

การดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานเพื่อนำไปใช้เป็นตัวกลาง
ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

นางสาวอมรา ดาวไธสง

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ปีการศึกษา 2550

**NITROGEN AND PHOSPHORUS ADSORPTION
OF SHALE FOR USE AS MEDIA IN
CONSTRUCTED WETLAND**

Amara Daothaisong

**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the
Degree of Master of Engineering in Environmental Engineering**

Suranaree University of Technology

Academic Year 2007

การดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานเพื่อนำไปใช้เป็นตัวกลาง
ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา
ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

(ผศ. ดร.สุจิตต์ กระจุก)

ประธานกรรมการ

(ผศ. ดร.จรียา ยี่มรัตน์)

กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)

(ผศ. ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร)

กรรมการ

(ผศ. ดร.รัตนวรรณ เกียรติโกมล)

กรรมการ

(อ. ดร.นัทรเพชร ยศพล)

กรรมการ

(ศ. ดร. ไพโรจน์ สัตยธรรม)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการ

(รศ. น.อ. ดร.วราภรณ์ จำพิศ)

คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

อมรา คาวไรสง : การดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานเพื่อนำไปใช้เป็น
ตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (NITROGEN AND PHOSPHORUS

ADSORPTION OF SHALE FOR USE AS MEDIA IN CONSTRUCTED WETLAND)

อาจารย์ที่ปรึกษา : ผศ. ดร.จริยา ยี่มรัตน์บวร, 129 หน้า.

พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ได้รับการยอมรับว่าเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีราคาต่ำ และมีประสิทธิภาพในการกำจัด N (ไนโตรเจน) และ P (ฟอสฟอรัส) ได้สูง การดูดซับโดยตัวกลางเป็นกลไกที่สำคัญในการกำจัด N และ P หินดินดานถูกเลือกนำมาใช้เป็นตัวกลางในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ เนื่องจากมีความสามารถในการดูดซับ P และความเหมาะสมสำหรับพืชในการเจริญเติบโต วัตถุประสงค์ในการศึกษาครั้งนี้เพื่อนำเอาหินดินดานไปใช้ประโยชน์เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ โดยทำการศึกษาลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมี ความสามารถในการดูดซับ N และ P ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ N และ P และการเข้าสู่สมดุลการดูดซับ พร้อมทั้งทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด N และ P ของหินดินดานกับตัวกลางชนิดอื่น (ทรายและกรวด) ในชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

หินดินดานถูกจำแนกออกเป็น 5 ชนิด ได้แก่ หินดินดาน A, B, C, D และ E และผลการศึกษาลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมี พบว่าหินดินดานมีลักษณะที่เหมาะสมสามารถนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ข้อมูลการดูดซับ N และ P ของหินดินดานสามารถอธิบายการดูดซับได้ด้วยสมการแบบ Langmuir และ Freundlich โดยความสามารถในการดูดซับ N และ P ของหินดินดานเพิ่มเมื่อขนาดของหินดินดานและอุณหภูมิลดลง และเพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของตัวถูกดูดซับและระยะเวลาสัมผัสเพิ่ม ความสามารถในการดูดซับไนเตรท แอมโมเนียม และฟอสเฟตสูงสุดที่พีเอช 2, 6 และ 10 ตามลำดับ ผลการศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรท แอมโมเนียม และฟอสเฟตของหินดินดาน E พบว่ามีความสามารถในการดูดซับสูงสุดเท่ากับ 0.182, 0.182 และ 0.585 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 13.00, 1.50 และ 22.50 วัน ตามลำดับ และพบว่าหินดินดาน C-E มีค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการกำจัดซีโอคืออยู่ในช่วงร้อยละ 59.77-72.96 และแอมโมเนียมอยู่ในช่วงร้อยละ 60.55-69.06 หินดินดาน A-E มีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทอยู่ในช่วงร้อยละ 57.04-72.04 และฟอสเฟตอยู่ในช่วงร้อยละ 64.74-93.50 ผลการศึกษาพบว่าหินดินดานมีประสิทธิภาพในการกำจัดมากกว่าทรายและกรวด ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าหินดินดานนำไปใช้เป็นตัวกลางเพื่อกำจัด N และ P ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ปีการศึกษา 2550

ลายมือชื่อนักศึกษา _____

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา _____

AMARA DAOTHAISONG : NITROGEN AND PHOSPHORUS
ADSORPTION OF SHALE FOR USE AS MEDIA IN CONSTRUCTED
WETLAND. THESIS ADVISOR : ASST. PROF. JAREEYA
YIMRATTANABOVORN, Ph.D. 129 PP.

NITROGEN/PHOSPHORUS/SHALE/ADSORPTION/CONSTRUCTED
WETLAND

The constructed wetlands are considered to be a low-cost alternatives for wastewater treatment system and have a greater potential to remove N (nitrogen) and P (phosphorus). Adsorption by media plays an important role to remove N and P. Shale was selected as a media in constructed wetlands, on the basis of its P adsorption capacity as well as its suitability for plant growth. The specific objective of this study was to utilize shale as a media in constructed wetlands. The physical and chemical characteristics of shale, its N and P adsorption capacities, factors on N and P adsorption capacities, and adsorption equilibrium were investigated. The N and P removal efficiencies of shale were compared with other media (i.e. sand and gravel) in pilot scale.

Shale was sieved into 5 particle sizes including Shale A, B, C, D and E. The investigation of physical and chemical characteristics of shale showed that it is suitable to be use as a media in constructed wetlands. The N and P adsorption data corresponded well with Langmuir isotherm and Freundlich isotherm. While Shale's adsorption capacities of N and P increased when the particle size and temperature

decreased, increasing the adsorbate dosages and contact time. The maximum nitrate, ammonium, and phosphate adsorption capacities were obtained at the pH of 2, 6 and 10, respectively. The results of the nitrate, ammonium, and phosphate saturation points indicated that the highest adsorption capacities of Shale E were 0.18, 0.18 and 0.59 mg g⁻¹ for duration time 13.00, 1.50 and 22.50 days, respectively. The COD removal efficiencies of Shale C-E were found to be in the range of 59.77-72.96 and for ammonium in the range of 60.55-69.06%. The nitrate removal efficiency of Shale A-E to be for in the range of 57.04-72.04 and for phosphorus in the range of 64.74-93.50%. These results of shale were better than those of sand and gravel. Therefore, it can be concluded that shale has a potential to be utilized as a media to remove N and P in constructed wetlands.

School of Environmental Engineering

Academic Year 2007

Student's Signature _____

Advisor's Signature _____

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้สำเร็จลุล่วงด้วยดี ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ บุคคล และกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ที่ได้กรุณาให้คำปรึกษา แนะนำ ช่วยเหลือ อย่างดียิ่ง ทั้งในด้านวิชาการ และด้านการดำเนินงานวิจัย ดังนี้

- ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จรียา ยี่มรัตน์บวร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์
- ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุจิต กระจูจิต ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์
- ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.รัตนวรรณ เกียรติโกมล กรรมการสอบวิทยานิพนธ์
- ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร กรรมการสอบวิทยานิพนธ์
- อาจารย์ ดร.ฉัตรเพชร ยศพล กรรมการสอบวิทยานิพนธ์
- ขอขอบพระคุณมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
- ขอขอบพระคุณสำนักกองทุนงานสนับสนุนการวิจัยที่ให้ทุนสนับสนุนในการทำวิจัย
- ขอขอบพระคุณบริษัท ปูนซีเมนต์ไทย (แก่งคอย) จำกัด ที่อนุเคราะห์ที่ดินดินदान
- หน่วยงานประปามหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
- ฟาร์มมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
- คุณวิมลพร โสภณ คุณมานพ จรโคกกรวด และคุณรุ่งเรือง นวลโพธิ์ ที่ให้การช่วยเหลือ

ด้านการดำเนินงานวิจัย

- เพื่อน ๆ ร่วมสถาบันที่ให้การช่วยเหลือ และให้กำลังใจมาโดยตลอด
- และกลุ่มบุคคลอื่น ๆ ที่ให้การช่วยเหลือด้านการดำเนินงานวิจัย

ท้ายนี้ ขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา ญาติพี่น้อง และผู้มีอุปการะทุกท่าน ที่ให้การเลี้ยงดูอบรม สนับสนุนให้ทุนการศึกษาเป็นอย่างดีตลอดมา จนทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิตตลอดมา

อมรา ดาวไชสง

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ข
กิตติกรรมประกาศ.....	ง
สารบัญ.....	จ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูป.....	ฉ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ.....	๗
บทที่	
1 บทนำ.....	1
1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	3
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	4
2 ปรัชญาวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	5
2.1 ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส.....	5
2.1.1 ไนโตรเจน.....	5
2.1.2 ฟอสฟอรัส.....	7
2.1.3 การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย.....	8
2.2 พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์.....	11
2.2.1 ชนิดของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์.....	11
2.2.2 องค์ประกอบของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์.....	12
2.2.3 กลไกการกำจัดในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์.....	18
2.3 การดูดซับ.....	22
2.3.1 ประเภทของการดูดซับ.....	23
2.3.2 ประเภทของสารดูดซับ.....	23

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.3.3	ไอโซเทอร์มของการดูดซับ	24
2.3.4	สมการไอโซเทอร์มของสารดูดซับ	26
2.3.5	ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ	29
2.4	หินดินดาน	30
2.4.1	ปริมาณและแหล่งหินดินดานในประเทศไทย	32
2.4.2	การใช้ประโยชน์หินดินดาน	33
2.5	งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	34
2.5.1	งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และตัวกลาง ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์	34
2.5.2	งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการดูดซับและปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส	38
2.5.3	งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการใช้ประโยชน์หินดินดานในงานด้าน สิ่งแวดล้อม	40
2.6	สรุป	41
3	วิธีดำเนินการวิจัย	43
3.1	สถานที่ทำการวิจัย	43
3.2	ระยะเวลาทำการศึกษาวิจัย	43
3.3	ขั้นตอนการศึกษาวิจัย	43
3.3.1	การจำแนกขนาดของหินดินดาน	43
3.3.2	การศึกษาลักษณะสมบัติของหินดินดาน	43
3.3.3	ศึกษาความสามารถในการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ของหินดินดานแต่ละขนาด	45
3.3.4	ศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ของหินดินดานแต่ละขนาด	46
3.3.5	ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ของหินดินดานแต่ละขนาด	47

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

3.3.6	ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย สังเคราะห์ของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน ในชุดจำลองพื้นที่ ชุ่มน้ำประดิษฐ์และเปรียบเทียบกับตัวกลางทรายและกรวด.....	47
3.4	วิธีการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำ.....	51
3.5	การวิเคราะห์ข้อมูล	52
4	ผลการทดลองและการอภิปรายผล	53
4.1	ลักษณะสมบัติของหินดินดาน.....	53
4.1.1	ลักษณะสมบัติทางกายภาพของหินดินดาน.....	53
4.1.2	ลักษณะสมบัติทางเคมีของหินดินดาน	54
4.2	ศึกษาการดูดซับไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด	54
4.2.1	ความสามารถในการดูดซับไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด.....	54
4.2.2	ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด	60
4.3	ศึกษาการดูดซับฟอสฟอรัสของหินดินดานแต่ละขนาด	69
4.3.1	ความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสของหินดินดานแต่ละขนาด	69
4.3.2	ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับฟอสฟอรัสของหินดินดานแต่ละขนาด.....	72
4.4	ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน แต่ละขนาด.....	76
4.4.1	ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดาน แต่ละขนาด.....	76
4.4.2	ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดาน แต่ละขนาด.....	78
4.4.3	ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดาน แต่ละขนาด.....	79
4.5	ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียสังเคราะห์ ของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน ในชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์และ เปรียบเทียบกับตัวกลางทรายและกรวด.....	81
4.5.1	ประสิทธิภาพของชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์.....	81

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

4.4 การประเมินค่าใช้จ่ายในการนำหินดินดานไปใช้เป็นตัวกลางในระบบ พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์	88
5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ	90
5.1 สรุปผลการวิจัย.....	90
5.2 ข้อจำกัดของการวิจัย.....	91
5.3 ข้อเสนอแนะ.....	92
รายการอ้างอิง.....	93
ภาคผนวก	
ภาคผนวก ก ไอโซเทอร์มการดูดซับ	101
ภาคผนวก ข การเข้าสู่สมดุลการดูดซับ	105
ภาคผนวก ค ประสิทธิภาพของชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์.....	120
ภาคผนวก ง บทความวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์และเผยแพร่ในระหว่างศึกษา	127
ประวัติผู้เขียน	129

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1	วิธีการจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย8
2.2	ความเข้มข้นของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสและอัตราการนำไปใช้ของพืช13
2.3	ลักษณะของตัวกลางที่ใช้ในระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบที่น้ำไหล ได้ผิวด้านกลาง.....14
2.4	สรุปกลไกการกำจัดมลสารต่าง ๆ ของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์22
2.5	ความแตกต่างระหว่างการดูดซับทางกายภาพและการดูดซับทางเคมี.....24
2.6	ส่วนประกอบทางเคมีโดยเฉลี่ยของหินดินดาน32
2.7	ปริมาณและมูลค่าการผลิต การใช้ หินดินดาน ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2542-254633
3.1	วิธีการและเครื่องมือวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตัวอย่างหินดินดาน.....45
3.2	ลักษณะสมบัติของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษาวิจัย51
3.3	วิธีการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง.....51
4.1	ลักษณะสมบัติทางกายภาพของหินดินดาน54
4.2	องค์ประกอบทางเคมีของหินดินดาน.....55
4.3	ค่าคงที่และความสามารถในการดูดซับในตรรกไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด แบบ Langmuir และ Freundlich.....56
4.4	ค่าคงที่และความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด แบบ Langmuir และ Freundlich.....58
4.5	ความสามารถในการดูดซับในตรรกไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด ในสถานะที่มีความสามารถในการดูดซับสูงสุด.....64
4.6	ความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด ในสถานะที่มีความสามารถในการดูดซับสูงสุด.....69
4.7	ค่าคงที่และความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด แบบ Langmuir และ Freundlich.....70
4.8	ความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด ในสถานะที่มีความสามารถในการดูดซับสูงสุด.....76

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.9	แสดงความสามารถในการดูดซับสูงสุดและเวลาของการหมดความสามารถ ในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟต ของหินดินดานแต่ละขนาด80
4.10	ประสิทธิภาพการกำจัดมลพิษของตัวกลางแต่ละชนิด81
4.11	สัดส่วนราคาในการก่อสร้างระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์88
4.12	เปรียบเทียบราคาตัวกลางแต่ละชนิดที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์89
ก1	ไอโซเทอร์มการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด102
ก2	ไอโซเทอร์มการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด103
ก3	ไอโซเทอร์มการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด.....104
ข1	ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด106
ข2	ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดาน แต่ละขนาด111
ข3	ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด.....112
ค1	องค์ประกอบของน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์121
ค2	ลักษณะน้ำเสียที่ผ่านเข้า-ออกชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ของตัวกลาง แต่ละชนิด.....122
ค3	ผลการทดสอบทางสถิติ Independent Samples Test ของความแตกต่างค่าเฉลี่ย ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของตัวกลางแต่ละชนิด.....123
ค4	ผลการทดสอบทางสถิติ Independent Samples Test ของความแตกต่างค่าเฉลี่ย ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทไนโตรเจนของตัวกลางแต่ละชนิด.....124
ค5	ผลการทดสอบทางสถิติ Independent Samples Test ของความแตกต่างค่าเฉลี่ย ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมของตัวกลางแต่ละชนิด125
ค6	ผลการทดสอบทางสถิติ Independent Samples Test ของความแตกต่างค่าเฉลี่ย ประสิทธิภาพการกำจัดออร์โธฟอสเฟตของตัวกลางแต่ละชนิด126

สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	ความสัมพันธ์ของการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนกับระยะเวลา.....6
2.2	ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณแอมโมเนีย และแอมโมเนียมไนโตรเจนกับพีเอช และอุณหภูมิ6
2.3	ชนิดและความเข้มข้นของสารประกอบฟอสฟอรัสที่ระดับพีเอชต่าง ๆ7
2.4	ตัวกลางของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์.....15
2.5	กลไกการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์19
2.6	กลไกการกำจัดไนโตรเจนของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์20
2.7	กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์.....21
2.8	รูปแบบของไอโซเทอร์มของการดูดซับ25
2.9	กราฟแสดงไอโซเทอร์มแบบ Langmuir.....27
2.10	กราฟแสดงไอโซเทอร์มแบบ Freundlich28
3.1	แสดงขั้นตอนการศึกษาวิจัย.....44
3.2	แผนภาพชุดคอลัมน์การเข้าสู่สมดุลของการดูดซับ48
3.3	ชุดคอลัมน์การเข้าสู่สมดุลการดูดซับที่ใช้ในการทดลอง.....49
3.4	ชุดจำลองระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์.....49
3.5	ตัวอย่างภาพตัดขวางชุดจำลองระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ของหินดินดาน A50
3.6	แบบจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ใช้ในการทดลอง50
4.1	กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับในเตรทไนโตรเจนแบบ Langmuir ของตัวอย่าง หินดินดาน A, B, C, D และ E55
4.2	กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับในเตรทไนโตรเจนแบบ Freundlich ของตัวอย่าง หินดินดาน A, B, C, D และ E57
4.3	กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจน แบบ Langmuir ของตัวอย่าง หินดินดาน A, B, C, D และ E58

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.4	กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจน แบบ Freundlich ของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E59
4.5	กราฟแสดงผลของความเป็นกรด-ด่างของไนเตรทไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E60
4.6	กราฟแสดงผลของอุณหภูมิที่มีต่อการดูดซับของไนเตรทไนโตรเจนของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E61
4.7	กราฟแสดงผลของความสัมพันธ์ของไนเตรทไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E62
4.8	กราฟแสดงผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E63
4.9	กราฟแสดงผลของความเป็นกรด-ด่างของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E65
4.10	กราฟแสดงผลของอุณหภูมิที่มีต่อการดูดซับของแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E66
4.11	กราฟแสดงผลของความสัมพันธ์ของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E67
4.12	กราฟแสดงผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E68
4.13	กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับออร์โทฟอสเฟต แบบ Langmuir ของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E70
4.14	กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับออร์โทฟอสเฟต แบบ Freundlich ของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E71
4.15	กราฟแสดงผลของความเป็นกรด-ด่างของออร์โทฟอสเฟตที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E72
4.16	กราฟแสดงผลของอุณหภูมิที่มีต่อการดูดซับของออร์โทฟอสเฟตของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E73

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.17	กราฟแสดงผลของความเข้มข้นของออร์โธฟอสเฟตที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่าง หินดินดาน A, B, C, D และ E74
4.18	กราฟแสดงผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตที่มีต่อการดูดซับ ของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E.....75
4.19	แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง C_e/C_0 ของสารละลายไนเตรทในโตรเจน กับระยะเวลาการดูดซับ (วัน) ของหินดินดาน A, B, C, D และ E.....77
4.20	แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง C_e/C_0 ของสารละลายแอมโมเนียมไนโตรเจน กับระยะเวลาการดูดซับ (วัน) ของหินดินดาน A, B, C, D และ E.....78
4.21	แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง C_e/C_0 ของสารละลายออร์โธฟอสเฟต กับระยะเวลาการดูดซับ (วัน) ของหินดินดาน A, B, C, D และ E.....79
4.22	ประสิทธิภาพการกำจัดมลพิษของตัวกลางแต่ละชนิด82
4.23	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของตัวกลางแต่ละชนิด.....83
4.24	ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทในโตรเจนของตัวกลางแต่ละชนิด84
4.25	ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวกลางแต่ละชนิด.....86
4.26	ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟตของตัวกลางแต่ละชนิด86

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

BET	=	Brunauer Emmett and Teller
C	=	คาร์บอน
C_e	=	ความเข้มข้นของตัวถูกละลายที่สภาวะสมดุล
C_0	=	ความเข้มข้นเริ่มต้นของตัวถูกละลาย
CEC	=	Cation Exchange Capacity
COD	=	Chemical Oxygen Demand
EPA	=	Environmental Protection Agency
FWS	=	Free Water Surface Flow Constructed Wetland
$g\ cm^{-3}$	=	กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร
H^+	=	ไฮโดรเจนไอออน
K	=	ค่าคงที่ของระบบ
K_f	=	ค่าคงที่ของระบบ
LECA	=	Light Expanded Clay Aggregate
m	=	ปริมาณสารละลาย
mm	=	มิลลิเมตร
$m\ d^{-1}$	=	เมตรต่อวัน
$m^2\ g^{-1}$	=	ตารางเมตรต่อกรัม
n	=	ค่าความหนาแน่นการดูดซับ
N	=	ไนโตรเจน
N_2	=	ก๊าซไนโตรเจน
NH_3	=	แอมโมเนีย
NH_4^+	=	แอมโมเนียม
NO_2^-	=	ไนไตรท์
NO_3^-	=	ไนเตรท
OH^-	=	ไฮดรอกไซด์ไอออน
pH	=	ค่าความเป็นกรด-ด่าง
PO_4^{3-}	=	ออร์โธฟอสเฟต

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

R^2	=	Correlation Coefficient
SF	=	Subsurface Flow Constructed Wetland
TDS	=	Total Dissolved Solid
x	=	ปริมาณตัวถูกคูดซับบนผิวสารคูดซับ
X	=	ปริมาณตัวถูกคูดซับบนผิวของสารคูดซับต่อปริมาณสารคูดซับ
X_c	=	ปริมาณตัวถูกคูดซับบนผิวของสารคูดซับต่อปริมาณสารคูดซับที่สภาวะ สมดุล
X_m	=	ปริมาณสารถูกคูดซับสูงสุดบนผิวของสารคูดซับ

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา

ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเป็นสารอินทรีย์ที่มักปนเปื้อนในน้ำเสียชุมชน สามารถก่อให้เกิดปัญหาต่อแหล่งรับน้ำสาธารณะได้ ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยทั่วไปมักจะบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นส่วนใหญ่ ดังนั้นในน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัดจึงยังมีปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสคงเหลืออยู่ ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสภาพแหล่งรับน้ำสาธารณะและสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำได้ สำหรับกระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสนั้นมีด้วยกันหลายกระบวนการ ทั้งกระบวนการทางกายภาพ ทางเคมี และทางชีวภาพ ซึ่งแต่ละวิธีมีข้อจำกัดในด้านความยากง่ายของการควบคุมระบบให้มีประสิทธิภาพ ค่าใช้จ่ายของอุปกรณ์และการก่อสร้างระบบ พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์นับว่าเป็นทางเลือกหนึ่งที่มีความสนใจในปัจจุบัน เนื่องจากพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนได้ใกล้เคียงกับระบบอื่น และบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้มีประสิทธิภาพค่อนข้างสูง อีกทั้งยังมีความสามารถในการกำจัดของแข็งแขวนลอย เชื้อโรค และโลหะหนักต่าง ๆ ได้ดีอีกด้วย นอกจากนี้ยังมีค่าใช้จ่ายค่อนข้างต่ำในด้านการก่อสร้างระบบ การดำเนินระบบ และการดูแลบำรุงรักษา ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์อาศัยกระบวนการบำบัดทางธรรมชาติที่ไม่ซับซ้อน ผสมผสานกับการปลูกพืชมีลักษณะคล้ายกับพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ ทำให้มีส่วนสำคัญในการส่งเสริมการอนุรักษ์สิ่งแวดล้อมและความหลากหลายทางชีวภาพ ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์นอกจากจะใช้บำบัดน้ำเสียชุมชน ยังสามารถประยุกต์ใช้บำบัดของเสียประเภทอุตสาหกรรม และเกษตรกรรมได้ (กรมควบคุมมลพิษ และสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2546; เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2547)

กลไกในการกำจัดไนโตรเจนของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ จะอาศัยกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ของจุลินทรีย์ที่ยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง การดูดซับไนโตรเจนของตัวกลางเพื่อให้พืชสามารถดึงไนโตรเจนนำไปใช้ในการเจริญเติบโต ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสส่วนใหญ่จะเกิดจากปฏิกิริยาการดูดซับที่ชั้นตัวกลาง และการตกตะกอนกับแร่ธาตุต่าง ๆ ที่มีอยู่ในตัวกลาง จากนั้นพืชจะดูดฟอสฟอรัสผ่านทางรากนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ต่อไป ดังนั้นตัวกลางที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จึงมีความสำคัญ คือ เป็นที่สำหรับให้จุลินทรีย์และรากพืชที่ปลูกในระบบยึดเกาะ ช่วยกรองสารแขวนลอย และเป็นพื้นที่ในการเกิดปฏิกิริยาเคมี พร้อม

ทั้งดูดซับธาตุอาหารต่าง ๆ ไว้เพื่อให้พืชนำไปใช้ในการเจริญเติบโต ดังนั้นการเลือกวัสดุที่จะใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จึงมีความสำคัญต่อประสิทธิภาพการบำบัดมลสารต่าง ๆ ควรจะเลือกวัสดุที่สามารถดูดซับธาตุอาหาร โดยเฉพาะไนโตรเจนและฟอสฟอรัสไว้ให้ได้มากที่สุด ในปัจจุบันตัวกลางที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์มักเป็นวัสดุที่มีในธรรมชาติ ราคาถูก และหาได้ง่ายในท้องถิ่น เช่น หิน กรวด ทราย หรือดิน โดยจะใช้เพียงชนิดหนึ่งชนิดใดหรือใช้รวมกันก็ได้ ตัวกลางเหล่านี้มีข้อจำกัด คือ ตัวกลางที่มีขนาดใหญ่พืชจะยึดได้ไม่ดี ส่วนตัวกลางที่มีขนาดเล็กจะเกิดการอุดตันเร็ว มีความสามารถในการดูดซับสารอาหารได้น้อย และระยะเวลาในการใช้งานเพียง 2-5 ปี (Wolstenholme and Bay, 1990; Mann and Bovor, 1993; Drizo et al., 1999) ส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบบำบัดโดยรวมลดลง

หินดินดาน (Shale) เป็นหินตะกอนชนิดหนึ่งที่มีเนื้อละเอียด ประกอบด้วยอนุภาคทรายแป้งและอนุภาคดินเหนียว ทับถมกันเป็นชั้นบาง ๆ ขนานกัน องค์ประกอบหลักทางเคมีโดยประมาณของหินดินดาน ได้แก่ ซิลิกอนไดออกไซด์ (SiO_2) ร้อยละ 58-60 อลูมิเนียมออกไซด์ (Al_2O_3) ร้อยละ 14-16 และเฟอร์ริกออกไซด์ (Fe_2O_3) ร้อยละ 4-5 (เสรีวัฒน์ สมินทร์ปัญญา, 2538; Martin Marietta Material, 2004) สัดส่วนของหินดินดานมีอยู่มากถึงร้อยละ 70 ของหินตะกอนทั้งหมดบนเปลือกโลก สำหรับประเทศไทยแหล่งหินดินดานพบมากที่จังหวัดสระบุรี นครศรีธรรมราช และเพชรบุรี (กรมทรัพยากรธรณี, 2548) และส่วนใหญ่มักใช้ในอุตสาหกรรมปูนซีเมนต์ และอุตสาหกรรมการกลั่นปิโตรเลียม จากผลการศึกษาของ Drizo et al. (1999) พบว่าหินดินดานมีความสามารถดูดซับฟอสฟอรัสได้ดีถึง 0.65-0.70 มิลลิกรัมต่อกรัม เนื่องจากว่าองค์ประกอบที่เป็นแร่เหล็ก อะลูมิเนียม ซิลิกอน แคลเซียม และแมกนีเซียม สามารถดูดซับฟอสฟอรัสและเกิดเป็นสารประกอบกับฟอสเฟตได้ จึงมีการนำหินดินดานมาศึกษาเพื่อใช้เป็นวัสดุดูดซับและใช้เป็นตัวกลางสำหรับพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ พบว่าหินดินดานมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 98-100 ที่ความเข้มข้นฟอสฟอรัสเริ่มต้น 5 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียมไนโตรเจนร้อยละ 40-75 และไนเตรทไนโตรเจนร้อยละ 45-75 ที่ความเข้มข้นไนโตรเจนเริ่มต้น 46 มิลลิกรัมต่อลิตร อีกทั้งยังพบว่า *Phragmites australis* สามารถเจริญเติบโตบนหินดินดานได้ดี ทำให้ลำต้นส่วนที่อยู่ใต้ดิน (Rhizome) และรากพืชมีการพัฒนาอย่างต่อเนื่อง (Drizo et al., 1997; 2000)

ดังนั้นเพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ การศึกษาครั้งนี้ได้นำเอาหินดินดานที่มีอยู่ตามธรรมชาติในประเทศไทย มาศึกษาลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีของหินดินดาน ความสามารถในการดูดซับ และปัจจัยต่าง ๆ ที่มีผลต่อการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน เพื่อสามารถนำไปประยุกต์และเพิ่มประสิทธิภาพของหินดินดาน ในการนำไปใช้เป็นตัวกลางสำหรับระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ต่อไป

1.2 วัตถุประสงค์

1.2.1 ศึกษาความสามารถในการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานในจังหวัดสระบุรี

1.2.2 ศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง, อุณหภูมิ, ความเข้มข้น และระยะเวลาสัมพัทธ์

1.2.3 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน โดยใช้เป็นตัวกลางในชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ และเปรียบเทียบกับตัวกลางชนิดอื่น ได้แก่ ทราย และกรวด

1.3 ขอบเขตการศึกษา

ในงานวิจัยนี้เป็นการศึกษาลักษณะสมบัติของหินดินดาน และศึกษาความสามารถในการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานซึ่งมีขอบเขตของงานวิจัยดังต่อไปนี้

1.3.1 ศึกษาลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีของหินดินดาน ได้แก่ จำแนกขนาด (Sieve Analysis) สัมประสิทธิ์การซึมผ่าน (Coefficient of Permeability) พื้นที่ผิวจำเพาะ (Specific Surface Area) ความพรุน (Porosity) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ความจุในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (Cation Exchange Capacity, CEC) Point of Zero Charge และองค์ประกอบของแร่ธาตุในหินดินดาน

1.3.2 ศึกษาความสามารถในการดูดซับไนโตรเจน และฟอสฟอรัสของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน ตั้งแต่ 0.25-8.00 มิลลิเมตร

1.3.3 ศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน ได้แก่

1.3.3.1 ศึกษาผลของความเป็นกรด-ด่าง ตั้งแต่ 2-10 ต่อการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน

1.3.3.2 ศึกษาผลของอุณหภูมิตั้งแต่ 20-40 องศาเซลเซียส ต่อการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน

1.3.3.3 ศึกษาผลของความเข้มข้นของไนเตรทไนโตรเจนตั้งแต่ 1-10 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนตั้งแต่ 5-100 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นออร์โธฟอสเฟตตั้งแต่ 2-30 มิลลิกรัมต่อลิตร ต่อการดูดซับของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน

1.3.3.4 ศึกษาผลของระยะเวลาสัมพัทธ์ ต่อการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน

1.3.4 ศึกษาการเข้าสู่สมดุลของการดูดซับไนโตรเจนในโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน

1.3.5 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในน้ำเสียสังเคราะห์ของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน โดยใช้เป็นตัวกลางในชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ และเปรียบเทียบกับตัวกลางชนิดอื่น ได้แก่ ทราย และกรวด

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 เป็นแนวทางในการนำเอาหินดินดานที่มีอยู่ตามธรรมชาติมาใช้ประโยชน์ เป็นตัวดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย เพื่อประยุกต์ใช้เป็นตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

1.4.2 สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ โดยการควบคุมปัจจัยและสภาวะที่เหมาะสมในการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน

1.4.3 สามารถใช้เป็นตัวกลางที่มีราคาต่ำ ช่วยลดค่าใช้จ่ายในการสร้างระบบบำบัด แต่มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สูง

บทที่ 2

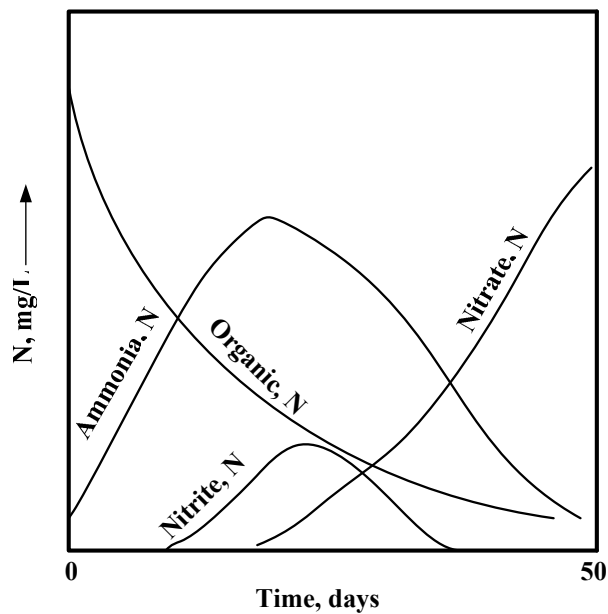
ปรีทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

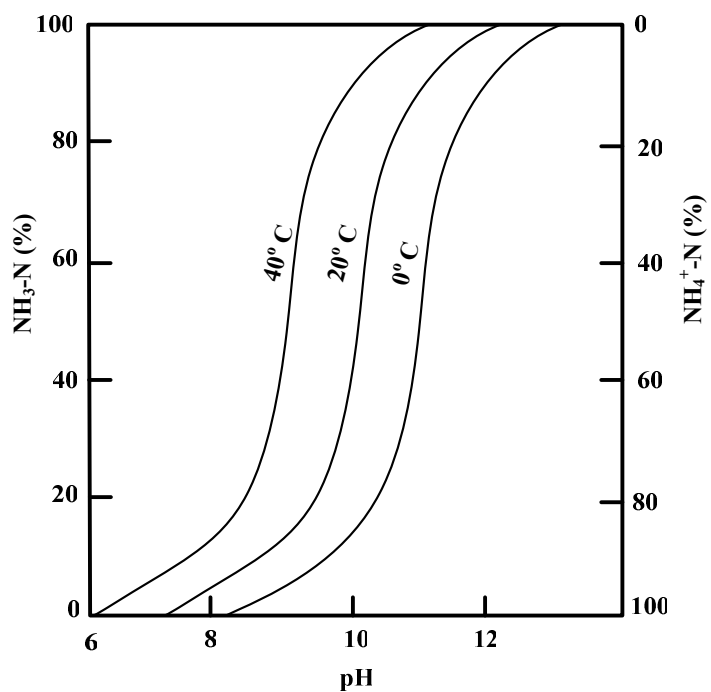
2.1.1 ไนโตรเจน

ไนโตรเจนเป็นส่วนประกอบที่สำคัญของบรรยากาศโดยทั่วไป และเป็นส่วนประกอบที่สำคัญสำหรับการดำรงอยู่ของพืชและสัตว์ การเปลี่ยนแปลงทางเคมีของไนโตรเจนและการเปลี่ยนแปลงออกซิเดชันสเตรตต่าง ๆ เกิดขึ้นโดยสิ่งมีชีวิต เช่น แบคทีเรีย สามารถเปลี่ยนวาเลนซ์ของไนโตรเจนให้มากขึ้นหรือน้อยลงขึ้นอยู่กับว่าเป็นสภาวะที่มีออกซิเจนหรือไม่มีออกซิเจน สารประกอบไนโตรเจนในน้ำมีอยู่ 2 พวกใหญ่ ๆ ได้แก่ สารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน (Inorganic Nitrogen) เช่น แอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) ไนไตรท์ (NO_2^-) ไนเตรท (NO_3^-) สารกลุ่มนี้อาจอยู่ในรูปปุ๋ยหรือเกลือในปัสสาวะ ส่วนอีกชนิดหนึ่ง คือ สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen) เช่น โปรตีน กรดนิวคลีอิก กรดอะมิโน สารพวกนี้เป็นส่วนประกอบในของพืช สัตว์ ในสิ่งขับถ่าย ไนโตรเจนสามารถเข้าสู่แหล่งน้ำได้หลายทาง เช่น อาจถูกพัดพาโดยน้ำชะผิวดิน น้ำจากแหล่งเกษตรกรรม น้ำที่ระบายจากชุมชน หรือน้ำเสียที่ระบายจากโรงงานอุตสาหกรรมจะถูกเปลี่ยนไปอยู่ในสารประกอบหลายรูป

น้ำทิ้งจากชุมชนจะพบไนโตรเจนส่วนใหญ่อยู่ในรูปของสารประกอบอินทรีย์และแอมโมเนีย ซึ่งเป็นผลมาจากการย่อยสลายโปรตีนในร่างกายมนุษย์ น้ำเสียใหม่จะมีไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ประมาณร้อยละ 60 และในรูปของแอมโมเนียร้อยละ 40 ในสภาวะที่มีออกซิเจนจะมีการย่อยสลายโปรตีนและการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) เกิดขึ้น โดยจะเปลี่ยนสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนเป็นแอมโมเนียมไนโตรเจน จากนั้นแบคทีเรียจะเปลี่ยนแอมโมเนียมไนโตรเจนเป็นไนไตรท์ และไนเตรท ตามลำดับ การเปลี่ยนแปลงรูปของไนโตรเจนจะขึ้นอยู่กับระยะเวลาของการบำบัดน้ำเสียและปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ แสดงดังรูปที่ 2.1 นอกจากระยะเวลาของการบำบัดน้ำเสียจะมีผลต่อการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนแล้ว พีเอชและอุณหภูมิของน้ำเสียก็มีผลต่อการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนด้วย โดยที่ระดับพีเอช 7 แอมโมเนียมไนโตรเจน จะอยู่ในรูปแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) แต่ถ้าหากพีเอชเพิ่มมากขึ้นจะทำให้แอมโมเนียมไอออนเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียอิสระ (NH_3) มากขึ้น แสดงดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.1 ความสัมพันธ์ของการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนกับระยะเวลา
(Sawyer et al., 2003)

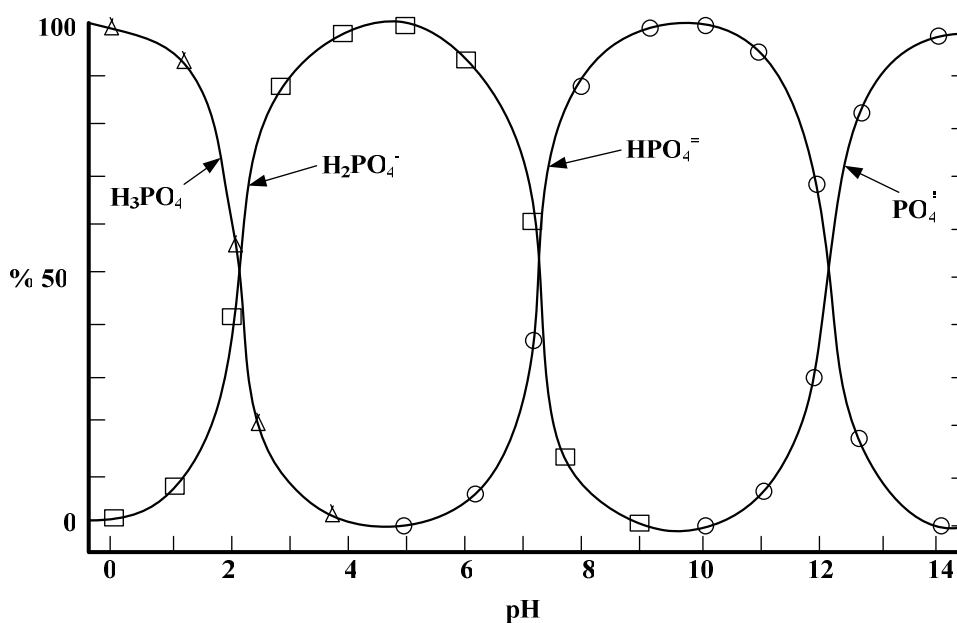


รูปที่ 2.2 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณแอมโมเนีย และแอมโมเนียมไนโตรเจน
กับพีเอชและอุณหภูมิ (Kadlec and Knight, 1996)

น้ำเสียที่มีไนโตรเจนอยู่เมื่อปล่อยลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม ได้แก่ การเป็นพิษของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อสัตว์น้ำและปลา เมื่อน้ำอยู่ในสภาวะที่มีพีเอชมากกว่า 7 การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันทำให้ปริมาณออกซิเจนในแหล่งน้ำลดลง เนื่องจากความต้องการออกซิเจนในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนเตรทไนโตรเจน อีกทั้งไนเตรทไนโตรเจนยังส่งผลให้เกิดยูโทรฟิเคชันในแหล่งน้ำและเป็นอันตรายต่อสุขภาพ ถ้าบริโภคน้ำที่มีสารประกอบไนเตรทหรือไนไตรท์เข้าไปในปริมาณมาก จะทำให้เกิดโรค Methemoglobinemia หรือ Blue Baby โดยเฉพาะในเด็กทารกที่มีอายุน้อยกว่า 6 เดือน

2.1.2 ฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสในสิ่งแวดล้อมอยู่ในรูปของแข็ง สารแขวนลอย หรือสารละลาย ฟอสฟอรัสในน้ำธรรมชาติและน้ำเสียจะอยู่ในรูปต่าง ๆ กัน เช่น อินทรีย์ฟอสเฟต ออร์โธฟอสเฟต คอนเดนซ์ฟอสเฟต ซึ่งคอนเดนซ์ฟอสเฟตสามารถถูกไฮโดรไลซิสเป็นออร์โธฟอสเฟตในสภาวะที่มีอุณหภูมิสูง และพีเอชต่ำ และในน้ำที่ผ่านการบำบัดขั้นที่สองแล้วฟอสเฟตส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของออร์โธฟอสเฟต นอกจากนี้พีเอชของน้ำยังเป็นตัวกำหนดหรือควบคุมคุณสมบัติของสารประกอบฟอสเฟต แสดงดังรูปที่ 2.3



รูปที่ 2.3 ชนิดและความเข้มข้นของสารประกอบฟอสฟอรัสที่ระดับพีเอชต่าง ๆ

(Kadlec and Knight, 1996)

ฟอสฟอรัสถือว่าเป็นสารมลพิษอย่างหนึ่งที่มีอยู่ในน้ำเสียชุมชน และยังเป็นธาตุที่จำเป็นสำหรับการเจริญเติบโตของพืชและจุลินทรีย์ต่าง ๆ เช่นเดียวกับไนโตรเจน ฟอสเฟตมีความสำคัญต่อการเกิดยูโทรฟิเคชัน ทำให้แหล่งน้ำมีสีเขียวคล้ำกั้นแสงอาทิตย์ส่องลงสู่แหล่งน้ำ ทำให้ปริมาณออกซิเจนละลายในแหล่งน้ำลดลง ขณะเดียวกันก็เพิ่มปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มากขึ้น จนไม่สามารถใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำในการเป็นที่อยู่อาศัยของสิ่งมีชีวิต หรือนำไปใช้ประโยชน์ในการดำรงชีวิตของมนุษย์ได้

