิงข้อมูลปริมาณน้ำฝนในเอกสารรายงานสรุปผลการพิสูจน์ปริมาณน้ำและคุณภาพน้ำที่ผ่านระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งเลือกใช้ข้อมูลฝนรายเดือนของสถานีตรวจอากาศเกษตรคอหงส์เป็นตัวแทนข้อมูลน้ำฝนที่ตกในพื้นที่เขตเทศบาลนครหาดใหญ่และเป็นตัวแทนของข้อมูลน้ำฝนที่ตกในพื้นที่ระบบบำบัด โดยในเอกสารได้ให้เหตุผลว่าสถานีตรวจอากาศเกษตรคอหงส์นั้น ตั้งอยู่ในตำแหน่งที่ถูกต้องตามหลักของการจัดตั้งสถานีตรวจวัดทางอุตุนิยมวิทยา ไม่มีอาคารบังทิศทางลมและฝน มีสถิติการตรวจวัดข้อมูลที่ยาวนานกว่าสถานีอื่นๆ ในเขตอำเภอหาดใหญ่ด้วย (เอส เอส กรุ๊ป ร่วมค้า, 2543c)

จากข้อมูลในเอกสารรายงานสรุปผลการพิสูจน์ปริมาณน้ำและคุณภาพน้ำที่ผ่านระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสีย พบว่าโดยปกติในพื้นที่อำเภอหาดใหญ่จะมีช่วงเวลาฝนตกในพื้นที่ยาวนานถึง 8 เดือน และจะมีช่วงฝนแล้งเพียง 4 เดือน และด้วยข้อมูลปริมาณน้ำฝนย้อนหลังตั้งแต่ พ.ศ. 2543 ถึง พ.ศ. 2553 สามารถคำนวณปริมาณฝนตกน้อยที่สุดในเดือนกุมภาพันธ์ ที่ 1.49 มม.ต่อวัน ในขณะที่เดือนที่มีปริมาณฝนตกมากที่สุดคือเดือนพฤศจิกายน ที่ 16.48 มม.ต่อวัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.1 ดังนั้นในการศึกษาจึงได้กำหนดช่วงฤดูกาลเพื่อใช้ในการกำหนดเวลาในการเก็บข้อมูลภาคสนามและศึกษาความแตกต่างของปริมาณและคุณภาพน้ำเสีย โดยกำหนดให้สอดคล้องกับปริมาณเฉลี่ยของฝนที่ตกในรอบปีตั้งแต่เดือนมกราคมถึงธันวาคม โดยให้ช่วงเดือนที่มีปริมาณฝนตกมากที่สุดคือช่วงเดือนพฤศจิกายนถึงมกราคมเป็นช่วงฤดูฝน โดยเสมือนให้เป็นตัวแทนของช่วงเวลาที่มรสุมของปริมาณน้ำเสียเข้าระบบบำบัดมาก และช่วงเดือนที่มีปริมาณฝนตกน้อยคือช่วงเดือนกุมภาพันธ์ถึงเมษายนเป็นช่วงฤดูร้อน โดยเสมือนให้เป็นตัวแทนของช่วงเวลาที่มรสุมของปริมาณน้ำเสียเข้าระบบบำบัด

น้ำเสียน้อย ทั้งนี้ในการกำหนดช่วงเวลาดังกล่าวได้ใช้ช่วงเวลาที่เกี่ยวข้องกันเพื่อให้สอดคล้องกับช่วงเวลาในการศึกษาวิจัยด้วย



ภาพประกอบที่ 4.1 ปริมาณฝนเฉลี่ยในพื้นที่เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา พ.ศ. 2543-2553
ที่มา: ดัดแปลงจาก ศูนย์อุตุนิยมวิทยาภาคใต้ฝั่งตะวันออก, 2556

และสามารถแสดงข้อมูลปริมาณน้ำฝนที่ตกต่อเดือนในเขตอำเภอหาดใหญ่ ตั้งแต่ พ.ศ. 2543 ถึง พ.ศ. 2553 โดยสถานีตรวจอากาศเกษตรคองหงส์ สามารถแสดงปริมาณน้ำฝนที่ตกในแต่ละเดือนได้ดังตารางที่ 4.2

ตารางที่ 4.2 ปริมาณฝนที่ตกในเทศบาลนครหาดใหญ่ พ.ศ. 2543-2553

	มกราคม	กุมภาพันธ์	มีนาคม	เมษายน	พฤษภาคม	มิถุนายน	กรกฎาคม	สิงหาคม	กันยายน	ตุลาคม	พฤศจิกายน	ธันวาคม
2543	327.1	122.9	207.5	110.7	149.3	167.1	-	218.9	129.7	181.5	432.1	602.6
2544	113.5	40.8	170.3	223.4	97.0	116.1	32.9	81.7	191.5	225.4	1146.3	321.1
2545	330.9	10.9	160.9	94.6	50.7	65.7	90.8	81.7	101.4	348.0	258.6	372.5
2546	11.8	0.4	19.9	81.2	225.8	40.4	58.1	49.5	87.9	156.0	382.2	293.1
2547	50.4	22.0	180.8	56.3	118.9	294.3	248.5	98.6	165.9	315.0	324.7	324.7
2548	33.7	18.5	59.6	94.6	336.8	150.0	93.1	79.1	177.1	176.3	225.9	141.2
2549	3.3	1.8	2.8	16.4	210.9	94.1	146.3	189.0	116.3	277.8	551.0	949.1
2550	48.3	145.6	147.0	139.5	161.0	60.3	54.3	85.2	300.7	149.5	155.5	257.8
2551	217.0	9.1	92.3	68.3	257.1	249.2	102.1	52.9	94.1	351.6	251.2	263.4
2552	92.1	51.9	70.5	76.8	154.6	241.1	105.5	170.2	27.0	163.7	787.2	392.6
2553	112.3	36.3	140.0	251.1	162.9	31.7	74.1	42.0	72.6	343.7	924.0	49.1

หมายเหตุ หน่วย มิลลิเมตร/เดือน (mm./month)

ที่มา: ดัดแปลงจาก ศูนย์อุตุนิยมวิทยาภาคใต้ฝั่งตะวันออก, 2556

จากข้อมูลปริมาณน้ำเสียเข้าระบบบำบัดเฉลี่ยต่อวัน ตั้งแต่ พ.ศ. 2543-2553 จากเอกสารรายงานการดำเนินการและบำรุงรักษาระบบประจำเดือน ตั้งแต่เดือนตุลาคม 2543 ถึงเดือนธันวาคม 2553 สามารถแสดงปริมาณน้ำเสียเข้าระบบในแต่ละเดือนได้ดังตารางที่ 4.3

ตารางที่ 4.3 ปริมาณน้ำเข้าระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา พ.ศ. 2543 ถึง พ.ศ. 2553

ปี	มกราคม	กุมภาพันธ์	มีนาคม	เมษายน	พฤษภาคม	มิถุนายน
2543	-	-	-	-	-	-
2544	3,018,300	2,173,950	1,021,466	1,846,237	1,746,377	2,181,194
2545	-	-	-	-	-	-
2546	-	-	-	-	-	-
2547	1,191,693	1,158,312	1,271,100	1,167,299	1,312,234	1,492,635
2548	1,719,600	1,377,990	1,239,590	1,074,660	1,630,200	1,729,380
2549	1,157,640	1,112,910	-	-	-	-
2550	-	-	-	1,867,690	1,885,160	1,546,320
2551	-	-	-	-	-	-
2552	-	1,380,910	1,436,840	1,264,410	1,448,290	1,855,750
2553	1,746,770	1,247,910	-	1,572,120	-	1,305,900
ปี	กรกฎาคม	สิงหาคม	กันยายน	ตุลาคม	พฤศจิกายน	ธันวาคม
2543	-	-	-	2,073,140	2,256,740	1,877,790
2544	1,634,861	1,568,518	1,653,707	697,999	-	-
2545	-	-	-	-	-	-
2546	-	685,119	1,187,773	1,319,146	2,080,772	1,981,966
2547	1,420,769	1,166,003	1,493,640	2,241,830	2,581,010	2,942,250
2548	-	-	-	-	1,511,220	-
2549	1,078,830	1,311,520	-	-	1,465,990	561,690
2550	1,279,970	-	1,613,940	-	-	-
2551	-	-	-	-	-	-
2552	1,920,080	1,863,500	1,433,160	1,636,310	1,621,160	1,640,570
2553	1,391,440	1,407,420	1,588,590	1,897,690	1,106,810	-

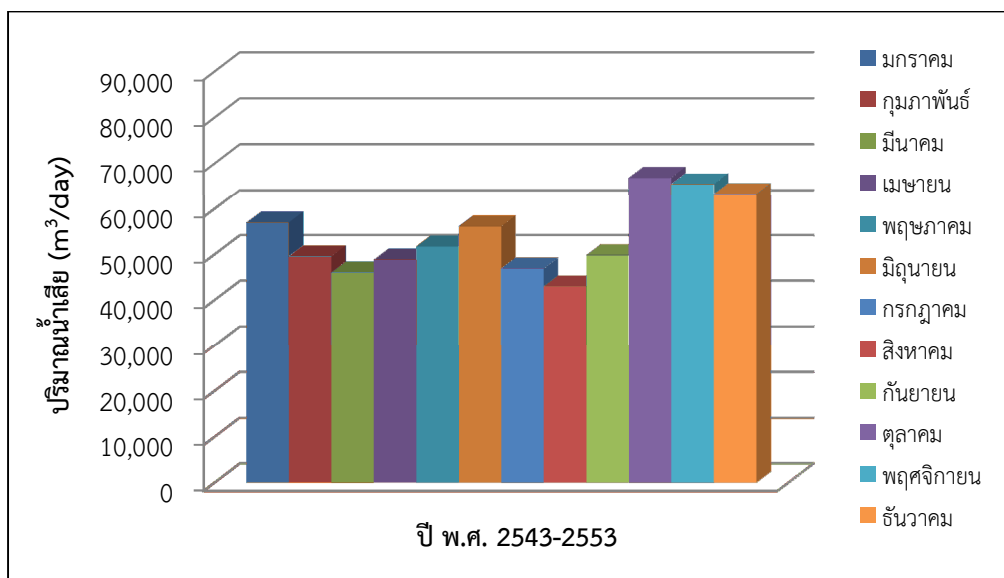
หมายเหตุ รวบรวมข้อมูลและคำนวณปริมาณจากข้อมูลเอกสารรายงานการดำเนินการและบำรุงรักษาระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสียประจำเดือน ตั้งแต่ ปี พ.ศ. 2543 ถึง ปี พ.ศ. 2553

หน่วย ลูกบาศก์เมตร/เดือน (m^3 /month)

- คือ ไม่มีข้อมูลบันทึกไว้

ที่มา: ดัดแปลงจาก เทศบาลนครหาดใหญ่, 2553b

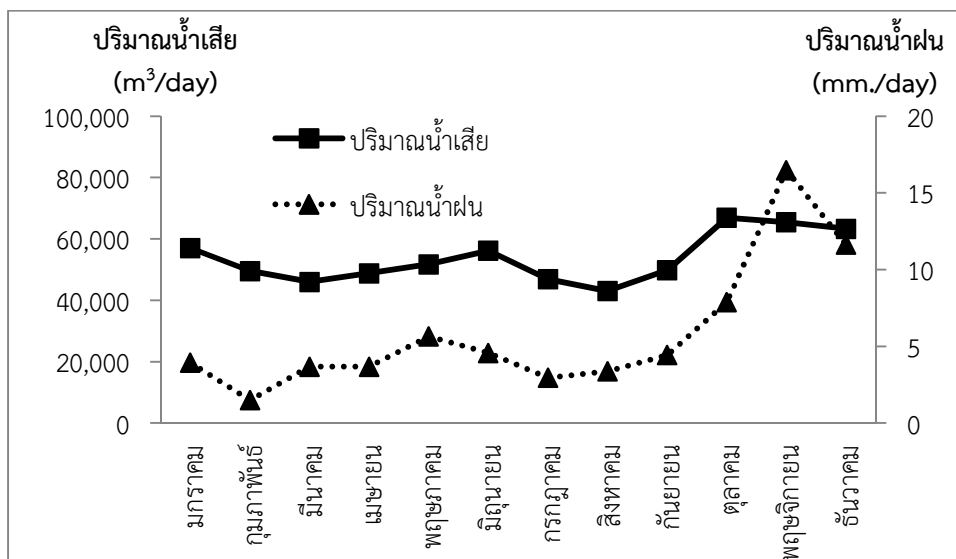
พบว่าจากการคำนวณปริมาณน้ำเข้าระบบเฉลี่ยต่อเดือน เดือนสิงหาคมมีปริมาณน้ำเสียเข้าระบบน้อยที่สุด $43,201.94 m^3/day$ และมีปริมาณน้ำเสียเข้าระบบมากที่สุดในเดือนตุลาคม $66,906.22 m^3/day$ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.2



ภาพประกอบที่ 4.2 ปริมาณน้ำเสียเข้าระบบเฉลี่ย พ.ศ. 2543-2553

หมายเหตุ รวบรวมข้อมูลและคำนวณปริมาณจากข้อมูลเอกสารรายงานการดำเนินการและบำรุงรักษาระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสียประจำเดือน ตั้งแต่ ปี พ.ศ. 2543 ถึง ปี พ.ศ. 2553
ที่มา: ดัดแปลงจาก เทศบาลนครหาดใหญ่, 2553b

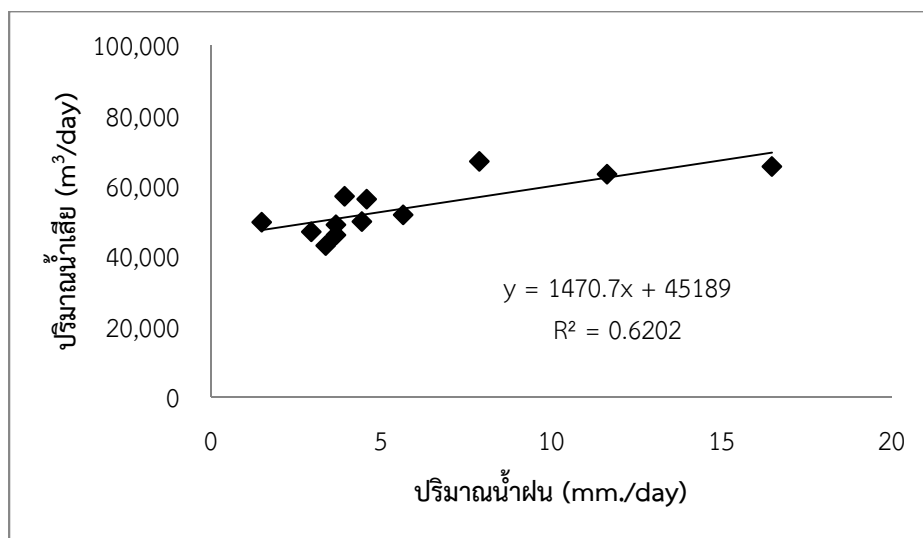
สามารถแสดงความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำเข้าระบบกับปริมาณน้ำฝนที่ตกในแต่ละเดือนได้ดังในภาพประกอบที่ 4.3



ภาพประกอบที่ 4.3 ปริมาณฝนตกเฉลี่ยและปริมาณน้ำเสียเข้าระบบเฉลี่ยต่อวัน

ที่มา: ดัดแปลงจาก เทศบาลนครหาดใหญ่, 2553b; ศูนย์อุตุวิทยภาคใต้ฝั่งตะวันออก, 2556

และแสดงความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่างปริมาณฝนที่ตกต่อวันกับปริมาณน้ำเสียเข้าระบบต่อวันได้ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.4 โดยมีรูปแบบของสมการความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงของปริมาณน้ำเสียเข้าระบบและปริมาณน้ำฝนดังสมการ 4.1 ที่ ($R^2 = 0.62$)



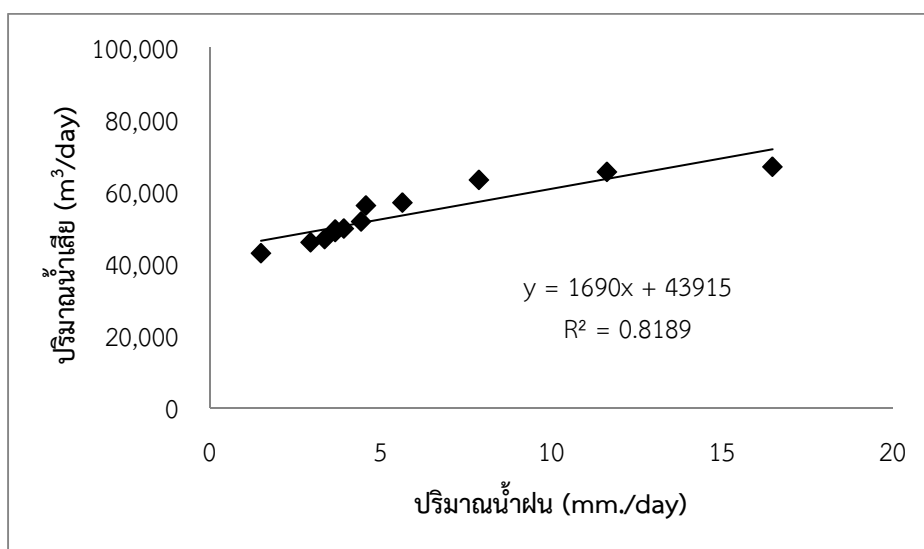
ภาพประกอบที่ 4.4 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณฝนที่ตกและปริมาณน้ำเสียเข้าระบบ

$$\text{Influent (m}^3/\text{day)} = 1,470.7\text{Rainfall(mm./day)} + 45,189 \quad 4.1$$

ทั้งนี้ในการทำงานของระบบรวบรวมน้ำเสียในเขตตัวเมืองเทศบาลนครหาดใหญ่ นั้น จะมีการปล่อยให้น้ำฝนที่ตกมากกว่า 100 mm.ต่อวัน ไหลล้นสู่แหล่งน้ำธรรมชาติอื่นๆ ได้ ดังที่ได้กล่าวในข้างต้น ซึ่งในการประมาณการปริมาณฝนที่ตกในแต่ละวันด้วยค่าเฉลี่ยจะไม่ปรากฏปริมาณน้ำเสียในส่วนที่ไหลล้น เนื่องจากค่าเฉลี่ยของปริมาณน้ำฝนที่ตกต่อวันตลอดปีที่ได้คำนวณได้ จะอยู่ในช่วง 1.49-16.48 mm.ต่อวัน ซึ่งไม่มากกว่า 100 mm. ตามที่ได้มีการประเมินเป็นเกณฑ์ไว้ในเอกสารรายงานสรุปผลการพิสูจน์ปริมาณน้ำและคุณภาพน้ำที่ผ่านระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสีย ทั้งที่ในความเป็นจริงปริมาณฝนที่ตกในแต่ละวันอาจมีค่าเป็นศูนย์หรือไม่มีฝนตกเลยก็ได้ หรืออาจมีค่ามากกว่า 100 mm.ก็ได้ แต่ในการจำลองสถานการณ์การทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียและการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียทำโดยการประเมินจากค่าการตรวจวิเคราะห์ต่อเดือน ดังนั้นในการพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์จะใช้ฐานของปริมาณน้ำฝนที่วัดได้ต่อเดือนมาเฉลี่ยเป็นหลัก และจะใช้หลักการเดียวกันนี้ในการคำนวณปัจจัยที่เกี่ยวข้องอื่นๆ เพื่อการวิเคราะห์ในแบบจำลองด้วย

นอกจากนี้สมการที่ได้ยังมีความไม่สมบูรณ์ในการทำนายค่าปริมาณน้ำเข้าระบบต่ำสุดและสูงสุดด้วย ซึ่งยังไม่สอดคล้องกับสถานการณ์ที่เกิดขึ้นจริง เนื่องจากข้อมูลในการประมาณการปริมาณน้ำเสียเข้าระบบไม่ค่อยสมบูรณ์เท่าที่ควร มีเอกสารรายงานการดำเนินการและบำรุงรักษาระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสียประจำเดือน ตั้งแต่ ปี พ.ศ. 2543 ถึง ปี พ.ศ. 2553 บางส่วนชำรุดสูญหายไปแล้ว และจากบันทึกในรายงานพบว่าในบางเดือนประสบปัญหาในการวัดปริมาณน้ำเสียที่แท้จริง

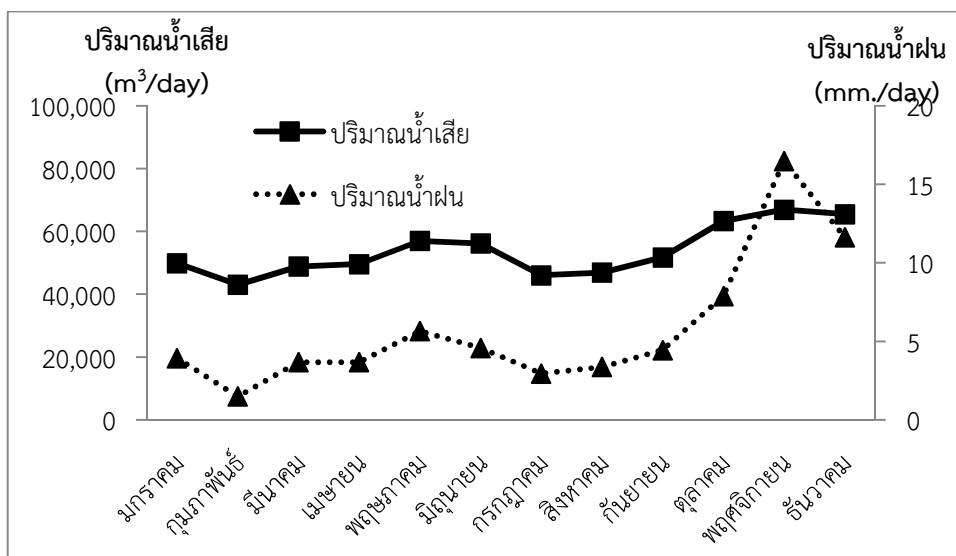
เนื่องจากการอุดตันของตะแกรงดักขยะ ทำให้เกิดการวัดปริมาณน้ำเสียเข้าระบบได้น้อยกว่าความเป็นจริง รวมถึงผลของการทดลองปรับวิธีการเดินระบบให้เหมาะสมด้วย ซึ่งทำให้มีปริมาณน้ำเสียเข้าระบบในบางเดือนสูงกว่าปกติมาก ทำให้ในผลการวิเคราะห์ค่าเฉลี่ยของน้ำเสียเข้าระบบไม่สอดคล้องกับปริมาณฝนที่ตกในพื้นที่เมืองหาดใหญ่ ทั้งที่ในการออกแบบระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียนั้น เป็นการออกแบบระบบแบบ Combine system ซึ่งรวมน้ำเสียและน้ำฝนที่ตกในเขตเมืองเข้าด้วยกัน ดังนั้นในเดือนกุมภาพันธ์ซึ่งมีปริมาณฝนตกต่ำสุดจึงควรมีปริมาณน้ำเสียเข้าระบบน้อยที่สุด และในเดือนพฤศจิกายนซึ่งเป็นเดือนที่มีปริมาณฝนตกมากที่สุดในรอบปีก็ควรมีปริมาณน้ำเสียเข้าระบบมากที่สุดด้วยเช่นกัน ในการศึกษาจึงต้องปรับปริมาณน้ำเสียเข้าระบบให้สอดคล้องตามปริมาณฝนที่ตกในแต่ละเดือน เพื่อให้ได้สมการในการทำนายปริมาณน้ำเสียเข้าระบบที่สอดคล้องกับการออกแบบระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสีย และสอดคล้องกับการดำเนินการระบบจริงตามสถานการณ์ที่เกิดขึ้นจริง รวมถึงลดข้อผิดพลาดของสมการที่ได้ที่เกิดจากความไม่สมบูรณ์ของข้อมูลที่ใช้ในศึกษาด้วย โดยในการปรับแต่งข้อมูลจะใช้ปริมาณน้ำฝนจากสถานีเกษตรหลวงศรีเป็นเกณฑ์ และทำการปรับค่าปริมาณน้ำเสียเข้าระบบเฉลี่ยที่คำนวณได้ให้แปรผันตามกัน ให้ได้สมการเชิงเส้นตรงของความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณน้ำฝนที่ตกต่อวันกับปริมาณน้ำเสียเข้าระบบต่อวัน ที่ $R^2 = 0.82$ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.5 โดยมีรูปสมการใหม่ดังแสดงในสมการ 4.2



ภาพประกอบที่ 4.5 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณฝนที่ตกและปริมาณน้ำเสียเข้าระบบจากการปรับค่าความสัมพันธ์ให้ปริมาณน้ำเสียแปรผันตามปริมาณฝนตก

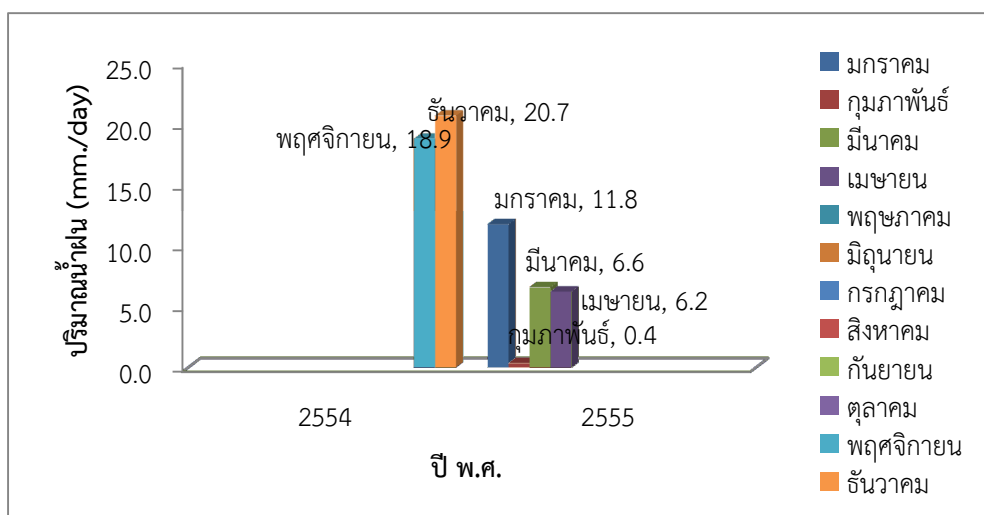
$$\text{Influent (m}^3/\text{day)} = 1,690\text{Rainfall(mm./day)} + 43,915 \quad 4.2$$

โดยเดือนที่ฝนตกน้อยที่สุดในเดือนกุมภาพันธ์ที่ 1.49 mm./day จะมีปริมาณน้ำเสียเข้าระบบไม่น้อยไปกว่า 43,021 m³/day และในเดือนที่มีปริมาณน้ำฝนตกมากที่สุดในเดือนพฤศจิกายน ที่ 16.88 mm./day มีน้ำเสียเข้าระบบไม่มากเกินไปกว่าปริมาณที่วัดได้สูงสุดที่ 66,906 m³/day ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.6



ภาพประกอบที่ 4.6 ปริมาณฝนตกเฉลี่ยและปริมาณน้ำเสียดำเนินการต่อวันจากการปรับค่าความสัมพันธ์ให้ปริมาณน้ำเสียดำเนินการตามปริมาณฝนตก

จากภาพประกอบที่ 4.7 แสดงให้เห็นปริมาณน้ำฝนที่ตกในช่วงที่ทำการวิจัยและเก็บข้อมูลภาคสนาม ตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2554 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2555 ซึ่งการเปลี่ยนแปลงของสภาพอากาศในปัจจุบันทำให้เกิดความคลาดเคลื่อนของเวลาฝนตกและปริมาณน้ำฝนต่างไปจากค่าเฉลี่ยที่ได้จากการคำนวณข้อมูลในอดีต โดยเดือนที่มีปริมาณฝนตกมากที่สุดมีความคลาดเคลื่อนไปเป็นเดือนธันวาคม ซึ่งมีปริมาณฝนตกมากที่สุดถึง 20.75 mm./day แต่เดือนที่มีปริมาณฝนตกน้อยที่สุดยังคงเป็นเดือนกุมภาพันธ์ ซึ่งมีปริมาณฝนตกน้อยที่สุดเพียง 0.38 mm./day เท่านั้น



ภาพประกอบที่ 4.7 ปริมาณน้ำฝนที่ตกในปี พ.ศ. 2554-2555 ในช่วงเดือนที่มีการเก็บข้อมูลที่มา: ดัดแปลงจาก ศูนย์อุตุนิยมวิทยาภาคใต้ฝั่งตะวันออก, 2556

4.1.3 คุณภาพน้ำเสียของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

การวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียมีความสำคัญอย่างยิ่งต่อการวิเคราะห์เชิงคุณภาพและการวิเคราะห์เชิงปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ รวมถึงสถานะของการควบคุมและดำเนินการระบบ ซึ่งเป็นขอบเขตในการวิเคราะห์ด้วยแบบจำลองที่สร้างขึ้นภายใต้สภาวะแวดล้อมที่ปรากฏด้วย โดยค่าที่วิเคราะห์ได้จะถูกนำไปใช้ในการป้อนเข้าสู่แบบจำลอง และการตรวจสอบแบบจำลอง ในการศึกษาได้ทำการกำหนดขอบเขตการวิเคราะห์เชิงคุณภาพของน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียในส่วนของระบบบำบัดขั้นสุดท้ายที่เป็นบ่อแบบบึงประดิษฐ์ ซึ่งผลจากการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด ณ ตำแหน่งต่างๆ ของระบบ ตั้งแต่จุดน้ำออกจากบ่อ Maturation หรือจุดน้ำเข้าระบบบึงประดิษฐ์ จุดน้ำออกจากบ่อ Wetland 1 จุดน้ำออกจากบ่อ Wetland 2 จุดน้ำออกจากบ่อ Wetland 3 จุดน้ำออกจากบ่อ Wetland 4 และจุดน้ำออกจากบ่อ Wetland 5 หรือจุดน้ำออกจากระบบบึงประดิษฐ์ ในช่วงฤดูฝนตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน 2554 ถึงเดือนมกราคม 2555 และช่วงฤดูแล้ง ตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ 2555 ถึงเดือนเมษายน 2555 สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 4.4

ตารางที่ 4.4 คุณภาพน้ำเสียของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

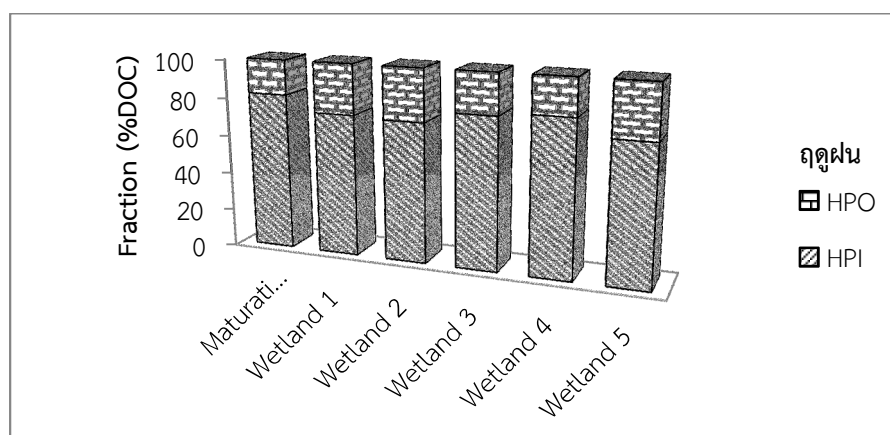
พารามิเตอร์	ฤดู	Maturation	Wetland1	Wetland2	Wetland3	Wetland4	Wetland5
pH	ฝน	6.86±0.17	6.55±0.20	6.25±0.11	6.15±0.05	6.28±0.14	6.04±0.02
	ร้อน	7.47±1.16	6.72±0.09	6.67±0.13	6.68±0.06	6.58±0.10	6.45±0.09
DO (mg/L)	ฝน	6.1±1.5	7.5±0.8	6.7±2.0	6.4±2.0	6.8±2.5	4.9±2.4
	ร้อน	5.1±3.4	3.6±0.9	4.2±1.5	3.1±0.2	3.9±0.8	3.0±1.4
Temperature (°C)	ฝน	29.7±0.5	29.9±0.6	30.1±0.8	29.7±0.7	29.5±1.1	29.3±0.8
	ร้อน	31.1±0.5	31.6±0.8	31.7±0.8	31.5±0.9	31.5±1.0	31.3±0.4
TS (mg/L)	ฝน	175±31	224±30	224±33	184±25	188±40	158±40
	ร้อน	140±61	155±64	167±93	182±10	183±50	157±37
TSS (mg/L)	ฝน	41±7	43±10	28±5	22±13	34±14	15±8
	ร้อน	28±22	31±21	22±14	22±3	25±26	23±17
TDS (mg/L)	ฝน	134±31	180±30	197±31	162±31	154±31	143±34
	ร้อน	187±83	208±48	243±87	267±9	263±55	224±32
VSS (mg/L)	ฝน	27±16	12±5	8±4	10±4	12±5	8±6
	ร้อน	16±12	9±3	8±3	9±5	9±5	7±5
TKN (mg/L)	ฝน	3.1±0.2	2.6±0.5	2.2±0.5	1.8±0.3	1.7±0.1	1.3±0.2
	ร้อน	2.8±2.0	2.9±1.0	2.8±0.8	2.5±1.1	2.1±0.9	1.8±0.6
Nitrate (mg/L)	ฝน	1.11±0.47	0.73±0.40	0.76±0.36	0.52±0.43	0.49±0.30	0.36±0.36
	ร้อน	4.30±1.85	2.99±1.20	2.89±1.07	2.35±0.93	1.83±0.42	1.43±0.21
Phosphate (mg/L)	ฝน	0.11±0.05	0.20±0.11	0.15±0.08	0.13±0.01	0.09±0.05	0.09±0.06
	ร้อน	0.15±0.04	0.25±0.06	0.24±0.05	0.20±0.03	0.20±0.04	0.18±0.03
Heterotrophic Bacteria (log)	ฝน	6.55±1.63	5.90±0.85	6.40±1.41	5.95±0.49	6.55±0.21	7.15±0.64
	ร้อน	6.85±2.19	5.50±0.71	6.10±1.27	6.00±0.28	6.00±1.56	5.15±0.07
BOD (mg/L)	ฝน	12±8	14±14	5±4	4±3	3±1	4±2
	ร้อน	25±6	4±0	4±1	8±1	4±1	2±1

ตารางที่ 4.4 คุณภาพน้ำเสียของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา (ต่อ)

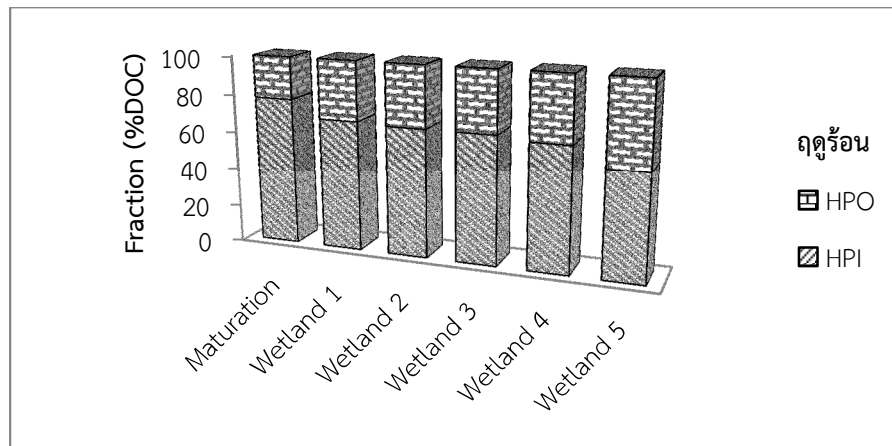
COD (mg/L)	ฝน	51.2±9.2	54.7±20.3	46.2±11.9	44.3±17.5	40.9±9.2	38.4±5.4
	ร้อน	62.2±6.9	52.2±24.1	45.6±18.4	51.1±16.5	53.4±15.3	50.0±8.8
TOC (mg/L)	ฝน	4.966±0.802	6.003±0.637	5.791±0.810	5.076±0.445	5.210±0.419	5.216±0.141
	ร้อน	5.586±0.018	7.127±0.269	7.133±0.246	7.202±0.351	7.706±0.124	7.643±0.255
SCOD (mg/L)	ฝน	36.9±7.5	40.2±10.5	39.1±8.6	40.2±7.5	35.9±3.3	38.0±6.8
	ร้อน	22.2±9.6	22.2±18.4	25.6±22.2	24.4±21.7	24.4±20.1	23.3±16.7
DOC (mg/L)	ฝน	4.825±0.219	5.825±0.358	5.471±0.574	4.914±0.428	4.937±0.396	5.163±0.211
	ร้อน	5.603±0.167	7.170±0.227	6.956±0.104	6.996±0.008	7.479±0.447	7.630±0.233
UV-254 (cm ⁻¹)	ฝน	0.141±0.013	0.309±0.127	0.301±0.108	0.220±0.034	0.229±0.092	0.217±0.077
	ร้อน	0.143±0.038	0.523±0.116	0.372±0.039	0.473±0.100	0.509±0.056	0.451±0.153
SUVA (Lmg ⁻¹ m ⁻¹)	ฝน	2.926±0.210	5.291±2.098	5.404±1.537	4.487±0.616	4.588±1.759	4.204±1.529
	ร้อน	2.558±0.683	7.275±1.427	5.346±0.529	6.766±1.432	6.797±0.347	5.882±1.892

หมายเหตุ ค่าในตารางเป็นค่าเฉลี่ยจากผลการวิเคราะห์ในช่วงเวลา 3 เดือนในแต่ละฤดู การคำนวณ Relative percent difference (RPD) แสดงในภาคผนวก ก ตาราง ก-1

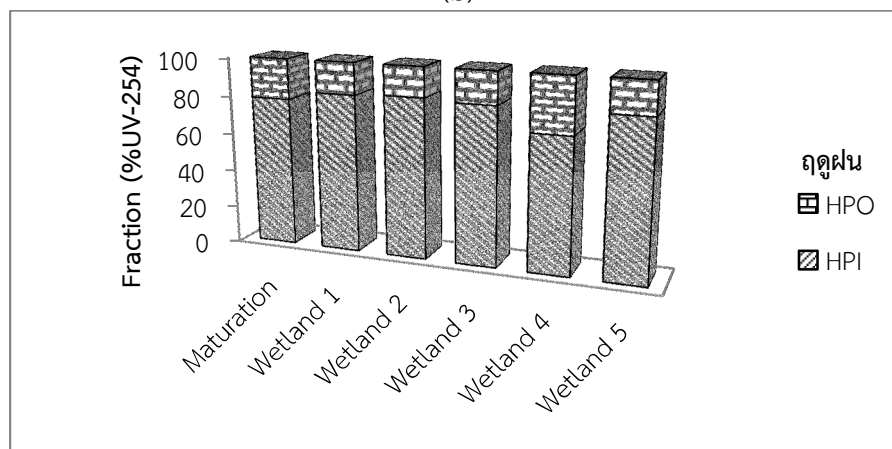
การจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ด้วยเทคนิคการ Fractionation ด้วยเรซิน XAD-8 ออกเป็นกลุ่ม hydrophobic (HPO) และ hydrophilic (HPI) (Bengraïne and Marhaba, 2003) ซึ่งด้วยเทคนิคดังกล่าวนี้สารในกลุ่ม HPO (humic and fulvic acid) สามารถดูดติดบนเรซิน และปล่อยผ่านสารอินทรีย์ในกลุ่ม HPI (non-humic) ได้ (Park *et al.*, 2008) ดังนั้นในการศึกษาจึงสามารถจำแนกสารอินทรีย์ละลายทั้ง 2 กลุ่ม โดยการคำนวณด้วย DOC และ UV-254 พบสารอินทรีย์กลุ่ม hydrophilic เป็นส่วนใหญ่ ประมาณ 70-80% โดยการคำนวณด้วย DOC และ 50-80% โดยการคำนวณด้วย UV-254 เหมือนกันทั้ง 2 ฤดูกาล โดยสามารถแสดงอัตราส่วนของ HPI และ HPO ในช่วงฤดูฝนและในช่วงฤดูร้อนได้ดังภาพประกอบที่ 4.8 (a) และ (b) ตามลำดับ โดยพบว่ากลุ่มของสารอินทรีย์ที่ตรวจพบโดยส่วนใหญ่เป็นกลุ่มที่บำบัดได้ยากด้วยกระบวนการตกตะกอน ซึ่งเป็นกระบวนการบำบัดที่ใช้ในการผลิตประปาในปัจจุบันของประเทศไทย (Edzwald, 1993; Laor and Avnimelech, 2002; Tan *et al.*, 2005; Sharp *et al.*, 2006 อ้างโดย Kueseng, 2010)



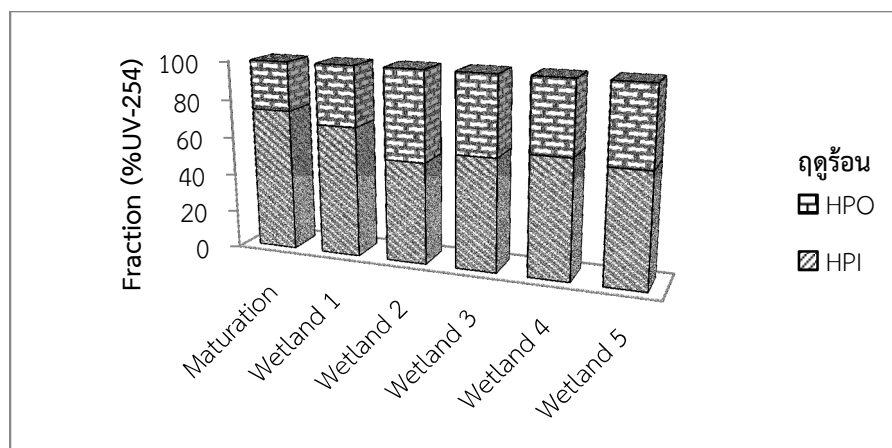
(a)



(b)



(c)



(d)

ภาพประกอบที่ 4.8 การจำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำ HPI และ HPO ของน้ำเสียในระบบบึงประดิษฐ์ (a) ฤดูแล้ง คำนวณด้วย DOC (b) ฤดูร้อน คำนวณด้วย DOC (c) ฤดูแล้ง คำนวณด้วย UV-254 และ (d) ฤดูร้อน คำนวณด้วย UV-254

นอกจากนี้ในการศึกษาได้ทำการวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพของบ่อบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ทั้ง 5 บ่อ ดังแสดงในตารางที่ 4.5

ตารางที่ 4.5 ลักษณะเฉพาะของบ่อบึงประดิษฐ์ทั้ง 5 บ่อ

ลำดับที่	ลักษณะเฉพาะ	รายละเอียด	Wetland1	Wetland2	Wetland3	Wetland4	Wetland5
1	รูปร่าง	มีรูปร่างเป็นสี่เหลี่ยมผืนผ้าหรือคล้ายคี่เหลี่ยมผืนผ้า	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
2	ขอบเขต	มีการกำหนดอาณาเขตบ่อที่ชัดเจนหรือมีคั่นบ่อชัดเจน	No	No	Yes	Yes	Yes
3	ทิศทางการไหล	มีการไหลตามระยะทางตามยาว	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
4	ชนิดของพืช	ลอยน้ำ	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
		โผล่พ้นน้ำ	Yes	No	No	No	Yes

หมายเหตุ Yes = มีลักษณะตามรายละเอียดที่กำหนด

No = มีลักษณะไม่เป็นไปตามรายละเอียดที่ข้อกำหนด

จากข้อมูลการวิเคราะห์สามารถคัดเลือกบ่อบึงประดิษฐ์ที่เหมาะสมเพื่อใช้ประกอบการวิเคราะห์แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่จะสร้างขึ้นต่อไปด้วยแบบด้วยสภาพทางกายภาพต่อไป โดยพบว่าบ่อบึงประดิษฐ์ 3 มีความเหมาะสมมากที่สุด ด้วยเหตุผลคือบ่อบึงประดิษฐ์ 3 มีรูปร่างลักษณะของบ่อเป็นสี่เหลี่ยมผืนผ้า มีขอบเขตของบ่อที่แสดงด้วยลักษณะทางกายภาพชัดเจน ใช้พืชเพียงชนิดเดียวคือผักตบชวาในการบำบัดน้ำ และมีขนาดของบ่อไม่ใหญ่ทำให้ตัวแทนของน้ำตัวอย่างที่เก็บในแต่ละจุดครอบคลุมอัตราส่วนของพื้นที่และปริมาตรน้ำในบ่อมากที่สุด สามารถเข้าถึงได้ง่ายตลอดแนวความยาวของบ่อ แตกต่างจากบ่อบึงประดิษฐ์ 1 และ 2 ที่ไม่มีอาณาเขตแบ่งกันที่ชัดเจน และบ่อบึงประดิษฐ์ 1 และ 5 ที่ใช้พืชมากกว่า 1 ชนิดในการบำบัด รวมถึงบ่อบึงประดิษฐ์ 4 ที่มีขนาดความจุบ่อที่ใหญ่กว่าบ่อบึงประดิษฐ์ 3 จึงเลือกบ่อบึงประดิษฐ์ 3 เพื่อใช้เป็นบ่อตัวแทนในการเก็บตัวอย่างองค์ประกอบต่างๆ ของระบบมาใช้ดำเนินการในห้องปฏิบัติการต่อไป โดยในการศึกษาได้ทำการวิเคราะห์คุณภาพน้ำตัวอย่างของบ่อบึงประดิษฐ์ 3 ณ ตำแหน่งต่างๆ ของบ่อ โดยการแบ่งตามระยะทางตามยาวของบ่อ ออกเป็น 5 ส่วน ได้แก่ บริเวณส่วนที่ 1 หรือจุดน้ำเข้าบ่อ บริเวณส่วนที่ 2 บริเวณส่วนที่ 3 บริเวณส่วนที่ 4 และบริเวณส่วนที่ 5 หรือจุดน้ำออกจากบ่อ โดยแต่ละจุดมีระยะทางห่างกันประมาณ 100 เมตร ดังแสดงในตารางที่ 4.6

ตารางที่ 4.6 คุณภาพของน้ำเสียในบ่อบึงประดิษฐ์ 3

พารามิเตอร์	ฤดู	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
		0-100 m.	101-200 m.	201-300 m.	301-400 m.	401-500 m.
pH	ฝน	6.26±0.13	6.16±0.10	6.22±0.06	6.14±0.04	6.16±0.06
	ร้อน	6.67±0.13	6.67±0.11	6.66±0.08	6.74±0.19	6.68±0.06
DO (mg/L)	ฝน	7.5±1.5	4.4±2.5	4.9±2.8	3.6±2.4	6.2±2.4
	ร้อน	4.2±1.5	3.9±1.2	3.1±0.8	3.4±1.5	3.1±0.2
Temperature (°C)	ฝน	29.8±0.7	29.7±0.9	29.5±1.1	29.6±0.4	29.6±0.9
	ร้อน	31.7±0.8	31.7±0.7	31.7±0.9	31.8±0.9	31.3±0.6
TS (mg/L)	ฝน	224±9	186±6	202±25	198±23	182±11
	ร้อน	279±93	280±93	261±94	232±85	270±63
TSS (mg/L)	ฝน	30±3	36±7	55±33	30±3	29±12
	ร้อน	29±17	45±31	30±17	23±9	29±13
TDS (mg/L)	ฝน	194±8	150±13	147±10	168±21	153±16
	ร้อน	243±87	233±111	219±89	238±52	267±9
VSS (mg/L)	ฝน	8±6	17±9	18±6	12±4	12±3
	ร้อน	13±3	20±9	19±5	13±1	14±5
Nitrate (mg/L)	ฝน	0.86±0.46	0.77±0.30	0.93±0.17	0.81±0.38	0.73±0.45
	ร้อน	2.89±1.07	2.63±1.31	2.90±0.93	2.65±1.00	2.35±0.93
Phosphate (mg/L)	ฝน	0.17±0.09	0.16±0.08	0.12±0.02	0.10±0.04	0.10±0.04
	ร้อน	0.24±0.05	0.22±0.04	0.23±0.05	0.21±0.03	0.20±0.03
COD (mg/L)	ฝน	48.9±13.0	54.3±10.3	64.1±16.4	50.0±10.5	50.0±16.1
	ร้อน	45.6±18.4	43.3±8.8	46.7±12.0	46.7±11.6	51.1±16.5
TOC (mg/L)	ฝน	5.518±0.733	5.251±0.347	4.992±0.384	5.030±0.529	5.016±0.524
	ร้อน	7.133±0.246	7.031±0.161	7.068±0.106	6.966±0.185	7.202±0.351
SCOD (mg/L)	ฝน	39.1±8.6	38.1±3.8	40.2±1.9	43.5±1.8	39.3±8.6
	ร้อน	25.6±22.2	23.3±15.3	30.0±17.6	21.1±13.9	24.4±21.7
DOC (mg/L)	ฝน	5.311±0.584	5.167±0.393	5.103±0.582	4.903±0.501	4.835±0.487
	ร้อน	6.768±0.365	6.816±0.315	6.923±0.033	6.795±0.054	6.996±0.008
UV-254 (cm ⁻¹)	ฝน	0.282±0.124	0.231±0.091	0.239±0.105	0.229±0.015	0.227±0.037
	ร้อน	0.372±0.039	0.354±0.046	0.453±0.126	0.331±0.081	0.461±0.083
SUVA (Lmg ⁻¹ m ⁻¹)	ฝน	5.188±1.807	4.397±1.463	4.569±1.604	4.685±0.397	4.695±0.557
	ร้อน	5.486±0.287	5.176±0.443	6.554±1.859	4.871±1.162	6.594±1.184

หมายเหตุ ค่าในตารางเป็นค่าเฉลี่ยจากผลการวิเคราะห์ในช่วงเวลา 3 เดือนในแต่ละฤดู
การคำนวณ Relative percent difference แสดงในภาคผนวก ก ตาราง ก-2

การอธิบายความสัมพันธ์ของสารอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์ในรูปแบบอื่นๆ ในการเปรียบเทียบปริมาณสารอินทรีย์ระหว่าง 2 ฤดูกาล คือ ในฤดูฝน (พฤศจิกายน – มกราคม) และฤดูร้อน (กุมภาพันธ์ – เมษายน) จากพารามิเตอร์หลักซึ่งสามารถตรวจพบซ้ำซ้อนได้ด้วยการวิเคราะห์ด้วยพารามิเตอร์ทั้ง BOD COD TOC และ SAC แสดงเพิ่มเติมไว้ในภาคผนวก ข

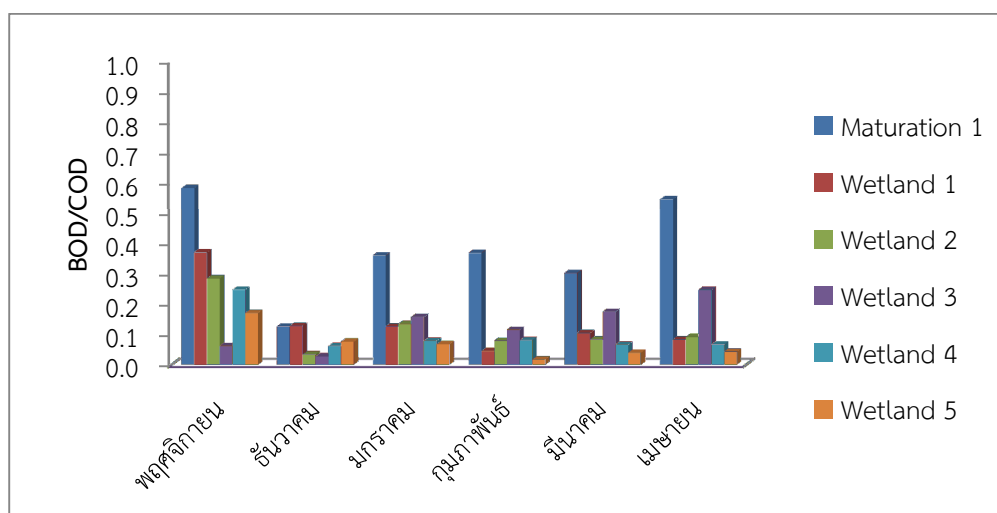
4.2 ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์ของการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำและการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ในการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ

การศึกษาการลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อหาค่าคงที่ปฏิกิริยาในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน ซึ่งมีสมมุติฐานว่าปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำควรจะเปลี่ยนไปที่เวลาก็ก่เก็บเปลี่ยนไป ทำให้สามารถคำนวณหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของปฏิกิริยาของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เปลี่ยนแปลงไปตามเวลาต่าง ๆ ได้ โดยอาศัยค่าอัตราการลดลงของความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เปลี่ยนแปลงไปตามเวลา ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินโดยทั่วไปมีองค์ประกอบหลัก ได้แก่ น้ำ ดิน ตะกอน จุลินทรีย์ และพืช ซึ่งมีกลไกการเกิดปฏิกิริยาหลักในการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำแตกต่างกันในแต่ละองค์ประกอบ ได้แก่ กลไกการเกิดออกซิเดชันในน้ำ กลไกการดูดติดในดิน กลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ และกลไกการเกิดการดูดซึมของพืช เนื่องจากมีความเป็นไปได้ 2 แนวทาง คือ จุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในองค์ประกอบต่างๆ เช่น ในน้ำ ในดิน หรือรากพืช มีผลต่อการลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำหรือการทำงานของจุลินทรีย์ในแต่ละองค์ประกอบเป็นส่วนหนึ่งของกลไกในองค์ประกอบนั้นๆ ถือว่าเป็นกระบวนการความสัมพันธ์ร่วมของกลไก (Relationship processes) ในองค์ประกอบนั้นๆ ไม่สามารถแยกออกจากกันได้และทำให้เกิดความสมดุลตามธรรมชาติ ดังนั้นในการหาค่าคงที่ปฏิกิริยา การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินจึงต้องทำการวิเคราะห์ผลกระทบที่เกิดขึ้นจากจุลินทรีย์ที่มีความสัมพันธ์ร่วมกับองค์ประกอบในระบบบึงประดิษฐ์ซึ่งเป็นที่อยู่อาศัย และกระบวนการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำและดิน ก่อนนำไปทดลองประกอบด้วย

4.2.1 การย่อยสลายทางชีวภาพของจุลินทรีย์ในน้ำ

ในการวิเคราะห์ค่าการย่อยสลายทางชีวภาพ (Biodegradability) จากตัวอย่างน้ำที่จุดน้ำออกจากบ่อป๋ม (Maturation) หรือจุดน้ำเข้าระบบบึงประดิษฐ์ จุดน้ำออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ 1 (Wetland 1) จุดน้ำออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ 2 (Wetland 2) จุดน้ำออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ 3 (Wetland 3) จุดน้ำออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ 4 (Wetland 4) และจุดน้ำออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ 5 (Wetland 5) หรือจุดน้ำออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ ในช่วงฤดูฝนตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2554 ถึงเดือนมกราคม พ.ศ. 2555 และช่วงฤดูร้อน ตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ พ.ศ. 2555 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2555 ผลการวิเคราะห์แสดงดังภาพประกอบที่ 4.9 พบว่าโดยรวมแล้วบ่อบึงประดิษฐ์จะมีค่าการย่อยสลายทางชีวภาพ (Biodegradability; BOD/COD) ที่ค่าเฉลี่ยประมาณ 0.1 ในทุกบ่อ ดังแสดงในตารางที่ 4.7 แสดงว่าปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ด้วยจุลินทรีย์ต่อปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำมีค่าต่ำ ซึ่งแสดงถึงประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำมีอัตราในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำที่ต่ำ (Samudro and Mangkoedihardjo, 2010) หรืออีกประการหนึ่งคือมีปริมาณจุลินทรีย์ในน้ำต่ำทำให้ประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำต่ำไปด้วย สามารถสรุปได้ว่าการเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายทางชีวภาพของสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำไม่มีอิทธิพลโดยตรงต่อการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำ ด้วยเหตุผลดังกล่าวกลไกการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เกิดขึ้นในการทดลองที่ 2 เป็นไปตามสมมุติฐานในแบบที่ 2 ซึ่งใช้น้ำ และดิน ในการทดลองในแบบธรรมชาติ ไม่ผ่านการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ โดยรวมการทำงานของจุลินทรีย์ในแต่ละองค์ประกอบเป็นส่วนหนึ่งของกลไกใน

องค์ประกอบนั้นๆ ถือว่าเป็นกระบวนการความสัมพันธ์ร่วมของกลไก (Relationship processes) ในองค์ประกอบนั้นๆ ไม่สามารถแยกออกจากกันได้และทำให้เกิดความสมดุลตามธรรมชาติ ได้แก่ จุลินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำถือว่าเป็นส่วนหนึ่งของกลไกการออกซิเดชันในน้ำ หากไม่มีการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์จนถึงระดับที่สามารถออกซิเดชันได้ การออกซิเดชันก็จะเกิดได้ไม่สมบูรณ์โดยถือกระบวนการที่เกิดจากกลไกจากจุลินทรีย์และออกซิเจนในน้ำเป็นกระบวนการความสัมพันธ์แยกจากกันไม่ได้ จุลินทรีย์ที่เกาะติดรากพืชถือว่าเป็นส่วนหนึ่งของกลไกการดูดซึมของพืช หากไม่มีการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ให้สารอินทรีย์อยู่ในรูปสารอนินทรีย์แล้วพืชก็ไม่สามารถดูดซึมและนำไปใช้ได้ จุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในดินถือว่าเป็นส่วนหนึ่งของกลไกการดูดซับในดิน หากไม่มีการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ให้มีขนาดอนุภาคเล็กลงแล้วก็จะทำให้จุลินทรีย์ในดินไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างสมบูรณ์ และถือว่าการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์เกิดขึ้นเป็นหลักในระบบที่บริเวณชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่ความลึก 0-10 cm จากผิวตะกอน



ภาพประกอบที่ 4.9 การย่อยสลายทางชีวภาพของระบบบึงประดิษฐ์

ตารางที่ 4.7 การย่อยสลายทางชีวภาพและการบำบัด SCOD และ DOC ของระบบบึงประดิษฐ์

ลำดับที่	ลักษณะ	ตัวชี้วัด	Wetland1	Wetland2	Wetland3	Wetland4	Wetland5
1	Biodegradability	BOD/COD	0.14	0.12	0.13	0.10	0.07
2	SCOD reduction	% per month	13.4	3.4	9.6	7.2	4.8
3	DOC reduction	% per month	0.0	5.4	4.8	0.0	0.2

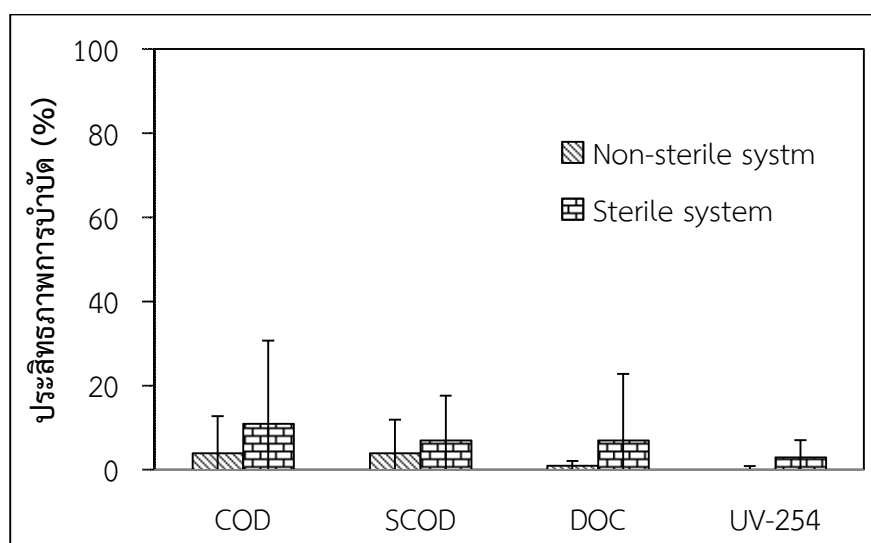
หมายเหตุ ค่าในตารางเป็นค่าเฉลี่ยในจากผลการวิเคราะห์ในช่วงเวลา 6 เดือน

4.2.2 ผลกระทบของการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งไอน้ำ

ผลจากการเปรียบเทียบระบบจำลองในแบบที่ 1 ซึ่งทำการฆ่าเชื้อในน้ำและดินก่อนนำมาใช้ในระบบจำลอง เปรียบเทียบกับระบบจำลองแบบที่ 2 ซึ่งไม่มีการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำ และฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ในดินก่อนนำไปใช้ ในการศึกษาพบว่า การฆ่าเชื้อในน้ำและดินก่อนนำไปทดลองมีผลกระทบอย่างมากต่อการทำให้สารอินทรีย์ละลายน้ำเพิ่มขึ้นจากการที่ขนาดอนุภาคใหญ่แตกตัวออกเป็นอนุภาคที่เล็กลง ทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่วิเคราะห์ได้ภายหลังการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งไอน้ำเพิ่มขึ้นตามไปด้วย (Marschner and Bredow, 2002; Shi *et al.*, 2010) และทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์อนุภาคเล็กที่เกิดขึ้นด้วยกลไกการออกซิเดชันมากขึ้นตามไปด้วย โดยผลการเปรียบเทียบน้ำที่ผ่านการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์และไม่ผ่านการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการศึกษามีผลดังแสดงในตารางที่ 4.8 และสามารถแสดงประสิทธิภาพการบำบัดที่เพิ่มขึ้นของกลไกการออกซิเดชันที่ทำให้อัตราการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำเพิ่มสูงขึ้นได้ในภาพประกอบที่ 4.10

ตารางที่ 4.8 การเปรียบเทียบผลของน้ำเสียที่ไม่ผ่านการฆ่าเชื้อและผ่านการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งไอน้ำ

ลำดับที่	พารามิเตอร์	ไม่มีการนึ่งฆ่าเชื้อ	มีการนึ่งฆ่าเชื้อ
1	pH	6.81	6.78
2	TS (mg/L)	292	273
3	TSS (mg/L)	30	27
4	TDS (mg/L)	265	248
5	VSS (mg/L)	25	24
6	COD (mg/L)	60	100
7	SCOD (mg/L)	33	43
8	DOC(mg/L)	5.591	6.830
9	UV-254 (cm ⁻¹)	0.187	0.226
10	HPO : HPI (%)	32:68	22:78
11	Nitrate (mg/L)	3.94	3.66
12	Phosphate (mg/L)	0.18	0.14



หมายเหตุ Non-sterile = ไม่มีการนึ่งฆ่าเชื้อ Sterile = มีการนึ่งฆ่าเชื้อ

ภาพประกอบที่ 4.10 เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดด้วยกลไกออกซิเดชันในระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการแบบ Water unit

ดังนั้นในการศึกษาจึงไม่นำค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ที่ได้จากระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการที่มีการฆ่าเชื้อน้ำและดินมาใช้ในการพัฒนาแบบจำลอง ด้วยเหตุผลที่ว่าค่าคงที่ปฏิกิริยาที่ได้จากการคำนวณด้วยอัตราการลดลงของสารอินทรีย์ละลายที่เข้าระบบและออกจากระบบในช่วงเวลาหนึ่งๆ นั้นมีค่าสูงกว่าค่าที่เกิดขึ้นจริงในธรรมชาติมาก เพราะการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำจากการแตกตัวของอนุภาคขนาดใหญ่เป็นขนาดเล็กอันเนื่องมาจากความร้อนและแรงดันในการฆ่าเชื้อ แม้ว่าการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์จะเป็นการปฏิบัติขั้นพื้นฐานที่สุดในการศึกษาพฤติกรรมของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายทางชีวภาพในน้ำก็ตามแต่มีผลในทางลบของกระบวนการต่อปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เพิ่มขึ้น (Shi *et al.*, 2010) จึงไม่สามารถใช้ค่าคงที่ที่คำนวณจากการทดลองในแบบนี้ได้ รวมถึงการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งไอน้ำถือเป็นการบำบัดขั้นต้น (Pre-treatment) ก่อนการบำบัดด้วยกลไกที่เกิดขึ้นในองค์ประกอบของโครงสร้างหลักในระบบบึงประดิษฐ์ เปรียบเสมือนว่าเกิดการย่อยสลายทางกายภาพด้วยความร้อนและแรงดัน ก่อนที่จะเกิดการย่อยสลายด้วยการออกซิชั่น และมีผลกระทบต่อการย่อยสลายของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่รุนแรงกว่าการย่อยสลายทางชีวภาพด้วยจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่แล้วในองค์ประกอบของบึงประดิษฐ์ตามธรรมชาติ

การศึกษาจากระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการจึงต้องใช้สมมติฐานที่ว่าจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในแต่ละองค์ประกอบถือรวมเป็นส่วนหนึ่งขององค์ประกอบนั้นๆ ซึ่งโดยธรรมชาติแล้วจุลินทรีย์เหล่านี้มีปริมาณที่แขวนลอยอยู่ในองค์ประกอบอื่นๆ น้อยมาก ในระดับที่ถือได้ว่าไม่เกิดกลไกการย่อยสลายทางชีวภาพโดยจุลินทรีย์เหล่านั้น และไม่สามารถแยกกลไกที่เกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์ที่อาศัยในองค์ประกอบกับกลไกหลักขององค์ประกอบเหล่านั้นออกจากกันได้โดยสิ้นเชิงด้วยการใช้ความร้อนและแรงดันอย่างเช่นการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งไอน้ำ เพราะแม้ว่าจะสามารถกำจัดจุลินทรีย์ออกจากองค์ประกอบเหล่านั้นได้ แต่จะมีผลกระทบอย่างมากในการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ

บึงประดิษฐ์ รวมทั้งทำให้อัตราของการเกิดปฏิกิริยาของกลไกต่างๆ ในแต่ละองค์ประกอบสูงกว่าอัตราที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติอีกด้วย

ดังนั้นเพื่อสอดคล้องกับการจำแนกองค์ประกอบตามโครงสร้างและกลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินที่ได้เคยมีการตีพิมพ์ไว้ (Kincanon and McAnally, 2004) ในวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ให้ถือว่ากลไกการออกซิเดชัน หมายถึงการย่อยสลายทางชีวภาพของจุลินทรีย์แขวนลอยในน้ำรวมด้วย แม้ว่ากลไกประกอบดังกล่าวจะแสดงผลมาน้อยเพียงไรก็ตาม เช่นเดียวกันนี้ให้กลไกการดูดไปใช้โดยพืช หมายถึงการย่อยสลายทางชีวภาพของจุลินทรีย์ที่เกาะติดรากพืชรวมด้วย ส่วนกลไกการดูดติดโดยดินหมายถึงการย่อยสลายทางชีวภาพของจุลินทรีย์ที่อยู่ในดินรวมด้วยเช่นกัน และกลไกการย่อยสลายทางชีวภาพของจุลินทรีย์ในตะกอนก็หมายถึงกลไกการดูดติดรวมด้วยเช่นกัน

4.2.3 ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในแต่ละระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการ

ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของกลไกที่เกิดขึ้นสามารถแบ่งได้เป็น 2 กลุ่ม คือ กลไกที่ให้ผลในทางบำบัด และกลไกที่ให้ผลในการปลดปล่อยคืนกลับสู่ระบบ ดังนั้นการปรากฏผลของการบำบัดหรือการชะละลายที่เกิดขึ้นจึงเป็นผลสรุปของกลไกในระบบในเวลานั้น โดยการคิดเป็นผลต่างของกลไกในกลุ่มที่แสดงผลในการบำบัดและกลุ่มที่แสดงผลในการปลดปล่อย เช่น การไม่คิดผลของการดูดติดในดินเมื่อปรากฏผลของการชะละลาย โดยสามารถแสดงค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของแต่ละระบบบึงประดิษฐ์ย่อยได้ดังตารางที่ 4.9 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายในระบบจำลองในระดับห้องปฏิบัติการในระหว่างการทดลอง การคำนวณค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของ SCOD และ DOC และสถานะแวดล้อมในการดำเนินการระบบแสดงเพิ่มเติมไว้ในภาคผนวก ค

ตารางที่ 4.9 แสดงค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของแต่ละระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการ

ลำดับที่	ระบบจำลอง	กลไก	SCOD 1 st order kinetic constant (d ⁻¹)	DOC 1 st order kinetic constant (d ⁻¹)
1	Water	Oxidation	0.1054	-
		Loss of water	-	0.0190
2	Local soil	Adsorption	-	-
		Loss of soil	0.1682	0.0828
3	Microorganisms sediment	Biodegradation	0.1171	-
		Loss of microorganisms	0.0657	0.0450
4	Aquatic weed	Plant uptake	0.1022	0.0455
5	Wetland	Reduction	0.2527	-
		Release	0.3875	0.0541

หมายเหตุ - ไม่มีค่าคงที่ของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น

ผลการตรวจวิเคราะห์ระบบจำลอง ในช่วงที่มีการศึกษาเพื่อหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ สำหรับ Water unit พบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายในระบบน้อยมากและเกิดในช่วงเวลาสั้นมากๆ เพียงในวันแรกของการทดลองเท่านั้น สำหรับ Local soil unit พบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ ในช่วงเวลา 3 วันแรกของการทดลอง สำหรับ Microorganism sediment unit พบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบอย่างเด่นชัดในช่วงเวลา 2 วันแรกของการทดลอง สำหรับ Aquatic weed unit พบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบเป็นเวลา 4 วัน ซึ่งเป็นระยะเวลาที่ยาวนานที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการแบบอื่นๆ และสำหรับ Wetland unit พบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบเป็นเวลา 4 วันของการทดลองเช่นเดียวกับใน Aquatic weed unit

โดยสามารถแสดงสถานะแวดล้อมในการทดลองเพื่อหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของแต่ละระบบบึงประดิษฐ์ย่อยได้ดังตารางที่ 4.10

ตารางที่ 4.10 แสดงสถานะแวดล้อมของระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการ

ลำดับที่	พารามิเตอร์	หน่วย	ระบบจำลองในระดับห้องปฏิบัติการ				
			Water unit	Local soil unit	Microorganisms sediment unit	Aquatic weed unit	Wetland unit
1	pH	-	6.69	4.38	6.59	5.36	6.35
2	DO	mg/L	5.2	4.5	1.2	3.3	1.3
3	Water temperature	°C	26	26	27	27	27
4	Air temperature	°C	28	30	31	29	30

ทั้งนี้ผลของการวิเคราะห์ระยะเวลาที่เก็บในการบำบัด COD และ SCOD ที่ได้จากการทดลองครั้งนี้ยังมีความสอดคล้องกับการศึกษาที่ผ่านมาด้วย ซึ่งในการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์มีระยะเวลาที่เก็บในการบำบัด COD และ SCOD ที่อย่างน้อย 4 วันขึ้นไป (Akratos and Tsihrintzis, 2008; Li *et al.*, 2008) และพบว่าสามารถกำจัด COD ได้ แต่ SCOD มีความแปรปรวนอย่างมากรวมถึงมีเปอร์เซ็นต์การบำบัดเป็นลบได้ด้วย ทั้งนี้เนื่องมาจากการมี SCOD เกิดขึ้นภายในบึงประดิษฐ์และมีการปลดปล่อยออกมา (Valsero *et al.*, 2010)

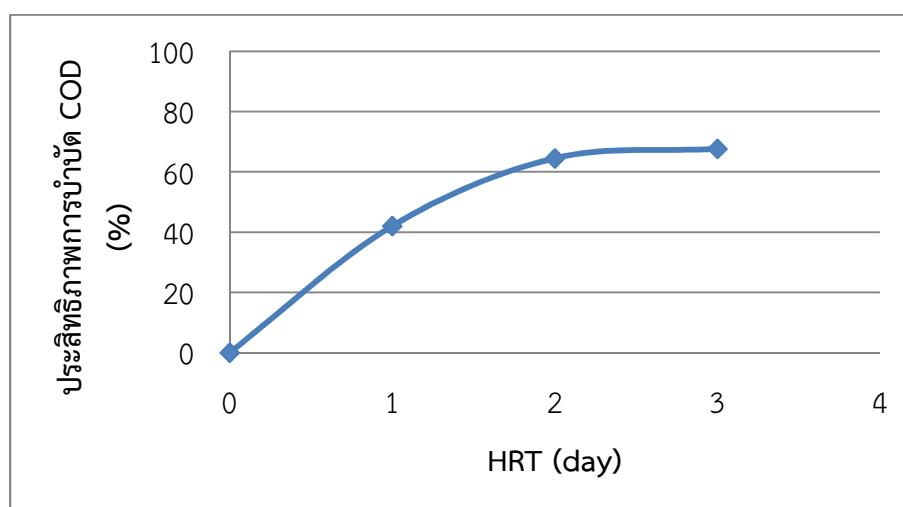
นอกจากนี้ในงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าปริมาณ DOC จะมีเพิ่มมากขึ้นเมื่อระยะเวลาที่เก็บมากขึ้น เนื่องจากกลไกการระเหยของน้ำ (Evapoconcentration) การชะละลาย (Leaching) ที่เกิดขึ้นในระบบจากพืช สาหร่าย จุลินทรีย์และตะกอน และการซึมของน้ำ (Seepage) (Pinney *et al.*, 2000; Diaz *et al.*, 2009; Diaz *et al.*, 2012) รวมถึงสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เกิดขึ้นก็มีการสลายไปเนื่องจากกลไกการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์และแสงแดดได้ด้วย (Pinney *et al.*, 2000) โดยปริมาณของ DOC จะสามารถตรวจพบได้น้อยในระดับที่ไม่มีนัยสำคัญในการเปลี่ยนแปลงปริมาณของสารก่อมะเร็งในระบบบึงประดิษฐ์ที่ระยะเวลาที่เก็บน้อยกว่า 2 วัน และปริมาณ DOC จะมีเพิ่มมากขึ้นเมื่อระยะเวลาที่เก็บมากขึ้น โดยจะมีปริมาณหลายๆ ที่ระยะเวลาที่เก็บในระบบบึงประดิษฐ์มากกว่า 10 วัน (Diaz *et al.*, 2009)

นอกจากนี้การเพิ่มขึ้นของ DOC อาจมาจากแหล่งอื่นภายนอกระบบได้ด้วย เช่น น้ำฝนชะละลายลงสู่ระบบ (Park *et al.*, 2008) ดังนั้นด้วยเหตุผลของการเพิ่มขึ้นของปริมาณของ DOC ในระบบดังกล่าวจึงทำให้มีความแปรปรวนในการวัดปริมาณของสารอินทรีย์ในระบบ ในการศึกษาจึงพบว่าการคำนวณค่าคงที่ปฏิกิริยาในลักษณะการบำบัด (Removal) หรือในลักษณะของการปลดปล่อย (Release) ออกมาจากองค์ประกอบในระบบได้ด้วย โดยเป็นผลจากการคำนวณผลต่างของการลดลงทั้งหมด (Overall decrease) และการชะละลาย (Leaching) (Pinnery *et al.*, 2000)

4.2.4 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในรูปของ COD ในระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการ

นอกจากค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของกลไกที่เกิดขึ้น ที่ต้องนำมาใช้ในการสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์แล้ว ยังมีค่าเปอร์เซ็นต์ของการบำบัด COD ด้วยระบบบึงประดิษฐ์ ซึ่งแสดงถึงความสามารถในการเปลี่ยนรูปของ COD เป็น SCOD ในน้ำประกอบการพัฒนาแบบจำลองด้วย เพื่อให้สามารถประมาณค่า SCOD ทั้งหมดที่มีโอกาสเกิดขึ้นได้จากการเปลี่ยนสภาพของ COD นอกเหนือจาก SCOD ที่มีอยู่แล้วในน้ำเข้าระบบ โดย SCOD ในส่วนนี้ถือเป็นส่วนของการที่สารอินทรีย์อนุภาคใหญ่สามารถแตกตัวเป็นอนุภาคที่เล็กกว่าและเพิ่มความเข้มข้นของสารอินทรีย์อนุภาคเล็กในน้ำ (Marschner and Bredow, 2002)

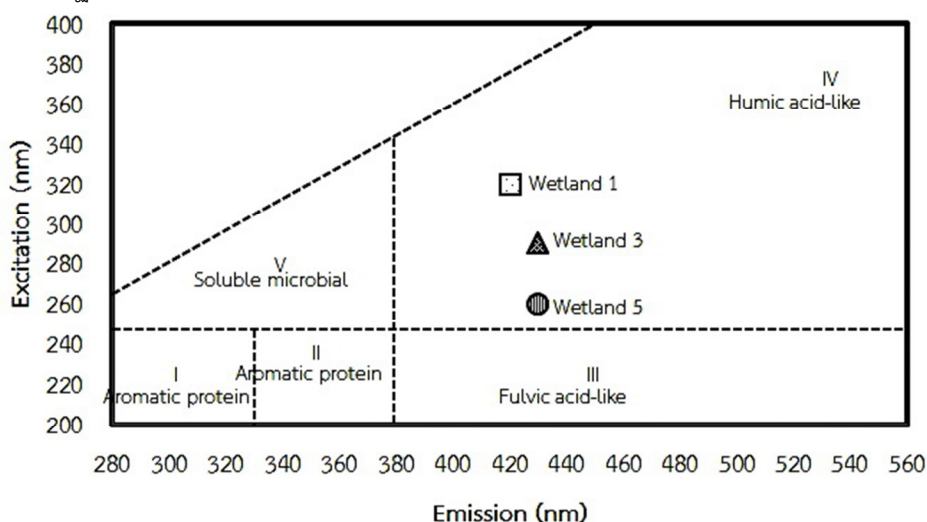
จากการทดลองด้วย Wetland unit พบว่าการลดลงของ COD ในระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการมีอัตราเพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็วภายในเวลา 2 วันแรก ก่อนที่จะเข้าสู่สภาวะคงที่ สารอินทรีย์ในรูป COD สามารถถูกบำบัดได้มากที่สุด ที่ 68% ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.11 ดังนั้นในการศึกษาจึงใช้ค่า 68% เป็นค่าประสิทธิภาพของบึงประดิษฐ์ที่สามารถย่อยสลาย COD เป็น SCOD ด้วยเหตุผลที่ว่าอนุภาคของสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ที่เป็นอนุภาคแขวนลอยและคอลลอยด์ในน้ำให้เล็กลงอยู่ในรูปสารอินทรีย์ละลายน้ำ ดังนियามการจำแนกสารอินทรีย์ธรรมชาติและองค์ประกอบคาร์บอนในน้ำ ซึ่งสารอินทรีย์อนุภาคใหญ่สามารถแตกตัวเป็นอนุภาคที่เล็กกว่าและเพิ่มความเข้มข้นของสารอินทรีย์อนุภาคเล็กในน้ำได้ (AWWARF, 1993; Marschner and Bredow, 2002; Shi *et al.*, 2010)



ภาพประกอบที่ 4.11 เปอร์เซนต์ของการบำบัด COD ด้วยระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ

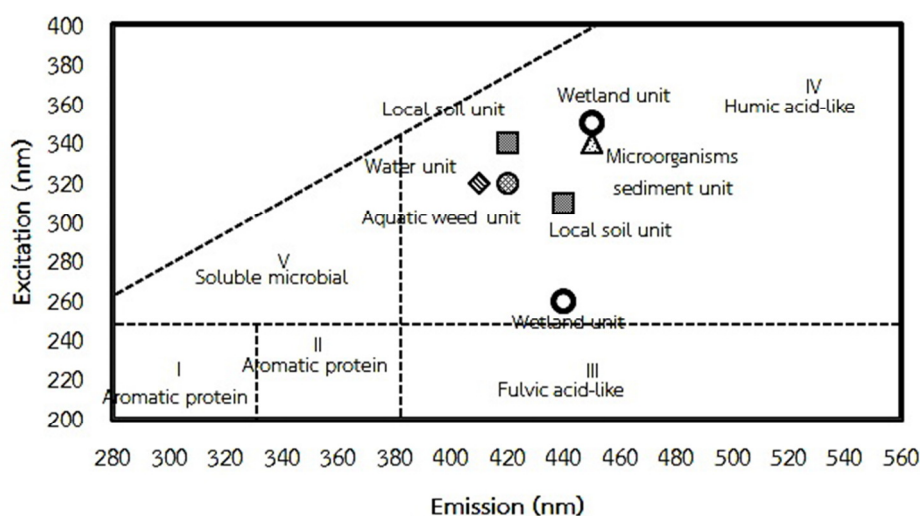
4.2.5 ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการ

นอกจากการศึกษาเพื่อหาค่าคงที่ต่างๆ ในการสร้างแบบจำลอง ซึ่งเป็นการศึกษาการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ในเชิงปริมาณแล้ว ในการศึกษาได้ทำการวิเคราะห์สารอินทรีย์ในน้ำด้วย Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) โดยทำการตรวจวิเคราะห์ในน้ำเสียที่ออกจากบ่อป่บ บ่อบึงประดิษฐ์ 3 และบ่อบึงประดิษฐ์ 5 จากตัวอย่างน้ำเสียทั้งในฤดูฝนและฤดูร้อน สามารถตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำ ในน้ำที่ออกจากบ่อป่บ ที่ตำแหน่ง $320 \text{ nm}_{\text{Ex}}/420 \text{ nm}_{\text{Em}}$ บ่อบึงประดิษฐ์ 3 ที่ตำแหน่ง $290 \text{ nm}_{\text{Ex}}/430 \text{ nm}_{\text{Em}}$ และบึงประดิษฐ์ 5 ที่ตำแหน่ง $260 \text{ nm}_{\text{Ex}}/430 \text{ nm}_{\text{Em}}$ ซึ่งเมื่อทำการแบ่งตามพื้นที่ของค่า Excitation และ Emission ที่วิเคราะห์ได้ตามตำแหน่งของสารอินทรีย์ในการวิเคราะห์ด้วย FEEM สามารถสรุปการตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำเป็นกลุ่ม Fulvic acid and Humic acid – like substances ในน้ำที่ออกจากบ่อป่บ บ่อบึงประดิษฐ์ 3 และบึงประดิษฐ์ 5 ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.12



ภาพประกอบที่ 4.12 กลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตรวจพบในระบบบึงประดิษฐ์

และตรวจพบสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ย่อยในระดับห้องปฏิบัติการในกลุ่ม Fulvic acid and Humic acid – like substances จากตัวอย่างน้ำใน Water unit ที่ตำแหน่ง $320 \text{ nm}_{\text{Ex}}/410 \text{ nm}_{\text{Em}}$ Local soil unit ที่ตำแหน่ง $340 \text{ nm}_{\text{Ex}}/420 \text{ nm}_{\text{Em}}$ Aquatic weed unit ที่ตำแหน่ง $320 \text{ nm}_{\text{Ex}}/420 \text{ nm}_{\text{Em}}$ Microorganisms sediment unit ที่ตำแหน่ง $340 \text{ nm}_{\text{Ex}}/450 \text{ nm}_{\text{Em}}$ และ Wetland unit ที่ตำแหน่ง $260 \text{ nm}_{\text{Ex}}/440 \text{ nm}_{\text{Em}}$ ซึ่งเมื่อทำการแบ่งตามพื้นที่ของค่า Excitation และ Emission ที่วิเคราะห์ได้ตามตำแหน่งของสารอินทรีย์ในการวิเคราะห์ด้วย FEEM แล้ว สามารถสรุปการตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำเป็นกลุ่ม Fulvic acid and Humic acid – like substances เช่นเดียวกัน นอกจากนี้ยังตรวจพบกลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่ม Fulvic acids ใน Local soil unit ที่ตำแหน่ง $310 \text{ nm}_{\text{Ex}}/440 \text{ nm}_{\text{Em}}$ และ Wetland unit ที่ตำแหน่ง $350 \text{ nm}_{\text{Ex}}/450 \text{ nm}_{\text{Em}}$ อีกด้วย (Jonhom *et al.*, 2009) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.13



ภาพประกอบที่ 4.13 กลุ่มของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตรวจพบในระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ

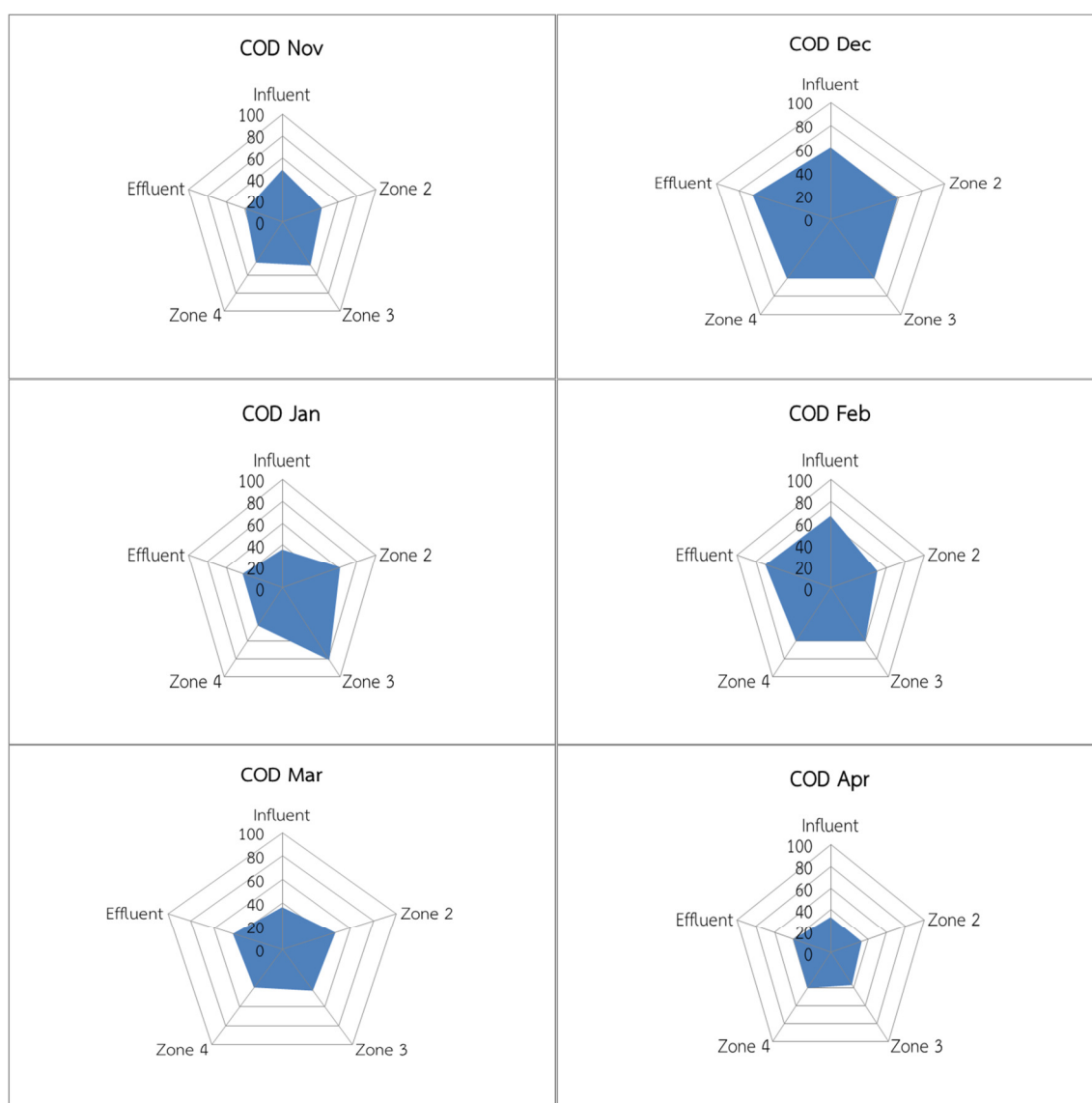
ดังนั้นสามารถสรุปได้ว่าในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านกระบวนการบำบัดขั้นที่สองและในระบบบึงประดิษฐ์มีสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม Fulvic acid and Humic acid – like substances เป็นองค์ประกอบ ดังผลการศึกษาที่สามารถตรวจพบสารกลุ่มนี้ได้ ในน้ำที่ออกจากบ่อป๋ม (Maturation pond) ซึ่งเมื่อเข้าสู่กระบวนการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยระบบบึงประดิษฐ์แล้วพบว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มนี้ไม่สามารถบำบัดได้ด้วยระบบบึงประดิษฐ์ ดังผลการศึกษาที่สามารถตรวจพบสารกลุ่มนี้ได้ ในน้ำที่ออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ 3 และในบ่อบึงประดิษฐ์ 5 และในขณะเดียวกันก็มีโอกาสที่จะพบสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม Fulvic acids ในน้ำทิ้งที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์ได้ด้วย ดังผลการศึกษาที่สามารถตรวจพบสารกลุ่มนี้ได้ ในน้ำที่ออกจาก Wetland unit ซึ่งสารในกลุ่มดังกล่าวมาจากสารอินทรีย์ธรรมชาติ ในส่วน Pedogenic organic matter ซึ่งมักเป็นกลุ่ม Fulvic acids ในดิน (Soil fulvic acids) (Filella, 2009) เพราะมีโอกาสพบได้มากกว่า Humic acids ในดินประมาณ 5 เท่า (Humintech., 2012) และสามารถละลายในน้ำได้ง่ายกว่าในทุกๆ ความเป็นกรดต่าง (Filella, 2009; Logan, 2012) โดยเมื่อดินที่นำมาใช้ถูกรบกวนจากขั้นตอนการเตรียมดินทำให้มีการละลายกลับสู่น้ำ ซึ่งเป็นกลุ่มที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ (Low molecular weight) และมีความเป็นวงแหวนต่ำ (Less aromatic) (Li *et al.*, 2008) ดังผลการศึกษาที่สามารถตรวจพบสารกลุ่มนี้ได้ ในน้ำจาก Local soil unit ด้วยเช่นกัน

4.3 ผลการศึกษาการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นตามความยาวของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

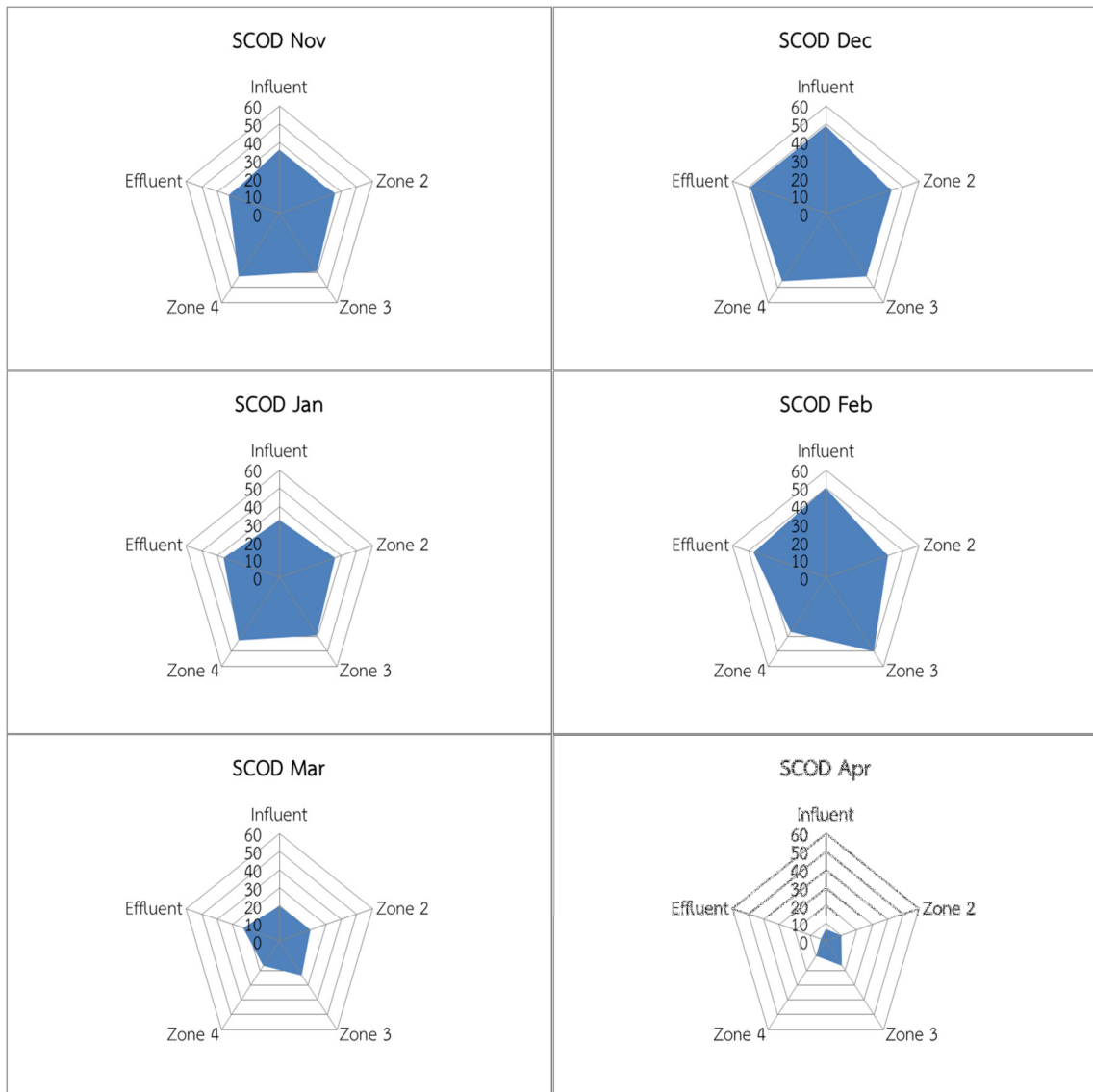
4.3.1 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำตามระยะทางตามแนวยาวในบึงประดิษฐ์บ่อ 3 ระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

กระบวนการโดยส่วนใหญ่ในระบบบึงประดิษฐ์สามารถสรุปได้ว่าเกิดขึ้นในลักษณะที่เป็นปฏิกิริยาอันดับ 1 และสามารถอธิบายได้ด้วยจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ซึ่งในทางทฤษฎีแล้วความเข้มข้น

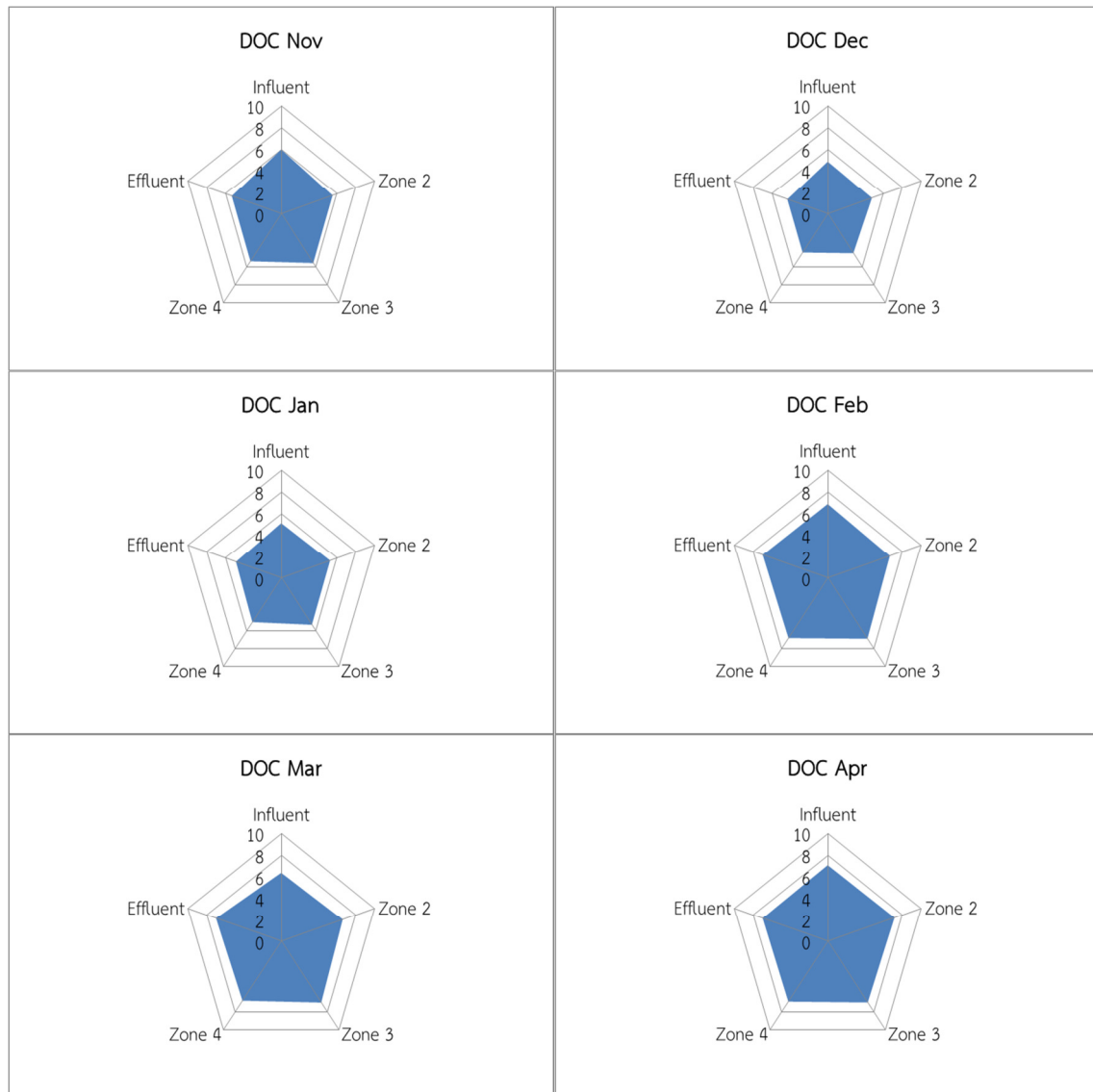
ของสารปนเปื้อนต่างๆ จะเปลี่ยนแปลงไปตามระยะทางตามแนวยาว แต่จากการตรวจเอกสารพบว่าโดยส่วนใหญ่ความเข้มข้นของสารปนเปื้อนต่างๆ จะเปลี่ยนแปลงไปตามระยะทาง แต่อาจไม่ทั้งหมดที่มีพฤติกรรมของการบำบัดเช่นเดียวกันนี้ โดยพบว่าการบำบัดจะเกิดขึ้นโดยส่วนใหญ่ที่ระยะทาง 1/3 ของระยะทางของระบบ และอาจมีการบำบัดลดลงหรือไม่เกิดการบำบัดขึ้นเลยในระยะทางส่วนที่เหลือได้เช่นกัน (Kotti *et al.*, 2010) ซึ่งศึกษาพฤติกรรมของสารอินทรีย์ในรูป COD และสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ SCOD และ DOC ในการเปลี่ยนแปลงตามระยะทางตามระยะทางตามแนวยาวในระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา สามารถแสดงได้ดังภาพประกอบที่ 4.14 โดยพฤติกรรมของสารอินทรีย์ในรูป COD และสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งในรูป SCOD และ DOC มีพฤติกรรมของการบำบัดที่ไม่แน่นอน พบการเพิ่มขึ้นและลดลงในระบบไม่แปรผันตามระยะทางอย่างชัดเจนนัก แต่สามารถสังเกตการณ์แนวโน้มของการลดลงเมื่อระยะทางเปลี่ยนไปได้ในบางตำแหน่ง และในบางเดือน



(a)



(b)



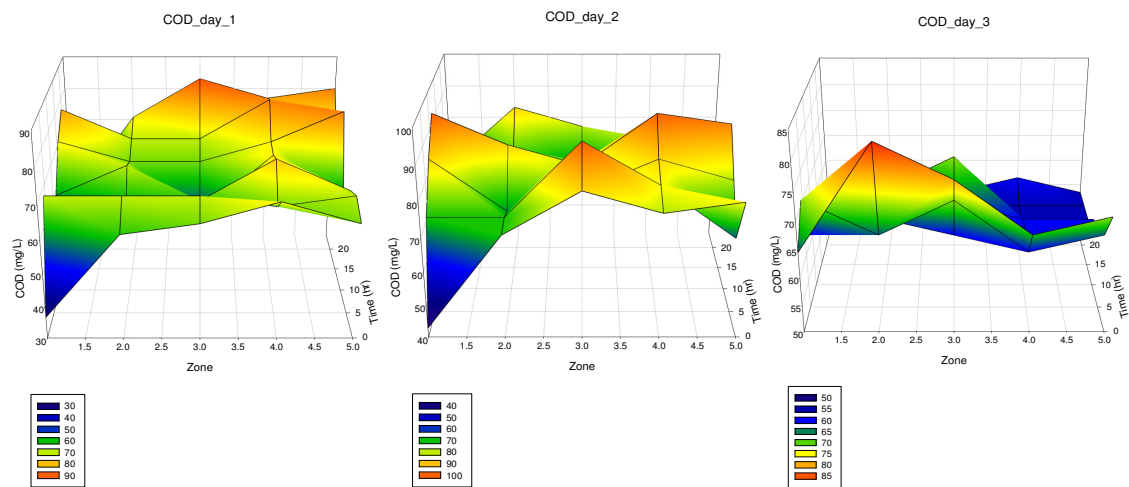
(c)

ภาพประกอบที่ 4.14 การเปลี่ยนแปลงของ COD SCOD และ DOC ในบึงประดิษฐ์บ่อ 3 ระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ที่ตำแหน่งต่างๆ ตามระยะทางตามแนวยาวในแต่ละเดือน (a) การเปลี่ยนแปลงของ COD (b) การเปลี่ยนแปลงของ SCOD (c) การเปลี่ยนแปลงของ DOC

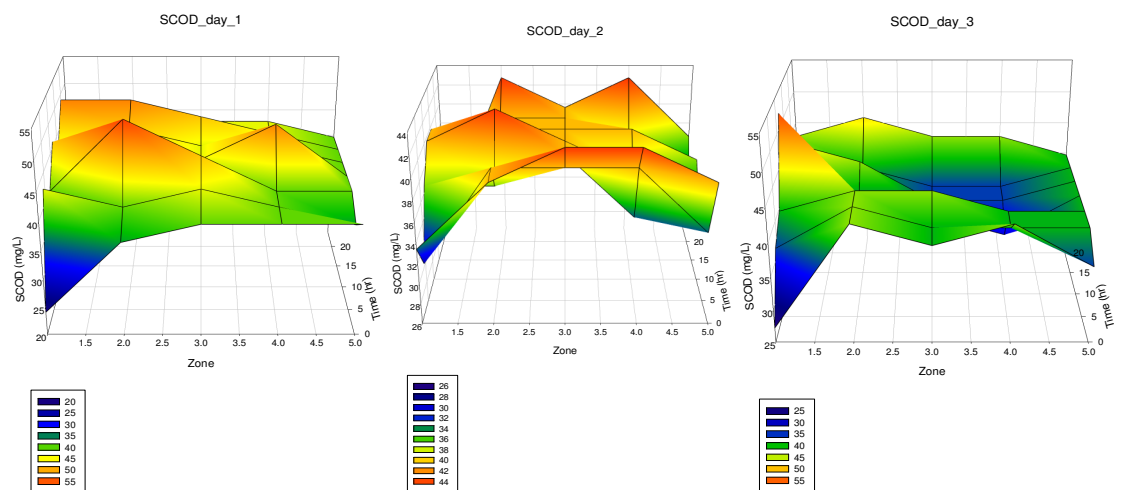
4.3.2 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำตามระยะทางตามแนวยาวในบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ

ในการทดลองศึกษาพฤติกรรมของสารอินทรีย์ในรูป COD และสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ SCOD และ DOC จากการทดลองในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ พบว่าพฤติกรรมของสารอินทรีย์ในรูป COD และสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งในรูป SCOD และ DOC มีพฤติกรรมของการบำบัดที่ไม่แน่นอน มีการเพิ่มขึ้นและลดลงในระบบไม่แปรผันตามระยะทางอย่างชัดเจนนัก แต่สามารถสังเกตการณ์แนวโน้มของการลดลงเมื่อระยะทางเปลี่ยนไปได้ในบางตำแหน่ง และในบางช่วงเวลาเช่นเดียวกับพฤติกรรมของการบำบัดในระบบขนาดใหญ่ ดังแสดงในภาพประกอบที่

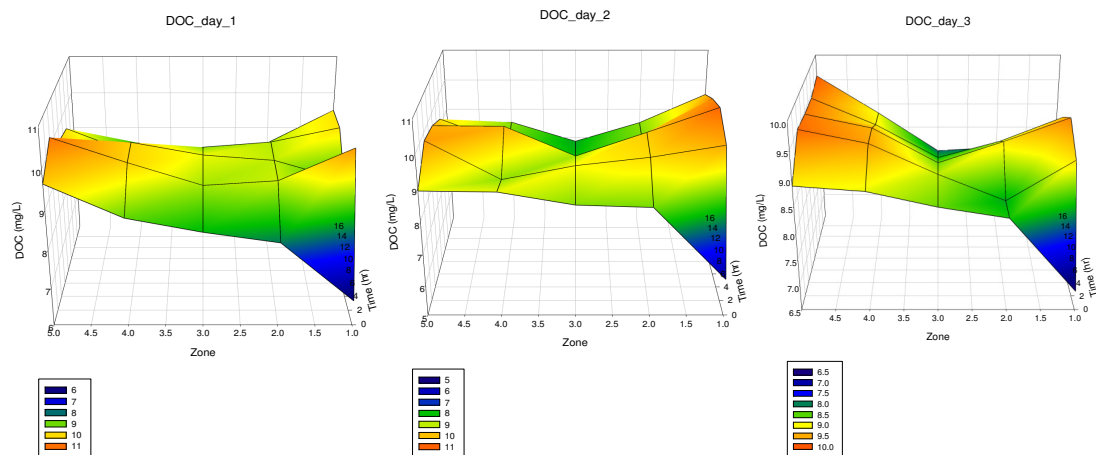
4.15



(a)