2.1.3 การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย

โดยทั่วไปการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสียมักมีวิธีทางเคมี ทางกายภาพ และทางชีวภาพที่สามารถกำจัดได้อย่างมีประสิทธิภาพ ตารางที่ 2.1 ได้สรุปวิธีกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย และแสดงข้อดี-ข้อเสียของแต่ละวิธีดังต่อไปนี้

ตารางที่ 2.1 วิธีกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย

ชนิดของกระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
1. วิธีทางชีวภาพ		
1.1 ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Nitrification-Denitrification)	<ol style="list-style-type: none"> เป็นระบบที่ประหยัดค่าสารเคมี ไม่มีปัญหาการกำจัดสุดท้าย สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ทั้งหมด 	<ol style="list-style-type: none"> ต้องมีระบบถังบำบัดมากกว่าระบบเอเอสทั่วไป สารพิษอาจส่งผลให้ระบบบำบัดขาดเสถียรภาพ
1.2 การเก็บเกี่ยวสาหร่าย (Algal Harvesting)	<ol style="list-style-type: none"> สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ เป็นระบบที่ใช้เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ไม่ยุ่งยาก 	<ol style="list-style-type: none"> ต้องการระบบจัดเก็บและกำจัดสาหร่าย ต้องมีภูมิอากาศที่เหมาะสมตลอดทั้งปี
1.3 ระบบเอเอสตัดแปลง (มีทั้ง Anoxic-Aerobic)	<ol style="list-style-type: none"> สามารถกำจัดทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ในระบบเดียว 	<ol style="list-style-type: none"> มีปริมาณสลัดจ์ที่ต้องถ่ายเททิ้งออกมากกว่าระบบเอเอสธรรมดา สารพิษอาจจะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบบำบัดขาดเสถียรภาพ

ตารางที่ 2.1 วิธีกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย (ต่อ)

ชนิดของกระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
2. วิธีทางกายภาพ-เคมี		
2.1 การไล่ออกแอมโมเนีย (Ammonia Stripping)	1. ไม่มีสตัคจ์ที่เกิดจากระบบบำบัด	1. อุณหภูมิและพีเอชมีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียออกจากน้ำเสีย 2. อาจเกิดตะกอนขึ้นในระบบ
2.2 การแลกเปลี่ยนประจุ (Ion Exchange)	1. สามารถกำจัดได้ทั้งไนเตรทและแอมโมเนียม 2. เป็นระบบที่ใช้พื้นที่บำบัดน้อย	1. เป็นระบบที่มีค่าลงทุนและดำเนินการสูง 2. ต้องดูแล บำรุงรักษาระบบอย่างสม่ำเสมอ
2.3 การแยกด้วยไฟฟ้า-เยื่อกรอง (Electrodialysis)	1. ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพสูง สามารถผลิตเป็นน้ำดื่มบริสุทธิ์ได้ 2. ใช้พื้นที่บำบัดน้อย	1. ต้องมีระบบบำบัดเบื้องต้นก่อนเข้าระบบนี้ 2. ต้องหาวิธีและสถานที่กำจัดพวกเกลือที่ใช้ในระบบบำบัด 3. อาจเกิดปัญหาการตกตะกอนเคมีขึ้นในระบบ 4. มีค่าลงทุนด้านอุปกรณ์และการดำเนินการสูง
2.4 การแยกด้วยเคมีไฟฟ้า	1. สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ 2. ใช้พื้นที่บำบัดน้อย	1. ประสิทธิภาพการกำจัดไม่สูงมาก 2. เป็นระบบที่มีค่าลงทุนด้านอุปกรณ์และดำเนินการสูง
2.5 ออสโมซิสผันกลับ (Reverse Osmosis, RO)	1. สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ 2. ใช้พื้นที่บำบัดน้อย	1. เป็นระบบที่มีค่าลงทุนด้านอุปกรณ์และดำเนินการสูงมาก 2. ต้องดูแลระบบอย่างดี เพราะแผ่นเยื่อกรองสกปรกอุดตันได้ง่าย

ตารางที่ 2.1 วิธีกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย (ต่อ)

ชนิดของกระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
2.6 การกลั่น (Distillation)	<ol style="list-style-type: none"> 1. เป็นวิธีแยกธาตุต่าง ๆ ออกจากน้ำเสียทำให้ได้คุณภาพน้ำเทียบเท่าน้ำดื่ม 2. ใช้พื้นที่บำบัดน้อย 	<ol style="list-style-type: none"> 1. มีค่าลงทุนด้านอุปกรณ์และดำเนินการสูง
2.7 การทิ้งลงพื้นดิน (Land Application)	<ol style="list-style-type: none"> 1. สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ 2. ไม่มีน้ำทิ้งออกเกิดจากระบบบำบัด 	<ol style="list-style-type: none"> 1. ใช้พื้นที่มากในการบำบัดน้ำเสีย 2. อาจมีน้ำทิ้งไหลซึมออกลงสู่แหล่งน้ำข้างเคียง 3. เกิดปัญหาเมื่อมีปริมาณฝนตกมากกว่าพื้นที่จะรองรับได้
3. วิธีทางเคมี		
3.1 การตกตะกอนผลึก (Precipitation)	<ol style="list-style-type: none"> 1. สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ 2. ใช้พื้นที่บำบัดน้อย 3. สามารถนำสารเคมีกลับมาใช้ใหม่ได้ 	<ol style="list-style-type: none"> 1. มีค่าลงทุนและดำเนินการสูง 2. ต้องหาวิธีกำจัดพวกสลัดจ์ที่เกิดจากระบบบำบัด
3.2 การเติมคลอรีนพอดีใช้ทำปฏิกิริยา (Break Point Chlorination)	<ol style="list-style-type: none"> 1. สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ 	<ol style="list-style-type: none"> 1. ต้องทำการทดลองบำบัดน้ำเสียเพื่อที่จะได้ทราบปริมาณคลอรีนที่ต้องการใช้ 2. ไปเพิ่มค่า TDS ในน้ำทิ้ง 3. อาจเกิดสารไนเตรทขึ้นจากกระบวนการคลอรีน

หมายเหตุ : จาก เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543; 02547; Metcalf and Eddy, 2004

จากตารางที่ 2.1 จะเห็นว่าการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยวิธีทางชีวภาพมีข้อจำกัดในเรื่องของการควบคุมระบบให้มีประสิทธิภาพอยู่เสมอ ซึ่งน้ำเสียบางประเภทอาจจะมีสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์บางชนิดที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ทำให้ส่งผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ได้ และยังคงต้องมีการควบคุมสภาวะแวดล้อมของระบบให้เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ด้วย การกำจัดด้วยวิธีทางกายภาพ-เคมี จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดสูง มีการใช้พื้นที่น้อย แต่ก็มีค่าใช้จ่ายในการลงทุนด้านอุปกรณ์และสารเคมีที่สูงด้วย ส่วนการกำจัด

นอกจากนี้ระบบบำบัดที่ใช้กำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียบางระบบ มีการอาศัยกระบวนการบำบัดหลายกระบวนการรวมกัน เช่น พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ที่มีประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกับระบบบำบัดอื่น โดยอาศัยกระบวนการทางชีวภาพ กระบวนการทางกายภาพ และกระบวนการทางเคมีรวมกัน นอกจากนี้ยังมีค่าใช้จ่ายในด้านการก่อสร้างระบบต่ำ การดำเนินงานระบบและการดูแลบำรุงรักษาง่าย รวมทั้งยังส่งเสริมการมีทัศนียภาพที่ดีบริเวณพื้นที่ระบบบำบัดอีกด้วย (Kadlec and Knight, 1996; Cooper et al., 1996)

2.2 พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (Constructed Wetlands)

พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ได้ถูกสร้างขึ้นโดยมีวัตถุประสงค์เพื่อเลียนแบบบึงหรือพื้นที่ชุ่มน้ำที่มีอยู่ตามธรรมชาติด้วยการปลูกพืชชนิดต่าง ๆ เช่น พืชจำพวก อ้อ กก และธูปฤาษี บนตัวกลางทราย กรวด หรือดิน ซึ่งใช้เป็นตัวกลางในบางครั้งพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์อาจถูกออกแบบให้มีรูปร่างแตกต่างกันไป แต่ส่วนใหญ่แล้วจะมีลักษณะเป็นร่องหรือช่องแคบ ๆ และยาว การสร้างพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จะช่วยหลีกเลี่ยงข้อขัดแย้งและปัญหาผลกระทบทางสิ่งแวดล้อมที่อาจเกิดจากการใช้บึงที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติในการบำบัดน้ำเสียได้ นอกจากนี้พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์สามารถออกแบบเพื่อให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้สูงสุด พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จะมีความแตกต่างกับบึงที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติตรงที่บึงที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติจะมีข้อจำกัดว่าแหล่งกำเนิดน้ำเสียที่ต้องการบำบัดจะต้องตั้งอยู่ใกล้กับบึง แต่สำหรับพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์นั้นสามารถสร้างได้ในเกือบทุกพื้นที่แม้แต่ในพื้นที่ที่มีข้อจำกัดในเรื่องการใช้ที่ดิน รวมทั้งสามารถควบคุมอัตราการไหลของน้ำ ระยะเวลาเก็บกักน้ำ โดยอาศัยเกณฑ์การออกแบบต่าง ๆ เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียสูงสุด (Drizo et al., 1997; Akrotos and Tsihrintzis, 2007)

2.2.1 ชนิดของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์สามารถแบ่งได้เป็น 2 ประเภท ได้แก่

2.2.1.1 พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลผ่านพื้นผิว (Free Water Surface Flow Constructed Wetland, FWS)

เป็นพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่น้ำเสียไหลผ่านผิวน้ำดินหรือตัวกลาง สัมผัสกับอากาศโดยตรงจากนั้นจึงไหลซึมลงสู่พื้น ซึ่งประกอบด้วยพืชน้ำหลายชนิด และมีระดับน้ำลึกประมาณ 0.1-0.6 เมตร พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ในรูปแบบนี้อาศัยการทำงานของพืชในการบำบัดน้ำเสียเป็นหลัก น้ำเสียจะไหลตามแนวนอนขนานกับพื้นดิน ซึ่งมีการบดอัดดินให้แน่นหรือปูด้วยวัสดุกันซึม โดยพืชน้ำจะทำให้เกิดการหมุนเวียนของแร่ธาตุ และเป็นที่ยึดเกาะของพวกจุลินทรีย์ ซึ่งมีความสำคัญสำหรับการปรับปรุงคุณภาพน้ำ (Kadlec and Knight, 1996) โดยปล่อยให้ น้ำเสียไหลเข้า

ระบบอย่างช้า ๆ ผ่านลำต้น และรากของพืชซึ่งจะทำให้เกิดการตกตะกอน และการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์กลุ่มที่ใช้ออกซิเจน ซึ่งเป็นขั้นตอนหลักในการบำบัดน้ำเสียของระบบนี้ (กรมควบคุมมลพิษ และสถาบันเทคโนโลยีแห่งเอเชีย, 2548)

2.2.1.2 พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลใต้ผิวดักกลาง (Subsurface Flow Constructed Wetland, SF)

เป็นการบำบัดน้ำเสียโดยผ่านลงไปในพื้นที่ชุ่มน้ำที่มีพืชน้ำขึ้นอยู่ ดักกลางที่ใช้เป็นพวกหิน กรวด ทราย หรือดินชนิดต่าง ๆ ซึ่งดักกลางอาจมีเพียงชนิดใดชนิดหนึ่งหรือใช้รวมกันได้ ด้านล่างอัดด้วยดินเหนียวหรือวัสดุกันซึมเพื่อรักษาระดับน้ำ (ศุวศา กานตวนิชกูร, 2544) โดยที่ทางน้ำเข้าจะไหลผ่านข้างใต้ชั้นดักกลางในแนวนอนหรือแนวโค้งได้ (ระดับน้ำอยู่เท่ากันหรือต่ำกว่าผิวดักกลาง) น้ำเสียที่ผ่านเข้าระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ระบบนี้จะถูกบำบัดระหว่างสัมผัสพื้นผิวของดักกลาง และรากพืชที่มีจุลินทรีย์เกาะอยู่ โดยสารแขวนลอยหรือสารอินทรีย์จะตกตะกอนภายในดักกลาง ส่วนสารที่ละลายได้จะถูกดูดซับที่ผิวของดักกลาง และย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ทั้งกลุ่มที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน นอกจากนี้ธาตุอาหารในน้ำเสียจะลดลงเนื่องจากกลไกการดูดซับนำไปใช้ของพืช ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลใต้ผิวดักกลางจะขึ้นอยู่กับชนิดของดักกลางและชนิดของน้ำเสีย

2.2.2 องค์ประกอบของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (Wetland Component)

องค์ประกอบของระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์สำหรับบำบัดน้ำเสียและสิ่งปฏิกูลมีดังต่อไปนี้

2.2.2.1 พืช (Plant)

พืชมีหน้าที่หลัก คือ เป็นตัวช่วยปรับสภาวะแวดล้อม เพื่อช่วยให้การบำบัดน้ำเสียเป็นไปได้ด้วยดี สร้างสิ่งแวดล้อมให้กับจุลินทรีย์ โดยที่ใบและลำต้นของพืชช่วยชะลอความเร็วของการไหลของน้ำ ทำให้ของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียตกตะกอน และยังเป็นที่ยึดเกาะอาศัยของจุลินทรีย์ นอกจากนี้ส่วนของใบ ลำต้น และรากพืชยังสามารถนำออกซิเจนจากชั้นบรรยากาศลงไปสู่ราก จึงทำให้บริเวณรอบ ๆ รากพืชมีออกซิเจนสำหรับจุลินทรีย์ใช้ในการย่อยสลายและทำให้ไนโตรฟายอิงแบคทีเรียมีการเจริญได้ดี และสามารถเพิ่มอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ (ศุวศา กานตวนิชกูร, 2544) นอกจากนี้เมื่อพืชเจริญเติบโตและตายลง ใบและลำต้นจะทับถมเหนือพื้นผิวดิน ทำให้เกิดชั้นของซากอินทรีย์วัตถุ จากการที่เกิดการสะสมของมวลสิ่งมีชีวิต ทำให้เป็นที่อยู่อาศัยและเป็นแหล่งคาร์บอนของจุลินทรีย์ นอกจากนี้พืชสามารถดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ เพื่อนำไปใช้ในการเจริญเติบโต (Reddy and Debusk, 1987) สำหรับชนิดของพืชน้ำที่ใช้ในการปรับปรุงคุณภาพน้ำสามารถแบ่งเป็น พืชใต้น้ำ (Submerged Plant) พืชโผล่พ้นน้ำ (Emergent Plant) พืชลอยน้ำ (Floating Plant) และพืชชายน้ำ (Marginal Plant) แต่ในปัจจุบันพื้นที่

ชุ่มน้ำประดิษฐ์นิยมใช้พืชไหลพันน้ำ ได้แก่ ฐูปถาญี กก อ้อ และแห้วทรงกระเทียม เป็นต้น ในการบำบัดน้ำเสียมากกว่าการใช้พืชลอยน้ำ เนื่องจากพืชลอยน้ำไม่สามารถทนกับอากาศ และศัตรูพืชได้

นอกจากนี้การใช้สารอาหารของพืชก็มีบทบาทสำคัญในการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และมลสารอื่น ๆ ในน้ำเสียด้วย อัตราการใช้สารอาหารของพืชถูกจำกัดโดยอัตราการเติบโตสุทธิ และความเข้มข้นของสารอาหารในเนื้อเยื่อ ความเข้มข้นของสารอาหารในเนื้อเยื่อมีค่าสูง (มากกว่า 25 กรัมต่อกิโลกรัมเนื้อเยื่อ) ในพืชที่มีอายุน้อยและลดลงเมื่อโตเต็มที่ (กลอยกาญจน์ เก้านตรสุวรรณ, 2544) ความเข้มข้นของสารอาหารในเนื้อเยื่อและอัตรานำไปใช้ของพืชแต่ละชนิด แสดงไว้ในตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ความเข้มข้นของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสและอัตรานำไปใช้ของพืช

พืช	อัตราการใช้		ส่วนประกอบในเนื้อเยื่อ		อัตราเติบโต (ตันต่อตาราง เมตรต่อปี)
	(กิโลกรัมต่อตารางเมตรต่อปี)		(กรัมต่อกิโลกรัม)		
	ไนโตรเจน	ฟอสฟอรัส	ไนโตรเจน	ฟอสฟอรัส	
ฐูปถาญี	0.06-0.263	0.0075-0.0403	5-24	0.5-4	0.0008-0.0061
หญ้ำ ทรงกระเทียม	0.125	0.0018	8-27	1-3	-
อ้อ	0.225	0.0035	18-21	2-3	0.01-0.06

หมายเหตุ : จาก กรมควบคุมมลพิษ และสถาบันเทคโนโลยีแห่งเอเชีย, 2548

2.2.2.2 จุลินทรีย์ (Microbial Organisms)

พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์เป็นที่อยู่อาศัยของจุลินทรีย์ชนิดต่าง ๆ เนื่องจากพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์มีสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมสำหรับการเจริญ และการสืบพันธุ์ โดยระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จะสร้างสิ่งแวดล้อมที่เหมาะสมสำหรับจุลินทรีย์เจริญเติบโต ซึ่งจุลินทรีย์ที่พบได้โดยทั่วไปในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ได้แก่ แบคทีเรีย สาหร่าย และโพรโตซัว เป็นต้น แบคทีเรียสามารถแบ่งได้ 2 ชนิดหลัก คือ ชนิดแขวนลอย หมายถึง แบคทีเรียที่มีชีวิตอยู่บนผิวหน้าของน้ำ และชนิดยึดติด (Attached Growth Bacteria) ซึ่งจะเจริญโดยยึดติดกับพื้นผิวของส่วนที่อยู่ใต้น้ำของพืช (ราก ลำต้น) ซากพืช ตัวกลาง หรือชั้นตะกอนที่อยู่ล่างสุด จุลินทรีย์เหล่านี้จะเปลี่ยนสารปนเปื้อนในน้ำเสียให้เป็นอาหาร และพลังงานเพื่อดำรงวงจรชีวิต และยังมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด เนื่องจากทำให้เกิดกระบวนการต่าง ๆ คือ การดูดซึม การเปลี่ยนรูป และการหมุนเวียนของสารในน้ำเสีย

2.2.2.3 ตัวกลาง (Media)

ชั้นตัวกลางที่เลือกนำมาใช้ในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์มักเป็นวัสดุที่มีในธรรมชาติ คือ หิน กรวด ทราย และดิน ซึ่งสามารถหาได้ทั่วไปโดยจะใช้เพียงชนิดหนึ่งชนิดใดหรือใช้รวมกันก็ได้ ช่องว่างในชั้นตัวกลางเหล่านี้จะใช้เป็นช่องทางการไหลของน้ำในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ นอกจากนี้จะเป็นที่อยู่ของพืชและที่ยึดเกาะสำหรับจุลินทรีย์แล้วชั้นตัวกลางยังเป็นพื้นที่ในการเกิดปฏิกิริยาของสารประกอบต่าง ๆ ด้วย ลักษณะทางกายภาพของชั้นกรองมีความสำคัญในการบำบัดน้ำเสีย เช่น ชั้นกรองที่เป็นทรายหรือกรวดนิยมนำมาใช้สำหรับบำบัดน้ำเสีย เพราะมีอนุภาคขนาดใหญ่ซึ่งจะไม่ก่อให้เกิดปัญหาการอุดตันขึ้นกับระบบ และพืชสามารถยึดเกาะได้ง่าย โดยลักษณะของตัวกลางที่ใช้ในระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบที่น้ำไหลได้ผิวดตัวกลางในแนวนอน แสดงดังตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ลักษณะของตัวกลางที่ใช้ในระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบน้ำไหลได้ผิวดตัวกลาง

ชนิดของตัวกลาง	ขนาดตัวกลาง (มิลลิเมตร)	ค่าความพรุน	ค่าสภาพนำเชิงกลศาสตร์ (เมตรต่อวัน)
ทรายหยาบ	2	0.28-0.32	100-1000
หินทราย	8	0.30-0.35	500-5000
หินเล็ก	16	0.35-0.38	1000-10000
หินกลาง	32	0.36-0.40	10000-50000
หินใหญ่	128	0.38-0.45	50000-250000

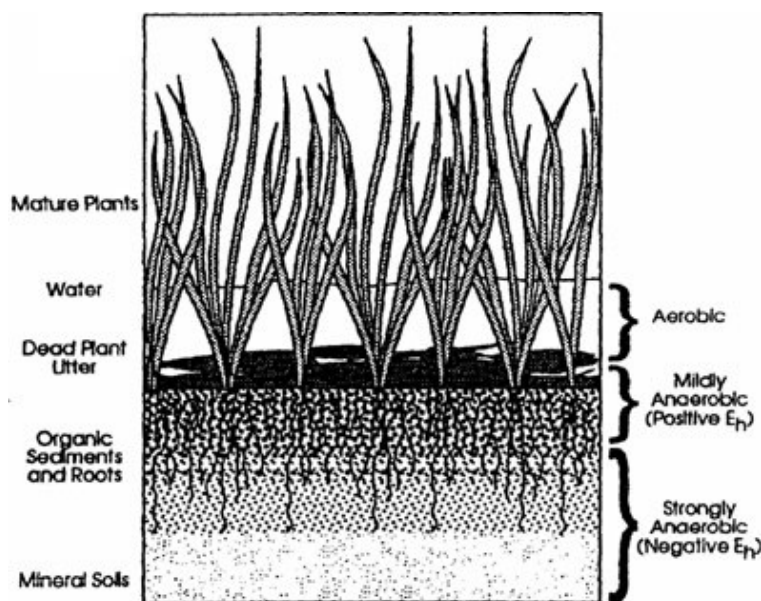
หมายเหตุ : จาก เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2547

1) ชั้นของตัวกลาง

ตัวกลางของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์นั้นสามารถแบ่งได้เป็น 3 ระดับชั้นแยกตามปริมาณของออกซิเจน ดังแสดงในรูปที่ 2.4 ซึ่งได้แก่

- **บริเวณที่มีออกซิเจน (Aerobic)** เป็นบริเวณผิวน้ำของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ บริเวณนี้น้ำเสียสามารถแลกเปลี่ยนออกซิเจนกับอากาศได้

- **บริเวณที่มีออกซิเจนน้อย (Mildly Anaerobic)** เป็นบริเวณที่อยู่ถัดจากชั้นที่มีออกซิเจน ชั้นนี้เป็นชั้นที่มีปริมาณออกซิเจนค่อนข้างน้อยเนื่องจากเป็นบริเวณที่มีซากพืชสะสมอยู่ อย่างไรก็ตามระบบรากของพืชที่ยึดเกาะอยู่ในชั้นนี้สามารถปล่อยออกซิเจนออกมาสู่ชั้นตัวกลางได้บางส่วน



รูปที่ 2.4 ตัวอย่างของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (Kadlec and Knight, 1996)

• **บริเวณที่ไร้ออกซิเจน (Strongly Anaerobic)** เป็นบริเวณที่อยู่ชั้นสุดท้ายหรือล่างสุดของชั้นตัวกลาง และในบริเวณนี้จะอยู่ในสภาพไร้อากาศ

Cooper et al. (1996) ได้แนะนำว่าตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่มีการปลูกพืชประเภทอ้อ ควรมีความลึก 80 เซนติเมตร และชั้นบนเป็นทรายหยาบ 10 เซนติเมตร และจากการศึกษาของกรมควบคุมมลพิษและสถาบันเทคโนโลยีแห่งเอเชีย (2548) ได้มีการกำหนดชั้นกรวดสูงเท่ากับ 65 เซนติเมตร เนื่องจากความยาวของรากพืชจำพวกธูปฤๅษี มีความยาวอยู่ในช่วง 30-40 เซนติเมตร ซึ่งสั้นกว่าความยาวของรากพืชพวกอ้อ (50-60 เซนติเมตร) โดยในแบบจำลองแต่ละบ่อของการศึกษาจะประกอบไปด้วยชั้นของทรายละเอียดสูง 10 เซนติเมตร ชั้นของกรวดขนาดเล็กสูง 15 เซนติเมตร และชั้นของกรวดขนาดใหญ่สูง 40 เซนติเมตร เรียงจากชั้นบนลงไปชั้นล่าง และเหลือพื้นที่ว่างเหนือผิวชั้นกรวด 1 เมตร สำหรับใช้เป็นที่เก็บตะกอนของเสียที่ถูกรีดน้ำออกแล้ว ซึ่งจะเห็นได้ว่าความลึกของชั้นกรวดที่กำหนดในการออกแบบระบบจะแปรผันกับความยาวของรากพืช

2) หน้าที่ของตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

- เป็นที่สำหรับให้รากของพืชที่ปลูกในระบบยึดเกาะ
- ช่วยให้เกิดการกระจายของน้ำเสียที่เข้าระบบและช่วยรวบรวมน้ำทิ้งก่อนระบายออก
- เป็นที่สำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ

- สำหรับใช้กรองสารแขวนลอยต่าง ๆ ที่เข้ามากับน้ำเสีย
- เป็นพื้นที่ในการเกิดปฏิกิริยาของสารประกอบต่าง ๆ

3) ชนิดของตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

ชนิดของตัวกลางที่เลือกนำมาใช้ในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์มักเป็นวัสดุที่มีในธรรมชาติ คือ หิน กรวด ทราย และดิน ซึ่งสามารถหาได้ง่ายในท้องถิ่น และมีราคาถูก

ตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์นั้นมีบทบาทสำคัญ ในการช่วยกำจัดสารอาหาร โดยเฉพาะฟอสฟอรัส อาจจะเป็นกลไกในการกำจัดโดยการตรึงหรือเกิดสารประกอบเชิงซ้อน การดูดซับ และการตกตะกอน ซึ่งขึ้นอยู่กับลักษณะสมบัติทางด้านกายภาพ และเคมีของตัวกลางชนิดนั้น ๆ (Zhu et al., 1997) เช่น วัสดุนั้นอาจจะประกอบด้วยแร่ที่เป็นพวกสารประกอบเหล็ก อะลูมิเนียม ไฮดรอกไซด์ หรือมีหมู่ของออกไซด์ บนพื้นผิวของตัวกลางนั้น หรืออาจเป็นวัสดุพวก Calcareous ที่สามารถทำให้เกิดการตกตะกอนของสารประกอบแคลเซียม ฟอสเฟตได้ (Drizo et al., 1997; Johansson, 1997; Zhu et al., 1997) ซึ่งอัตราการดูดซับระหว่างแร่ธาตุที่อยู่บนผิวของตัวกลางกับฟอสเฟต จะมีปัจจัยที่เกี่ยวข้อง เช่น ค่าพีเอช Redox Potential และพื้นที่ผิวจำเพาะในการดูดซับของตัวกลางนั้น ๆ ซึ่งตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวจำเพาะมากจะมีความสามารถในการดูดซับได้มากเช่นกัน (Vaymazal et al., 1998)

จากการที่หิน กรวด ทราย และดิน มีข้อจำกัดในด้านความสามารถในการดูดซับสารอาหารได้น้อย และเกิดการอุดตันของระบบเร็ว ดังนั้นจึงได้มีการศึกษานำเอาวัสดุชนิดอื่น มาใช้เป็นตัวกลางเพื่อดูดซับสารอาหารให้คงอยู่ในระบบได้นาน ซึ่งตัวกลางที่ใช้ในการดูดซับนี้มีผลต่อช่วงอายุของระบบ ถ้าเกิดชั้นกรองหรือตัวกลางในระบบเข้าสู่ภาวะอิ่มตัวในการดูดซับ ก็จะส่งผลให้ประสิทธิภาพการทำงานของระบบลดลง จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าโดยทั่วไปแล้วช่วงอายุของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ใช้กรวดและทรายเป็นตัวกลางจะมีช่วงอายุระหว่าง 2-5 ปี (Zhu et al., 1997; Vaymazal et al., 1998) ดังนั้น Wolstenholme และ Bay (1990) ได้ทำการทดลองโดยใช้ซีอิ๊วถั่วเหลืองเป็นตัวกลางของระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ซึ่งตั้งอยู่ทางตอนใต้ของประเทศสกอตแลนด์ โดยศึกษาในระดับ Pilot-Scale พบว่าในช่วงแรกของการเดินระบบ ซีอิ๊วถั่วเหลืองมีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 60 และประสิทธิภาพเริ่มลดลงหลังจากที่เดินระบบได้เพียง 2 ปี และระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ในประเทศเดนมาร์กที่ใช้กรวด และทรายเป็นตัวกลางก็มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ (ร้อยละ 20-40) ซึ่งต้องใช้อัตราการบรรทุกทางชลศาสตร์ (Hydraulic Loading Rate) ต่ำกว่า 2 เซนติเมตรต่อวัน ระบบถึงจะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าร้อยละ 50 (Schierup et al., 1990) ที่เมือง Richmond ประเทศออสเตรเลีย ใช้กรวดเป็นตัวกลางในระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ พบว่า

ร
ะ
บ
บ
มี
ป
ร
ะ
ส
ี
ท
ธิ
ภ
า
พ

ลดลงหลังจากที่เดินระบบได้เพียง 1-2 ปี (Mann and Bovor, 1993) Maehlum et al. (1995) รายงานถึงระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ในประเทศนอร์เวย์ที่ใช้ Light Expanded Clay Aggregates (LECA) เป็นตัวกลาง พบว่า LECA มีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสสูง (4 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร) หลังจากที่มีการเดินระบบไปแล้ว 2-3 ปี ระบบก็ยังคงให้ประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่าร้อยละ 95 และถ้าเดินระบบให้เป็นไปตามทฤษฎี จากการคำนวณช่วงอายุของระบบสามารถอยู่ได้ถึง 20 ปี แต่เนื่องจากกระบวนการผลิต LECA ที่ต้องมีกระบวนการเตรียมผิวให้มีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง โดยทำการเผาที่อุณหภูมิสูง ซึ่งต้องใช้พลังงานมาก เป็นผลให้มีค่าใช้จ่ายในการสร้างระบบมากขึ้น Mann (1996) ได้ทดลองนำเอาของเสียและผลพลอยได้จากอุตสาหกรรมการผลิตเหล็กมาใช้เป็นตัวดูดซับฟอสฟอรัส โดยเปรียบเทียบการดูดซับกับกรวดที่มีการใช้อยู่ในปัจจุบัน พบว่าซีโลหะมีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสได้มากกว่ากรวด (มากกว่า 0.38 มิลลิกรัมต่อกรัม) โดยส่วนใหญ่ฟอสเฟตจะเกิดเป็นสารประกอบกับแคลเซียม แมกนีเซียม และซิลิกอน ที่เป็นองค์ประกอบอยู่ในซีโลหะ แต่การที่จะนำไปใช้ในระบบบำบัดจริงนั้นต้องมีการศึกษาถึงผลกระทบจากน้ำชะและความเป็นพิษของซีโลหะที่จะปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อมด้วย

2.2.2.4 ออกซิเจน (Oxygen)

ออกซิเจนในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์สามารถมีได้ด้วยการถ่ายเทออกซิเจน (Oxygen Transfer) จากบรรยากาศสู่น้ำและการดึงออกซิเจนจากบรรยากาศผ่านทางกระบวนการสังเคราะห์แสงซึ่งเกิดขึ้นที่ใบพืชผ่านไปยังก้านพืช เข้าสู่ระบบรากพืช ในส่วนของตัวกลางซึ่งสัมผัสกับรากและไรโซมสามารถเกิดสถานะแอโรบิกและแอนแอโรบิกได้ (Reed et al., 1988) ออกซิเจนจากรากจะถ่ายเทออกสู่บริเวณราก (Root Zone) ทำให้เกิดสถานะแอโรบิก ดังนั้น สถานะแอโรบิกและสถานะแอนแอโรบิกจึงเป็นส่วนประกอบของชั้นตัวกลางนั่นเอง Reed et al.(1988) ได้รายงานว่าพืชโพลีพรีนสามารถถ่ายเทออกซิเจนจากพื้นผิวของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ได้ 5-45 กรัมออกซิเจนต่อตารางเมตรต่อวัน ขึ้นอยู่กับความหนาแน่นของพืชและระดับความเค็มของดิน (Soil Stress)

2.2.2.5 อุณหภูมิ (Temperature)

เมื่ออุณหภูมิเปลี่ยนแปลงไปจะมีผลต่อการทำงานของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการปรับเปลี่ยนการทำงานบางอย่างของระบบ กล่าวคือ ถ้าอุณหภูมิสูง การระเหยและการคายน้ำของพืชจะมากทำให้ความเข้มข้นของมลสารเพิ่มขึ้น จึงต้องมีการทำให้เจือจางก่อนเข้าระบบหรือมีการบำบัดขั้นต้นเพิ่มเติม ส่วนในช่วงอุณหภูมิต่ำมากจนทำให้น้ำเป็นน้ำแข็ง ต้องมีการเติมอากาศเพื่อเพิ่มความเร็วของน้ำ ป้องกันไม่ให้น้ำแข็งตัว กรณีอุณหภูมิสูงอาจทำให้การบำบัดเป็นไปไม่ดี เพราะความร้อนจะทำลายพืชบางชนิดหรือเพิ่มอัตราการย่อยสลายอาหารของแบคทีเรีย ทำให้เกิดการเสียสมดุลของอัตราการลดค่าบีโอดีและการละลายออกซิเจนจากบรรยากาศ นอกจากนี้ น้ำที่ร้อนขึ้นอาจทำให้น้ำที่ออกจากระบบมีอุณหภูมิสูงกว่ามาตรฐาน แต่ถ้า

อุณหภูมิค่าอัตราการย่อยสลายจะลดลง และพืชบางชนิดอาจตายได้ ทำให้แบคทีเรียไม่มีที่ยึดเกาะ และไม่มีการไหลซึมของสารประกอบบางอย่างในพืช และถ้าอุณหภูมิลดลงถึงศูนย์องศาเซลเซียส การย่อยสลายจะหยุดลง (ศุวศา กานตวนิชกูร, 2538)

2.2.2.6 ความเป็นกรด-ด่าง (Acidity-Alkalinity)

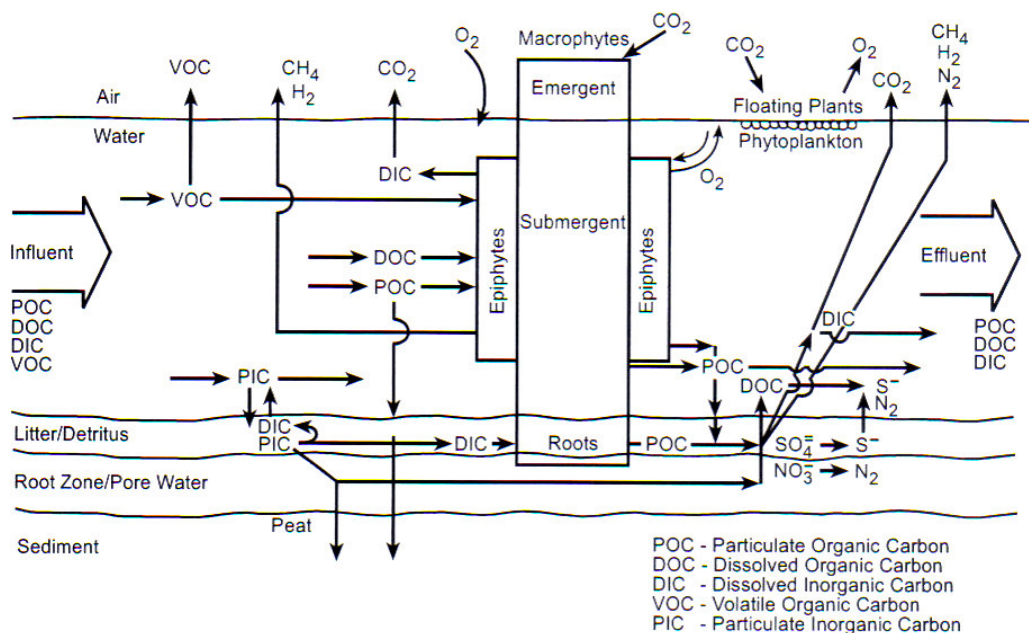
ค่าพีเอชมีผลต่อลักษณะทางเคมีของน้ำ และสิ่งมีชีวิตในพื้นที่ชุ่มน้ำ ประดิษฐ์ เนื่องจากปฏิกิริยาต่าง ๆ ในกระบวนการชีววิทยาจะเกิดในช่วงพีเอชที่จำกัด เช่น การบำบัดโดยจุลินทรีย์จะเกิดขึ้นในช่วงพีเอช 4.0-9.5 และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันโดยสิ่งมีชีวิตอยู่ในช่วงพีเอช 6.5-7.5 แต่จะดีที่สุดในช่วงพีเอชเท่ากับ 7.2 หรือมากกว่า เป็นต้น นอกจากนี้พีเอชยังเป็นสิ่งสำคัญในการเกิดปฏิกิริยาเคมีต่าง ๆ ด้วย (Kadlec and Knight, 1996)

2.2.3 กลไกการกำจัดในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จะมีประสิทธิภาพการทำงานได้ดีกว่าบึงที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติที่มีขนาดพื้นที่เท่ากัน เพราะจะมีการปรับระดับดินที่พื้นบ่อและมีการควบคุมระบบการไหลของน้ำภายในบ่อ และสามารถปรับเปลี่ยนหรือตัดแปลงกระบวนการทำงานต่าง ๆ ภายในบ่อได้ตามความต้องการ โดยอาศัยหลักการจัดการเกี่ยวกับพืชและองค์ประกอบอื่น ๆ ของระบบ (Reed et al., 1988) พร้อมทั้งอาศัยกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ซึ่งประกอบด้วยการตกตะกอน การดูดซับโดยอนุภาคของตัวกลาง การสะสมในพืช และการเปลี่ยนรูปโดยจุลินทรีย์และพืชในระบบสามารถกำจัดมลสารต่าง ๆ ได้ด้วยการออกซิไดซ์

2.2.3.1 กลไกการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

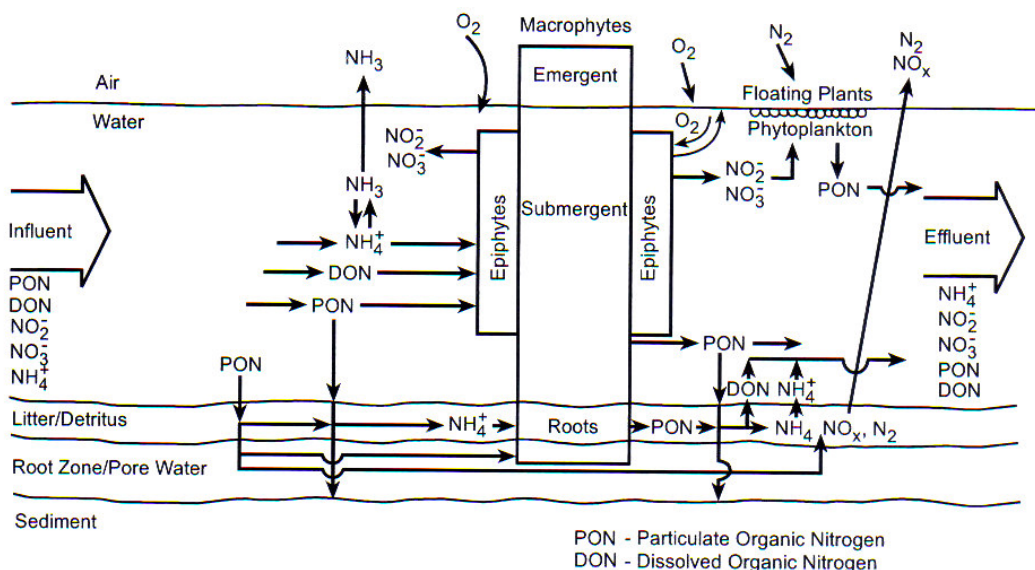
กลไกการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แสดงดังรูปที่ 2.5 จุลินทรีย์จะมีหน้าที่สำคัญในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียทั้งที่อยู่ในรูปที่ละลายน้ำ และเกาะกันอยู่ในรูปของตะกอน โดยสารอินทรีย์ที่ตกตะกอนได้จะจมสู่พื้นบ่อเกิดการย่อยสลายแล้วซึมลงดิน ส่วนสารละลายอินทรีย์จะถูกบำบัดโดยจุลินทรีย์ทั้งที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจนที่เกาะติดอยู่กับพืช และที่แขวนลอยอยู่ในน้ำ ส่วนการย่อยสลายในสภาวะไร้อากาศจะเกิดขึ้นในช่วงที่ออกซิเจนขาดแคลนหรือเกิดในชั้นตะกอนที่ไม่มีออกซิเจน สารที่ถูกย่อยสลายแล้วจะกลายเป็นปุ๋ยสำหรับพืชดูดซึมไปใช้ประโยชน์ต่อไป ซึ่งการกำจัดสารอินทรีย์ที่สามารถตกตะกอนได้ง่ายจะเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลผ่านพื้นผิว และพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลใต้ผิวดิน โดยจะขึ้นอยู่กับความนิ่งของน้ำ อัตราการเจริญของจุลินทรีย์ และแหล่งออกซิเจนที่ใช้ในปฏิกิริยาการบำบัดสำหรับกรณีที่เป็นพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลผ่านพื้นผิว ส่วนพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลใต้ผิวดินจะขึ้นอยู่กับปริมาณตะกอนที่สะสมอยู่ในชั้นกรอง และอัตราการซึมของน้ำผ่านชั้นกรอง โดยออกซิเจนสามารถถ่ายเทผ่านได้ง่าย



รูปที่ 2.5 กลไกการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (U.S. EPA, 2000)

2.2.3.2 กลไกการกำจัดไนโตรเจนในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

กลไกการกำจัดไนโตรเจนในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แสดงดังรูปที่ 2.6 จะเห็นว่าในการกำจัดไนโตรเจนที่เกิดขึ้น มีทั้งการกำจัดด้วยกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ โดยส่วนใหญ่แล้วไนโตรเจนจะถูกกำจัดด้วยกลไกการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) การดูดซึมไนโตรเจนเข้าไปในพืช และการระเหยของไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ส่วนมากจะพบไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ซึ่งจะเกิดการเปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซแอมโมเนีย ในสภาวะที่มีพีเอชและอุณหภูมิสูงกระบวนการเปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen) ไปเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน เป็นขั้นตอนแรกของการย่อยสลายสารอินทรีย์ไนโตรเจน จากนั้นจะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ซึ่งจะเป็นการเปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนไปเป็นไนเตรทไนโตรเจน โดยมีไนโตรที่ไนโตรเจน เป็นสารที่อยู่ระหว่างการเกิดปฏิกิริยานี้ ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะเกิดในน้ำหรือดินที่มีออกซิเจนเพียงพอ (Aerobic) ซึ่งจะรวมถึงบริเวณรอบ ๆ รากพืชด้วย แต่ถ้าระบบอยู่ในสภาพที่ไร้อากาศหรือออกซิเจน (Anoxic) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) จะเกิดขึ้นและไนเตรทไนโตรเจน จะถูกเปลี่ยนไปเป็นไนโตรที่ไนโตรเจน และ ก๊าซไนโตรเจน (N₂) ในที่สุด



รูปที่ 2.6 กลไกการกำจัดไนโตรเจนของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (U.S. EPA, 2000)

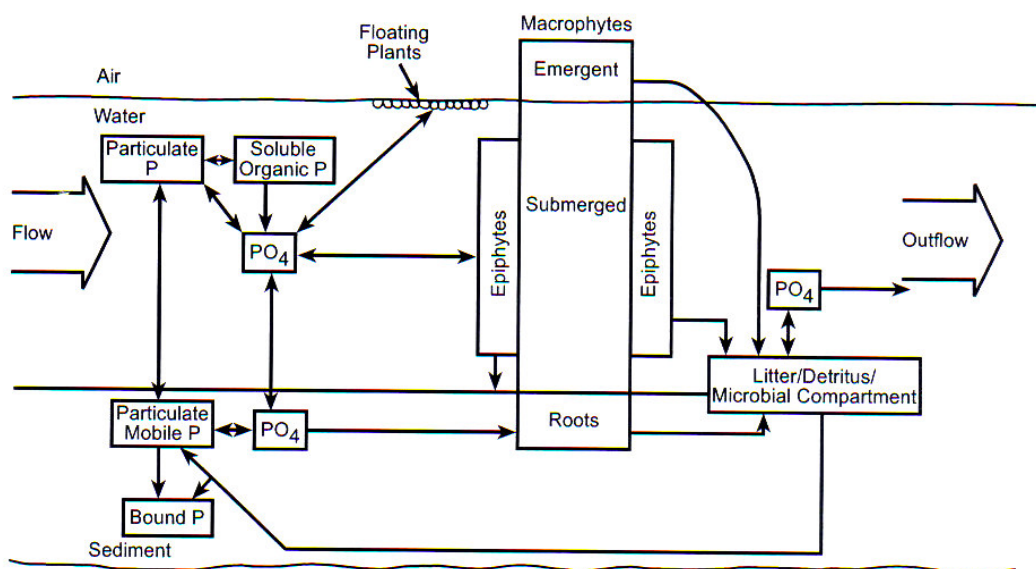
นอกจากการกำจัดไนโตรเจนในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่เกิดจากจุลินทรีย์แล้ว ยังเกิดการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนและแอมโมเนียมไนโตรเจนด้วยตัวกลาง โดยประจุลบของไนเตรทไนโตรเจนจะถูกยึดติดกับไอออนบวกบริเวณพื้นผิวของตัวกลาง เช่น แร่ดินเหนียว ด้วยแรงยึดเหนี่ยวทางไฟฟ้า (Electrostatic Bonding) คือ ประจุลบของไนเตรทไนโตรเจนจะถูกยึดอยู่กับประจุบวกของตัวกลาง และยังเกิดการแลกเปลี่ยนระหว่างไฮดรอกไซด์ไอออนในสารละลายเมื่อไนเตรทไนโตรเจนเข้าไปแทนที่สามารถเกิดพันธะเคมีกับโครงสร้างของแร่ที่เป็นองค์ประกอบของตัวกลางได้ เช่น โลหะหนักพวก อะลูมิเนียม เหล็ก เป็นต้น การดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนด้วยตัวกลางจะเป็นการดูดซับไอออนบวก (Adsorption of Cation) ของอนุภาคตัวกลางที่มีประจุบริเวณผิวเป็นลบ โดยแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ถูกยึดอยู่ที่ผิวของตัวกลางจะการยึดแบบหลวม ๆ สามารถถูกแทนที่ได้ด้วยไอออนบวกชนิดอื่นได้ (ปีทมา วิทยากร, 2533) นอกจากนี้แอมโมเนียมไนโตรเจนยังสามารถแลกเปลี่ยนประจุบวกกับไอออนบวกที่เกาะอยู่บริเวณผิวของตัวกลางได้ เช่น โพแทสเซียมไอออน โซเดียมไอออน เป็นต้น (Evangelou, 1998; Demir et al., 2002)

2.2.3.3 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

สารประกอบฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำจะมาจากน้ำที่ไหลเข้า และการพัดพาของบรรยากาศ ส่วนใหญ่จะพบฟอสฟอรัสในรูปที่ละลายน้ำได้ ของแข็ง และฟอสฟอรัสอินทรีย์ ในรูปของแข็ง การกำจัดฟอสฟอรัสของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ได้แก่ การตกตะกอนผลึก การดูดซับโดยตัวกลาง การย่อยสลายของจุลินทรีย์ และการดูดซึมโดยพืช ซึ่งส่วนใหญ่การกำจัดฟอสฟอรัส

เกิดขึ้นที่ชั้นของตัวกลาง โดยการทำปฏิกิริยากับอะลูมิเนียม เหล็ก แคลเซียม และแมกนีเซียมที่ประกอบอยู่ในตัวกลาง (Zhu et al., 1997; Bubba et al., 2003) จากนั้นพืชจะดูดซึมผ่านทางราก และนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ต่อไป โดยเมื่อฟอสฟอรัสยึดติดกับตัวกลางในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แล้ว จากนั้นจะเกิดการดูดซับ และตกตะกอนผลึก โดยความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสของตัวกลางแต่ละชนิดจะแตกต่างกัน ซึ่งขึ้นอยู่กับองค์ประกอบทางเคมีและลักษณะทางกายภาพของตัวกลางชนิดนั้น ๆ

กระบวนการกักเก็บและแลกเปลี่ยนฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำทั่วไป แสดงในรูปที่ 2.7 โดยจะเห็นได้ว่าวงจรของฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ มีส่วนประกอบสำคัญหลายอย่างได้แก่ น้ำ พืช สิ่งมีชีวิตขนาดเล็ก อนุภาคต่าง ๆ ในระบบ และตัวกลาง ฟอสฟอรัสตามธรรมชาติที่เข้าสู่ระบบมาจากน้ำที่เข้าสู่ระบบ และการพัดพาในอากาศ ทั้งในรูปสารละลายและรูปของแข็ง ส่วนฟอสฟอรัสที่ออกจากระบบจะปนไปกับน้ำออก และซึมลงไปสะสมในชั้นตัวกลาง และชั้นตะกอน ฟอสฟอรัสบางส่วนก็ระเหยไปในอากาศ กลไกของการกำจัดฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำที่สำคัญที่สุดคือ การซึมลงไปชั้นตัวกลาง และมีการสะสมที่ตัวกลางชั้น ส่วนในแง่ของการดูดซึมฟอสฟอรัสไปใช้ประโยชน์ของพืช และกิจกรรมการนำไปใช้ประโยชน์ของสิ่งมีชีวิต เช่น ปลา หรือสิ่งมีชีวิตขนาดเล็กอื่น ๆ ที่มีอยู่ในน้ำถือเป็นส่วนน้อย



รูปที่ 2.7 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (U.S. EPA, 2000)

ในกรณีที่ต้องการให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงขึ้น การใช้ส่วนผสมระหว่างชั้นตัวกลางที่มีเหล็กและอลูมิเนียมได้รับความนิยม โดยอาจจะมีการเติมทรายเข้าไปเพื่อช่วยปรับค่าการนำการไหล ช่วยทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบดีขึ้น (Steiner and Freeman, 1989)

กลไกการบำบัดมลสารต่าง ๆ ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ มีทั้งกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ซึ่งประกอบด้วย การดูดซับ การตกตะกอน การกรองของตัวกลาง การสะสมในพืช และการเปลี่ยนรูปโดยจุลินทรีย์ สรุปกลไกการบำบัดที่สำคัญของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์สามารถแสดงดังตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 สรุปกลไกการกำจัดมลสารต่าง ๆ ของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

มลสาร	กลไกการกำจัด
สารอินทรีย์	<ul style="list-style-type: none"> - การเปลี่ยนรูปทางชีวภาพ โดยสภาวะแอโรบิก แฟคัลเททีฟ และแอนแอโรบิกแบคทีเรีย ที่อาศัยอยู่บนพืชและชั้นตะกอน - กระบวนการดูดซับ - การกรอง - การตกตะกอน
ไนโตรเจน	<ul style="list-style-type: none"> - ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน / ดีไนตริฟิเคชัน - การดูดซับโดยตัวกลาง - การดูดซึมโดยพืช - การระเหยเป็นไอ
ฟอสฟอรัส	<ul style="list-style-type: none"> - การกรอง - การตกตะกอน - การดูดซับด้วยตัวกลาง - การดูดซึมโดยพืช

2.3 การดูดซับ (Adsorption)

การดูดซับ หมายถึง การดึงโมเลกุลหรือคอลลอยด์ของสารที่ถูกดูดซับ (Adsorbate) ที่อยู่ในสถานะของเหลวหรือก๊าซให้มาเกาะติดบนพื้นผิวของสารดูดซับ (Adsorbent) การดูดซับเป็นกระบวนการทางกายภาพ และเคมี ซึ่งเกี่ยวกับการสะสมตัวของสารหรือความเข้มข้นของสารที่

บริเวณพื้นผิวหรือระหว่างพื้นผิวซึ่งสามารถเกิดขึ้นระหว่างพื้นผิวของ 2 วัสดุ เช่น ของเหลวกับของแข็ง ก๊าซกับของแข็ง

2.3.1 ประเภทของการดูดซับ

ธรรมชาติของแรงระหว่างโมเลกุลที่ถูกดูดซับและผิวของสารดูดซับ เป็นปัจจัยสำคัญในการบอกลักษณะของกระบวนการดูดซับ ถ้าแรงยึดเหนี่ยวเป็นแรงยึดเหนี่ยวแวนเดอร์วาลส์ (Van der Waals Force) จะเกิดการดูดซับทางกายภาพ (Physical Adsorption หรือ Physisorption) ถ้าแรงยึดเหนี่ยวเกิดพันธะเคมีระหว่างโมเลกุลที่ถูกดูดซับกับสารดูดซับจะเรียกว่า การดูดซับทางเคมี (Chemical Adsorption หรือ Chemisorption)

2.3.1.1 การดูดซับทางกายภาพ (Physical Adsorption หรือ Physisorption)

เป็นการดูดซับที่มีค่าความร้อนของการดูดซับ (Heat of Adsorption) ประมาณ 20 กิโลจูลต่อโมล หรือน้อยกว่า และไม่ทำให้โครงสร้างผิวของสารดูดซับเปลี่ยนแปลงไป ในระหว่างการดูดซับ เมื่อมีการเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิในระบบ การดูดซับทางกายภาพจะไม่เกิดขึ้นหรือเกิดขึ้นน้อยมาก การดูดซับทางกายภาพสามารถที่จะทำให้เกิดการผันกลับได้อย่างสมบูรณ์ ซึ่งสามารถศึกษาได้ทั้งกระบวนการดูดซับและคายออก (Desorption) นอกจากนี้สารที่ถูกดูดซับสามารถที่จะเกาะอยู่รอบ ๆ ผิวของสารดูดซับได้หลายชั้น (Multilayer)

2.3.1.2 การดูดซับทางเคมี (Chemical Adsorption หรือ Chemisorption)

มักเกิดขึ้นได้ดีที่อุณหภูมิสูง เป็นการเกิดปฏิกิริยาเคมีระหว่างสารดูดซับกับสารที่ถูกดูดซับ เกิดการสร้างสารประกอบระหว่างสารดูดซับที่ผิวของตัวดูดซับ จะให้ความร้อนออกมาสูงมาก พลังงานศักย์ของอันตรกิริยามาก ทำให้ค่าความร้อนของการดูดซับสูงประมาณ 50-400 กิโลจูลต่อโมล และดูดซับตัวถูกละลายได้ในปริมาณน้อยต่อหนึ่งหน่วยน้ำหนักของตัวดูดซับ เนื่องจากการดูดซับโดยเกิดปฏิกิริยาเคมีจะไม่สามารถเกิด Desorption ได้ พบว่าสารประกอบบางชนิดที่อุณหภูมิปกติไม่เกิดการดูดซับทางเคมี แต่เมื่อเพิ่มอุณหภูมิก็สามารถเกิดการดูดซับทางเคมีได้ ซึ่งการดูดซับทางเคมีและกายภาพ มีข้อแตกต่างกันหลายประการ ดังแสดงในตารางที่ 2.5

2.3.2 ประเภทของสารดูดซับ

หมายถึง สารที่มีอำนาจดูดโมเลกุลต่าง ๆ มาติดผิวได้มีหลายชนิด มันสิน ต้นซูล เวสม์ (2542) ได้แบ่งสารดูดซับ (Adsorbent) ออกเป็น 3 ประเภทดังนี้

2.3.2.1 ประเภทสารอนินทรีย์ เช่น ดินเหนียวชนิดต่าง ๆ แมกนีเซียมออกไซด์

(MgO) ถ่านกระดูก (Bone Char) Activated Silica เป็นต้น สารอนินทรีย์ธรรมชาติจะมีพื้นที่ผิวจำเพาะประมาณ 50-200 ตารางเมตรต่อกรัม แต่สารสังเคราะห์อาจมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูงมาก แต่ก็มีข้อเสียคือ จับโมเลกุลหรือคอลลอยด์ได้เพียงไม่กี่ชนิด ทำให้มีข้อจำกัดในการใช้ประโยชน์

ตารางที่ 2.5 ความแตกต่างระหว่างการดูดซับทางกายภาพและการดูดซับทางเคมี

ตัวแปร	การดูดซับทางกายภาพ	การดูดซับทางเคมี
1. ค่าความร้อนของการดูดซับ (กิโลจูลต่อโมล)	≤ 20	50-400
2. อุณหภูมิที่เกิดการดูดซับ	ต่ำ	สูง
3. แรงดึงดูดระหว่างโมเลกุล	แรงแวนเดอร์วาลส์	พันธะเคมี
4. การผันกลับของปฏิกิริยา	ผันกลับได้	ส่วนใหญ่ไม่ผันกลับ
5. รูปแบบชั้นของการดูดซับ	Monolayer, multilayer	monolayer

หมายเหตุ : จาก ธานี สิทธิไพโรจน์สกุล, 2547

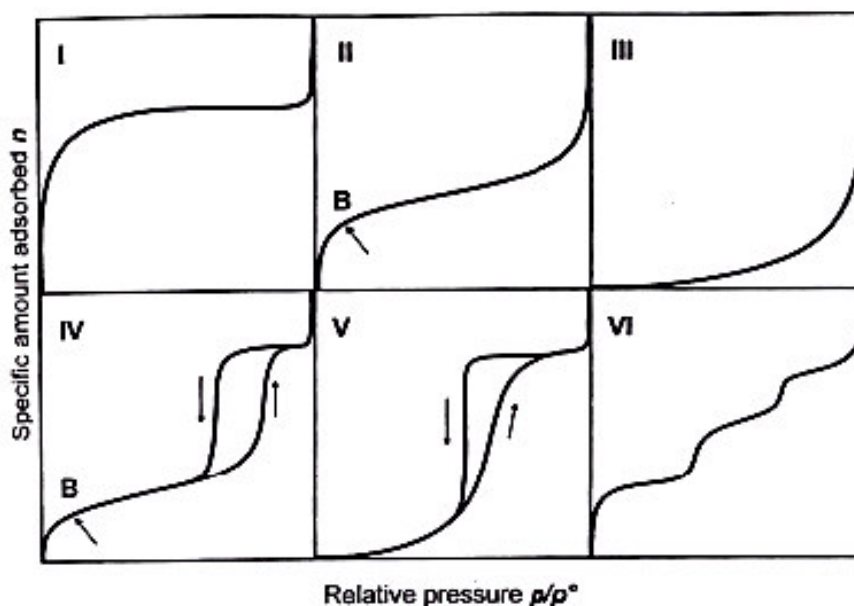
2.3.2.2 ประเภทสารอินทรีย์สังเคราะห์ ได้แก่ เรซินแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange Resin) ชนิดพิเศษที่สังเคราะห์ขึ้นมาเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ต่าง ๆ ซึ่งสารนี้มีพื้นที่ผิวจำเพาะประมาณ 300-500 ตารางเมตรต่อกรัม

2.3.2.3 ถ่านกัมมันต์ ซึ่งอาจจัดเป็นสารอนินทรีย์สังเคราะห์ได้ แต่เป็นสารดูดซับที่ดีกว่าสารอนินทรีย์ชนิดอื่น ๆ เนื่องจากมีพื้นที่ผิวสูง ประมาณ 600-1000 ตารางเมตรต่อกรัม

2.3.3 ไอโซเทอร์มของการดูดซับ (Adsorption Isotherm)

ในการศึกษาอิทธิพลของความเข้มข้นของสารละลายที่มีผลต่อการดูดซับจะพิจารณาจากไอโซเทอร์มของการดูดซับ (Adsorption Isotherm) ซึ่งเป็นการแสดงถึงปริมาณของสารที่ถูกดูดซับต่อหน่วยของสารดูดซับ มีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นที่จุดสมดุลในสารละลาย ที่อุณหภูมิคงที่ สำหรับรูปแบบของไอโซเทอร์ม แบ่งออกเป็น 6 รูปแบบ (Rouquerol et al., 1999) ดังแสดงในรูปที่ 2.8

2.3.3.1 Type I Isotherm เป็นการดูดซับที่พบมากที่สุด ซึ่งดูดซับโดยที่มีชั้นของสารถูกดูดซับคลุมบนผิวของสารดูดซับได้หนาเพียงหนึ่งชั้น (Single Layer Adsorption) พบทั้งในการดูดซับทางเคมีและการดูดซับทางกายภาพ จะเป็นปรากฏการณ์การดูดซับของ Microporous Powders ซึ่งปริมาณการดูดซับจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วที่ความดันสัมพัทธ์ต่ำ ๆ และที่ความดันสัมพัทธ์สูง ๆ เข้าใกล้ 1 จะมีการดูดซับเกิดขึ้นเพียงเล็กน้อยซึ่งถ้ามีการดูดซับแบบนี้แสดงว่าผลิตภัณฑ์มีรูพรุนเป็น Microporous หรือ Nonporous และมีปริมาณมากเมื่อเทียบกับพื้นที่ผิวภายนอกของผลิตภัณฑ์



รูปที่ 2.8 รูปแบบของไอโซเทอร์มของการดูดซับ (Rouquerol et al., 1999)

2.3.3.2 Type II Isotherm พบมากในการดูดซับที่มีชั้นของตัวถูกดูดซับคลุมผิวของสารดูดซับหนาขึ้นเรื่อย ๆ (ปริมาณที่ถูกดูดซับเข้าสู่ค่าอนันต์) โดยจะเกิดบน Nonporous Powder ที่จุดเปลี่ยนกราฟ (Inflection Point or Knee of Isotherm) จะเกิดเมื่อการดูดซับบนพื้นผิวชั้นแรกเกิดเกือบสมบูรณ์ แล้ว (เป็น Monolayer เกือบสมบูรณ์) และถ้าเพิ่มความดันสัมพัทธ์จะทำให้การดูดซับเกิดมากกว่า 1 ชั้น ดังนั้นการดูดซับแบบนี้จะเป็นการดูดซับแบบ Multilayer

2.3.3.3 Type III Isotherm เป็นการดูดซับคล้าย Type II Isotherm แต่การดูดซับของชั้นแรกนั้นให้ความร้อนออกมาน้อยกว่าความร้อนของการควบแน่น เป็นลักษณะเฉพาะของการเกิดความร้อนของการดูดซับ (Heat of Adsorption) มีน้อยกว่าความร้อนของการจับตัวกันของตัวถูกดูดซับของเหลว ดังนั้นการดูดซับที่เพิ่มขึ้น เกิดเพราะตัวถูกดูดซับทำปฏิกิริยากับชั้นของตัวถูกดูดซับมากกว่าการเกิดปฏิกิริยากับผิวของตัวถูกดูดซับ

2.3.3.4 Type IV Isotherm การดูดซับของโมเลกุลชั้นแรก ๆ จะคล้ายกับ Type II Isotherm แต่การดูดซับจะถึงจุดอิ่มตัว เนื่องจากรูพรุนขนาดเล็ก ๆ ของตัวดูดซับเต็มหมดแล้ว ปรากฏการณ์นี้จะเกิดบนสารดูดซับที่รัศมีประมาณ 15-1000 อังสตรอม

2.3.3.5 Type V Isotherm เป็นการดูดซับคล้ายกับ Type III Isotherm ในช่วงความเข้มข้นต่ำ ๆ แต่เมื่อการดูดซับเพิ่มขึ้นเรื่อย ๆ จะเข้าสู่ค่าสูงสุดค่าหนึ่งเช่นเดียวกับ Type IV Isotherm เป็นปรากฏการณ์การดูดซับที่เป็นผลมาจากแรงดึงดูดของตัวถูกดูดซับมีค่าน้อย ซึ่งเกิดปฏิกิริยาค่อกันและขนาดของรูพรุนอยู่ในช่วง 15-1000 อังสตรอม

2.3.3.6 Type VI Isotherm หรือ Stepped Isotherm มีลักษณะการดูดซับเป็นขั้น ๆ รูปร่างของแต่ละขั้นจะขึ้นอยู่กับระบบและอุณหภูมิ

2.3.4 สมการไอโซเทอร์มของการดูดซับ

ไอโซเทอร์มของการดูดซับในรูปสมการ เป็นการแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง ปริมาณที่ถูกดูดซับกับความเข้มข้นของสารละลายที่สถานะสมดุล ที่อุณหภูมิคงที่ใด ๆ สำหรับ ไอโซเทอร์มของการดูดซับในรูปสมการทั่วไปมีอยู่หลายสมการ เช่น สมการแบบ Langmuir สมการแบบ Freundlich หรือสมการแบบ BET (Brunauer-Emmett-Teller) แต่สมการแบบ Langmuir และ สมการแบบ Freundlich เป็นที่นิยมใช้โดยทั่วไป (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2547) ซึ่งจะได้อธิบายสมการทั้งสองดังต่อไปนี้

2.3.4.1 ไอโซเทอร์มแบบ Langmuir

เป็นไอโซเทอร์มที่ง่ายที่สุดสำหรับการดูดซับแบบชั้นเดียว ซึ่งเสนอขึ้นโดย เออร์วิง แลงเมียร์ (Irving Langmuir) ในปี ค.ศ. 1916 โดยมีสมมติฐานคือ โมเลกุลที่ถูกดูดซับมี จำนวนและมีตำแหน่งของการดูดซับ (Adsorption Site) ที่แน่นอน ในแต่ละตำแหน่งของโมเลกุล ของสารดูดซับจะบรรจุโมเลกุลของสารที่ถูกดูดซับได้เพียงหนึ่ง โมเลกุลเท่านั้น ในแต่ละตำแหน่งมี ค่าความร้อนของการดูดซับเท่ากันและคงที่ และไม่มีแรงกระทำระหว่างโมเลกุลที่ถูกดูดซับที่อยู่ ที่ ตำแหน่งใกล้เคียงกัน

จากการศึกษาของแลงเมียร์ สามารถแสดงความสัมพันธ์ของการดูดซับของ ของเหลวกับสารดูดซับได้ดังสมการ (2.1) ซึ่งเป็นรูปแบบการแสดงระบบของสารดูดซับกับสารถูก ดูดซับ สารถูกดูดซับถูกจำกัดให้ปกคลุมตัวดูดซับเพียงหนึ่ง โมเลกุลเท่านั้น ไม่มีการซ้อนทับกันของ โมเลกุล

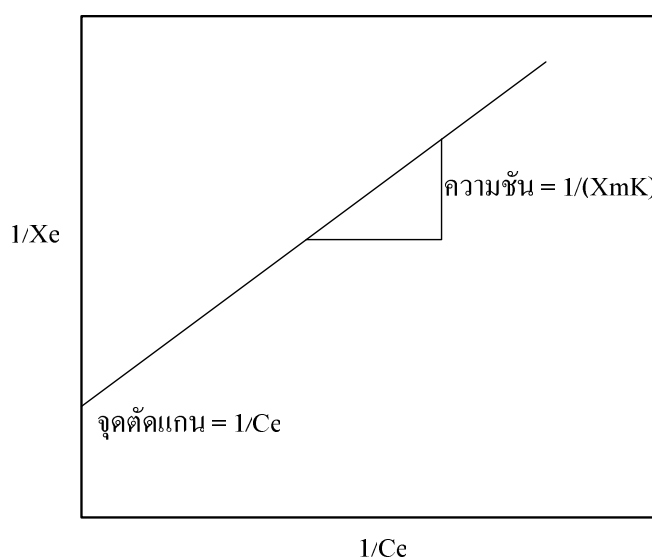
$$\frac{x}{m} = X = \frac{X_m K C_e}{1 + K C_e} \quad (2.1)$$

โดยที่	x	คือ ปริมาณสารถูกดูดซับบนผิวของสารดูดซับ (มิลลิกรัม)
	m	คือ ปริมาณสารดูดซับ (กรัม)
	X	คือ ปริมาณสารถูกดูดซับบนผิวของสารดูดซับต่อปริมาณสารดูดซับ (มิลลิกรัมต่อกรัม)
	C_e	คือ ความเข้มข้นของสารถูกดูดซับที่สถานะสมดุล (มิลลิกรัมต่อลิตร)
	X_m	คือ ปริมาณสารถูกดูดซับสูงสุดบนผิวของสารดูดซับ (มิลลิกรัมต่อกรัม)

K คือ ค่าคงที่ (Adsorption Binding Constant)
สามารถจัดรูปสมการใหม่ได้เป็น

$$\frac{C_e}{X} = \frac{1}{X_m K} + C_e \frac{1}{X_m} \quad (2.2)$$

เมื่อพล็อตกราฟระหว่าง $\frac{1}{X_e}$ กับ $\frac{1}{C_e}$ ที่อุณหภูมิคงที่ จะได้กราฟเส้นตรง
ดังรูปที่ 2.9 จุดตัดบนแกน y สามารถใช้หาค่า $\frac{1}{X_m}$ และความชันของกราฟจะให้ค่า $\frac{1}{X_m K}$ ซึ่งจะใช้
คำนวณหาค่าคงที่ X_m และ K ได้



รูปที่ 2.9 กราฟแสดงไอโซเทอร์มแบบ Langmuir

2.3.4.2 ไอโซเทอร์มแบบ Freundlich

สำหรับการดูดซับในสารละลาย พรอยด์ลิก ได้ทำการศึกษาปรากฏการณ์
การดูดซับ ซึ่งแสดงความสัมพันธ์ดังสมการ (2.3)

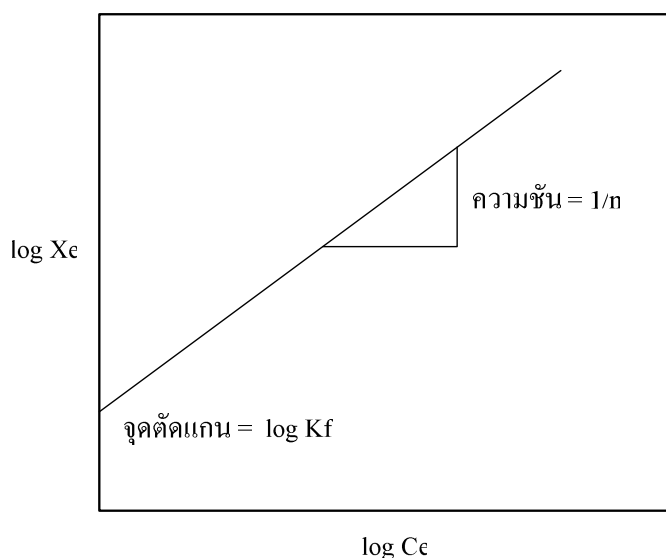
$$\frac{x}{m} = X = K_f C_e^{1/n} \quad (2.3)$$

โดยที่	x	คือ ปริมาณตัวถูกดูดซับบนผิวของสารดูดซับ (มิลลิกรัม)
	m	คือ ปริมาณสารดูดซับ (กรัม)
	X	คือ ปริมาณตัวถูกดูดซับบนผิวของสารดูดซับต่อปริมาณสารดูดซับ (มิลลิกรัมต่อกรัม)
	K_f	คือ ค่าคงที่ของระบบ
	C_e	คือ ความเข้มข้นของตัวถูกดูดซับที่สภาวะสมดุล (มิลลิกรัมต่อลิตร)
	n	คือ ค่าความหนาแน่นการดูดซับ

สามารถจัดรูปสมการใหม่ได้เป็น

$$\log X = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (2.4)$$

เมื่อพล็อตกราฟระหว่าง $\log X$ กับ $\log C_e$ อุณหภูมิคงที่จะได้กราฟเส้นตรง ดังรูปที่ 2.10 จุดตัดบนแกน y สามารถใช้หาค่า K_f ได้ และความชันของกราฟสามารถหาค่า n ได้



รูปที่ 2.10 กราฟแสดงไอโซเทอร์มแบบ Freundlich

2.3.5 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ

ขณะที่มีการดูดซับเกิดขึ้น โมเลกุลของสารที่ต้องการกำจัดออกจากรูน้ำจะไปเกาะติดอยู่บนผิวสารดูดซับ โมเลกุลส่วนใหญ่จะเกาะจับอยู่ในโพรงและบริเวณพื้นผิวของสารดูดซับ การถ่ายเทโมเลกุลสารจากรูน้ำไปยังสารดูดซับเกิดขึ้นได้จนถึงสมดุล ณ จุดสมดุล (มันลิน ตันจุลเวศม์, 2542) ซึ่งปัจจัยที่มีผลต่ออัตราเร็วและขีดความสามารถในการดูดซับมีดังต่อไปนี้

2.3.5.1 ความปั่นป่วน

อัตราเร็วของการดูดซับ อาจขึ้นกับการส่งผ่านในโมเลกุลของสารถูกดูดซับ ผ่านฟิล์มที่ล้อมรอบสารดูดซับ หรือการแทรกตัวเข้าสู่ช่องว่าง ซึ่งแล้วแต่ความปั่นป่วนของระบบ ถ้าน้ำมีความปั่นป่วนต่ำฟิล์มที่ล้อมรอบสารดูดซับจะมีความหนามาก เพราะไม่ถูกรบกวน และเป็นอุปสรรคต่อการเคลื่อนที่ของโมเลกุลเข้าไปหาสารดูดซับ ทำให้การส่งผ่านโมเลกุลของสารถูกดูดซับผ่านฟิล์มที่ล้อมรอบสารดูดซับเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของการดูดซับ ในทางตรงกันข้าม ถ้าน้ำมีความปั่นป่วนสูง ทำให้น้ำไม่อาจสะสมตัวจนเป็นฟิล์มหนา เป็นผลให้โมเลกุลของสารถูกดูดซับสามารถเคลื่อนที่ผ่านฟิล์มเข้าหาสารดูดซับเร็วกว่า กรณีนี้การแทรกตัวเข้าสู่ช่องว่างจะเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของการดูดซับ

2.3.5.2 ขนาดและพื้นที่ผิวของสารดูดซับ

ขนาดของสารดูดซับจะเป็นสัดส่วนที่ผกผันกับอัตราเร็วของการดูดซับ คือขนาดของตัวดูดซับเล็กจะมีอัตราการเร็วในการดูดซับสูง ส่วนพื้นที่ผิวจะมีความสัมพันธ์โดยตรงกับขีดความสามารถในการดูดซับ หมายความว่าสารที่มีพื้นที่ผิวมากย่อมมีความสามารถในการดูดซับโมเลกุลได้มากกว่าสารที่มีพื้นที่ผิวในการดูดซับน้อย ซึ่งการเพิ่มพื้นที่ผิวของสารดูดซับมีหลายวิธี เช่น การกระตุ้นด้วยสารเคมี หรือการใช้ความร้อน

2.3.5.3 ขนาดของสารที่ถูกดูดซับ

ขนาดโมเลกุลของสารที่ถูกดูดซับมีความสำคัญมากต่อการดูดซับ การดูดซับจะเกิดขึ้นได้ดีที่สุด เมื่อโมเลกุลของสารที่ถูกดูดซับมีขนาดเล็กกว่าโพรงของตัวดูดซับเล็กน้อย หรือขนาดโมเลกุลเข้าโพรงได้พอดี ทั้งนี้เพราะแรงดึงดูดระหว่างสารดูดซับและสารถูกดูดซับจะมีค่ามากที่สุด โมเลกุลขนาดเล็กจะหลุดเข้าไปในโพรงก่อน จากนั้นโมเลกุลขนาดใหญ่จึงจะหลุดเข้าไปได้

2.3.5.4 ความสามารถในการละลายของสารที่ถูกดูดซับ

เมื่อมีการดูดซับเกิดขึ้น โมเลกุลของสารจะถูกดึงออกจากรูน้ำ และไปเกาะติดอยู่บนผิวของของแข็ง สารที่ละลายน้ำได้หรือแตกตัวเป็นไอออน ย่อมมีแรงยึดเหนี่ยวกับน้ำได้อย่างเหนียวแน่น จึงเป็นสารที่ยากต่อการดูดซับ ส่วนสารที่ไม่มีความสามารถในการละลายหรือมีความสามารถในการละลายได้น้อย มักเกาะติดบนผิวของสารดูดซับได้ดีกว่า อย่างไรก็ตามเหตุผล

นี้ไม่ได้เป็นจริงเสมอไป เพราะยังมีสารที่มีความสามารถในการละลายได้น้อยหลายชนิดที่ไม่เกาะบนผิวของตัวดูดซับ

2.3.5.5 อุณหภูมิของระบบ

การดูดซับโดยทั่วไปเป็นกระบวนการคายความร้อน ดังนั้นความสามารถในการดูดซับจะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิลดลง แต่อัตราเร็วในการดูดซับจะลดลง ในทางตรงกันข้ามความสามารถในการดูดซับจะลดลงเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น และอัตราเร็วในการดูดซับจะเพิ่มขึ้น

2.3.5.6 พิเอชของสารละลาย

ค่าพีเอชของสารละลายมีอิทธิพลต่อการดูดซับ เนื่องจากแรงดูดซับระหว่างผิวสัมผัสกับไฮโดรเจนไอออนและไฮดรอกไซด์ไอออนมีค่าสูง เพราะฉะนั้นการดูดซับไอออนอื่น ๆ จึงได้รับผลกระทบ นอกจากนี้พีเอชยังมีผลต่อการแตกตัวเป็นไอออนและการละลายน้ำของสารต่าง ๆ ดังนั้นจึงมีผลต่อการดูดซับผิวและความสามารถในการดูดซับของโมเลกุลต่าง ๆ

2.3.5.7 ระยะเวลาที่สารละลายสัมผัสกับสารดูดซับ

ความสามารถในการดูดซับจะเพิ่มขึ้นตามเวลา จนกระทั่งถึงเวลาที่ระบบเข้าสู่สมดุล ซึ่งเป็นเวลาที่อัตราการดูดซับ (Rate of Adsorption) เท่ากับอัตราการคาย (Rate of Desorption) ความสามารถในการดูดซับจะมีค่ามากที่สุด จากนั้นจะมีค่าคงที่เมื่อเวลาที่ใช้เพิ่มขึ้น

2.3.5.8 ตัวทำละลาย

อิทธิพลของตัวทำละลายมีผลต่อการดูดซับ อาจเกิดขึ้นเนื่องจาก

- แรงกระทำระหว่างตัวทำละลายกับตัวถูกละลายในสารละลาย
- แรงกระทำระหว่างตัวทำละลายกับตัวดูดซับ ซึ่งเป็นแบบใดขึ้นอยู่กับโครงสร้างทางเคมีของตัวทำละลาย และตัวดูดซับ
- แรงกระทำระหว่างตัวถูกละลายกับผิวของตัวดูดซับ

2.4 หินดินดาน (Shale)

หิน คือ มวลของแข็งที่ประกอบไปด้วยแร่ชนิดเดียวกัน หรือหลายชนิดรวมตัวกันอยู่ตามธรรมชาติ เนื่องจากองค์ประกอบของเปลือกโลกส่วนใหญ่เป็นสารประกอบซิลิกอนไดออกไซด์ (SiO_2) ดังนั้นเปลือกโลกส่วนใหญ่มักเป็นแร่ตระกูลซิลิเกต นอกจากนั้นยังมีแร่ตระกูลคาร์บอเนตเนื่องจากบรรยากาศโลกในอดีตส่วนใหญ่เป็นคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำฝนได้ละลายคาร์บอนไดออกไซด์บนบรรยากาศลงมาสะสมบนพื้นดินและมหาสมุทร สิ่งมีชีวิตอาศัยคาร์บอนสร้างธาตุอาหารและร่างกาย แพลงตอนบางชนิดอาศัยซิลิกาสร้างเปลือก เมื่อตายลงทับถมกันเป็นตะกอน หินส่วนใหญ่บนเปลือกโลกจึงประกอบด้วยแร่ต่าง ๆ นักธรณีวิทยาแบ่งหินออกเป็น 3

ประเภท ตามลักษณะการเกิดคือ หินอัคนี หินตะกอน และหินแปร เมื่อหินหนืดร้อนภายในโลก (Magma) และ หินหนืดร้อนบนพื้นผิวโลก (Lava) เย็นตัวลงกลายเป็นหินอัคนี ลม ฟ้า อากาศ น้ำ และแสงแดด ทำให้หินผุพังสึกกร่อนเป็นตะกอน ทับถมกันเป็นเวลานานหลายล้านปี แรงดันและปฏิกิริยาเคมีทำให้เกิดการรวมตัวเป็นหินตะกอน หรือเรียกอีกอย่างหนึ่งว่าหินชั้น การเปลี่ยนแปลงของเปลือกโลกและความร้อนจากแมนเทิลข้างล่าง ทำให้เกิดการแปรสภาพเป็นหินแปร อย่างไรก็ตาม กระบวนการไม่จำเป็นต้องเรียงลำดับ หินอัคนี หินชั้น และหินแปร การเปลี่ยนแปลงประเภทหินอาจเกิดขึ้นย้อนกลับไปมาได้ ขึ้นอยู่กับปัจจัยแวดล้อม (เสรีวัฒน์ สมินท์ปัญญา, 2538)

หินชั้นหรือหินตะกอน เกิดจากการทับถม และสะสมตัวของตะกอนต่าง ๆ ได้แก่ เศษหินแร่ กรวด ทราย ดินที่ผุพังหรือสึกกร่อนถูกชะละลายมาจากหินเดิม โดยธรรมชาติ คือ ธารน้ำ ลม ธารน้ำแข็ง หรือคลื่นในทะเล พัดพาไปทับถมและแข็งตัวเป็นหินในแอ่งสะสมตัว หินชนิดนี้แบ่งตามลักษณะเนื้อหินได้ 2 ชนิดใหญ่ ๆ คือ หินชั้นเนื้อประสม หรือหินชั้นตกตะกอนเรียงผลึก (Clastic Sedimentary Rock) ซึ่งเป็นหินชั้นที่เนื้อเดิมของตะกอน พวกกรวด ทราย เศษหินและดินยังคงสภาพอยู่ให้พิสูจน์ได้ เช่น หินทราย (Sandstone) หินดินดาน (Shale) หินกรวดมน (Conglomerate) เป็นต้น อีกชนิดคือ หินเนื้อประสาน หรือหินตะกอนทางเคมี (Non Clastic or Chemical Sedimentary Rock) เป็นหินที่เกิดจากการตกผลึกหรือตกตะกอนเนื่องจากกระบวนการทางเคมี หรือจากสิ่งมีชีวิต มีเนื้อประสานกันแน่นไม่สามารถพิสูจน์สภาพเดิมได้ เช่น หินปูน (Limestone) หิน Dolomite หิน Chert เกลือหิน (Rock Salt) ถ่านหิน (Coal) เป็นต้น

หินดินดาน (Shale) หมายถึง หินชั้นหรือหินตะกอนที่เกิดจากการเรียงตัวหรือสะสมของดินตะกอน (Silt) และแร่ดินเหนียว (Clay Mineral) เป็นส่วนใหญ่ ถูกอัดตัวด้วยแรงดันผนวกกับเวลาที่ยาวนาน จึงแข็งเป็นหิน ส่วนใหญ่แร่ดินนี้เป็นสารผสมของอะลูมิเนียม ซิลิกอน กับ เหล็ก ในส่วนต่าง ๆ กัน และคุณสมบัติมีสีเทาผสมสีแดงเนื่องจากแร่เหล็ก ปักกับน้ำแล้วเหนียวติดมือ โดยทั่วไปสภาพธรณีวิทยาของแหล่งหินดินดาน ปรกติเกิดเป็นชั้น ๆ มักจะมีชั้นหินประเภทอื่น ๆ แทรกสลับอยู่ด้วย เช่น หินทราย (Sandstone) หินทรายแป้ง (Siltstone) หรือหินปูน (Limestone) หินดินดานมีทรายปะปนอยู่มาก เรียก Arenaceous หากมีดินเหนียวปะปนอยู่มาก เรียก Argillaceous แต่หากมีอินทรีย์วัตถุปะปนมาก เรียก Carbonaceous และหากมีหินปูนปะปน เรียก Calcareous หินดินดานมักเป็นแหล่งสะสมของปิโตรเลียม หรือถ่านหิน (Coal) ทั่วไปแล้วให้น้ำมัน และเมื่อนำไปกลั่นจะได้น้ำมันคุณภาพต่าง ๆ กัน จึงเรียกหินดินดานนั้นว่าหินน้ำมัน (Oil shale) (กรมทรัพยากรธรณี, 2548) ส่วนประกอบทั่วไปทางเคมีของหินดินดานแสดงดังตารางที่ 2.6 ซึ่งองค์ประกอบหลักของหินดินดานจะประกอบไปด้วย ซิลิกอนไดออกไซด์ (SiO_2) ร้อยละ 58-60 อะลูมิเนียมออกไซด์ (Al_2O_3) ร้อยละ 14-16 และเฟอร์ริกออกไซด์ (Fe_2O_3) ร้อยละ 4-5 ตารางที่ 2.6 ส่วนประกอบทางเคมีโดยเฉลี่ยของหินดินดาน

ส่วนประกอบ	ปริมาณ (ร้อยละ)	ส่วนประกอบ	ปริมาณ (ร้อยละ)
ซิลิกอนไดออกไซด์ (SiO ₂)	58-60	แมงกานีสออกไซด์ (MgO)	2-3
อลูมิเนียมไดออกไซด์ (Al ₂ O ₃)	14-16	แคลเซียมออกไซด์ (CaO)	3-4
เฟอร์ริกออกไซด์ (Fe ₂ O ₃)	4-5	โซเดียมออกไซด์ (Na ₂ O)	1-2
เฟอร์รัสออกไซด์ (FeO)	2-3	โพแทสเซียมออกไซด์ (K ₂ O)	3-4