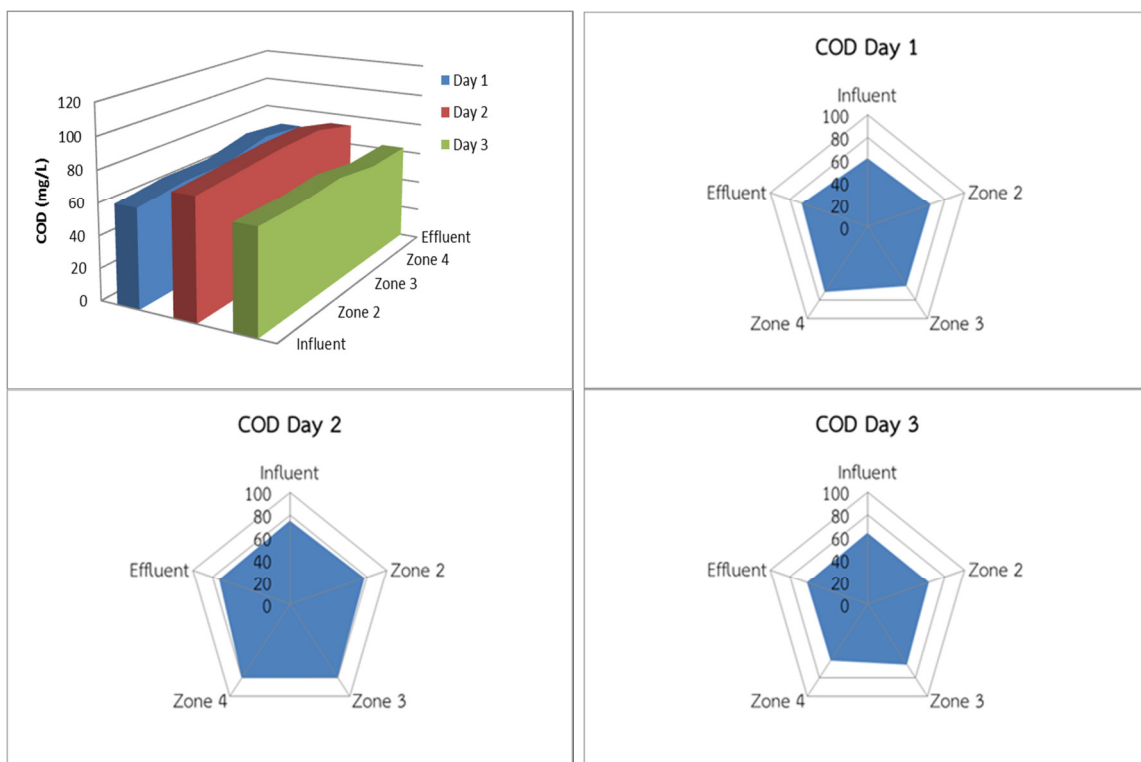
(b)



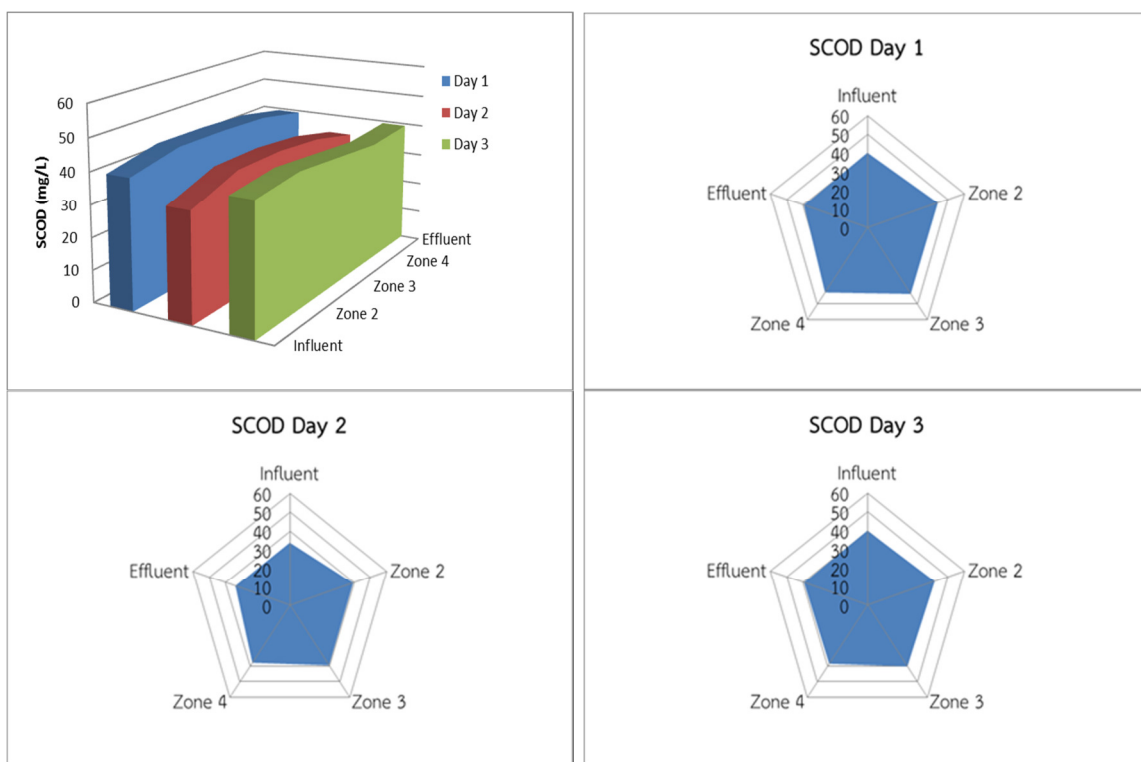
(c)

ภาพประกอบที่ 4.15 การเปลี่ยนแปลงของ COD SCOD และ DOC ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการตามระยะทางตามแนวยาวที่ตำแหน่งต่างๆ ในเวลา 3 วัน (a) การเปลี่ยนแปลงของ COD (b) การเปลี่ยนแปลงของ SCOD (c) การเปลี่ยนแปลงของ DOC

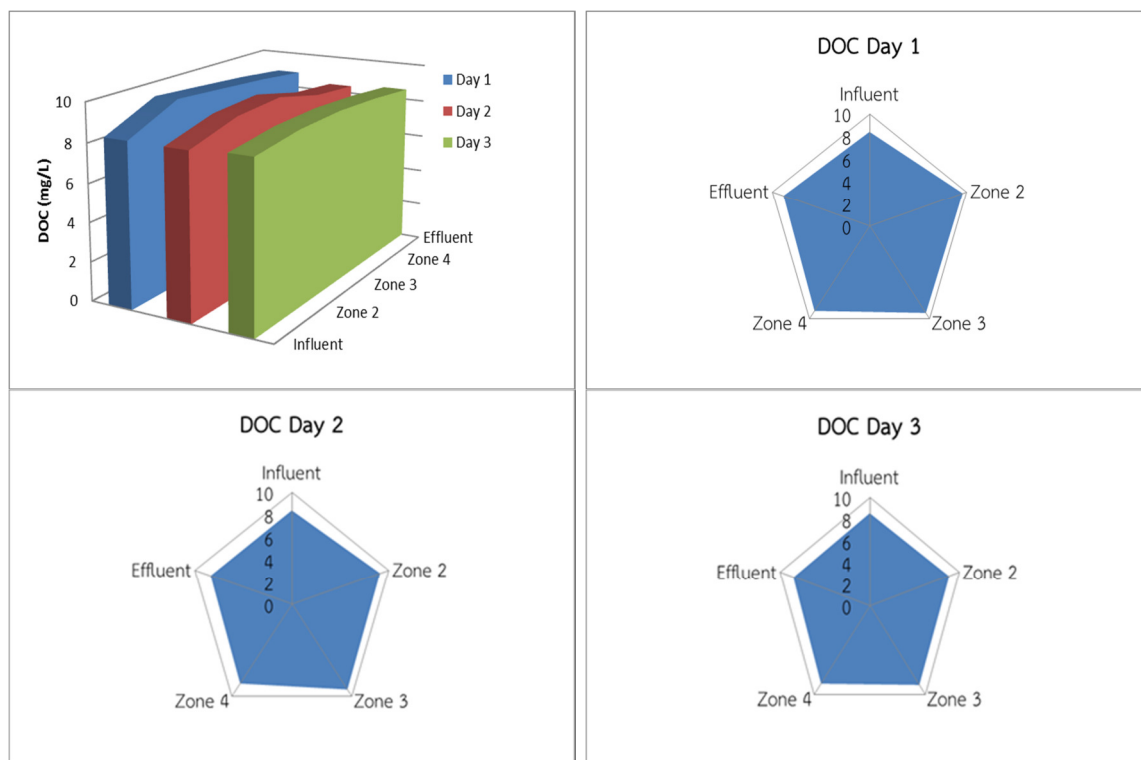
โดยสังเกตพบการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายในตำแหน่งที่ 3 4 และ 5 และพบว่ามีการเปลี่ยนแปลงปริมาณเมื่อเวลาผ่านไปด้วย เช่น การเพิ่มขึ้นของ COD ในระบบในวันที่ 2 และลดลงในวันที่ 3 การลดลงของ SCOD ในวันที่ 2 และการเพิ่มขึ้นในวันที่ 3 แสดงว่ากลไกที่เกิดขึ้นในระบบมีทั้งการปลดปล่อย และบำบัดสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำ โดยเกิดขึ้นในลักษณะที่เปลี่ยนแปลงไปตามยาวของระบบ ทั้งนี้ขึ้นกับปริมาณของสารอินทรีย์ที่สะสมอยู่ในระบบที่มีอิทธิพลต่อผลต่างของการบำบัดหรือการชะละลาย ณ ตำแหน่งนั้นๆ ของระบบ ยกตัวอย่างเช่นหากมีปริมาณการชะละลายมากก็จะมีผลให้ตำแหน่งนั้นๆ มีปริมาณของสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำในเพิ่มสูงขึ้นได้ โดยมีอัตราการบำบัดน้อยหรือไม่มีการบำบัดเกิดขึ้น ทำให้ผลต่างปรากฏการปลดปล่อยออกมาจากระบบ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.16



(a)



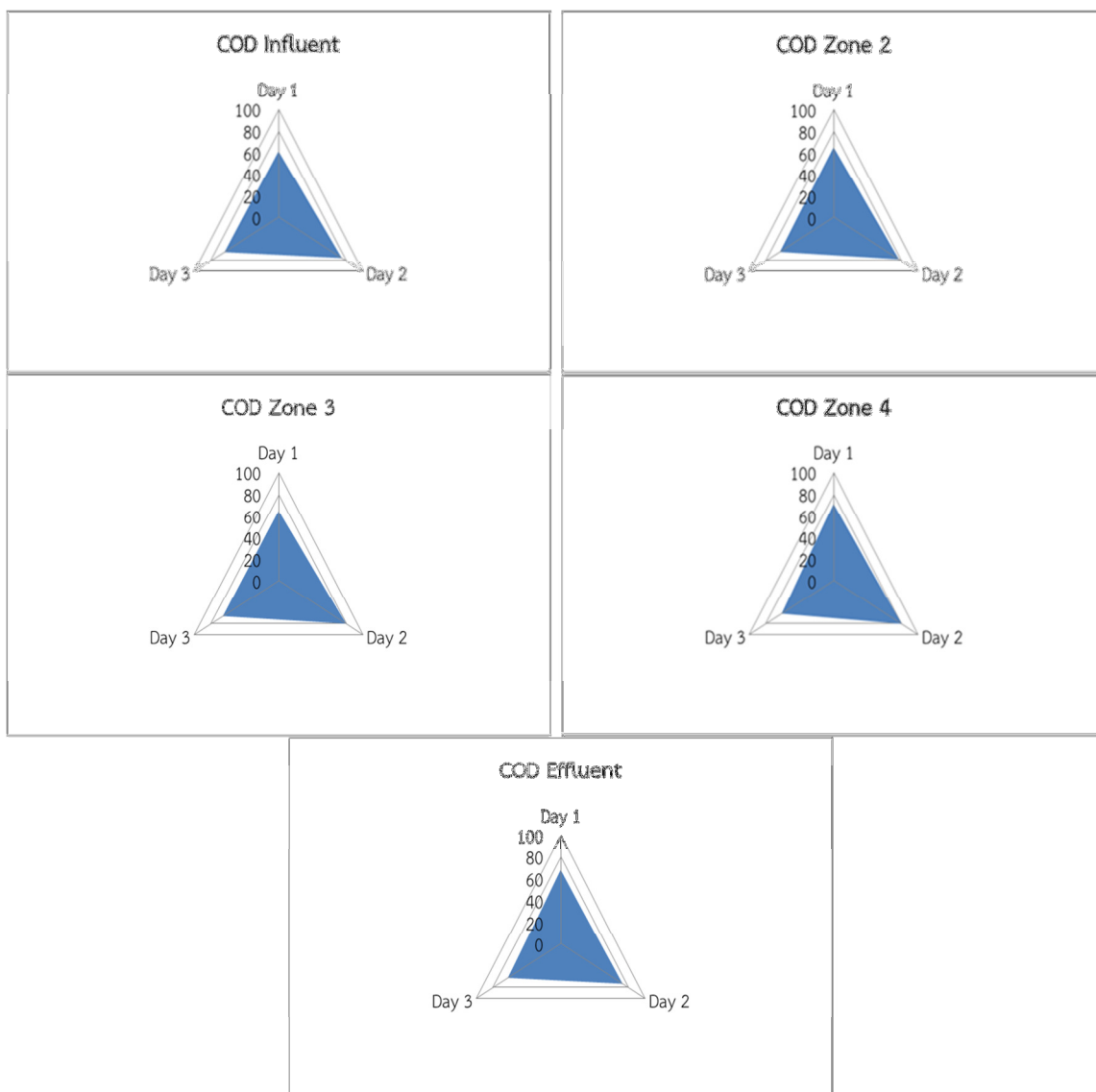
(b)



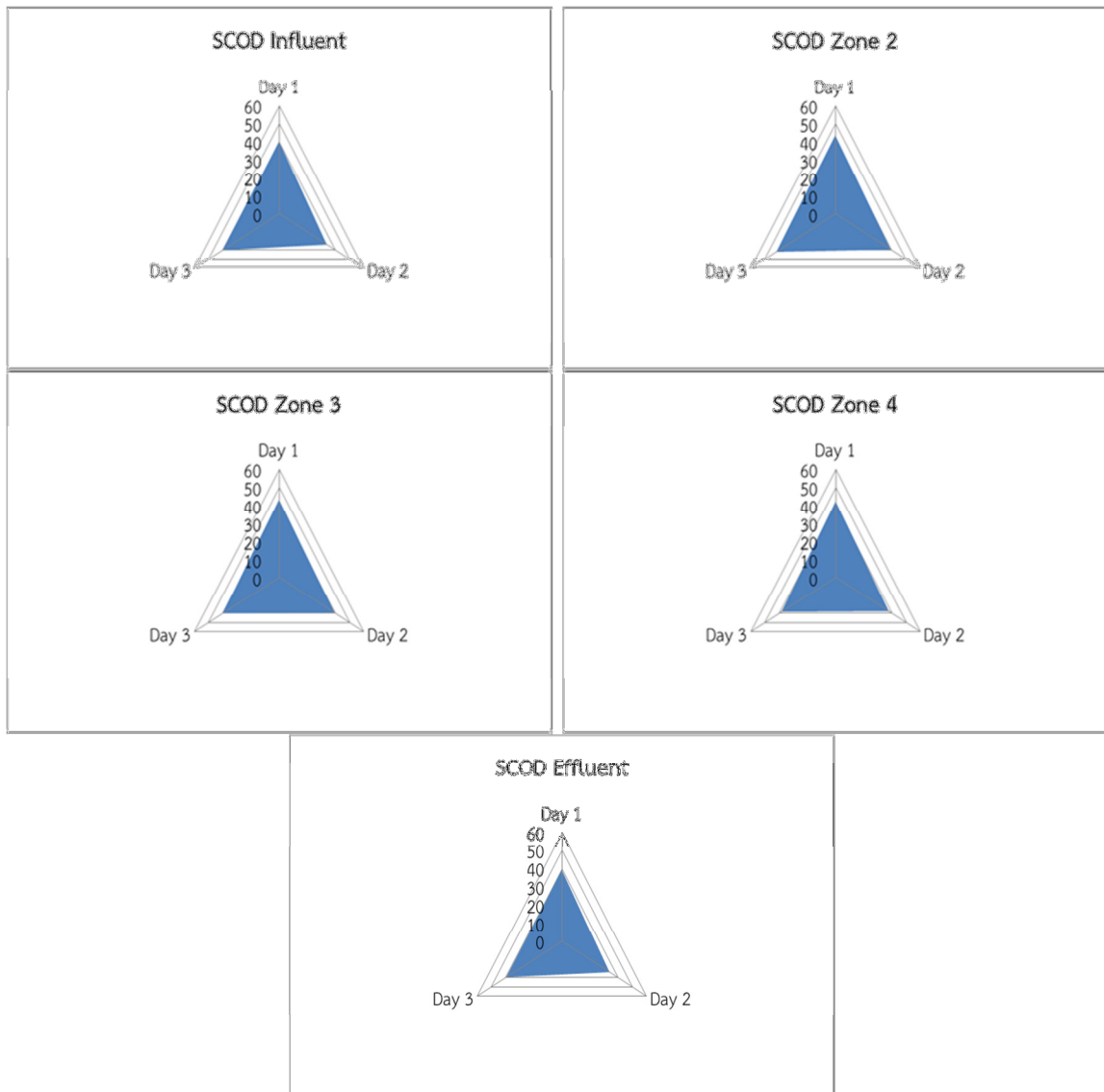
(c)

ภาพประกอบที่ 4.16 การเปลี่ยนแปลงของ COD SCOD และDOC ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการตามระยะทางตามแนวยาว (a) การเปลี่ยนแปลงของ COD (b) การเปลี่ยนแปลงของ SCOD (c) การเปลี่ยนแปลงของ DOC

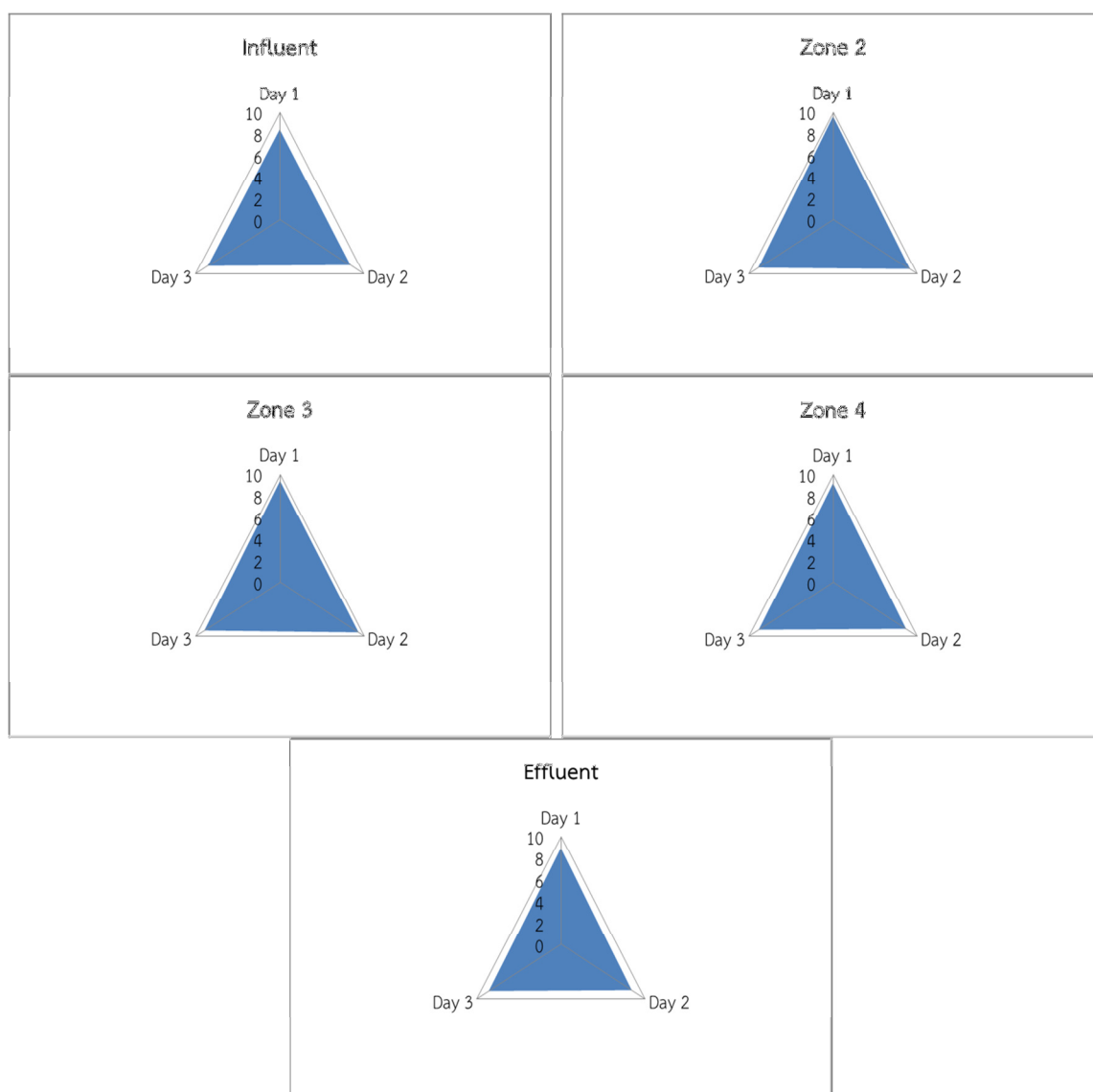
นอกจากนี้สามารถแสดงการเปรียบเทียบพฤติกรรมของการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำ ในวันที่ 1 2 และ 3 ของการทดลอง ที่ตำแหน่งต่างๆ ทั้ง 5 ตำแหน่ง อย่างละเอียด ได้ดังภาพประกอบที่ 4.17 โดยสังเกตพบการเพิ่มขึ้นและลดลงที่ตำแหน่งต่างๆ โดยอาศัยพื้นที่แรเงาภายในกราฟ ซึ่งจากการศึกษาด้วยแผนภาพที่ได้สามารถแสดงให้เห็นถึงการลดลงและการเพิ่มขึ้นของสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบตลอดความยาวของระบบ ซึ่งมีความไม่แน่นอนของการเกิดกลไกการในปลดปล่อยหรือการบำบัดสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ชัดเจน เนื่องจากที่ตำแหน่งหนึ่งๆ เมื่อเวลาผ่านไปก็อาจแสดงผลของปริมาณสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำเพิ่มขึ้นหรือลดลงได้เช่นกัน



(a)



(b)



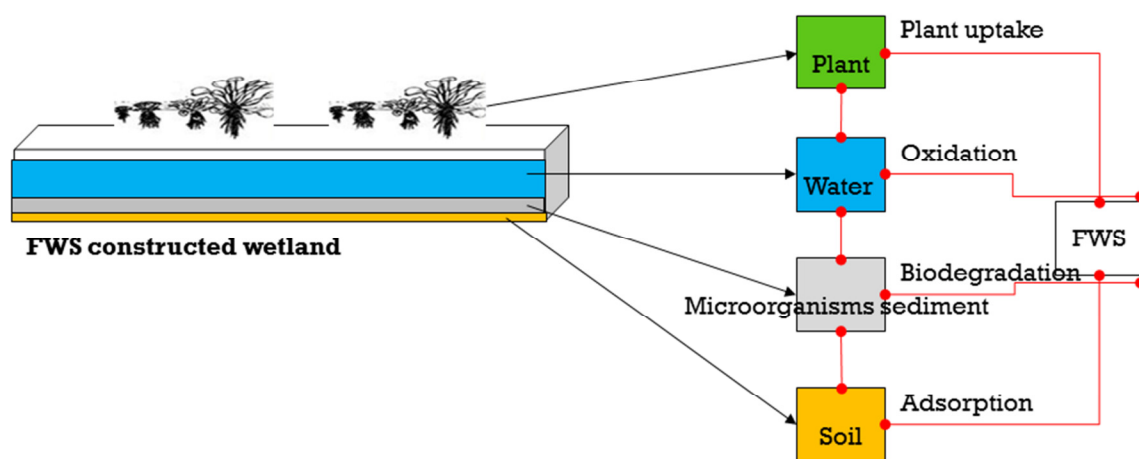
(c)

ภาพประกอบที่ 4.17 การเปลี่ยนแปลงของ COD SCOD และ DOC ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ ที่ตำแหน่งต่างๆ ในแต่ละวัน (a) การเปลี่ยนแปลงของ COD (b) การเปลี่ยนแปลงของ SCOD (c) การเปลี่ยนแปลงของ DOC

4.4 ผลการสร้างแบบจำลองเพื่ออธิบายกลไกการบำบัดและความสัมพันธ์ของสภาวะแวดล้อมที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

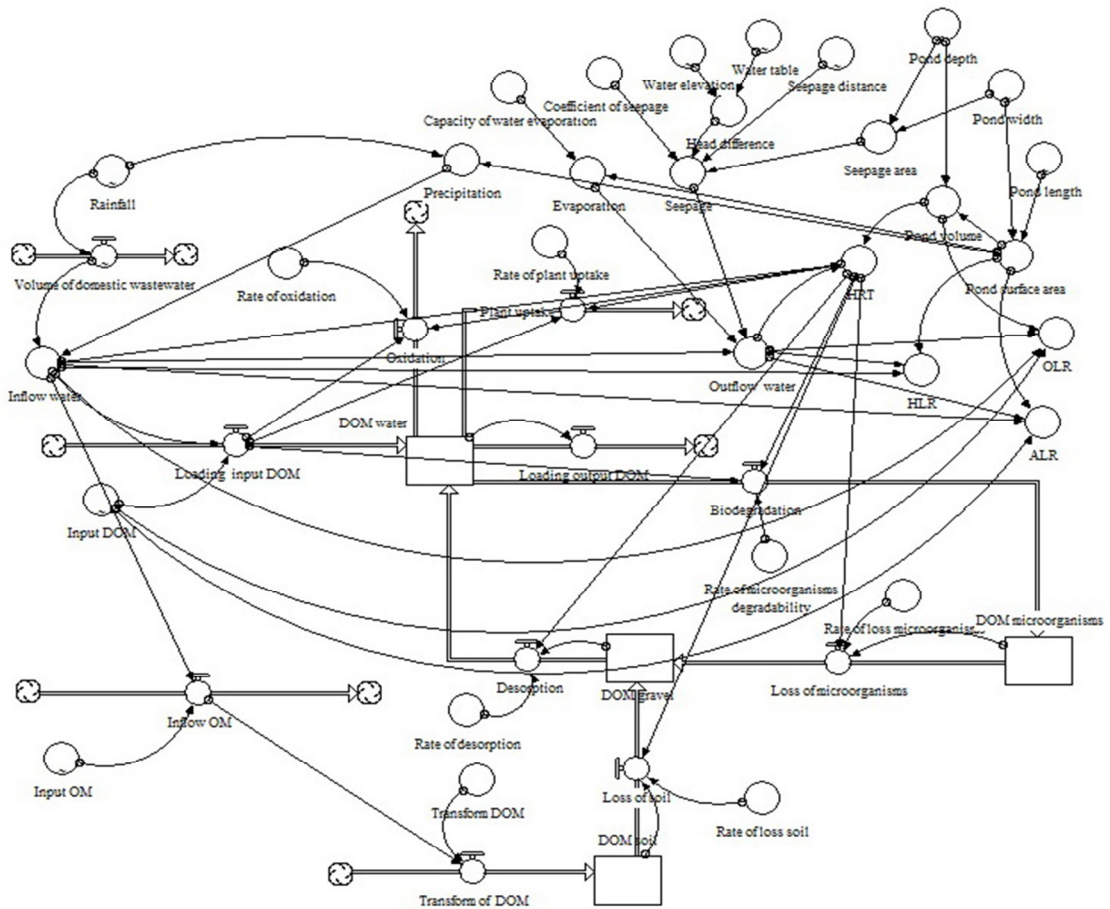
4.4.1 การสร้างแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

ในการสร้างแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ใช้หลักของการสร้างแบบจำลองมาจากรูปแบบของมโนภาพ ซึ่งมาจากการนิยามภาพขึ้นในสมองโดยยึดหลักจากการจำแนกองค์ประกอบตามโครงสร้างของบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินและกลไกที่เกิดขึ้นในแต่ละองค์ประกอบของระบบออกมาในแบบของภาพวาด โดยยังมีความไม่ชัดเจนของการกำหนดจุดเริ่มต้น ขั้นตอน ความเป็นระเบียบ และการเชื่อมโยงความสัมพันธ์ที่ครบถ้วน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.18



ภาพประกอบที่ 4.18 แบบจำลองมโนภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

เมื่อได้แบบจำลองมโนภาพแล้วจึงดำเนินการต่อไปในการพัฒนาเป็นแบบจำลองแผนภาพ โดยการใช้โปรแกรม STELLA ในการสร้างแผนภาพหรือไดอะแกรม ซึ่งใช้แทนความสัมพันธ์ขององค์ประกอบ และกลไกต่างๆ โดยลักษณะสำคัญของแบบจำลองที่ได้ คือ ใช้อัตราการลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เกิดจากกลไกต่างๆ ได้แก่ การออกซิเดชันในน้ำ การดูดซับโดยพืช การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์และการดูดติดโดยดินเพื่อคำนวณปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เพิ่มขึ้นและลดลงในระบบแบบจำลองแผนภาพที่ได้จะมีความเป็นระเบียบแบบแผนมากขึ้น มีความชัดเจนมากขึ้น และสามารถวิเคราะห์ความสัมพันธ์เพื่อกำหนดตัวแปรที่ต้องการศึกษา และสมการที่ต้องใช้แสดงลักษณะการทำงานของระบบได้ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.19



ภาพประกอบที่ 4.19 แบบจำลองแผนภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

และเมื่อได้บรรจุข้อมูลเชิงตัวเลข และสมการคณิตศาสตร์เพื่อแสดงลักษณะของการทำงานลงในแบบจำลองมโนภาพแล้วจะได้แบบจำลองที่สามารถแสดงถึงการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ โดยการใช้ข้อมูลและค่าคงที่ของการเกิดปฏิกิริยาจากการเดินระบบจำลองในห้องปฏิบัติการ การเก็บข้อมูลภาคสนามและข้อมูลจากเอกสารประกอบ ซึ่งในการศึกษาระบบแบบกะทำให้สามารถวิเคราะห์ค่าคงที่ปฏิกิริยาในการเกิดปฏิกิริยาของสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ รวมถึงการศึกษาพฤติกรรมของการเปลี่ยนแปลงในระบบ ซึ่งทำให้สามารถวิเคราะห์ได้ว่าในระบบมีทั้งการเพิ่มและลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ และจำเป็นต้องจำแนกการวิเคราะห์ที่ทั้งส่วนที่เป็นการลดและการปลดปล่อยควบคู่กัน โดยมีวัตถุประสงค์ของการสร้างแบบจำลองเพื่อสร้างสถานการณ์อุดมคติขึ้นให้สามารถจำลองสถานการณ์จริงของระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน และนำมาใช้ในการทำนายปริมาณสารอินทรีย์ละลาย อธิบายการทำงานของกลไกต่างๆ ในระบบ และประยุกต์ใช้ในการแก้ปัญหาหรือเพื่อการปรับปรุงและพัฒนาระบบต่อไป สามารถแสดงสัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองดังตารางที่ 4.11 และสมการทางคณิตศาสตร์ดังตารางที่ 4.12

ตารางที่ 4.11 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย	แหล่งที่มา
ALR	Area loading rate of dissolved organic matter	kg SCOD m ⁻² day ⁻¹	Simulation
Biodegradation	Mechanism of microorganisms layer	mg SCOD per day	Simulation
Coefficient_of_seepage	Seepage constant of clay pond	m per day	Bed on values given from design data and calibration
Capacity_of_water_evaporation	Average evaporation capacity in area	mm per day	Bed on values given from design data and calibration
Desorption	Mechanism of local soil and microorganisms sediment layer	mg SCOD per day	Simulation
DOM_gravel	Accumulation in local soil and microorganisms sediment layer	mg SCOD per day	Simulation
DOM_microorganisms	Accumulation in microorganisms sediment layer	mg SCOD per day	Simulation
DOM_soil	Accumulation in soil	mg SCOD per day	Simulation
DOM_water	Accumulation in water layer	mg SCOD per day	Simulation
Evaporation	Evaporation from constructed wetland	m ³ per day	Simulation
Head_difference	Head difference in wetland pond	m	Bed on values given from layout
HRT	Hydraulic retention time of wetland pond	day	Simulation
HLR	Hydraulic loading rate of wastewater in wetland pond	m per day	Simulation
Inflow_OM	Organic matter in wastewater influent	mg COD per day	Simulation

ตารางที่ 4.11 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย	แหล่งที่มา
Inflow_water	Volume of wastewater influent	m ³ per day	Simulation
Input_DOM	Dissolved organic matter concentration in wastewater influent	mg SCOD per L	Bed on field data
Input_OM	Organic matter concentration in wastewater influent	mg COD per L	Bed on field data
Loading__input_DOM	Dissolved organic matter loading rate in wastewater influent	mg SCOD per day	Simulation
Loading_output_DOM	Dissolved organic matter loading rate in wastewater effluent	mg SCOD per day	Simulation
Loss_of_microorganisms	Dissolved organic matter release or leaching from death microorganisms	mg SCOD per day	Simulation
Loss_of_soil	Dissolved organic matter release or leaching from soil	mg SCOD per day	Simulation
OLR	Organic loading rate	kg SCOD m ⁻³ day ⁻¹	Simulation
Outflow__water	Volume of wastewater effluent	m ³ per day	Simulation
Oxidation	Mechanism of water layer	mg SCOD per day	Simulation
Plant_uptake	Mechanism of aquatic weeds layer	mg SCOD per day	Simulation
Pond_depth	Depth of wetland pond	m	Bed on values given from layout
Pond_length	Length of wetland pond	m	Bed on values given from layout
Pond_surface_area	Surface area of wetland pond	m ²	Simulation

ตารางที่ 4.11 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย	แหล่งที่มา
Pond_volume	Volume of wetland pond	m ³	Simulation
Pond_width	Width of wetland pond	m	Bed on values given from layout
Precipitation	Direct precipitation on to constructed wetland	m ³ per day	Simulation
Rainfall	Rainfall in area	mm	Bed on values given from department of meteorology data
Rate_of_loss_microorganisms	Kinetic constant of SCOD release in microorganisms sediment layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Rate_of_loss_soil	Kinetic constant of SCOD release from local soil layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Rate_of_desorption	Kinetic constant of local soil layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Rate_of_plant_uptake	Kinetic constant of local soil layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Rate_of_oxidation	Kinetic constant of water layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Rate_of_microorganisms_degradability	Kinetic constant of microorganisms sediment layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Seepage	Seepage out of constructed wetland	m ³ per day	Simulation
Seepage_area	Cross section area of wetland pond	m ²	Simulation
Seepage_distance	Distance of the edge of wetland ponds	m	Bed on values given from layout
Water_elevation	Water elevation of wetland pond	m	Bed on values given from layout
Water_table	Water table of wetland pond	m	Bed on values given from layout

ตารางที่ 4.12 สมการที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

$$\begin{aligned}
 ALR &= (((Inflow_water+Outflow_water)/2)*Input_DOM)/(Pond_surface_area*1000) \\
 Biodegradation &= Loading_input_DOM*Rate_of_microorganisms_degradability*HRT \\
 Capacity_of_water_evaporation &= 3 \\
 Coefficient_of_seepage &= 0.432 \\
 Desorption &= DOM_gravel*Rate_of_desorption*HRT \\
 DOM_gravel(t) &= DOM_gravel(t - dt) + (Loss_of_microorganisms + Loss_of_soil - Desorption) * dt \\
 DOM_microorganisms(t) &= DOM_microorganisms(t - dt) + (Biodegradation - Loss_of_microorganisms) * dt \\
 DOM_soil(t) &= DOM_soil(t - dt) + (Transform_of_DOM - Loss_of_soil) * dt \\
 DOM_water(t) &= DOM_water(t - dt) + (Loading_input_DOM + Desorption - Loading_output_DOM - Plant_uptake - Oxidation - Biodegradation) * dt \\
 Evaporation &= Pond_surface_area*Capacity_of_water_evaporation/1000 \\
 Head_difference &= Water_elevation-Water_table \\
 HLR &= ((Inflow_water+Outflow_water)/2)/Pond_surface_area \\
 HRT &= Pond_volume/((Inflow_water+Outflow_water)/2) \\
 Inflow_OM &= Inflow_water*Input_OM*1000 \\
 Inflow_water &= Volume_of_domestic_wastewater+Precipitation \\
 INIT_DOM_gravel &= Loss_of_soil+Loss_of_microorganisms \\
 INIT_DOM_microorganisms &= Biodegradation \\
 INIT_DOM_soil &= Transform_of_DOM \\
 INIT_DOM_water &= Loading_input_DOM+Desorption-Oxidation-Plant_uptake-Biodegradation \\
 Loss_of_microorganisms &= IF(HRT>2)THEN(DOM_microorganisms*(Rate_of_loss_microorganisms)*(HRT-2))ELSE(0) \\
 Loss_of_soil &= IF(HRT>2)THEN(DOM_soil*(Rate_of_loss_soil)*(HRT-2))ELSE(0) \\
 Loading_input_DOM &= Inflow_water*Input_DOM*1000 \\
 Loading_output_DOM &= DOM_water \\
 OLR &= (((Inflow_water+Outflow_water)/2)*Input_DOM)/(Pond_volume*1000) \\
 Outflow_water &= Inflow_water-Evaporation-Seepage \\
 Oxidation &= Loading_input_DOM*Rate_of_oxidation*HRT \\
 Plant_uptake &= Loading_input_DOM*Rate_of_plant_uptake*HRT \\
 Pond_surface_area &= Pond_width*Pond_length \\
 Pond_volume &= Pond_surface_area*Pond_depth \\
 Precipitation &= Pond_surface_area*(Rainfall/30)/1000 \\
 Rate_of_desorption &= 0.3875 \\
 Rate_of_loss_microorganisms &= 0.0657 \\
 Rate_of_loss_soil &= 0.1682 \\
 Rate_of_microorganisms_degradability &= 0.1171 \\
 Rate_of_oxidation &= 0.1054 \\
 Rate_of_plant_uptake &= 0.1022 \\
 Seepage &= Coefficient_of_seepage*Seepage_area*(Head_difference/Seepage_distance)
 \end{aligned}$$

ตารางที่ 4.12 สมการที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

Seepage_area = Pond_depth*Pond_width

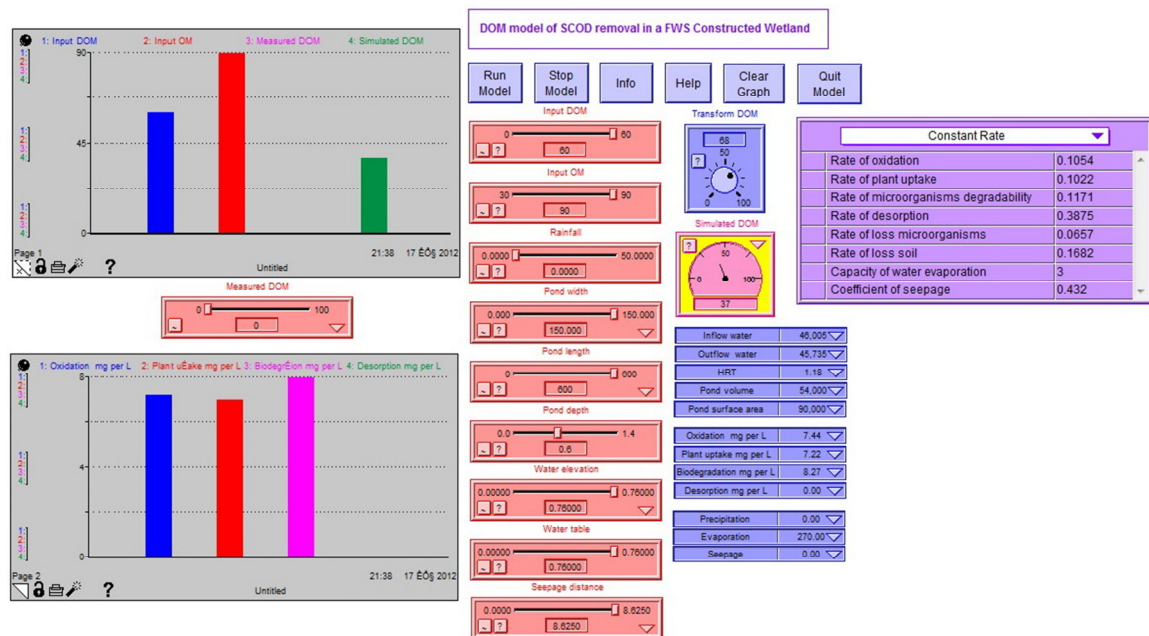
Simulated_DOM = (Loading_output_DOM/Outflow_water)/1000

Transform_DOM = 68

Transform_of_DOM = Inflow_OM*(Transform_DOM/100)

Volume_of_domestic_wastewater = (IF(Rainfall>46)THEN((13950*Rainfall)+734600)ELSE(1380139))/30

สมการที่ใช้ในทุกปฏิกริยาใช้สมการที่ประยุกต์มาจากสมการจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ซึ่งเป็นสมการที่ตั้งอยู่บนสมมุติฐานว่าปฏิกริยาที่เกิดในระบบบึงประดิษฐ์เป็นแบบปฏิกริยาอันดับที่ 1 และลักษณะทางศาสตร์ของบ่อเป็นแบบไหลตามกัน โดยปกติแล้วในการออกแบบระบบจะต้องเลือกใช้ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ ซึ่งเป็นความสัมพันธ์ระหว่างน้ำเสียกับชนิดระบบมาคำนวณ โดยการหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์สามารถหาได้จากการทดลองในห้องปฏิบัติการ นอกจากนี้ยังสามารถแสดงการประมวลผลเชิงตัวเลขของแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ได้ดังภาพประกอบที่ 4.20



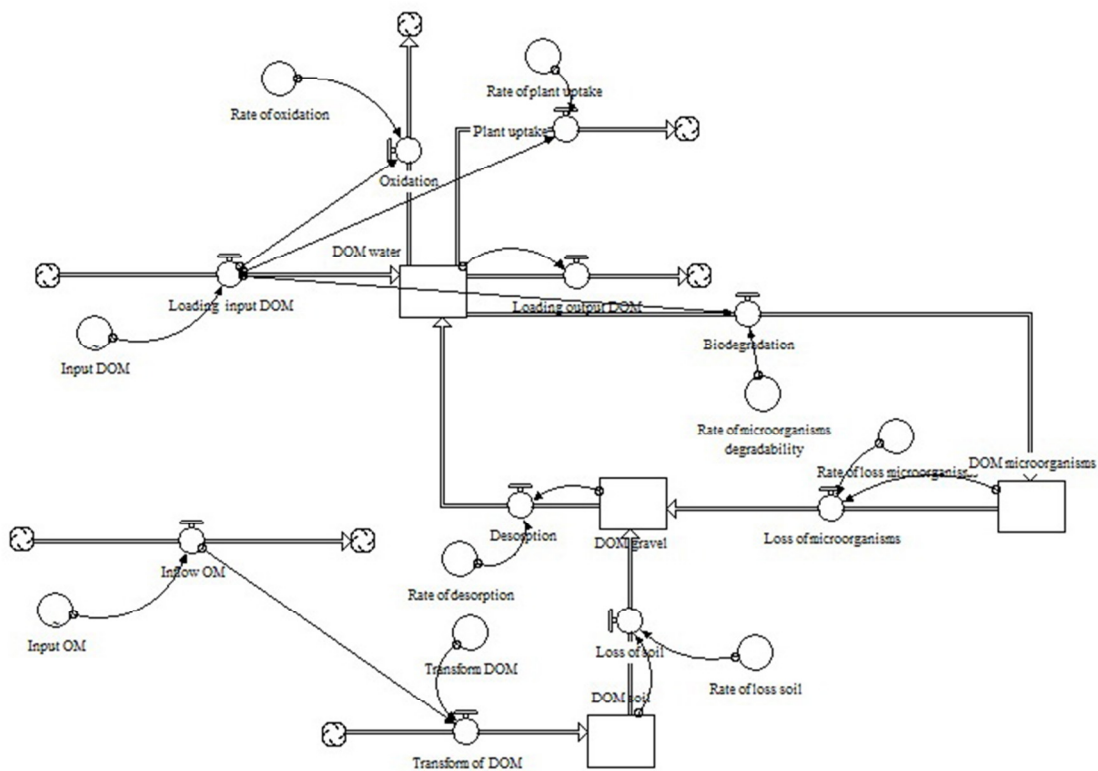
ภาพประกอบที่ 4.20 แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

4.4.2 องค์ประกอบของแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ สามารถแบ่งองค์ประกอบของแบบจำลองออกเป็น 3 ส่วน ซึ่งมีความสัมพันธ์และเชื่อมโยงกัน ได้แก่

4.4.2.1 แบบจำลองแผนภาพและสมการคณิตศาสตร์ของการบำบัดที่เกิดขึ้นในองค์ประกอบต่างๆ

องค์ประกอบของแบบจำลองในส่วนแรกนี้จะแสดงถึงความสัมพันธ์ของกลไกต่างๆ ที่เกิดขึ้นในระบบได้แก่ การออกซิเดชันในน้ำ การดูดไปใช้โดยพืช การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ การสะสมและชะละลายจากดิน รวมถึงค่าคงที่จลนพลศาสตร์ในการเกิดปฏิกิริยา และความเข้มข้นของสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายที่เข้าสู่ระบบ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.21



ภาพประกอบที่ 4.21 แบบจำลองแผนภาพกลไกที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด

โดยมีสมการการบำบัดที่เกิดขึ้นซึ่งประยุกต์มาจากสมการพื้นฐานจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ดังแสดงในตารางที่ 4.13

ตารางที่ 4.13 สมการและค่าคงที่ที่ใช้ในแบบจำลองแผนภาพของการบำบัดที่เกิดขึ้นในระบบ

$$\text{Biodegradation} = \text{Loading_input_DOM} * \text{Rate_of_microorganisms_degradability} * \text{HRT}$$

$$\text{Desorption} = \text{DOM_gravel} * \text{Rate_of_desorption} * \text{HRT}$$

$$\text{Inflow_OM} = \text{Inflow_water} * \text{Input_OM} * 1000$$

ตารางที่ 4.13 สมการและค่าคงที่ที่ใช้ในแบบจำลองแผนภาพของการบำบัดที่เกิดขึ้นในระบบ (ต่อ)

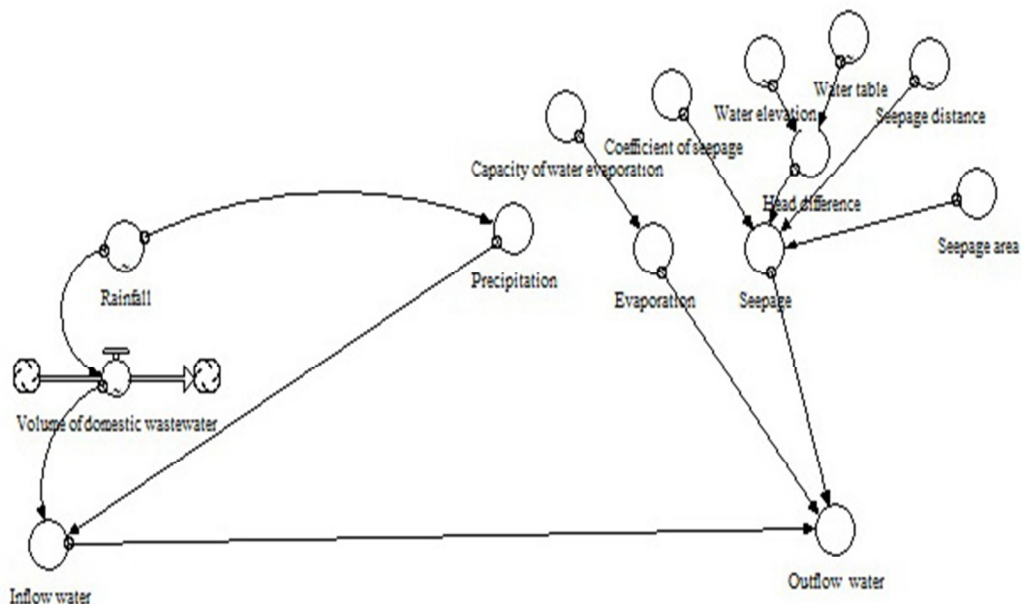
```

Loss_of_soil = IF(HRT>2)THEN(DOM_soil*(Rate_of_loss_soil)*(HRT-2))ELSE(0)
Loading_input_DOM = Inflow_water*Input_DOM*1000
Loading_output_DOM = DOM_water
Oxidation = Loading_input_DOM*Rate_of_oxidation*HRT
Plant_uptake = Loading_input_DOM*Rate_of_plant_uptake*HRT
Rate_of_desorption = 0.3875
Rate_of_loss_microorganisms = 0.0657
Rate_of_loss_soil = 0.1682
Rate_of_microorganisms_degradability = 0.1171
Rate_of_oxidation = 0.1054
Rate_of_plant_uptake = 0.1022
Simulated_DOM = (Loading_output_DOM/Outflow_water)/1000
Transform_DOM = 68
Transform_of_DOM = Inflow_OM*(Transform_DOM/100)

```

4.4.2.2 แบบจำลองแผนภาพและสมการคณิตศาสตร์ของชลศาสตร์ในระบบ

องค์ประกอบของแบบจำลองในส่วนที่สองนี้จะแสดงถึงสภาพทางชลศาสตร์ของน้ำในระบบ ได้แก่ ปริมาณน้ำเข้าระบบ ปริมาณน้ำออกจากระบบ การเปลี่ยนแปลงปริมาณน้ำในระบบที่เกิดจากปริมาณน้ำฝน การคายระเหย และการซึมที่เกิดจากบ่อดิน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.22



ภาพประกอบที่ 4.22 แบบจำลองแผนภาพชลศาสตร์ในระบบ

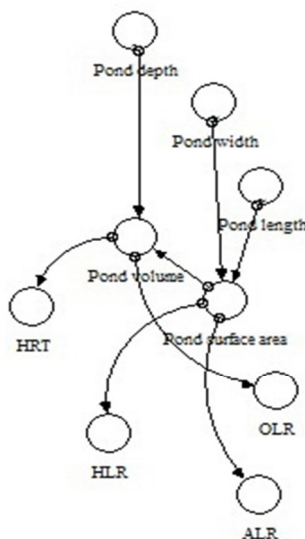
โดยมีสมการการบำบัดที่เกิดขึ้นที่ประยุกต์มาจากสมการทางชลศาสตร์ ดังแสดงในตารางที่ 4.14

ตารางที่ 4.14 สมการและค่าคงที่ที่ใช้ในแบบจำลองแผนภาพชลศาสตร์ที่เกิดขึ้นในระบบ

Capacity_of_water_evaporation = 3
Coefficient_of_seepage = 0.432
Evaporation = Pond_surface_area*Capacity_of_water_evaporation/1000
Head_difference = Water_elevation-Water_table
Inflow_water = Volume_of_domestic_wastewater+Precipitation
Outflow_water = Inflow_water-Evaporation-Seepage
Precipitation = Pond_surface_area*(Rainfall/30)/1000
Seepage = Coefficient_of_seepage*Seepage_area*(Head_difference/Seepage_distance)
Seepage_area = Pond_depth*Pond_width
Volume_of_domestic_wastewater = (IF(Rainfall>46)THEN((13950*Rainfall)+734600)ELSE(1380139))/30

4.4.2.3 แบบจำลองแผนภาพและสมการคณิตศาสตร์ของการออกแบบและควบคุมระบบ

องค์ประกอบของแบบจำลองในส่วนนี้ จะแสดงถึงปัจจัยของการออกแบบและควบคุมระบบ ได้แก่ ความกว้าง ความยาว ความลึก พื้นที่ ปริมาตร ระยะเวลาที่เก็บ ภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ และภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.23



ภาพประกอบที่ 4.23 แบบจำลองแผนภาพการออกแบบและควบคุมระบบ

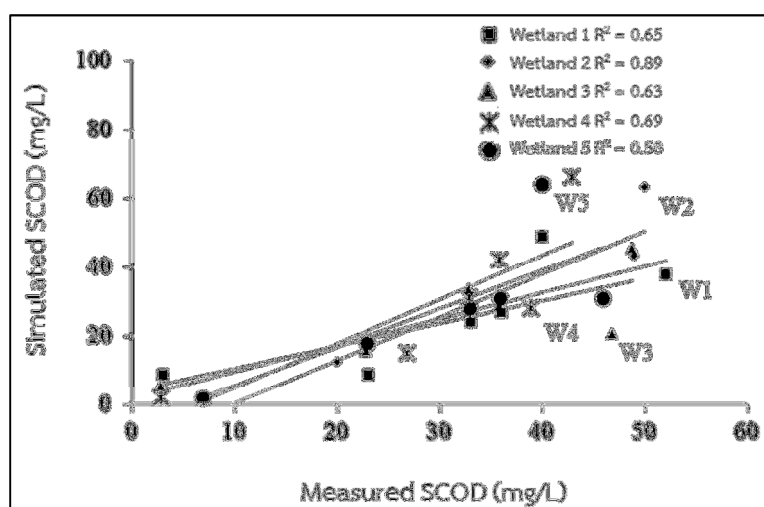
โดยมีสมการการบำบัดที่เกิดขึ้นที่ประยุกต์มาจากสมการการออกแบบ ดังแสดงในตารางที่ 4.15

ตารางที่ 4.15 สมการและค่าคงที่ที่ใช้ในแบบจำลองแผนภาพการออกแบบและควบคุมระบบ

$$\begin{aligned} \text{ALR} &= (((\text{Inflow_water} + \text{Outflow_water})/2) * \text{Input_DOM}) / (\text{Pond_surface_area} * 1000) \\ \text{HLR} &= ((\text{Inflow_water} + \text{Outflow_water})/2) / \text{Pond_surface_area} \\ \text{HRT} &= \text{Pond_volume} / ((\text{Inflow_water} + \text{Outflow_water})/2) \\ \text{OLR} &= (((\text{Inflow_water} + \text{Outflow_water})/2) * \text{Input_DOM}) / (\text{Pond_volume} * 1000) \\ \text{Pond_surface_area} &= \text{Pond_width} * \text{Pond_length} \\ \text{Pond_volume} &= \text{Pond_surface_area} * \text{Pond_depth} \end{aligned}$$

4.4.3 การทดลองการทำงาน การปรับค่า และการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

ในการทดลองการทำงาน (Verification) การปรับค่า (Calibration) และการตรวจสอบความแน่นอน (Validation) ของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ ได้เลือกใช้ข้อมูลจากการตรวจวัดภาคสนามของระบบบึงประดิษฐ์ที่ดำเนินการอยู่จริง โดยใช้ข้อมูลของความเข้มข้นของ COD และ SCOD ที่วัดได้จริง ในการหาค่าความสัมพันธ์ของค่าที่วัดได้จริง (Measured) กับค่าที่ได้จากแบบจำลอง (Simulated) โดยในการทดลองการทำงานได้ใช้ข้อมูลของบ่อบึงประดิษฐ์ 3 ตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2554 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2555 ในการทดสอบ ภายหลังภายหลังทดลองปรับค่าคงที่บางค่า ได้แก่ Capacity_of_water_evaporation = 3 และ Coefficient_of_seepage = 0.432 ได้ดำเนินการตรวจสอบความแน่นอนด้วยข้อมูลของบ่อบึงประดิษฐ์ 1 2 4 และ 5 ด้วยชุดข้อมูล 6 เดือน ตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2554 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2555 เช่นกัน พบว่าผลการทดลองการทำงาน การปรับค่า และการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองโดยส่วนใหญ่อยู่ในระดับ $R^2 = 0.7$ มีค่าต่ำสุดในบ่อบึงประดิษฐ์ 5 $R^2 = 0.58$ และสูงสุดในบ่อบึงประดิษฐ์ 2 $R^2 = 0.89$ และสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการวิเคราะห์ระบบบึงประดิษฐ์ต่อไปได้ ($R^2 < 0.5$ regression analysis was not performed (AWWA, 1993) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.24



ภาพประกอบที่ 4.24 ผลการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองการบำบัด SCOD

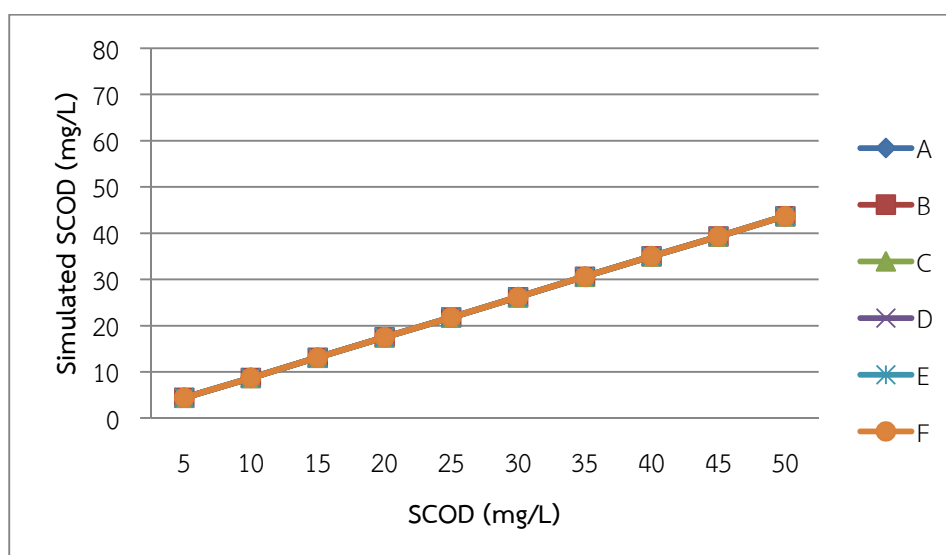
4.4.4 การทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

ในการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ (Sensitivity) ได้ทำการทดสอบความอ่อนไหวของตัวแปรที่ป้อนเข้าจำนวน 5 ตัวแปร ได้แก่ SCOD COD Rainfall Surface area และ Pond depth โดยเลือกปรับค่าทีละ 1 ตัวแปร และควบคุมตัวแปรอื่นๆ อีก 4 ตัวแปรให้คงที่ สามารถกำหนดชุดทดสอบเพื่อทดสอบแบบจำลองได้จำนวนได้ 5 ชุดทดสอบ ดังนี้ ชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ SCOD ชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของ COD ชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน ชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ และชุดที่ 5 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ

1. ชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ SCOD ทำการป้อนค่าในการทดสอบดังแสดงในตารางที่ 4.16 เพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากอิทธิพลของตัวแปร SCOD ที่เข้าสู่ระบบ โดยให้ค่าตัวแปร COD มีค่าอยู่ในช่วงที่ดำเนินจริง และค่าตัวแปรอื่นๆ คงที่ พบว่าการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ SCOD ในน้ำเสียเข้าระบบในช่วงที่ทำการศึกษาที่ 5-50 mg/L มีผลโดยตรงในการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของ SCOD ในน้ำเสียออกจากระบบ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.25

ตารางที่ 4.16 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 1

ชุดที่ 1	A	B	C	D	E	F
SCOD (mg/L)	5-50					
COD (mg/L)	49	62	36	67	37	33
Rainfall (mm)	566	566	566	566	566	566
Surface area (m ²)	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000
Pond depth (m)	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6

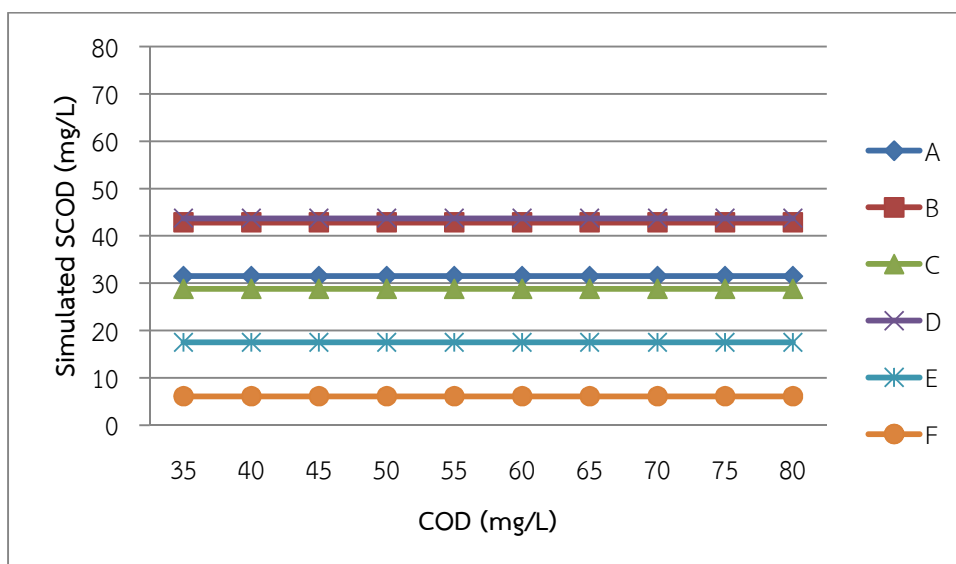


ภาพประกอบที่ 4.25 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของ SCOD

2. ชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของ COD ทำการป้อนค่าในการทดสอบดังแสดงในตารางที่ 4.17 เพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากอิทธิพลของตัวแปร COD ที่เข้าสู่ระบบ โดยให้ค่าตัวแปร SCOD มีค่าอยู่ในช่วงที่ดำเนินจริง และค่าตัวแปรอื่นๆ คงที่ พบว่าการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ COD ในน้ำเสียเข้าระบบในช่วงค่าที่ทำการศึกษาที่ 35-80 mg/L ไม่มีผลในการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของ SCOD ในน้ำเสียออกจากระบบ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.26

ตารางที่ 4.17 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 2

ชุดที่ 2	A	B	C	D	E	F
SCOD (mg/L)	36	49	33	50	20	7
COD (mg/L)	35-80					
Rainfall (mm)	566	566	566	566	566	566
Surface area (m ²)	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000
Pond depth (m)	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6

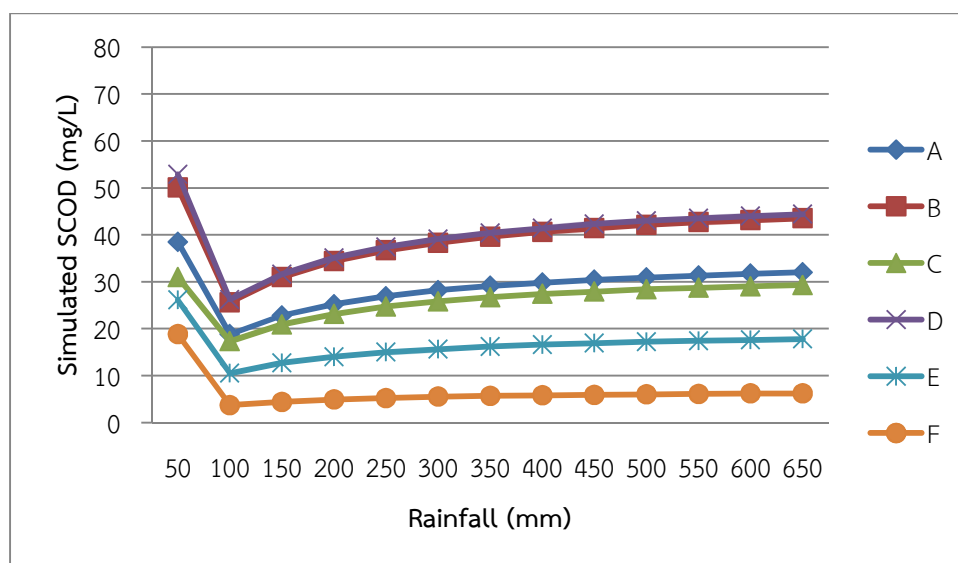


ภาพประกอบที่ 4.26 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของ COD

3. ชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน ทำการป้อนค่าในการทดสอบดังแสดงในตารางที่ 4.18 เพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากอิทธิพลของตัวแปร Rainfall ที่เข้าสู่ระบบ โดยให้ค่าตัวแปร COD และ SCOD มีค่าอยู่ในช่วงที่ดำเนินจริง และค่าตัวแปรอื่นๆ คงที่ พบว่าการเปลี่ยนแปลงปริมาณของ Rainfall ที่แตกต่างกันในแต่ละเดือน ในช่วง 50-650 mm. มีผลในการเพิ่มขึ้นและลดลงของความเข้มข้นของ SCOD ในน้ำเสียออกจากระบบ โดยในช่วงเดือนที่มีฝนตกน้อยมากหรือในฤดูร้อน ที่มีปริมาณน้ำฝนน้อยกว่า 100 mm. โดยประมาณ จะมีค่าความเข้มข้นของ SCOD เพิ่มขึ้นมากในอัตราที่สูงกว่าในฤดูฝนด้วย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.27

ตารางที่ 4.18 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 3

ชุดที่ 3	A	B	C	D	E	F
SCOD (mg/L)	36	49	33	50	20	7
COD (mg/L)	49	62	36	67	37	33
Rainfall (mm)	50-650					
Surface area (m ²)	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000
Pond depth (m)	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6

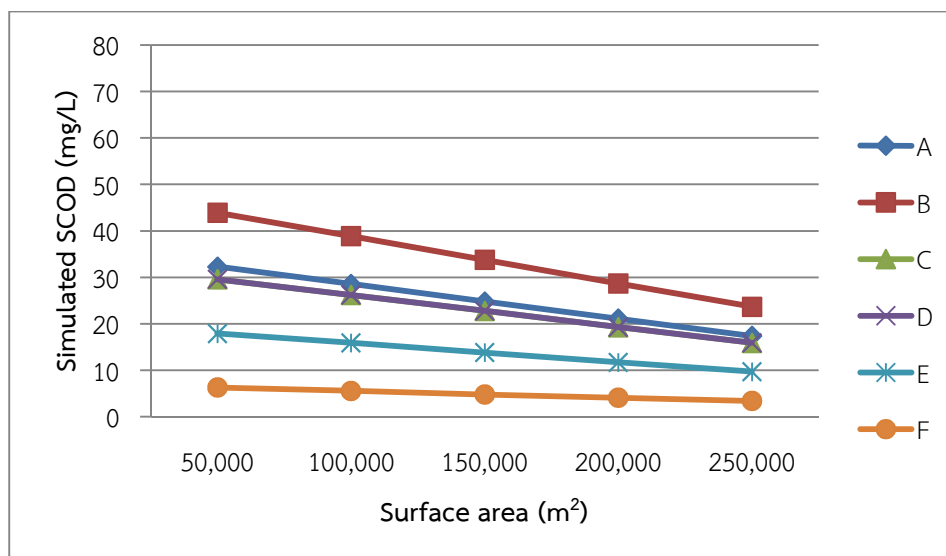


ภาพประกอบที่ 4.27 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน

4. ชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ ทำการป้อนค่าในการทดสอบดังแสดงในตารางที่ 4.19 เพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากอิทธิพลของตัวแปร Surface area ของระบบ โดยให้ค่าตัวแปร COD และ SCOD มีค่าอยู่ในช่วงที่ดำเนินจริง และค่าตัวแปรอื่นๆ คงที่ พบว่าการเปลี่ยนแปลงปริมาณของ Surface area ที่แตกต่างกันในแต่ละบ่อ ในช่วง 50,000-250,000 m² มีผลในการลดลงของความเข้มข้นของ SCOD ในน้ำเสียออกจากระบบ โดยในบ่อที่มีพื้นที่มากกว่าจะมีการปริมาณความเข้มข้นของ SCOD ในน้ำออกจากระบบน้อยกว่าบ่อที่มีพื้นที่น้อย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.28

ตารางที่ 4.19 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 4

ชุดที่ 4	A	B	C	D	E	F
SCOD (mg/L)	36	49	33	50	20	7
COD (mg/L)	49	62	36	67	37	33
Rainfall (mm)	566	566	566	566	566	566
Surface area (m ²)	50,000-250,000					
Pond depth (m)	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6

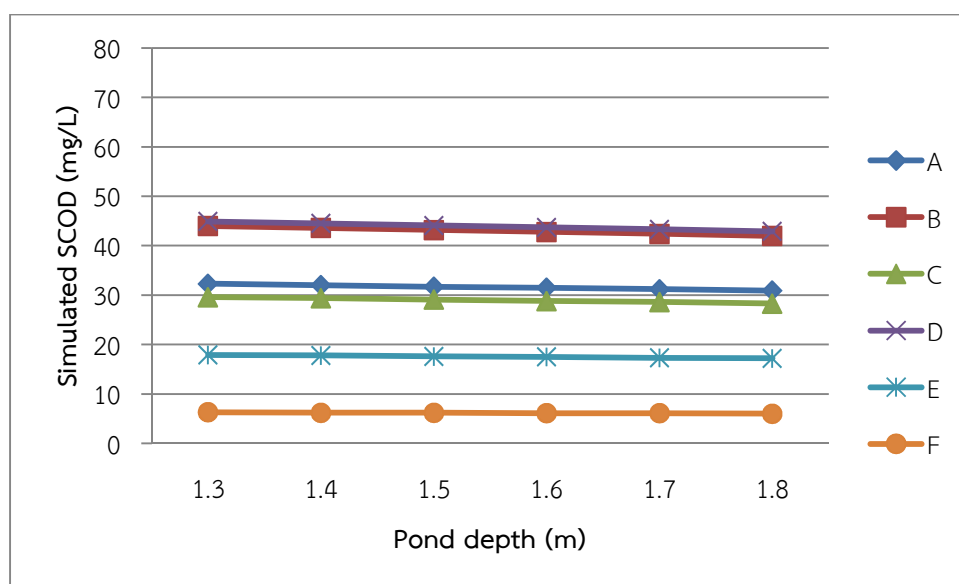


ภาพประกอบที่ 4.28 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ

5. ชุดที่ 5 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ ทำการป้อนค่าในการทดสอบดังแสดงในตารางที่ 4.20 เพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากอิทธิพลของตัวแปร Pond depth ของระบบ โดยให้ค่าตัวแปร COD และ SCOD มีค่าอยู่ในช่วงที่ดำเนินจริง และค่าตัวแปรอื่นๆ คงที่ พบว่าการเปลี่ยนแปลงปริมาณของ Pond depth ที่แตกต่างกัน ในช่วง 1.3-1.8 m มีผลในการลดลงของความเข้มข้นของ SCOD ในน้ำเสียออกจากระบบ โดยในบ่อที่มีความลึกมากกว่าจะมีการปริมาณความเข้มข้นของ SCOD ในน้ำออกจากระบบน้อยกว่าบ่อที่มีความลึกน้อย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.29

ตารางที่ 4.20 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด SCOD ในชุดที่ 5

ชุดที่ 5	A	B	C	D	E	F
SCOD (mg/L)	36	49	33	50	20	7
COD (mg/L)	49	62	36	67	37	33
Rainfall (mm)	566	566	566	566	566	566
Surface area (m ²)	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000
Pond depth (m)	1.3-1.8					



ภาพประกอบที่ 4.29 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด SCOD ต่อการเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ

จากผลในการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ ซึ่งได้ทำการทดสอบความอ่อนไหวของตัวแปรที่ป้อนเข้าจำนวน 5 ตัวแปร ได้แก่ SCOD COD Rainfall Surface area และ Pond depth ด้วยการกำหนดชุดทดสอบเพื่อทดสอบแบบจำลองจำนวน 5 ชุดทดสอบ ได้แก่ ชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ SCOD ชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของ COD ชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน ชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ และชุดที่ 5 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ พบว่าพฤติกรรมการจำลองสถานการณ์โดยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์เป็นไปตามเงื่อนไขทางทฤษฎีของปัจจัยที่มีอิทธิพลในการศึกษาระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ สามารถสรุปได้ดังนี้

1. การทดสอบทั้ง 5 ชุดทดสอบ ประกอบด้วยปัจจัยที่ใช้ในการวิเคราะห์ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ ชลศาสตร์และปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับการออกแบบระบบ (Larry *et al.*, 2001; Kincanon and McAnally, 2004; Valsero *et al.*, 2010) โดยผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ SCOD และชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของ COD เกี่ยวข้องกับการวิเคราะห์สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ (Brix, 1994) ผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน เกี่ยวข้องกับการวิเคราะห์ชลศาสตร์ (ITRC, 2003) และผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ และชุดที่ 5 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อเกี่ยวข้องกับการวิเคราะห์การออกแบบระบบ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551; คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; ITRC, 2003; Economopoulou *et al.*, 2004; Kincanon and McAnally, 2004; Zhang *et al.*, 2011) เป็นต้น

2. ผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ SCOD และชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของ COD พบว่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD ที่เข้าสู่ระบบมีอิทธิพลต่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบในรูป SCOD โดยตรง สารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบในปริมาณมากย่อมมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบซึ่งมีขนาดจำกัดมาก

และมีผลให้ปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบมาก ในทางกลับกันสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบในปริมาณน้อยย่อมมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียและมีผลให้ปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบน้อยลงด้วยเช่นกัน ทั้งนี้เนื่องจากค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายของระบบมีค่าคงที่ เป็นไปตามทฤษฎีของจลนพลศาสตร์ปฏิกิริยาอันดับที่ 1 ซึ่งเป็นกลไกหลักของการบำบัดด้วยบึงประดิษฐ์ (Pinney *et al.*, 2000) โดยอิทธิพลที่เกิดจากความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป COD ที่เข้าสู่ระบบในช่วงที่ทำการศึกษามีอิทธิพลน้อยมากต่อการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบในรูป SCOD

3. ผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน พบว่าปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่และไหลรวมกับน้ำเสียเข้าสู่ระบบมีอิทธิพลต่อสมมูลมวลของน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ที่ออกจากระบบโดยตรง ปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบในปริมาณมากย่อมมีผลกระทบต่อเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR การเพิ่มขึ้นของปริมาณน้ำฝนมีผลให้ปริมาณน้ำเสียเพิ่มขึ้น ทำให้ HRT ของระบบลดลง แต่เป็นการเพิ่ม HLR OLR และ ALR ของระบบ ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และมีผลให้ปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบเพิ่มสูงขึ้นได้ (Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010) ในทางกลับกันการลดลงของปริมาณน้ำฝนมีผลให้ปริมาณน้ำเสียลดลง ทำให้ HRT ของระบบเพิ่มสูงขึ้น แต่เป็นการลด HLR OLR และ ALR ของระบบ ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบด้วยเช่นกัน โดยในทางทฤษฎีที่กล่าวมาข้างต้นปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำควรจะลดลง แต่ในการศึกษาพบว่าผลอันเนื่องมาจากการชะละลายที่ HRT ยาวนานมากขึ้นทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบเพิ่มสูงขึ้นได้ด้วยเช่นกัน (Tannner *et al.*, 1998; Pinney *et al.*, 2000)

4. ผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ และชุดที่ 5 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ พบว่าการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่และความลึกของระบบมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ในระบบบึงประดิษฐ์โดยตรง (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551; คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; ITRC, 2003; Economopoulou *et al.*, 2004; Kincaid and McAnally, 2004; Zhang *et al.*, 2011) พื้นที่และปริมาตรของระบบที่ลดลงทำให้ HRT ของระบบลดลง และเพิ่ม HLR OLR ALR ของระบบให้มากขึ้น ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และมีผลให้ปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบลดลงได้ ในทางกลับกันพื้นที่และปริมาตรของระบบที่เพิ่มมากขึ้นทำให้ HRT ของระบบเพิ่มขึ้น และลด HLR OLR ALR ของระบบลง ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และมีผลให้ปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบเพิ่มขึ้นได้อันเนื่องมาจากการชะละลายที่ HRT ยาวนานมากขึ้นทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบเพิ่มสูงขึ้นได้ด้วยเช่นกัน (Tannner *et al.*, 1998; Pinney *et al.*, 2000)

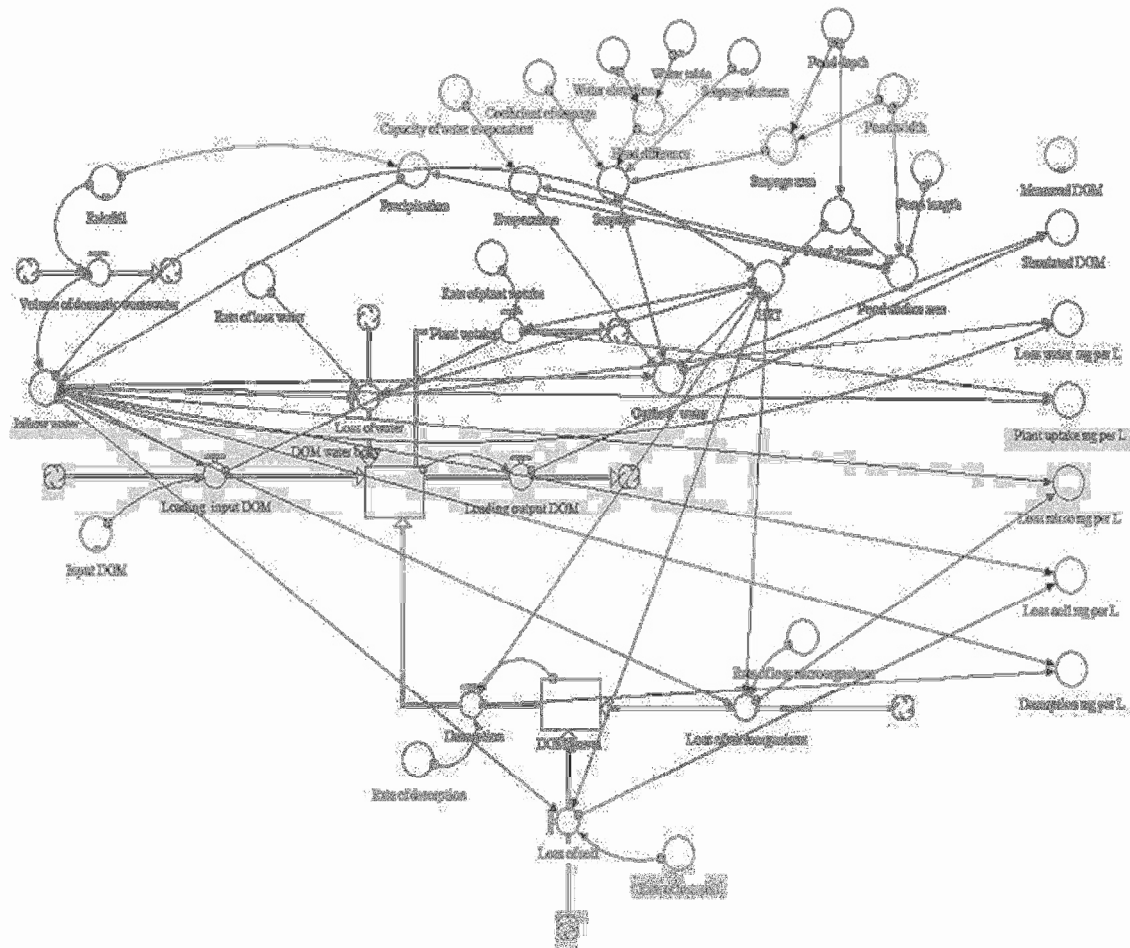
4.5 การพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

4.5.1 การสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์

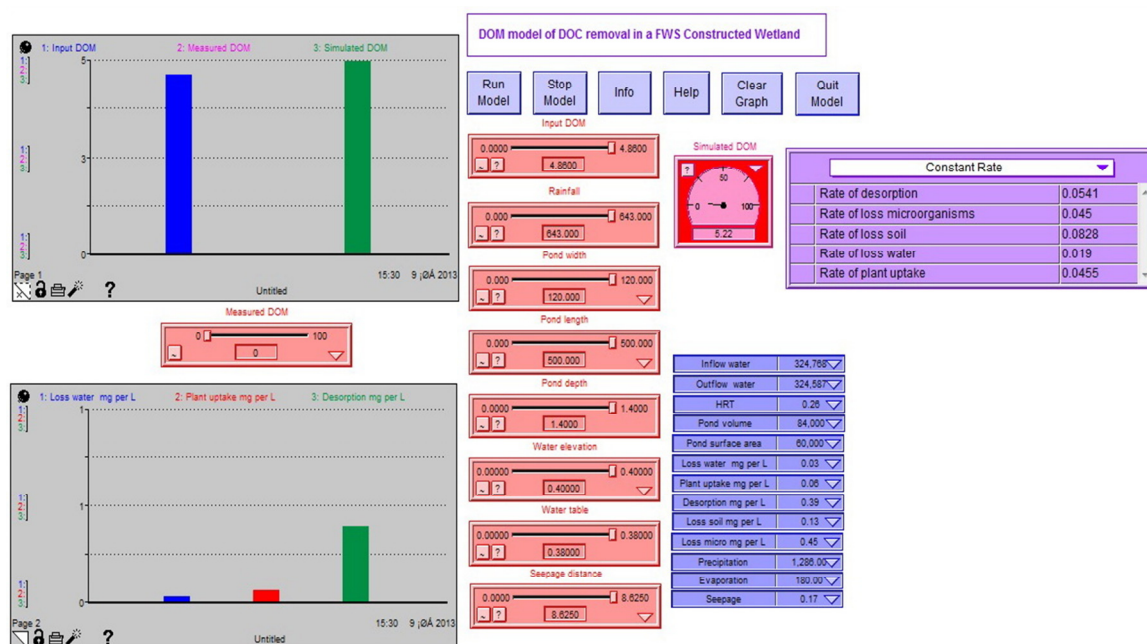
ในการศึกษาได้ทำสร้างแบบจำลองเพื่อศึกษาการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำอีกแบบจำลองหนึ่ง คือ แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC ซึ่งแม้ว่าในการจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำตามธาตุองค์ประกอบหลัก ได้มีการศึกษาธาตุหลักใน 2 กลุ่ม ได้แก่ สารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มคาร์บอนและสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มไนโตรเจน ซึ่งมีผลต่อการเกิดสารก่อมะเร็งในการผลิตน้ำประปาทั้งสองกลุ่ม แต่ในการตรวจพบสารทั้งสองกลุ่มดังกล่าวธรรมชาติกลับพบว่าสารกลุ่มสารอินทรีย์ไนโตรเจนมีปริมาณน้อยกว่าสารอินทรีย์กลุ่มคาร์บอนอย่างมาก และเป็นผลให้มีโอกาสเกิดผลกระทบจากสารก่อมะเร็งที่เกิดขึ้นได้น้อยกว่ามาก (Chen and Waterhoff, 2010; Xu *et al.*, 2011; Xu *et al.*, 2011 และ Chu *et al.*, 2011) และระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินที่เลือกใช้เป็นการใช้ผักตบชวาซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนสูงมาก (Kivaisi, 2001) ซึ่งในภาพรวมของการทำงานของระบบแสดงให้เห็นว่าสารอินทรีย์กลุ่มไนโตรเจนเมื่อผ่านการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์ในแบบที่ศึกษาแล้วมีโอกาสส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสุขภาพของมนุษย์ได้น้อยมากอยู่แล้ว ดังนั้นจึงเลือกศึกษาการสร้างแบบจำลองสารอินทรีย์ในกลุ่มคาร์บอน ซึ่งเป็นสารอินทรีย์กลุ่มใหญ่ที่มีมากที่สุดในสิ่งแวดล้อม (AWWARF, 1993) และเป็นส่วนสำคัญในการวิเคราะห์ในรูปของ BOD COD หรือ TOC (กุลยา โอตาเกะ และคณะ, 2555; มั่นรักษ์ ตันพูลเวศม์, 2556; Environmental Microbiology, 2012) ซึ่งมีโอกาสที่จะเหลือจากการบำบัดด้วยบึงประดิษฐ์ได้มากกว่า มีโอกาสส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสุขภาพของมนุษย์ได้มากกว่าสารอินทรีย์ในกลุ่มไนโตรเจน เพื่อเป็นการพัฒนาระบบบึงประดิษฐ์ต่อไป

สำหรับการสร้างแบบจำลองด้วยโปรแกรม STELLA เพื่อการศึกษาการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC นั้น ได้ทำการพัฒนาจากแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ต้นแบบที่ได้จากการบำบัด SCOD โดยพบว่ามีข้อแตกต่างจากแบบจำลองของการบำบัด SCOD เนื่องจากค่า Kinetic coefficient ที่ได้จากการศึกษาด้วยระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการมีความแตกต่างกัน ซึ่งแสดงถึงพฤติกรรมของการทำงานของกลไกในระบบในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD และ DOC ที่แตกต่างกัน ในการศึกษากลไกการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD นั้น พบทั้งกลไกกลุ่มที่ให้ผลในการบำบัดหรือมีผลให้สารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบลดลง และกลไกกลุ่มที่ให้ผลในการปลดปล่อยหรือมีผลทำให้สารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบเพิ่มขึ้น แต่ในการศึกษาการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC นั้น พบว่ากลไกการปลดปล่อยสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์เป็นกลไกที่เกิดขึ้นในเกือบทุกองค์ประกอบของระบบ โดยปรากฏการละลายของสารอินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำ และการชะละลายของสารอินทรีย์ละลายจากชั้นตะกอนจุลินทรีย์และชั้นดิน และยังคงปรากฏกลไกการดูดซับสารอินทรีย์ละลายน้ำจากพีชีอยู่เช่นเดียวกับสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD แต่ไม่ปรากฏการแสดงผลการทำงานของกรอกซีเตชันในน้ำ และการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ ดังนั้นจึงเป็นไปได้ว่าการปลดปล่อยสารอินทรีย์ละลายน้ำในองค์ประกอบน้ำ อาจมาจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์อนุภาคใหญ่ในรูปที่แขวนลอยเป็นอนุภาคเล็กในรูปสารอินทรีย์ละลายน้ำมากกว่าการย่อยของอนุภาคเล็กๆ ที่มีอยู่แล้วในน้ำ มีการชะละลายของสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ที่สะสมอยู่ในตะกอนจุลินทรีย์

มากกว่าการการย่อยโดยจุลินทรีย์ เนื่องจากอาจมีปริมาณของสารอินทรีย์มากเกินไปกับความต้องการในการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์หรืออาจเป็นเพราะสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มที่มีอยู่เป็นกลุ่มที่ย่อยสลายและนำไปใช้ได้ยากกว่าการย่อยสลายสารอินทรีย์แขวนลอยหรือสารที่อนุภาคใหญ่กว่า รวมถึงการชะละลายจากดินกลับสู่น้ำ เนื่องจากการสะสมของสารอินทรีย์กลุ่มคาร์บอนที่เป็นธาตุองค์ประกอบหลักที่ได้จากการย่อยสลายของพืชและจุลินทรีย์ที่ตายที่สะสมในชั้นดิน และถูกชะละลายโดยน้ำ แต่ทั้งนี้ในการศึกษาพบว่าการทำงานของกลไกที่เกิดขึ้นโดยพืชยังคงเดิม เนื่องจากพืชที่ยังมีชีวิตยังคงมีความจำเป็นต้องใช้สารอินทรีย์เพื่อการดำรงชีวิตมากกว่าการปลดปล่อยออกมา ดังนั้นด้วยเหตุผลในการพัฒนาแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์เพื่อการวิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ สามารถแสดงแบบจำลองแผนภาพที่ได้ดังภาพประกอบที่ 4.30 โดยแสดงการประมวลผลเชิงตัวเลขของแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์ได้ดังภาพประกอบที่ 4.31 แสดงสัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองดังตารางที่ 4.21 และสมการทางคณิตศาสตร์ดังตารางที่ 4.22 ตามลำดับ



ภาพประกอบที่ 4.30 แบบจำลองแผนภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์



ภาพประกอบที่ 4.31 แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์

ตารางที่ 4.21 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย	แหล่งที่มา
Coefficient_of_seepage	Seepage coefficient of clay pond	m per day	Bed on values given from design data and calibration
Capacity_of_water_evaporation	Average evaporation capacity in area	mm per day	Bed on values given from design data and calibration
Desorption	Mechanism of local soil and microorganisms sediment layer	mg DOC per day	Simulation
DOM_gravel	Accumulation in local soil and microorganisms sediment layer	mg DOC per day	Simulation
DOM_water_body	Accumulation in water layer	mg DOC per day	Simulation

ตารางที่ 4.21 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย	แหล่งที่มา
Evaporation	Evaporation from constructed wetland	m ³ per day	Simulation
Head_difference	Head difference in wetland pond	m	Bed on values given from layout
HRT	Hydraulic retention time of wetland pond	day	Simulation
Inflow_water	Volume of wastewater influent	m ³ per day	Simulation
Input_DOM	Dissolved organic matter concentration in wastewater influent	mg DOC per L	Bed on field data
Loading__input_DOM	Dissolved organic matter loading rate in wastewater influent	mg DOC per day	Simulation
Loading_output_DOM	Dissolved organic matter loading rate in wastewater effluent	mg DOC per day	Simulation
Loss_of_microorganisms	Dissolved organic matter release or leaching from death microorganisms	mg DOC per day	Simulation
Loss_of_soil	Dissolved organic matter release or leaching from soil	mg DOC per day	Simulation
Loss_of_water	Dissolved organic matter release or leaching from water	mg SCOD per day	Simulation
Outflow__water	Volume of wastewater effluent	m ³ per day	Simulation
Plant_uptake	Mechanism of aquatic weeds layer	mg DOC per day	Simulation
Pond_depth	Depth of wetland pond	m	Bed on values given from layout

ตารางที่ 4.21 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย	แหล่งที่มา
Pond_length	Length of wetland pond	m	Bed on values given from layout
Pond_surface_area	Surface area of wetland pond	m ²	Simulation
Pond_volume	Volume of wetland pond	m ³	Simulation
Pond_width	Width of wetland pond	m	Bed on values given from layout
Precipitation	Direct precipitation on to constructed wetland	m ³ per day	Simulation
Rainfall	Rainfall in area	mm	Bed on values given from department of meteorology data
Rate_of_desorption	Kinetic constant of local soil layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Rate_of_loss_microorganisms	Kinetic constant of SCOD release in microorganisms sediment layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Rate_of_loss_soil	Kinetic constant of SCOD release from local soil layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Rate_of_loss_water	Kinetic constant of DOC release from water layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Rate_of_plant_uptake	Kinetic constant of local soil layer	day ⁻¹	Bed on values given from laboratory scale and calibration
Seepage	Seepage out of constructed wetland	m ³ per day	Simulation
Seepage_area	Cross section area of wetland pond	m ²	Simulation
Seepage_distance	Distance of the edge of wetland ponds	m	Bed on values given from layout

ตารางที่ 4.21 สัญลักษณ์ที่ใช้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

สัญลักษณ์	คำอธิบาย	หน่วย	แหล่งที่มา
Simulated_DOM	SCOD concentration in effluent from model simulation	mg DOC per L	Simulation
Volume_of_domestic_wastewater	Estimate of domestic wastewater from rainfall of municipality	m ³ per day	Simulation
Water_elevation	Water elevation of wetland pond	m	Bed on values given from layout
Water_table	Water table of wetland pond	m	Bed on values given from layout

ตารางที่ 4.22 สมการที่ใช้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์

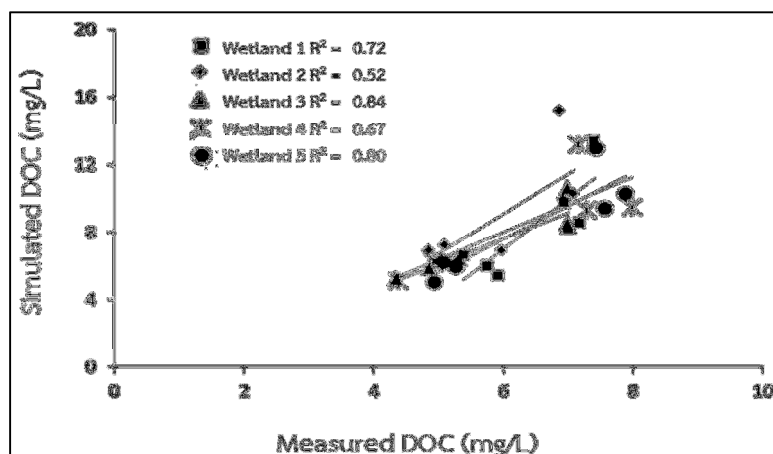
Capacity_of_water_evaporation = 3
Coefficient_of_seepage = 0.432
Desorption = DOM_gravel*Rate_of_desorption*HRT
Desorption_mg_per_L = (Desorption/Inflow_water)/1000
DOM_gravel(t) = DOM_gravel(t - dt) + (Loss_of_microorganisms + Loss_of_soil - Desorption) * dt
DOM_water_body(t) = DOM_water_body(t - dt) + (Loading__input_DOM + Desorption + Loss_of_water - Loading_output_DOM - Plant_uptake) * dt
Evaporation = Pond_surface_area*Capacity_of_water_evaporation/1000
Head_difference = Water_elevation-Water_table
HRT = Pond_volume/((Inflow_water+Outflow__water)/2)
Inflow_water = Volume_of_domestic_wastewater+Precipitation
INIT DOM_gravel = Loss_of_soil+Loss_of_microorganisms
INIT DOM_water_body = Loading__input_DOM+Desorption+Loss_of_water-Plant_uptake
Loss_micro_mg_per_L = (Loss_of_microorganisms/Inflow_water)/1000
Loss_soil_mg_per_L = (Loss_of_soil/Inflow_water)/1000
Loss_water__mg_per_L = (Loss_of_water/Inflow_water)/1000
Loss_of_microorganisms = (Inflow_water*38.290*1000)*(Rate_of_loss_microorganisms)*(HRT)
Loss_of_soil = (Inflow_water*6.103*1000)*(Rate_of_loss_soil)*(HRT)
Loading__input_DOM = Inflow_water*Input_DOM*1000
Loss_of_water = (Inflow_water*5.215*1000)*Rate_of_loss_water*HRT
Loading_output_DOM = DOM_water_body
Outflow__water = Inflow_water-Evaporation-Seepage

ตารางที่ 4.22 สมการที่ใช้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์ (ต่อ)

Plant_uptake = Loading__input_DOM*Rate_of_plant_uptake*HRT
Plant_uptake_mg_per_L = (Plant_uptake/Inflow_water)/1000
Pond_surface_area = Pond_width*Pond_length
Pond_volume = Pond_surface_area*Pond_depth
Precipitation = Pond_surface_area*(Rainfall/30)/1000
Rate_of_desorption = 0.0541
Rate_of_loss_microorganisms = 0.045
Rate_of_loss_soil = 0.0828
Rate_of_plant_uptake = 0.0455
Rate_of_loss_water = 0.019
Seepage = Coefficient_of_seepage*Seepage_area*(Head_difference/Seepage_distance)
Seepage_area = Pond_depth*Pond_width
Simulated_DOM = (Loading_output_DOM/Outflow__water)/1000
Volume_of_domestic_wastewater = (IF(Rainfall>46)THEN((13950*Rainfall)+734600)ELSE(1380139))/30

4.5.2 การทดลองการทำงาน การปรับค่า และการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

ในการทดลองการทำงาน (Verification) การปรับค่า (Calibration) และการตรวจสอบความแน่นอน (Validation) ของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์ ได้เลือกใช้ข้อมูลจากการตรวจวัดภาคสนามของระบบบึงประดิษฐ์ที่ดำเนินการอยู่จริง โดยใช้ข้อมูลของความเข้มข้นของ DOC ที่วัดได้จริง ในการหาค่าความสัมพันธ์ของค่าที่วัดได้จริง (Measured) กับค่าที่ได้จากแบบจำลอง (Simulated) โดยในการทดลองการทำงานได้ใช้ข้อมูลของบ่อบึงประดิษฐ์ ตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2554 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2555 ในการทดสอบพบว่าผลการความแน่นอนของแบบจำลองโดยส่วนใหญ่อยู่ในระดับ $R^2 = 0.7$ มีค่าต่ำสุดในบ่อบึงประดิษฐ์ 2 ($R^2 = 0.52$) และสูงสุดในบ่อบึงประดิษฐ์ 5 ($R^2 = 0.80$) และสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการวิเคราะห์ระบบบึงประดิษฐ์ต่อไปได้ ($R^2 < 0.5$ regression analysis was not performed (AWWA, 1993) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.32



ภาพประกอบที่ 4.32 ผลการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองการบำบัด DOC

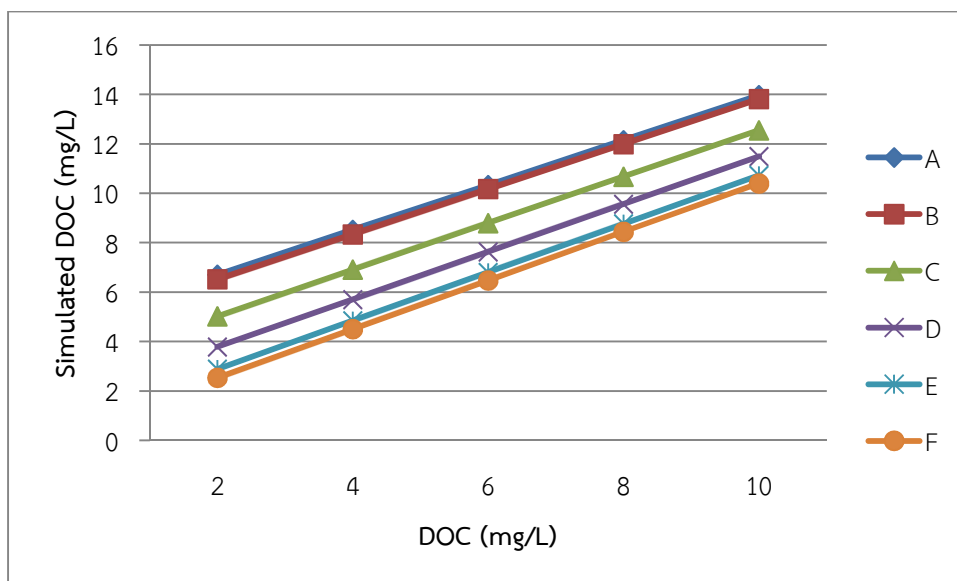
4.5.3 การทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์

ในการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ (Sensitivity) ได้ทำการทดสอบความอ่อนไหวของตัวแปรที่ป้อนเข้าจำนวน 4 ตัวแปร ได้แก่ DOC Rainfall Surface area และ Pond depth โดยเลือกปรับค่าที่ละ 1 ตัวแปร และควบคุมตัวแปรอื่นๆ อีก 3 ตัวแปรให้คงที่ สามารถกำหนดชุดทดสอบเพื่อทดสอบแบบจำลองได้จำนวนได้ 4 ชุดทดสอบ ดังนี้ ชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ DOC ชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน ชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ และชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ

1. ชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ DOC ทำการป้อนค่าในการทดสอบดังแสดงในตารางที่ 4.23 เพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากอิทธิพลของตัวแปร DOC ที่เข้าสู่ระบบ โดยให้ค่าตัวแปรอื่นๆ คงที่ พบว่าการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ DOC ในน้ำเสียเข้าระบบในช่วงที่ทำการศึกษาที่ 2-10 mg/L มีผลโดยตรงในการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของ DOC ในน้ำเสียออกจากระบบ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.33

ตารางที่ 4.23 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด DOC ในชุดที่ 1

ชุดที่ 1	A	B	C	D	E	F
DOC (mg/L)	2-10					
Rainfall (mm)	10	50	100	200	400	600
Surface area (m ²)	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000
Pond depth (m)	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6

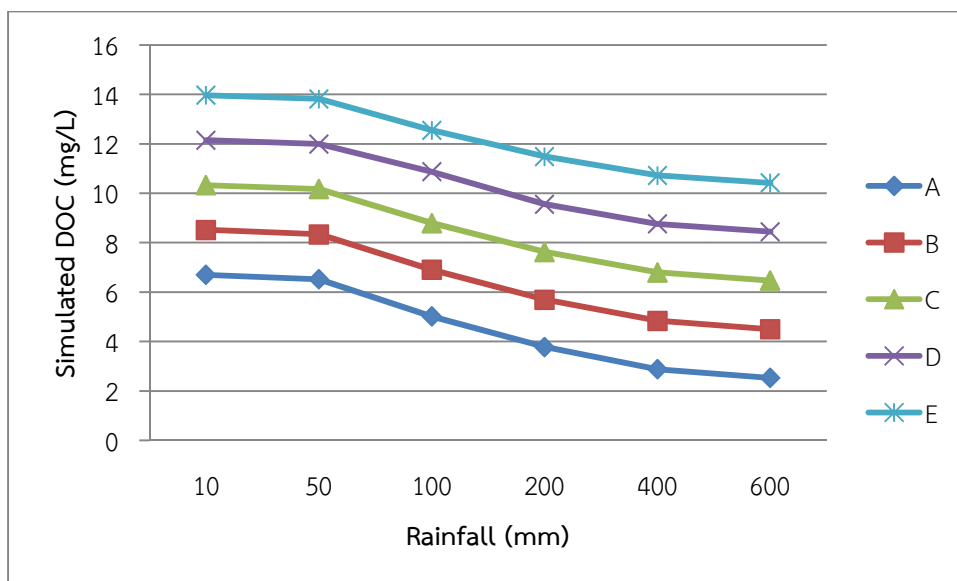


ภาพประกอบที่ 4.33 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด DOC ต่อการเปลี่ยนแปลงของ DOC

2. ชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน ทำการป้อนค่าในการทดสอบดังแสดงในตารางที่ 4.24 เพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากอิทธิพลของตัวแปร Rainfall ที่เข้าสู่ระบบ โดยให้ค่าตัวแปร DOC มีค่าอยู่ในช่วงที่ดำเนินการจริง และค่าตัวแปรอื่นๆ คงที่ พบว่าการเปลี่ยนแปลงปริมาณของ Rainfall ที่แตกต่างกันในแต่ละเดือน ในช่วง 10-600 mm. มีผลในการลดลงของความเข้มข้นของ DOC ในน้ำเสียออกจากระบบ โดยในช่วงเดือนที่มีฝนตกน้อยมากหรือในฤดูร้อน ที่มีปริมาณน้ำฝนน้อยกว่า 50 mm. โดยประมาณ จะมีค่าความเข้มข้นของ DOC สูงกว่าเมื่อเทียบกับในฤดูฝน และปริมาณของ DOC มีการลดลงเมื่อมีปริมาณน้ำฝนมากขึ้น ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.34

ตารางที่ 4.24 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด DOC ในชุดที่ 2

ชุดที่ 2	A	B	C	D	E
DOC (mg/L)	2	4	6	8	10
Rainfall (mm)	100-600				
Surface area (m ²)	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000
Pond depth (m)	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6

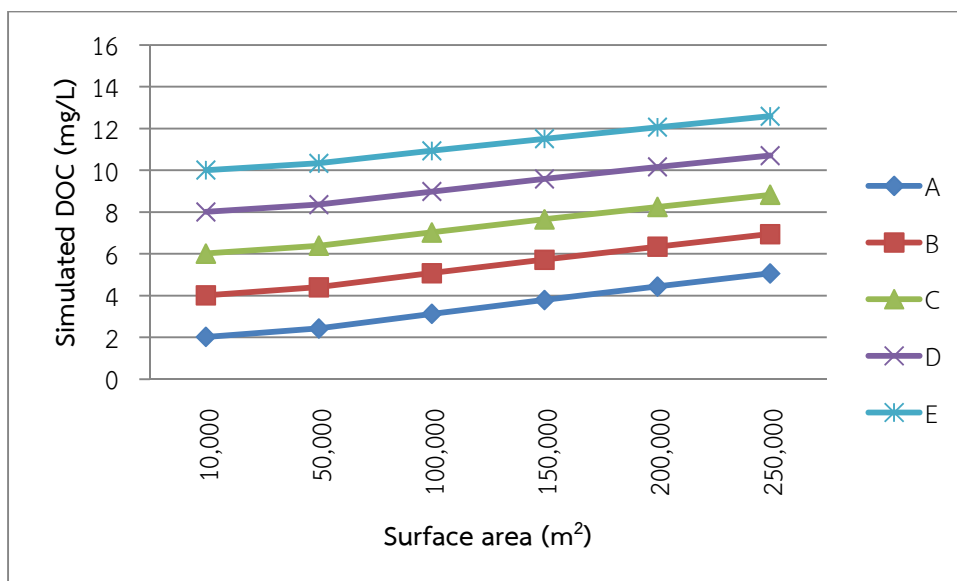


ภาพประกอบที่ 4.34 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด DOC ต่อการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน

3. ชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ ทำการป้อนค่าในการทดสอบดังแสดงในตารางที่ 4.25 เพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากอิทธิพลของตัวแปร Surface area ที่เข้าสู่ระบบ โดยให้ค่าตัวแปร DOC มีค่าอยู่ในช่วงที่ดำเนินการจริง และค่าตัวแปรอื่นๆ คงที่ พบว่าการเปลี่ยนแปลงปริมาณของ Surface area ที่แตกต่างกันในแต่ละบ่อ ในช่วง 10,000-250,000 m² มีผลในการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของ DOC ในน้ำเสียออกจากระบบ โดยในบ่อที่มีพื้นที่มากกว่าจะมีความเข้มข้นของ DOC ในน้ำออกจากระบบมากกว่าบ่อที่มีพื้นที่น้อย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.35

ตารางที่ 4.25 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด DOC ในชุดที่ 3

ชุดที่ 3	A	B	C	D	E
DOC (mg/L)	2	4	6	8	10
Rainfall (mm)	566	566	566	566	566
Surface area (m ²)	10,000-250,000				
Pond depth (m)	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6

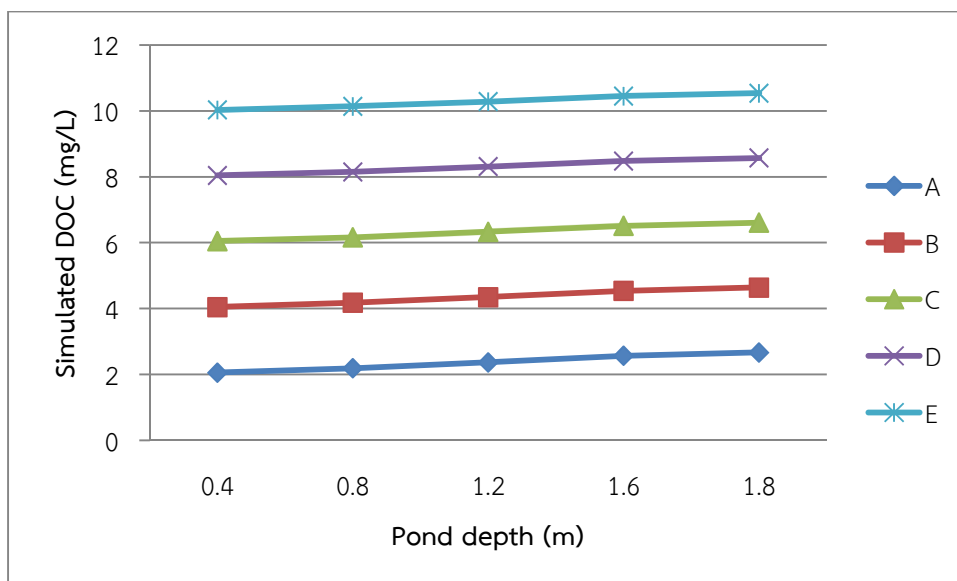


ภาพประกอบที่ 4.35 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด DOC ต่อการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ

4. ชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ ทำการป้อนค่าในการทดสอบดังแสดงในตารางที่ 4.26 เพื่อวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากอิทธิพลของตัวแปร Pond depth ของระบบ โดยให้ค่าตัวแปร DOC มีค่าอยู่ในช่วงที่ดำเนินการจริง และค่าตัวแปรอื่นๆ คงที่ พบว่าการเปลี่ยนแปลงปริมาณของ Pond depth ที่แตกต่างกัน ในช่วง 0.4-1.8 m มีผลในการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นของ DOC ในน้ำเสียออกจากระบบ โดยในบ่อที่มีความลึกมากกว่าจะมีการปริมาณความเข้มข้นของ DOC ในน้ำออกจากระบบมากกว่าบ่อที่มีความลึกน้อย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.36