หมายเหตุ : จาก เสรีวัฒน์ สมินทร์ปัญญา, 2538; Martin Marietta Material, 2004

2.4.1 ปริมาณและแหล่งหินดินดานในประเทศไทย

แหล่งหินดินดาน มักจะพบอยู่ไม่ไกลจากแหล่งหินปูน เพราะในยุคที่มีการเกิดหินปูน เช่น ยุคเพอร์เมียน (Permian) ยุคออร์โดวิเซียน (Ordovicia) หรือยุคไทรแอสสิก-จูแรสสิก (Triassic-Jurassic) ก็ตามจะมีการเปลี่ยน โจมตะกอนที่ตกในท้องทะเล (Facies Change) ระหว่างตะกอนปูนกับตะกอนทรายอยู่เสมอ ดังนั้น ในลำดับชั้นหิน (Stratigraphic Succession) ของยุคดังกล่าวจะพบบางตอนเป็นช่วงของหินปูนล้วน ๆ บางตอนเป็นช่วงของหินดินดานล้วน ๆ หรือบางช่วงเป็นชั้นหินปูนและหินดินดานสลับกัน

แหล่งของหินดินดานในประเทศไทย ในภาคกลางมีแหล่งผลิตที่จังหวัดสระบุรี เพชรบุรี ราชบุรี ส่วนภาคใต้มีแหล่งผลิตที่จังหวัดนครศรีธรรมราช และสงขลา ซึ่งส่วนใหญ่จะอยู่ใกล้กับโรงงานผลิตปูนซีเมนต์ การผลิตหินดินดานเป็นการผลิตเพื่อตอบสนองความต้องการใช้ในอุตสาหกรรมปูนซีเมนต์ในประเทศเท่านั้น ดังนั้นปริมาณการผลิตหินดินดานจึงสอดคล้องกับปริมาณการผลิตปูนซีเมนต์ภายในประเทศเช่นกัน ซึ่งปริมาณและมูลค่าการผลิตพร้อมทั้งการใช้หินดินดานของประเทศไทย ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2542-2546 แสดงในตารางที่ 2.7

ในรอบ 5 ปีที่ผ่านมา (ปี 2542-2546) การใช้หินดินดานมีปริมาณโดยรวม 18.90 ล้านเมตริกตัน มูลค่าโดยรวม 1698.40 ล้านบาท ปี 2545 มีปริมาณการใช้หินดินดานมากที่สุด 6.20 ล้านเมตริกตัน มูลค่า 556.10 ล้านบาท คิดเป็นร้อยละ 32.80 ของปริมาณการผลิตในรอบ 5 ปีที่ผ่านมา หรือเพิ่มขึ้นร้อยละ 98.06 เทียบกับปี 2544 รองลงมาได้แก่ ปี 2542 ปริมาณการใช้ 3.2 ล้านเมตริกตัน มูลค่า 288.40 ล้านบาท คิดเป็นร้อยละ 16.93 ของปริมาณการใช้ในรอบ 5 ปีที่ผ่านมา

ตารางที่ 2.7 ปริมาณและมูลค่าการผลิต การใช้ หินดินดาน ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2542-2546

ปี	การผลิต		การใช้	
	ปริมาณ (เมตริกตัน)	มูลค่า (ล้านบาท)	ปริมาณ (เมตริกตัน)	มูลค่า (ล้านบาท)
2542	3223200	290.10	3204400	288.40
2543	3110200	279.90	3156900	284.10
2544	3364200	302.80	3183100	286.50
2545	5016800	451.50	6179200	556.10
2546	3487900	313.90	3147700	283.30

หมายเหตุ : จาก กรมทรัพยากรธรณี, 2548

2.4.2 การใช้ประโยชน์หินดินดาน

การใช้ประโยชน์หินดินดานในปัจจุบันมีอยู่ 3 ประเภทใหญ่ ๆ คือ

2.4.2.1 อุตสาหกรรมถลุงแร่ปิโตรเลียม

หินดินดานมีคุณสมบัติที่สามารถถลุงให้ปิโตรเลียมเหลวและแก๊สได้จะเรียกว่า หินน้ำมัน (Oil Shale) โดยคุณสมบัติของหินน้ำมันจะมีสีน้ำตาลไหม้ถึงดำ แข็งและเหนียว มีความถ่วงจำเพาะต่ำ มีอัตราส่วนของสารอินทรีย์ต่อสาร อนินทรีย์ ไม่เกิน 1 : 4 และอัตราส่วนคาร์บอนต่อไฮโดรเจนต่ำกว่าถ่านหิน สีของหินน้ำมันอาจมีสีเขียวออกน้ำตาล เมื่อเอาไฟลนจะได้ออกน้ำมันระเหยออกมา ตัวอย่างที่พบจากการสำรวจหินน้ำมันมีค่าความถ่วงจำเพาะอยู่ที่ 1.6-2.8 ยังมีความถ่วงจำเพาะต่ำจะมีคุณภาพดี หินน้ำมันที่น่าสนใจในเชิงพาณิชย์นั้นควรให้ให้น้ำมันมากกว่า 10-15 แกลลอนต่อหนึ่งตันหิน (น้ำมันที่สกัดได้มีคุณสมบัติและลักษณะเช่นเดียวกับน้ำมันดิบ) หินน้ำมันเกิดจากการสะสมตัวของสารอินทรีย์จำพวกพืชและสัตว์ในปริมาณที่เหมาะสมด้วยเวลานับล้านปี โดยอินทรีย์สารเหล่านั้นถูกเปลี่ยนแปลงสภาพเป็นสารที่เรียกว่า เคอโรเจน ซึ่งผสมคลุกเคล้ากับตะกอนกลายเป็นหินน้ำมัน (วิวัฒน์ โทธิกุล, 2547)

แหล่งหินน้ำมันกระจายตัวอยู่ทั่วไปใน โลกและพบทุกช่วงอายุทางธรณีวิทยา บางแหล่งเกิดขึ้นเมื่อ 500 ล้านปีก่อน ในขณะที่บางแหล่งเพิ่งเกิดขึ้นมาเมื่อประมาณ 25 ล้านปี แหล่งหินน้ำมันขนาดใหญ่พบที่สหรัฐอเมริกา บราซิล สหภาพโซเวียต ซาอุดี แคนาดา อิตาลี และ สาธารณรัฐประชาชนจีน แหล่งขนาดกลางพบในประเทศไทย อาร์เจนตินา ออสเตรเลีย ฝรั่งเศส บุลกาเรีย และนิวซีแลนด์ แหล่งหินน้ำมันขนาดเล็กพบได้ที่ออสเตรเลีย ซิลี อิสราเอล จอร์แดน มาร์ดากาสกา โปแลนด์ และตุรกี

2.4.2.2 อุตสาหกรรมปูนซีเมนต์

หินดินดานเป็นส่วนประกอบสำคัญอย่างหนึ่งในการผลิตปูนซีเมนต์ ในประเทศไทยมีสัดส่วนการใช้ประมาณร้อยละ 15.18 ของวัตถุดิบทั้งหมด จึงนับได้ว่าหินดินดานที่ผลิตได้ในประเทศไทยเป็นการผลิตเพื่อใช้ในอุตสาหกรรมภายในประเทศเท่านั้น หินดินดานสำหรับอุตสาหกรรมปูนซีเมนต์ มีปริมาณสำรองประมาณ 706.2 ล้านเมตริกตัน จากประมาณการรวม 27 แปลง

2.4.2.3 ด้านสิ่งแวดล้อม

นอกจากอุตสาหกรรม 2 ประเภทข้างต้น ยังมีการนำหินดินดานไปใช้ประโยชน์อีกด้านหนึ่งที่น่าสนใจ ก็นำไปใช้เป็นวัสดุอุดซบในงานด้านสิ่งแวดล้อม เช่น โนโตรเจน ฟอสฟอรัส อาร์เซนิก และโลหะหนักชนิดต่าง ๆ

2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.5.1 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และตัวกลางในระบบ

พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

บุษยมาส มุ่งธัญญา (2542) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียและฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งชุมชน โดยการวิธีแลกเปลี่ยนไอออนด้วยเรซิน จากการศึกษาพบว่าตัวแปรที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียและฟอสฟอรัส คือ ค่าพีเอชที่ต่างกัน โดยที่พีเอช 7 จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียและฟอสฟอรัสดีที่สุด คือ ร้อยละ 96.08 และ 95.26 ตามลำดับ

กลอยกาญจน์ เก่าเนตรสุวรรณ (2544) ใช้พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลได้ผิวตัวกลางเพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนที่เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ จำนวน 6 บ่อ มีขนาด 0.3 เมตร × 3.2 เมตร พบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลได้ผิวตัวกลาง สามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงสุดในตัวกลางดินปนทรายคิดเป็นร้อยละ 94.60 เนื่องจากเกิดปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ในตัวกลางดินปนทรายที่นำไปใช้ไนโตรเจนไปใช้ในการสร้างเซลล์ และพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลได้ผิวตัวกลางมีพื้นที่ของตัวกลางสำหรับให้จุลินทรีย์เจริญได้มาก จากนั้นพืชจึงสามารถดูดซึมมลสารต่าง ๆ ไปใช้ในการเจริญเติบโตต่อไป

จิตติมา เชื้อกุล (2545) ศึกษาการใช้ดินปนทรายปลูกพืชในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์พบว่าตัวกลางดินปนทรายสามารถดูดซับฟอสฟอรัสเพื่อให้พืชดูดซึมไปใช้ในการเจริญเติบโตได้ดี ทำให้พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 75.70 ส่วนไนโตรเจนสามารถกำจัดได้ร้อยละ 82.10 ซึ่งแสดงว่าการใช้ดินปนทรายเป็นตัวกลางสามารถกำจัดฟอสฟอรัส และไนโตรเจนได้ดี

Tanner et al. (1993) ศึกษาปริมาณฟอสฟอรัสที่สะสมในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์บนตัวกลางที่เป็นกรวด ผลการศึกษาพบว่าหลังจากที่ทำการเดินระบบเป็นเวลา 2 ปี ที่อัตราการระบรทุกฟอสเฟต 520-20,000 กรัมต่อตารางเมตร เกิดการสะสมของฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ปลูกพืช (*Schoenoplectus tabernaemontani*) เท่ากับ 52.00-100.00 กรัมต่อตารางเมตร และในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ไม่ปลูกพืชเท่ากับ 40.00-51.00 กรัมต่อตารางเมตร และเมื่อเดินระบบต่อไปในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ปลูกพืช พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสลดลงภายในระยะเวลา 5 ปี

Bevor et al. (1995) รายงานการใช้พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสีย นั้น โดยทั่วไปแล้วสามารถลดปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดได้สูงถึงร้อยละ 79.00 เมื่อน้ำเสียมีอัตราการระบรทุกไนโตรเจน (Nitrogen Loading Rates) ไม่เกิน 1600 กรัมไนโตรเจนต่อตารางเมตรต่อปี และกลไกในการกำจัดไนโตรเจนของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ประกอบด้วยกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ อีกทั้งระยะเวลาในการกักเก็บน้ำที่นานเพียงพอที่สำคัญ โดยเฉพาะการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันของสิ่งมีชีวิตในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ดังนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดก็จะขึ้นอยู่กับสถานะที่จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ด้วย เช่น อุณหภูมิ พีเอช ค่าอัลคาไลน์ตี (Alkalinity) เป็นต้น

Zhu et al. (1997) ศึกษาการดูดซับฟอสฟอรัสและองค์ประกอบทางเคมีของ Light Weight Aggregate (LWA) แต่ละชนิด และความเป็นไปได้ในการนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ พบว่าองค์ประกอบทางเคมีของ LWA และพีเอชมีผลต่อความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัส โดยเฉพาะปริมาณของแคลเซียม เหล็ก และอะลูมิเนียม จะมีผลต่อการดูดซับฟอสฟอรัสที่พีเอชแตกต่างกัน โดยเหล็กจะเกิดการดูดซับกับฟอสฟอรัสที่ช่วงพีเอช 5-7 อะลูมิเนียม ช่วงพีเอช 6-8 และแคลเซียมที่พีเอชมากกว่า 9

Arias et al. (2001) ศึกษาการนำเอาทรายแต่ละท้องที่ภายในประเทศเดนมาร์ก มาใช้ดูดซับฟอสฟอรัสในน้ำเสียชุมชน ซึ่งจากการวิเคราะห์องค์ประกอบทางเคมีของทรายพบว่ามีคุณสมบัติแตกต่างกันในแต่ละท้องที่ โดยส่วนใหญ่จะประกอบไปด้วยแร่เหล็ก แคลเซียม อะลูมิเนียม และแมกนีเซียม ซึ่งพบว่าทรายที่มีองค์ประกอบที่เป็นแร่แคลเซียมในปริมาณมากมีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสได้ในปริมาณมากด้วย ซึ่งค่าพีเอชของน้ำเสียจะมีบทบาทสำคัญในการเป็นตัวกำหนดชนิดของกลไกในการกำจัดฟอสฟอรัส โดยถ้าค่าพีเอชของน้ำเสียมีค่าสูงกลไกที่สำคัญจะเป็นกลไกการเกิดปฏิกิริยาระหว่างแคลเซียม แมกนีเซียม กับฟอสเฟต แต่ถ้าพีเอชของน้ำเสียต่ำกลไกที่สำคัญในการกำจัดฟอสฟอรัส จะเป็นการเกิดปฏิกิริยาระหว่างแร่เหล็ก อะลูมิเนียม กับฟอสเฟต โดยความสามารถสูงสุดในการดูดซับฟอสฟอรัสของทรายที่มีขนาด 0.06-2.00 มิลลิเมตร เท่ากับ 0.17-0.27 มิลลิกรัมฟอสฟอรัสต่อกรัม

Yang et al. (2001) รายงานผลการศึกษากำจัดมลพิษในน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจน อยู่ในช่วง 30-70 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นฟอสฟอรัส อยู่ในช่วง 0.70-0.25 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่มีตัวกลางเป็นทราย และกรวด โดยเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดระหว่างตัวกลางทรายกับกรวด ระบบที่มีการปลูกพืช (*Pennisetum purpureum*) กับไม่ปลูกพืชด้วย พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดมลพิษของตัวกลางทั้งทรายและกรวดไม่มีความแตกต่างกัน โดยในระบบที่ปลูกพืชทรายกับกรวดสามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 50.00 และในระบบที่ไม่ปลูกพืชทรายกับกรวดสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ประมาณร้อยละ 50.00 ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสของตัวกลางทั้งทรายและกรวดในระบบที่ปลูกพืชและไม่ปลูกพืช พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไม่แตกต่างกัน ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ในช่วงร้อยละ 80.00-100.00

Lin et al. (2002) ศึกษาการใช้พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลผ่านพื้นผิวกับพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลใต้ผิวดักตัวกลางต่อกันแบบอนุกรม พบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบผสมนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 147-259 มิลลิกรัมต่อลิตร และฟอสฟอรัสความเข้มข้นเริ่มต้น 20-47 มิลลิกรัมต่อลิตร อยู่ในช่วงร้อยละ 86.00-98.00 และ 32.00-71.00 ตามลำดับ เนื่องจากการนำพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลผ่านพื้นผิว และแบบไหลใต้ผิวดักตัวกลางมาต่ออนุกรมกัน ซึ่งทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้ดี และพบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลใต้ผิวดักตัวกลางสามารถดูดซับมลสารต่าง ๆ ไว้ในตัวกลางได้มาก

Bubba et al. (2003) ศึกษาความสามารถในการดูดซับสูงสุดของทราย ที่อธิบายด้วยสมการแบบ Langmuir เพื่อจะนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ พบว่าองค์ประกอบทางเคมี (ปริมาณแคลเซียมและแมกนีเซียม) ขนาดอนุภาค ความพรุน ความหนาแน่น มีผลต่อความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสของทราย ความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสสูงสุดของทรายอยู่ในช่วง 0.14-0.27 มิลลิกรัมต่อกรัม

Prochaska and Zouboulis (2005) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟตด้วยทราย และโดโลไมต์ (Dolomite) เพื่อใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบน้ำเสียไหลผ่านตัวกลางในแนวตั้ง พบว่าความสามารถการดูดซับฟอสเฟตของทรายและโดโลไมต์เท่ากับ 0.12 และ 0.17 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ สาเหตุที่โดโลไมต์มีความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตมากกว่าทราย เนื่องจากความแตกต่างของลักษณะทางกายภาพและเคมีของตัวกลางทั้งสอง โดยโดโลไมต์มีพื้นที่ผิวจำเพาะ ความพรุน และปริมาณของแคลเซียมมากกว่าทราย จึงส่งผลให้โดโลไมต์มีความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตสูงกว่าทราย

Seo et al. (2005) ศึกษาความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสของหิน เพื่อนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ พร้อมทั้งประเมินช่วงอายุการใช้งานของระบบ พบว่าหิน

ที่มีขนาดเล็กที่สุด (0.10-2.00 มิลลิเมตร) มีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสสูงสุด เท่ากับ 0.02 มิลลิกรัมต่อกรัม จากการที่หินมีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสได้น้อย จึงทำการทดลองเพิ่มความสามารถในการดูดซับโดยผสมหินกับเปลือกหอย ซึ่งเปรียบเสมือนเป็นการเพิ่มปริมาณแคลเซียมให้กับตัวกลาง ส่งผลให้ความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสของหินผสมเปลือกหอย (ร้อยละ 20) เพิ่มขึ้นเป็น 1.56 มิลลิกรัมต่อกรัม และสามารถประเมินช่วงอายุการใช้งานของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จากการคำนวณได้ประมาณ 10-12 ปี

Zu et al. (2006) ศึกษาการกำจัดฟอสเฟตของดินและทราย ที่ใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ผลการศึกษาพบว่าดินมีความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตมากกว่าทราย โดยดินและทรายมีความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตอยู่ในช่วง 0.34-0.97 และ 0.13-0.29 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ซึ่งเป็นผลมาจากการที่ดินและทรายมีลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีที่แตกต่างกัน ได้แก่ ขนาดของอนุภาค พื้นที่ผิวจำเพาะ และองค์ประกอบทางเคมี เช่น ปริมาณของเหล็กและอะลูมิเนียม เป็นต้น

Akratos and Tsihritzis (2007) ศึกษาผลของอุณหภูมิ ระยะเวลาในการกักเก็บ ฟีช และความพรุนของตัวกลางต่อประสิทธิภาพในการกำจัดของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ในน้ำเสียที่มีค่าซีโอดี ในโตรเจน และฟอสฟอรัส อยู่ในช่วง 500-700, 30.20-46.20 และ 7.70-13.00 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ผลการศึกษาพบว่ากรวดที่มีขนาดเล็กที่สุด (0.25-16.00 มิลลิเมตร) มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ในโตรเจน และฟอสฟอรัสสูงสุด และเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดระหว่างระบบที่ปลูกพืช (*Typha latifolia C.*) และไม่ปลูกพืช พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ 84.90-87.20) ในโตรเจน (ร้อยละ 34.20-54.80) และฟอสฟอรัส (ร้อยละ 21.10-42.60) ของทั้งสองระบบมีค่าใกล้เคียงกัน

Cui et al. (2007) ศึกษาความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัส พร้อมทั้งลักษณะทางกายภาพและเคมีของตัวกลางกรวด ทราย ขี้เถ้าลอย และถ่านหิน เพื่อนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ พบว่าความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ ขี้เถ้าลอย > ถ่านหิน > ทราย > กรวด โดยมีค่าเท่ากับ 4.24, 1.45, 0.51 และ 0.50 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ซึ่งลักษณะทางกายภาพและเคมีของตัวกลางมีผลต่อความสามารถในการดูดซับตัวกลางที่มีขนาดอนุภาคเล็ก มีปริมาณของเหล็ก และอะลูมิเนียมมาก จะมีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้น

Chang et al. (2008) ศึกษาการกำจัดมลพิษในน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของซีโอดี ในโตรเจน และฟอสฟอรัส เท่ากับ 73.27, 26.93 และ 3.89 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ด้วยระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่มีตัวกลางเป็นดินผสมทราย โดยเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของระบบที่ปลูกพืช (*Typha latifolia L.*) และไม่ปลูกพืช พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดทั้งสองระบบมี

ความแตกต่างกัน โดยในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ปลูกพืชมีประสิทธิภาพการกำจัดมลพิษได้มากกว่าพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ไม่ปลูกพืช ในระบบที่ปลูกพืชมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ในโตรเจน และฟอสฟอรัสร้อยละ 90.00-100.00, 95.00-97.00 และ 90.00-95.00 ตามลำดับ ส่วนในระบบที่ไม่ปลูกพืชมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ในโตรเจน และฟอสฟอรัสร้อยละ 50.00-70.00, 80.00-90.00 และ 20.00-85.00 ตามลำดับ

2.5.2 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการดูดซับและปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับในโตรเจน และฟอสฟอรัส

Demir et al. (2002) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมในโตรเจนด้วย Clinoptilolite พบว่า Clinoptilolite ที่มีอนุภาคขนาดเล็ก (0.13-1.00 มิลลิเมตร) มีความสามารถในการกำจัดแอมโมเนียมในโตรเจนสูงกว่า Clinoptilolite ที่มีอนุภาคขนาดใหญ่ เนื่องจากอนุภาคขนาดเล็กมีพื้นที่ผิวเพื่อการแลกเปลี่ยนไอออนระหว่าง Clinoptilolite กับแอมโมเนียมไอออนมาก โดย Clinoptilolite มีความสามารถในการกำจัดแอมโมเนียมไอออนเท่ากับ 0.57 มิลลิกรัมต่อกรัม

Mahut et al. (2002) ศึกษาผลของขนาดอนุภาคและพื้นที่ผิวของ Alunite ที่มีผลต่อการดูดซับฟอสเฟต โดยทำการเพิ่มพื้นที่ผิวของ Alunite ด้วยวิธีการเผาที่อุณหภูมิสูงตั้งแต่ 373-1073 องศาเซลวิน พบว่า Alunite ที่เผา ณ อุณหภูมิ 1073 องศาเซลวิน มีพื้นที่ผิวจำเพาะสูงสุด (153 ตารางเมตรต่อกรัม) และสามารถดูดซับฟอสเฟตสูงสุด (47.90 มิลลิกรัมต่อกรัม) เมื่อเปรียบเทียบกับผลของขนาดอนุภาคต่อการดูดซับ พบว่า Alunite ที่มีขนาดอนุภาคเล็กมีอัตราเร็วในการดูดซับสูงกว่า Alunite ที่มีขนาดใหญ่ร้อยละ 96.00 และ 28.00 ตามลำดับ

Ozturk and Bektas (2004) ศึกษาผลของพีเอชต่อความสามารถในการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของ Sepiolite และถ่านกัมมันต์ พบว่าความสามารถในการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของ Sepiolite และถ่านกัมมันต์ลดลงเมื่อพีเอชของระบบสูงขึ้น เนื่องจากเมื่อพีเอชของระบบสูงขึ้นจะมีปริมาณไฮดรอกไซด์ไอออนมาก ทำให้เกิดการแข่งขันระหว่างไนเตรทในโตรเจนและไฮดรอกไซด์ไอออน จึงส่งผลให้ความสามารถในการดูดซับไนเตรทในโตรเจนลดลง

Sarioglu (2004) ศึกษาการกำจัดแอมโมเนียมในโตรเจนในน้ำเสียชุมชนด้วยซีโอไลต์ธรรมชาติ ซึ่งได้ศึกษาผลของพีเอชและอัตราการไหลต่อประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมของซีโอไลต์ พบว่าที่พีเอช 4 และอัตราการไหล 5 มิลลิลิตรต่อนาที ซีโอไลต์มีความสามารถกำจัดแอมโมเนียมในโตรเจนได้ 23.70 มิลลิกรัมต่อกรัม (Langmuir Isotherm) และ 25.93 มิลลิกรัมต่อกรัม (Freundlich Isotherm)

Karaca et al. (2004; 2006) ศึกษาผลของความเข้มข้น ความเป็นกรด-ด่าง และอุณหภูมิของระบบต่อการดูดซับฟอสเฟตของ Dolomite พบว่าเมื่อความเข้มข้นและพีเอชของสารละลายเพิ่มขึ้นความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตของ Dolomite มีแนวโน้มเพิ่มขึ้น และเมื่อ

อุณหภูมิของสารละลายเพิ่มขึ้นความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตของ Dolomite จะลดลง ซึ่งแสดงถึงการดูดซับฟอสเฟตของ Dolomite เป็นกระบวนการดูดซับแบบคายความร้อน โดยทั่วไปถ้ากระบวนการดูดซับเป็นกระบวนการคายความร้อน ความสามารถในการดูดซับจะลดลงเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น แต่ถ้ากระบวนการดูดซับเป็นกระบวนการดูดความร้อน ความสามารถในการดูดซับจะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น

Sarioglu et al. (2005) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนของประเทศตุรกีด้วยซีโอไลต์ธรรมชาติ พบว่าซีโอไลต์มีองค์ประกอบส่วนใหญ่เป็น Clinoptilolite, Mordenite และ Feldspar มีความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับ 25.93 มิลลิกรัมต่อกรัม และที่สภาวะพีเอชมากกว่า 4 ระยะเวลาสัมผัส 40 นาที ซีโอไลต์จะมีความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงสุด

Wu et al. (2006) ศึกษาการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนและออร์โธฟอสเฟตด้วยซีโอไลต์สังเคราะห์จากขี้เถ้าลอย พบว่ากลไกการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนและออร์โธฟอสเฟตจะเกิดปฏิกิริยากับโลหะ Al^{3+} Fe^{3+} Mg^{2+} Ca^{2+} และ Na^+ โดยลำดับความสำคัญของโลหะที่มีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนจากมากไปน้อย ดังต่อไปนี้ $Al^{3+} > Mg^{2+} > Ca^{2+} > Na^+ > Fe^{3+}$ ตามลำดับ และออร์โธฟอสเฟต $Al^{3+} > Fe^{3+} > Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+}$ ตามลำดับ

Wang et al. (2006) ศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำชะขยะด้วย Clinoptilolite พบว่า Clinoptilolite ที่มีขนาดอนุภาคเล็ก (น้อยกว่า 0.45 มิลลิเมตร) มีความสามารถในการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงสุด และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของสารละลายแอมโมเนียมไนโตรเจน (11.12-115.16 มิลลิกรัมต่อลิตร) มากขึ้น พบว่าความสามารถในการดูดซับมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นด้วย และภายในระยะเวลาสัมผัส 30 นาที Clinoptilolite จะมีอัตราการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนสูง

Yunus et al. (2006) ศึกษาการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของ Red Mud โดยได้ทำการเพิ่มพื้นที่ผิวของ Red Mud ด้วยวิธีการให้ความร้อน แล้วเปรียบเทียบความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนกับ Red Mud ที่ไม่ผ่านการให้ความร้อน เมื่อเปรียบเทียบพื้นที่ผิวจำเพาะของ Red Mud ที่ไม่ผ่านการให้ความร้อนกับ Red Mud ที่ผ่านการให้ความร้อน พบว่า Red Mud ที่ผ่านการให้ความร้อนมีพื้นที่ผิวจำเพาะเพิ่มขึ้นจาก 14.20 เป็น 20.70 ตารางเมตรต่อกรัม และมีความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนสูงกว่า Red Mud ที่ไม่ผ่านการให้ความร้อนประมาณ 3 เท่า คือ 5.86 และ 1.86 มิลลิโมลต่อกรัมตามลำดับ

Duran et al. (2007) ศึกษาการกำจัดไนเตรทไนโตรเจนความเข้มข้นอยู่ในช่วง 20.00-100.00 มิลลิกรัมต่อมิลลิลิตร ด้วยดินเหนียวที่กระตุ้นด้วยกรดและความร้อน องค์ประกอบส่วนใหญ่ของดินเหนียวประกอบด้วยแร่ Calcium Montmorillonite, Quartz, Cristobalite, Gypsum

และ Anhydrite ผลการศึกษาพบว่าดินเหนียวที่กระตุ้นด้วยกรดไฮโดรคลอริกมีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทไนโตรเจนได้สูงสุด ร้อยละ 13.74-22.28 ด้วยกลไกการเกิดปฏิกิริยาของไนเตรทไนโตรเจนกับโลหะออกไซด์ที่เป็นองค์ประกอบในดินเหนียว

Kaasik et al. (2007) ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยเถ้าลอยของหินน้ำมัน พบว่าเถ้าลอยหินน้ำมันมีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสอยู่ในช่วงร้อยละ 67.00-85.00 โดยเถ้าลอยหินน้ำมันที่มีแคลเซียมเป็นองค์ประกอบมาก จะมีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสสูง

2.5.3 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการใช้ประโยชน์ดินดานในงานด้านสิ่งแวดล้อม

Drizo et al. (1999) ศึกษาการนำดินดานไปดูดซับฟอสฟอรัสเพื่อนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ โดยเปรียบเทียบกับวัสดุดูดซับชนิดอื่น ได้แก่ Buxite, Light Expanded Clay Aggregate (LECA), หินปูน, หินน้ำมันที่ผ่านการเผาไหม้แล้ว, จีเถ้าลอย และซีโอไลต์ ผลการศึกษาพบว่าดินดานและ Bauxite มีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสสูงสุด 730.00 และ 350.00 มิลลิกรัมฟอสฟอรัสต่อกิโลกรัม ตามลำดับ เนื่องจากบริเวณผิวของดินดานประกอบไปด้วยออกไซด์อะลูมิเนียม แคลเซียม และเหล็ก ที่มีความสามารถในการทำปฏิกิริยากับฟอสเฟตได้ และในรายงานยังได้คาดการณ์อายุของระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่จะใช้ดินดานเป็นตัวกลางจากการคำนวณพบว่า อายุของระบบจะสูงถึง 20 ปี

Drizo et al. (1997; 2000) ได้ศึกษาเอาดินดานไปดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอไลต์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เท่ากับ 106.00, 46.00 และ 5.00 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยใช้เป็นตัวกลางในชุดจำลองระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ซึ่งมีการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดระหว่างระบบที่ปลูกพืชและไม่ปลูกพืช ผลการศึกษาพบว่าระบบที่มีการปลูกพืช มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟตร้อยละ 98.00-100.00 แอมโมเนียมไนโตรเจน กำจัดได้อย่างสมบูรณ์ และไนเตรท กำจัดได้ร้อยละ 85.00-95.00 ส่วนระบบที่ไม่ปลูกพืชมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟตได้เหมือนกับระบบที่ปลูกพืชร้อยละ 98.00-100.00 แอมโมเนียมกำจัดได้ ร้อยละ 40.00-75.00 และไนเตรทไนโตรเจนกำจัดได้ร้อยละ 45.00-75.00 จากที่มีการทดลองเป็นระยะเวลา 1 ปี พืชสามารถเจริญเติบโตบนดินดานได้ รวมทั้งมีการพัฒนาของลำต้นใต้ดิน (Rhizome) และรากเป็นอย่างดี

Reyad et al. (2003; 2004) ที่ศึกษาการกำจัดแคดเมียม ตะกั่ว สังกะสี และทองแดงในน้ำเสียด้วยซีโอไลต์ที่สังเคราะห์จากจีเถ้าลอยของหินน้ำมัน (Oil Shale) ซึ่งเป็นดินดานชนิดหนึ่ง โดยใช้สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ กรดไฮโดรคลอริก กรดไนตริก กรดซัลฟิวริก และกรดฟอสฟอริก เป็นตัวสกัด พบว่าจีเถ้าลอยของหินน้ำมันที่สังเคราะห์ด้วยกรดไนตริกมีความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวกสูงสุด 146 มิลลิอิกวาเลนซ์ต่อกรัม เมื่อนำซีโอไลต์ที่ได้

ไปดูดซับสารละลายแคลเซียมตะกั่ว สังกะสี และทองแดง พบว่ามีความสามารถดูดซับ 70.58, 95.60, 50.00 และ 100.00 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

Forbes et al. (2004) ศึกษาการกำจัดฟอสเฟตของทรายและหินดินดานเพื่อนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลผ่านพื้นผิว เพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดของตัวกลาง Forbes et al. ได้ทำการเผาหินดินดานให้เป็น Light Weight Expanded Shale เพื่อเพิ่มพื้นที่ผิวและความพรุนของหินดินดาน ผลการศึกษาพบว่าหินดินดานมีความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตมากกว่าทราย โดยมีค่าเท่ากับ 0.971 และ 0.059 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

Paikary et al. (2005) ศึกษาการกำจัดอาร์เซนิกด้วยหินดินดานแต่ละท้องถิ่นในประเทศอินเดีย พบว่าหินดินดานแต่ละท้องถิ่นที่มีความสามารถในการดูดซับอาร์เซนิกแตกต่างกันอยู่ในช่วง 0.07-1.35 มิลลิกรัมต่อกรัม ซึ่งความสามารถในการดูดซับอาร์เซนิกจะมีความสัมพันธ์กับองค์ประกอบทางเคมีของหินดินดาน ได้แก่ สารอินทรีย์คาร์บอน และแร่ Pyrite โดยหินดินดานที่มีปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอน และแร่ Pyrite มากจะเพิ่มความสามารถในการดูดซับอาร์เซนิกมากขึ้น

2.6 สรุป

ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ปนเปื้อนในน้ำเสียจะอยู่ในรูปต่างๆ กัน ขึ้นอยู่กับสภาวะการมีออกซิเจนหรือไม่มีออกซิเจน ระยะเวลา อุณหภูมิ และความเป็นกรด-ด่าง โดยทั่วไปการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกจากรน้ำเสียมักใช้ทั้งวิธีทางเคมี กายภาพ และชีวภาพ ซึ่งในแต่ละวิธีก็จะมีข้อจำกัดในด้านค่าใช้จ่ายของการก่อสร้างระบบ อุปกรณ์ สารเคมี และความยากง่ายในการควบคุมระบบให้มีประสิทธิภาพอยู่เสมอแตกต่างกัน พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์เป็นระบบบำบัดที่สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้มีประสิทธิภาพสูง อีกทั้งยังมีความสามารถในการกำจัดของแข็งแขวนลอย และ โลหะหนักได้ดีอีกด้วย ซึ่งระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จัดว่าเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ประหยัด การออกแบบและก่อสร้างไม่ซับซ้อน อาศัยกระบวนการบำบัดหลายกระบวนการรวมกันผสมผสานระหว่างตัวกลาง จุลินทรีย์ กับการปลูกพืชมีลักษณะคล้ายกับพื้นที่ชุ่มน้ำ ซึ่งตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จะดูดซับสารอาหารไว้ให้จุลินทรีย์ย่อยสลายและพืชสามารถดึงไปใช้ในการเจริญเติบโตต่อไปได้ แต่ตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ใช้อยู่ทั่วไปในปัจจุบัน เช่น ทราย กรวด จะมีความสามารถในการดูดซับสารอาหารได้น้อย เกิดการอุดตันเร็ว ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบลดลง ดังนั้นเพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดของระบบจึงมีการศึกษาหาวัสดุชนิดอื่นมาใช้เป็นตัวดูดซับสารอาหารให้คงอยู่ในระบบได้นาน เช่น ของเสี้ยวและผลพลอยได้จากอุตสาหกรรมต่าง ๆ วัสดุดูดซับที่สังเคราะห์ขึ้นเพื่อเพิ่มความสามารถในการดูดซับซึ่งวัสดุเหล่านี้ยังมีข้อจำกัดในการที่จะนำไปใช้จริง ทั้งทางด้านค่าใช้จ่ายที่เพิ่มขึ้นจากการสังเคราะห์

วัสดุดูดซับ ความเป็นพิษของน้ำชะและตัวของวัสดุดูดซับ หินดินดานเป็นหินตะกอนที่ประกอบด้วยอนุภาคทรายแป้งและอนุภาคดินเหนียว ทับถมกันเป็นชั้นที่มีความละเอียดมาก มีองค์ประกอบโดยส่วนใหญ่เป็นแร่ผสมของซิลิกอน อะลูมิเนียม เหล็ก แคลเซียม ในปริมาณต่าง ๆ กัน ในปัจจุบันหินดินดานใช้ในอุตสาหกรรมปิโตรเลียม อุตสาหกรรมผลิตปูนซีเมนต์ นอกจากนี้ยังมีการนำหินดินดานมาใช้ในงานด้านสิ่งแวดล้อม โดยเป็นวัสดุดูดซับชนิดหนึ่งที่มีความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก อาร์เซนิก ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส โดยอัตราเร็วและขีดความสามารถในการดูดซับนั้นจะขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ ได้แก่ ความปั่นป่วนของระบบ ขนาดและพื้นที่ผิวของสารดูดซับ ขนาดของสารที่ถูกดูดซับ ความสามารถในการละลายของสารที่ถูกดูดซับ อุณหภูมิของระบบ พีเอชของสารละลาย เวลาที่สารละลายสัมผัสกับตัวดูดซับ และคุณสมบัติของตัวทำละลาย หินดินดานยังสามารถนำไปใช้ประโยชน์เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ เพื่อเพิ่มความสามารถในการดูดซับสารอาหารของระบบให้พืชดูดไปใช้ได้อย่างมีประสิทธิภาพ จึงเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพของการทำงานของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ได้

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

การศึกษานี้เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (Experimental Research) เพื่อศึกษาการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานและสถานะที่เหมาะสมในการนำไปใช้ประโยชน์เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ โดยมีขั้นตอนการศึกษาดังต่อไปนี้

3.1 สถานที่ทำการศึกษวิจัย

ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม และห้องปฏิบัติการปฐพีกลศาสตร์ บริเวณอาคารศูนย์เครื่องมือ 5 และบริเวณระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ในฟาร์มมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา

3.2 ระยะเวลาทำการศึกษวิจัย

ระยะเวลาที่ใช้ในการทดลอง 12 เดือน ตั้งแต่เดือน มกราคม พ.ศ. 2550 ถึงเดือน มกราคม พ.ศ. 2551

3.3 ขั้นตอนการศึกษวิจัย

ขั้นตอนการศึกษวิจัยแสดงดังรูปที่ 3.1

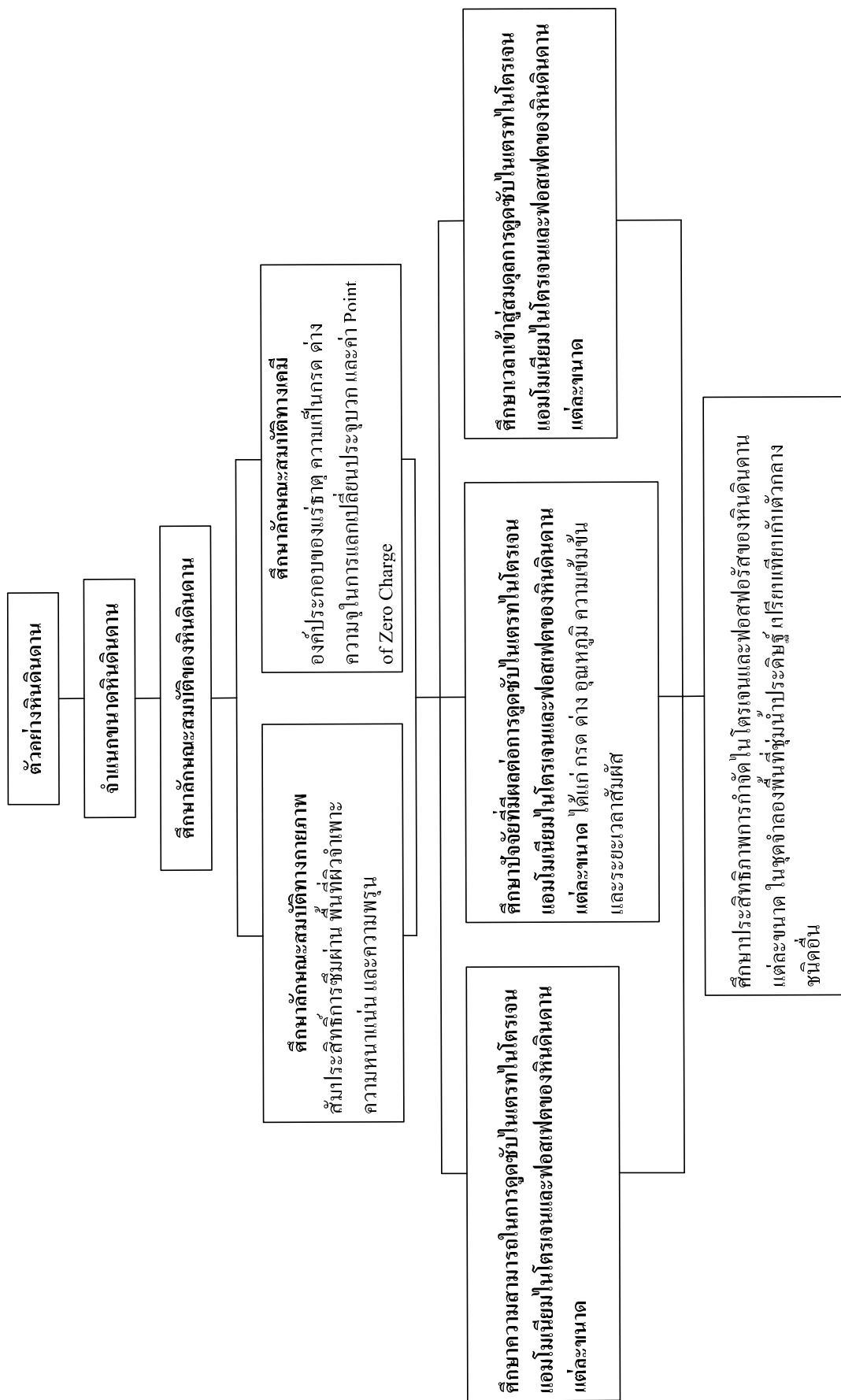
3.3.1 การจำแนกขนาดของหินดินดาน

นำตัวอย่างหินดินดานมาบดและจำแนกขนาด ให้มีขนาดแตกต่างกันตั้งแต่ 0.25-8.00 มิลลิเมตร ตามขนาดตัวกลางของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ใช้ทั่วไป (เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2547) โดยใช้วิธี Sieve Analysis

3.3.2 การศึกษาลักษณะสมบัติของหินดินดาน

3.3.2.1 ศึกษาลักษณะสมบัติทางกายภาพของหินดินดาน

ทำการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติทางกายภาพของหินดินดาน ได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์การซึมผ่าน พื้นที่ผิวจำเพาะ ค่าความหนาแน่น และค่าความพรุน โดยอ้างอิงวิธีการและเครื่องมือวิเคราะห์ดังแสดงในตารางที่ 3.1



รูปที่ 3.1 แสดงขั้นตอนการศึกษาวิจัย

ตารางที่ 3.1 วิธีการและเครื่องมือวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตัวอย่างหินดินดาน

ลักษณะสมบัติ	วิธีการ/เครื่องมือวิเคราะห์	อ้างอิง
ขนาด	Sieve Analysis Method	ASTM, 2004
สัมประสิทธิ์การซึมผ่าน	Constant Head Method	ASTM, 2004
พื้นที่ผิวจำเพาะ	BET method/ ยี่ห้อ Micromeritics รุ่น ASAP 2010	วีระศักดิ์ อุดมกิจเดชา และคณะ, 2543
ความหนาแน่น	ASTM D 6938	ASTM, 2004
ความพรุน	ASTM D 4612-03	ASTM, 2004
CEC	Ammonium Acetate Method, pH 7	กรมวิชาการเกษตร, 2546
ความเป็นกรด-ด่าง	pH Meter	กรมวิชาการเกษตร, 2546
Point of zero charge	Potentiometric Titration	Paikaray et al., 2005
องค์ประกอบของแร่ธาตุ	X-Ray Fluorescence Spectrometry/ยี่ห้อ Oxford รุ่น ED 2000 CNS Analyzer/ยี่ห้อ LECO รุ่น CNS 2000	วีระศักดิ์ อุดมกิจเดชา และคณะ, 2543

3.3.2.2 ศึกษาลักษณะสมบัติทางเคมีของหินดินดาน

ทำการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติทางเคมีของหินดินดาน ได้แก่ ความจุในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (Cation Exchange Capacity, CEC) ค่าความเป็นกรด-ด่าง ค่า Point of Zero Charge และองค์ประกอบของแร่ธาตุในหินดินดาน โดยอ้างอิงวิธีและเครื่องมือวิเคราะห์ดังแสดงในตารางที่ 3.1

3.3.3 ศึกษาความสามารถในการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน

แต่ละขนาด

นำตัวอย่างหินดินดานที่จำแนกขนาดแล้วมาล้างให้สะอาดด้วยน้ำกลั่น แล้วนำไปศึกษาความสามารถในการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยนำ 200 มิลลิลิตร ของสารละลายมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจนความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อลิตร อ้างอิงคุณภาพน้ำเสียชุมชนทั่วไป (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2540) ซึ่งเตรียมจากสารประกอบโพแทสเซียมไนเตรท (KNO_3) ใส่ในขวดรูปชมพู่แต่ละขวดรวมทั้งหมด 5 ขวด โดยชุดที่ 1 บรรจุหินดินดาน A ซึ่งมีน้ำหนักแตกต่างกัน 5

ค่า ตั้งแต่ 0, 1, 2, 4, 8 และ 16 กรัม และชุดที่ 2-5 บรรจุหินดินดาน B-E ตามลำดับ นำไปแช่ที่ความเร็วรอบ 150 รอบต่อนาที โดยใช้เวลาในการแช่ 24 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิห้องและควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 จากนั้นวัดความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจนที่เหลืออยู่ ทำการทดลองเช่นเดียวกับที่กล่าวข้างต้นแต่เปลี่ยนจากสารละลายมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจนเป็นสารละลายมาตรฐานแอมโมเนียมไนโตรเจนเข้มข้น 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งเตรียมจากสารประกอบแอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) และสารละลายมาตรฐานออร์โธฟอสเฟตความเข้มข้น 15 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่เตรียมจากสารประกอบโพแทสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต (KH_2PO_4) ทำการทดลองในแต่ละชุดซ้ำ 3 ครั้ง

3.3.4 ศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน

แต่ละขนาด

3.3.4.1 ศึกษาผลของความเป็นกรด-ด่างต่อการดูดซับของหินดินดานแต่ละขนาด

นำ 200 มิลลิลิตร ของสารละลายมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจนความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยปรับค่าพีเอชของสารละลายมาตรฐานให้มีความแตกต่างกัน 5 ค่า ในช่วง 2-10 ในแต่ละขวดบรรจุหินดินดานน้ำหนัก 4 กรัม (Drizo et al., 1999) นำไปแช่ที่ความเร็วรอบ 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 24 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิห้อง จากนั้นวัดความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจนที่เหลืออยู่ ทำการทดลองเช่นเดียวกับข้างต้นแต่เปลี่ยนจากสารละลายมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจนเป็นสารละลายมาตรฐานแอมโมเนียมไนโตรเจนความเข้มข้น 50 มิลลิกรัมต่อลิตร และสารละลายมาตรฐานออร์โธฟอสเฟตความเข้มข้นตั้งแต่ 15 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยทำการทดลองในแต่ละชุดซ้ำ 3 ครั้ง

3.3.4.2 ศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการดูดซับของหินดินดานแต่ละขนาด

ทำการทดลองเช่นเดียวกับข้อ 3.3.4.1 โดยใช้สารละลายมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจน 5 มิลลิกรัมต่อลิตร สารละลายมาตรฐานแอมโมเนียมไนโตรเจน 50 มิลลิกรัมต่อลิตร และสารละลายมาตรฐานออร์โธฟอสเฟตเข้มข้น 15 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยควบคุมอุณหภูมิของสารละลายแตกต่างกัน 5 ค่า โดยอยู่ในช่วง 20-40 องศาเซลเซียส ทำการทดลองในแต่ละชุดซ้ำ 3 ครั้ง

3.3.4.3 ศึกษาผลของความเข้มข้นต่อการดูดซับของหินดินดานแต่ละขนาด

ทำการทดลองเช่นเดียวกับข้อ 3.3.4.1 โดยใช้สารละลายมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจนความเข้มข้นแตกต่างกัน 5 ค่า ตั้งแต่ 1-10 มิลลิกรัมต่อลิตร, สารละลายมาตรฐานแอมโมเนียมไนโตรเจนความเข้มข้นตั้งแต่ 5-100 มิลลิกรัมต่อลิตร และสารละลายมาตรฐานออร์โธฟอสเฟตที่มีความเข้มข้นตั้งแต่ 2-30 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำการทดลองในแต่ละชุดซ้ำ 3 ครั้ง

3.3.4.4 ศึกษาผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับของหินดินดานแต่ละขนาด

ทำการทดลองเช่นเดียวกับข้อ 3.3.4.1 โดยใช้สารละลายมาตรฐาน สารละลายมาตรฐานไนเตรทไนโตรเจนความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียมไนโตรเจนความเข้มข้น 50 มิลลิกรัมต่อลิตร และสารละลายมาตรฐานออร์โธฟอสเฟตความเข้มข้น 15 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยแต่ละชุดการทดลองใช้เวลาในการเขย่าแตกต่างกัน 5 ค่า จนกระทั่งเข้าสู่สภาวะสมดุล ทำการทดลองในแต่ละชุดซ้ำ 3 ครั้ง

3.3.5 ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน

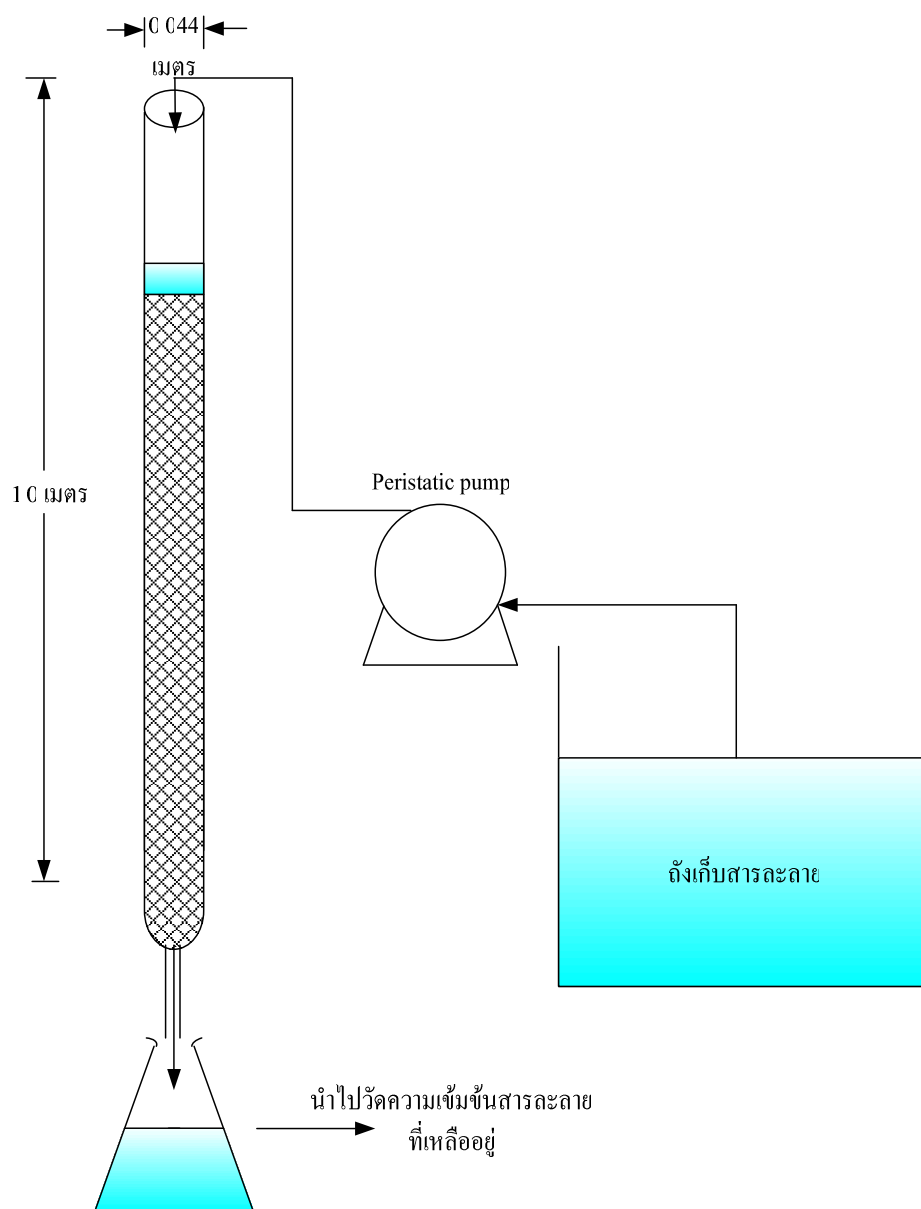
แต่ละขนาด

ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับของสารละลายไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตในชุดทดลองแบบคอลัมน์ แสดงรายละเอียดดังรูปที่ 3.2 โดยทำการทดลอง ณ สภาวะอุณหภูมิห้องและค่าพีเอช เท่ากับ 7 ที่อัตราการบรรทุกของไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตเท่ากับ 0.14, 1.42 และ 1.42 กิโลกรัมต่อตารางเมตรต่อวัน ตามลำดับ โดยทำการทดลองในคอลัมน์ที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางภายใน 0.044 เมตร สูง 1.0 เมตร ภายในคอลัมน์บรรจุหินดินดานแต่ละขนาด น้ำหนัก 1.5 กิโลกรัม โดยในแต่ละคอลัมน์จะมีความสูงของตัวกลางอยู่ในช่วง 0.70-0.74 เมตร จากนั้นจึงปล่อยสารละลายไหลผ่านคอลัมน์ จนกระทั่งหินดินดานแต่ละขนาดอิ่มตัวด้วยสารละลาย เก็บสารละลายหลังจากไหลผ่านคอลัมน์ นำมาวัดความเข้มข้นของสารละลายที่เหลืออยู่ จนกระทั่งความเข้มข้นของสารละลายที่ออกจากคอลัมน์เท่ากับความเข้มข้นของสารละลายที่เข้าคอลัมน์

3.3.6 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในน้ำเสียสังเคราะห์ของหินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน ในชุดจำลองระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ และเปรียบเทียบกับตัวกลางชนิดอื่น ได้แก่ ทราย และกรวด

ชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ประกอบด้วยถังมีขนาดกว้าง x ยาว x สูง เท่ากับ 0.5 x 1.0 x 0.5 เมตร จำนวน 7 ถัง แสดงดังรูปที่ 3.4 โดยในแต่ละถังบรรจุด้วยทราย, กรวด และหินดินดาน A, B, C, D และ E น้ำหนัก 180 กิโลกรัม ความลึกของตัวกลางอยู่ในช่วง 0.24-0.30 เมตร (รูปที่ 3.5 และ 3.6) และป้อนน้ำเสียสังเคราะห์เป็นระยะทุก 12 ชั่วโมงซึ่งแต่ละถังจะมีอัตราการบรรทุกอินทรีย์ (Organic Loading Rate) อยู่ในช่วง 8.00-11.95 กิโลกรัมชีโอดีต่อตารางเมตรต่อวัน น้ำตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษาเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ โดยวิธีการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ แสดงตารางที่ ค1 (ภาคผนวก ค) อ้างอิงลักษณะสมบัติของน้ำเสียชุมชนดังแสดงในตารางที่ 3.2 เก็บตัวอย่างและวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เข้าและออกจากชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ตั้งแต่เริ่มการวิจัยและเก็บทุก ๆ 3-5 วัน เพื่อวิเคราะห์ค่า ซีโอดี ไนเตรทไนโตรเจน

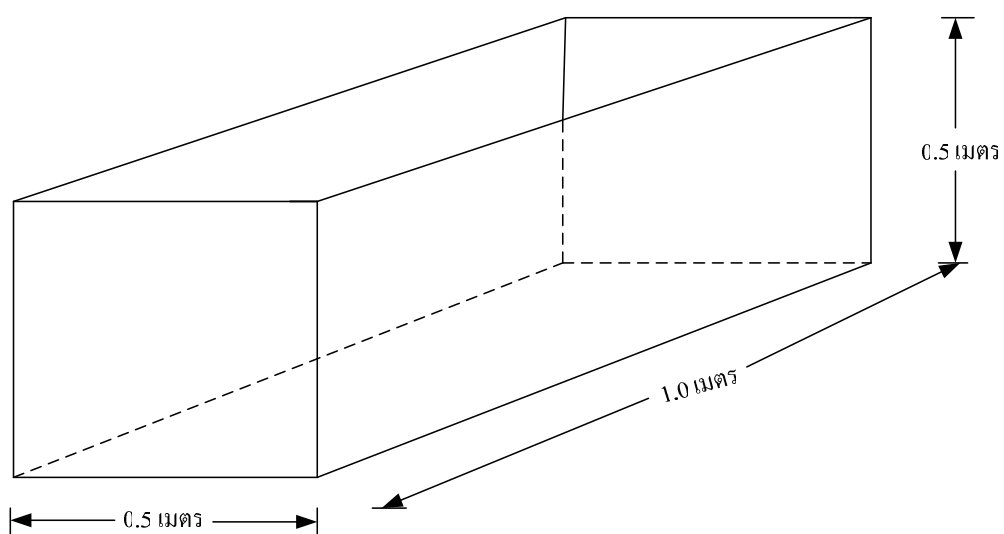
แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โทฟอสเฟต จนกระทั่งประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสียของระบบเริ่มคงที่ และทำการเดินระบบต่อไปเพื่อหาค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการกำจัดของระบบ



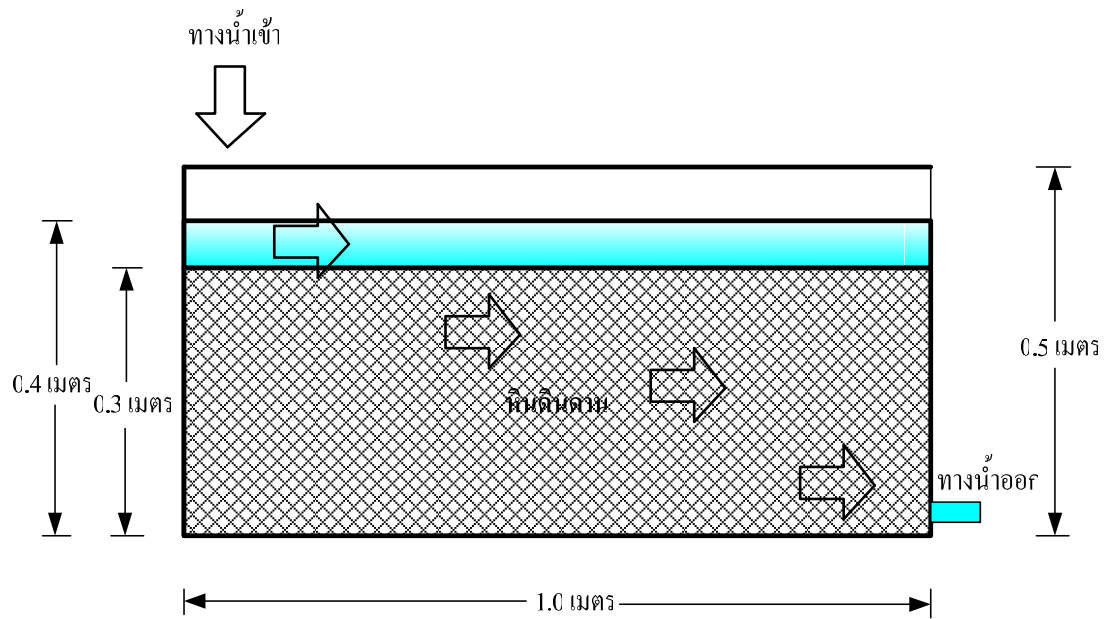
รูปที่ 3.2 แผนภาพชุดเครื่องมือการเข้าสู่สมดุลของการดูดซับ



รูปที่ 3.3 ชุดคอลัมน์การเข้าสู่สมดุลการดูดซับที่ใช้ในการทดลอง



รูปที่ 3.4 ชุดจำลองระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์



รูปที่ 3.5 ตัวอย่างภาพตัดขวางชุดจำลองระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ของหินดินดาน A



รูปที่ 3.6 แบบจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ใช้ในการทดลอง

ตารางที่ 3.2 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษาวิจัย

ลักษณะสมบัติของน้ำเสีย	หน่วย	ค่าต่ำสุด-ค่าสูงสุด	ค่าเฉลี่ย	ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน
ซีโอดี	มิลลิกรัมต่อลิตร	200.09-298.76	252.51	28.98
ไนเตรทไนโตรเจน	มิลลิกรัมต่อลิตร	5.47-8.16	6.90	0.79
แอมโมเนียมไนโตรเจน	มิลลิกรัมต่อลิตร	54.66-81.61	68.98	7.92
ฟอสเฟต	มิลลิกรัมต่อลิตร	14.28-22.92	18.11	2.60
ความเป็นกรด-ด่าง	-	6.08-6.59	6.28	0.15
อุณหภูมิ	องศาเซลเซียส	25.30-28.50	25.58	2.21

3.4 วิธีการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำ

วิธีการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำที่ใช้ในการทดลอง แสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 วิธีการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง

ลักษณะสมบัติ	วิธีการวิเคราะห์	อ้างอิง
ซีโอดี	Close Reflux Method	APHA, AWWA and WEF, 1998
ไนเตรทไนโตรเจน	Colorimetric Method	APHA, AWWA and WEF, 1998
แอมโมเนียมไนโตรเจน	Nesslerization Method	APHA, AWWA and WEF, 1998
ฟอสฟอรัส	Vanadomolybdophosphoric Acid Colorimetric Method	APHA, AWWA and WEF, 1998
ความเป็นกรด-ด่าง	pH Meter	APHA, AWWA and WEF, 1998
อุณหภูมิ	Thermometer	APHA, AWWA and WEF, 1998

3.5 การวิเคราะห์ข้อมูล

3.5.1 วิเคราะห์หาความสามารถในการดูดซับและค่าคงที่ต่าง ๆ ในการดูดซับในเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด โดยใช้สมการแบบ Langmuir และสมการแบบ Freundlich

3.5.2 วิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติเพื่อหาค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของข้อมูลที่ได้จากผลการศึกษาดังนี้

3.5.2.1 ผลการศึกษาลักษณะสมบัติของหินดินดาน

3.5.2.2 ผลการศึกษาความสามารถในการดูดซับและปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับในเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด

3.5.2.3 ผลการศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับในเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด

3.5.3 วิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติเพื่อหาค่าเฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน และความแปรปรวนของค่าเฉลี่ยด้วยโปรแกรมสำเร็จรูป SPSS เวอร์ชัน 15.0 ของผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในน้ำเสียสังเคราะห์ของหินดินดานแต่ละขนาด ทราบ และกรวด ในชุดจำลองระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

บทที่ 4

ผลการทดลองและการอภิปรายผล

4.1 ลักษณะสมบัติของหินดินดาน

4.1.1 ลักษณะสมบัติทางกายภาพของหินดินดาน

จากผลการศึกษาลักษณะสมบัติทางกายภาพสามารถจำแนกขนาดของตัวอย่างหินดินดานออกเป็น 5 ขนาด โดยหินดินดาน A มีขนาด 4.00-8.00 มิลลิเมตร หินดินดาน B มีขนาด 2.00-4.00 มิลลิเมตร หินดินดาน C มีขนาด 1.00-2.00 มิลลิเมตร หินดินดาน D มีขนาด 0.50-1.00 มิลลิเมตร และหินดินดาน E มีขนาด 0.25-0.50 มิลลิเมตร ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.1 และพบว่าพื้นที่ผิวจำเพาะเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน $E > D > C > B > A$ โดยมีค่าเท่ากับ 5.5275, 5.9864, 6.0550, 6.2280 และ 6.9698 ตารางเมตรต่อกรัม ตามลำดับ ตัวกลางที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์โดยทั่วไป เช่น ทราย และกรวด มีพื้นที่ผิวจำเพาะอยู่ในช่วง 0.08-11.0 ตารางเมตรต่อกรัม (Tokunaga et al., 2003; Prochaska and Zouboulis, 2005) ซึ่งตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวจำเพาะมากก็มีความสามารถในการดูดซับสารอาหารไว้มากเพื่อให้จุลินทรีย์ย่อยสลายและพืชนำไปใช้ในการเจริญเติบโตต่อไป (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2547; Drizo et al., 1999; Metcalf and Eddy, 2004) หินดินดานแต่ละขนาดมีค่าความหนาแน่นอยู่ในช่วง 1.86-1.88 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร และค่าความพรุนร้อยละ 33-35 จะเห็นได้ว่าขนาดของหินดินดาน A-E มีค่าความหนาแน่นและค่าความพรุนไม่แตกต่างกันมากนัก ตัวกลางที่มีความพรุนสูงจะมีความเหมาะสมที่จะเป็นตัวกลางสำหรับระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ เนื่องจากมีช่องว่างสำหรับให้อากาศและจุลินทรีย์ซึ่งจะมีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียของตัวดูดซับนั้น และมีผลต่อการไหลของน้ำในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (Kadlec and Knight, 1996; Yang et al., 2001) ในการออกแบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลใต้ผิวดักกลางมักกำหนดค่าความพรุนอยู่ในช่วงร้อยละ 34-45 และพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลผ่านพื้นผิวกำหนดให้อยู่ในช่วงร้อยละ 65-75 (U.S EPA, 1993; 2000) หินดินดานมีค่าสัมประสิทธิ์การซึมผ่านเรียงลำดับจากมากไปหาน้อย ดังต่อไปนี้ หินดินดาน $A > B > C > D > E$ โดยมีค่าเท่ากับ 875.16, 664.44, 391.44, 208.12 และ 97.64 เมตรต่อวัน ตามลำดับ ซึ่งค่าสัมประสิทธิ์การซึมผ่านที่มีค่ามากแสดงให้เห็นถึงการมีคุณสมบัติในการระบายน้ำได้สูง ช่วยลดการอุดตันของระบบ ตัวกลางที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จะมีค่าสัมประสิทธิ์การซึมผ่านตั้งแต่ 100-250000 เมตรต่อวัน (Metcalf and Eddy, 2004)

ตารางที่ 4.1 ลักษณะสมบัติทางกายภาพของหินดินดาน

หินดินดาน	ขนาด (mm)	พื้นที่ผิว จำเพาะ (m ² g ⁻¹)	ความ หนาแน่น (g cm ⁻³)	ความพรุน (%)	สัมประสิทธิ์ การซึมผ่าน (m d ⁻¹)
A	4.00-8.00	5.5275	1.88	33	875.16
B	2.00-4.00	5.9864	1.87	34	664.44
C	1.00-2.00	6.0550	1.86	35	391.44
D	0.50-1.00	6.2280	1.86	35	208.12
E	0.25-0.50	6.9698	1.86	35	97.64

4.1.2 ลักษณะสมบัติทางเคมีของหินดินดาน

จากการศึกษาองค์ประกอบทางเคมีของหินดินดานแสดงดังตารางที่ 4.2 พบว่า องค์ประกอบโดยส่วนใหญ่ของหินดินดานประกอบด้วย ซิลิกอนไดออกไซด์ ร้อยละ 54.42, อลูมิเนียมออกไซด์ ร้อยละ 11.49 แคลเซียมออกไซด์ ร้อยละ 10.97 และเฟอร์ริกออกไซด์ ร้อยละ 4.68 จากผลการศึกษาของ Zhu et al. (1997) และ Bubba et al. (2003) พบว่าองค์ประกอบทางเคมีของตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์มีผลต่อความสามารถในการดูดซับฟอสเฟต โดยเฉพาะอะลูมิเนียม เหล็ก แคลเซียมและแมกนีเซียม ดังนั้นองค์ประกอบทางเคมีของตัวดูดซับจึงมีผลต่อการดูดซับสารต่าง ๆ หินดินดานมีค่า pH อยู่ในช่วง 5.97-6.45 ค่า CEC อยู่ในช่วง 2.45-2.55 มิลลิอิควิวเลนซ์ต่อ 100 กรัม โดยสารดูดซับที่มีค่า CEC มาก จะมีผลทำให้มีความสามารถในการดูดซับสารที่ถูกดูดซับที่ประจุเป็นบวกมากตามไปด้วย (ธิดารัตน์ บุญศรี, 2543) หินดินดานมี Point of Zero Charge อยู่ในช่วงพีเอช 6.87-6.93 จากการที่หินดินดานมีค่าพีเอชต่ำกว่าพีเอชที่จุด Point of Zero Charge แสดงว่าหินดินดานมีประจุที่ผิวเป็นบวก (Paikaray et al., 2005; 2007)

4.2 ศึกษาการดูดซับไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด

4.2.1 ความสามารถในการดูดซับไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด

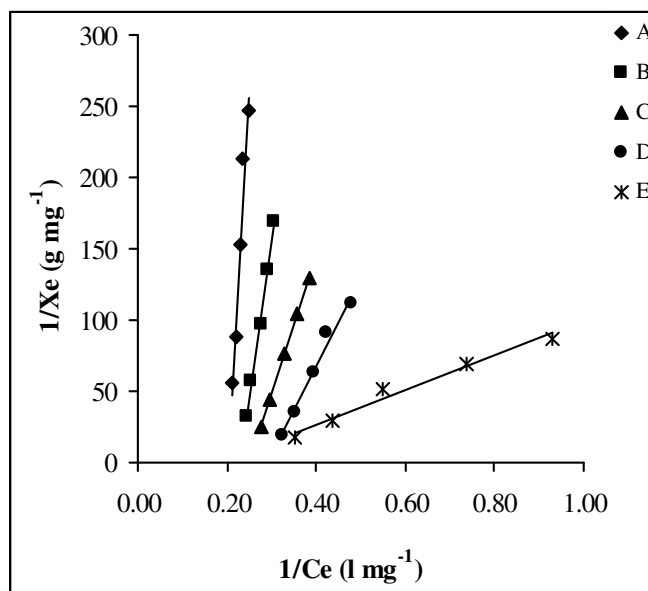
4.2.1.1 ความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน

จากการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนเตรทไนโตรเจนที่ถูกดูดซับต่อน้ำหนักหินดินดานแต่ละขนาด (ภาคผนวก ก) นำมาทดสอบไอโซเทอร์มการดูดซับโดยใช้สมการของ Langmuir (สมการที่ 2.1) และสมการของ Freundlich (สมการที่ 2.3) ได้ดังต่อไปนี้ เมื่อ

ตารางที่ 4.2 องค์ประกอบทางเคมีของหินดินดาน

ส่วนประกอบ	ปริมาณ (%)	ส่วนประกอบ	ปริมาณ (%)
ซิลิกอนไดออกไซด์ (SiO ₂)	54.42	แมกนีเซียมออกไซด์ (MgO)	2.00
อลูมิเนียมออกไซด์ (Al ₂ O ₃)	11.49	แคลเซียมออกไซด์ (CaO)	10.97
เฟอร์ริกออกไซด์ (Fe ₂ O ₃)	4.68	โซเดียมออกไซด์ (Na ₂ O)	0.38
เฟอร์รัสออกไซด์ (FeO)	2.30	โพแทสเซียมออกไซด์ (K ₂ O)	1.79
คาร์บอน (C)	2.43	ไนโตรเจน (N)	1.92
ซัลเฟอร์ (S)	0.20		

เขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า $1/X_e$ กับค่า $1/C_e$ ได้กราฟเส้นตรงของไอโซเทอร์มการดูดซับในตรรกไนโตรเจนดังแสดงในรูปที่ 4.1 โดยมีค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจ (R^2) อยู่ในช่วง 0.948-0.9991 และสามารถหาค่าคงที่ X_m และ K ได้จากค่าความชันและจุดตัดบนแกน $1/X_e$ ดังแสดงในตารางที่ 4.3



รูปที่ 4.1 กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับในตรรกไนโตรเจนแบบ Langmuir ของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

ตารางที่ 4.3 ค่าคงที่และความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด
แบบ Langmuir และ Freundlich

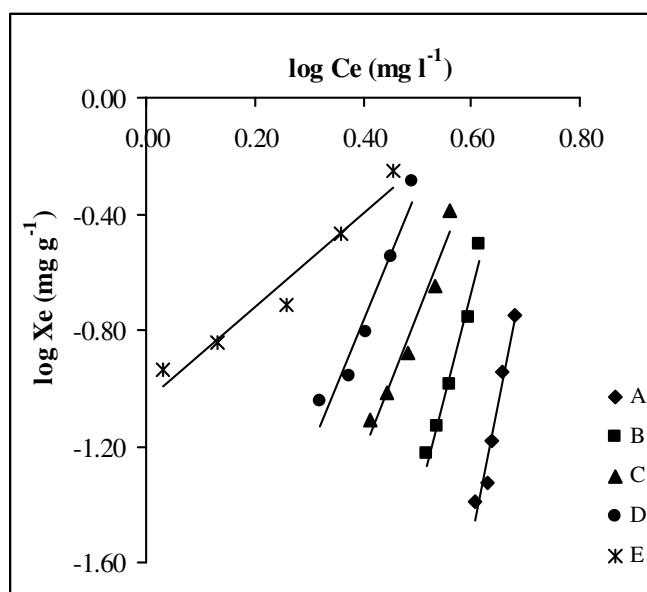
หินดินดาน	Langmuir Isotherm			Freundlich Isotherm		
	X_m (mg g ⁻¹)	K	R ²	n	K _f	R ²
A	0.029	0.0005	0.9483	0.104	5.53 x 10 ⁻⁸	0.9437
B	0.051	0.0009	0.9957	0.136	8.44 x 10 ⁻⁶	0.9751
C	0.090	0.0022	0.9991	0.209	7.03 x 10 ⁻⁴	0.9751
D	0.114	0.0054	0.9813	0.220	0.003	0.9453
E	0.143	0.0095	0.9748	0.620	0.009	0.9351

จากตารางที่ 4.3 ค่า X_m แสดงค่าความสามารถในการดูดซับสูงสุดของไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด เรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A มีค่าเท่ากับ 0.143, 0.114, 0.090, 0.051 และ 0.029 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ และค่า K เรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A มีค่าเท่ากับ 0.0095, 0.0054, 0.0022, 0.0009 และ 0.0005 ตามลำดับ

จากความสัมพันธ์สมการไอโซเทอร์มการดูดซับแบบ Freundlich เมื่อเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $\log X_c$ กับ $\log C_c$ ได้กราฟเส้นตรงของไอโซเทอร์มการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนดังแสดงในรูปที่ 4.2 โดยมี R² อยู่ในช่วง 0.9351-0.9751 และสามารถหาค่าคงที่ n และ K_f ได้จากค่าความชันและจุดตัดแกน $\log X_c$ ดังแสดงในตารางที่ 4.3

จากตารางที่ 4.3 ค่า K_f แสดงให้เห็นถึงความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด เรียงลำดับจากมากไปน้อยดังนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A มีค่าเท่ากับ 0.009, 0.003, 7.03 x 10⁻⁴, 8.44 x 10⁻⁶ และ 5.53 x 10⁻⁸ ตามลำดับ และมีค่าคงที่ n อยู่ในช่วง 0.104-0.620 โดยค่า n แสดงถึงแรงของการยึดติดระหว่างสารดูดซับกับสารที่ถูกดูดซับ ถ้า n < 1 แสดงถึงสารดูดซับกับสารที่ถูกดูดซับยึดติดกันไม่ดี ถ้า n > 1 แสดงถึงสารดูดซับกับสารที่ถูกดูดซับยึดติดกันดี

เมื่อพิจารณาความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดที่แสดงโดยสมการไอโซเทอร์มการดูดซับแบบ Langmuir และ Freundlich จะเห็นว่าค่าความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดมีแนวโน้มเป็นไปในทางเดียวกัน โดยหินดินดาน E ที่มีขนาดเล็กที่สุด มีความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนมาก



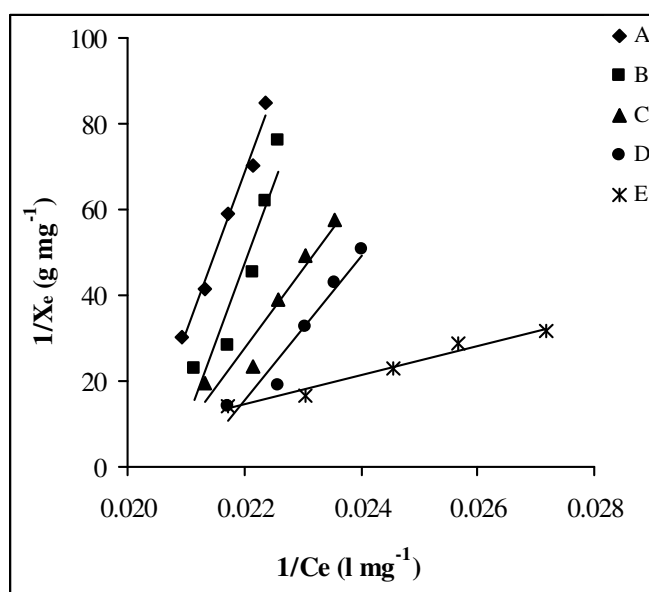
รูปที่ 4.2 กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับในตรรกในโตรเจนแบบ Freundlich ของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

ที่สุด รองลงมาได้แก่หินดินดาน $D > C > B > A$ ตามลำดับ และเมื่อพิจารณา R^2 ของสมการทั้งแบบ Langmuir และแบบ Freundlich มีค่ามากกว่า 0.9000 แสดงให้เห็นว่าสมการทั้งสองแบบสามารถนำมาใช้ในการอธิบายการดูดซับในตรรกในโตรเจนของหินดินดานได้

4.2.1.2 ความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจน

จากการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ถูกดูดซับต่อน้ำหนักหินดินดานแต่ละขนาด (ภาคผนวก ก) นำมาทดสอบไอโซเทอร์มการดูดซับโดยใช้สมการแบบ Langmuir และสมการแบบ Freundlich ได้ดังต่อไปนี้ เมื่อเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า $1/X_e$ กับค่า $1/C_e$ ได้กราฟเส้นตรงของไอโซเทอร์มการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนดังแสดงในรูปที่ 4.3 โดยมีค่า R^2 อยู่ในช่วง 0.8801-0.9869 และสามารถหาค่าคงที่ X_m และ K ได้จากค่าความชันและจุดตัดแกน $1/X_e$ ดังแสดงในตารางที่ 4.4

จากตารางที่ 4.4 ค่า X_m แสดงค่าความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงสุดของหินดินดานแต่ละขนาดเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน $E > D > C > B > A$ มีค่าเท่ากับ 0.166, 0.135, 0.100, 0.060 และ 0.042 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ และค่า K เรียงลำดับจากมากไปน้อยดังนี้ หินดินดาน $E > D > C > B > A$ มีค่าเท่ากับ 0.0139, 0.0066, 0.0026, 0.0013 และ 0.0008 ตามลำดับ

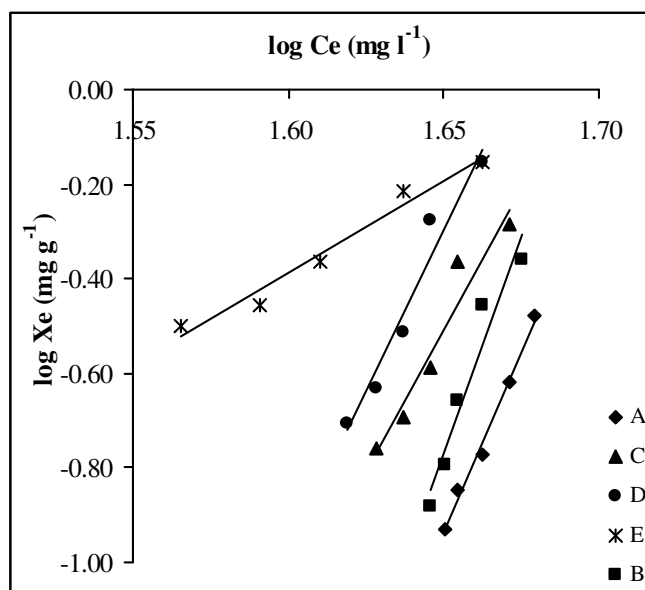


รูปที่ 4.3 กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนแบบ Langmuir ของตัวอย่างดินดินดาน A, B, C, D และ E

ตารางที่ 4.4 ค่าคงที่และความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาด แบบ Langmuir และ Freundlich

ดินดินดาน	Langmuir Isotherm			Freundlich Isotherm		
	X_m (mg g^{-1})	K	R^2	n	K_f	R^2
A	0.042	0.0008	0.9869	0.066	4.24×10^{-32}	0.9877
B	0.060	0.0013	0.8801	0.054	1.02×10^{-26}	0.9407
C	0.100	0.0026	0.9269	0.083	1.54×10^{-23}	0.9338
D	0.135	0.0066	0.9404	0.073	1.10×10^{-21}	0.9558
E	0.166	0.0139	0.9722	0.258	2.62×10^{-7}	0.9710

จากความสัมพันธ์สมการไอโซเทอร์มการดูดซับแบบ Freundlich เมื่อเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $\log X_e$ กับ $\log C_e$ จะได้กราฟเส้นตรงของไอโซเทอร์มการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนดังแสดงในรูปที่ 4.4 โดยมีค่า R^2 อยู่ในช่วง 0.9338-0.9877 และสามารถหาค่าคงที่ n และ K_f ได้จากค่าความชันและจุดตัดแกน $\log X_e$ ดังแสดงในตารางที่ 4.4



รูปที่ 4.4 กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนแบบ Freundlich ของตัวอย่างดินดินดาน A, B, C, D และ E

จากตารางที่ 4.4 ค่า K_f แสดงให้เห็นถึงความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A มีค่าเท่ากับ 2.62×10^{-7} , 1.10×10^{-21} , 1.54×10^{-23} , 1.02×10^{-26} และ 4.24×10^{-32} ตามลำดับ และค่าคงที่ n อยู่ในช่วง 0.066-0.258

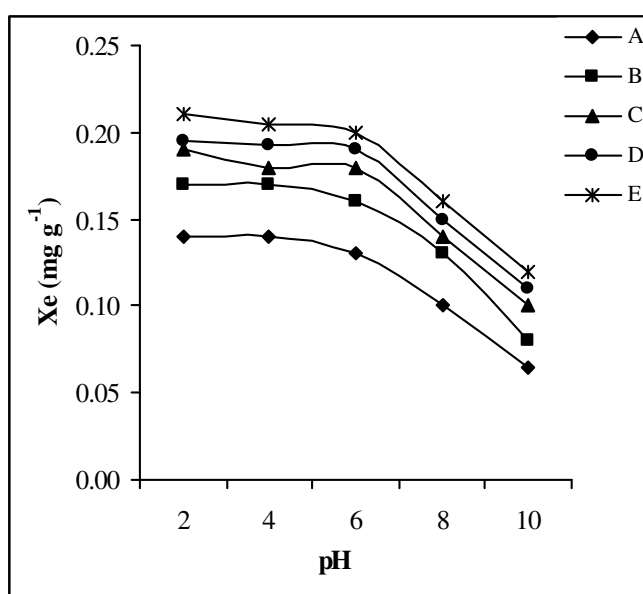
เมื่อพิจารณาความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดที่แสดงโดยสมการไอโซเทอร์มการดูดซับแบบ Langmuir และแบบ Freundlich จะเห็นว่าค่าความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดมีแนวโน้มเป็นไปในทางเดียวกัน โดยหินดินดาน E ที่มีขนาดเล็กที่สุด มีความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนมากที่สุด รองลงมาได้แก่หินดินดาน D > C > B > A ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาค่า R^2 ของสมการทั้งแบบ Langmuir และแบบ Freundlich มีค่ามากกว่า 0.9000 แสดงให้เห็นว่าสมการทั้งสองแบบสามารถนำมาใช้ในการอธิบายการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดานได้

4.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับไนโตรเจนของตัวอย่างดินดินดาน

4.2.2.1 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของตัวอย่างดินดินดาน

1) ผลของความเป็นกรด-ด่างต่อการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของดินดินดาน

ผลการศึกษาค่าความเป็นกรด-ด่างต่อการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาด ในช่วงพีเอชตั้งแต่ 2-10 สามารถนำมาแสดงเป็นกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่าพีเอชกับความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน ดังแสดงในรูปที่ 4.5



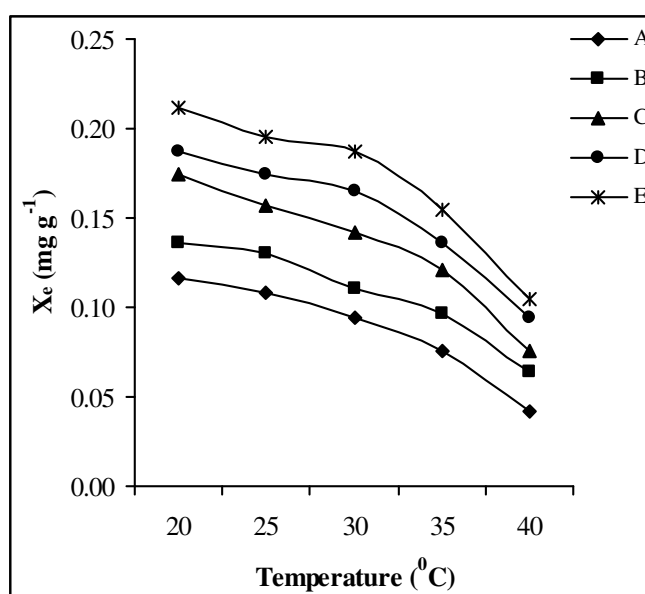
รูปที่ 4.5 กราฟแสดงผลของความเป็นกรด-ด่างของไนเตรทไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างดินดินดาน A, B, C, D และ E