ตารางที่ 4.26 ค่าที่ป้อนเพื่อทดสอบแบบจำลองการบำบัด DOC ในชุดที่ 4

ชุดที่ 4	A	B	C	D	E
DOC (mg/L)	2	4	6	8	10
Rainfall (mm)	566	566	566	566	566
Surface area (m ²)	61,000	61,000	61,000	61,000	61,000
Pond depth (m)	0.4-1.8				



ภาพประกอบที่ 4.36 ผลการตอบสนองของแบบจำลองการบำบัด DOC ต่อการเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ

จากผลในการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ ซึ่งได้ทำการทดสอบความอ่อนไหวของตัวแปรที่ป้อนเข้าจำนวน 4 ตัวแปร ได้แก่ DOC Rainfall Surface area และ Pond depth โดยเลือกปรับค่าทีละ 1 ตัวแปร และควบคุมตัวแปรอื่นๆ อีก 3 ตัวแปรให้คงที่สามารถกำหนดชุดทดสอบเพื่อทดสอบแบบจำลองได้จำนวนได้ 4 ชุดทดสอบ ดังนี้ ชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ DOC ชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน ชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ และชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ พบว่าพฤติกรรมการจำลองสถานการณ์โดยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์เป็นไปตามเงื่อนไขทางทฤษฎีของปัจจัยที่มีอิทธิพลในการศึกษาระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์สามารถสรุปได้ดังนี้

1. การทดสอบทั้ง 4 ชุดทดสอบ ประกอบด้วยปัจจัยที่ใช้ในการวิเคราะห์ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ ชลศาสตร์และปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับการออกแบบระบบ (Larry *et al.*, 2001; Kincanon and McAnally, 2004; Valsero *et al.*, 2010) โดยผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ DOC เกี่ยวข้องกับการวิเคราะห์สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ (Brix, 1994) ผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน เกี่ยวข้องกับการวิเคราะห์ชลศาสตร์ (ITRC, 2003) และผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ และชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อเกี่ยวข้องกับการวิเคราะห์การออกแบบระบบ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551; คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; ITRC, 2003; Economopoulou *et al.*, 2004; Kincanon and McAnally, 2004; Zhang *et al.*, 2011) เป็นต้น

2. ผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 1 การเปลี่ยนแปลงของ DOC พบว่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบมีอิทธิพลต่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบโดยตรง สารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบในปริมาณมากย่อมมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพใน

การบำบัดของระบบซึ่งมีขนาดจำกัดมากและมีผลให้ปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบมาก ในทางกลับกันสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบในปริมาณน้อยย่อมมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้อยลงและมีผลให้ปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบน้อยลงด้วยเช่นกัน ทั้งนี้เนื่องจาก ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายของระบบมีค่าคงที่ เป็นไปตามทฤษฎีของ จลนพลศาสตร์ปฏิกิริยาอันดับที่ 1 ซึ่งเป็นกลไกหลักของการบำบัดด้วยบึงประดิษฐ์ (Pinney *et al.*, 2000) เช่นเดียวกับสารอินทรีย์ละลายในรูป SCOD หรือรูปแบบอื่นๆ (Brix, 1994; Koyombo *et al.*, 2005)

3. ผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน พบว่า ปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่และไหลรวมกับน้ำเสียเข้าสู่ระบบมีอิทธิพลต่อสมมูลมวลของน้ำในระบบบึง ประดิษฐ์ที่ออกจากระบบโดยตรง ปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบในปริมาณมากย่อมมีผลกระทบต่อ การเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR การเพิ่มขึ้นของ ปริมาณน้ำฝนมีผลให้ปริมาณน้ำเสียเพิ่มขึ้น ทำให้ HRT ของระบบลดลง แต่เป็นการเพิ่ม HLR OLR และ ALR ของระบบ ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และมีผล ให้ปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบเพิ่มสูงขึ้นได้ (Yousefi and Mohseni-Bandpei, 2010) ในทางกลับกันการลดลงของปริมาณน้ำฝนมีผลให้ปริมาณน้ำเสียลดลง ทำให้ HRT ของระบบเพิ่ม สูงขึ้น แต่เป็นการลด HLR OLR และ ALR ของระบบ ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัด สารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบด้วยเช่นกัน โดยในทางทฤษฎีที่กล่าวมาข้างต้นปริมาณของสารอินทรีย์ ละลายน้ำควรจะลดลง แต่ในการศึกษาพบว่าผลอันเนื่องมาจากการชะละลายที่ HRT ยาวนานมากขึ้นทำ ให้ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบเพิ่มสูงขึ้นได้ด้วยเช่นกัน (Tannner *et al.*, 1998; Pinney *et al.*, 2000) ในผลการจำลองด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ พบว่าการเปลี่ยนแปลงของ DOC แตกต่างไปจากทฤษฎีที่กล่าวมาข้างต้นและแตกต่างจากผลที่ได้จากแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ของ SCOD โดยมีการลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC ที่ปริมาณฝนตกมากกว่า 50 mm. และ สังเกตพบของ DOC ที่ปริมาณมากเมื่อมีฝนตกน้อยกว่า 50 mm. โดยผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่า DOC จะ มีความเข้มข้นสูงเมื่อ HRT ของระบบยาวนานในฤดูร้อน แต่จะสามารถถูกเจือจางจากน้ำฝนได้มากในฤดู ฝน ซึ่งมีความแตกต่างจากแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึง ประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในรูป SCOD ซึ่งแสดงผลของกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในระบบด้วย ในขณะที่แบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินใน รูป DOC จะแสดงผลของกลไกการชะละลายออกมาอย่างชัดเจนมากกว่าในรูป SCOD

4. ผลการวิเคราะห์ด้วยชุดทดสอบชุดที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ และชุดที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ พบว่าการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่และความลึกของระบบมีอิทธิพลต่อการ เปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ในระบบบึงประดิษฐ์ โดยตรง (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551; คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2552; ITRC, 2003; Economopoulou *et al.*, 2004; Kincaon and McAnally, 2004; Zhang *et al.*, 2011) พื้นที่และ ปริมาตรของระบบที่ลดลงทำให้ HRT ของระบบลดลง และเพิ่ม HLR OLR ALR ของระบบให้มากขึ้น ซึ่งมี ผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และมีผลให้ปริมาณมี สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบลดลง ในทางกลับกันพื้นที่และปริมาตรของระบบที่เพิ่มมากขึ้นทำให้

HRT ของระบบเพิ่มขึ้น และลด HLR OLR ALR ของระบบลง ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และมีผลให้ปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบเพิ่มขึ้นได้อันเนื่องมาจากการชะละลายที่ HRT ยาวนานมากขึ้นทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบเพิ่มสูงขึ้นได้ด้วยเช่นกัน (Tannner *et al.*, 1998; Pinney *et al.*, 2000) โดยผลดังกล่าวแสดงผลของการชะละลายออกมาอย่างชัดเจนมากกว่าแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในรูป SCOD

4.6 ผลการประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กับระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

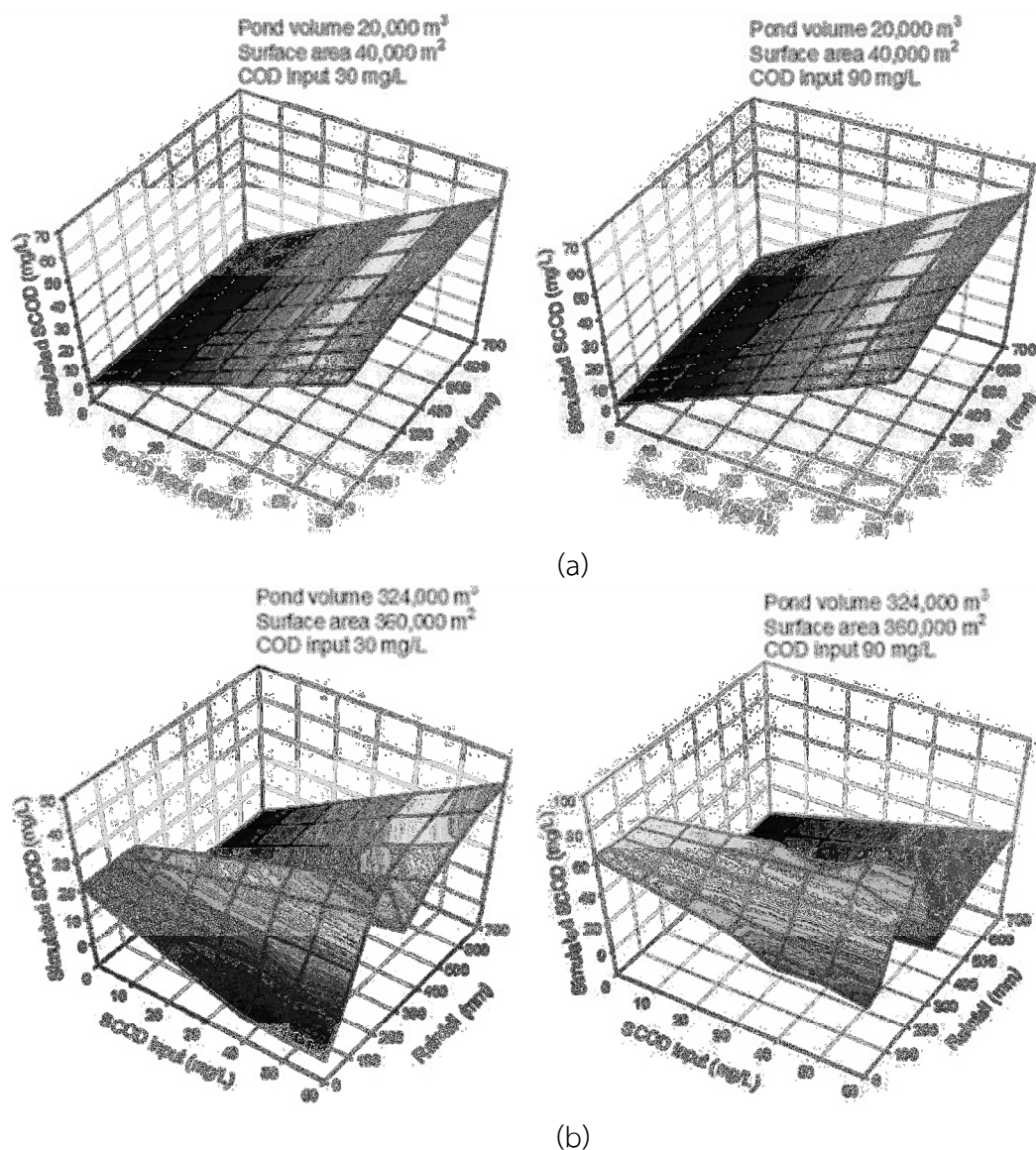
จากผลการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ ซึ่งได้ทำการทดสอบความอ่อนไหวของตัวแปรที่ประกอบด้วยปัจจัยที่ใช้ในการวิเคราะห์ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ ชลศาสตร์และปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับการออกแบบระบบ พบว่าในการศึกษาได้ทำการจำลองสถานการณ์การทำงานของระบบบึงประดิษฐ์ด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ ทั้งในรูป SCOD และ DOC การเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ ชลศาสตร์และปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับการออกแบบระบบ มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และมีผลต่อการเพิ่มขึ้นและลดลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบทั้งสิ้น โดยเกี่ยวข้องกับการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ด้วย ดังนั้นด้วยสถานการณ์ของ HRT ที่เปลี่ยนแปลงไปของบึงประดิษฐ์ในแต่ละฤดูภายในรอบปี ซึ่งมีปริมาณฝนตกแตกต่างกัน ย่อมมีผลกระทบต่อปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบด้วย เนื่องจากพบว่าระยะเวลาที่เก็บกักมีผลกระทบต่อปริมาณ SCOD และ DOC ในระบบ เนื่องจากช่วงของ HRT ที่สั้นหรือยาวเกินไปจะทำให้ปริมาณ SCOD และ DOC ที่ออกจากระบบมีค่าสูงและส่งผลกระทบบต่อสิ่งแวดล้อมและการนำไปใช้ต่อไปได้

ในขั้นตอนการประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กับระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ โดยกำหนดสถานการณ์การวิเคราะห์ด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่ผ่านการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองแล้วให้สอดคล้องกับสถานการณ์ของระบบจริง โดยอ้างอิงชุดของข้อมูลที่ใช้ในการกำหนดสถานการณ์จากการตรวจวิเคราะห์ SCOD และ COD ในภาคสนาม ตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2553 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2554 และข้อมูลทุติยภูมิของปริมาณน้ำฝนจากการตรวจวัดปริมาณน้ำฝนของสถานีอากาศเกษตรคอหงส์ รวมถึงข้อมูลปริมาณน้ำเสีย การพิสูจน์ปริมาณน้ำและคุณภาพน้ำ และขนาด ความลึกของบ่อบำบัดจากเอกสารรายงานสรุปผลการพิสูจน์ปริมาณน้ำและคุณภาพน้ำที่ผ่านระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสีย และเอกสารคู่มือดำเนินการและบำรุงรักษาระบบโครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวม เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยได้กำหนดปริมาณน้ำฝนที่ตก ที่ 0-700 mm. SCOD input 0-60 mg/L COD input 30 และ 90 mg/L ที่ความจุบ่อบำบัด 20,000 m³ และ 324,000 m³ อ้างอิงตามค่าต่ำสุดและสูงสุดจากข้อมูลที่รวบรวมได้ และใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ในการการบำบัด SCOD ในระบบบึงประดิษฐ์ ซึ่งสามารถอธิบายกลไกการทำงานของระบบในการบำบัดและปลดปล่อยสารอินทรีย์ละลายของระบบบึงประดิษฐ์ในองค์ประกอบสำคัญทั้ง 4 องค์ประกอบ ได้แก่ น้ำ พีช จุลินทรีย์ และดิน ได้ชัดเจนกว่าแบบจำลองทาง

คณิตศาสตร์ในการการบำบัด DOC ในระบบบึงประดิษฐ์ โดยนำมาวิเคราะห์ผลกระทบของปริมาณน้ำฝนต่อความเข้มข้นของ SCOD ที่ออกจากบึงประดิษฐ์ อิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่มีต่อภาวะบรรทุกชลศาสตร์ของบึงประดิษฐ์ อิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่มีต่อระยะเวลาที่เก็บกักของบึงประดิษฐ์ การเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาที่เก็บกักของบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลาในแต่ละเดือน และการวิเคราะห์ปริมาณ SCOD เปรียบเทียบกับปริมาณ DOC ในกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบึงประดิษฐ์ในแต่ละบ่อ เพื่อวิเคราะห์และสรุปสถานการณ์ในการบำบัดที่เกิดขึ้นในบึงประดิษฐ์แต่ละบ่อที่ดำเนินการในปัจจุบันและเสนอแนะข้อแนะนำในการดูแลระบบต่อไป รวมถึงการประเมินปริมาณของ TTHM จากปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบบึงประดิษฐ์ และวิเคราะห์ผลกระทบที่อาจเกิดขึ้นในวัฏจักรการใช้ชีวิต

4.6.1 ผลกระทบของปริมาณน้ำฝนต่อความเข้มข้นของ SCOD ที่ออกจากบึงประดิษฐ์

จากการวิเคราะห์ระบบด้วยการจำลองสถานการณ์ โดยกำหนดปริมาณน้ำฝนที่ตก ที่ 0-700 mm. SCOD input 0-60 mg/L COD input 30 และ 90 mg/L ที่ความจุบ่อบำบัด 20,000 m³ (บ่อขนาดเล็ก) และ 324,000 m³ (บ่อขนาดใหญ่) พบว่ามีผลกระทบของปริมาณน้ำฝนต่อระบบบึงประดิษฐ์ปรากฏเด่นชัดในบึงประดิษฐ์ที่มีขนาดใหญ่ (b) มากกว่าบึงประดิษฐ์ที่มีขนาดเล็ก (a) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.37 ซึ่งในการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ได้สรุปแล้วว่าการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ และการเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ มีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ในระบบบึงประดิษฐ์โดยตรง ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบ ในบ่อขนาดเล็ก (20,000 m³) ในการวิเคราะห์สังเกตพบการเปลี่ยนแปลงของ SCOD ออกจากระบบ มีการเปลี่ยนแปลงตามปริมาณของ SCOD ที่เข้าสู่ระบบ โดยเมื่อ SCOD เข้าระบบมีค่าสูง ค่าของ SCOD ออกจากระบบมีค่าสูงตามไปด้วย และมีพฤติกรรมเช่นเดียวกันทั้งในกรณีที่มีค่า COD เข้าระบบสูง (90 mg/L) และกรณีที่ COD เข้าระบบต่ำ (30 mg/L) นอกจากนี้ปริมาณของฝนที่ตกมากขึ้นมีผลให้ SCOD ออกจากระบบมีค่าสูงขึ้นตามไปด้วย ในขณะที่บ่อขนาดใหญ่ (324,000 m³) ปริมาณฝนที่ตกจะมีอิทธิพลต่อปริมาณ SCOD ออกจากระบบอย่างเด่นชัด และแสดงข้อสังเกตเมื่อปริมาณน้ำฝนที่ตกมากกว่าหรือน้อยกว่า 300 mm. ด้วย ปริมาณ SCOD ออกจากระบบในช่วงปริมาณฝนที่ตกมากกว่า 300-700 mm. มีการการเพิ่มขึ้นสัมพันธ์กับปริมาณน้ำฝนที่ตกและค่า SCOD เข้าระบบโดยตรงเช่นเดียวกับพฤติกรรมในบ่อขนาดเล็ก แต่ในช่วงตำแหน่งที่ฝนตกน้อยกว่า 300 mm. ค่าของ SCOD ออกจากระบบกลับมีค่าสูงด้วยเช่นกัน แม้ว่า SCOD เข้าระบบมีค่าสูงหรือต่ำก็ตาม และตำแหน่งที่ SCOD เข้าระบบต่ำ มีค่า SCOD ออกจากระบบต่ำด้วยเช่นกัน ผลปรากฏว่าบ่อที่มีขนาดใหญ่ และเกิดพฤติกรรมเช่นเดียวกันนี้ในทั้งกรณีที่มีค่า COD เข้าระบบสูง (90 mg/L) และกรณีที่ COD เข้าระบบต่ำ (30 mg/L) ด้วย ดังนั้นจากการวิเคราะห์ระบบด้วยการจำลองสถานการณ์ของบ่อขนาดใหญ่ และบ่อขนาดเล็กและผลกระทบของปริมาณน้ำฝนต่อความเข้มข้นของ SCOD ที่ออกจากบึงประดิษฐ์ พบว่าบ่อขนาดใหญ่ซึ่งมีพื้นที่และปริมาตรมาก ย่อมได้รับอิทธิพลจากการเปลี่ยนแปลงของชลศาสตร์ที่เกิดจากปริมาณน้ำฝนซึ่งส่งผลต่อปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบได้มากกว่าบ่อขนาดเล็ก



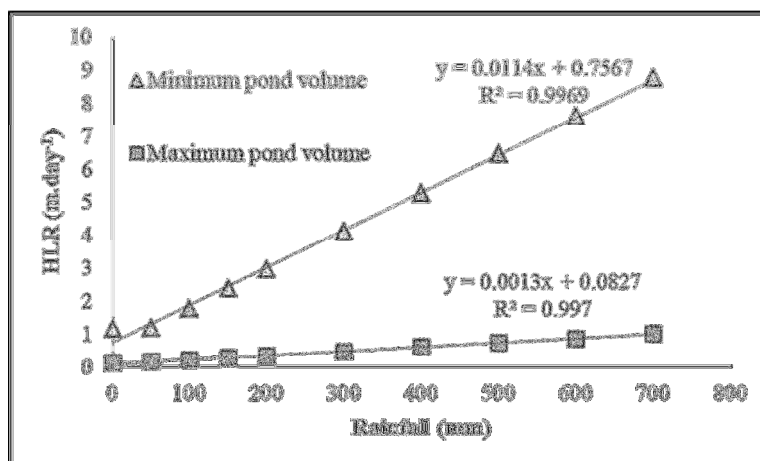
ภาพประกอบที่ 4.37 ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝน ความเข้มข้นของ SCOD เข้าระบบและความเข้มข้นของ SCOD ออกจากระบบ (a) บ่อขนาดเล็ก (b) บ่อขนาดใหญ่

จากเหตุผลที่กล่าวข้างต้นสามารถสรุปอิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่ได้ว่ามี ความสัมพันธ์กับมีผลต่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ โดยบ่อที่มีขนาดใหญ่ เมื่อมีฝนตกมากกว่า 300 mm. ความเข้มข้นของ SCOD ที่ออกจากระบบจะขึ้นกับอิทธิพลของ SCOD ที่เข้าสู่ระบบ เช่นเมื่อ SCOD เข้าสู่ระบบมีค่าสูง ค่า SCOD ที่ออกจากระบบย่อมสูงตามไปด้วย หรือเมื่อค่า SCOD เข้าสู่ระบบมีค่าต่ำ ค่า SCOD ที่ออกจากระบบย่อมมีค่าต่ำด้วยเช่นกัน ในขณะที่เมื่อมี ฝนตกน้อยกว่า 300 mm. สำหรับบ่อที่มีขนาดใหญ่ ความเข้มข้นของ SCOD ที่ออกจากระบบจะขึ้นกับ อิทธิพลระยะเวลาเก็บกักของระบบ มีผลให้ SCOD ที่ออกจากระบบมีค่าสูงมาก แม้ว่าค่า SCOD เข้า ระบบมีค่าต่ำก็ตาม โดยในอีกกรณีที่ COD เข้าระบบมีค่าสูง สำหรับบ่อที่มีขนาดใหญ่แล้วพบว่าค่า COD มี

ผลในการเพิ่มขึ้นของ SCOD ออกจากระบบที่สูงขึ้นด้วยเช่นกัน ในทางตรงข้ามสำหรับบ่อที่มีขนาดเล็ก ปริมาณฝนที่ตกมีอิทธิพลต่อ SCOD ที่ออกจากระบบน้อยมากเมื่อเปรียบเทียบกับบ่อขนาดใหญ่ข้างต้น ค่า SCOD ที่ออกจากระบบขึ้นกับการเปลี่ยนแปลงของค่า SCOD ที่เข้าระบบโดยตรง เช่นเมื่อ SCOD เข้าสู่ระบบมีค่าสูง ค่า SCOD ที่ออกจากระบบย่อมสูงตามไปด้วย หรือเมื่อ SCOD เข้าสู่ระบบมีค่าต่ำ ค่า SCOD ที่ออกจากระบบย่อมต่ำด้วยเช่นกัน ดังนั้นผลกระทบที่จะเกิดขึ้นจากปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่ ซึ่งมีอิทธิพลต่อปริมาณน้ำเสียเข้าระบบในแบบที่ศึกษานี้ จะเกิดผลกระทบกับบ่อที่มีขนาดใหญ่มากกว่าบ่อที่มีขนาดเล็กโดยมาจากการเพิ่มขึ้นของปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียที่ออกจากระบบในช่วงที่มีฝนตกน้อย อันเนื่องมาจากอิทธิพลของระยะเวลาที่เก็บที่ยาวนานที่มีผลต่อการชะละลายของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลับสู่น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วที่จะออกจากระบบ

4.6.2 อิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่มีต่อภาวะบรรทุกลศาสตร์ของบ่อบึงประดิษฐ์

จากการวิเคราะห์ระบบด้วยการจำลองสถานการณ์ โดยกำหนดปริมาณน้ำฝนที่ตก ที่ 0-700 mm. SCOD input 0-60 mg/L COD input 30 และ 90 mg/L ที่ความจุบำบัด 20,000 m³ (บ่อขนาดเล็ก) และ 324,000 m³ (บ่อขนาดใหญ่) พบว่าอิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่มีต่อภาวะบรรทุกลศาสตร์ของบ่อบึงประดิษฐ์ มีผลกระทบต่อบ่อบึงประดิษฐ์ที่มีขนาดใหญ่กว่าบ่อบึงประดิษฐ์ที่มีขนาดเล็ก ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.38 ซึ่งในการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ได้สรุปแล้วว่าการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ มีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ในระบบบึงประดิษฐ์ โดยตรง ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบ ผลปรากฏว่าปริมาณน้ำฝนที่มากน้อยในแต่ละเดือนในพื้นที่ศึกษามีผลต่อการเปลี่ยนแปลง HLR ของบ่อบึงประดิษฐ์ ปริมาณฝนที่ตกน้อยย่อมส่งผลให้ HLR ของบ่อบึงประดิษฐ์มีค่าน้อย โดยในบ่อบึงประดิษฐ์ที่มีขนาดใหญ่ (324,000 m³) มีอัตราการเปลี่ยนแปลง HLR มากกว่าบ่อขนาดเล็ก (20,000 m³) ด้วย บ่อที่มีขนาดใหญ่มีอัตราการเพิ่มขึ้นของ HLR ต่อปริมาณฝนตก (ความชัน) 0.0114 มากกว่าบ่อที่มีขนาดเล็กที่มีค่าเพียง 0.0013 ดังนั้นจากการวิเคราะห์ระบบด้วยการจำลองสถานการณ์ของบ่อขนาดใหญ่และบ่อขนาดเล็ก และผลกระทบของปริมาณน้ำฝนต่อภาวะบรรทุกลศาสตร์ของบ่อบึงประดิษฐ์ พบว่าบ่อขนาดใหญ่ซึ่งมีพื้นที่และปริมาตรมาก ย่อมได้รับอิทธิพลจากการเปลี่ยนแปลงของภาวะบรรทุกลศาสตร์ที่เกิดจากปริมาณน้ำฝนมากกว่าบ่อขนาดเล็ก และเป็นเหตุผลสนับสนุนผลจากการวิเคราะห์ระบบด้วยการจำลองสถานการณ์ของบ่อขนาดใหญ่และบ่อขนาดเล็กและผลกระทบของปริมาณน้ำฝนต่อความเข้มข้นของ SCOD ที่ออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ด้วย ดังนั้นบ่อขนาดใหญ่ซึ่งมีพื้นที่และปริมาตรมาก ย่อมได้รับอิทธิพลจากการเปลี่ยนแปลงของลศาสตร์ที่เกิดจากปริมาณน้ำฝน ซึ่งส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงภาวะบรรทุกลศาสตร์ และปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบได้มากกว่าบ่อขนาดเล็ก

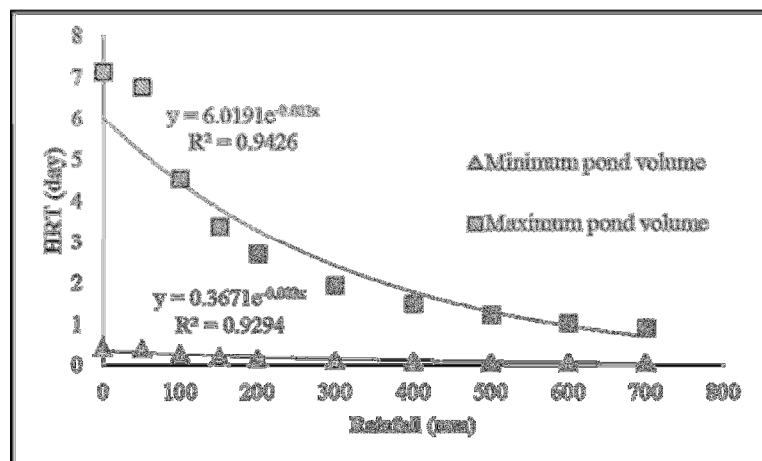


ภาพประกอบที่ 4.38 ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝนกับภาระบรรทุกุลศาสตร์ของบ่อบึงประดิษฐ์

4.6.3 อิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่มีต่อระยะเวลาพักเก็บของบ่อบึงประดิษฐ์

จากการวิเคราะห์ระบบด้วยการจำลองสถานการณ์ โดยกำหนดปริมาณน้ำฝนที่ตก ที่ 0-700 mm. SCOD input 0-60 mg/L COD input 30 และ 90 mg/L ที่ความจุบำบัด 20,000 m³ (บ่อขนาดเล็ก) และ 324,000 m³ (บ่อขนาดใหญ่) พบว่าอิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่มีต่อระยะเวลาพักเก็บของบ่อบึงประดิษฐ์ มีผลกระทบต่อบ่อบึงประดิษฐ์ที่มีขนาดใหญ่มากกว่าบ่อบึงประดิษฐ์ที่มีขนาดเล็ก ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.39 ซึ่งในการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ได้สรุปแล้วว่าการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝน การเปลี่ยนแปลงของพื้นที่บ่อ การเปลี่ยนแปลงของความลึกบ่อ มีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ในระบบบึงประดิษฐ์โดยตรง ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบ และปริมาณมีสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบ ผลปรากฏว่าปริมาณน้ำฝนที่มากน้อยในแต่ละเดือนในพื้นที่ศึกษามีผลต่อการเปลี่ยนแปลง HRT ของบ่อบึงประดิษฐ์ ปริมาณฝนที่ตกน้อยย่อมส่งผลให้ HRT ของบ่อบึงประดิษฐ์มีค่ามาก โดยในบ่อบึงประดิษฐ์ที่มีขนาดใหญ่ (324,000 m³) มีอัตราการเปลี่ยนแปลง HRT มากกว่าบ่อขนาดเล็ก (20,000 m³) ด้วย บ่อที่มีขนาดใหญ่มีอัตราการลดลงของ HRT ต่อปริมาณฝนตก (ความชัน) 0.018 มากกว่าบ่อที่มีขนาดเล็กที่มีค่าเพียง 0.0011 ดังนั้นจากการวิเคราะห์ระบบด้วยการจำลองสถานการณ์ของบ่อขนาดใหญ่และบ่อขนาดเล็กและผลกระทบของปริมาณน้ำฝนต่อระยะเวลาพักเก็บของบ่อบึงประดิษฐ์ พบว่าบ่อขนาดใหญ่ซึ่งมีพื้นที่และปริมาตรมาก ย่อมได้รับอิทธิพลจากการเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาพักเก็บที่เกิดจากปริมาณน้ำฝนมากกว่าบ่อขนาดเล็ก และเป็นเหตุผลสนับสนุนผลจากการวิเคราะห์ระบบด้วยการจำลองสถานการณ์ของบ่อขนาดใหญ่และบ่อขนาดเล็กและผลกระทบของปริมาณน้ำฝนต่อความเข้มข้นของ SCOD ที่ออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ด้วย ดังนั้นบ่อขนาดใหญ่ซึ่งมีพื้นที่และปริมาตรมาก ย่อมได้รับอิทธิพลจากการเปลี่ยนแปลงของชลศาสตร์ที่เกิดจากปริมาณน้ำฝน ซึ่งส่งผลต่อระยะเวลาพักเก็บของระบบและปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบได้มากกว่าบ่อขนาดเล็ก

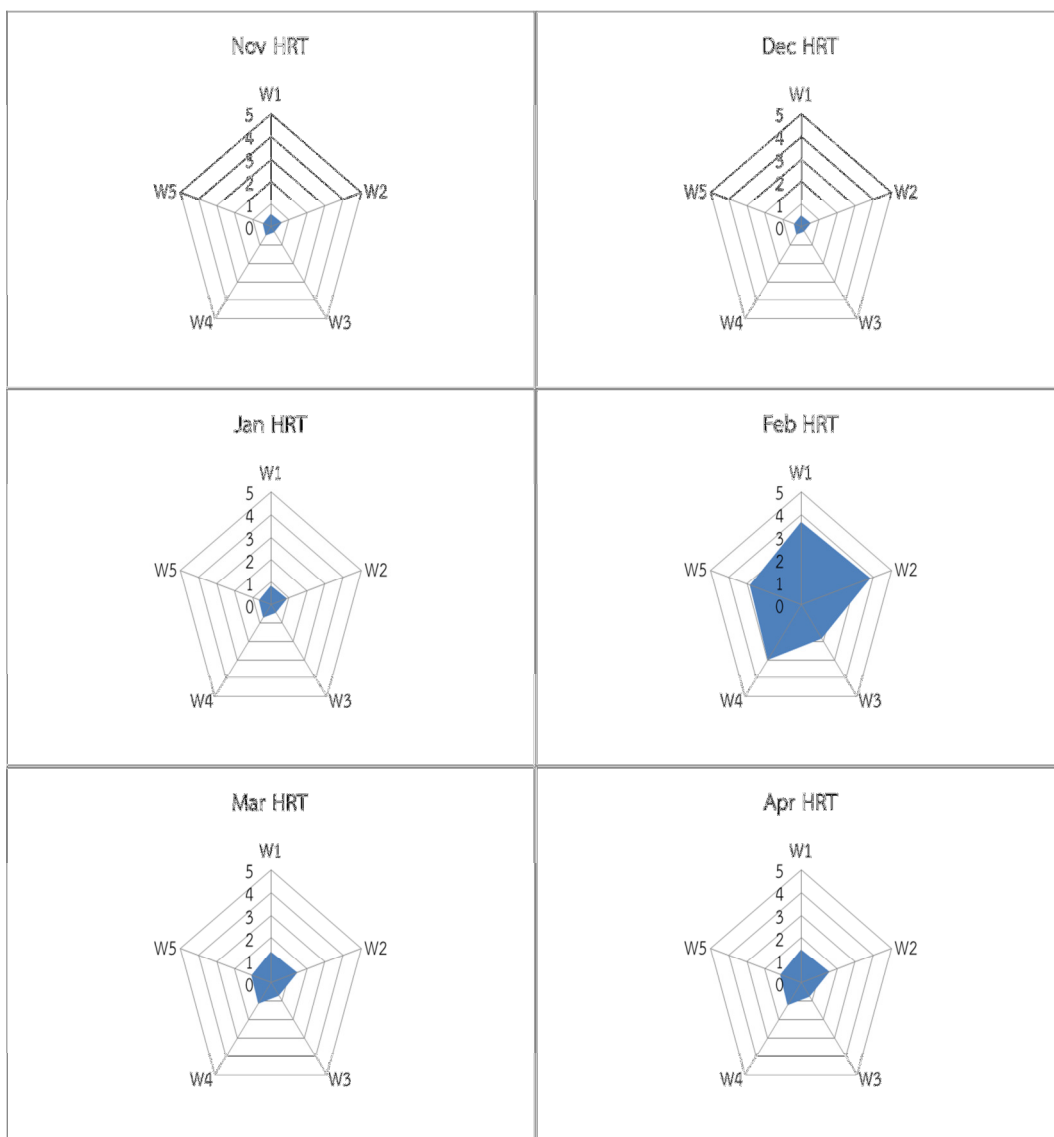
โดยปริมาณฝนที่ตกน้อยกว่า 300 mm. มีผลต่อการเพิ่มขึ้นของ HRT ของระบบอย่างมาก และมีผลต่อ SCOD ที่ออกจากระบบ



ภาพประกอบที่ 4.39 ความสัมพันธ์ของปริมาณน้ำฝน ความเข้มข้นของ SCOD เข้าระบบและความเข้มข้นของ SCOD ออกจากระบบ

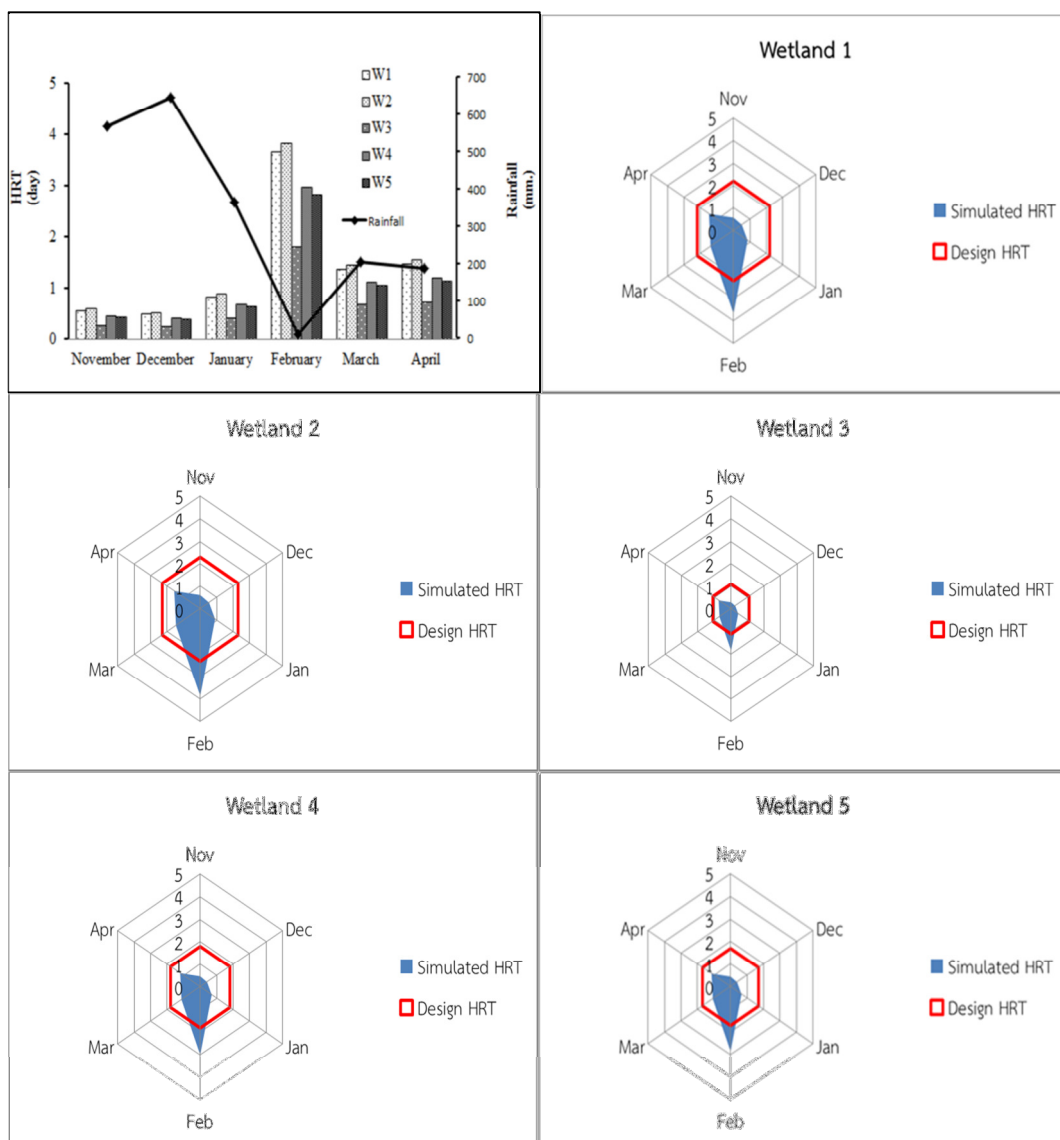
4.6.4 การเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาที่เก็บกักของบ่อบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลาในแต่ละเดือน

จากการวิเคราะห์บ่อบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยอ้างอิงข้อมูลปริมาณฝนที่ตกในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2553 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2554 จากการตรวจวัดปริมาณน้ำฝนของสถานีอากาศเกษตรคอหงส์ รวมถึงข้อมูลขนาด ความลึกของบ่อ บำบัดจากเอกสารคู่มือดำเนินการและบำรุงรักษาระบบ โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวม เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา พบว่าอิทธิพลของปริมาณน้ำฝนที่ตกน้อยในแต่ละเดือนตามฤดูกาลในพื้นที่ศึกษา มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงเวลาของระยะเวลาที่เก็บกักของบ่อบึงประดิษฐ์แต่ละบ่อ ปริมาณฝนที่ตกมากในช่วงฤดูฝน (เดือนพฤศจิกายนถึงเดือนมกราคม) ส่งผลให้ HRT ของบ่อบึงประดิษฐ์มีระยะเวลาสั้นกว่าในช่วงฤดูแล้ง (เดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนเมษายน) ในเดือนกุมภาพันธ์ซึ่งมีปริมาณฝนตกน้อยที่สุดเพียง 11 mm.ต่อเดือน ทำให้ HRT ของบ่อบึงประดิษฐ์แต่ละบ่อมีค่ามากที่สุด โดยบ่อบึงประดิษฐ์ 1 2 4 และ 5 ซึ่งมีขนาดใหญ่กว่าบ่อบึงประดิษฐ์ 3 (84,000 m³) มีค่า HRT มากกว่า 2 วัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.40



ภาพประกอบที่ 4.40 การเปลี่ยนแปลงของระยะเวลาที่เก็บของบ่อบึงประดิษฐ์ในแต่ละเดือน

ซึ่งเมื่อทำการวิเคราะห์ค่า HRT ที่ได้จากการคำนวณด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์โดยอ้างอิงข้อมูลปริมาณฝนที่ตกในพื้นที่จริงในเดือนนั้นๆ เปรียบเทียบกับค่า HRT ของแต่ละบ่อที่ได้กำหนดไว้ในเอกสารคู่มือดำเนินการและบำรุงรักษาระบบ โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวม เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา พบว่าค่า HRT ที่คำนวณได้ในเดือนกุมภาพันธ์ซึ่งมีฝนตกน้อยนั้นมีค่ามากกว่าค่า HRT ในแต่ละบ่อที่ได้มีการออกแบบไว้ด้วย ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.41

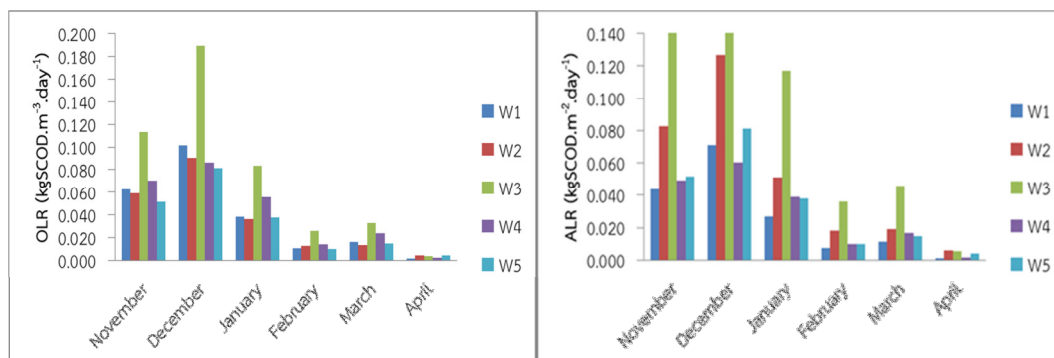


ภาพประกอบที่ 4.41 เปรียบเทียบ HRT จากการจำลองด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กับ HRT ที่ได้มีการออกแบบไว้ของบ่อบึงประดิษฐ์

4.6.5 การเปลี่ยนแปลงภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลาในแต่ละเดือน

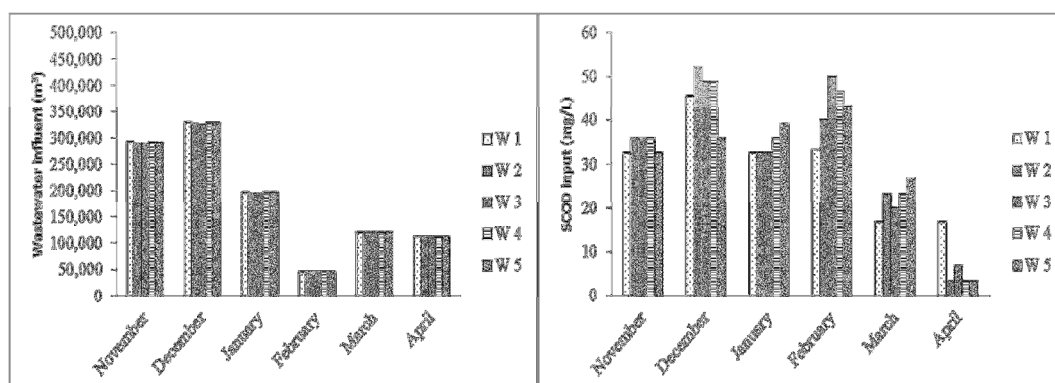
จากการวิเคราะห์บ่อบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยอ้างอิงข้อมูลปริมาณฝนที่ตกในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2553 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2554 จากการตรวจวัดปริมาณน้ำฝนของสถานีอากาศเกษตรรอกหงส์ รวมถึงข้อมูลขนาด ความลึกของบ่อ บำบัดจากเอกสารคู่มือดำเนินการและบำรุงรักษาระบบ โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวม เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา และการตรวจวิเคราะห์ SCOD ของน้ำเสียในบ่อ บึงประดิษฐ์ ในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2553 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2554 พบว่าในช่วงฤดูร้อน (เดือน

กุมภาพันธ์ถึงเดือนเมษายน) ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ OLR และ ALR มีค่าน้อยกว่าในช่วงฤดูฝน (เดือนพฤศจิกายนถึงเดือนมกราคม) โดยสามารถแสดงภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ OLR และ ALR ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.42



ภาพประกอบที่ 4.42 การเปลี่ยนแปลงของภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ของบ่อบึงประดิษฐ์

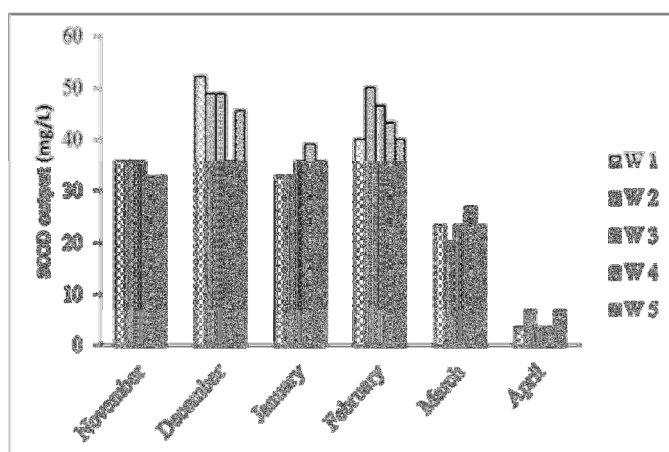
ทั้งนี้เมื่อทำการวิเคราะห์เปรียบเทียบปริมาณน้ำเสียเข้าระบบและความเข้มข้นของ SCOD เข้าระบบ ซึ่งเป็นปัจจัยที่มีอิทธิพลหลักในการคำนวณ OLR และ ALR พบว่าปริมาณของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและความเข้มข้นของ SCOD ในช่วงฤดูร้อน (เดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนเมษายน) มีค่าน้อยกว่าในช่วงฤดูฝน ดังนั้นจึงทำให้ OLR และ ALR ที่คำนวณได้ของบ่อบึงประดิษฐ์ในฤดูร้อนมีค่าน้อยกว่าในฤดูฝน ในเดือนกุมภาพันธ์ ซึ่งเป็นเดือนที่บ่อบึงประดิษฐ์ทุกบ่อมีค่า HRT มากที่สุดและเกินจาก HRT ที่กำหนดในการออกแบบระบบนั้น เป็นเดือนที่มี OLR ALR ในระบบน้อยมาก รวมถึงมีปริมาณน้ำเข้าระบบน้อยมากที่สุดด้วย แต่เป็นเดือนที่มีค่าความเข้มข้นของ SCOD เข้าระบบสูงที่สุดในฤดูร้อน (เดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนเมษายน) สามารถแสดงปริมาณน้ำเสียเข้าระบบและความเข้มข้นของ SCOD เข้าระบบซึ่งวิเคราะห์ได้จริงจากการเก็บตัวอย่างในภาคสนามได้ ดังภาพประกอบที่ 4.43



ภาพประกอบที่ 4.43 การเปรียบเทียบปริมาณน้ำเสียเข้าระบบและ SCOD เข้าระบบของบ่อบึงประดิษฐ์

4.6.6 การวิเคราะห์ปริมาณ SCOD ในกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อบึงประดิษฐ์

จากการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลาในแต่ละเดือน พบว่าในเดือนกุมภาพันธ์ ซึ่งเป็นเดือนที่บ่อบึงประดิษฐ์ทุกบ่อมีค่า HRT มากที่สุดและเกินจาก HRT ที่กำหนดในการออกแบบระบบนั้น เป็นเดือนที่มี OLR ALR ในระบบน้อยมาก รวมถึงมีปริมาณน้ำเข้าระบบน้อยมากที่สุดด้วย แต่เป็นเดือนที่มีค่าความเข้มข้นของ SCOD เข้าระบบสูงที่สุดในฤดูร้อน (เดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนเมษายน) ซึ่งเมื่อพิจารณาค่าความเข้มข้นของ SCOD ออกจากระบบประกอบด้วย พบว่าค่าความเข้มข้นของ SCOD ออกจากระบบซึ่งวิเคราะห์ได้จริงจากการเก็บตัวอย่างในภาคสนามมีค่าสูงมากเช่นเดียวกัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.44 ดังนั้นผลการวิเคราะห์จึงสามารถยืนยันผลของการชะละลายที่เกิดขึ้นในระบบเมื่อ HRT ของระบบมีค้ายาวนานเกินกว่าค่า HRT ที่กำหนดได้ เนื่องจากในเดือนกุมภาพันธ์มีภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทั้งในรูป OLR และ ALR ในปริมาณที่ต่ำมาก แต่มีปริมาณน้ำเสียเข้าระบบในปริมาณที่ต่ำมากด้วย ดังนั้น HRT ของบ่อบึงประดิษฐ์ที่มีค่า HRT สูงเกินจากค่าที่ออกแบบไว้ จึงเกิดการชะละลายของ SCOD จากชั้นของตะกอนกลับสู่น้ำได้มากขึ้น เป็นผลให้ค่าความเข้มข้นของ SCOD ออกจากระบบที่วิเคราะห์ได้นั้นมีค่าสูง ทั้งที่ตามทฤษฎีทางจลนพลศาสตร์พบว่าระยะเวลาที่เก็บที่ยาวนานจะช่วยในการบำบัดได้มากขึ้นนี้ และ SCOD ออกจากระบบควรจะลดลง เมื่อมีระยะเวลาในการบำบัดที่ยาวนานขึ้น



ภาพประกอบที่ 4.44 ปริมาณ SCOD ที่ออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ในแต่ละเดือน

จากการวิเคราะห์ปริมาณ SCOD ในกลไกการบำบัดต่างๆ ที่เกิดขึ้นในระบบบึงประดิษฐ์ด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ เพื่อวิเคราะห์การทำงานของกลไกในองค์ประกอบของบ่อบึงประดิษฐ์ที่ประกอบด้วยน้ำ พืช ตะกอนจุลินทรีย์และดิน และอธิบายปรากฏการณ์ในการเพิ่มขึ้นและลดลงของสารอินทรีย์ในการดำเนินการในปัจจุบัน พบว่าในเดือนกุมภาพันธ์ ซึ่งเป็นเดือนที่มีค่า HRT ยาวนานที่สุดในระยะเวลาที่ทำการศึกษานั้น ปรากฏปริมาณของ SCOD ที่ถูกปลดปล่อยออกมาจากกลไกการชะละลายในปริมาณที่มากกว่าการบำบัดด้วยการออกซิเดชัน การนำไปใช้โดยพืช และการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ เป็นผลให้ปริมาณ SCOD ที่ได้จากการจำลองด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ ในบ่อบึงประดิษฐ์แต่ละบ่อที่มีค่า HRT ยาวนานกว่าค่าที่ออกแบบไว้ในเดือนกุมภาพันธ์มีค่าสูงมาก ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.45

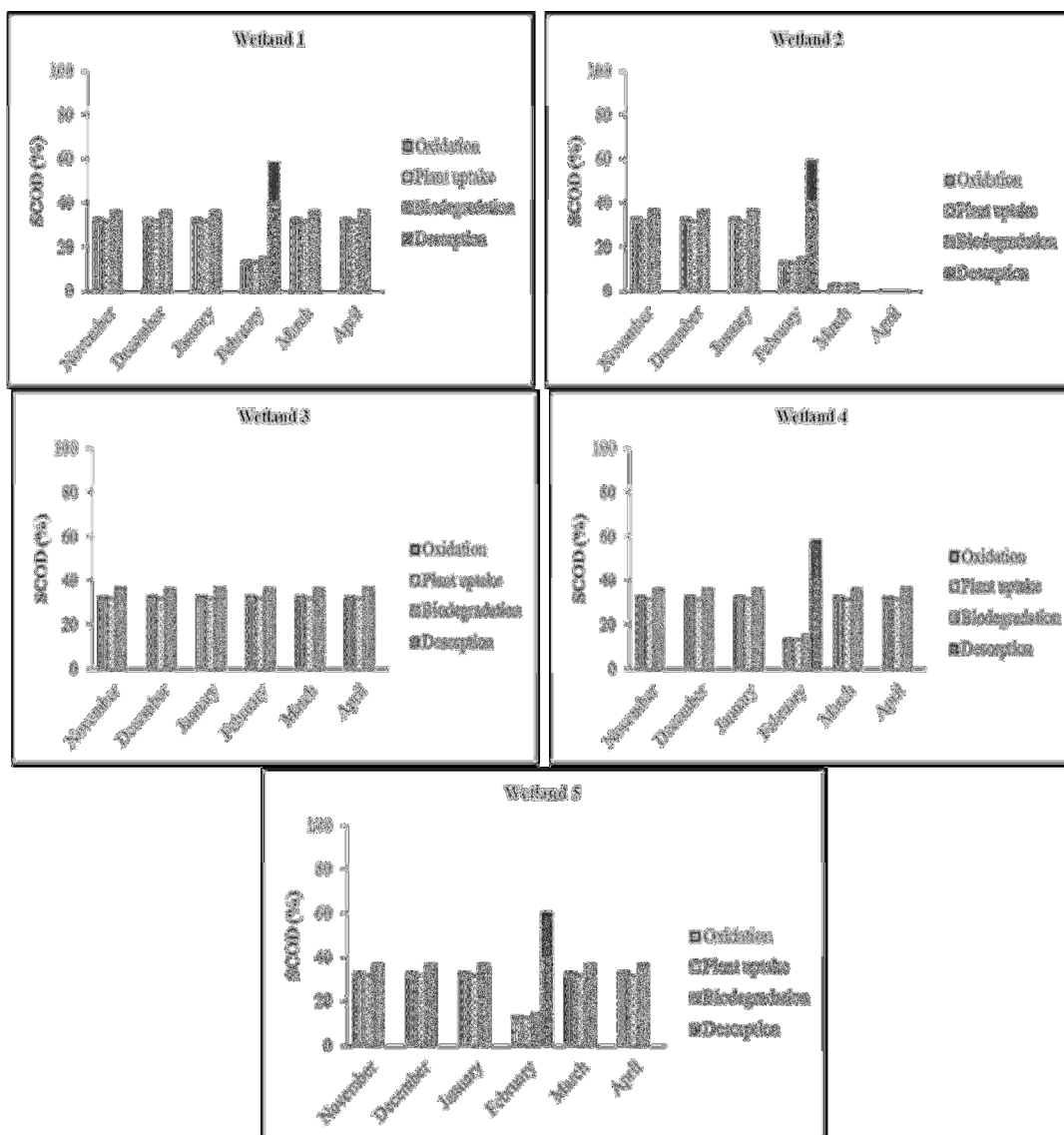
ซึ่งเป็นผลจากการทำนายอิทธิพลในการการทำงานแบบแยกกลไกจากสมการจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ในตารางที่ 4.13 ได้แก่

$$\text{Biodegradation} = \text{Loading_input_DOM} * \text{Rate_of_microorganisms_degradability} * \text{HRT}$$

$$\text{Desorption} = \text{DOM_gravel} * \text{Rate_of_desorption} * \text{HRT}$$

$$\text{Oxidation} = \text{Loading_input_DOM} * \text{Rate_of_oxidation} * \text{HRT}$$

$$\text{Plant_uptake} = \text{Loading_input_DOM} * \text{Rate_of_plant_uptake} * \text{HRT}$$