จากกราฟแสดงให้เห็นว่าเมื่อค่าความเป็นกรด-ด่างของสารละลายเพิ่มขึ้นความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดจะลดลง โดยในช่วงพีเอชเท่ากับ 2, 4 และ 6 ความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดจะลดลงเพียงเล็กน้อย และหลังจากเพิ่มค่าพีเอชมากกว่า 6 ความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดมีแนวโน้มลดลงอย่างเห็นได้ชัด โดยเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดจากมากไปน้อยดังนี้ ดินดินดาน E > D > C > B > A โดยมีความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนสูงสุดที่พีเอชเท่ากับ 2 มีค่าเท่ากับ 0.21, 0.20, 0.19, 0.17 และ 0.15 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ

Ozturk และ Bektas (2004) ที่ศึกษาการกำจัดไนเตรทในโตรเจนด้วยการดูดซับด้วย Sepiolite และ ถ่านกัมมันต์ ผลการทดลองพบว่า Sepiolite และถ่านกัมมันต์สามารถกำจัดไนเตรทในโตรเจนได้ดีที่ ค่าพีเอชน้อยกว่า 6 เนื่องจากเมื่อพีเอชเพิ่มขึ้นสารละลายจะมีปริมาณไฮดรอกไซด์ไอออน (OH) มาก ซึ่งจะเกิดการแข่งขันระหว่างไนเตรทในโตรเจนและไฮดรอกไซด์ไอออนในการจับกับสารดูดซับ ทำให้ความสามารถในการดูดซับไนเตรทในโตรเจนลดลง อีกทั้งพีเอชของสารละลายยัง สัมพันธ์กับค่า Point of Zero Charge โดยเมื่อพีเอชของสารละลายมากกว่าพีเอชที่จุด Point of Zero Charge มีผลทำให้ผิวของสารดูดซับมีประจุเป็นลบ ส่งผลให้ความสามารถในการดูดซับไนเตรท ในโตรเจนลดลง (Cengeloglu et al., 2006)

2) ผลของอุณหภูมิต่อการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดาน

ผลการศึกษาอุณหภูมิต่อการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดาน แต่ละขนาด ในช่วงอุณหภูมิตั้งแต่ 20-40 องศาเซลเซียส สามารถนำมาแสดงเป็นกราฟความสัมพันธ์ ระหว่างอุณหภูมิต่อความสามารถในการดูดซับ ดังแสดงในรูปที่ 4.6



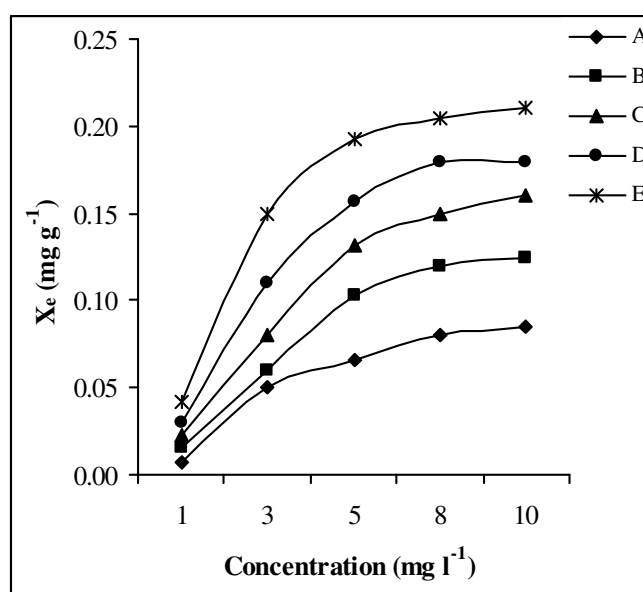
รูปที่ 4.6 กราฟแสดงผลของอุณหภูมิต่อการดูดซับของไนเตรทในโตรเจน ของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากกราฟแสดงให้เห็นว่าเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นมีผลทำให้ความสามารถ ในการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดลดลง เนื่องจากว่าไนเตรทในโตรเจน ถูกดูดซับด้วยแรงวานเดอร์วาลส์ (Van Der Waal's force) ที่มีพลังงานในการดูดซับต่ำ ซึ่งเป็นการ

เกาะจับกันด้วยแรงอ่อน ๆ เมื่ออุณหภูมิของสารละลายสูงขึ้นมีผลทำให้ไนเตรทที่เกาะอยู่ที่ผิวของหินดินดานหลุดออกมาสู่สารละลายอีกครั้งได้ (Karaca et al., 2006) ความสามารถในการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดานเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A โดยมีการดูดซับสูงสุดที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส โดยมีค่าเท่ากับ 0.21, 0.19, 0.17, 0.14 และ 0.12 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

3) ผลของความเข้มข้นไนเตรทในโตรเจนต่อการดูดซับของหินดินดาน

ผลการศึกษาความเข้มข้นต่อการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด ในช่วงความเข้มข้นเริ่มต้นตั้งแต่ 1-10 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถนำมาแสดงเป็นกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นกับความสามารถในการดูดซับไนเตรทในโตรเจน ดังแสดงในรูปที่ 4.7



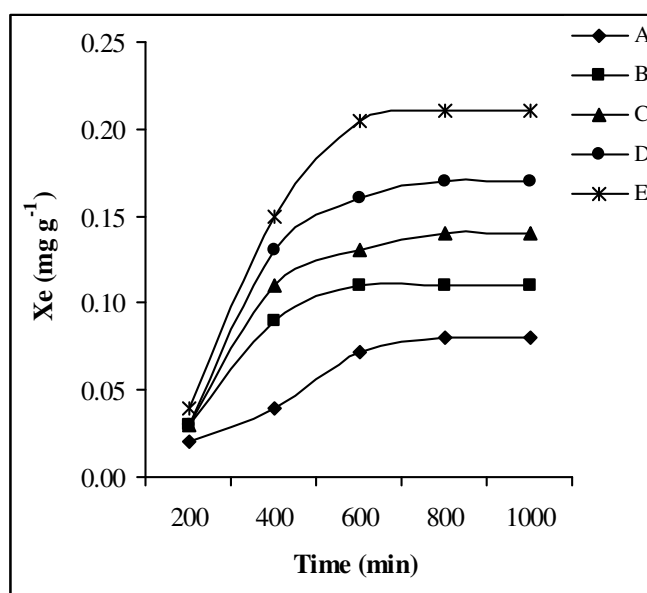
รูปที่ 4.7 กราฟแสดงผลของความเข้มข้นของไนเตรทในโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากกราฟแสดงให้เห็นว่าเมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นเพิ่มขึ้นความสามารถในการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว โดยเฉพาะในช่วงความเข้มข้นเริ่มต้นตั้งแต่ 1-5 มิลลิกรัมต่อลิตร และอัตราการดูดซับเริ่มลดลงเมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นมากกว่า 5 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีแนวโน้มที่จะคงที่เมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นของไนเตรทในโตรเจนเพิ่มมากขึ้น เนื่องจากที่ความเข้มข้นเริ่มต้นต่ำ ๆ ปริมาณของพื้นที่ใช้ในการดูด

ซั่มมากเมื่อเปรียบกับปริมาณของสารที่ถูกดูดซับในสารละลาย แต่เมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นของตัวถูกละลายในสารละลายเพิ่มมากขึ้น อัตราส่วนระหว่างพื้นที่ที่ใช้ในการดูดซับกับปริมาณของสารที่ถูกดูดซับในสารละลายน้อยลง เป็นผลให้อัตราการดูดซับลดลง การดูดซับในเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดจะมีค่ามากที่สุดที่ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน $E > D > C > B > A$ มีค่าเท่ากับ 0.21, 0.18, 0.16, 0.13 และ 0.09 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

4) ผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับในเตรทไนโตรเจนของหินดินดาน

ผลการศึกษาระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับในเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด ในช่วงความเข้มข้นเริ่มต้นตั้งแต่ 0-1000 นาที นำมาแสดงเป็นกราฟความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาสัมผัสกับความสามารถในการดูดซับในเตรทไนโตรเจน ดังแสดงในรูปที่ 4.8



รูปที่ 4.8 กราฟแสดงผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับในเตรทไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากผลการศึกษาพบว่า การดูดซับในเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดเริ่มเข้าสู่ภาวะสมดุลอย่างรวดเร็วภายในเวลา 600 นาที ซึ่งสังเกตได้จากเส้นกราฟเริ่มขนานกับแกน X ภายในช่วงเวลามากกว่า 600 นาที และเมื่อระยะเวลาสัมผัสมากกว่า 600 นาที พบว่า

ความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย โดยเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน $E > D > C > B > A$ โดยมีค่าความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนสูงสุดที่ระยะสัมผัส 1000 นาที โดยมีค่าเท่ากับ 0.21, 0.17, 0.14, 0.11 และ 0.08 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ แต่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับค่าความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนที่เวลา 600 นาที ดังนั้นระยะเวลาสัมผัสที่เหมาะสมในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานจึงอยู่ในช่วง 600 นาที

จากการผลศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของตัวอย่างหินดินดาน โดยศึกษาผลของความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ ความเข้มข้นเริ่มต้น และระยะเวลาสัมผัส ได้สรุปผลการศึกษาดังกล่าวไว้ที่ตารางที่ 4.5 ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบค่าความสามารถในการดูดซับสูงสุดของไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดาน A-E ที่ได้จากไอโซเทอร์มการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน (รูปที่ 4.1) เท่ากับ 0.029-0.143 มิลลิกรัมต่อกรัม จะเห็นได้ว่าถ้าหินดินดานอยู่ในสภาวะความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ ความเข้มข้นเริ่มต้น และระยะเวลาสัมผัสที่เหมาะสม จะสามารถเพิ่มความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนได้มากยิ่งขึ้น เช่น ที่สภาวะพีเอชเท่ากับ 2 ความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนสูงสุดของหินดินดาน A-E เท่ากับ 0.15-0.21 มิลลิกรัมต่อกรัม

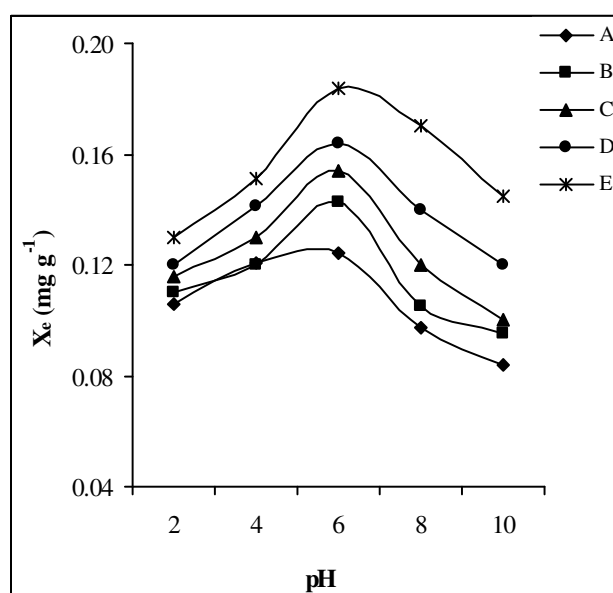
ตารางที่ 4.5 ความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด
ในสภาวะที่มีความสามารถในการดูดซับสูงสุด

หินดินดาน	ความสามารถในการดูดซับสูงสุด (มิลลิกรัมต่อกรัม)			
	ความเป็นกรด- ด่าง (pH 2)	อุณหภูมิ (20 องศาเซลเซียส)	ความเข้มข้นเริ่มต้น (10 มิลลิกรัมต่อลิตร)	ระยะเวลาสัมผัส (600 นาที)
A	0.15	0.12	0.09	0.08
B	0.17	0.14	0.13	0.11
C	0.19	0.17	0.16	0.14
D	0.20	0.19	0.18	0.17
E	0.21	0.21	0.21	0.21

4.2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวอย่างดินดินดาน

1) ผลของความเป็นกรด-ด่างต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดาน

ผลการศึกษาค่าของความเป็นกรด-ด่างต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาด ในช่วงพีเอชตั้งแต่ 2-10 ดังรูปที่ 4.9 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าความเป็นกรด-ด่างกับความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจน



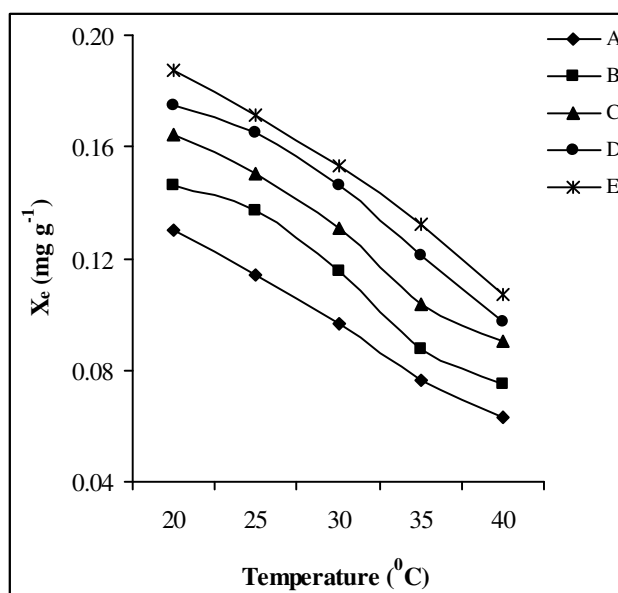
รูปที่ 4.9 กราฟแสดงผลของความเป็นกรด-ด่างของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างดินดินดาน A, B, C, D และ E

จากกราฟพบว่าเมื่อค่าความเป็นกรด-ด่างเพิ่มขึ้นความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดเพิ่มขึ้นตามไปด้วยและมีค่าสูงสุดที่พีเอชเท่ากับ 6 เมื่อเพิ่มค่าพีเอชมากกว่า 6 พบว่าค่าความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดจะลดลง โดยเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของดินดินดานแต่ละขนาดจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ ดินดินดาน E > D > C > B > A โดยจะมีค่ามากที่สุดที่พีเอชเท่ากับ 6 มีค่าเท่ากับ 0.18, 0.16, 0.15, 0.14 และ 0.12 มิลลิกรัมต่อกรัมตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Maranon และคณะ (2006) ศึกษาผลความเป็นกรด-ด่างต่อความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของถ่านภูเขาไฟ โดยศึกษาพีเอชในช่วง 2.5-8.5 พบว่าถ่านภูเขาไฟมีความสามารถในการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงสุดในช่วงพีเอช

ตั้งแต่ 6-7 เช่นเดียวกับผลการศึกษาของ Yong et al. (2007) พบว่า Clinoptilolite สามารถกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนได้ดีที่ความเป็นกรด-ด่างเท่ากับ 6 เนื่องจากที่พีเอชต่ำจะมีปริมาณไฮโดรเจนไอออน (H^+) มาก ซึ่งจะเกิดการแข่งขันระหว่างแอมโมเนียมไนโตรเจนกับไฮโดรเจนไอออน ในการจับกับสารดูดซับ ทำให้ความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนลดลง และเมื่อพีเอชมากกว่า 7 แอมโมเนียมไนโตรเจนก็จะเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน

2) ผลของอุณหภูมิต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดาน

ผลการศึกษาของอุณหภูมิต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด ในช่วงอุณหภูมิตั้งแต่ 20-40 องศาเซลเซียส ดังรูปที่ 4.10 แสดงกราฟความสัมพันธ์ระหว่างอุณหภูมิกับความสามารถในการดูดซับ



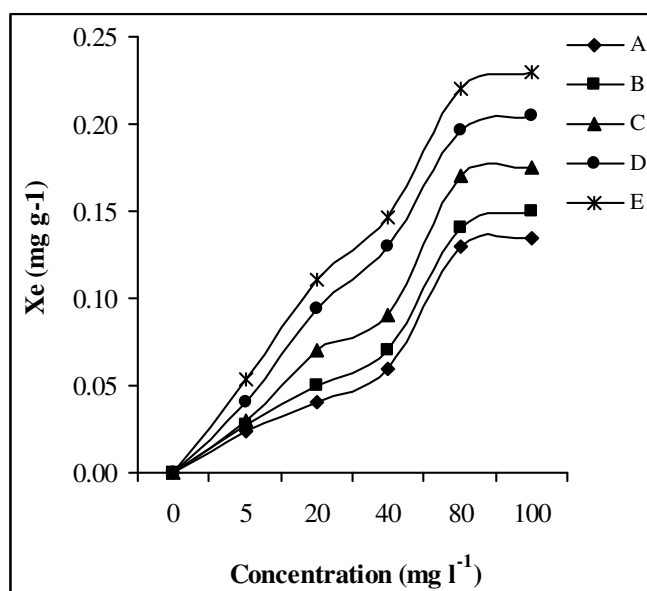
รูปที่ 4.10 กราฟแสดงผลของอุณหภูมิที่มีต่อการดูดซับของแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากการศึกษาพบว่าเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นมีผลทำให้ความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดลดลง โดยเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A โดยมีค่าความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนได้สูงสุดที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส โดยมีค่าเท่ากับ 0.19, 0.17, 0.16, 0.15 และ 0.13 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ซึ่งผลการศึกษาดังกล่าวสอดคล้องกับการศึกษาของ Yong et al. (2007) ที่ศึกษาการกำจัดแอมโมเนียม

ไนโตรเจนด้วย Clinoptilolite โดยทำการศึกษาผลของอุณหภูมิต่อความสามารถในการดูดซับในช่วงอุณหภูมิ 20-60 องศาเซลเซียส และพบว่า Clinoptilolite สามารถกำจัดแอมโมเนียมได้ดีที่สุดที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส

3) ผลของความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนต่อการดูดซับของ หินดินดาน

ผลการศึกษาของความเข้มข้นเริ่มต้นต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด โดยทำการศึกษาในช่วงความเข้มข้นแอมโมเนียมไนโตรเจนเริ่มต้นตั้งแต่ 10-100 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 4.11 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นกับความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจน



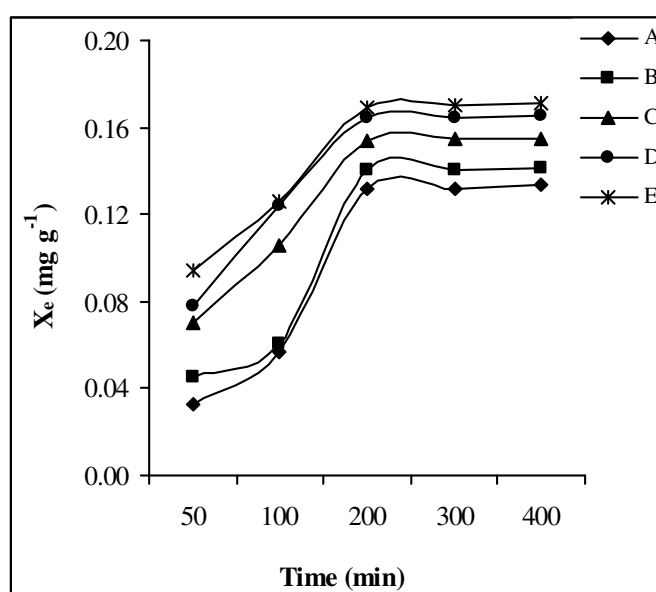
รูปที่ 4.11 กราฟแสดงผลของความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากผลการศึกษาพบว่าเมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นเพิ่มขึ้นความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดจะมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วและเริ่มคงที่เมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นมากกว่า 80 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีค่าความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A ความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงสุดที่ความเข้มข้นเริ่มต้น

เท่ากับ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีค่าเท่ากับ 0.23, 0.21, 0.18, 0.15 และ 0.14 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

4) ผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของ หินดินดาน

จากผลการศึกษาของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด โดยศึกษาระยะเวลาสัมผัสตั้งแต่ 0-400 นาที ผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 4.12 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาสัมผัสกับความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจน



รูปที่ 4.12 กราฟแสดงผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากผลการศึกษาพบว่า การดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วภายในเวลา 200 นาที โดยเส้นกราฟจะมีความชันสูงสุดภายในช่วงเวลา 0-200 นาที และเมื่อระยะเวลาสัมผัสมากกว่า 200 นาที พบว่าความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดจะเริ่มคงที่ โดยเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดจากมากไปน้อยดังนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A โดยมีความสามารถในการดูดซับสูงสุดที่ระยะเวลาสัมผัส 400 นาที โดยมีค่าเท่ากับ 0.17, 0.16, 0.15, 0.14 และ 0.13 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ แต่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยเมื่อ

เปรียบเทียบกับค่าความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนที่เวลา 200 นาที ดังนั้นระยะเวลาสัมผัสที่เหมาะสมในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานจึงอยู่ในช่วง 200 นาที

จากผลการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวอย่างหินดินดาน โดยศึกษาผลของความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ ความเข้มข้นเริ่มต้น และระยะเวลาสัมผัส ได้สรุปผลการศึกษาความสามารถในการดูดซับสูงสุดของแต่ละปัจจัย ดังแสดงในตารางที่ 4.6 ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบค่าความสามารถในการดูดซับสูงสุดแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดาน A-E ที่ได้จากไอโซเทอร์มการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจน (รูปที่ 4.3) เท่ากับ 0.042-0.166 มิลลิกรัมต่อกรัม จะเห็นได้ว่าถ้าหินดินดานอยู่ในสภาวะความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ ความเข้มข้นเริ่มต้น และระยะเวลาสัมผัสที่เหมาะสม จะสามารถเพิ่มความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนได้มากยิ่งขึ้น ดังแสดงค่าในตารางที่ 4.6

ตารางที่ 4.6 ความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด
ในสภาวะที่มีความสามารถในการดูดซับสูงสุด

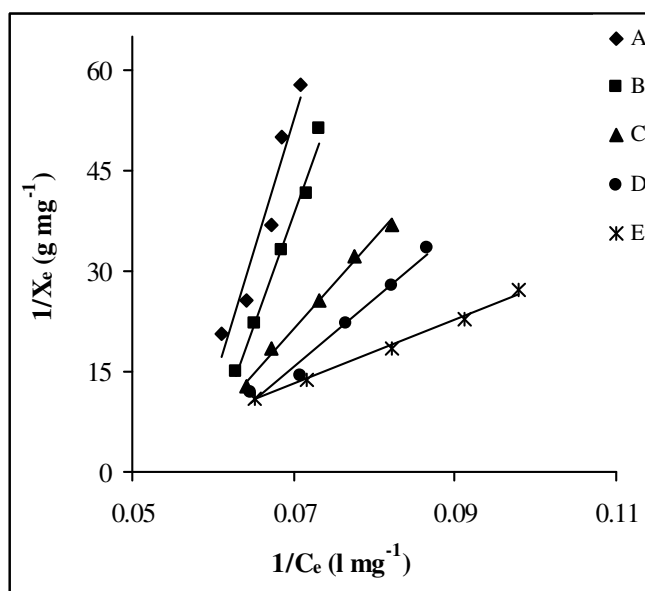
หินดินดาน	ความสามารถในการดูดซับสูงสุด (มิลลิกรัมต่อกรัม)			
	ความเป็นกรด- ด่าง (pH 6)	อุณหภูมิ (20 องศาเซลเซียส)	ความเข้มข้น (100 มิลลิกรัมต่อลิตร)	ระยะเวลาสัมผัส (200 นาที)
A	0.12	0.13	0.14	0.13
B	0.14	0.15	0.15	0.14
C	0.15	0.16	0.18	0.15
D	0.16	0.17	0.21	0.16
E	0.18	0.19	0.23	0.17

4.3 ศึกษาการดูดซับฟอสเฟตของหินดินดาน

4.3.1 ความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดาน

จากการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออร์โธฟอสเฟตที่ถูกดูดซับต่อน้ำหนักหินดินดานแต่ละขนาด (ภาคผนวก ก) เมื่อนำมาทดสอบไอโซเทอร์มการดูดซับโดยใช้สมการแบบ Langmuir และสมการแบบ Freundlich ได้ดังต่อไปนี้ เมื่อเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า $1/X_c$ กับค่า $1/C_c$ ได้กราฟเส้นตรงของไอโซเทอร์มการดูดซับออร์โธฟอสเฟตดังแสดงในรูปที่ 4.13 โดยมี

ค่า R^2 อยู่ในช่วง 0.9423-0.9987 และสามารถหาค่าคงที่ X_m และ K ได้จากค่าความชันและจุดตัดแกน $1/X_e$ ดังแสดงในตารางที่ 4.7



รูปที่ 4.13 กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับออร์โธฟอสเฟตแบบ Langmuir ของตัวอย่างดินดินดาน A, B, C, D และ E

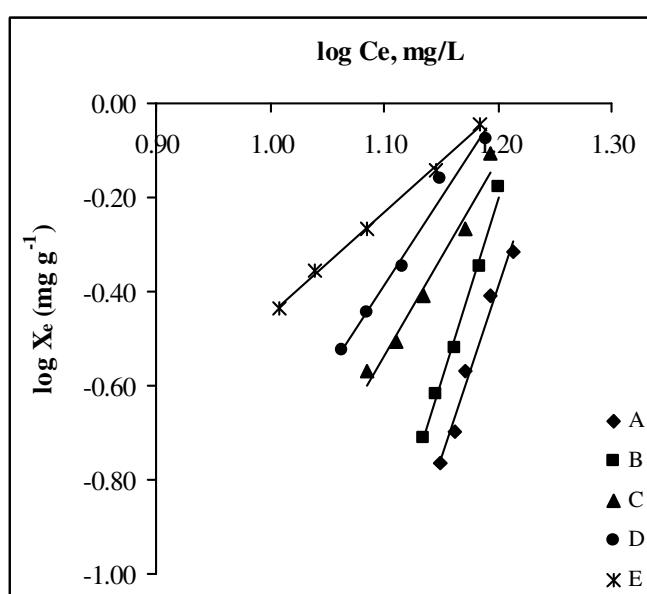
ตารางที่ 4.7 ค่าคงที่และความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของดินดินดานแต่ละขนาดแบบ Langmuir และ Freundlich

ดินดินดาน	Langmuir Isotherm			Freundlich Isotherm		
	X_m (mg g^{-1})	K	R^2	n	K_f	R^2
A	0.051	0.0013	0.9423	0.137	7.07×10^{-10}	0.9724
B	0.079	0.0022	0.9875	0.129	1.67×10^{-10}	0.9906
C	0.140	0.0042	0.9942	0.240	7.53×10^{-6}	0.9823
D	0.181	0.0119	0.9755	0.270	3.51×10^{-5}	0.9823
E	0.485	0.0600	0.9936	0.460	0.002	0.9987

จากตารางที่ 4.7 ค่า X_m แสดงค่าความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตสูงสุดของดินดินดานแต่ละขนาดเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ ดินดินดาน $E > D > C > B > A$

โดยมีค่าเท่ากับ 0.485, 0.181, 0.140, 0.079 และ 0.051 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ และค่า K เรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A มีค่าเท่ากับ 0.0600, 0.0119, 0.0042, 0.0022 และ 0.00013 ตามลำดับ

จากความสัมพันธ์สมการไอโซเทอร์มการดูดซับแบบ Freundlich เมื่อเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $\log X_e$ กับ $\log C_e$ ได้กราฟเส้นตรงของไอโซเทอร์มการดูดซับออร์โธฟอสเฟตดังแสดงในรูปที่ 4.14 โดยมีค่า R^2 อยู่ในช่วง 0.9724-0.9906 และสามารถหาค่าคงที่ n และ K_f จากค่าความชันและจุดตัดแกน $\log X_e$ ดังแสดงในตารางที่ 4.7



รูปที่ 4.14 กราฟแสดงไอโซเทอร์มการดูดซับออร์โธฟอสเฟตแบบ Freundlich ของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากตารางที่ 4.7 ค่า K_f แสดงให้เห็นถึงความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด เรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A โดยมีค่าเท่ากับ 0.002, 3.15×10^{-5} , 7.53×10^{-6} , 1.67×10^{-10} และ 7.07×10^{-10} ตามลำดับ และมีค่าคงที่ n อยู่ในช่วง 0.137-0.460

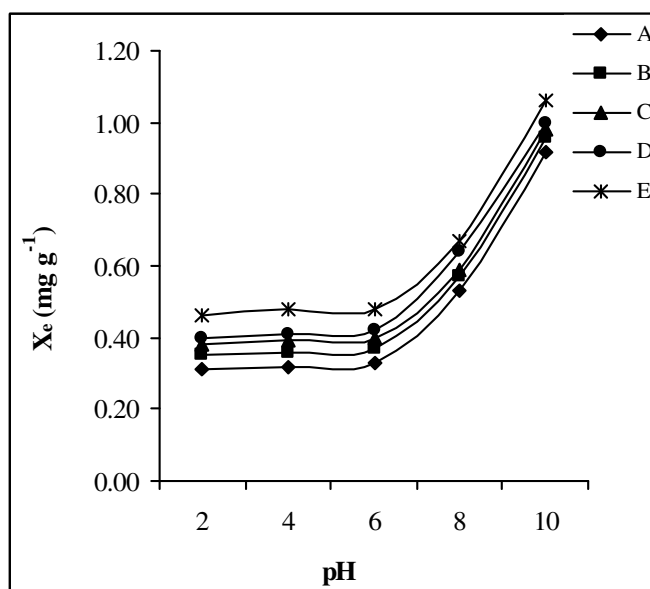
เมื่อพิจารณาความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดที่แสดงโดยสมการไอโซเทอร์มการดูดซับทั้งแบบ Langmuir และ Freundlich จะเห็นว่าความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดมีแนวโน้มเป็นไปในทางเดียวกัน โดยหินดินดาน E ที่มีขนาดเล็กที่สุด มีความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตมากที่สุด

รองลงมาได้แก่หินดินดาน $D > C > B > A$ ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาค่า R^2 ของสมการทั้งแบบ Langmuir และแบบ Freundlich มีค่ามากกว่า 0.9000 แสดงให้เห็นว่าสมการทั้งสองแบบสามารถนำมาใช้ในการอธิบายการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานได้ เมื่อเปรียบเทียบค่าความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานพบว่ามีค่าความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟต (X_m) เท่ากับ 0.485 มิลลิกรัมต่อกรัม ซึ่งมากกว่าที่พบในตัวกลางที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ในปัจจุบัน เช่น ทราย กรวด โดยมีค่าเท่ากับ 0.020-0.129 และ 0.0077-0.0225 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ (Seo et al., 2005; Wu et al., 2006; Prochaska et al., 2005) Arias et al. (2001) ศึกษาพบว่าทรายมีความสามารถสูงสุดในการดูดซับฟอสฟอรัสเท่ากับ 0.169-0.266 มิลลิกรัมต่อกรัม ความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตของตัวกลางแต่ละชนิด จะขึ้นอยู่กับ ชนิดและปริมาณอินทรีย์วัตถุในตัวกลาง ระดับพีเอชของตัวกลาง ปริมาณองค์ประกอบทางเคมี เช่น เหล็ก อะลูมิเนียม แคลเซียม เป็นต้น (Zu et al., 1997)

4.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับฟอสฟอรัสของตัวอย่างหินดินดาน

4.3.2.1 ผลของความเป็นกรด-ด่างต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดาน

ผลการศึกษาค่าความเป็นกรด-ด่างต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด โดยศึกษาในช่วงค่าพีเอชตั้งแต่ 2-10 ดังแสดงในรูปที่ 4.15 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าความเป็นกรด-ด่างกับความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟต

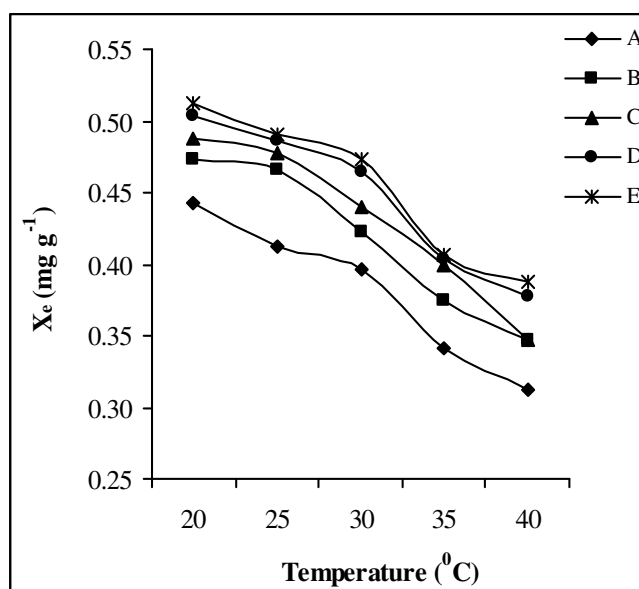


รูปที่ 4.15 กราฟแสดงผลของความเป็นกรด-ด่างของออร์โธฟอสเฟตที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากผลการศึกษาพบว่าเมื่อพีเอชมากกว่า 6 จะมีผลทำให้ค่าความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดเพิ่มมากขึ้น โดยเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานจากมากไปน้อยดังนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A โดยมีความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตสูงสุดที่พีเอชเท่ากับ 10 โดยมีค่าเท่ากับ 1.06, 1.00, 0.98, 0.96 และ 0.92 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Chen et al. (2002) พบว่าความเป็นกรด-ด่างมีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียมและฟอสเฟตจากน้ำเสียอุตสาหกรรมสังเคราะห์โดยเรซิน โดยพบว่าเรซินสามารถกำจัดฟอสเฟตได้สูงสุดที่พีเอชเท่ากับ 9 และจากการศึกษาของ Prochaska et al. (2005) พบว่า Dolomite มีความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตได้ดีที่สุดที่พีเอชเท่ากับ 11 เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาระหว่างฟอสเฟตกับองค์ประกอบทางเคมีของสารดูดซับในแต่ละระดับพีเอชแตกต่างกัน โดยที่ช่วงพีเอช 2-5 ฟอสเฟตจะทำปฏิกิริยากับ เหล็ก อะลูมิเนียม แมงกานีส และที่ช่วงพีเอช 5-8 ฟอสเฟตจะทำปฏิกิริยากับ ซิลิกอน แคลเซียม และแมกนีเซียม (Mann และ Bovor, 1993; Xu et al., 2006; Karageorgiou et al., 2007)

4.3.2.2 ผลของอุณหภูมิต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดาน

ผลการศึกษาอุณหภูมิต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด ในช่วงอุณหภูมิตั้งแต่ 20-40 องศาเซลเซียส ดังแสดงในรูปที่ 4.16 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างอุณหภูมิกับความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟต

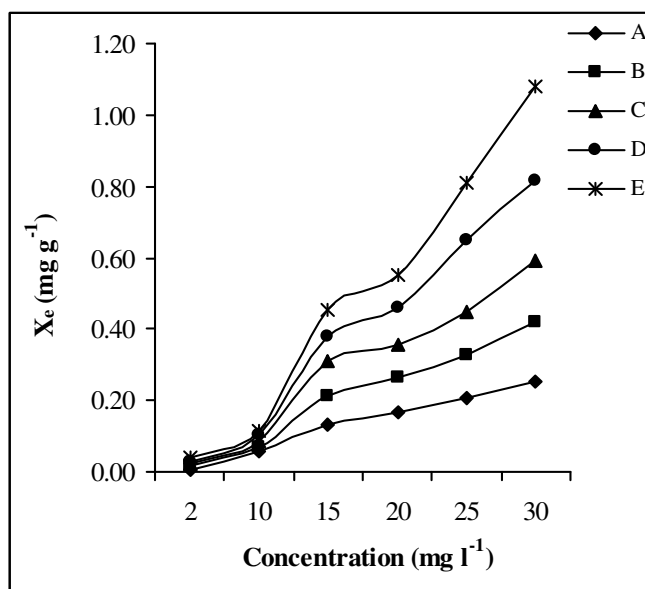


รูปที่ 4.16 กราฟแสดงผลของอุณหภูมิที่มีต่อการดูดซับของออร์โธฟอสเฟตของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากผลการศึกษาพบว่าเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นค่าความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดจะลดลง โดยเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ หินดินดาน E > D > C > B > A โดยมีความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตสูงสุดที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส โดยมีค่าเท่ากับ 0.51, 0.50, 0.49, 0.47 และ 0.44 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Karaca et al. (2006) ศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของโดโลไมท์ (Dolomite) พบว่าเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นจะมีผลทำให้ความสามารถในการดูดซับฟอสเฟตของโดโลไมท์ลดลง ซึ่งอาจเนื่องมาจากความร้อนทำลายการเกาะติดระหว่างสารดูดซับกับตัวดูดซับ ทำให้สารดูดซับหลุดออกมาจากบริเวณพื้นผิวของตัวดูดซับได้ และนั่นแสดงถึงการดูดซับนี้เป็นกระบวนการดูดซับแบบคายความร้อน (ศิริรัตน์ ศรีเกษพีษฐ์, 2543)

4.3.2.3 ผลของความเข้มข้นออร์โธฟอสเฟตต่อการดูดซับของหินดินดาน

ผลการศึกษาของความเข้มข้นเริ่มต้นต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด ในช่วงความเข้มข้นเริ่มต้นตั้งแต่ 5-30 มิลลิกรัมต่อลิตร ดังแสดงในรูปที่ 4.17 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นกับความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟต

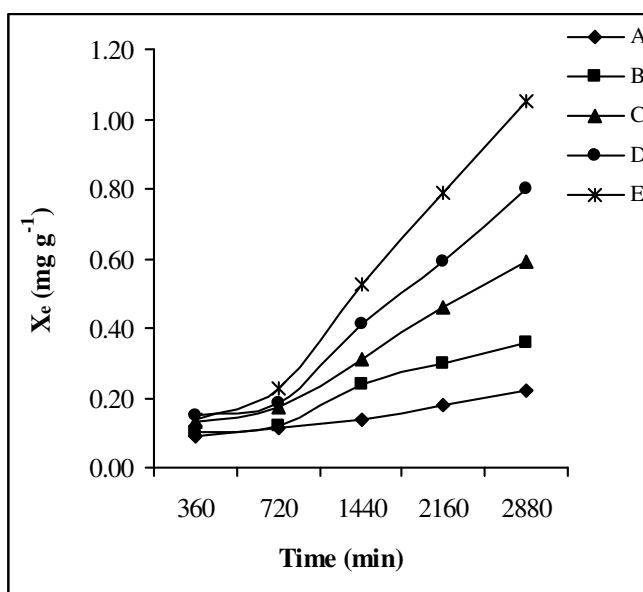


รูปที่ 4.17 กราฟแสดงผลของความเข้มข้นของออร์โธฟอสเฟตที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากผลการศึกษาพบว่าเมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นของออร์โธฟอสเฟตเพิ่มขึ้น จะมีผลทำให้ค่าความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดเพิ่มขึ้น โดยเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานจากมากไปน้อย ดังนี้ หินดินดาน $E > D > C > B > A$ โดยมีความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตสูงสุดที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 30 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีค่าเท่ากับ 1.08, 0.81, 0.59, 0.42 และ 0.25 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

4.3.2.4 ผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดาน

ผลการศึกษาของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด ในช่วงความเข้มข้นเริ่มต้นตั้งแต่ 0-2880 นาที ดังแสดงในรูปที่ 4.18 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาสัมผัสกับความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟต



รูปที่ 4.18 กราฟแสดงผลของระยะเวลาสัมผัสต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตที่มีต่อการดูดซับของตัวอย่างหินดินดาน A, B, C, D และ E

ผลการศึกษาพบว่าเมื่อระยะเวลาสัมผัสเพิ่มขึ้นมีผลทำให้ค่าความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดเพิ่มจะขึ้น และภายในช่วงเวลาสูงสุดที่ทำการศึกษา 2880 นาที พบว่าค่าความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดมีแนวโน้มสูงขึ้น โดยเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานจากมากไปน้อยดังนี้ หินดินดาน $E > D > C > B > A$ โดยมีความสามารถในการดูดซับออร์โธ

ฟอสเฟตสูงสุดที่ระยะเวลาสัมผัส 2880 นาที โดยมีค่าเท่ากับ 1.05, 0.80, 0.59, 0.36 และ 0.22 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Drizo et al. (1999) ที่ได้ศึกษาเวลาเข้าสู่สมดุลการดูดซับฟอสเฟตของหินดินดาน (อัตราการบรรทุก 25 กรัมต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน) เมื่อเวลาผ่านไป 40 วันแล้วการดูดซับก็ยังไม่เข้าสู่ภาวะสมดุล จึงต้องมีการเพิ่มอัตราการบรรทุกเป็น 4 เท่า เป็น 100 กรัมต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน การดูดซับจึงเข้าสู่ภาวะสมดุลภายใน 70 วัน

จากการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของตัวอย่างหินดินดาน โดยศึกษาผลของความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ ความเข้มข้นเริ่มต้น และระยะเวลาสัมผัส ได้สรุปผลการศึกษาความสามารถในการดูดซับสูงสุดของแต่ละปัจจัย ดังแสดงในตารางที่ 4.8 ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบค่าความสามารถในการดูดซับสูงสุดออร์โธฟอสเฟตของหินดินดาน A-E ที่ได้จากไอโซเทอร์มการดูดซับออร์โธฟอสเฟต (รูปที่ 4.13) เท่ากับ 0.051-0.485 จะเห็นได้ว่าถ้าหินดินดานอยู่ในสภาวะความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ ความเข้มข้นเริ่มต้น และระยะเวลาสัมผัสที่เหมาะสม จะสามารถเพิ่มความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตได้มากยิ่งขึ้น ดังแสดงค่าในตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 ความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด

ในสภาวะที่มีความสามารถในการดูดซับสูงสุด

หินดินดาน	ความสามารถในการดูดซับสูงสุด (มิลลิกรัมต่อกรัม)			
	ความเป็นกรด-ด่าง (pH 10)	อุณหภูมิ (20 องศาเซลเซียส)	ความเข้มข้น (30 มิลลิกรัมต่อลิตร)	ระยะเวลาสัมผัส (2880 นาที)
A	0.92	0.44	0.25	0.22
B	0.96	0.47	0.42	0.36
C	0.98	0.49	0.59	0.59
D	1.00	0.50	0.81	0.80
E	1.06	0.51	1.08	1.05

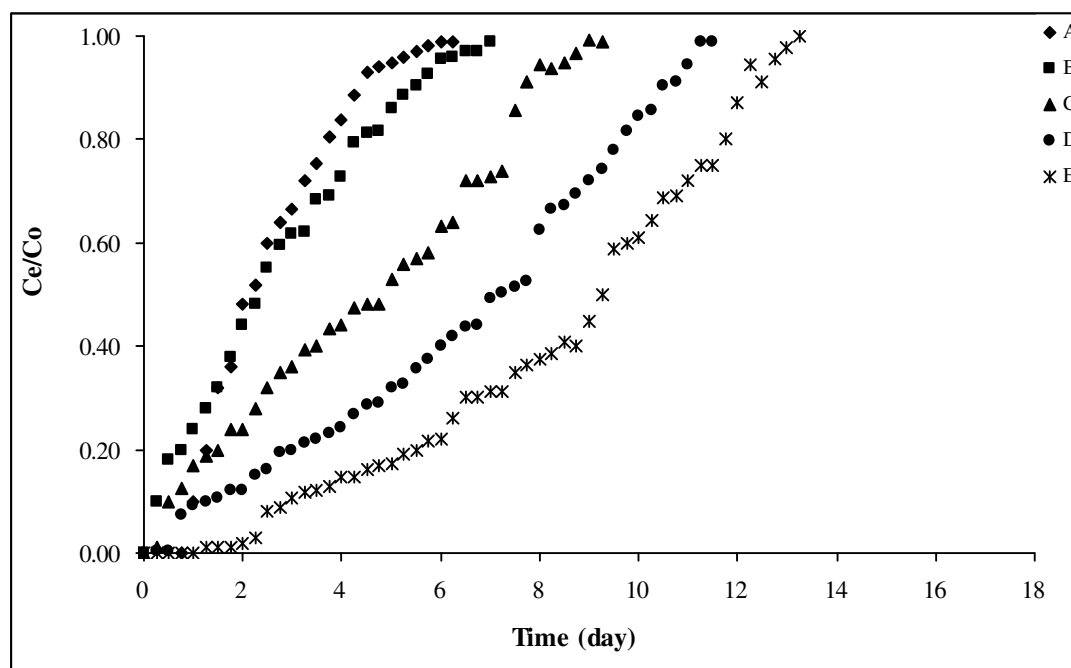
4.4 ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน

แต่ละขนาด

4.4.1 ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด

ผลการศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดในชุดทดลองคอลัมน์ โดยกำหนดอัตราการบรรทุกไนเตรทไนโตรเจนเท่ากับ 0.14 กิโลกรัม

ต่อตารางเมตรต่อวัน และวัดความเข้มข้นของสารละลายไนเตรทไนโตรเจนที่เหลืออยู่หลังจากผ่านชุดคอลัมน์ จนกระทั่งความเข้มข้นของสารละลายที่ออกจากคอลัมน์ (C_t) เท่ากับความเข้มข้นของสารละลายที่เข้าสู่คอลัมน์ (C_0) (ภาคผนวก ข) เมื่อนำผลการทดลองมาเขียนกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่า C_t/C_0 กับ ระยะเวลาการดูดซับ แสดงดังรูปที่ 4.19

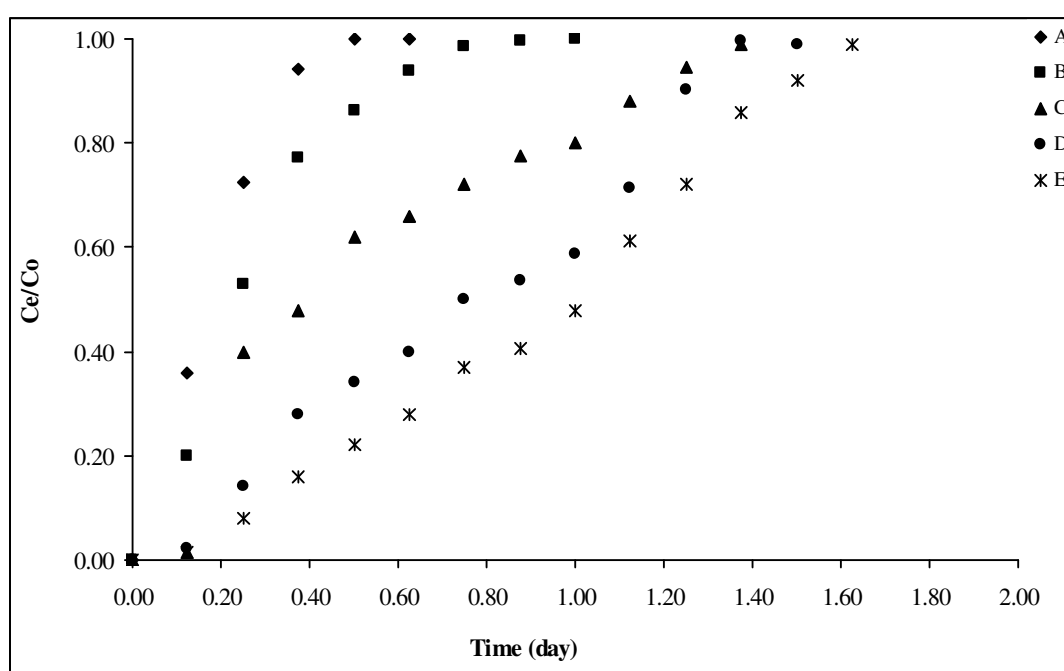


รูปที่ 4.19 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง C_t/C_0 ของสารละลายไนเตรทไนโตรเจน กับระยะเวลาการดูดซับ (วัน) ของหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากผลการศึกษาพบว่าความเข้มข้นของสารละลายไนเตรทไนโตรเจนในน้ำออกมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาการดูดซับเพิ่มมากขึ้นจนกระทั่งความเข้มข้นน้ำออกเท่ากับความเข้มข้นของสารละลายที่เข้าสู่คอลัมน์ ($C_t/C_0 = 1$) เมื่อเรียงลำดับระยะเวลาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดจากช้าไปหาเร็ว ดังต่อไปนี้ หินดินดาน E, D, C, B และ A ตามลำดับ และเรียงลำดับความสามารถสูงสุดในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดจากมากไปหาน้อย ดังต่อไปนี้ หินดินดาน E, D, C, B และ A ตามลำดับ โดยมีค่าเท่ากับ 0.182, 0.135, 0.100, 0.070 และ 0.050 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 5.25, 6.75, 9.00, 11.25 และ 13 วัน ตามลำดับ

4.4.2 ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด

ผลการศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดในชุดทดลองคอลัมน์ โดยกำหนดอัตราการระบรทุกแอมโมเนียมไนโตรเจนเท่ากับ 1.42 กิโลกรัมต่อตารางเมตรต่อวัน และวัดความเข้มข้นของสารละลายแอมโมเนียมไนโตรเจนที่เหลืออยู่หลังจากผ่านชุดคอลัมน์ จนกระทั่งความเข้มข้นของสารละลายที่ออกจากคอลัมน์ (C_t) เท่ากับความเข้มข้นของสารละลายที่เข้าสู่คอลัมน์ (C_0) เมื่อนำผลการทดลองมาเขียนกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่า C_t/C_0 กับ ระยะเวลาการดูดซับ แสดงดังรูปที่ 4.20



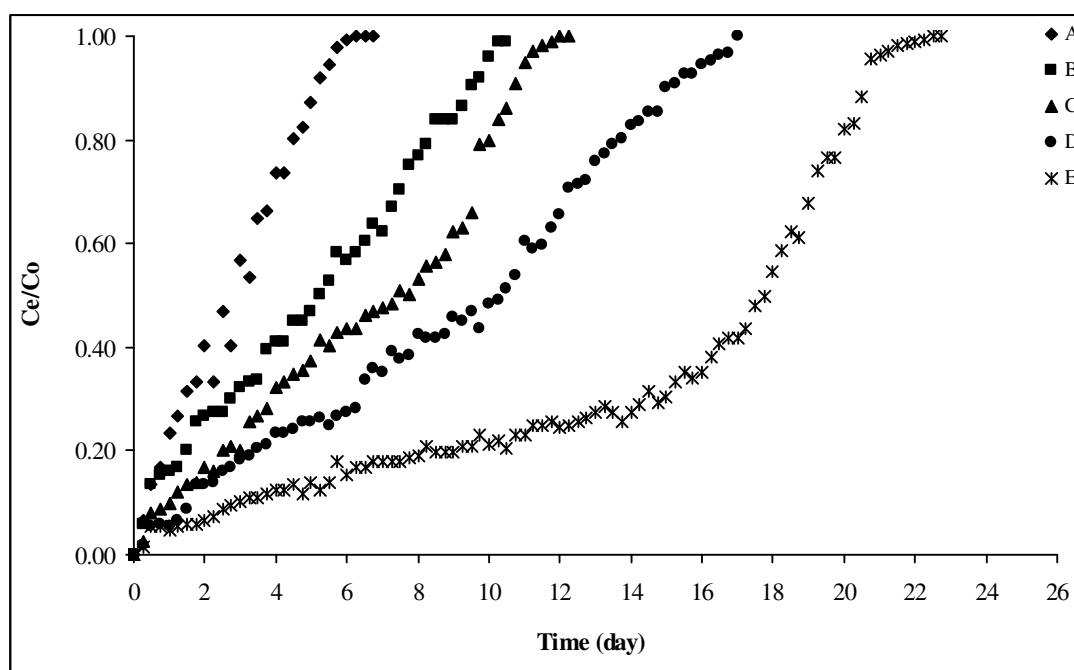
รูปที่ 4.20 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง C_t/C_0 ของสารละลายแอมโมเนียมไนโตรเจนกับระยะเวลาการดูดซับ (วัน) ของหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากผลการศึกษาพบว่าความเข้มข้นของสารละลายแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำออกมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาการดูดซับเพิ่มมากขึ้นจนกระทั่งความเข้มข้นน้ำออกเท่ากับ ความเข้มข้นของสารละลายที่เข้าสู่คอลัมน์ ($C_t/C_0 = 1$) เมื่อเรียงลำดับระยะเวลาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดจากช้าไปหาเร็ว ดังต่อไปนี้ หินดินดาน E, D, C, B และ A ตามลำดับ และเรียงลำดับความสามารถสูงสุดในการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาดจากมากไปหาน้อย ดังต่อไปนี้ หินดินดาน E, D, C, B และ A ตามลำดับ

โดยมีค่าเท่ากับ 0.182, 0.161, 0.134, 0.089 และ 0.049 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 0.50, 0.88, 1.25, 1.38 และ 1.50 วัน ตามลำดับ

4.4.3 ศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด

ผลการศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด ในชุดทดลองคอลัมน์ โดยกำหนดอัตราการระบายรทุกฟอสเฟตเท่ากับ 1.42 กิโลกรัมต่อตารางเมตร ต่อวัน และวัดความเข้มข้นของสารละลายออร์โธฟอสเฟตที่เหลืออยู่หลังจากผ่านชุดคอลัมน์ จนกระทั่งความเข้มข้นของสารละลายที่ออกจากคอลัมน์ (C_e) เท่ากับความเข้มข้นของสารละลายที่เข้าสู่คอลัมน์ (C_0) เมื่อนำผลการทดลองมาเขียนกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่า C_e/C_0 กับ ระยะเวลาการดูดซับ แสดงดังรูปที่ 4.21



รูปที่ 4.21 แสดงความสัมพันธ์ระหว่าง C_e/C_0 ของสารละลายออร์โธฟอสเฟตกับระยะเวลาการดูดซับ (วัน) ของหินดินดาน A, B, C, D และ E

จากผลการศึกษาพบว่าความเข้มข้นของสารละลายออร์โธฟอสเฟตในน้ำออกมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาการดูดซับเพิ่มมากขึ้นจนกระทั่งความเข้มข้นน้ำออกเท่ากับความเข้มข้นของสารละลายที่เข้าสู่คอลัมน์ ($C_e/C_0 = 1$) เมื่อเรียงลำดับระยะเวลาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดจากช้าไปหาเร็ว ดังต่อไปนี้ หินดินดาน E, D, C, B และ A ตามลำดับ และเรียงลำดับความสามารถสูงสุดในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละ

ขนาดจากมากไปหาน้อย ดังต่อไปนี้ หินดินดาน E, D, C, B และ A ตามลำดับ โดยมีค่าเท่ากับ 0.585, 0.191, 0.150, 0.084 และ 0.053 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 6.50, 10.25, 12.00, 16.75 และ 22.50 วัน ตามลำดับ

จากผลการศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดในชุดทดลองคอลัมน์ โดยแสดงถึงความสามารถสูงสุดในการดูดซับเมื่อเข้าสู่สมดุลการดูดซับ และระยะเวลาที่ใช้ในการดูดซับจนเต็มความสามารถ ดังแสดงในตารางที่ 4.9 จะเห็นว่าหินดินดานสามารถใช้เป็นตัวดูดซับไนเตรทไนโตรเจนและออร์โธฟอสเฟตเป็นระยะเวลานานกว่าแอมโมเนียมไนโตรเจน และสามารถนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ได้เป็นระยะเวลานานจนกว่าจะเต็ม

ตารางที่ 4.9 แสดงความสามารถสูงสุดในการดูดซับและเวลาของการหมดความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด

สารละลาย	หินดินดาน	ความสามารถสูงสุดในการดูดซับ (มิลลิกรัมต่อกรัม)	เวลาเข้าสู่สมดุล (วัน)
ไนเตรทไนโตรเจน	A	0.050	5.25
	B	0.070	6.75
	C	0.100	9.00
	D	0.135	11.25
	E	0.182	13.00
แอมโมเนียมไนโตรเจน	A	0.049	0.50
	B	0.089	0.88
	C	0.134	1.25
	D	0.161	1.38
	E	0.182	1.50
ออร์โธฟอสเฟต	A	0.053	6.50
	B	0.084	10.25
	C	0.150	12.00
	D	0.191	16.75
	E	0.585	22.50

4.5 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในน้ำเสียสังเคราะห์ ของดินดินดานที่มีขนาดแตกต่างกัน ในชุดจำลองระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ และเปรียบเทียบกับตัวกลางชนิดอื่น

4.5.1 ประสิทธิภาพของชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

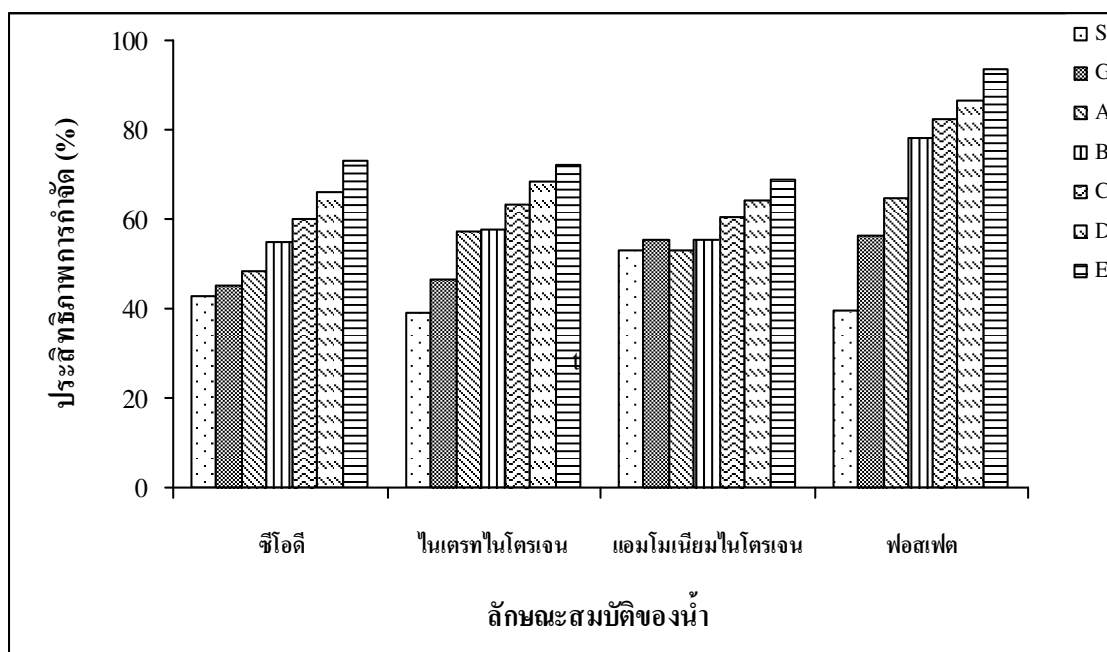
ในการศึกษามีอัตราการบรรทุกอินทรีย์ (Organic Loading Rate) อยู่ในช่วง 8.00-11.95 กิโลกรัมซีโอไซด์ต่อตารางเมตรต่อวัน ลักษณะสมบัติน้ำเสียสังเคราะห์ที่เข้าสู่ชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์มีค่าดังแสดงในตารางที่ 3.2 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดมลพิษของตัวกลางในชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ทั้ง 3 ชนิด ได้แก่ ทราช (S) กรวด (G) และดินดินดาน (A, B, C, D และ E) โดยศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด ซีโอไซด์ ไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และฟอสเฟต ของน้ำเข้า-น้ำออกจากชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (ภาคผนวก ก) ผลการศึกษาแสดงดังตารางที่ 4.10 และรูปที่ 4.22

ตารางที่ 4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดมลพิษของตัวกลางแต่ละชนิด

ลักษณะสมบัติ ของน้ำ	ประสิทธิภาพการกำจัดมลพิษของตัวกลาง (%) ($X \pm SD$)						
	S	G	A	B	C	D	E
ซีโอไซด์	42.24 ± 8.85	45.27 ± 5.24	48.55 ± 4.29	54.80 ± 4.88	59.77 ± 4.50	66.16 ± 4.88	72.96 ± 7.92
ไนเตรทไนโตรเจน	39.24 ± 8.56	46.73 ± 9.58	57.04 ± 6.69	57.60 ± 10.10	63.06 ± 4.64	68.56 ± 4.19	72.04 ± 5.11
แอมโมเนียม ไนโตรเจน	52.90 ± 3.75	55.22 ± 4.69	52.95 ± 7.42	55.53 ± 4.50	60.55 ± 4.49	64.12 ± 4.61	69.06 ± 6.38
ออร์โธฟอสเฟต	39.47 ± 9.32	56.11 ± 7.14	64.74 ± 8.22	78.02 ± 4.65	82.24 ± 8.94	86.35 ± 3.43	93.50 ± 1.97

หมายเหตุ : S = ทราช, G = กรวด, A = ดินดินดาน A, B = ดินดินดาน B, C = ดินดินดาน C,

D = ดินดินดาน D และ E = ดินดินดาน E



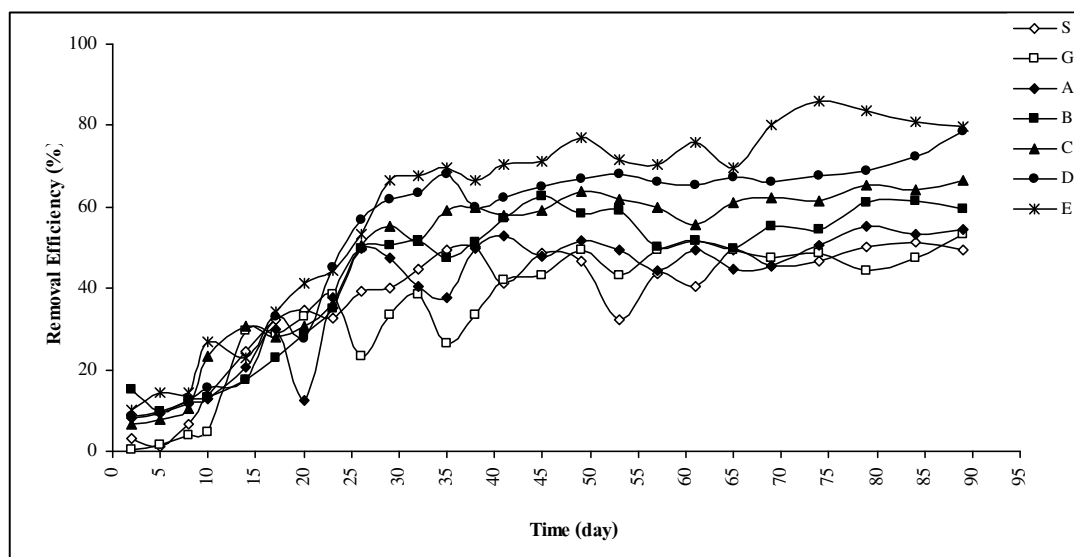
หมายเหตุ : S = ทราย, G = กรวด, A = หินดินดาน A, B = หินดินดาน B, C = หินดินดาน C, D = หินดินดาน D และ E = หินดินดาน E

รูปที่ 4.22 ประสิทธิภาพการกำจัดมลพิษของตัวกลางแต่ละชนิด

4.5.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

จากผลการศึกษาซึ่งแสดงในตารางที่ 4.10 และรูปที่ 4.23 พบว่าค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของตัวกลางของตัวกลางทราย กรวด กับหินดินดาน A และ B ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 (ภาคผนวก ค) และค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของตัวกลางของตัวกลางทรายและกรวด กับหินดินดาน C D และ E แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 (ภาคผนวก ค) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของตัวกลางแต่ละชนิดเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ E, D, C, B, A, G และ S โดยมีค่าเท่ากับร้อยละ 72.96, 66.16, 59.77, 54.80, 48.55, 45.27 และ 42.24 ตามลำดับ โดยเมื่อเริ่มเดินระบบในตอนแรกประสิทธิภาพการกำจัดยังไม่คงที่ และเมื่อเวลาผ่านไปประมาณ 30 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบเริ่มคงที่ ค่าประสิทธิภาพที่ได้เป็นค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการกำจัดหลังจากเดินระบบ 30 วัน เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ พบว่าหินดินดาน A และ B มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกับ ทรายและกรวด อยู่ในช่วงร้อยละ 42.24-54.88 ส่วนหินดินดาน C, D และ E จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่าทรายและกรวด อยู่ในช่วงร้อยละ 59.77-72.96 จากการศึกษาตัวกลางที่ใช้ในระบบ

พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์โดยทั่วไป เช่น ทราบย กรวด และดิน พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี เท่ากับร้อยละ 20.00-70.50 (Akratos et al., 2007; Chung et al., 2008)



หมายเหตุ : S = ทราบย, G = กรวด, A = หินดินดาน A, B = หินดินดาน B, C = หินดินดาน C, D = หินดินดาน D และ E = หินดินดาน E

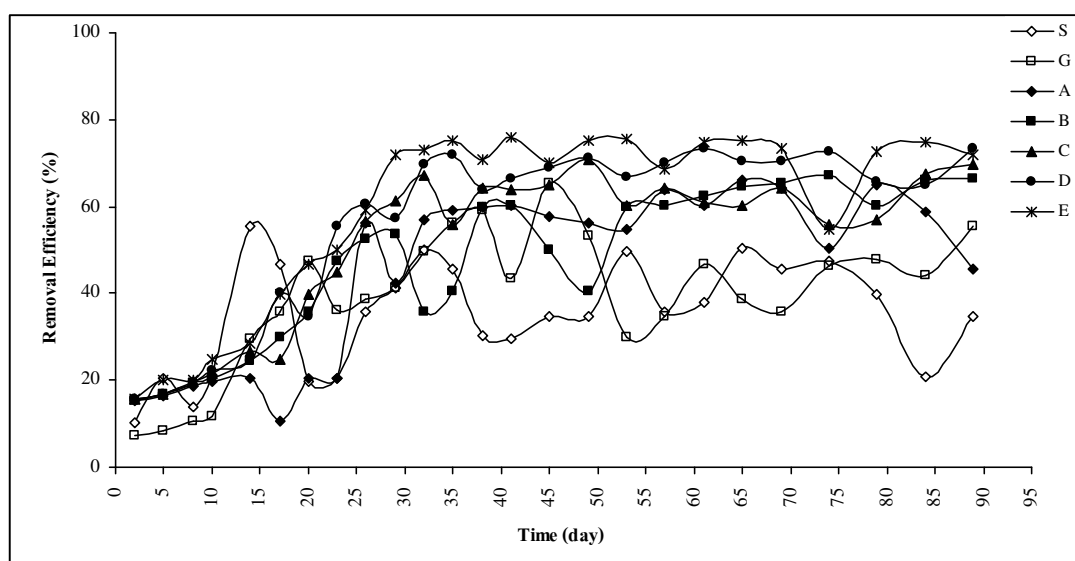
รูปที่ 4.23 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของตัวกลางแต่ละชนิด

จากผลการศึกษาดังกล่าวพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD ของตัวกลางชนิดต่าง ๆ จะมีความสัมพันธ์กับลักษณะสมบัติทางกายภาพ เช่น ความถ่วงจำเพาะ, ค่าอัตราส่วนช่องว่าง, ค่าความพรุน, สัมประสิทธิ์การซึมผ่าน เช่น ตัวกลางที่มีค่าสัมประสิทธิ์การซึมผ่านสูง จะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD ลดลง และพบว่าตัวกลางที่มีอัตราการไหลช้าและมีระยะเวลาเก็บกักนาน จะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงกว่าตัวกลางที่มีอัตราการไหลเร็วและมีระยะเวลาเก็บกักน้อยกว่า กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีอย่างรวดเร็วของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์แบบไหลได้ผิวดักตัวกลางคือ กระบวนการตกตะกอน และการกรอง การดูดติดผิว และกระบวนการทางชีวภาพ (EPA, 2000)

4.5.2.2 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน

จากผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.10 และรูปที่ 4.24 พบว่าค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของตัวกลางทราบยและกรวด กับหินดินดาน A-E แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 (ภาคผนวก ค) ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของตัวกลางแต่ละชนิดเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ E, D, C, B, A,

G และ S โดยมีค่าเท่ากับร้อยละ 72.04, 68.56, 63.06, 57.60, 57.04, 46.73 และ 39.24 ตามลำดับ โดยเมื่อเริ่มเดินระบบในตอนแรกประสิทธิภาพการกำจัดยังไม่คงที่และเมื่อเวลาผ่านไปประมาณ 30 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดของระบบเริ่มคงที่ ค่าประสิทธิภาพที่ได้เป็นค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพหลังจากเดินระบบ 30 วัน เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในโตรเจนของตัวกลางในระบบ พื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์พบว่าหินดินดาน A- E มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงกว่าทราย และ กรวด



หมายเหตุ : S = ทราย, G = กรวด, A = หินดินดาน A, B = หินดินดาน B, C = หินดินดาน C, D = หินดินดาน D และ E = หินดินดาน E

รูปที่ 4.24 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในโตรเจนของตัวกลางแต่ละชนิด

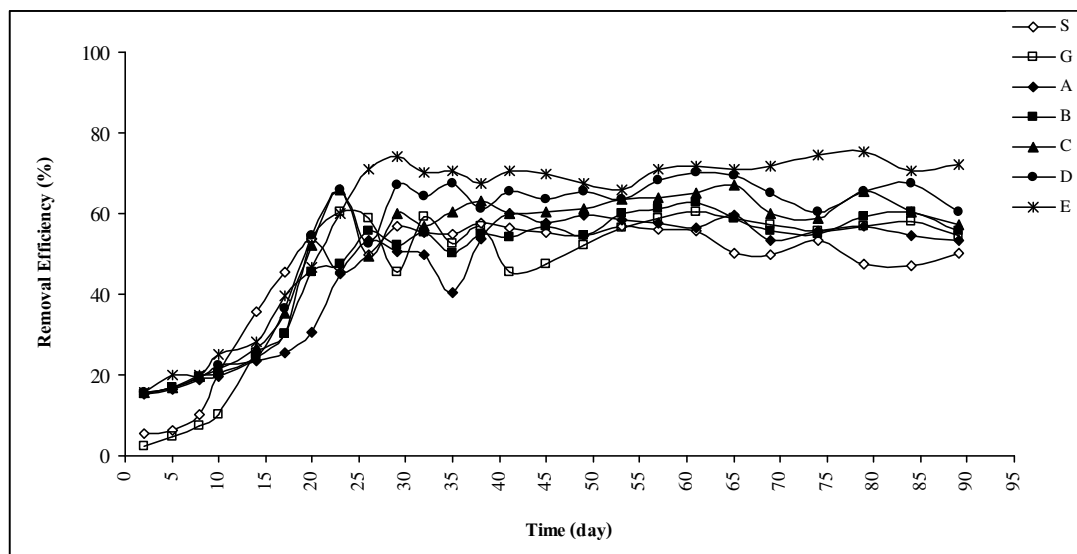
โดยส่วนใหญ่แล้วกลไกในการกำจัดไนโตรเจนในโตรเจนของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์จะเป็นกระบวนการกำจัดของจุลินทรีย์และพืช แต่ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในโตรเจนที่ได้จากการศึกษาครั้งนี้เป็นประสิทธิภาพการกำจัดที่เกิดจากตัวกลาง โดยเกิดจากประจุลบของไนโตรเจนในโตรเจนถูกยึดติดกับไอออนบวกบริเวณพื้นผิวของตัวกลางด้วยแรงยึดเหนี่ยวทางด้านไฟฟ้า พร้อมทั้งเกิดพันธะเคมีกับแร่ที่เป็นองค์ประกอบของตัวกลางได้แก่ โลหะหนักพวก อะลูมิเนียม เหล็ก เป็นต้น และสามารถเกิดการแลกเปลี่ยนประจุลบกับไฮดรอกไซด์ไอออนในสารละลายได้ด้วย (ปัทมา วิทยากร, 2533) ดังนั้นถ้ามีการศึกษาร่วมกับพืชประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในโตรเจนของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ก็จะสูงขึ้น จากการศึกษาตัวกลางที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์โดยทั่วไป เช่น กรวด (ขนาด 0.25-16.00 มิลลิเมตร) พบว่าประสิทธิภาพการ

กำจัดไนเตรทในโตรเจนในน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นไนเตรทในโตรเจนเริ่มต้น 20-45 มิลลิกรัมต่อลิตร เท่ากับร้อยละ 50.22-89.82 (Akratos et al., 2007)

4.5.2.3 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจน

จากผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.10 และรูปที่ 4.25 พบว่าค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวกลางทรายและกรวด กับหินดินดาน A และ B ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 (ภาคผนวก ค) และค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวกลางทรายและกรวด กับหินดินดาน C D และ E แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 (ภาคผนวก ค) ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวกลางแต่ละชนิดเรียงลำดับจากมากไปน้อย ดังต่อไปนี้ E, D, C, B, G, A และ S โดยมีค่าเท่ากับร้อยละ 69.06, 64.12, 60.55, 55.53, 55.22, 52.95 และ 52.90 ตามลำดับ โดยเมื่อเริ่มเดินระบบในตอนแรกประสิทธิภาพการกำจัดยังไม่คงที่ และเมื่อเวลาผ่านไปประมาณ 30 วันประสิทธิภาพการกำจัดของระบบเริ่มคงที่ ค่าประสิทธิภาพที่ได้เป็นค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพหลังจากเดินระบบ 30 วัน เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ พบว่าหินดินดาน A และ B มีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนใกล้เคียงกับทราย และกรวด อยู่ในช่วงร้อยละ 52.95-55.53 ส่วนหินดินดาน C, D และ E มีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงกว่าทราย และกรวด อยู่ในช่วงร้อยละ 60.55-69.06

ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ได้จากการศึกษาครั้งนี้เป็นประสิทธิภาพการกำจัดที่เกิดจากตัวกลาง โดยการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนด้วยตัวกลางจะเป็นการดูดซับไอออนบวกของตัวกลาง และแอมโมเนียมไนโตรเจนยังสามารถแลกเปลี่ยนประจุบวกกับไอออนบวกที่เกาะอยู่บริเวณผิวของตัวกลางได้ ได้แก่ โพแทสเซียมไอออน โซเดียมไอออน เป็นต้น (ปัทมา วิทยากร, 2533; Evangelou, 1998; Demir et al., 2002) ดังนั้น ถ้ามีการศึกษาร่วมกับพืช ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ก็จะสูงขึ้น จากการศึกษาตัวกลางที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์โดยทั่วไป เช่น ทราย (ขนาด 0.045-2.46 มิลลิเมตร) มีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจน อยู่ในช่วง 30-70 มิลลิกรัมต่อลิตร มากกว่าร้อยละ 50 (Yang et al., 2001) และกรวด (ขนาด 0.25-16.00 มิลลิเมตร) มีประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจน อยู่ในช่วง 30.20-46.20 มิลลิกรัมต่อลิตร เท่ากับร้อยละ 50.00-60.30 (Akratos et al., 2007)



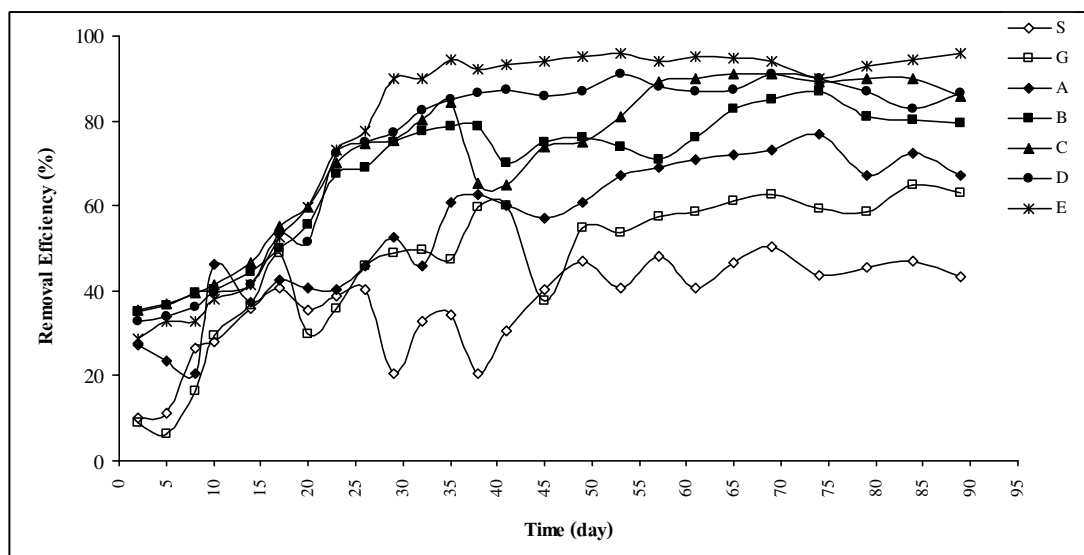
หมายเหตุ : S = ทราช, G = กรวด, A = หินดินดาน A, B = หินดินดาน B, C = หินดินดาน C, D = หินดินดาน D และ E = หินดินดาน E

รูปที่ 4.25 ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวกลางแต่ละชนิด

4.5.2.4 ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟต

จากผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.10 และรูปที่ 4.26 พบว่าค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟตของตัวกลางทราชและกรวด กับหินดินดาน A-E แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 (ภาคผนวก ก) ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟตของตัวกลางแต่ละชนิดเรียงลำดับจากมากไปน้อยดังต่อไปนี้ E, D, C, B, A, G และ S โดยมีค่าเท่ากับร้อยละ 93.50, 86.35, 82.24, 78.02, 64.74, 56.11 และ 39.47 ตามลำดับ โดยเมื่อเริ่มเดินระบบในตอนแรกประสิทธิภาพการกำจัดยังไม่คงที่ และเมื่อเวลาผ่านไปประมาณ 30 วัน การกำจัดยังไม่คงที่ และเมื่อเวลาผ่านไปประมาณ 30 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดเริ่มคงที่ ค่าประสิทธิภาพที่ได้เป็นค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพการกำจัดหลังจากเดินระบบ 30 วัน เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟตของตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์พบว่าหินดินดาน A-E มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟตสูงกว่าทราชและกรวด จากการศึกษาตัวกลางที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์โดยทั่วไป เช่น ทราช (ขนาด 0.045-2.46 มิลลิเมตร) มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของฟอสฟอรัส อยู่ในช่วง 0.70-2.50 มิลลิกรัมต่อลิตร อยู่ในช่วงร้อยละ 80.00-100.00 (Yang et al., 2001) และกรวด (ขนาด 0.25-16.00 มิลลิเมตร) มีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสที่มีความเข้มข้นของฟอสฟอรัส อยู่ในช่วง 7.70-13.00 มิลลิกรัมต่อลิตร เท่ากับร้อยละ 50.00-60.30 (Akratos et al., 2007) และหินดินดาน E มีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟตใกล้เคียงกับ

ดิน (ร้อยละ 90.00-95.00) ที่ใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ (Chung et al., 2008) แต่ หินดินดานมีค่าสัมประสิทธิ์การซึมผ่านมากกว่าดินซึ่งมีโอกาที่จะเกิดการอุดตันน้อยกว่า และมีอายุในการใช้งานได้นาน



หมายเหตุ : S = ทราย, G = กรวด, A = หินดินดาน A, B = หินดินดาน B, C = หินดินดาน C, D = หินดินดาน D และ E = หินดินดาน E

รูปที่ 4.26 ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสเฟตของตัวกลางแต่ละชนิด

ศุวสา กานตวนิชกูร (2544) และ Brix (1994) กล่าวว่ากลไกการดูดซับฟอสฟอรัสของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์เกิดขึ้นโดยฟอสฟอรัสจะถูกดูดซับไว้ในตัวกลาง จุลินทรีย์และพืชสามารถดูดซึมไปใช้ประโยชน์ต่อไป โดยที่รากพืชเป็นส่วนสำคัญในการสะสมฟอสฟอรัสจะทำการดึงฟอสฟอรัสจากตัวกลาง และส่งผ่านไปยังเนื้อเยื่อ เพื่อไปใช้ในการสร้างเซลล์ของพืช จากผลการศึกษาดังกล่าวพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดออร์โธฟอสเฟตของตัวกลางชนิดต่าง ๆ จะมีกลไกหลัก คือ การตรึงหรือการเกิดสารประกอบเชิงซ้อนการดูดติดผิว และการตกตะกอน โดยแต่ละกลไกจะมีช่วงพีเอชที่เหมาะสม ดังนี้ การตรึงเกิดได้ทุกค่าพีเอช สำหรับการดูดติดผิวจะมีเหล็กออกไซด์ แมงกานีสออกไซด์ และอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ เป็นสารดูดติดผิวกับฟอสเฟตการดูดติดผิว และการตกตะกอน โดยแต่ละกลไกจะมีช่วงพีเอชที่เหมาะสมดังนี้ การตรึงเกิดได้ทุกค่าพีเอช สำหรับการดูดติดผิวจะมีเหล็กออกไซด์ และอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์ เป็นสารดูดติดผิวกับฟอสเฟต หลังจากฟอสเฟตถูกดูดติดผิวแล้วจุลินทรีย์ในตัวกลาง และพืชจะนำฟอสเฟตไปใช้ในการสร้างเซลล์และเจริญเติบโต (ชิดารัตน์ บุญศรี, 2543; Bubba et al., 2003; Cheol et al., 2005)

โดยในสภาวะที่เป็นค่าอัตราสร้างสารประกอบฟอสเฟตจะสูงกว่าในสภาวะที่เป็นกรด และเกิดกลไกการตกตะกอนทางเคมีของสารอนินทรีย์ฟอสเฟตในรูปของซิลิกอน แคลเซียม และแมกนีเซียมฟอสเฟต (Mann and Bovor, 1993; Xu et al., 2006; Karageorgiou et al., 2007)

4.6 การประเมินค่าใช้จ่ายในการนำหินดินดานไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

ในการพิจารณาราคาก่อสร้างระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ สามารถแบ่งองค์ประกอบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์และสัดส่วนราคา ดังแสดงในตารางที่ 4.11

ตารางที่ 4.11 สัดส่วนราคาในการก่อสร้างระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

องค์ประกอบ	ราคา (ร้อยละ)	องค์ประกอบ	ราคา (ร้อยละ)
ตัวกรอง	10.10	บ่ิม ท่อ และอื่น ๆ	4.30
ตัวกลาง	41.20	ค่าธรรมเนียมในการก่อสร้าง	30.10
พืช	14.30		

หมายเหตุ : จาก Chen et al., 2007

จากตารางที่ 4.11 แสดงให้เห็นว่าราคาของตัวกลางที่ใช้ในการก่อสร้างระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ มีค่าสูงถึงร้อยละ 41.10 ดังนั้นจึงควรเลือกวัสดุในการนำไปใช้เป็นตัวกลางที่มีราคาต่ำเพื่อลดต้นทุนในการก่อสร้างระบบ จากผลการศึกษากการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานแต่ละขนาด สามารถนำค่าความสามารถสูงสุดในการดูดซับ มาคำนวณเปรียบเทียบราคาของตัวกลางที่เป็น ทราย กรวด และหินดินดานได้ ดังแสดงในตารางที่ 4.12

จากตารางที่ 4.12 เมื่อต้องการใช้ตัวกลางแต่ละชนิดกำจัดฟอสเฟตปริมาณเท่ากัน สามารถเรียงลำดับปริมาณตัวกลางที่ใช้จำนวนน้อยไปหามากดังต่อไปนี้คือ หินดินดาน (E) ทราย และกรวดตามลำดับ และเมื่อเปรียบเทียบราคาของตัวกลางแต่ละชนิด พบว่าหินดินดาน (E) มีราคาถูกที่สุด 90 บาทต่อตัน รองลงมาได้แก่ ทราย ราคา 206.79 บาทต่อตัน และกรวด ราคา 251.57 บาทต่อตัน ซึ่งระยะเวลาการใช้งานของตัวกลางนั้นจะขึ้นอยู่กับอายุการใช้งานของตัวกลางแต่ละชนิด ดังนั้น การนำหินดินดาน (E) ไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ นอกจากจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ และทำให้ระบบมีอายุการใช้งานได้นานแล้ว ยังมีราคาต่ำสามารถลดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบได้

ตารางที่ 4.12 เปรียบเทียบราคาตัวกลางแต่ละชนิดที่ใช้ในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

ตัวกลาง	ความสามารถสูงสุด ในการดูดซับฟอสเฟต (มิลลิกรัมต่อกรัม)	อัตราการระ บรทุกฟอสเฟต ¹ (กรัมต่อปี)	ปริมาณที่ใช้ (ตัน)	ราคา (บาทต่อตัน)	ราคาทั้งหมด (บาท)
ทราย	0.129	2737.50	21.22	206.79 ²	4388.08
กรวด	0.023	2737.50	119.02	251.57 ²	267981.86
หินดินดาน (E)	0.585	2737.50	4.68	90 ³	421.20

หมายเหตุ : ¹ ที่สภาวะอัตราการไหล 500 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ความเข้มข้นฟอสเฟต
15 มิลลิกรัมต่อลิตร

² จาก กระทรวงพาณิชย์ ราคา ณ วันที่ 30 เมษายน 2551

³ จาก กรมอุตสาหกรรมพื้นฐานและการเหมืองแร่ ราคา ณ วันที่ 30 เมษายน 2551

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

ในการศึกษาการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานเพื่อนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ ได้ทำการศึกษาความสามารถในการดูดซับ ปัจจัยที่มีผลต่อความสามารถในการดูดซับ การเข้าสู่สมดุลการดูดซับ และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดาน สามารถสรุปผลการทดลองได้ดังนี้