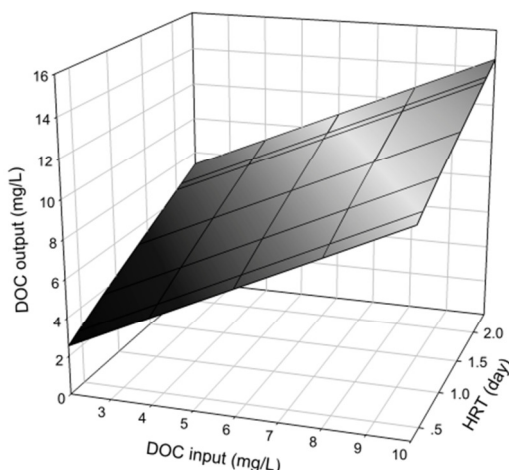


ภาพประกอบที่ 4.45 ปริมาณ SCOD ในกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อบึงประดิษฐ์ในแต่ละเดือน

4.6.7 การวิเคราะห์ปริมาณ DOC ในกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อบึงประดิษฐ์

ดังนั้นเมื่อทำการวิเคราะห์ปริมาณของ DOC ในน้ำออกจากบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลาในแต่ละเดือน ที่ระยะเวลาเก็บกักต่างกันในแต่ละเดือน

โดยอ้างอิงข้อมูลปริมาณฝนที่ตกในเดือนพฤศจิกายน 2553 ถึงเดือนเมษายน 2554 จากการตรวจวัดปริมาณน้ำฝนของสถานีอากาศเกษตรคองส์ รวมถึงข้อมูลขนาด ความลึกของบ่อบำบัดจากเอกสารคู่มือดำเนินการและบำรุงรักษาระบบ โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวมเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา และการตรวจวิเคราะห์ DOC ของน้ำเสียในบ่อบึงประดิษฐ์ ในเดือนพฤศจิกายน 2553 ถึงเดือนเมษายน 2554 พบว่าที่ความเข้มข้นของ DOC ในน้ำเข้าระบบต่ำ มีผลให้ค่าความเข้มข้นของ DOC ในน้ำออกจากระบบต่ำด้วย และจะมีค่า DOC ในน้ำออกจากระบบเพิ่มสูงขึ้นเมื่อค่าความเข้มข้นของ DOC ในน้ำเข้าระบบสูงขึ้น แต่ในขณะเดียวกันแม้ว่าความเข้มข้นของ DOC ในน้ำเข้าระบบต่ำ ค่าความเข้มข้นของ DOC ในน้ำออกจากระบบก็สามารถเพิ่มสูงขึ้นได้ เมื่อระยะเวลาที่กักเก็บยาวนานขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD ที่เพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาที่กักเก็บยาวนานขึ้น เนื่องจากอาจเป็นไปได้ว่าน้ำเสียที่กักเก็บในระบบนานเกินไปอาจได้รับการปล่อยกลับของ DOC จากชั้นตะกอนจุลินทรีย์หรือจากชั้นดิน ซึ่งมาจากการสะสมภายหลังที่มีการการย่อยสลายเน่าเปื่อยของซากจุลินทรีย์และพืชที่ตายแล้วในระบบ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.46



ภาพประกอบที่ 4.46 ปริมาณ DOC ที่ออกจากบ่อบึงประดิษฐ์เมื่อระยะเวลาที่กักเก็บเปลี่ยนไป

ซึ่งเมื่อทำการวิเคราะห์ปริมาณ DOC ในกลไกการบำบัดต่างๆ ที่เกิดขึ้นในระบบบึงประดิษฐ์ด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ เพื่อวิเคราะห์การทำงานของกลไกในองค์ประกอบของบ่อบึงประดิษฐ์ ที่ประกอบด้วยน้ำ พืช ตะกอนจุลินทรีย์และดิน และอธิบายปรากฏการณ์ในการเพิ่มขึ้นและลดลงของสารอินทรีย์ในการดำเนินการในปัจจุบัน โดยทำการวิเคราะห์ในเดือนกุมภาพันธ์ ซึ่งมีค่า HRT ของบ่อบึงประดิษฐ์สูงเกินจากค่าที่ออกแบบไว้ และพบปัญหาของปริมาณ SCOD ที่ถูกปลดปล่อยออกมาจากกลไกการชะละลายในระบบ พบว่าในเดือนกุมภาพันธ์ ซึ่งเป็นเดือนที่มีค่า HRT ยาวนานที่สุดในระยะเวลาที่ทำการศึกษานั้น ปรากฏปริมาณของ DOC ที่ถูกปลดปล่อยออกมาจากกลไกการชะละลาย (Desorption) ในปริมาณที่มากที่สุดเช่นเดียวกัน และมีค่ามากกว่ากลไกการละลายของอนุภาคขนาดกลางและขนาดใหญ่เป็นอนุภาคละลายในน้ำ (Loss of water) และการนำไปใช้โดยพืช (Plant uptake) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.47 เป็นผลให้ปริมาณ DOC ที่ได้จากผลรวมของกลไกการชะละลายและการ

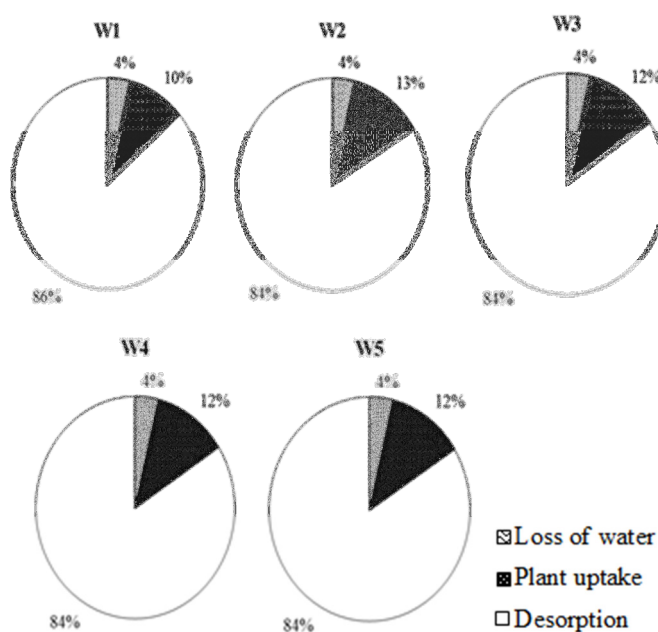
ละลายเพิ่มขึ้นในน้ำจากอนุภาคที่มีขนาดกลางและขนาดใหญ่ซึ่งแสดงออกมาในค่าที่ DOC ออกจากระบบที่วิเคราะห์ได้จริงจากการเก็บตัวอย่างในภาคสนามยังคงมีปริมาณมาก ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.48 ซึ่งเป็นผลจากการทำนายอิทธิพลในการการทำงานแบบแยกกลไกจากสมการจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ในตารางที่ 4.22 ได้แก่

$$\text{Desorption} = \text{DOM}_{\text{gravel}} * \text{Rate}_{\text{of}_{\text{desorption}}} * \text{HRT}$$

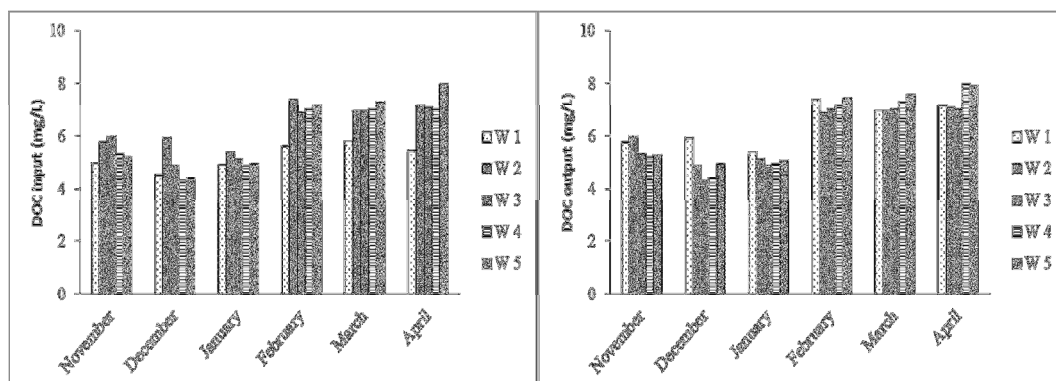
$$\text{Loss}_{\text{of}_{\text{soil}}} = (\text{Inflow}_{\text{water}} * 6.103 * 1000) * (\text{Rate}_{\text{of}_{\text{loss}_{\text{soil}}}}) * (\text{HRT})$$

$$\text{Loss}_{\text{of}_{\text{water}}} = (\text{Inflow}_{\text{water}} * 5.215 * 1000) * \text{Rate}_{\text{of}_{\text{loss}_{\text{water}}}} * \text{HRT}$$

$$\text{Plant}_{\text{uptake}} = \text{Loading}_{\text{input}_{\text{DOM}}} * \text{Rate}_{\text{of}_{\text{plant}_{\text{uptake}}}} * \text{HRT}$$



ภาพประกอบที่ 4.47 ปริมาณ DOC ในแต่ละกลไกการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อบึงประดิษฐ์ในเดือน กุมภาพันธ์



ภาพประกอบที่ 4.48 ปริมาณ DOC ที่เข้าและออกจากบ่อบึงประดิษฐ์ในแต่ละเดือน

4.6.8 การวิเคราะห์สถานการณ์ในการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อบึงประดิษฐ์และข้อเสนอแนะในการดูแลระบบ

การเลือกใช้ระบบบึงประดิษฐ์ในการบำบัดน้ำเสียขั้นสูง เบื้องต้นต้องพิจารณาชนิดของระบบที่เหมาะสม เนื่องจากชนิดของระบบบึงประดิษฐ์ที่แตกต่างกัน มีผลต่ออัตราการบำบัดสารปนเปื้อนที่แตกต่างกัน รูปแบบการไหลของน้ำในระบบรวมถึงชนิดพืชที่ต่างกันก็มีผลต่อประสิทธิภาพของกลไกในระบบที่แตกต่างกันด้วยเช่นกัน (Zurita *et al.*, 2009) นอกจากนี้ปัจจัยต่าง ๆ ได้แก่ ลักษณะของน้ำเสีย ปริมาณน้ำเสีย ระดับการบำบัดน้ำเสียที่ต้องการ ขนาดประชากรในท้องถิ่น สภาพทั่วไปของท้องถิ่น สภาพทางภูมิศาสตร์ ขนาดของที่ดินที่ใช้ในการก่อสร้าง ค่าลงทุนก่อสร้าง ค่าดำเนินการดูแล และค่าบำรุงรักษา ก็เป็นปัจจัยแวดล้อมซึ่งต้องพิจารณาให้เกิดความเหมาะสมด้วย (กรมควบคุมมลพิษ, 2547; Chan *et al.*, 2008)

ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดิน และบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินที่ได้เคยมีการวิจัยไว้ พบว่าระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินมีประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอยและ BOD ได้สูงกว่าระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน เนื่องจากกลไกการดูดซับในชั้นดิน ในขณะที่ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสามารถบำบัดได้มีประสิทธิภาพกว่าในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน เนื่องมาจากกลไกการบำบัดไนโตรเจนต้องอาศัยการทำร่วมกันทั้งในสภาพมีอากาศและไร้อากาศ และการบำบัดฟอสฟอรัสต้องอาศัยกลไกการตกผลึก หรือตกตะกอนร่วมกับสารปนเปื้อนอื่นๆ เช่น อลูมิเนียม เหล็ก หรือสารอินทรีย์ในน้ำ (Brix, 1998) ดังนั้นในการวิเคราะห์ด้วยเหตุผลดังกล่าวแล้ว ระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ในเบื้องต้นได้ถูกออกแบบไว้สำหรับการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งเป็นสารอาหารของพืชที่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมในการเกิดยูโทรฟิเคชันในแหล่งน้ำโดยตรง ป้องกันการเกิดปัญหาเกี่ยวกับสาหร่ายในแหล่งน้ำเป็นหลัก ร่วมกับการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของ BOD (เอส เอส กรู๊ป ร่วมค้า, 2543b; Bojcevska and Tonderski, 2007)

การออกแบบระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ เน้นประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนมากกว่าสารอินทรีย์คาร์บอน ในผลการวิเคราะห์น้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบ พบว่าปริมาณของแข็งแขวนลอย BOD ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส มีค่าต่ำมากกว่ามาตรฐานคุณภาพน้ำทั้งจากระบบบำบัดน้ำเสียรวมชุมชน ที่ได้มีการประกาศไว้ โดยกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม ในประกาศกระทรวงฯ ฉบับใหม่ (ราชกิจจานุเบกษา เล่ม 127 ตอนพิเศษ 69 ง ลว. 2 มิถุนายน 2553) ซึ่งกำหนดให้ระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชนเป็นแหล่งกำเนิดมลพิษที่ต้องถูกควบคุมการปล่อยน้ำเสียลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะหรือออกสู่สิ่งแวดล้อม (สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 15, 2556) การศึกษาเพื่อสร้างแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD และ DOC จึงเป็นประโยชน์โดยตรงต่อการพัฒนาระบบ เนื่องจากทำให้สามารถวิเคราะห์ระบบในเรื่องการบำบัดสารอินทรีย์ละลายรวมทั้งหมด และสารอินทรีย์กลุ่มสารอินทรีย์คาร์บอนซึ่งมีมากในสิ่งแวดล้อม ซึ่งถูกจัดเป็นมลพิษอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กมากกลุ่มหนึ่ง (Organic micropollutant) ที่มีผลโดยตรงต่อการนำไปใช้ในวัฏจักรการหมุนเวียนใช้ใหม่ (Neale *et al.*, 2011) ทั้งยังสามารถสะสมอยู่ในระบบบำบัดและคงเหลือในน้ำที่ผ่านการบำบัดมากกว่าสารอินทรีย์กลุ่มไนโตรเจนภายใต้แนวทางของการออกแบบระบบ

ซึ่งหมายรวมถึงมีโอกาสส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม การพัฒนาระบบเพื่อนำน้ำไปใช้และสุขภาพของผู้ใช้น้ำด้วย

ด้วยผลการการประยุกต์ใช้แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์กับระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ สามารถสรุปได้ว่า ปริมาณของฝนที่ตกในพื้นที่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำเข้าระบบ ซึ่งมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ของบ่อบึงประดิษฐ์ในแต่ละบ่อโดยเฉพาะอย่างยิ่งในบ่อบำบัดที่มีขนาดใหญ่จะมีผลกระทบมากกว่าบ่อบำบัดที่มีขนาดเล็กกว่า โดยในการศึกษาจะปรากฏเด่นชัดในบ่อบึงประดิษฐ์ 1 2 4 และ 5 ซึ่งมีขนาดมากกว่า 84,000 m³ และปรากฏผลน้อยมากในบ่อบึงประดิษฐ์ 3 การเปลี่ยนแปลงของ HRT มีผลอย่างมากต่อการชะละลายของ SCOD และ DOC โดย SCOD สามารถที่จะถูกปลดปล่อยออกมาจากชั้นตะกอนจุลินทรีย์และชั้นดินกลับสู่น้ำได้ ในขณะที่ DOC สามารถที่จะถูกปลดปล่อยออกมาจากชั้นตะกอนจุลินทรีย์ ชั้นดิน รวมถึงการย่อยสลายของอนุภาคขนาดกลางหรือขนาดใหญ่ในน้ำได้ด้วย ทั้งนี้ในการศึกษาถือว่ากลไกในระบบสามารถจำแนกได้เป็น 2 กลุ่ม คือ กลไกที่ให้ผลในทางบำบัด และกลไกที่ให้ผลในการปลดปล่อยคืนกลับสู่ระบบ กลไกการชะละลายที่เกิดขึ้นจึงเป็นผลสรุปของกลไกในระบบในเวลานั้น ซึ่งเป็นการสรุปผลของการดูดติดในดินและผลของกลไกการบำบัดอื่นที่อาจเกิดขึ้นในเวลาเดียวกัน โดยในการศึกษาด้วยระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการพบว่าผลของกลไกการบำบัดจะแสดงในช่วง HRT 1-2 วันของการทดลอง และจะแสดงผลของการชะละลายของ SCOD และ DOC เมื่อ HRT ผ่านไป 2 วัน

โดยภายหลังการวิเคราะห์ระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ ด้วยการจำลองสถานการณ์ของกลไกในการบำบัดที่เกิดขึ้นในระบบด้วยข้อมูลที่ใช้ในการกำหนดสถานการณ์จากการตรวจวิเคราะห์ SCOD และ DOC ในภาคสนาม ตั้งแต่เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2553 ถึงเดือนเมษายน พ.ศ. 2554 และข้อมูลทุติยภูมิของปริมาณน้ำฝนจากการตรวจวัดปริมาณน้ำฝนของสถานีอากาศเกษตรคองหส์ รวมถึงข้อมูลปริมาณน้ำเสีย การพิสูจน์ปริมาณน้ำและคุณภาพน้ำ และขนาดความลึกของบ่อบำบัดจากเอกสารรายงานสรุปผลการพิสูจน์ปริมาณน้ำและคุณภาพน้ำที่ผ่านระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสีย และเอกสารคู่มือดำเนินการและบำรุงรักษาระบบ โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียนรวม เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา พบว่าในเดือนกุมภาพันธ์ซึ่งเป็นช่วงเวลาที่ค่า HRT ในบ่อบึงประดิษฐ์มีค่ามากหรือระยะเวลายาวนานนั้น มีค่าของ SCOD และ DOC ที่ออกจากบ่อบึงประดิษฐ์สูงมาก อันเนื่องมาจากผลของกลไกการชะละลายจากตะกอนจุลินทรีย์ ชั้นดินและการย่อยสลายของอนุภาคขนาดใหญ่เป็นอนุภาคละลายน้ำดังที่ได้กล่าวไปแล้วข้างต้น ทั้งที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูป OLR และ ALR ในระบบมีค่าน้อยเมื่อเทียบกับการทำงานของระบบในเดือนอื่นๆ อีกด้วย ซึ่งในการทบทวนวรรณกรรมพบว่า การที่ HRT ของระบบยาวนานขึ้น จะส่งผลให้ระยะเวลาในการย่อยสลายทางชีวภาพยาวนานขึ้น ซึ่งทำให้ระบบสามารถรับการเพิ่มขึ้นของอาหารรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์และรับภาระทางบรรทุกทางศาสตร์ที่เพิ่มขึ้นได้ด้วย แต่ระยะเวลาก็ก่กัที่ยาวนานเกินไปมีผลให้ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบเพิ่มสูงขึ้นได้ เนื่องจากการชะละลายคืนสู่น้ำจากการตายและการย่อยสลายของพืช สาหร่าย จุลินทรีย์อีกด้วย (USEPA, 1998; Pinney *et al.*, 2000; Larry *et al.*, 2001; Kincanon and McAnally, 2004)

ดังนั้นผลจากการศึกษาจึงเป็นการยืนยันว่าปริมาณของ SCOD และ DOC ที่สูงขึ้นในระบบบึงประดิษฐ์ และถูกปล่อยออกจากระบบบึงประดิษฐ์สู่แหล่งน้ำธรรมชาติมาจากการชะละลายที่เกิดขึ้นในระบบเป็นสำคัญ และเมื่อ HRT ของระบบมีระยะเวลายาวนานจนเกินไป หรือระบบบึงประดิษฐ์มีขนาดใหญ่จนเกินไป และไม่สัมพันธ์กับ HLR ที่เข้าสู่ระบบอย่างเหมาะสมแล้ว ก็สามารถที่จะเกิดปัญหาการเพิ่มขึ้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD และ DOC ในน้ำที่ออกจากระบบบึงประดิษฐ์ได้ โดยมาจากการสะสมของสารอินทรีย์ละลายน้ำในชั้นตะกอนจุลินทรีย์ ชั้นดิน หรือการย่อยสลายอนุภาคสารอินทรีย์ขนาดใหญ่เป็นขนาดเล็ก และไม่ขึ้นกับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูป OLR หรือ ALR ที่เข้าสู่ระบบอีกด้วย

นอกจากนี้พบว่า DOC ในน้ำเสียมีความสัมพันธ์กับสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม Fulvic acid and Humic acid – like substances ซึ่งสามารถตรวจพบสารกลุ่มนี้ได้ ในน้ำที่ออกจากระบบบึง (Maturation pond) บึงประดิษฐ์ 3 (Wetland 3) และในบึงประดิษฐ์ 5 (Wetland 5) และในขณะเดียวกันก็มีโอกาสที่จะพบสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม Fulvic acids ในน้ำทิ้งที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์ได้ด้วยในกรณีที่ชั้นดินถูกรบกวน อันเนื่องมาจากเก็บเกี่ยวผักตบชวา หรือความรุนแรงในการไหลของน้ำ เป็นต้น ทำให้มีการละลายกลับสู่น้ำ

ดังนั้นในการดูแลระบบบึงประดิษฐ์จึงควรต้องคำนึงถึงการควบคุมปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบอย่างสม่ำเสมอและเป็นไปอย่างเหมาะสม เพื่อควบคุม HLR ของระบบให้อยู่ในระดับที่เหมาะสมและไม่ให้ HRT ของระบบมีค่ามากเกินไปหรือน้อยเกินไป จนอยู่ในระดับที่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัดได้ รวมถึงการกำจัดตะกอนที่บึงบำบัดซึ่งเป็นแหล่งสะสมของสารอินทรีย์ละลายและสารอินทรีย์ละลายน้ำ อันเป็นสาเหตุของการชะละลายของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลับคืนสู่น้ำไม่ให้มีมากเกินไปด้วย

4.6.9 การประเมินปริมาณ Total trihalomethanes (TTHM) จากปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด

จากการทบทวนวรรณกรรมในเรื่องของการเกิดสารก่อมะเร็งจากสารอินทรีย์ละลายน้ำในกระบวนการผลิตน้ำประปา พบว่าความสัมพันธ์ระหว่าง DOC และ DPB-FP มีความสัมพันธ์ในรูปแบบแปรผันตามกัน แสดงว่าเมื่อมี DOC ปนเปื้อนในน้ำดิบประปาในปริมาณมากย่อมทำให้เกิดสารก่อมะเร็งในน้ำที่ผ่านกระบวนการผลิตน้ำประปาได้มากขึ้นด้วย ดังนั้นในหลายๆ พื้นที่โดยส่วนใหญ่จึงได้มีการกำหนดมาตรฐานค่า DOC ในแหล่งน้ำดิบที่ใช้ในการผลิตน้ำประปาที่ 2-3 mg/L เพื่อลดโอกาสในการเกิดสารก่อมะเร็งจากกระบวนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนในการผลิตน้ำประปา และเพื่อควบคุมค่าใช้จ่ายให้มีประสิทธิภาพในกระบวนการผลิตน้ำดื่มด้วย ในรายงานการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าในน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์ซึ่งจัดว่าเป็นกระบวนการบำบัดขั้นสูง และมักถูกจัดไว้ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ ซึ่งถือได้ว่าน้ำที่ผ่านการบำบัดมีมาตรฐานอยู่ในระดับที่สามารถนำมาใช้ได้นั้น ยังคงมีค่าใกล้เคียงกับค่าที่วัดได้ในน้ำที่ใช้ในการผลิตน้ำดื่มทั่วไปจากแหล่งน้ำที่มาจากธรรมชาติ เช่น แม่น้ำ ลำคลอง เป็นต้น โดยน้ำเสียจากระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ส่วนใหญ่ยังคงมีค่า DOC ในความเข้มข้นที่สูง และมากพอที่จะเกิดสารก่อมะเร็งอย่างมีนัยสำคัญอยู่ (Pinney *et al.*, 2000; Diaz *et al.*, 2009; Kueseng, 2010) ซึ่งในการศึกษานี้พบว่าความเข้มข้นของ DOC ในน้ำออกจากบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ซึ่งวิเคราะห์ได้จริงจากการเก็บตัวอย่างในภาคสนาม จากน้ำออกจากบึง

ประติษฐ์ 5 (บ่อสุดท้าย) ในช่วงฤดูฝน (เดือนพฤศจิกายนถึงเดือนมกราคม) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 5.085 mg/L และในช่วงฤดูร้อน (เดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนเมษายน) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.630 mg/L ซึ่งใกล้เคียงกับการวิเคราะห์ DOC ในคลองอู่ตะเภา ซึ่งเป็นแหล่งน้ำดิบประปาของเทศบาลนครหาดใหญ่ รวมถึงเป็นคลองสายหลักในกลุ่มน้ำอู่ตะเภาและอยู่ใกล้เคียงระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ และคลองชุดซึ่งใช้ในการระบายน้ำจากระบบบำบัดสู่ทะเล โดยในรายงานการวิจัยที่ผ่านมาสามารถวิเคราะห์ค่า DOC ในช่วงฤดูฝนได้ 5.1-10.7 mg/L และในช่วงฤดูร้อนที่ 5.5-7.9 mg/L ตามลำดับ (Inthanuchit, 2009; Srimuang, 2011) ดังนั้นการวิเคราะห์ผลที่ได้พบว่าน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบึงประติษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา มีค่าของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC สูงกว่า 3 mg/L ซึ่งมากกว่ามาตรฐานที่มีการกำหนดไว้ในทั้ง 2 ฤดูกาล และโดยเฉพาะอย่างยิ่งในฤดูร้อนซึ่งมีความเข้มข้นของ DOC ในน้ำออกจากระบบมากกว่าในฤดูฝน รวมถึงค่า DOC ที่วิเคราะห์ได้ยังคงมีค่าใกล้เคียงกับค่า DOC ที่วัดได้ในน้ำจากคลองอู่ตะเภา ซึ่งเป็นน้ำดิบที่ใช้ในการผลิตน้ำประปาในพื้นที่ของอำเภอหาดใหญ่ที่เคยมีรายงานการวิจัยไว้ด้วย โดยถือได้ว่าน้ำเสียจากระบบบำบัดแบบบึงประติษฐ์ยังคงมีค่า DOC ในความเข้มข้นที่สูง และมากพอที่จะเกิดสารก่อมะเร็งอย่างมีนัยสำคัญ เช่นกันกับการวิจัยโดย Pinney และคณะ (2000)

นอกจากนี้ในการวิเคราะห์ปริมาณ TTHM โดยการใช้สมการความสัมพันธ์ที่ได้เคยมีการศึกษาไว้ ด้วยการประเมินจากปริมาณ DOC (mg/L) ในน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบึงประติษฐ์บ่อสุดท้าย (บ่อบึงประติษฐ์ 5) เพื่อวิเคราะห์ปริมาณ TTHM ที่อาจเกิดขึ้นได้จากกระบวนการผลิตประปา โดยเปรียบเทียบผลจากการคำนวณด้วยสมการความสัมพันธ์ในแบบเส้นตรง 3 สมการ ที่สร้างจากการศึกษาความสัมพันธ์ของ DOC และ TTHM ในน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยบึงประติษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในแบบที่ 1 (Pinney *et al.*, 2000) และจากการวิเคราะห์น้ำในคลองอู่ตะเภาที่ตำแหน่งจุดสูบน้ำดิบของระบบผลิตน้ำประปาในแบบที่ 2 และแบบที่ 3 (Inthanuchit, 2009; Srimuang, 2011) ซึ่งสามารถแสดงผลการคำนวณได้ดังตารางที่ 4.27 โดยพบว่าน้ำที่ผ่านการบำบัดจากบึงประติษฐ์แล้ว มีค่า TTHM อยู่ในช่วง 148 µg/L ถึง 473 µg/L ในแบบที่ 1 อยู่ในช่วง 369 µg/L ถึง 645 µg/L ในแบบที่ 2 และอยู่ในช่วง 661 µg/L ถึง 728 µg/L ในแบบที่ 3 โดยมีค่า TTHM เฉลี่ยที่คำนวณได้ในช่วงฤดูฝน (เดือนธันวาคมถึงเดือนมกราคม) จากทั้ง 3 แบบ เท่ากับ 429 µg/L ซึ่งมีค่าน้อยค่า TTHM เฉลี่ยที่คำนวณได้ในช่วงร้อน (เดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนเมษายน) ที่ 547 µg/L

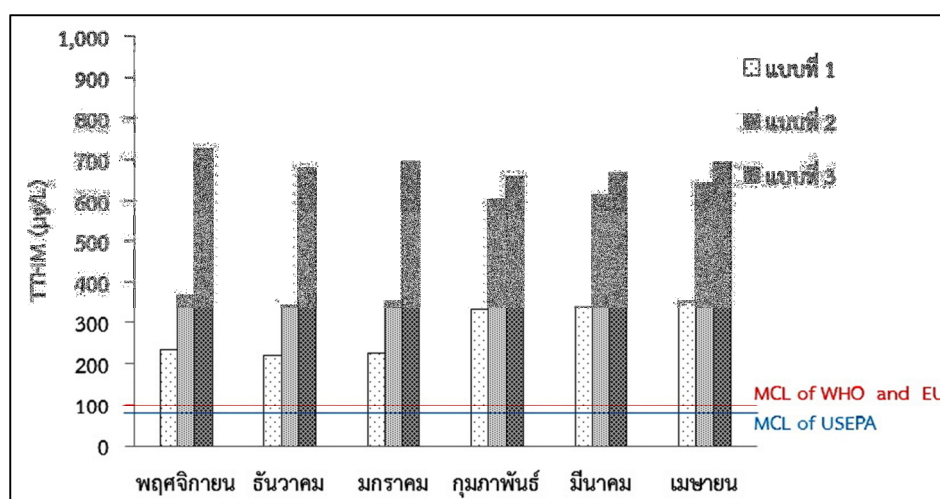
ตารางที่ 4.27 ค่า TTHM ที่คำนวณได้จากสมการความสัมพันธ์แบบต่างๆ

เดือน	DOC (mg/L)	TTHM (µg/L)			
		แบบที่ 1 (Based on Pinney <i>et al.</i> , 2000)		แบบที่ 2 (Based on Inthanuchit, 2009)	แบบที่ 3 (Based on Srimuang, 2011)
		ช่วงค่า	ค่าเฉลี่ย		
พฤศจิกายน	5.269	158 – 316	237	369	728
ธันวาคม	4.924	148 – 295	222	345	680
มกราคม	5.061	152 – 304	228	355	699

ตารางที่ 4.27 ค่า TTHM ที่คำนวณได้จากสมการความสัมพันธ์แบบต่างๆ (ต่อ)

เดือน	DOC (mg/L)	TTHM ($\mu\text{g/L}$)			
		แบบที่ 1 (Based on Pinney <i>et al.</i> , 2000)		แบบที่ 2 (Based on Inthanuchit, 2009)	แบบที่ 3 (Based on Srimuang, 2011)
		ช่วงค่า	ค่าเฉลี่ย		
กุมภาพันธ์	7.435	223 – 446	335	607	661
มีนาคม	7.567	227 – 454	341	618	671
เมษายน	7.888	237 – 473	355	645	696

นอกจากนี้จากการวิเคราะห์ค่า TTHM ที่คำนวณได้เปรียบเทียบกับค่ามาตรฐาน Maximum contaminant level (MCL) ขององค์กรสากลต่างๆ ได้แก่ USEPA ที่ 80 $\mu\text{g/L}$ หรือ WHO และ EU ที่ 100 $\mu\text{g/L}$ (Panyakapo and Paopuree, 2007; Briwichayawisut, 2009) พบว่าค่า TTHM ที่คำนวณได้ทั้งในช่วงฤดูฝนและฤดูร้อนโดยการคำนวณด้วยสมการทั้ง 3 แบบมีค่าเกินกว่าค่ามาตรฐาน MCL ของทั้ง 3 องค์กร ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.49

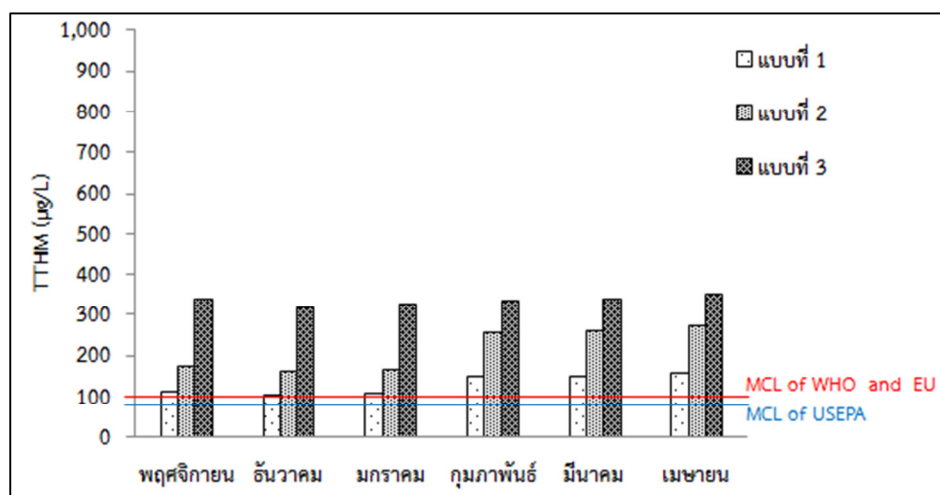


ภาพประกอบที่ 4.49 การเปรียบเทียบค่า TTHM ที่คำนวณได้กับมาตรฐาน MCL ของ USEPA WHO และ EU

ดังนั้นการวิเคราะห์ปริมาณของ DOC และปริมาณ TTHM ที่อาจเกิดขึ้นในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา จึงพบว่าน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วจากระบบบึงประดิษฐ์ลงสู่คลองขุด ยังมีความเข้มข้นของ DOC ที่วิเคราะห์ได้สูงกว่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ โดยความเข้มข้นของ DOC ที่สูงกว่า 3 mg/L นั้น ในเบื้องต้นย่อมส่งผลกระทบต่อค่าใช้จ่ายในการบำบัดที่ต้องสูงขึ้นเพื่อลดโอกาสในการเกิด TTHM ซึ่งมีค่าสูงแปรผันตามกับปริมาณของ DOC ในน้ำที่จะเข้าสู่ระบบการผลิตประปา (Diaz *et al.*, 2009) นอกจากนี้

ปริมาณ TTHM ที่คำนวณได้ยังมีค่ามากกว่ามาตรฐาน MCL ขององค์กรสากล USEPA WHO และ EU ที่กำหนดไว้ที่ 80-100 $\mu\text{g/L}$ อีกด้วย ดังนั้นน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจากระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ยังคงมีปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำสูงมากพอที่จะเกิดสารก่อมะเร็งอย่างมีนัยสำคัญที่อาจส่งผลกระทบต่อสุขภาพอยู่เช่นเดียวกับผลการวิจัยอื่นๆ (Pinney *et al.*, 2000) นอกจากนี้การปล่อยสารอินทรีย์ลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติอาจมีผลทำให้แหล่งน้ำธรรมชาติได้รับปนเปื้อนสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำเพิ่มมากขึ้น อาจเกิดการสะสมได้ในระยะยาว รวมถึงอาจก่อให้เกิดผลกระทบต่อวัฏจักรการใช้น้ำจากคลองขุด เพื่อการอุปโภคและบริโภคของคนในพื้นที่ได้ด้วยเช่นกัน ซึ่งหากมีความจำเป็นต้องใช้น้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ หรือน้ำจากคลองขุดในการผลิตประปา เพื่อแก้ปัญหาแห้งแล้ง ปัญหาขาดแคลนน้ำดิบในการผลิตประปา อันเนื่องมาจากการเปลี่ยนแปลงของฤดูกาลที่มีผลต่อปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่ หรือแม้แต่การเพิ่มขึ้นของประชากรและการขยายตัวของชุมชนเมืองที่ทำให้ความต้องการใช้น้ำในพื้นที่เพิ่มมากขึ้น ซึ่งล้วนมีโอกาสเกิดขึ้นได้ในอนาคต ก็จำเป็นต้องมีกระบวนการผลิตน้ำประปาที่ดีและมีคุณภาพสูงมารองรับเพื่อป้องกันผลกระทบของสารก่อมะเร็งที่อาจเกิดขึ้นและมีผลต่อสุขภาพของผู้ใช้น้ำในพื้นที่ หรือมีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สูงขึ้น เพื่อลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำให้อยู่ในระดับที่ระบบผลิตน้ำประปาสามารถรองรับได้

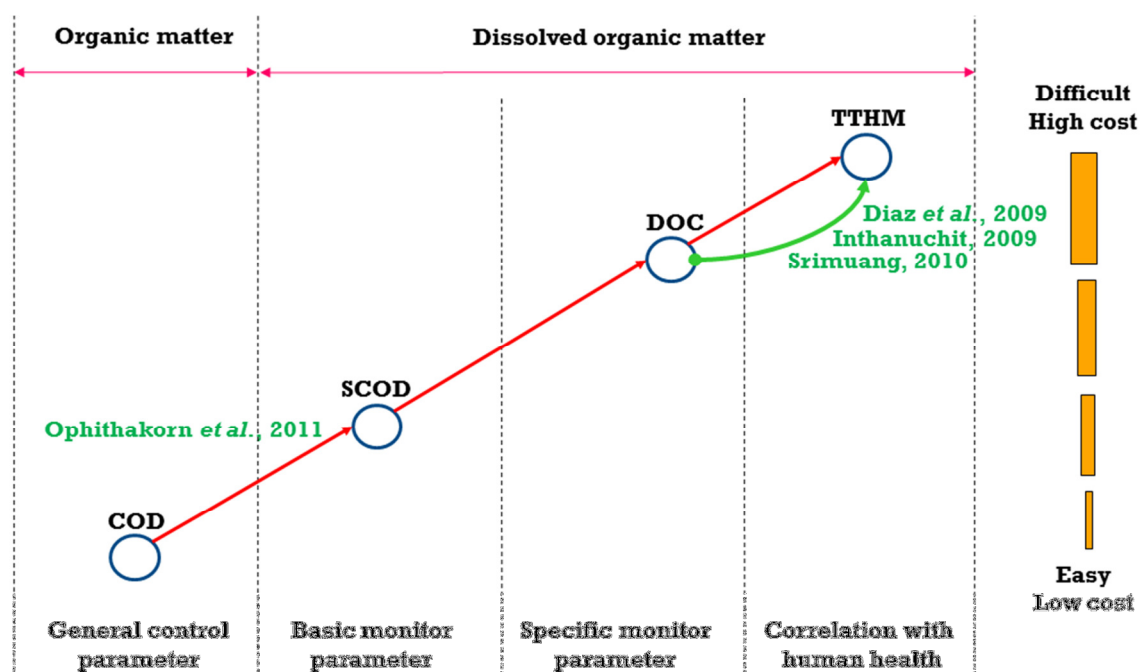
ในกรณีที่ทำการประเมินปริมาณ TTHM จากปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยบึงประดิษฐ์ และผ่านกระบวนการผลิตน้ำประปาแล้ว พบว่าโดยทั่วไปประสิทธิภาพการบำบัด DOC ด้วยการตกตะกอนที่สภาวะทั่วไป โดยใช้ PACl สามารถกำจัด DOC ได้ที่ประมาณ 54% และ 57% จากตัวอย่างน้ำที่จุดสูบน้ำดิบประปาของคลองอูตะเกาในฤดูฝนและฤดูแล้งตามลำดับ (Inthanuchit, 2009) ซึ่งไม่เพียงพอที่จะบำบัดให้ TTHM ที่อาจเกิดขึ้นในน้ำประปาต่ำกว่าระดับมาตรฐานที่ยอมรับได้เช่นกัน ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.50



ภาพประกอบที่ 4.50 การเปรียบเทียบค่า TTHM ที่คำนวณได้เมื่อผ่านกระบวนการตกตะกอนด้วย PACl กับมาตรฐาน MCL ของ USEPA WHO และ EU

4.6.10 การประยุกต์ใช้แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำเพื่อพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์และการอนุรักษ์แหล่งน้ำผิวดิน

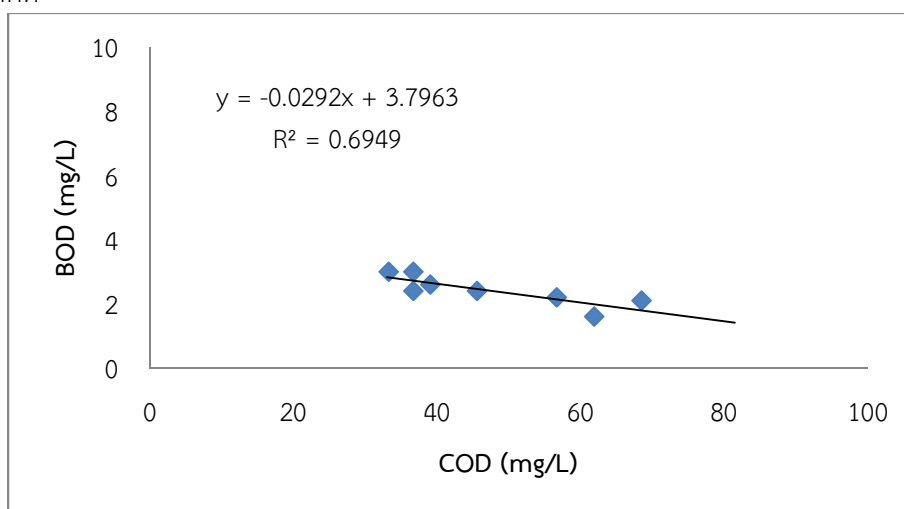
การนำแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำไปประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ ต้องมีการพัฒนาเพิ่มเติมในการหาความสัมพันธ์ของสารอินทรีย์กลุ่มที่วิเคราะห์ได้ง่าย รวดเร็ว และมีค่าใช้จ่ายในการวิเคราะห์ต่ำ เพื่อให้สามารถประยุกต์ใช้ร่วมกับการดำเนินการระบบในปัจจุบันได้ รวมถึงมีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการที่อาจเพิ่มเติมจากการดำเนินการน้อยที่สุด โดยสามารถแสดงตัวอย่างของความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ต่างๆ ที่มีวิธีการวิเคราะห์ยากและง่ายแตกต่างกัน รวมถึงมีค่าใช้จ่ายในการวิเคราะห์ที่แตกต่างกันด้วยในภาพประกอบที่ 4.51



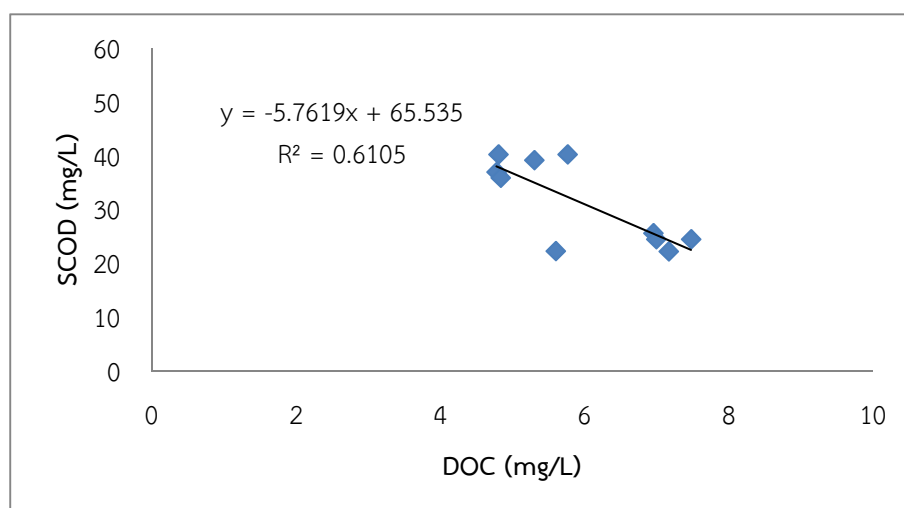
ภาพประกอบที่ 4.51 ตัวอย่างความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์ต่างๆ ในการประยุกต์ใช้กับแบบจำลองในการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสีย

ในการศึกษาได้ทำการวิเคราะห์ตัวอย่างความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD และ DOC ที่ใช้ทำการศึกษากับพารามิเตอร์สำคัญที่ใช้ในการดำเนินการระบบในปัจจุบันที่เกี่ยวข้องกับมาตรฐานการปล่อยน้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียด้วย เช่น ความสัมพันธ์ของ COD และ BOD ความสัมพันธ์ของ DOC และ SCOD ของระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 4.52 และ 4.53 ตามลำดับ ความสัมพันธ์ที่ได้สามารถนำมาใช้ในการเชื่อมโยงความสัมพันธ์กับพารามิเตอร์แวดล้อมอื่นๆ เพื่อพัฒนาแบบจำลองให้สามารถประเมิน TTHM ที่อาจเกิดขึ้นจากสารอินทรีย์ในรูป BOD หรือ COD ได้ในอนาคต ซึ่งต้องมีการทำการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลอง การทดลองการทำงาน การปรับค่า และการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองใหม่ในรูปแบบที่ต้องการก่อนการนำไปประยุกต์ใช้ เนื่องจากการเพิ่มเติม

สมการใหม่ลงไปแบบจำลองมีผลทำให้การจำลองมีความคลาดเคลื่อนไปจากเดิมได้ ยกตัวอย่างการดำเนินระบบในปัจจุบันของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ ซึ่งมีการวิเคราะห์สารอินทรีย์ในรูป COD เป็นประจำในทุกๆ 2 สัปดาห์ การสร้างสมการความสัมพันธ์ของ COD และ SCOD ไว้ ช่วยให้สามารถวิเคราะห์สารอินทรีย์ในรูปของ SCOD ได้ทันทีโดยไม่ต้องมีการวิเคราะห์เพิ่ม และสามารถทำนายค่า SCOD ที่คงเหลือในน้ำทิ้งจากระบบ ซึ่งสามารถนำไปวิเคราะห์ต่อด้วยสมการความสัมพันธ์ของ SCOD และ DOC ต่อไป เพื่อหาค่า TTHM ที่อาจเกิดขึ้นได้ หรือใช้สมการความสัมพันธ์ของ SCOD กับ TTHM ได้เช่นกันในกรณีที่ได้มีการศึกษาเพิ่มเติมในการหาสมการความสัมพันธ์ของสองพารามิเตอร์ที่อาจมีได้ในอนาคต



ภาพประกอบที่ 4.52 ความสัมพันธ์ของ COD และ BOD จากระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่



ภาพประกอบที่ 4.53 ความสัมพันธ์ของ DOC และ SCOD จากระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

ผู้วิจัยได้มุ่งเน้นการพัฒนาแบบจำลองเพื่อนำไปใช้ในการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ที่มีการปล่อยน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วลงสู่แหล่งน้ำผิวดินธรรมชาติ ซึ่งเป็นแหล่งน้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปา และมุ่งเน้นการศึกษาในประเด็นของการนำน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วนั้นกลับมาใช้เป็นแหล่งน้ำสำหรับการผลิตน้ำประปาโดยตรงด้วย ซึ่งทั้งสองประเด็นมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องวิเคราะห์ถึงปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำ ซึ่งบำบัดได้ยากด้วยกระบวนการตกตะกอนที่ใช้กันอยู่ในการผลิตน้ำประปาของประเทศไทยในปัจจุบัน และเป็นสาเหตุของสารก่อมะเร็งจากการเกิดปฏิกิริยากับสารคลอรีนที่ใช้ในการฆ่าเชื้อโรคดังที่ได้กล่าวไปแล้ว การบำบัดน้ำเพื่อการผลิตประปาที่สามารถนำมาใช้ในการอุปโภค และบริโภคได้นั้น จำเป็นต้องคำนึงถึงผลกระทบต่อสุขภาพของผู้ใช้น้ำที่จะเกิดขึ้นจากการปนเปื้อนสารก่อมะเร็ง ผลที่ได้จากการศึกษาพบว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบเป็นสารกลุ่ม Hydrophilic ที่สามารถละลายได้ง่ายในน้ำและบำบัดได้ยาก หมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เป็นกลุ่ม Fulvic acid and Humic acid – like substances ซึ่งเป็นกลุ่มที่พบทั่วไปในน้ำเสียชุมชน และคงเหลือจากระบบบำบัดทั้งจากการบำบัดขั้นที่สอง และในระบบบึงประดิษฐ์ รวมไปถึงปัญหาของการดำเนินการระบบที่ต้องให้ความสำคัญกับการควบคุมระยะเวลาเก็บที่เหมาะสมเพื่อป้องกันการคืนกลับของสารอินทรีย์ละลายน้ำจากตะกอน และการจัดการปริมาณตะกอนต้องบ่อเพื่อลดการสะสมของสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วย

ดังนั้นการนำผลที่ได้จากการศึกษาไปประยุกต์ใช้ในการจัดการระบบเพื่อให้มีประสิทธิภาพสูงขึ้นสำหรับการนำน้ำไปใช้ประโยชน์เป็นแหล่งน้ำดิบสำหรับการผลิตน้ำประปา แทนการปล่อยทิ้งน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วลงสู่แหล่งน้ำผิวดินธรรมชาติที่มีการปนเปื้อนสูง หรือเป็นแหล่งน้ำสำรองในยามเกิดภาวะแห้งแล้งในพื้นที่ เพื่อลดค่าใช้จ่ายในการผลิตน้ำประปา ป้องกันปัญหาขาดแคลนน้ำใช้ในชุมชน และมีผลกระทบต่อสุขภาพของผู้ใช้น้ำจากสารก่อมะเร็งน้อยที่สุดด้วย อาจเริ่มต้นด้วยการปรับปรุงแผนการดำเนินการจัดการกำจัดกากตะกอนต้องบ่อบำบัดให้มีความถี่เพิ่มมากขึ้น และมีความสม่ำเสมอ โดยอาจต้องมีการตรวจสอบและการวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ภายหลังที่มีการจัดการเพื่อประเมินประสิทธิภาพของระบบ และใช้เป็นข้อมูลในการพัฒนาระบบให้เกิดประสิทธิภาพสูงสุดอีกครั้งด้วย หรืออาจทำได้โดยการปรับปรุงระบบให้สามารถรองรับปริมาณน้ำเสียในช่วงที่ผันตุน้อยและผันตุนมากได้อย่างมีประสิทธิภาพขึ้น โดยอาจปรับเปลี่ยนจากการดำเนินการแบบอนุกรมเรียงกันทุกบ่อในรูปแบบปัจจุบัน เป็นเลือกส่งน้ำเสียที่ต้องการบำบัดเข้าเพียงบางบ่อที่มีขนาดบ่อพอเหมาะในช่วงที่มีน้ำน้อย หรือใช้วิธีการสลับใช้งานบ่อบึงประดิษฐ์ควบคู่กับการปิดใช้งานเพื่อการบำรุงรักษาบ่อบึงประดิษฐ์ ซึ่งต้องอาศัยการออกแบบและปรับปรุงระบบการส่งน้ำเข้าสู่บ่อบึงประดิษฐ์ใหม่ เพื่อให้ระยะเวลาการบำบัดเหมาะสม และรักษาประสิทธิภาพบ่อบำบัดให้คงอยู่อย่างสม่ำเสมอ เป็นต้น นอกจากนี้การใช้การวางแผนจัดการและการปรับปรุงระบบเบื้องต้นซึ่งมีค่าใช้จ่ายไม่สูงนักแล้ว การปรับปรุงระบบโดยการก่อสร้างหรือติดตั้งระบบบำบัดเพิ่มเติมในส่วนท้ายก่อนนำน้ำไปใช้ประโยชน์เป็นแหล่งน้ำดิบประปา หรือการพัฒนากระบวนการผลิตน้ำประปา โดยการใช้เลือกประยุกต์ใช้ร่วมกับระบบบำบัดขั้นสูงอื่นๆ เช่น กระบวนการบำบัดแบบ Ultrafiltration reverse osmosis กระบวนการบำบัดแบบ Carbon adsorption กระบวนการบำบัดแบบ Ion exchange กระบวนการบำบัดแบบ Coagulation and sedimentation (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2551) การใช้กระบวนการบำบัดร่วมโดยการใช้การออกซิเดชันกับการกรองด้วยทราย หรือ

การใช้การตกตะกอนร่วมกับการใช้อัลตราฟิเตรชัน (Margot *et al.*, 2013) เป็นต้น ทั้งนี้เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในกลุ่มเฉพาะที่บำบัดได้ยากที่เป็นกลุ่ม Hydrophilic หรือหมู่ฟังก์ชันที่เป็นกลุ่มเฉพาะที่เป็น Fulvic acid and Humic acid – like substances โดยตรง โดยอาจต้องอาศัยการศึกษาวิจัยเพิ่มเติมเพื่อให้เหมาะสมกับการใช้งานในบริบทของประเทศไทย และมีประสิทธิภาพสูงสุดในการนำไปใช้ด้วย ยกตัวอย่างเช่นการศึกษาในการพัฒนากระบวนการโคแอกกูเลชันโดยการใช้สาร Polymer สาร Powder activated carbon สาร Polyaluminum chloride หรือการใช้กระบวนการ Advance oxidation ด้วยโอโซน (Inthanuchit, 2009; Kueseng, 2010; Srimuang, 2011; Margot *et al.*, 2013) ในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำให้มีประสิทธิภาพสูงขึ้นเพื่อพัฒนาระบบผลิตน้ำประปา ซึ่งเป็นงานวิจัยที่เป็นประโยชน์และสามารถนำไปพัฒนาระบบการผลิตน้ำประปาจากน้ำดิบที่มีสารอินทรีย์ละลายน้ำปริมาณมากต่อไปได้ในอนาคต เป็นต้น โดยการปรับปรุงระบบโดยการก่อสร้างหรือติดตั้งระบบบำบัดเพิ่มเติมอาจต้องมีการลงทุนสูงเพื่อการปรับเปลี่ยนชนิดของสารตกตะกอน การก่อสร้างระบบเพิ่มเติม และการจัดการเพื่อการดำเนินการระบบในแบบใหม่กว่าการใช้การปรับปรุงแผนการทำงานระบบที่กล่าวไปข้างต้น และต้องคำนึงถึงประสิทธิ ความคุ้มค่า และพลังงานที่จำเป็นต้องใช้เป็นสำคัญด้วย (Margot *et al.*, 2013)

นอกจากนี้ในการประยุกต์ใช้แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินด้วยผักตบชวาที่สร้างขึ้นกับระบบบึงประดิษฐ์ในแบบอื่นๆ ภายใต้สภาพการควบคุมระบบที่แตกต่างกันออกไป ต้องพิจารณาชนิดของระบบเป็นสำคัญ เนื่องจากชนิดของระบบบึงประดิษฐ์ที่แตกต่างกัน มีผลต่ออัตราการบำบัดสารปนเปื้อนที่แตกต่างกัน รูปแบบการไหลของน้ำในระบบ รวมถึงชนิดพืชที่ต่างกันก็มีผลต่อประสิทธิภาพของกลไกในระบบที่แตกต่างกันด้วยเช่นกัน (Zurita *et al.*, 2009) และต้องพิจารณาปัจจัยสำคัญอื่นๆ ได้แก่ ชนิดของสารอินทรีย์ ชนิดของน้ำเสีย ลักษณะของน้ำเสีย ปริมาณน้ำเสีย ปริมาณน้ำฝน สภาพภูมิอากาศ สภาพภูมิศาสตร์ของระบบ และสภาพขององค์ประกอบทางโครงสร้างอื่นๆ ของระบบควบคู่กันไปด้วย เนื่องจากในการสร้างแบบจำลองได้มีการใช้สมการเวดลุ่มในการประเมินทางชลศาสตร์จากสภาพเฉพาะของระบบ มีการใช้องค์ประกอบทางโครงสร้างเฉพาะของระบบในการวิเคราะห์และสร้างแบบจำลอง เช่น ความสัมพันธ์ของน้ำฝนและปริมาณน้ำเสีย ค่าความสกปรกของน้ำเสียในช่วงของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่สองแล้ว การใช้ผักตบชวาในการบำบัดน้ำระดับน้ำและการไหล สภาพของการเป็นบ่อดินซึ่งมีค่าการซึมของน้ำ สภาพอากาศซึ่งมีค่าของการระเหยน้ำ เป็นต้น ซึ่งทำให้เกิดความคลาดเคลื่อนในการนำแบบจำลองไปใช้ได้ในกรณีที่สภาพเวดลุ่มของระบบแตกต่างกัน เช่น ใช้กับน้ำเสียช่วงค่าที่เกินกว่าช่วงที่ทำการตรวจสอบ สภาพบ่อเป็นคอนกรีตซึ่งไม่มีค่าการซึมผ่าน หรือแม้แต่วัสดุที่คลาดเคลื่อนไปในแต่ละภูมิภาค เป็นต้น แต่ทั้งนี้สามารถปรับค่าคงที่ในแบบจำลองและสร้างสมการความสัมพันธ์ของระบบที่ต้องการประยุกต์ใช้ขึ้นใหม่เป็นการทดแทนได้เช่นกัน โดยสามารถแสดงข้อจำกัดในการนำแบบจำลองไปประยุกต์ใช้ได้ดังตารางที่ 4.28

ตารางที่ 4.28 ขอบเขตของแบบจำลองและข้อจำกัดในการนำไปประยุกต์ใช้

ลำดับที่	รูปแบบที่กำหนด	ขอบเขตของแบบจำลอง	การนำไปประยุกต์ใช้	ข้อจำกัดในการประยุกต์ใช้
1	แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ	สารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD และ DOC	สารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปอื่น	อาจมีความคลาดเคลื่อน ควรใช้ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของการบำบัดสารอินทรีย์รูปที่ต้องการวิเคราะห์ในทุกๆ องค์ประกอบ
2	ประเภทของระบบบำบัดบึงประดิษฐ์	ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน	ระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินแบบแวนนอนหรือแบบแวนดิง	ไม่สามารถประยุกต์ใช้กับระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดินได้ เนื่องจากพลวัตระบบและกลไกที่เกิดขึ้นไม่เหมือนกับระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน
3	อุณหภูมิในการดำเนินการระบบ	30±1°C	อุณหภูมิในการดำเนินการระบบที่สถานะดำเนินการอื่น	อาจมีความคลาดเคลื่อน เนื่องจากค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์เปลี่ยนแปลงตามอุณหภูมิ ควรใช้ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของการบำบัดสารอินทรีย์ภายใต้สถานะที่ดำเนินการวิเคราะห์
4	ชนิดของพืชเจริญลอยบนผิวน้ำ	ผักตบชวา	พืชเจริญลอยบนผิวน้ำชนิดอื่น เช่น แหนเป็ด จอกจอกหูหนู	ต้องใช้ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของการบำบัดสารอินทรีย์ของพืชชนิดที่เป็นตัวดำเนินการในการวิเคราะห์รูปที่ต้องการวิเคราะห์ในทุกๆ องค์ประกอบ

กล่าวโดยสรุปได้ว่าโดยเป้าหมายในการสร้างแบบจำลองเพื่อการประยุกต์ใช้ในเบื้องต้นเพื่อการทำความเข้าใจระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ให้ลึกซึ้งมากขึ้น สามารถวิเคราะห์และหาวิธีการที่จะช่วยในการปรับปรุง หรือดำเนินการระบบให้น้ำทิ้งมีคุณภาพที่ดีมากยิ่งขึ้นจากปัจจุบัน ให้อยู่ในระดับที่สามารถนำไปใช้ได้ต่อไปโดยไม่เป็นอันตรายจากสารก่อมะเร็งในรูปของ TTHM ช่วยอนุรักษ์แหล่งน้ำผิวดินจากการเป็นแหล่งสะสมของสารอินทรีย์ โดยการลดปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำและสารอินทรีย์กลุ่มที่ย่อยสลายได้ยากลง และเพื่อไว้ใช้ทดแทนแหล่งน้ำธรรมชาติที่อาจขาดแคลนในฤดูแล้ง หรือมีสภาพที่เสื่อมโทรมมากในอนาคต

บทที่ 5

สรุปผลการทดลอง

5.1 การศึกษาลักษณะทั่วไปของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดขั้นที่ 2 และปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

1. ปริมาณน้ำเสียเข้าระบบแปรผันตามกับปริมาณฝนที่ตกในเขตเมือง ($R^2 = 0.62$) ในการศึกษาที่มีการปรับปริมาณน้ำเสียเข้าระบบให้สอดคล้องตามปริมาณฝนที่ตกในแต่ละเดือน เพื่อให้ได้สมการในการทำนายปริมาณน้ำเสียเข้าระบบที่สอดคล้องกับการออกแบบระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสีย และสอดคล้องกับการดำเนินการระบบจริงตามสถานการณ์ที่เกิดขึ้นจริง รวมถึงลดข้อผิดพลาดของสมการที่ได้ที่เกิดจากความไม่สมบูรณ์ของข้อมูลที่ใช้ในศึกษาที่ $R^2 = 0.82$

2. ปริมาณสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบมีความแปรผันตามฤดูกาล โดยในการวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำในการศึกษาเลือกใช้ COD SCOD และ DOC เป็นดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ โดยให้ COD เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์รวมทั้งหมดทั้งกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน และสารอินทรีย์กลุ่มอื่น ๆ ที่ไม่ใช่คาร์บอน ให้ SCOD เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำรวมทั้งหมดทั้งกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน และสารอินทรีย์กลุ่มอื่นๆ ที่ไม่ใช่คาร์บอน และ DOC เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งเป็นกลุ่มหลักที่พบได้มากในแหล่งน้ำต่างๆ ความเข้มข้นเฉลี่ยของสารอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์มีแนวโน้มลดลงจากต้นทางที่น้ำออกจากบ่อ Maturation ถึงปลายทางน้ำออกจากบ่อ Wetland 5 ทั้ง 2 ฤดูกาล

3. การจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ด้วยเทคนิคการ Fractionation ด้วยเรซิน XAD-8 ออกเป็นกลุ่ม hydrophobic (HPO) และ hydrophilic (HPI) สามารถจำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้ง 2 กลุ่ม พบสารอินทรีย์กลุ่ม hydrophilic เป็นส่วนใหญ่ ประมาณ 70-80% โดยการคำนวณด้วย DOC และ UV-254 เหมือนกันทั้ง 2 ฤดูกาล

4. จากข้อมูลการวิเคราะห์สามารถคัดเลือกบึงประดิษฐ์ที่เหมาะสมเพื่อใช้ประกอบการวิเคราะห์แบบจำลองที่จะสร้างขึ้นต่อไป พบว่าบึงประดิษฐ์ 3 มีความเหมาะสมมากที่สุด ด้วยเหตุผลคือบึงประดิษฐ์ 3 มีรูปร่างลักษณะของบ่อเป็นสี่เหลี่ยมผืนผ้า มีขอบเขตของบ่อที่แสดงด้วยลักษณะทางกายภาพชัดเจน ใช้พืชเพียงชนิดเดียวคือผักตบชวาในการบำบัดน้ำ และมีขนาดของบ่อไม่ใหญ่ทำให้ตัวแทนของน้ำตัวอย่างที่เก็บในแต่ละจุดครอบคลุมอัตราส่วนของพื้นที่และปริมาตรน้ำในบ่อมากที่สุด สามารถเข้าถึงได้ง่ายตลอดแนวความยาวของบ่อ

5.2 การศึกษาจลนพลศาสตร์ของสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ

1. การทำงานของจุลินทรีย์ในแต่ละองค์ประกอบเป็นส่วนหนึ่งของกลไกในองค์ประกอบนั้นๆ และถือเป็นกระบวนการความสัมพันธ์ร่วมกัน ไม่สามารถแยกออกจากกันได้และทำให้เกิดความสมดุลตามธรรมชาติ ได้แก่ จุลินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำถือว่าเป็นส่วนหนึ่งของกลไกการออกซิเดชันในน้ำ จุลินทรีย์ที่เกาะติดรากพืชถือว่าเป็นส่วนหนึ่งของกลไกการดูดซึมของพืช จุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในดินถือว่าเป็นส่วนหนึ่งของกลไกการดูดซับในดิน

2. ไม่สามารถใช้กระบวนการฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ด้วยการใช้หม้อนึ่งไอน้ำในการแยกองค์ประกอบในการศึกษากลไกการบำบัดสารอินทรีย์ในระบบนิเวศได้ เนื่องจากมีผลกระทบทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ละลายในน้ำในระบบเพิ่มสูงขึ้นจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์อนุภาคใหญ่โดยความร้อนและแรงดัน

3. ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของกลไกที่เกิดขึ้นสามารถแบ่งได้เป็น 2 กลุ่ม คือ กลไกที่ให้ผลในทางบำบัด และกลไกที่ให้ผลในการปลดปล่อยคืนกลับสู่ระบบ ดังนั้นการปรากฏผลของการบำบัดหรือการชะละลายที่เกิดขึ้นจึงเป็นผลสรุปของกลไกในระบบในเวลานั้น โดยการคิดเป็นผลต่างของกลไกในกลุ่มที่แสดงผลในการบำบัดและกลุ่มที่แสดงผลในการชะละลายหรือปลดปล่อยที่เกิดขึ้นในเวลาเดียวกัน

4. สามารถระบุหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียชุมชนที่ผ่านกระบวนการบำบัดขั้นที่สองก่อนเข้าสู่การบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์และในบึงประดิษฐ์ ได้เป็นกลุ่ม Fulvic acid and Humic acid – like substances ขณะเดียวกันก็มีโอกาสที่จะพบสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม Fulvic acids ในน้ำทิ้งที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์ได้ด้วย ซึ่งมาจาก Soil fulvic acids

5.3 การศึกษาการถ่ายโอนสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดินในระดับห้องปฏิบัติการ

1. กระบวนการโดยส่วนใหญ่ในระบบบึงประดิษฐ์เป็นปฏิกิริยาอันดับ 1 และสามารถอธิบายได้ด้วยจลนพลศาสตร์อันดับ 1 แบบไหลตามยาว ซึ่งในทางทฤษฎีแล้วความเข้มข้นของสารปนเปื้อนต่างๆ จะเปลี่ยนแปลงไปตามระยะทางตามแนวยาว แต่บางครั้งความเข้มข้นของสารปนเปื้อนต่างๆ อาจไม่ทั้งหมดที่มีพฤติกรรมของการบำบัดเช่นเดียวกันนี้

2. ในการศึกษาพฤติกรรมของสารอินทรีย์ในรูป COD และสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งในรูป SCOD และ DOC มีพฤติกรรมของการบำบัดที่ไม่แน่นอน เนื่องมาจากการเกิดหลายๆ กลไกในเวลาเดียวกัน ทั้งกลไกในการบำบัดและการปลดปล่อย ดังนั้นจึงต้องใช้ผลสรุปของการปรากฏผลที่เกิดขึ้นในเวลานั้น ในการวิเคราะห์สภาพการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ

5.4 การสร้างแบบจำลองทางเพื่ออธิบายกลไกการบำบัดและความสัมพันธ์ของสภาวะแวดล้อมที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

1. แบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ สามารถแบ่งได้เป็น 3 ส่วนใหญ่ๆ ได้แก่ ส่วนของแบบจำลองแผนภาพและสมการคณิตศาสตร์ของการบำบัดที่เกิดขึ้นในองค์ประกอบต่างๆ ส่วนของแบบจำลองแผนภาพและสมการคณิตศาสตร์ของชลศาสตร์ในระบบ และส่วนของแบบจำลองแผนภาพและสมการคณิตศาสตร์ของการออกแบบและควบคุมระบบ เพื่อให้สามารถวิเคราะห์การทำงานของระบบทั้งในเชิงคุณภาพน้ำ ปริมาณน้ำและความสัมพันธ์ที่เกี่ยวข้องกับการออกแบบและควบคุมระบบได้

2. การพัฒนาแบบจำลองทำโดยประยุกต์ใช้ข้อมูลทั้งจากการวัดและวิเคราะห์ระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ การตรวจวัดและเก็บข้อมูลภาคสนามและข้อมูลการออกแบบระบบจากการตรวจเอกสาร ซึ่งมีความสมบูรณ์ทางทฤษฎีและสอดคล้องกับสภาพการดำเนินการจริงของระบบที่มีอยู่ในพื้นที่ศึกษาตามวัตถุประสงค์ที่ต้องการพัฒนาระบบในประเทศไทย

3. ในการทดลองการทำงาน การปรับค่า และการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD แล้ว ด้วยข้อมูลจากการตรวจวัดและเก็บข้อมูลภาคสนาม ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์จากระบบในระดับห้องปฏิบัติการ และค่าคงที่อื่นๆ จากการตรวจเอกสาร มีการปรับค่าคงที่บางค่า ได้แก่ $Capacity_of_water_evaporation = 3$ และ $Coefficient_of_seepage = 0.432$ โดยที่ค่า $R^2 = 0.7$ และมีค่าไม่น้อยกว่า 0.5 ตามที่กำหนดไว้ใน AWWA (1993) จึงสามารถนำแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ไปประยุกต์ใช้ต่อไปได้ ทั้งนี้แบบจำลองต้นแบบที่ได้จากการศึกษาอาจนำไปพัฒนาให้สมบูรณ์มากขึ้นได้อีกด้วยในอนาคต

4. ผลในการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ ซึ่งได้ทำการทดสอบความอ่อนไหวของตัวแปรที่ป้อนเข้าจำนวน 5 ตัวแปร ได้แก่ SCOD COD Rainfall Surface area และ Pond พบว่าพฤติกรรมจำลองสถานการณ์โดยแบบจำลองเป็นไปตามเงื่อนไขทางทฤษฎีของปัจจัยที่มีอิทธิพลในการศึกษาระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบมีอิทธิพลต่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบโดยตรง เป็นไปตามทฤษฎีของจลนพลศาสตร์อันดับ 1 ซึ่งเป็นกลไกหลักของการบำบัดด้วยบึงประดิษฐ์ ปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่และไหลรวมกับน้ำเสียเข้าสู่ระบบมีอิทธิพลต่อสมมูลมวลของน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ที่ออกจากระบบโดยตรง ปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบในปริมาณมากย่อมมีผลกระทบต่อเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR การเพิ่มขึ้นของปริมาณน้ำฝนมีผลให้ปริมาณน้ำเสียเพิ่มขึ้น ทำให้ HRT ของระบบลดลง การลดลงของปริมาณน้ำฝนมีผลให้ปริมาณน้ำเสียลดลง ทำให้ HRT ของระบบเพิ่มสูงขึ้น แต่เป็นการลด HLR OLR และ ALR ของระบบ ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบด้วยเช่นกัน โดยในทางทฤษฎีที่กล่าวมาข้างต้นปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำควรจะลดลง แต่ในการศึกษาพบว่าผลอันเนื่องมาจากการชะละลายที่ HRT ยาวนานมากขึ้นทำให้ปริมาณสารอินทรีย์

ละลายน้ำที่ออกจากระบบเพิ่มสูงขึ้นได้ด้วย นอกจากนี้ในการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่และความลึกของระบบมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ในระบบบึงประดิษฐ์โดยตรงเช่นกัน

5.5 การพัฒนาแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน

1. แบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ในการศึกษาการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC นั้น ซึ่งพัฒนาจากแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ต้นแบบที่ได้จากการบำบัด SCOD มีข้อแตกต่างจากแบบจำลองของการบำบัด SCOD เนื่องจากค่าคงที่ปฏิกิริยาที่ได้จากการศึกษาด้วยระบบบึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการมีความแตกต่างกัน ซึ่งแสดงถึงพฤติกรรมของการทำงานของกลไกในระบบในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD และ DOC ที่แตกต่างกัน ในการศึกษาการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD นั้น พบทั้งกลไกกลุ่มที่ให้ผลในการบำบัดหรือมีผลให้สารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบลดลง และกลไกกลุ่มที่ให้ผลในการปลดปล่อยหรือมีผลทำให้สารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบเพิ่มขึ้น แต่ในการศึกษาการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC นั้น พบว่ากลไกการปลดปล่อยสารอินทรีย์ละลายน้ำกลุ่มคาร์บอนอินทรีย์เป็นกลไกที่เกิดขึ้นในเกือบทุกองค์ประกอบของระบบ โดยปรากฏการละลายของสารอินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำ และการชะละลายของสารอินทรีย์ละลายจากชั้นตะกอนจุลินทรีย์และชั้นดิน และยังคงปรากฏกลไกการดูดซับสารอินทรีย์ละลายน้ำจากพีชอยู่เช่นเดียวกับสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD แต่ไม่ปรากฏการแสดงผลการทำงานของกลไกออกซิเดชันในน้ำ และการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์

2. การปลดปล่อยของสารอินทรีย์ละลายน้ำเพิ่มขึ้นในระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์มีอิทธิพลมาจากกลไกการชะละลายของสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งในรูป SCOD และ DOC โดยสารอินทรีย์ที่สะสมอยู่ในตะกอนจุลินทรีย์และดิน ในขณะที่กลไกการดูดซับพีชเป็นกลไกหลักที่มีอิทธิพลในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งในรูป SCOD และ DOC

3. ในการทดลองการทำงาน การปรับค่า และการตรวจสอบความแน่นอนของแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC แล้ว ด้วยข้อมูลจากการตรวจวัดและเก็บข้อมูลภาคสนาม ค่าคงที่ปฏิกิริยาจากระบบในระดับห้องปฏิบัติการ และค่าคงที่อื่นๆ จากการตรวจเอกสาร โดยที่ค่า $R^2 = 0.7$ และมีค่าไม่น้อยกว่า 0.5 ตามที่กำหนดไว้ใน AWWA (1993) จึงสามารถนำแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ไปประยุกต์ใช้ต่อไปได้ ทั้งนี้แบบจำลองต้นแบบที่ได้จากการศึกษาอาจนำไปพัฒนาให้สมบูรณ์มากขึ้นได้อีกด้วยในอนาคต

4. ผลในการทดสอบการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของแบบจำลอง ซึ่งได้ทำการทดสอบความอ่อนไหวของตัวแปรที่ป้อนเข้าจำนวน 4 ตัวแปร ได้แก่ DOC Rainfall Surface area และ Pond depth พบว่าพฤติกรรมจำลองสถานการณ์โดยแบบจำลองเป็นไปตามเงื่อนไขทางทฤษฎีของปัจจัยที่มีอิทธิพลในการศึกษาระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เข้าสู่ระบบมีอิทธิพลต่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ออกจากระบบโดยตรง

ปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่และไหลรวมกับน้ำเสียเข้าสู่ระบบมีอิทธิพลต่อสมมูลมวลของน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ที่ออกจากระบบโดยตรง ปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบในปริมาณมากมีผลกระทบต่อ การเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ปริมาณน้ำฝนที่มากขึ้นมีผลต่อการเจือจางความเข้มข้นของ DOC ในระบบ และการเปลี่ยนแปลงของพื้นที่และความลึกของระบบมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบ ได้แก่ HRT HLR OLR และ ALR ในระบบบึงประดิษฐ์โดยตรงเช่นเดียวกับแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายในรูป SCOD โดยมีการแสดงผลของการกลไกการชะละลายเด่นชัดกว่าแบบจำลองการบำบัดสารอินทรีย์ละลายในรูป SCOD

5.6 การประยุกต์ใช้แบบจำลองกับระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

1. ผลการการประยุกต์ใช้แบบจำลองกับระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา สามารถอธิบายได้ว่าปริมาณของฝนที่ตกในพื้นที่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำเข้าระบบ และการเปลี่ยนแปลงของ HRT ของบ่อบึงประดิษฐ์ โดยเฉพาะอย่างยิ่งในบ่อบำบัดที่มีขนาดใหญ่จะมีผลกระทบมากกว่าบ่อบำบัดที่มีขนาดเล็กกว่า โดยปรากฏผลของการชะละลายของ SCOD และ DOC กลับสู่น้ำ

2. ในเดือนที่ HRT ในบ่อบึงประดิษฐ์ยาวนานจนเกินไปนั้น จะมีค่าของ SCOD และ DOC ที่ออกจากบ่อบำบัดมีค่าสูงมาก อันเนื่องมาจากผลของการชะละลายกลับคืนสู่น้ำ แม้ว่าภาวะบรรทุสารอินทรีย์ที่เข้าระบบในรูป OLR และ ALR จะมีค่าน้อยก็ตาม ซึ่งยืนยันได้ว่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำที่เพิ่มมากขึ้นมากจากการชะละลายจากตะกอนสะสมภายในระบบเป็นสำคัญ

3. กลไกที่มีนัยสำคัญในการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD และ DOC มากที่สุด ได้แก่ กลไก Desorption ซึ่งพบว่ามีผลทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำเพิ่มสูงขึ้น โดยระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา มีความจำเป็นต้องควบคุม HRT ไม่ให้เกินกว่า 2 วัน เพื่อลดผลกระทบจากกลไก Desorption ของสารอินทรีย์ละลายน้ำจากชั้นตะกอนจุลินทรีย์และชั้นดินในระบบ

4. กลไกที่มีนัยสำคัญในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป SCOD และ DOC มากที่สุด ได้แก่ กลไก Plant uptake ซึ่งพบว่ามีผลทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำลดลงในทั้งรูป SCOD และ DOC โดยระบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ปรากฏปริมาณของ SCOD ถูกปลดปล่อยออกมาจากกลไกการชะละลายในปริมาณที่มากกว่าการบำบัดด้วยการออกซิเดชัน การนำไปใช้โดยพืช และการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ ในขณะที่ปรากฏปริมาณของ DOC ถูกปลดปล่อยออกมาจากกลไกการชะละลายในปริมาณที่มากที่สุด และถูกปลดปล่อยออกมาจากกลไกการละลายของอนุภาคขนาดกลางและขนาดใหญ่เป็นอนุภาคละลายในน้ำด้วย โดยมีเพียงการนำไปใช้โดยพืชที่แสดงผลในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC

5. สารอินทรีย์ละลายน้ำในรูป DOC ในน้ำเสียมีความสัมพันธ์กับหมู่สารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม Fulvic acid and Humic acid – like substances ซึ่งสามารถตรวจพบสารกลุ่มนี้

ได้ในน้ำที่ออกจากบ่อป๋ม (Maturation pond) บ่อบึงประดิษฐ์ 3 และในบ่อบึงประดิษฐ์ 5 และในขณะเดียวกันก็มีโอกาสที่จะพบสารอินทรีย์ละลายน้ำในกลุ่ม Fulvic acids ในน้ำทิ้งที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วยระบบบึงประดิษฐ์ได้ด้วยในกรณีที่ดินถูกรบกวน อันเนื่องมาจากเก็บเกี่ยวผักตบชวา ความรุนแรงในการไหลของน้ำ หรือการลงเล่นน้ำของสัตว์เลี้ยง เช่น วัว ควาย เป็นต้น

6. การดูแลระบบบึงประดิษฐ์ต้องคำนึงถึงการควบคุมปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบอย่างสม่ำเสมอและมีปริมาณที่เหมาะสม เพื่อไม่ให้ HRT ของระบบมีค่ามากเกินไปหรือน้อยเกินไปจนอยู่ในระดับที่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัดได้ รวมถึงการกำจัดกากตะกอนซึ่งเป็นสาเหตุของการปลดปล่อยสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สะสมอยู่กลับคืนสู่น้ำด้วย

7. การวิเคราะห์ปริมาณของ DOC และประเมินค่า TTHM ที่อาจเกิดขึ้นในน้ำจากน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา พบว่าน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจากระบบบึงประดิษฐ์ลงสู่คลองขุด ยังมีความเข้มข้นของ DOC และ TTHM สูงกว่ามาตรฐานสากลที่กำหนดไว้โดย USEPA WHO และ EU ทั้งยังอยู่ในปริมาณที่สามารถส่งผลกระทบต่อค่าใช้จ่ายในการบำบัดที่ต้องสูงขึ้นเพื่อลดโอกาสในการเกิด TTHM และมีปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำสูงมากพอที่จะเกิดสารก่อมะเร็งอย่างมีนัยสำคัญที่อาจส่งผลกระทบต่อสุขภาพอยู่เช่นเดียวกับผลการวิจัยที่ศึกษาในระบบบึงประดิษฐ์ในพื้นที่อื่นๆ ด้วย

8. การปล่อยสารอินทรีย์ลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติอาจมีผลทำให้แหล่งน้ำธรรมชาติได้รับการสะสมสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ในระยะยาว และอาจก่อให้เกิดผลกระทบต่อวัฏจักรการใช้น้ำเมื่อมีความจำเป็นต้องใช้น้ำเพื่อการแก้ปัญหาแห้งแล้งและขาดแคลนน้ำที่อาจเกิดขึ้นในพื้นที่ได้ ข้อเสนอแนะในการป้องกันและแก้ไขปัญหา คือ การพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบบึงประดิษฐ์ให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สูงขึ้น โดยการปรับปรุงการควบคุมระบบให้เหมาะสมกับอายุการใช้งานในปัจจุบัน โดยการกำจัดตะกอนสะสมที่มากเกินไปออกจากระบบ และการปรับปรุงระบบการควบคุมปริมาณน้ำเข้าและออกจากระบบให้เหมาะสมกับระยะเวลาเก็บกักของระบบ เพื่อลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลายน้ำลงให้อยู่ในระดับที่ระบบผลิตน้ำประปาในปัจจุบันสามารถรองรับได้ตามจุดมุ่งหมายของงานวิจัยชิ้นนี้ หรือในอีกกรณีได้แก่การพัฒนากระบวนการผลิตน้ำประปาที่ดีและมีคุณภาพสูงมารับด้วยข้อมูลจากรายงานการวิจัยอื่นๆ ที่มีอย่างแพร่หลายในปัจจุบัน เพื่อป้องกันผลกระทบของสารก่อมะเร็งที่อาจเกิดขึ้นในกระบวนการผลิตซึ่งเป็นอันตรายต่อสุขภาพของผู้ใช้น้ำในพื้นที่ต่อไป

9. การนำไปประยุกต์ใช้กับระบบจริงต้องพิจารณาชนิดของระบบ รูปแบบการไหล ชนิดพืช และสภาพภูมิอากาศควบคู่กับปัจจัยแวดล้อมอื่นๆ ด้วย เนื่องจากอาจมีความคลาดเคลื่อน ซึ่งควรมีการตรวจสอบ และปรับค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของการบำบัดสารของอินทรีย์ และสมการทุกสมการที่ใช้ให้เหมาะสมก่อนเสมอ

เอกสารอ้างอิง

- กรมควบคุมมลพิษ (Pollution control department of Thailand, PCD). 2552. คู่มือการสร้างภาพแบบจำลองคุณภาพน้ำด้วยแบบจำลอง MIKE11. โครงการประเมินศักยภาพการรองรับมลพิษในคลองอุต๊ะเกา.
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม (Department of Industrial Work, DIW). 2551. ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. สำนักเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมโรงงาน. พิมพ์ครั้งที่ 4. กรุงเทพฯ.
- กุลยา โอตาเกะ, ทะยานรุ่ง เหลือสินทรัพย์ และพิทยา สีสด. เคมีเบื้องต้น. รายวิชา CM103(50) ภาควิชาเคมี คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยรามคำแหง (ออนไลน์). สืบค้นจาก : [http://e-book.ram.edu/ebook/inside/html/dlbook.asp?code=CM103\(50\)](http://e-book.ram.edu/ebook/inside/html/dlbook.asp?code=CM103(50)) (15 พฤศจิกายน 2555)
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2537. วิศวกรรมกรรมการกำจัดน้ำเสีย. เล่มที่ 3. มิตรนราการพิมพ์. พระโขนง. กรุงเทพฯ.
- คณะวิศวกรรมศาสตร์. 2552. การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบึงประดิษฐ์. โครงการ Decentralized Wastewater Management Using Constructed Wetland Technology. มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.
- คณาจารย์วิทยาลัยสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์และโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ พ.ศ. 2549. 2549. วิทยาศาสตร์ธรรมชาติช่วยธรรมชาติพื้นฐานการจัดการขยะและน้ำเสียชุมชน. โครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ.
- เทศบาลนครหาดใหญ่. 2553a. ระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสีย. ส่วนช่างสุขาภิบาล สำนักงานช่าง. (A pamphlet of the water reclamation plant of Hat Yai city municipality from Hat Yai city municipality)
- เทศบาลนครหาดใหญ่. 2553b. รายงานการดำเนินการและบำรุงรักษาระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวม โรงปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่. (ตั้งแต่ ปี พ.ศ. 2543 ถึง ปี พ.ศ. 2553)
- นิพนธ์ ตั้งธรรม. 2539. Environmental impact assessment modeling. เอกสารจัดทำเพื่อประกอบการฝึกอบรม หลักสูตรการวางแผนการจัดการสิ่งแวดล้อม ณ ศูนย์วิจัยฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม. 11-15 มีนาคม 2539. หน้า 189-232.

มันรักษ์ ตัณฑุลเวศม์. 2556. การดูแลระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล. เอกสารประกอบอบรมวิชาการ. บริษัท แชน.อี.68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียริ่ง จำกัด.

ศูนย์อุตุนิยมวิทยาภาคใต้ฝั่งตะวันออก. 2556. หาดใหญ่ สถานีคองหงส์. ข้อมูลสถิติอุตุนิยมวิทยา จังหวัดสงขลา (ออนไลน์). สืบค้นจาก : <http://www.songkhla.tmd.go.th/index1.html> (15 สิงหาคม 2553-15 พฤษภาคม 2556)

สมทิพย์ ด้านธีรวินิชย์ เจิตจรรย์ ศิริวงศ์ พนาลี ชิวกิดาการ ภัทรธร เอื้อกฤดาธิการ และธันวดี เตชะภัททวรกุล. 2553. คุณภาพน้ำและการจัดการ. ศูนย์ความเป็นเลิศแห่งชาติด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย ศูนย์เครือข่ายมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์. โรงพิมพ์จอยพริ้นท์. สงขลา.

สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 15. 2556. มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียรวมชุมชน (2553). สำนักปลัดกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (ออนไลน์). สืบค้นจาก : http://km.reo15.net/index.php?option=com_fireboard&Itemid=2&func=view&catid=6&id=23 (14 สิงหาคม 2556)

สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16. 2549. การประเมินความสกปรกเพื่อการฟื้นฟูคุณภาพน้ำพื้นที่ลุ่มน้ำย่อยคลองอู่ตะเภา. สำนักงานปลัดกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม และกรมควบคุมมลพิษ

สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16. 2551. สรุปลักษณะน้ำคลองอู่ตะเภา ปี 2550-2551.

สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16. 2549. คุณภาพน้ำคลองอู่ตะเภาและการบริหารจัดการ. สำนักงานปลัดกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมและกรมควบคุมมลพิษ

เอส เอส กรุ๊ป ร่วมค้า. 2543a. คู่มือดำเนินการและบำรุงรักษาระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียฉบับสมบูรณ์. เล่ม 1 ส่วนที่ 1-4. โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวมเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา.

เอส เอส กรุ๊ป ร่วมค้า. 2543b. คู่มือดำเนินการและบำรุงรักษาระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียฉบับสมบูรณ์. เล่ม 2 ส่วนที่ 5-10. โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวมเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา.

เอส เอส กรุ๊ป ร่วมค้า. 2543c. รายงานสรุปผลการพิสูจน์ปริมาณน้ำและคุณภาพน้ำที่ผ่านระบบรวบรวมและระบบบำบัดน้ำเสีย. โครงการออกแบบรวมก่อสร้างระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียรวมเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา.

- Akrastos, C. S, and Tsihrintzis, V. A. 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*. 29(2) : 173-191.
- APHA, 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22st edition. American Water Works Association/ Water Environment Federation. Washington DC.
- AWWARF. 1993. Characterization of natural organic matter and its relationship to treatability. American Water Works Association.
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., O'Neill, M. and O'Sullivan, B. 2008. Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland. *Environment International*. 34 : 116-126.
- Barber, L. B., Leenheer, J. A., Noyes, T. I. and Stiles, E. A. 2001. Nature and transformation of dissolved organic matter in treatment wetlands. *Environmental Science & Technology*. 35 : 4805-4816.
- Bengraïne, K. and Marhaba, T. F. 2003. Comparison of spectral fluorescent signatures-based models to characterize DOM in treated water samples. *Journal of Hazardous Materials*. B100 : 117-130.
- Bieroza, M. Z., Bridgeman, J. and Baker, A. 2010. Fluorescence spectroscopy as a tool for determination of organic matter removal efficiency at water treatment works. *Drinking Water Engineering and Science*. 3 : 63-70.
- Briwichayawisut, C. 2009. Risk assessment of trihalomethanes exposure from chlorinated swimming pools. Master Thesis of Science Program in Environment Science. Environmental Science Department, Faculty of Science. Silpakorn University. Thailand (copy).
- Brix, H. 1994. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Science Technology*. 30(8) : 209-223.

- Bojcevska, H. and Tonderski, K. 2007. Impact of loads, season, and plant species on the performance of a tropical constructed wetland polishing effluent from sugar factory stabilization ponds. *Ecological Engineering*. 29 : 66-76.
- Borin, M. and Tocchetto, D. 2007. Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. *Science of the Total Environment*. 380 : 38-47.
- Chan, S. Y., Tsang, Y. F., Cui, L. H. and Chua, H. 2008. Domestic wastewater treatment using batch-fed constructed wetland and predictive model development for NH₃-N removal. *Process Biochemistry*. 43 : 297-305.
- Chen, W., Westerhoff, P., Leenheer, J. A. and Booksh, K. 2003. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter. *Environmental Science & Technology*. 37 : 5701-5710.
- Chen, B. and Westerhoff, P. 2010. Predicting disinfection by-product formation potential in water. *Water Research*. 44 : 3755-3762.
- Chen, K. C., Wang, Y. H. and Lu, Y. C. 2011. Treatment of polluted water for reclamation using photocatalysis and constructed wetlands. *Catalysis Today*. DOI: 10.1016/j.cattod.2011.06.013. 1-7.
- Chu, W. H., Gao, N. Y., Templeton, M. R. and Yin, D. Q. 2011. Comparison of inclined plate sedimentation and dissolved air floatation for the minimization of subsequent nitrogenous disinfection by-product formation. *Chemosphere*. 83 : 647-651.
- Cui, F., Yuan, B. and Wang, Y. 2011. Constructed wetland as an alternative solution to maintain urban landscape lake water quality: trial of Xing-qing lake in Xi'an city. The 3rd International Conference on Environmental Science and Information Application Technology (ESIAT). *Procedia Environmental Science*. 10 : 2525-2532.
- Diaz, F. J., Chow, A. T., O'Green, A. T., Dahlagren, R. A. and Wong, P. 2009. Effect of constructed wetlands receiving agricultural return flows on disinfection byproduct precursors. *Water Research*. 43 : 2750-2760.

- Diaz, F. J., O'Green, A. T. and Dahlgren, R. A. 2012. Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: Implications for water management and design. *Agricultural Water Management*. 104 : 171-183.
- Diszhal. Info 2009. *Eichhornia crassipes* - Water hyacinth. Aquarium plants (Online). Available http://diszhal.info/english/plants/en_Eichhornia_crassipes.php (9 June 9, 2011)
- Economopoulou, M. A. and Tsihrintzis, V. A. 2004. Design methodology of free water surface constructed wetlands. *Water Resources Management*. 18 : 541-565.
- Edelfeldt, S. and Fritzon, P. 2008. Evaluation and comparison of models and modeling tools simulating nitrogen processes in treatment wetlands. *Simulation Modelling Practice and Theory*. 16 : 26-49.
- Editorial. 2009. Pollution control by wetlands. *Ecological Engineering*. 35 : 153-158.
- Environmental Biotechnology. 2012. Water and Wastewater. 1-24 (Online). Available <http://www.newagepublishers.com/samplechapter/001606.pdf> (17 November 2012)
- Environmental Microbiology. 2012. การวิเคราะห์ค่า COD. Determination of chemical Oxygen Demand. *ปฏิบัติการวิชา MIC 452*. 17-24 (Online). Available <http://www.docstoc.com/docs/103185074/-COD> (7 October 2011)
- Fadini, P. S., Jardim, W. F. and Guimaraes, J. R. 2004. Evaluation of organic load measurement techniques in a sewage and waste stabilization pond. *Journal of Brazilian Chemical Society*. 15(1) : 131-135.
- Filella, M. 2009. Fresh water: which NOM matters? *Environ Chem Lett*. 7 : 21-35. DOI 10.1007/s10311-008-0158-x.
- Fountoulakis, M. S., Terzakis, S., Chatzinotas, A., Brix, H., Kalogerakis, N. and Manios, T. 2009. Pilot-scale comparison of constructed wetlands operated under high hydraulic loading rates and attached bio film reactors for domestic wastewater treatment. *Science of the Total Environment*. 407 : 2996-3003.

- Garcia, M., Soto, F., Gonzalez, J. M. and Becares, E. 2008. A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems. *Ecological Engineering*. 32 : 238-243.
- Ghermandi, A., Bixio, D. and Thoeye, C. 2007. The role of free water surface constructed wetlands as polishing step in municipal wastewater reclamation and reuse. *Science of the Total Environment*. 380 : 247-258.
- Google Map. 2012. เทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ประเทศไทย (Online). Available <https://maps.google.com/maps?hl=th&tab=XL> (15 November 2512)
- Grafias, P. Xekoukoulotakis, N. P. and Mantzavinos, D. 2010. Pilot treatment of olive pomace leachate by vertical-flow constructed wetland and electrochemical oxidation: An efficient hybrid process. *Water Research*. 44 : 2773-2780.
- Harrington, R. and McInnes, R. 2009. Integrated constructed wetlands (ICW) for livestock wastewater management. *Bioresource Technology*. 100 : 5498-5505.
- Henrichs, M., Langergraber, G. and Uhl, M. 2007. Modelling of organic matter degradation in constructed wetlands for treatment of combined sewer overflow. *Science of the Total Environment*. 380 : 196-209.
- International Institute for Sustainable Development (IISD). 1999. Prairie wetlands and carbon sequestration: Assessing sinks under the Kyoto Protocol. International Institute for Sustainable Development. Manitoba. Canada.
- Interstate technology regulatory cooperation (ITRC). 2001. Phytotechnology technical and regulatory guidance document. Technical/Regulatory Guidelines.
- Interstate technology regulatory cooperation (ITRC). 2003. Technical and regulatory guidance treatment wetlands. Technical/Regulatory Guidelines.

- Inthanuchit, K., Rattanamanee, P., Suksaroj, C., Wattanachira, S. and Musikavong, C. 2008. Reduction of tyrosine, tryptophan, and humic and fulvic acid-like substances in raw water supply from U-Tapao canal by alum coagulation. 6th Prince of Songkla University Engineering Conference. 8-9 May 2008. Hatyai. Songkhla.
- Inthanuchit, K. 2009. Removal of hydrophilic and hydrophobic organic fraction in raw water supply from U-Tapao canal. Master Thesis of Engineering Program in Environment Engineering. Environmental Engineering Department, Faculty of Engineering. Prince of Songkla University. Thailand (copy).
- Jadhav, R. S. and Buchberger, S. G. 1995. Effects of vegetation on flow through free water surface wetlands. *Ecological Engineering*. 5 : 481-496.
- Janthong, J. 2010. Factors affecting trihalomethanes formation chlorinated tap water and swimming pools. Master Thesis of Science Program in Environment Science. Environmental Science Department, Faculty of Science. Silpakorn University. Thailand (copy).
- Jarernpornnipat, A. 2004. The impact of riverine outflow on coastal ecosystem management in Bandon bay, gulf of Thailand. A dissertation submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Technical Science. School of Environment, Resources and Development. Asian Institute of Technology. Thailand (copy).
- Kanokkantapong, V., Marhaba, T. F., Panyapinyophol, B. and Pavasant, P. 2006. FTIR evaluation of functional groups involved in the formation of haloacetic acids during the chlorination of raw water. *Journal of Hazardous Materials*. B136 : 188-196.
- Kanokkantapong, V., Marhaba, T. F., Pavasant, P. and Panyapinyophol, B. 2006. Characterization of haloacetic acid precursors in source water. *Journal of Environmental Management*. 80 : 214-221.

- Kayombo, S., Mbwette, T. S. A., Katima, J. H. Y, Ladegaard, N. and Jorgensen, S. E. 2005. Waste stabilization ponds and constructed wetlands design manual. A joint publication by UNEP-IETC with the Danish International Development Agency (Danida).
- Kipkemboi, J., Dam, V. A. A., Mathooko, J. M. and Denny, P. 2007. Hydrology and the functioning of seasonal wetland aquaculture-agriculture systems (Fingerponds) at the shores of Lake Victoria, Kenya. *Aquacultural Engineering*. 37 : 202-214.
- Kincanon, R. and McAnally, A. S. 2004. Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: as-built design considerations. *Ecological Modelling*. 174 : 309-322.
- Kivaisi, A. K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16 : 545-560.
- Kotti, I. P., Gikas, G. D. and Tsihrintzis, V. A. 2010. Effect of operational and design parameters on removal efficiency of pilot-scale FWS constructed wetlands and comparison with HSF systems. *Ecological Engineering*. 36 : 862-875.
- Kueseng, T. 2010. Reduction of dissolved organic matter in raw water supply from Sri-Trang reservoir by coagulation process and ozonation. Master Thesis of Science in Environment Managemen. Faculty of Environmental Management. Prince of Songkla University. Thailand (copy).
- Kumar, J. L. G. and Zhao, Y.Q. 2010. A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. *Journal of Environmental Management*. 1-7.
- Larson, A. C., Gentry, L. E., David, M. B., Cooke, R. A. and Kovacic, D. A. 2000. The role of seepage in constructed wetlands receiving agricultural tile drainage. *Ecological Engineering*. 15 : 91-104.

- Larson, E. B. 2004. Biodegradability of hydrocarbon contaminants during natural attenuation of contaminated groundwater determined using biological and chemical oxygen demand. Master Thesis of Science. Faculty of Civil and Environmental Engineering. California Polytechnic State University. San Luis Obispo, California, USA (copy).
- Lee, S., Maniquiz, M. C. and Kim, L. H. 2010. Characteristics of contaminants in water and sediment of a constructed wetland treating piggery wastewater effluent. *Journal of Environmental Sciences*. 22(6) : 940-945.
- Li, J., Wen, Y., Zhou, Q., Xingjie, Z., Li, X., Yang, S. and Lin, T. 2008. Influence of vegetation and substrate on the removal and transformation of dissolved organic matter in horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*. 99 : 4990–4996.
- Logan, C. E. 2012. Fulvic acid in plant health. (Online). Available <http://www.greaturfcompany.com/wp-content/uploads/2012/01/Fulvic-Acids-in-Plant-Health.pdf> (30 November 2012)
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., Alencastro, L. F., Abegglen, C., Thonney, D., Chevre, N., Scharer, M. and Barry, D. A. 2013. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozene or powdered activated carbon. *Science of the Total Environment*. 461-462 : 480-498.
- Marhaba, T. F. and Pu, Y. 2000. Rapid delineation of humic and non-humic organic matter fractions in water. *Journal of Hazardous Materials*. A73 : 221-234.
- Marschner, B. and Bredow, A. 2002. Temperature effects on release and ecologically relevant properties of dissolved organic carbon in sterilized and biologically active soil samples. *Soil Biology and Biochemistry*. 34 : 459-466.
- Mashauri, D. A. and Kayombo, S. 2002. Application of the two coupled models for water quality management: facultative pond cum constructed wetland models. *Physics and Chemistry of the Earth*. 27 : 773-781.

- Maltais-Landry, G., Maranger, R., Brisson, J. and Chazarenc, F. 2009. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research*. 43 : 535-545.
- Mayes, W. M., Batty, L. C., Younge, P. L., Jarvis, A. P., Kõiv, M., Vohla, C. and Mander, U. 2009. Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of the Total Environment*. 407 : 3944-3957.
- Mayo, A.W. and Bigambo, T. 2005. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. *Physics and Chemistry of the Earth*. 30 : 658-667.
- Mittenzwey, K. H and Reuter, R. 1995. Correlations between COD, DOC, UV₂₅₄ and Fluorescence of Inland Waters Measured in the Laboratory. *EARSel Advances in Remote Sensing*. 3(3)-VII : 57-65.
- Mwegoha, W. J. S., Kaseva, M. E. and Sabai, S. M. M. 2011. Mathematical modeling of dissolved oxygen in fish ponds. *Int. J. Environmental Research*. 5(2) : 307-320.
- Musikavong, C., Wattanachira, S. Marhaba, T. F. and Pavasant, P. 2005. Reduction of organic matter and trihalomethane formation potential in reclaimed water from treated industrial estate wastewater by coagulation. *Journal of Harzardous Materials*. B127 : 48-57.
- Musikavong, C., Wattanachira, S. Marhaba, T. F. and Pavasant, P. 2005. Reduction of organic matter and trihalomethane formation potential in reclaimed water from treated industrial estate wastewater by coagulation. *Journal of Harzardous Materials*. B127 : 58-67.
- Musikavong, C. and Wattanachira, S. 2007. Reduction of dissolved organic matter in terms of DOC, UV-254, SUVA and THMFP in industrial estate wastewater treated by stabilization ponds. *Environ Monit Assess*. 134 : 489-497.

- Neale, P. A., Antony, A., Gernjak, W., Leslie, G. and Escher, B. I. 2011. Natural versus wastewater derived dissolved organic carbon: Implications for the environmental fate of organic micropollutants. *Water Research*. 45 : 4227-4237.
- Ouyang, Y., Luo, S. M. and Cui, L. H. 2011. Estimation of Nitrogen dynamics in a vertical-flow constructed wetland. *Ecological Engineering*. 37 : 453-459.
- Panyakapo, M. and Paopuree, P. 2007. Cancer risk assessment of trihalomethanes exposure from drinking water and swimming pool. *Silpakorn University Journal*. 27(1) : 138-163.
- Panyapinyopol, B., Marhaba, T. F., Kanokkantapong, V. and Pavasant, P. 2005. Characterization of precursors to trihalomethanes formation in Bangkok source water. *Journal of Hazardous Materials*. B120 : 229-236.
- Park, N., Kim, J. H. and Cho, J. 2008. Organic matter, anion, and metal wastewater treatment in Damyang surface-flow constructed wetlands in Korea. *Ecological Engineering*. 32 : 68-71.
- Pinney, M. L., Westerhoff, P. K. and Baker, L. 2000. Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. *Water Research*. 34(6) : 1897-1911.
- Pimpan, P. and Jindal, R. 2009. Mathematical modeling of cadmium removal in free water surface constructed wetlands. *Journal of Hazardous Materials*. 163 : 1322-1331.
- Polprasert, C. 1989. *Organic waste recycling*. John Wiley & Sons Ltd.
- Polprasert, C., Khatiwada, N. R. and Bhurtel, J. 1998. *A model for organic matter removal in free water surface constructed wetlands*. Environmental Engineering Program. Asian Institute of Technology. Published by Elsevier Science Ltd. P.O.Box 4, Klong Guang, Pathumthani 12120, Thailand.

- Quanrud, D. M., Karpiscak, M. M., Lansey, K. E. and Arnold, R. G. 2004. Transformation of effluent organic matter during subsurface wetland treatment in the Sonoran Desert. *Chemosphere*. 54 : 777-788.
- Radwan, M., Willems, P., El-Sadek, A. and Berlamont, J. 2003. Modelling of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand in river water. *Intl. J. River Basin Management*. 1(2) : 97-103.
- Rodwinij, T. 2009. Distribution of trihalomethanes in chlorinated swimming pools. Master Thesis of Science Program in Environment Science. Environmental Science Department, Faculty of Science. Silpakorn University. Thailand (copy).
- Rutala, W. A., Stiegel, M. M. and Sarubbi, F. A. 1982. Decontamination of Laboratory Microbiological Waste by Steam Sterilization. *Applied and Environmental Microbiology*. 43(6) : 1311-1316.
- Samudro, G. and Mangkoedihardjo, S. 2010. Review on BOD, COD and BOD/COD ratio: A triangle zone for toxic, biodegradable and stable levels. *International Journal of Academic Research*. 4(2) : 235-239.
- Sawyer, C.N., McCarty, P.L. and Parkin, G.F. 2003. *Chemistry for Environmental Engineering and Science*. 5th edition. McGraw-Hill series in civil and environmental engineering.
- Shi, Y., Xu, L., Gong, D. and Lu, J. 2010. Effects of sterilization treatments on the analysis of TOC in water samples. *Journal of Environmental Sciences*, 22(5) : 789-795.
- Sim, C. H., Yusoff, M. K., Shutes, B., Ho, S. C. and Mansor, M. 2008. Nutrient removal in a pilot and full scale constructed wetland, Putrajaya city, Malaysia. *Journal of Environmental Management*. 88 : 307-317.
- Speiles, D. J. and Mitsch, W. J. 2000. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering*. 14: 77-91.

- Srimuang, K. 2011. Characterization and reduction of fractionated dissolved organic matter in raw water supply from U-Tapao canal by enhanced coagulation. Master Thesis of Engineering Program in Environment Engineering. Environmental Engineering Department, Faculty of Engineering. Prince of Songkla University. Thailand (copy).
- Suksaroj, C., Chaimongkol, P. Wattanachira, S. and Musikavong, C. 2008. Characterization and treatment of natural organic matter from raw water supply reservoir in Thailand. 12th International Conference on Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008). Research Center for Environmental and Harzadous Substance Management (EHSM). Khon Kaen University. Thailand. 25-28 August 2008.
- Suksaroj, C., Rattanamanee, P., Musikavong, C. and Wattanachira, S. 2009. The determination of tryptophan and humic and fulvic acid-like substances reduction in raw water from U-Tapao basin Thailand with alum coagulation. *Water Practice & Technology*. IWA Publishing doi: 10.2166/WPT. 2009.022, 4(2), 1-9.
- Songliu, L., Hongying, H., Yingxue, S. and Jia, Y. 2009. Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences*. 21 : 1036-1043.
- Tanner, C. C., Sukias, J. P. S. and Upsdell, M. P. 1998. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Research*. 32(10) : 3046-3054.
- Tietz, A., Langergraber, G., Watzinger, A., Haberl, R. and Kirschner, A. K. T. 2008. Bacterial carbon utilization in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*. 42 : 1622-1634.
- Trang, N. T. D., Konnerup, D., Schierup, H.- H., Chiem, N. H., Tuan, L.A. and Brix, H. 2010. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate. *Ecological Engineering*. 36 : 527-535.

- Tuszynska, A. and Obarska-Pempkowiak, H. 2008. Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands. *Bioresource Technology*. 99 : 6010-6016.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2011. Phytotechnology and ecohydrology. Guidelines for the integrated management of the watershed (Online). Available http://sfrc.ufl.edu/4h/Water_Hyacinth/waterhyacinth.htm (12 June 2011)
- University of Florida (UF). 2009. Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*). Florida forest plants (Online). Available http://sfrc.ufl.edu/4h/Water_Hyacinth/waterhyacinth.htm (accessed June 9, 2011)
- United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT). 2008. Constructed wetland manual. Nairobi, Kenya.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1993. Constructed wetlands for wastewater treatment and wildlife habitat: 17 case studies. Municipal Technology Branch (4204). 401 M Street SW Washington, DC 20460. EPA832-R-93-005.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1988. Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. Office of Research and Development. Center for Environmental Research Information. Cincinnati, OH 45268. EPA/625/1-88/022.
- USGS. 2005. Treatment wetlands. Comprehensive organic analysis of water. Central region research projects (Online). Available http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/SW_Organic/western.html (1 August 2011)
- Valsero, M. H., Cardona, R. S., Villacorta, J. M. and Becares, E. 2010. Optimization of performance assessment and design characteristics in constructed wetlands for the removal of organic matter. *Chemosphere*. 81 : 651-657.

- Wattanaavorakijkul, T. 2002. Dissolved organic matter removal using granular activated carbon. Master Thesis of Engineering. Environmental Engineering Department, Faculty of Engineering. Chulalongkorn University. Thailand (copy).
- Wei, L. L., Zhao, Q. L., Xue, S., Jia, T., Tang, F. and You, P. Y. 2009. Behavior and characteristics of DOM during a laboratory-scale horizontal subsurface flow wetland treatment: Effect of DOM derived from leaves and roots. *Ecological Engineering*. 35 : 1405-1414.
- Wetland International. 2010. Biodiversity loss and the global water crisis: A fact book on the links between biodiversity and water security. PO Box 4716700 AL Wageningen, The Netherlands (Online). Available www.wetlands.org.
- Worrall, F. and Burt, T. P. 2007. Trends in DOC concentration in Great Britain. *Journal of Hydrology*. 346 : 81-92.
- Wynn, T. M. and Liehr, S. K. 2001. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. *Ecological Engineering*. 16 : 519-536.
- Xia, H. and Ma, X. 2006. Phytoremediation of ethion by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) from water. *Bioresource Technology*. 97 : 1050–1054.
- Xu, B., Ye, T., Li, D. P., Hu, C. Y., Lin, Y. L., Xia, S. J., Tian, F. X. and Gao, N. Y. 2011. Measurement of dissolved organic nitrogen in a drinking water treatment plant: Size fraction, fate and relation to water quality parameters. *Science of the Total Environment*. 409 : 1116-1122.
- Yates, C. R. and Prasher, S. O. 2009. Phosphorus reduction from agricultural runoff in a pilot-scale surface-flow constructed wetland. *Ecological Engineering*. 35 : 1693-1701.
- Ye, F. and Li, Y. 2009. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*. 35 : 1043-1050.

- Yee, L. F., Abdullah, Md. P., Ata, A. and Ishak, B. 2006. Dissolved organic matter and its impact on the chlorine demand on treated water. *The Malaysian Journal of Analytical Sciences*. 10(2) : 243-250.
- Yousefi, Z. and Mohseni-Bandpei, A. 2010. Nitrogen and phosphorus removal from wastewater by subsurface wetlands planted with *Iris pseudacorus*. *Ecological Engineering*. 36 : 777-782.
- Zhang, H., Cui, B., Hong, J. and Zhang, K. 2011. Synergism of natural and constructed wetlands in Beijing, China. *Ecological Engineering*. 37 : 128-138.
- Zhang, L. and Mitsch, W. J. 2005. Modelling hydrological processes in created freshwater wetlands: an integrated system approach. *Environmental Modelling & Software*. 20 : 935-946.
- Zurita, F., De Anda, J. and Belmont, M.A. 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 35: 861-869.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก

ผลการคำนวณ Relative percent difference (RPD)

ก-1 คุณภาพน้ำเสียของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ตาราง ก-1 คุณภาพน้ำเสียของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

พารามิเตอร์	Relative percent difference (RPD)						
	ฤดู	Maturation	Wetland1	Wetland2	Wetland3	Wetland4	Wetland5
pH	ฝน	0.6	0.6	0.6	0.7	0.6	0.7
	ร้อน	0.5	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6
DO	ฝน	3.3	2.7	3.0	3.1	2.9	4.1
	ร้อน	3.9	5.6	4.8	6.5	5.1	6.7
Temperature	ฝน	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	ร้อน	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TS	ฝน	8.0	6.3	6.3	7.6	7.4	8.9
	ร้อน	10.0	9.0	8.4	7.7	7.7	8.9
TSS	ฝน	4.9	4.7	7.1	9.1	5.9	13.3
	ร้อน	7.1	6.5	9.1	9.1	8.0	8.7
TDS	ฝน	7.5	5.6	5.1	6.2	6.5	7.0
	ร้อน	5.3	4.8	4.1	3.7	3.8	4.5
VSS	ฝน	2.2	5.0	7.5	6.0	5.0	7.5
	ร้อน	3.8	6.7	7.5	6.7	6.7	8.6
TKN	ฝน	3.9	4.6	5.5	6.7	7.1	9.2
	ร้อน	4.3	4.1	4.3	4.8	5.7	6.7
Nitrate	ฝน	1.8	2.7	2.6	3.8	4.1	5.6
	ร้อน	0.5	0.7	0.7	0.9	1.1	1.4
Phosphate	ฝน	1.8	1.0	1.3	1.5	2.2	2.2
	ร้อน	1.3	0.8	0.8	1.0	1.0	1.1
Heterotrophic Bacteria	ฝน	6.1	6.8	6.3	6.7	6.1	5.6
	ร้อน	5.8	7.3	6.6	6.7	6.7	7.8
BOD	ฝน	1.7	1.4	4.0	5.0	6.7	5.0
	ร้อน	0.8	5.0	5.0	2.5	5.0	10.0
COD	ฝน	2.0	1.8	2.2	2.3	2.4	2.6
	ร้อน	1.6	1.9	2.2	2.0	1.9	2.0
TOC	ฝน	2.0	1.7	1.7	2.0	1.9	1.9
	ร้อน	1.8	1.4	1.4	1.4	1.3	1.3
SCOD	ฝน	2.7	2.5	2.6	2.5	2.8	2.6
	ร้อน	4.5	4.5	3.9	4.1	4.1	4.3
DOC	ฝน	2.1	1.7	1.8	2.0	2.0	1.9
	ร้อน	1.8	1.4	1.4	1.4	1.3	1.3

ตาราง ก-1 คุณภาพน้ำเสียของระบบบึงประดิษฐ์ในระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา (ต่อ)

พารามิเตอร์	Relative percent difference (RPD)						
	ฤดู	Maturation	Wetland1	Wetland2	Wetland3	Wetland4	Wetland5
UV-254	ฝน	1.4	0.6	0.7	0.9	0.9	0.9
	ร้อน	1.4	0.4	0.5	0.4	0.4	0.4
SUVA	ฝน	0.7	1.1	1.2	1.1	1.2	1.0
	ร้อน	0.4	1.0	0.9	1.0	0.9	0.9

ตาราง ก-2 คุณภาพของน้ำเสียในบ่อบึงประดิษฐ์ 3

พารามิเตอร์	ฤดู	Relative percent difference (RPD)				
		Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
		0-100 m.	101-200 m.	201-300 m.	301-400 m.	401-500 m.
pH	ฝน	0.6	0.6	0.6	0.7	0.6
	ร้อน	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6
DO	ฝน	2.7	4.5	4.1	5.6	3.2
	ร้อน	4.8	5.1	6.5	5.9	6.5
Temperature	ฝน	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	ร้อน	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TS	ฝน	6.3	7.5	6.9	7.1	7.7
	ร้อน	5.0	5.0	5.4	6.0	5.2
TSS	ฝน	6.7	5.6	3.6	6.7	6.9
	ร้อน	6.9	4.4	6.7	8.7	6.9
TDS	ฝน	5.2	6.7	6.8	6.0	6.5
	ร้อน	4.1	4.3	4.6	4.2	3.7
VSS	ฝน	7.5	3.5	3.3	5.0	5.0
	ร้อน	4.6	3.0	3.2	4.6	4.3
Nitrate	ฝน	2.3	2.6	2.2	2.5	2.7
	ร้อน	0.7	0.8	0.7	0.8	0.9
Phosphate	ฝน	1.2	1.3	1.7	2.0	2.0
	ร้อน	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0
COD	ฝน	2.0	1.8	1.6	2.0	2.0
	ร้อน	2.2	2.3	2.1	2.1	2.0
TOC	ฝน	1.8	1.9	2.0	2.0	2.0
	ร้อน	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4
SCOD	ฝน	2.6	2.6	2.5	2.3	2.5
	ร้อน	3.9	4.3	3.3	4.7	4.1
DOC	ฝน	1.9	1.9	2.0	2.0	2.1
	ร้อน	1.5	1.5	1.4	1.5	1.4
UV-254	ฝน	0.7	0.9	0.8	0.9	0.9
	ร้อน	0.5	0.6	0.4	0.6	0.4
SUVA	ฝน	1.2	1.1	1.2	1.2	1.2
	ร้อน	0.9	0.9	1.0	0.9	1.0

ภาคผนวก ข

ความสัมพันธ์ของสารอินทรีย์ในระบบบึงประดิษฐ์

ในการเปรียบเทียบปริมาณสารอินทรีย์ในรูปของ COD ระหว่าง 2 ฤดูกาล คือ ในฤดูฝน (พฤศจิกายน – มกราคม) และฤดูร้อน (กุมภาพันธ์ – เมษายน) พบว่าโดยส่วนใหญ่แล้วค่าความเข้มข้นเฉลี่ยของ COD ในช่วงฤดูร้อนจะมีความเข้มข้นมากกว่าค่าความเข้มข้นเฉลี่ยของ COD ในช่วงฤดูฝน และความเข้มข้นเฉลี่ยของ COD ในระบบบึงประดิษฐ์มีแนวโน้มลดลงจากต้นทางที่น้ำออกจากบ่อ Maturation ถึงปลายทางน้ำออกจากบ่อ Wetland 5 ทั้ง 2 ฤดูกาล ดังนั้นปริมาณของสารอินทรีย์ที่วิเคราะห์ได้ในพารามิเตอร์หนึ่ง ๆ จึงอาจมาจากปริมาณของสารอินทรีย์ในรูปที่เป็นสารอินทรีย์ที่สามารถวิเคราะห์ได้จากพารามิเตอร์นั้น ๆ เป็นหลัก และสารอินทรีย์อีกกลุ่มซึ่งสามารถตรวจพบเข้าช้อนได้ด้วยการวิเคราะห์ด้วยพารามิเตอร์อื่นๆ ทั้ง BOD (Biochemical oxygen demand) COD (Chemical oxygen demand) TOC (Total organic carbon) และ SAC (Spectral absorbance coefficient) จากการเปรียบเทียบพารามิเตอร์ต่างๆ ในการวิเคราะห์สารอินทรีย์ ซึ่งได้แสดงถึงการทับซ้อนที่อาจเกิดขึ้นในการวิเคราะห์ด้วยวิธีการต่างๆ โดยสามารถแสดงปริมาณของสารอินทรีย์ที่วิเคราะห์ได้ดังสมการที่ ข-1

$$\text{Total organic} = \text{BOD} + a\text{COD} + b\text{TOC} + c\text{SAC} \quad \text{ข-1}$$

โดยที่ a, b ,c คือ fraction

เช่นเดียวกันนี้ ปริมาณของสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปของ COD ที่วิเคราะห์ได้นั้น จึงอาจมาจากปริมาณของสารอินทรีย์ในรูปที่เป็นสารอินทรีย์ที่สามารถวิเคราะห์ได้ในการวิเคราะห์ด้วยวิธีการทาง COD กลุ่มหนึ่ง และสารอินทรีย์อีกกลุ่มซึ่งสามารถวิเคราะห์เจอเข้าช้อนได้ด้วยการวิเคราะห์ด้วยพารามิเตอร์อื่นๆ ทั้ง BOD TOC และ SAC ด้วยเช่นกัน ดังแสดงในสมการที่ ข-2

$$\text{Total organic COD} = d\text{COD} + e\text{BOD} + f\text{TOC} + g\text{SAC} \quad \text{ข-2}$$

โดยที่ d, e ,f, g คือ fraction

ซึ่งหากจำแนกปริมาณของ COD ที่วิเคราะห์ได้ข้างต้นออกเป็นกลุ่ม 2 กลุ่ม คือ กลุ่มของสารอินทรีย์กลุ่มที่ไม่ใช่สารอินทรีย์คาร์บอนซึ่งสามารถวิเคราะห์ได้โดยตรงด้วย COD และสารอินทรีย์กลุ่มสารอินทรีย์คาร์บอนที่สามารถวิเคราะห์เข้าช้อนได้ด้วย TOC แล้ว ดังแสดงในสมการที่ ข-3 จะทำให้วิเคราะห์ได้ว่าปริมาณที่สูงขึ้นหรือต่ำลงของ COD อาจจะมาจากการเปลี่ยนแปลงปริมาณของสารอินทรีย์กลุ่มใดกลุ่มหนึ่งหรือทั้งสองกลุ่มในระบบก็ได้ โดยสารอินทรีย์ในกลุ่ม non-organic carbon COD ในระบบบำบัดน้ำเสีย อาจจะมาจกสารอินทรีย์ในกลุ่มของไนโตรเจน (Organic nitrogen) หรือสารอินทรีย์ในกลุ่มของฟอสฟอรัส (Organic phosphorus) ก็ได้

$$\text{Total organic COD} = \text{non-organic carbon COD} + \text{organic carbon COD} \quad \text{ข-3}$$

ในการวิเคราะห์พารามิเตอร์ในระบบบำบัดน้ำเสียที่แสดงถึงปริมาณของไนโตรเจน ได้แก่ TKN และ Nitrate ซึ่งในการศึกษานำมาใช้เป็นตัวแทนในการวิเคราะห์ปริมาณของสารอินทรีย์ไนโตรเจน โดยอาศัยความสัมพันธ์ของไนโตรเจนซึ่งอยู่ในรูปต่างๆ ดังสมการที่ ข-4 ข-5 และ ข-6 ตามลำดับ

$$\text{Total N} = \text{TKN} + \text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N} \quad \text{ข-4}$$

$$\text{TKN} = \text{Organic N} + \text{Ammonia N} \quad \text{ข-5}$$

$$\text{Organic N} = \text{TKN} - \text{Ammonia N} \quad \text{ข-6}$$

พบว่าค่า TKN เป็นผลรวมของสารอินทรีย์ไนโตรเจน และแอมโมเนีย และการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ไนโตรเจนในวัฏจักรย่อยส่งผลให้เกิดไนโตรเจนในรูปของไนเตรดในระบบ ดังนั้นปริมาณของไนโตรเจนในรูป TKN และ Nitrate ที่มีค่าสูงในช่วงฤดูร้อน จึงมีผลกระทบโดยตรงต่อปริมาณของสารอินทรีย์ไนโตรเจนด้วยเช่นกัน รวมถึงมีการวิจัยพบว่าไนโตรเจนที่อยู่ในรูปสารอินทรีย์แขวนลอย (Particulate organic nitrogen: PON) สามารถสะสม (Deposition) และทำละลายกับน้ำได้ (Hydrolysis) (Ouyang *et al.*, 2011) ด้วยเหตุผลดังกล่าวนี้จึงสรุปได้ว่าปริมาณของสารอินทรีย์ไนโตรเจน non-organic COD ในรูปของไนโตรเจนอินทรีย์แปรผันตามปริมาณ TKN ที่วิเคราะห์ได้ โดยในฤดูร้อนมีค่าสูงกว่าปริมาณที่วิเคราะห์ได้ในฤดูฝน เช่นเดียวกันนี้จากความสัมพันธ์ของฟอสฟอรัสซึ่งอยู่ในรูปต่างๆ ดังสมการที่ ข-7

$$\text{Total P} = \text{Ortho P} + \text{Dissolved organic P} + \text{Particulate P} \quad \text{ข-7}$$

การเปลี่ยนแปลงเปลี่ยนแปลงในวัฏจักรฟอสฟอรัสในระบบก็ส่งผลให้เกิดฟอสฟอรัสในรูปของสารอินทรีย์ฟอสฟอรัส ได้แก่ H_2PO_4^- HPO_4^{2-} PO_4^{3-} ซึ่งสามารถเปลี่ยนรูปเป็นสารอินทรีย์ฟอสฟอรัสได้ด้วยพืชและจุลินทรีย์ในระบบในระบบ (Yates and Prasher, 2009) ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าปริมาณของฟอสเฟตที่มีค่าสูงในช่วงฤดูร้อน จึงมีผลกระทบโดยตรงต่อปริมาณของสารอินทรีย์ฟอสฟอรัสด้วยเช่นกัน ด้วยเหตุผลดังกล่าวนี้จึงสรุปได้ว่าปริมาณของสารอินทรีย์ไนโตรเจน non-organic COD ในรูปของฟอสเฟตอินทรีย์ที่วิเคราะห์ได้แปรผันตามความเข้มข้นของฟอสเฟตที่วิเคราะห์ได้ โดยในฤดูร้อนมีค่าสูงกว่าปริมาณที่วิเคราะห์ได้ในฤดูฝน

นอกจากนี้ ผลจากการวิเคราะห์สารอินทรีย์ไนโตรเจนในรูปของ TOC ซึ่งแสดงถึงปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ ยังพบว่าปริมาณของ TOC หรือสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบในช่วงฤดูร้อนสูงกว่าในฤดูฝนด้วย

ดังนั้นเมื่อวิเคราะห์ปริมาณ COD ในแต่ละฤดูกาลจะได้สมการของปริมาณ COD ในฤดูร้อน และสมการของ COD ในฤดูฝน ดังสมการที่ ข-8 และ ข-9 ตามลำดับ

$$\text{Total organic COD}_{\text{rainy}} = \text{non-organic carbon COD}_{\text{rainy}} + \text{organic carbon COD}_{\text{rainy}} \quad \text{ข-8}$$

$$\text{Total organic COD}_{\text{dry}} = \text{non-organic carbon COD}_{\text{dry}} + \text{organic carbon COD}_{\text{dry}} \quad \text{ข-9}$$

โดยที่ เมื่อ non-organic carbon COD ในฤดูร้อน > non-organic carbon COD ในฤดูฝน และ organic carbon COD ในฤดูร้อน > organic carbon COD ในฤดูฝน แล้ว Total organic COD ในฤดูร้อน จึงมากกว่า Total organic COD ในฤดูฝน ($\text{Total organic COD}_{\text{dry}} > \text{Total organic COD}_{\text{rainy}}$)

ในการศึกษาสามารถอธิบายความสัมพันธ์ของปริมาณของ COD และ SCOD ในระบบบำบัดได้จากสมการความสัมพันธ์ของสารอินทรีย์ธรรมชาติ ซึ่งได้มีการนิยามให้ POM และ COM จัดอยู่ในรูปของสารที่เป็นสารแขวนลอย ดังนั้นในการวิเคราะห์ COD จึงสามารถจำแนกออกเป็นส่วนที่เป็นส่วนที่แขวนลอย และส่วนที่เป็นส่วนที่ละลายได้เช่นเดียวกัน (Tuszynska and Obarska-Pempkowiak, 2008) ดังแสดงในสมการที่ ข-10

$$\text{COD} = \text{PCOD} + \text{SCOD} \quad \text{ข-10}$$

และสามารถเขียนสมการ COD ใหม่ที่มีทั้งรูปของ non-organic carbon COD organic carbon COD รวมถึง COD ส่วนที่เป็นของแข็งแขวนลอย และ COD ในส่วนที่ละลายได้ ดังแสดงในสมการที่ ข-11

$$\text{COD} = \text{non-organic carbon PCOD} + \text{organic carbon PCOD} + \text{non-organic carbon SCOD} + \text{organic carbon SCOD} \quad \text{ข-11}$$

ดังนั้น COD ในส่วนที่ละลายน้ำหรือ SCOD สามารถแสดงได้ดังสมการที่ ข-12

$$\text{SCOD} = \text{non-organic carbon SCOD} + \text{organic carbon SCOD} \quad \text{ข-12}$$

ซึ่งในการศึกษาพบว่าในฤดูร้อน น้ำตัวอย่างที่ได้จากระบบบำบัดจะมีสีเขียวซึ่งเกิดจากปรากฏการณ์ Algae bloom ในระบบ เนื่องจากในระบบมีปริมาณสารธาตุอาหาร และความเข้มของแสงแดดในฤดูร้อนที่เหมาะสมกว่าในฤดูฝน ดังแสดงในภาพประกอบที่ ข-1



ภาพประกอบที่ ข-1 น้ำเสียจากและสภาพน้ำในระบบบึงประดิษฐ์ (a) ฤดูร้อน และ (b) ฤดูฝน

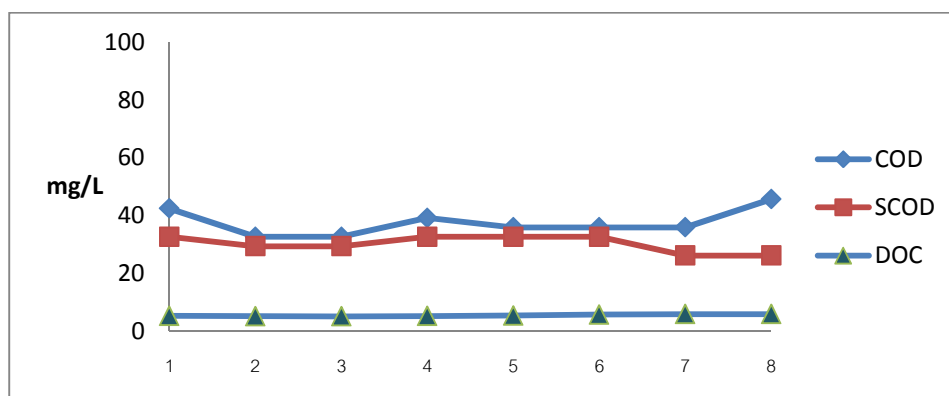
ในปฏิบัติการวิเคราะห์เพื่อหาค่า SCOD ได้ใช้กระดาษกรอง GF/F ขนาด $0.7 \mu\text{m}$ พบว่ากระดาษกรองที่ใช้มีความละเอียดมากพอที่สามารถกรองตะกอนสีเขียวในน้ำได้ แสดงว่าสารอินทรีย์ส่วนหนึ่งที่อยู่ในรูปแขวนลอยนั้นสามารถแยกได้ ซึ่งอาจเป็นพวกเซลล์สาหร่าย (Phytoplankton) หรือ Lignocellulose ที่ย่อยสลายได้ช้าและมีสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบอยู่มาก (Tanner *et al.*, 1998) ดังนั้นเหตุผลหนึ่งที่ทำให้ COD ฤดูร้อนมากกว่าในฤดูฝนคือ เมื่อ non-organic carbon PCOD ในฤดูร้อน $>$ non-organic carbon PCOD ในฤดูฝน ซึ่งมาจากสารแขวนลอยจำพวกสาหร่ายสีเขียวเหล่านี้ ดังนั้นจึงมีโอกาสที่ SCOD ในฤดูฝนมากกว่า SCOD ในฤดูร้อนได้ หากว่าสารแขวนลอยในฤดูร้อนโดยส่วนใหญ่เป็นสาหร่ายสีเขียวและมีส่วนที่เป็นองค์ประกอบของกรวด ดิน ทรายอยู่น้อย หรือในทางกลับกันอาจเพราะสารแขวนลอยในฤดูฝนโดยส่วนใหญ่เป็นองค์ประกอบของกรวด ดิน ทรายมาก เนื่องจากกระแสน้ำที่ไหลแรงและมีปริมาณมากกว่าในฤดูร้อน ซึ่งในงานวิจัยที่ผ่านมาได้มีการสรุปเหตุผลที่มีทำให้ SCOD ในฤดูฝนมากกว่า SCOD ในฤดูร้อนไว้ว่าเป็นเพราะสารอินทรีย์ต่างๆ สามารถจะถูกชะละลายลงสู่ระบบได้ด้วยน้ำฝน โดยเฉพาะไนโตรเจน และฟอสฟอรัส และมีโอกาสละลายได้มากขึ้นในฤดูฝนอีกด้วย (Kincanon and McAnally, 2004; Ouyang *et al.*, 2011) ดังนั้นจึงมีโอกาสที่ SCOD ในฤดูฝนมากกว่า SCOD ในฤดูร้อนได้ (Total SCOD rainy $>$ Total SCOD dry)

ภาคผนวก ค

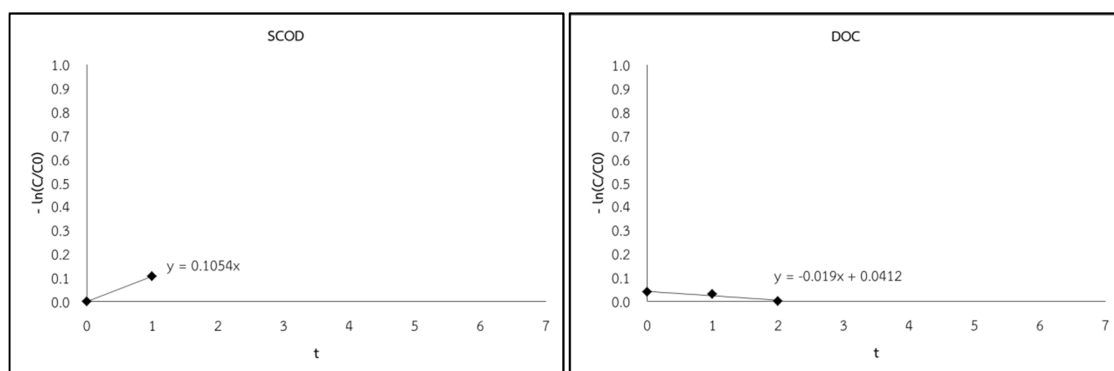
การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในระบบจำลองในระดับห้องปฏิบัติการ

ค-1 ผลการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในระบบจำลอง Water unit

Water unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยน้ำเพียงอย่างเดียว เพื่อศึกษากลไกการเกิดออกซิเดชันของสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยในองค์ประกอบน้ำ ในการศึกษาพบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายในระบบน้อยมากและเกิดในช่วงเวลาสั้นมากๆ ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-1 และสามารถหาค่าที่ทางจลนพลศาสตร์ได้ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-2 ในการทดลองสามารถคำนวณค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของ SCOD และ DOC เท่ากับ 0.1054 d^{-1} และ -0.019 d^{-1} ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ ค-1 โดยมีสภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบดังแสดงในตารางที่ ค-2



ภาพประกอบที่ ค-1 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ในระบบ Water unit



ภาพประกอบที่ ค-2 การหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์สารอินทรีย์ในระบบ Water unit

ตารางที่ ค-1 การวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ระบบ water unit

ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	SCOD	DOC
1	Initial concentration	mg/L	33	5.013
2	Equilibrium concentration	mg/L	29	5.820
3	Retention time	day	1	7
4	1 st order kinetic coefficient	d ⁻¹	0.1054	-0.019

ตารางที่ ค-2 สภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบ water unit

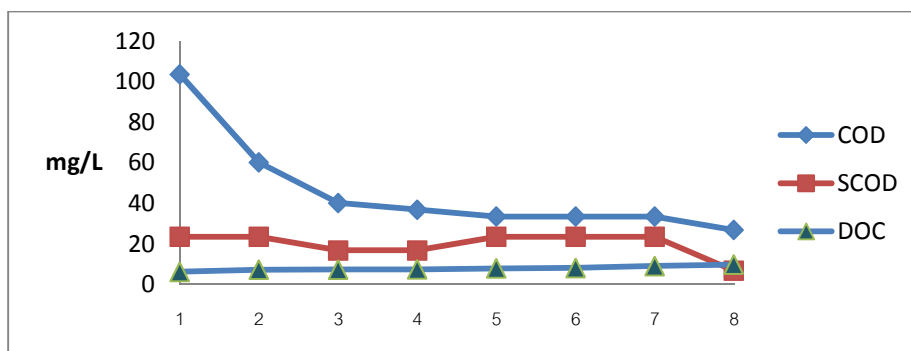
ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	ค่าต่ำสุด	ค่าเฉลี่ย	ค่าสูงสุด
1	pH	-	6.42	6.69	6.69
2	DO	mg/L	4.0	5.2	6.5
3	Water temperature	°C	24	26	27
4	Air temperature	°C	25	28	29
5	TSS*	mg/L	15	-	18
6	VSS*	mg/L	10	-	12
7	Nitrate*	mg/L	3.28	-	3.52
8	Phosphate*	mg/L	0.14	-	0.09
9	COD	mg/L	33	37	46
10	UV-254	cm ⁻¹	0.157	0.179	0.205

* วิเคราะห์เฉพาะค่าที่เริ่มต้นและค่าที่สมดุลระบบเท่านั้น

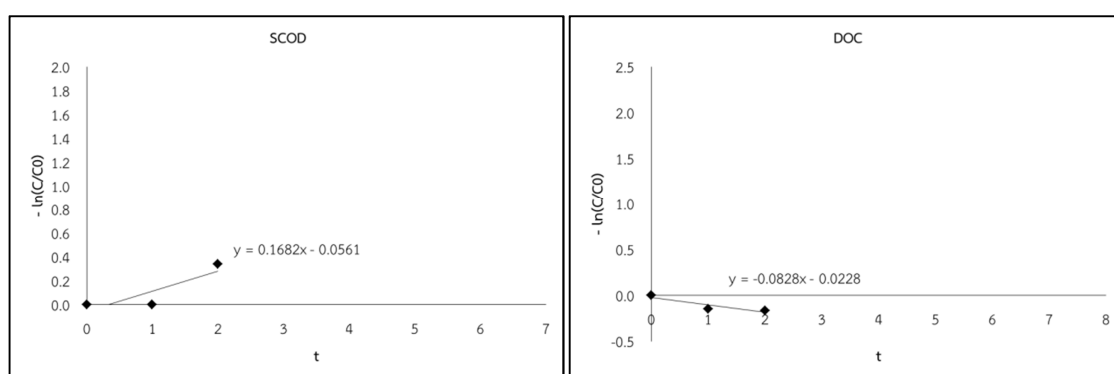
- ไม่มีการวิเคราะห์

ค-2 ผลการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในระบบจำลอง Local soil unit

Local soil unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยดิน และน้ำ เพื่อศึกษากลไกการเกิดการดูดติดสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยองค์ประกอบดิน ในการศึกษาพบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบ ในช่วง 1-3 วันแรกของการทดลอง ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-3 และสามารถหาครั้งที่ทางจลนพลศาสตร์ได้ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-4 ในการทดลองสามารถคำนวณค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของ SCOD และ DOC เท่ากับ -0.1682 d^{-1} และ -0.0828 d^{-1} ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ ค-3 โดยมีสภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบดังแสดงในตารางที่ ค-4



ภาพประกอบที่ ค-3 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ในระบบ Local soil unit



ภาพประกอบที่ ค-4 การหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์สารอินทรีย์ในระบบ Local soil unit

ตารางที่ ค-3 การวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ระบบ Local soil unit

ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	SCOD	DOC
1	Initial concentration	mg/L	16	6.103
2	Equilibrium concentration	mg/L	23	7.202
3	Retention time	day	2	2
4	1 st order kinetic coefficient	d ⁻¹	-0.1682	-0.0828

ตารางที่ ค-4 สภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบ Local soil unit

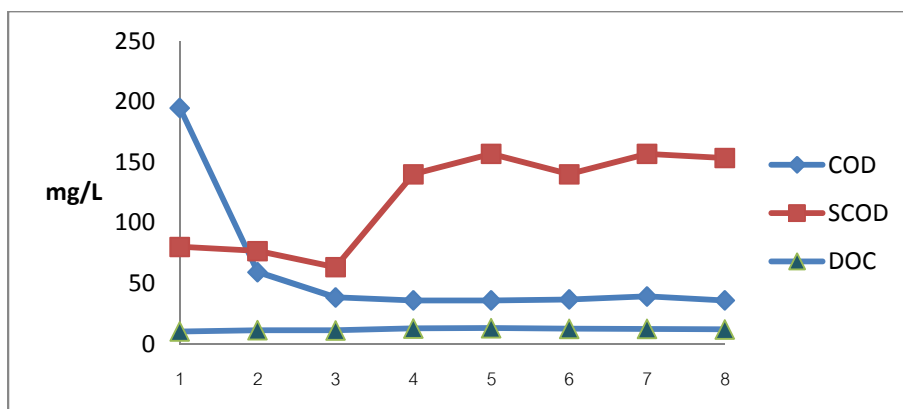
ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	ค่าต่ำสุด	ค่าเฉลี่ย	ค่าสูงสุด
1	pH	-	4.01	4.38	4.92
2	DO	mg/L	3.5	4.5	5.5
3	Water temperature	°C	25	26	27
4	Air temperature	°C	28	30	32
5	TSS*	mg/L	12	-	10
6	VSS*	mg/L	9	-	8
7	Nitrate*	mg/L	7.60	-	6.97
8	Phosphate*	mg/L	0.19	-	0.08
9	COD	mg/L	27	46	103
10	UV-254	cm ⁻¹	0.115	0.157	0.176

* วิเคราะห์เฉพาะค่าที่เริ่มต้นและค่าที่สมดุลระบบเท่านั้น

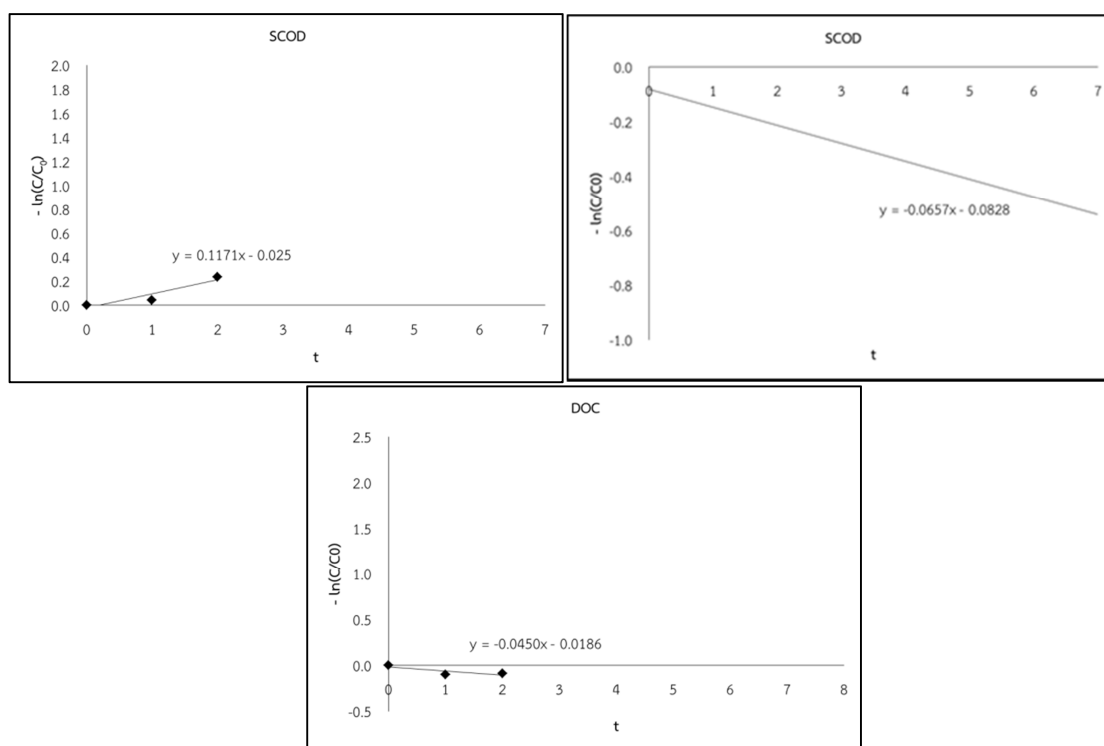
- ไม่มีการวิเคราะห์

ค-3 ผลการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในระบบจำลอง Microorganisms sediment unit

Microorganisms sediment unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยตะกอนจุลินทรีย์และน้ำ เพื่อศึกษากลไกการเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยองค์ประกอบตะกอนจุลินทรีย์ในการศึกษาพบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายในระบบ เกิดขึ้นอย่างเด่นชัดในช่วง 1-2 วันแรกของการทดลอง ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-5 และสามารถหาคงที่ทางจลนพลศาสตร์ได้ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-6 ในการทดลองสามารถคำนวณค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของ SCOD และ DOC เท่ากับ 0.1171 d^{-1} และ -0.0450 d^{-1} ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ ค-5 และได้ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์หลังจาก ผ่าน 2 วันไปแล้ว ของ SCOD เท่ากับ -0.0657 d^{-1} ดังแสดงในตารางที่ ค-6 โดยมีสภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบดังแสดงในตารางที่ ค-7



ภาพประกอบที่ ค-5 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ในระบบ Microorganisms sediment unit



ภาพประกอบที่ ค-6 การหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ในระบบ Microorganisms sediment unit

ตารางที่ ค-5 การวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ระบบ Microorganisms sediment unit ในช่วง 2 วันแรก

ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	SCOD	DOC
1	Initial concentration	mg/L	80	10.180
2	Equilibrium concentration	mg/L	63	12.470
3	Retention time	day	2	2
4	1 st order kinetic coefficient	d ⁻¹	0.1171	-0.0450

ตารางที่ ค-6 การวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ระบบ Microorganisms sediment unit หลังจาก 2 วัน

ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	SCOD	DOC
1	Initial concentration	mg/L	63	-
2	Equilibrium concentration	mg/L	110	-
3	Retention time	day	8	-
4	1 st order kinetic coefficient	d ⁻¹	-0.0657	-

- ไม่มีการวิเคราะห์

ตารางที่ ค-7 สภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบ Microorganisms sediment unit

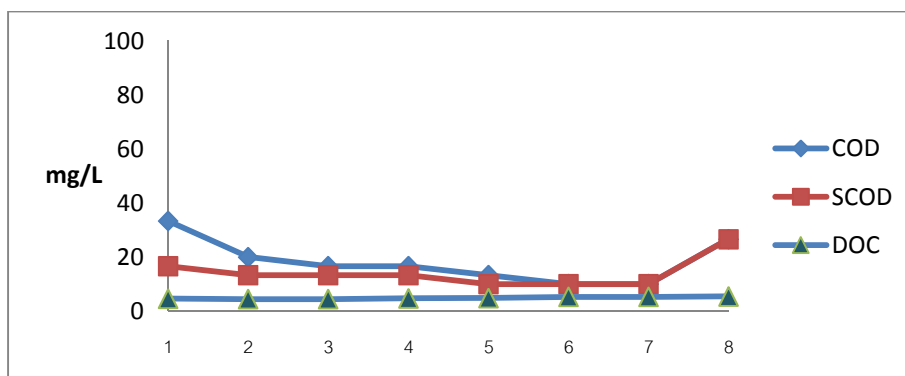
ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	ค่าต่ำสุด	ค่าเฉลี่ย	ค่าสูงสุด
1	pH	-	6.43	6.59	6.76
2	DO	mg/L	1.0	1.2	1.5
3	Water temperature	°C	26	27	28
4	Air temperature	°C	28	31	32
5	TSS*	mg/L	6885	-	892
6	VSS*	mg/L	940	-	133
7	Nitrate*	mg/L	19.91	-	3.63
8	Phosphate*	mg/L	0.89	-	0.54
9	COD	mg/L	287	476	1557
10	UV-254	cm ⁻¹	1.310	6.118	8.713

* วิเคราะห์เฉพาะค่าที่เริ่มต้นและค่าที่สมดุลระบบเท่านั้น

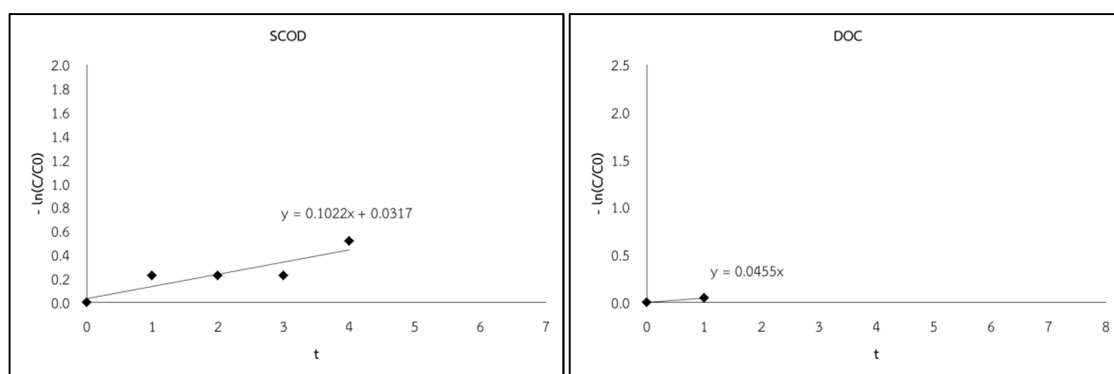
- ไม่มีการวิเคราะห์

ค-4 ผลการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในระบบจำลอง Aquatic weed unit

Aquatic weed unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยพืชน้ำ และน้ำ เพื่อศึกษากลไกการเกิดการดูดซับสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยองค์ประกอบพืชน้ำ ในการศึกษาพบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายน้ำในระบบเกิดขึ้น 4 วัน ซึ่งเป็นระยะเวลาที่ยาวนานที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับระบบจำลองอื่นๆ ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-7 และสามารถหาค่างที่ทางจลนพลศาสตร์ได้ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-8 ในการทดลองสามารถคำนวณค่าค่างที่ทางจลนพลศาสตร์ของ SCOD และ DOC เท่ากับ 0.1022 d⁻¹ และ -0.0455 d⁻¹ ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ ค-8 โดยมีสภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบดังแสดงในตารางที่ ค-9



ภาพประกอบที่ ค-7 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ในระบบ Aquatic weed unit



ภาพประกอบที่ ค-8 การหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ในระบบ Aquatic weed unit

ตารางที่ ค-8 การวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ระบบ Aquatic weed unit

ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	SCOD	DOC
1	Initial concentration	mg/L	17	4.658
2	Equilibrium concentration	mg/L	10	4.451
3	Retention time	day	4	1
4	1 st order kinetic coefficient	d ⁻¹	0.1022	0.0455

ตารางที่ ค-9 สภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบ Aquatic weed unit

ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	ค่าต่ำสุด	ค่าเฉลี่ย	ค่าสูงสุด
1	pH	-	4.81	5.36	5.54
2	DO	mg/L	2.6	3.3	5.3
3	Water temperature	°C	26	27	28
4	Air temperature	°C	27	29	31
5	TSS*	mg/L	33	-	12
6	VSS*	mg/L	10	-	9
7	Nitrate*	mg/L	5.69	-	0.81

ตารางที่ ค-9 สภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบ Aquatic weed unit (ต่อ)

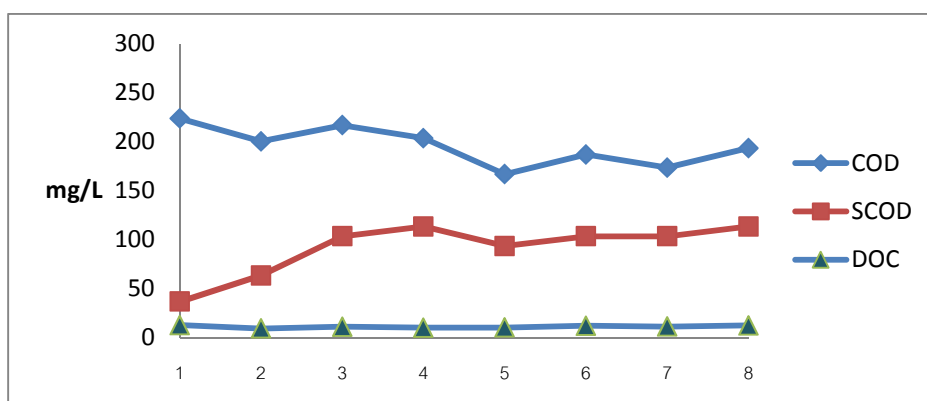
ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	ค่าต่ำสุด	ค่าเฉลี่ย	ค่าสูงสุด
8	Phosphate*	mg/L	0.17	-	0.01
9	COD	mg/L	10	18	33
10	UV-254	cm ⁻¹	0.122	0.126	0.139

* วิเคราะห์เฉพาะค่าที่เริ่มต้นและค่าที่สมดุลระบบเท่านั้น

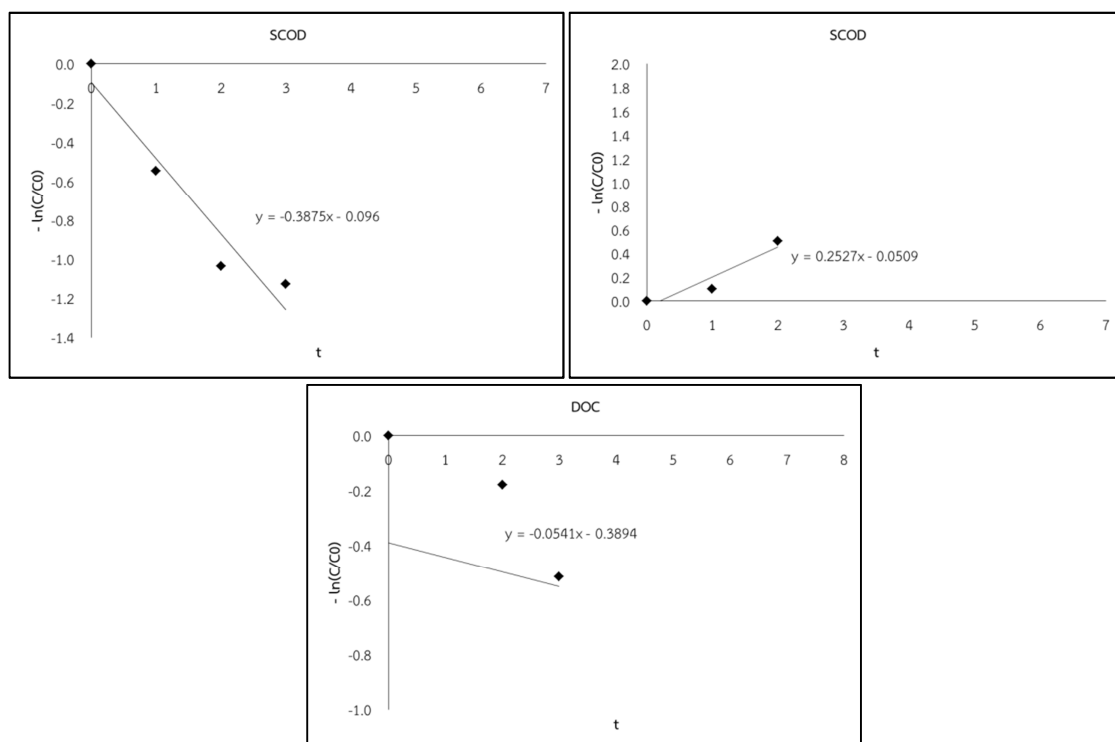
- ไม่มีการวิเคราะห์

ค-5 ผลการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในระบบจำลอง Wetland unit

Wetland unit เป็นระบบจำลองที่ประกอบด้วยพืชน้ำ ดิน ตะกอนจุลินทรีย์และน้ำ เพื่อศึกษากลไกการเกิดบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำโดยมีองค์ประกอบทุกอย่างรวมกัน ในการศึกษาพบว่าเกิดการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ละลายในระบบมีการเพิ่มขึ้นใน 4 วันแรกของการทดลอง ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-9 และสามารถหาครั้งที่ทางจลนพลศาสตร์ได้ดังแสดงในภาพประกอบที่ ค-10 ในการทดลองสามารถคำนวณค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของ SCOD และ DOC เท่ากับ -0.3875 d^{-1} และ -0.0541 d^{-1} ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ ค-10 หลังจาก 3 วันไปแล้ว มีการลดลงของ SCOD ในระบบ และได้ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของ SCOD เท่ากับ 0.2527 d^{-1} ดังแสดงในตารางที่ ค-11 โดยมีสภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบดังแสดงในตารางที่ ค-12



ภาพประกอบที่ ค-9 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ในระบบ Wetland unit



ภาพประกอบที่ ค-10 การหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ในระบบ Wetland unit

ตารางที่ ค-10 การวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ระบบ Wetland unit ในช่วง 3 วันแรก

ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	SCOD	DOC
1	Initial concentration	mg/L	37	6.103
2	Equilibrium concentration	mg/L	113	7.302
3	Retention time	day	3	3
4	1 st order kinetic coefficient	d ⁻¹	-0.3875	-0.0541

ตารางที่ ค-11 การวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ระบบ Wetland unit หลังจาก 3 วัน

ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	SCOD	DOC
1	Initial concentration	mg/L	113	-
2	Equilibrium concentration	mg/L	68	-
3	Retention time	day	2	-
4	1 st order kinetic coefficient	d ⁻¹	0.2527	-

* วิเคราะห์เฉพาะค่าที่เริ่มต้นและค่าที่สมดุลระบบเท่านั้น

- ไม่มีการวิเคราะห์

ตารางที่ ค-12 สภาวะแวดล้อมในการดำเนินการระบบ Wetland unit

ลำดับที่	ค่าที่วิเคราะห์	หน่วย	ค่าต่ำสุด	ค่าเฉลี่ย	ค่าสูงสุด
1	pH	-	6.25	6.35	6.50
2	DO	mg/L	1.0	1.3	1.6
3	Water temperature	°C	26	27	27
4	Air temperature	°C	29	30	31
6	VSS*	mg/L	594	-	83
7	Nitrate*	mg/L	10.38	-	1.57
8	Phosphate*	mg/L	0.62	-	0.22
9	COD	mg/L	167	295	823
10	UV-254	cm ⁻¹	0.160	3.779	6.760

* วิเคราะห์เฉพาะค่าที่เริ่มต้นและค่าที่สมดุลระบบเท่านั้น

- ไม่มีการวิเคราะห์

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล	นายฉวีวาริ โอภิชากร	
รหัสประจำตัวนักศึกษา	5210930004	
วุฒิการศึกษา		
วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต	มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	2548
วิทยาศาสตร์บัณฑิต	มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	2543

ทุนการศึกษา

1. ทุนอุดหนุนการวิจัยเพื่อวิทยานิพนธ์ ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2553

ชื่อโครงการ

(ภาษาไทย) การเปลี่ยนรูปและการบำบัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยระบบบึงประดิษฐ์

(ภาษาอังกฤษ) Transformation and Reduction of Dissolved Organic Matter by Constructed Wetland

2. ทุนสำนักงานคณะกรรมการการอุดมศึกษา (สกอ.) โครงการพัฒนาอาจารย์และบุคลากรสำหรับสถาบันอุดมศึกษาในเขตพัฒนาเฉพาะกิจ จังหวัดชายแดนใต้ ปี 2553 สัญญาเลขที่ ช.7/2553

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

1. ผลงานวิจัยตีพิมพ์ในวารสารวิชาการ

Ophithakorn, T., Suksaroj, C. and Suksaroj, T. T. 2013. Simulation Modelling of Dissolved Organic Matter Removal in a Free Water Surface Constructed Wetland. Ecological Modelling, 258 : 82-90.

2. การนำเสนอผลงานในที่ประชุมวิชาการและมีการพิมพ์เป็นรูปเล่ม (Oral presentation)

Ophithakorn, T., Suksaroj, C. and Suksaroj, T. T. 2013. Mathematical Modeling of Dissolved Organic Matter Removal in Free Water Surface Constructed Wetland. The 9th Asia Pacific Conference on Sustainable Energy & Environmental Technologies (APCSEET 2013), 5–8 July 2013, Narita, Japan.

Ophithakorn, T., Suksaroj, C. and Suksaroj, T. T. 2013. Organic Matter in Free Water Surface Constructed Wetland of Hat Yai Water Reclamation Plant. ASSuring Sustainability via University with Research (ASSURE 2013): towards a sustainable earth system environment in Asia Pacific and beyond International Conference, 16-18 May, 2013, Songkhla, Thailand.

Ophithakorn, T., Suksaroj, C. and Suksaroj, T. T. 2013. Reduction of dissolved organic matter in free water surface constructed wetland-the case of constructed wetlands in water reclamation plant of Hatyai city municipality, Thailand. The

4th Environmental Technology and Management Conference (The 4th ETMC 2011): Present and Future Challenges in Environmental Sustainability, 3-4 November 2011, Bundung, Indonesia.