5.1.1 ผลการศึกษาความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โทฟอสเฟตของหินดินดาน A, B, C, D และ E สามารถอธิบายการดูดซับได้ด้วยสมการ Freundlich isotherm และ Langmuir isotherm

5.1.1.1 ความสามารถในการดูดซับสูงสุดของไนเตรทไนโตรเจน เรียงลำดับจากน้อยไปมาก ดังต่อไปนี้ หินดินดาน A, B, C, D และ E ตามลำดับ มีค่าเท่ากับ 0.029, 0.051, 0.090, 0.114 และ 0.143 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

5.1.1.2 ความสามารถในการดูดซับสูงสุดของแอมโมเนียมไนโตรเจน เรียงลำดับจากน้อยไปมาก ดังต่อไปนี้ หินดินดาน A, B, C, D และ E ตามลำดับ มีค่าเท่ากับ 0.042, 0.060, 0.100, 0.135 และ 0.166 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

5.1.1.3 ความสามารถในการดูดซับสูงสุดของออร์โทฟอสเฟต เรียงลำดับจากน้อยไปมาก ดังต่อไปนี้ หินดินดาน A, B, C, D และ E ตามลำดับ มีค่าเท่ากับ 0.051, 0.079, 0.140, 0.181 และ 0.485 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

5.1.2 ความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โทฟอสเฟตของหินดินดานขึ้นอยู่กับความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ ความเข้มข้นเริ่มต้น และระยะเวลาสัมผัสของระบบด้วย

5.1.2.1 หินดินดานมีความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจนได้ดีที่พีเอชน้อยกว่า 6 และดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนได้ดีที่พีเอชเท่ากับ 6 ส่วนออร์โทฟอสเฟตสามารถดูดซับได้ดีที่พีเอชมากกว่า 6

5.1.2.2 หินดินดานมีความสามารถดูดซับทั้งไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โทฟอสเฟตได้ดีที่อุณหภูมิต่ำ (20 องศาเซลเซียส)

5.1.2.3 เมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นเพิ่มขึ้นความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานจะเพิ่มสูงขึ้นด้วย

5.1.2.4 เมื่อระยะเวลาสัมผัสเพิ่มขึ้นมีผลทำให้ความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน และแอมโมเนียมไนโตรเจนในช่วงแรกจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วภายในเวลา 600 และ 200 นาที ตามลำดับ หลังจากนั้นความสามารถในการดูดซับก็จะเริ่มคงที่ ส่วนการดูดซับออร์โธฟอสเฟตพบว่าหินดินดานมีความสามารถในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น เมื่อทำการทดลองภายในระยะเวลา 2880 นาที และในระยะเวลาดังกล่าวยังไม่เข้าสู่สมดุลการดูดซับ

5.1.3 ผลการศึกษาการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดในชุดทดลองคอลัมน์ พบว่าการเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาดจากเข้าไปหาเร็ว ดังต่อไปนี้ หินดินดาน E, D, C, B และ A ตามลำดับ และเรียงลำดับความสามารถในการดูดซับไนเตรทไนโตรเจน แอมโมเนียมไนโตรเจน และออร์โธฟอสเฟตสูงสุดของหินดินดานแต่ละขนาดจากมากไปหาน้อย ดังต่อไปนี้ หินดินดาน E, D, C, B และ A ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าหินดินดานสามารถใช้เป็นตัวกลางของพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ในการดูดซับออร์โธฟอสเฟตเป็นระยะเวลานานกว่าไนเตรทไนโตรเจนและแอมโมเนียมไนโตรเจน

5.1.4 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานเปรียบเทียบกับทรายและกรวดในชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ พบว่าทรายและกรวด กับหินดินดาน A และ B มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์และแอมโมเนียมไนโตรเจน ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 และค่าเฉลี่ยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์และแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวกลางทรายและกรวด กับหินดินดาน C D และ E แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 และประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทไนโตรเจนและออร์โธฟอสเฟตของตัวกลางทรายและกรวด กับหินดินดาน A B C D และ E แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 ซึ่งการนำเอาหินดินดานไปประยุกต์ใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์นั้น จะสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ได้

5.2 ข้อจำกัดของการวิจัย

5.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของตัวกลางหินดินดาน ทราย และกรวด ที่ได้จากการศึกษาในชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ เป็นประสิทธิภาพที่ได้จากการทดลองในสภาวะแวดล้อมดังนี้ อัตราการระบรทุกอินทรีย์อยู่ในช่วง 8.00-11.95 กิโลกรัมซีโอไซด์ต่อตารางเมตรต่อวัน พีเอชอยู่ในช่วง 6.08-6.59 และอุณหภูมิอยู่ในช่วง 25.30-28.50 องศาเซลเซียส

5.2.2 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ เป็นการศึกษาประสิทธิภาพที่เกิดจากการดูดซับของตัวกลางเพียงอย่างเดียวเท่านั้น ซึ่งยังไม่ได้ รวมถึงประสิทธิภาพการกำจัดของจุลินทรีย์และพืชในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

5.3 ข้อเสนอแนะ

5.2.1 นำผลที่ได้จากการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสมาประยุกต์ใช้ในระบบจริง เพื่อความเหมาะสมในการนำไปใช้งาน

5.2.3 ควรทำการทดลองในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ที่ศึกษาร่วมกับพืช เพื่อศึกษาประสิทธิภาพที่เกิดจากการทำงานร่วมกันระหว่างตัวกลาง จุลินทรีย์ และพืช ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

รายการอ้างอิง

- กรมควบคุมมลพิษ และสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. (2546). **เทคนิคการบำบัดน้ำเสียบางวิธี การนำน้ำทิ้งมาใช้ประโยชน์ และการทดสอบพิษวิทยาสำหรับน้ำทิ้ง**. เล่มที่ 4. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- กรมควบคุมมลพิษ และสถาบันเทคโนโลยีแห่งเอเชีย. (2548). **การศึกษาโครงการพัฒนาแนวทางด้านเทคนิคและสาชิตระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์** [ออนไลน์]. ได้จาก: http://www.pcd.go.th/public/Publications/print_water.cfm
- กรมทรัพยากรธรณี. (2548). **หินแร่ คุณสมบัติ การจำแนก และวัฏจักร**. ธรณีวิทยาวิศวกรรม [ออนไลน์]. ได้จาก: <http://www.sdhabhon.com/Engineering%20Geology.html>
- กรมวิชาการเกษตร. (2546). **คู่มือวิธีมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์ดินและพืช**. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพฯ: มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- กลอยกาญจน์ เก้านตรสุวรรณ. (2544). **การบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้บึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดิน**. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม สหสาขาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. (2543). **วิศวกรรมกรำจัดน้ำเสีย**. เล่มที่ 4. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: มิตรนราการพิมพ์.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. (2547). **วิศวกรรมกรำจัดน้ำเสีย**. เล่มที่ 5. พิมพ์ครั้งที่ 1. นนทบุรี: เอส.อาร์.พรีนติ้ง แมสโปรดักส์.
- จิตตมา เชื้อกุล. (2545). **การบำบัดน้ำเสียโดยใช้ต้นพุทธรักษาในพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์**. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาเทคโนโลยีที่เหมาะสมเพื่อการพัฒนาทรัพยากรและสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยมหิดล.
- ธานี สิทธิไพโรจน์สกุล. (2547). **การดูดซับฟอสเฟตด้วยคอลลอยด์สังเคราะห์และคอลลอยด์ธรรมชาติ**. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์เคมี มหาวิทยาลัยนเรศวร.
- ธิดารัตน์ บุญศรี. (2543). **การบำบัดน้ำเสียที่มีสีด้วยชั้นดิน**. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.

- บุษยามาส มุ่งชัยญา. (2542). การกำจัดแอมโมเนียและฟอสเฟตในน้ำทิ้งชุมชนโดยการแลกเปลี่ยนไอออน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัยมหาวิทยาลัยมหิดล.
- ปัทมา วิทยากร. (2533). ดิน: แหล่งอาหารของพืช. พิมพ์ครั้งที่ 1. ขอนแก่น: มหาวิทยาลัยขอนแก่น
- มันสิน ตันฑุลเวศน์. (2542). วิศวกรรมประปา. เล่มที่ 2. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพฯ : จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- มันสิน ตันฑุลเวศน์ และ มันรัชย์ ตันฑุลเวศน์. (2545). เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1 กรุงเทพฯ : จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ลักษณ์ คณานินันท์. (2539). ประสิทธิภาพของกอกกลม ธูปฤาษี อ้อ และแห้วทรงกระเทียมในพื้นที่ชุ่มน้ำที่สร้างขึ้นเพื่อการบำบัดโครเมียมในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมชุบโลหะ. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัยมหาวิทยาลัยมหิดล.
- วิวัฒน์ ไตรธิกุล. (2547). หินน้ำมัน (Oil Shale). กลุ่มส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อม สำนักงานอุตสาหกรรมพื้นฐานและการเหมืองแร่เขต 3 กรมอุตสาหกรรมพื้นฐานและการเหมืองแร่ กระทรวงอุตสาหกรรม [ออนไลน์]. ได้จาก: <http://www.dpim.go.th/ppr/title.php>
- วิระศักดิ์ อุดมกิจเดชา และคณะ. (2543). เครื่องมือวิจัยทางวัสดุศาสตร์ : ทฤษฎีและหลักการทำงานเบื้องต้น. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: สถาบันวิจัยโลหะและวัสดุ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ศิริรัตน์ ศรีเกษเพ็ชร. (2543). การดูดซับสารละลายโลหะหนักด้วยดินเหนียวและดินเหนียวปรับปรุง. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี
- ศุวสา กานตวนิชกูร. (2538). การบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ. เชียงใหม่. มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.
- ศุวสา กานตวนิชกูร. (2544). รายงานการวิจัยเรื่องการกำจัดไนโตรเจนโดยระบบ **Combined constructed wetland** ในเขตร้อน. สำนักคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ.
- เสรีวัฒน์ สมินทร์ปัญญา. (2538). โลกและหิน. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ : สุวีริยาสาส์น.
- หิน (Rock). (2004). โครงการเรียนรู้เรื่องวิทยาศาสตร์และโลกอวกาศ [ออนไลน์]. ได้จาก: <http://www.lesa.in.th/geo/rocks/rocks.htm>
- อารักษ์ ดำรงสัตย์. (2546). การกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียจากฟาร์มสุกรโดยซีไลต์และทรายไม่คัดขนาด. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาอนามัยสิ่งแวดล้อมบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

- Akratos, 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: 173-191.
- APHA, AWWA, and WEF. (1992). **Standard methods for the examination of the water and wastewater** (19th edition). Washington D.C.: American Public Health Association.
- Arias, C.A., Bubba, M.D. and Brix, H. (2001). Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**. 35(5): 1159-1168.
- ASTM. (2004). **Annual Book of ASTM Standards: Soil and Rock**. 04.08-04.09. USA: Baltimore.
- Bavor, H.J., Roser, D.J. and Adcock, P.W. (1995). Challenges for the development of advanced constructed wetlands technology. **Water Science and Technology**. 32: 13-20.
- Brix, H., Arias, C.A. and Bubba, M.D. (2001). Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**. 44 No. 11: 45-54.
- Bubba, M.D., Arias, C.A. and Brix H. (2003). Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in surface flow constructed wetlands as measured by the Langmuir isotherm. **Water Research**. 37: 3390-3400.
- Cengloglu, Y., Tor, A., Ersoz, E. and Arslan, G. (2006). Removal of nitrate from aqueous solution by using red mud. **Separation and Purification Technology**. 42:1-5.
- Chen, Z.M., Chen, B., Zhou, J.B., Li, Z. and Zhou, Y. (2008). A vertical subsurface flow constructed wetland in Beijing. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**. 13: 1986-1996.
- Chung, A.K.C., Wu, Y., Tam, N.F.Y. and Wong, M.H. (2008). Nitrogen and phosphorus mass balance in sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. **Ecological Engineering**. 32: 81-89.
- Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B. and Shute, R.B.E. (1996). **Reed Bed and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. WRc Swindon :Wiltshire.
- Cui, L., Zhu, X., Ma, M., Ouyang, Y. and Dong, M. (2007). Phosphorus sorption capacities and physicochemical properties of nine substrate materials for constructed wetland. **Arch Environmental Contamination Toxicology**. 1-6.

- Demir, A., Gunay, A. and Debik, E. (2002). Ammonium removal from aqueous solution by ion-exchange using packed bed natural zeolite. **Water SA**. 28 No. 12: 329-335.
- Drizo, A., Frost C.A., Grace, J. and Smith, K.A. (1997). Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. **Water Science and Technology**. 35 (5): 95-102.
- Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J. and Smith, K.A. (1999). Physical-chemical screening of phosphate removing substrates for use in constructed wetland systems. **Water Research**. 33(17): 3595-3602.
- Drizo, A., Frost C.A., Grace, J. and Smith, K.A. (2000). Phosphate and ammonium distribution in pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. **Water Research**. 34 (9): 2483-2490.
- Duran, C.J., Kou, M.R., Lopez, T., Barrios, J.A, Aguilar, D.H., Dominguez, M.I, Odriozola, J.A. and Quintana. (2007). Nitrate removal using natural clays modified by acid thermoactivation. **Applied Surface Science**. 48: 1-5.
- Forbes, M.G., Dickson, K.R., Golden, T.D., Hudak, P. and Doyle, R.D. (2004). Dissolved phosphorus retention of light-weight expanded shale and masonry sand used in subsurface flow treatment wetlands. **Environmental Science and technology**. 38: 892-898.
- Ho, Y.S. and McKay, G. (2000). The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat. **Water Research**. 34. 735-742.
- Johansson L. (1997). The use of LECA (light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorus from water. **Water Science and Technology**. 35(5): 87-93.
- Kaasik, A., Vohla, C., Motlep, R., Mander, U. and Kirsimae, K. (2007). Hydrate calcareous oil-shale ash as potential filter media for phosphorus removal in constructed wetlands. **Water Research**. 42 (4-5): 1315-1323.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). **Treatment Wetland**. Boca Raton: Lewis Press.
- Karaca, S., Gurses, A., Ejder, M. and Acikyildiz, M. (2004). Kinetic modeling of liquid-phase adsorption of phosphate on dolomite. **Journal of Colloid and Interface Science**. 277: 257-263.

- Karaca, S., Gurses, A., Ejder, M. and Acikyildiz, M. (2006). Adsorptive removal of phosphate from aqueous solutions using raw and calcinated dolomite. **Journal of Hazardous Materials**. B128: 273-279.
- Klute A. (1968). **Method of Soil Analysis. Part 1 : Physical and Mineralogical Method**, (2nd edn). American Society of Agronomy, Madison, WI, USA.
- Korkusuz, E.A., Beklioglu, M. and Demirer, G.N. (2005). Comparison of the treatment performances of bast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. **Ecological Engineering**. 24: 187-200.
- Lin, Y.F., Jing, S-R., Lee, D-Y. And Wang, Y-W. (2002). Removal of solids and oxygen demand from aquaculture wastewater with a constructed wetland system in the start-up phase. **Water Environmental Research**. 74 (2): 136-141.
- Maehlum, T., Jensem, P.D. and Warner, W.S. (1995). Cold-climate constructed wetlands. **Water Science and Technology**. 32(3): 95-101.
- Mahmut Ozacar. (2002). Adsorption of phosphate from aqueous solution onto alunite. **Chemosphere**. 51: 321-327.
- Mann, R. A. (1996). Phosphorus adsorption and desorption steelworks by products. **Australian Journal of Soil Research**. 35(2): 375-384.
- Mann R.A. and Bavor H.J. (1993). Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata. **Water Science and Technology**. 27(5): 107-113.
- Maranon, E., Ulmanu, M., Fernandez, Y., Anger, I. and Castrillon, L. (2006). Removal of ammonium from aqueous solution with volcanic tuff. **Journal of Hazardous Materail**. B137: 1402-1409.
- Martin Marietta Material. (2004). **Material Safety Data Sheet of Shale Rock** [On-line]. Available: <http://www.martinmarietta.com/Products/MSDS-Shale.pdf>
- Mclean, E.O. (1982). Soil pH and lime requirement. **In Methods of Soil Analysis. Part 2 : Chemical and Microbiological Properties**, eds A. L. Page, R.H. Miller and D. R. Keeny. USA: American Society of Agronomy.
- Metcalf and Eddy. (2004). **Wastewater Engineering Treatment and Reuse** (4th edn). Boston Burr Ridge: McGraw-Hill.

- Ozturk, N. and Bektas, T.E. (2004). Nitrate removal from aqueous solution by adsorption onto various materials. **Journal of Hazardous Material**. B112: 155-162.
- Paikaray, S., Banerjee, S. and Mukherji, S. (2001). Surface characteristics of shales and implication on metal sorption. **Environmental Chemistry Letter**. 1-4.
- Paikaray, S., Banerjee, S. and Mukherji, S. (2005). Sorption of arsenic on to Vindhyan shales : Role of pyrite and organic carbon. **Current Science**. 88 No.10:1580-1585.
- Prochaska, C.A and Zouboulis, A.I. (2005). Removal of phosphorus by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. **Ecological Engineering**. 11-22.
- Reddy, K. R., and Debusk, W.F. 1987. Nutrient storage capabilities of aquatic and wetland plants. Quoted in R.H. Kadlec, and R.L. Knight. **Treatment wetland**. Michigan : Lewis.
- Reed, R.C., Middlebrooks, E.J. and Crites, R.W. (1988). **Natural Systems for Waste Management and Treatment**. New York: McGraw-Hill.
- Reyad Shawabkeh, Adnan Al-Harabsheh and Awni Al-Otoom. (2003). Conversion of oil shale ash into zeolite for cadmium and lead removal from wastewater. **Fuel**. 83: 981-985.
- Reyad Shawabkeh, Adnan Al-Harabsheh and Awni Al-Otoom. (2004). Copper and zinc sorption by treated oil shale ash. **Separation and Purification Technology**. 40: 251-257.
- Rhoades, J. D. (1982). Cation exchange capacity. In **Method of Soil Analysis. Part 2 : Chemical and Microbiological Properties**, Quoted in. A. L. Page, R.H. Miller and D. R. Keeny. USA: American Society of Agronomy.
- Rouquerol, F., Rouqurol, J. and Sing, K. (1999). **Adsorption by Powders and Porous Solids**. London: Academic Press.
- Sarioglu, M. (2005). Removal of ammonium from municipal wastewater using natural Turkish (Dogantepe) zeolite. **Separation and Purification Technology** . 41: 1-11.
- Scherijer, M., Kampf, R., Toet, S. and Verhoeven J. (1997). The use of constructed wetlands to upgrade treated sewage effluents before discharge to natural surface water in Texel Island. The Netherlands: Pilotstudy. **Water Science and Technology**. 35(5): 231-239.
- Seo, D.C., Cho, J.S., Lee, H.J. and Heo, J.S. (2005). Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. **Water Research**. 39: 2445-2457.

- Shierup H., Brix H. and Lorenzen B. (1990). Wastewater treatment in constructed wetland reed beds in Denmark: state of the art. **Constructed Wetlands in Water Pollution Control: Advances in Water Pollution Control N.11**. Oxford: Peramon.
- Steiner, G.R. and Freeman, R.J.Jr. (1989). Configuration and substrate design considerations for constructed wetlands wastewater treatment. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis.
- Tanner, C.C., Sukais, J.P.S. and Upsdell, M.P. (199). Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands. **Water Science and Technology**. 40 No.3:147-154.
- Tokunaga, T.K., Olson, K.R. and Wan, J. (2003). Moisture characteristic of Handford gravel. **Soil Science of America**. 322-329
- U.S. EPA. (1988). **Design Manual-Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment**. Ohio: United States Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA. (1993). **Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment**. Ohio: United States Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA. (2000). **Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment**. Ohio: United States Environmental Protection Agency.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. and Haberl R. (1998). **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe**. Netherlands: Backhuys.
- Wolstenholme, R. and Bays, C.D. (1990). An evaluation of nutrient by the reed bed treatment system at Valleyfield, Fife, Scotland. **Constructed Wetlands in Water Pollution Control: Advances in Water Pollution Control No 11**. Oxford: Pergamon.
- Wu, D., Zhang, B., Li, C., Zng, Z. and Kong, H. (2006). Simulaneous removal of ammonium and phosphate by zeolite synthesized from fly ash influenced by salt treatment. **Journal of Colloid Interface**. 304: 300-306.
- Xu, D., Xu, J., Wu, J. and Muhammad, A. (2006). Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. **Chemosphere**. 63: 344-352.
- Yang, L., Chang, H.L. and Huang, M.L. (2001). Nutrient removal in gravel and soil based wetland microcosms with and without vegetation. **Ecological Engineering**. 18: 91-105.

- Yang, Y., Zhao, Y.Q., Babatunde, A.O., Wang, L., Ren, Y.X. and Han, Y. (2006). Characteristics and mechanisms of phosphate adsorption on dewatered alum sludge. **Separation and Purification Technology** [On-line]. Available: <http://www.sciencedirect.com>
- Yong, H. H. and Tian, C. Z. (2004). Effect of low pH on nitrate reduction by iron powder. **Water Research**. 38: 2631-2642.
- Yong, Z.J., Yuan, J.S. and Li, X.G. (2007). Removal of ammonium from wastewater using calcium form clinoptilolite. **Journal of Hazardous Material**. 141: 483-488.
- Yunus Cengloglu, Ali Tor, Mustafa Ersoz and Gulsin Arslan. (2006). Removal of nitrate from aqueous solution by using red mud. **Separation and Purification Technology** [On-line]. Available: <http://www.sciencedirect.com>
- Zhu T., Jenssen P.D., Maehlum T. and Krogstad T. (1997). Phosphorus sorption and chemical characteristics of light aggregate (LWA): potential filter media in treatment wetland. **Water Science and Technology**. 35(5): 103-108.

ภาคผนวก ก

ไอซเทอร์มการดูดซับ

ตารางที่ ก1 ไอโซเทอร์มการดูดซับไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด

หินดินดาน	ปริมาณ (กรัม)	ความเข้มข้นเริ่มต้น = C_0 (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ความเข้มข้นที่สภาวะสมดุล = C_e (มิลลิกรัมต่อลิตร)
A	1.0012	5.67	4.77
	2.0051	5.67	4.53
	4.0163	5.67	4.36
	8.0639	5.67	4.26
	16.0235	5.67	4.04
B	1.0456	5.67	4.10
	2.0236	5.67	3.92
	4.0360	5.67	3.61
	8.0231	5.67	3.45
	16.0456	5.67	3.29
C	1.0563	5.67	3.61
	2.0149	5.67	3.40
	4.0569	5.67	3.03
	8.0698	5.67	2.78
	16.0356	5.67	2.58
D	1.0691	5.67	3.09
	2.0369	5.67	2.84
	4.0568	5.67	2.53
	8.0469	5.67	2.36
	16.0893	5.67	2.08
E	1.0239	5.67	2.84
	2.0547	5.67	2.27
	4.0689	5.67	1.81
	8.0567	5.67	1.35
	16.1325	5.67	1.07

ตารางที่ ก2 ไอโซเทอร์มการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด

หินดินดาน	ปริมาณ (กรัม)	ความเข้มข้นเริ่มต้น = C_0 (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ความเข้มข้นที่สภาวะสมดุล = C_e (มิลลิกรัมต่อลิตร)
A	1.0456	49.52	47.76
	2.0238	49.52	46.88
	4.0138	49.52	46.00
	8.0597	49.52	45.13
	16.0439	49.52	44.69
B	1.0796	49.52	47.32
	2.0149	49.52	46.00
	4.0367	49.52	45.13
	8.0564	49.52	44.69
	16.0569	49.52	44.25
C	1.0837	49.52	46.88
	2.0490	49.52	45.13
	4.0569	49.52	44.25
	8.0763	49.52	43.37
	16.0523	49.52	42.49
D	1.0897	49.52	46.00
	2.0369	49.52	44.25
	4.0561	49.52	43.37
	8.0463	49.52	42.49
	16.0231	49.52	41.61
E	1.0657	49.52	46.00
	2.0699	49.52	43.37
	4.0563	49.52	40.74
	8.0396	49.52	38.98
	16.0541	49.52	36.78

ตารางที่ ก3 ไอโซเทอร์มการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด

หินดินดาน	ปริมาณ (กรัม)	ความเข้มข้นเริ่มต้น = C_0 (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ความเข้มข้นที่สภาวะสมดุล = C_e (มิลลิกรัมต่อลิตร)
A	1.0987	17.57	16.37
	2.0368	17.57	15.62
	4.0157	17.57	14.86
	8.0319	17.57	14.56
	16.0583	17.57	14.11
B	1.0389	17.57	15.92
	2.0568	17.57	15.32
	4.0569	17.57	14.56
	8.0561	17.57	13.96
	16.0473	17.57	13.66
C	1.0893	17.57	15.662
	2.0365	17.57	14.86
	4.0697	17.57	13.66
	8.0135	17.57	12.91
	16.0730	17.57	12.16
D	1.0263	17.57	15.47
	2.0796	17.57	14.11
	4.0160	17.57	13.06
	8.0569	17.57	12.16
	16.0231	17.57	11.56
E	1.0598	17.57	15.32
	2.0560	17.57	13.96
	4.0526	17.57	12.16
	8.0367	17.57	10.96
	16.0561	17.57	10.21

ภาคผนวก ข

การเข้าสู่สมดุผลการดูฉบับ

ตารางที่ ข1 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co
0	0.00	5.060	0.000	0.000	5.060	0.000	0.000	5.060	0.000	0.000	5.060	0.000	0.000	5.060	0.000	0.000
1	0.25	5.060	0.506	0.100	5.060	0.506	0.100	5.060	0.000	0.000	5.060	0.000	0.000	5.060	0.000	0.000
2	0.50	5.060	1.012	0.200	5.060	0.911	0.180	5.060	0.506	0.100	5.060	0.000	0.000	5.060	0.000	0.000
3	0.75	5.060	1.619	0.320	5.060	1.012	0.200	5.060	0.638	0.126	5.060	0.374	0.074	5.060	0.000	0.000
4	1.00	5.060	1.822	0.360	5.060	1.204	0.238	5.060	0.850	0.168	5.060	0.466	0.092	5.060	0.000	0.000
5	1.25	5.060	2.429	0.480	5.060	1.417	0.280	5.060	0.951	0.188	5.060	0.506	0.100	5.060	0.000	0.000
6	1.50	5.060	2.631	0.520	5.060	1.619	0.320	5.060	1.012	0.200	5.060	0.546	0.108	5.060	0.000	0.000
7	1.75	5.060	3.036	0.600	5.060	1.923	0.380	5.060	1.204	0.238	5.060	0.607	0.120	5.060	0.000	0.000
8	2.00	5.060	3.238	0.640	5.060	2.226	0.440	5.060	1.214	0.240	5.060	0.607	0.120	5.060	0.152	0.030
9	2.25	5.126	3.414	0.666	5.060	2.429	0.480	5.060	1.417	0.280	5.060	0.769	0.152	5.060	0.405	0.080
10	2.50	5.126	3.701	0.722	5.060	2.783	0.550	5.060	1.619	0.320	5.060	0.810	0.160	5.060	0.455	0.090
11	2.75	5.126	3.855	0.752	5.060	3.006	0.594	5.060	1.761	0.348	5.060	0.982	0.194	5.060	0.536	0.106
12	3.00	5.126	4.121	0.804	5.060	3.127	0.618	5.060	1.822	0.360	5.060	1.012	0.200	5.060	0.597	0.118

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_c = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข1 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co
13	3.25	5.126	4.296	0.838	5.060	3.137	0.620	5.060	1.984	0.392	5.060	1.083	0.214	5.060	0.607	0.120
14	3.50	5.126	4.542	0.886	5.060	3.451	0.682	5.060	2.024	0.400	5.060	1.113	0.220	5.060	0.617	0.122
15	3.75	5.126	4.767	0.930	5.060	3.502	0.692	5.060	2.186	0.432	5.060	1.174	0.232	5.060	0.648	0.128
16	4.00	5.126	4.818	0.940	5.060	3.684	0.728	5.060	2.226	0.440	5.060	1.225	0.242	5.060	0.749	0.148
17	4.25	5.073	4.819	0.950	5.073	4.028	0.794	5.073	2.405	0.474	5.073	1.360	0.268	5.073	0.741	0.146
18	4.50	5.073	4.870	0.960	5.073	4.119	0.812	5.073	2.435	0.480	5.073	1.451	0.286	5.073	0.812	0.160
19	4.75	5.073	4.921	0.970	5.073	4.150	0.818	5.073	2.435	0.480	5.073	1.481	0.292	5.073	0.862	0.170
20	5.00	5.073	4.972	0.980	5.073	4.373	0.862	5.073	2.679	0.528	5.073	1.623	0.320	5.073	0.883	0.174
21	5.25	5.073	5.022	0.990	5.073	4.495	0.886	5.073	2.841	0.560	5.073	1.664	0.328	5.073	0.974	0.192
22	5.50				5.073	4.596	0.906	5.073	2.892	0.570	5.073	1.806	0.356	5.073	1.015	0.200
23	5.75				5.073	4.708	0.928	5.073	2.942	0.580	5.073	1.897	0.374	5.073	1.096	0.216
24	6.00				5.073	4.850	0.956	5.073	3.206	0.632	5.073	2.029	0.400	5.073	1.116	0.220

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_e = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข1 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co
25	6.25				5.089	4.885	0.960	5.089	3.257	0.640	5.089	2.137	0.420	5.089	1.323	0.260
26	6.50				5.089	4.936	0.970	5.089	3.664	0.720	5.089	2.229	0.438	5.089	1.527	0.300
27	6.75				5.089	4.908	0.972	5.089	3.664	0.720	5.089	2.249	0.442	5.089	1.539	0.303
28	7.00							5.089	3.705	0.728	5.089	2.511	0.494	5.089	1.590	0.313
29	7.25							5.089	3.766	0.740	5.089	2.554	0.502	5.089	1.590	0.313
30	7.50							5.089	4.366	0.858	5.089	2.618	0.515	5.089	1.781	0.350
31	7.75							5.089	4.641	0.912	5.089	2.682	0.527	5.089	1.857	0.365
32	8.00							5.089	4.804	0.944	5.089	3.176	0.624	5.089	1.908	0.375
33	8.25							5.035	4.723	0.938	5.035	3.359	0.667	5.035	1.938	0.385
34	8.50							5.035	4.783	0.950	5.035	3.384	0.672	5.035	2.052	0.408
35	8.75							5.035	4.864	0.966	5.035	3.492	0.694	5.035	2.014	0.400
36	9.00							5.035	4.864	0.966	5.035	3.625	0.720	5.035	2.266	0.450

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_e = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข1 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co
37	9.25										5.035	3.746	0.744	5.035	2.518	0.500
38	9.50										5.035	3.927	0.780	5.035	2.961	0.588
39	9.75										5.035	4.109	0.816	5.035	3.021	0.600
40	10.00										5.035	4.254	0.845	5.035	3.066	0.609
41	10.25										5.047	4.324	0.857	5.047	3.240	0.642
42	10.50										5.047	4.567	0.905	5.047	3.467	0.687
43	10.75										5.047	4.603	0.912	5.047	3.482	0.690
44	11.00										5.047	4.772	0.946	5.047	3.634	0.720
45	11.25										5.047	4.991	0.989	5.047	3.785	0.750
46	11.50													5.047	3.785	0.750
47	11.75													5.047	4.043	0.801
48	12.00													5.047	4.391	0.870

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_c = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข1 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับไนเตรทในโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co
49	12.25													5.047	4.769	0.945
50	12.50													5.047	4.603	0.912
51	12.75													5.047	4.830	0.957
52	13.00													5.047	5.037	0.998

หมายเหตุ : C_o = มิลลิกรัมต่อลิตร C_e = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข2 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับแอมโมเนียมไนโตรเจนของหินดินดานแต่ละขนาด

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Co/Ce
0	0.00	50.560	0.000	0.000	50.560	0.000	0.000	50.560	0.000	0.000	50.560	0.000	0.000	50.560	0.000	0.000
1	0.13	50.560	18.202	0.360	50.560	10.112	0.200	50.560	0.809	0.016	50.560	1.011	0.020	50.560	0.708	0.014
2	0.25	50.560	36.605	0.724	50.560	26.696	0.528	50.560	20.224	0.400	50.560	7.078	0.140	50.560	4.045	0.080
3	0.38	50.560	47.628	0.942	50.560	38.931	0.770	50.560	24.269	0.480	50.560	14.157	0.280	50.560	8.090	0.160
4	0.50	50.560	50.509	0.999	50.560	43.583	0.862	50.560	31.347	0.620	50.560	17.190	0.340	50.560	11.123	0.220
5	0.63				50.560	47.526	0.940	50.560	33.370	0.660	50.560	20.224	0.400	50.560	14.157	0.280
6	0.75				50.560	49.751	0.984	50.560	36.403	0.720	50.560	25.280	0.500	50.560	18.707	0.370
7	0.88				50.560	49.751	0.996	50.560	39.133	0.774	50.560	27.100	0.536	50.560	20.598	0.4074
8	1.00							50.560	40.448	0.800	50.560	29.729	0.588	50.560	24.137	0.4774
9	1.13							50.560	44.493	0.880	50.560	36.100	0.714	50.560	30.943	0.612
10	1.25							50.560	47.729	0.944	50.560	45.585	0.902	50.560	36.403	0.720
11	1.38										50.560	50.459	0.998	50.560	43.441	0.859
12	1.50													50.560	43.441	0.920

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_c = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข3 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Co/Ce
0	0.00	50.120	0.000	0.000	50.120	0.000	0.000	50.150	0.000	0.000	50.240	0.000	0.000	50.070	0.000	0.000
1	0.25	50.120	3.358	0.067	50.120	3.022	0.060	50.150	1.344	0.027	50.240	1.010	0.020	50.070	0.671	0.013
2	0.50	50.120	6.716	0.134	50.120	6.716	0.134	50.150	4.032	0.080	50.240	2.693	0.054	50.070	2.684	0.054
3	0.75	50.120	8.395	0.168	50.120	7.723	0.154	50.150	4.368	0.087	50.240	3.029	0.060	50.070	2.684	0.054
4	1.00	50.120	11.753	0.235	50.120	8.059	0.161	50.150	5.040	0.101	50.240	2.693	0.054	50.070	2.348	0.047
5	1.25	50.120	13.432	0.268	50.120	8.395	0.168	50.150	6.048	0.121	50.240	3.366	0.067	50.070	2.684	0.054
6	1.50	50.120	15.783	0.315	50.120	10.074	0.201	50.150	6.720	0.134	50.240	4.376	0.087	50.070	3.019	0.060
7	1.75	50.120	16.790	0.335	50.120	12.761	0.255	50.150	7.056	0.141	50.240	6.732	0.134	50.070	3.019	0.060
8	2.00	50.120	20.148	0.402	50.120	13.432	0.268	50.150	8.400	0.168	50.240	6.732	0.134	50.070	3.355	0.067
9	2.25	50.120	16.790	0.335	50.120	13.768	0.275	50.150	8.064	0.161	50.240	7.069	0.141	50.070	3.690	0.074
10	2.50	50.120	23.506	0.469	50.120	13.768	0.275	50.150	10.080	0.201	50.240	8.079	0.161	50.070	4.361	0.087
11	2.75	50.120	20.148	0.402	50.120	15.111	0.302	50.150	10.416	0.208	50.240	8.541	0.170	50.070	4.697	0.094
12	3.00	50.120	28.543	0.570	50.120	16.119	0.322	50.150	10.080	0.201	50.240	9.224	0.184	50.070	5.182	0.104

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_e = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข3 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Co/Ce
13	3.25	50.197	26.906	0.536	50.197	16.816	0.335	50.197	12.780	0.255	50.197	9.558	0.190	50.197	5.542	0.110
14	3.50	50.197	32.623	0.650	50.197	16.984	0.338	50.197	13.453	0.268	50.197	10.240	0.204	50.197	5.542	0.110
15	3.75	50.197	33.296	0.663	50.197	19.843	0.395	50.197	14.125	0.281	50.197	10.582	0.211	50.197	5.888	0.117
16	4.00	50.197	36.995	0.737	50.197	20.516	0.409	50.197	16.143	0.322	50.197	11.776	0.235	50.197	6.234	0.124
17	4.25	50.197	36.995	0.737	50.197	20.516	0.409	50.197	16.816	0.335	50.197	11.776	0.235	50.197	6.234	0.124
18	4.50	50.197	40.358	0.804	50.197	22.533	0.449	50.197	17.489	0.348	50.197	12.123	0.242	50.197	6.754	0.135
19	4.75	50.197	41.367	0.824	50.197	22.533	0.449	50.197	17.825	0.355	50.197	12.815	0.255	50.197	5.888	0.117
20	5.00	50.197	43.722	0.871	50.197	23.542	0.469	50.197	18.834	0.375	50.197	12.815	0.255	50.197	6.927	0.138
21	5.25	50.197	46.076	0.918	50.197	25.224	0.503	50.197	20.852	0.415	50.197	13.162	0.262	50.197	6.234	0.124
22	5.50	50.197	47.421	0.945	50.197	26.569	0.529	50.197	20.179	0.402	50.197	12.469	0.248	50.197	6.927	0.138
23	5.75	50.197	49.103	0.978	50.197	29.260	0.583	50.197	21.524	0.429	50.197	13.508	0.269	50.197	9.026	0.180
24	6.00	50.197	49.775	0.992	50.197	28.587	0.570	50.197	21.861	0.436	50.197	13.854	0.276	50.197	7.725	0.154

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_e = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข3 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Co/Ce
25	6.25	50.264	50.214	0.999	50.264	29.299	0.583	50.264	21.890	0.436	50.264	14.220	0.283	50.264	8.550	0.170
26	6.50	50.264	50.214	0.999	50.264	30.309	0.603	50.264	23.237	0.462	50.264	16.889	0.336	50.264	8.550	0.170
27	6.75				50.264	31.993	0.637	50.264	23.574	0.469	50.264	18.095	0.360	50.264	8.957	0.178
28	7.00				50.264	31.319	0.623	50.264	23.926	0.476	50.264	17.693	0.352	50.264	8.957	0.178
29	7.25				50.264	33.677	0.670	50.264	24.267	0.483	50.264	19.703	0.392	50.264	8.957	0.178
30	7.50				50.264	35.361	0.704	50.264	25.635	0.510	50.264	18.899	0.376	50.264	8.957	0.178
31	7.75				50.264	37.718	0.750	50.264	25.293	0.503	50.264	19.301	0.384	50.264	9.364	0.186
32	8.00				50.264	38.728	0.771	50.264	26.660	0.530	50.264	21.312	0.424	50.264	9.595	0.191
33	8.25				50.264	39.739	0.791	50.264	28.027	0.558	50.264	20.910	0.416	50.264	10.430	0.208
34	8.50				50.264	42.096	0.838	50.264	28.439	0.566	50.264	20.910	0.416	50.264	10.013	0.199
35	8.75				50.264	42.096	0.838	50.264	29.133	0.580	50.264	21.312	0.424	50.264	10.013	0.199
36	9.00				50.264	42.096	0.838	50.264	31.314	0.623	50.264	23.081	0.459	50.264	10.013	0.199

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_e = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข3 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Co/Ce
37	9.25				50.143	43.339	0.864	50.143	31.590	0.630	50.143	22.614	0.451	50.143	10.405	0.208
38	9.50				50.143	45.354	0.905	50.143	32.994	0.658	50.143	23.437	0.467	50.143	10.442	0.208
39	9.75				50.143	46.026	0.918	50.143	39.613	0.790	50.143	21.792	0.435	50.143	11.508	0.230
40	10.00				50.143	48.042	0.958	50.143	40.114	0.800	50.143	24.259	0.484	50.143	10.655	0.213
41	10.25				50.143	49.642	0.990	50.143	42.120	0.840	50.143	24.670	0.492	50.143	11.082	0.221
42	10.50				50.143	49.642	0.990	50.143	43.123	0.860	50.143	25.693	0.512	50.143	10.229	0.204
43	10.75				50.143	7.167	0.990	50.143	45.630	0.910	50.143	26.957	0.538	50.143	11.508	0.230
44	11.00				50.143	7.167	0.990	50.143	47.636	0.950	50.143	30.326	0.605	50.143	11.508	0.230
45	11.25				50.143	7.167	0.990	50.143	48.639	0.970	50.143	29.484	0.588	50.143	12.496	0.249
46	11.50							50.143	49.140	0.980	50.143	29.905	0.596	50.143	12.496	0.249
47	11.75							50.143	49.642	0.990	50.143	31.590	0.630	50.143	12.942	0.258
48	12.00							50.143	50.093	0.999	50.143	32.854	0.655	50.143	12.272	0.245

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_e = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข3 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Co/Ce
49	12.25										50.201	35.402	0.705	50.201	12.510	0.249
50	12.50										50.201	35.833	0.714	50.201	12.957	0.258
51	12.75										50.201	36.265	0.722	50.201	13.180	0.263
52	13.00										50.201	37.992	0.757	50.201	13.855	0.276
53	13.25										50.201	38.856	0.774	50.201	14.317	0.285
54	13.50										50.201	39.759	0.792	50.201	13.855	0.276
55	13.75										50.201	40.201	0.801	50.201	12.932	0.258
56	14.00										50.201	41.526	0.827	50.201	13.855	0.276
57	14.25										50.201	41.968	0.836	50.201	14.546	0.290
58	14.50										50.201	42.852	0.854	50.201	15.738	0.314
59	14.75										50.201	42.922	0.855	50.201	14.784	0.295
60	15.00										50.201	45.181	0.900	50.201	15.261	0.304

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_e = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข3 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Co/Ce
61	15.25										50.201	45.633	0.909	50.201	16.667	0.332
62	15.50										50.201	46.536	0.927	50.201	17.570	0.350
63	15.75										50.201	46.536	0.927	50.201	17.068	0.340
64	16.00										50.201	47.440	0.945	50.201	17.570	0.350
65	16.25										50.201	47.892	0.954	50.201	19.076	0.380
66	16.50										50.201	48.344	0.963	50.201	20.432	0.407
67	16.75										50.201	48.569	0.968	50.201	20.929	0.417
68	17.00													50.201	20.984	0.418
69	17.25													50.201	21.868	0.436
70	17.50													50.201	24.096	0.480
71	17.75													50.201	25.101	0.500
72	18.00													50.201	27.410	0.546

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_c = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข3 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Co/Ce
73	18.25													50.201	29.368	0.585
74	18.50													50.201	31.325	0.624
75	18.75													50.201	30.673	0.611
76	19.00													50.201	33.936	0.676
77	19.25													50.201	37.199	0.741
78	19.50													50.201	38.504	0.767
79	19.75													50.201	38.504	0.767
80	20.00													50.201	41.115	0.819
81	20.25													50.201	41.767	0.832
82	20.50													50.201	44.378	0.884
83	20.75													50.201	47.967	0.956
84	21.00													50.201	48.293	0.962

หมายเหตุ : C_0 = มิลลิกรัมต่อลิตร C_c = มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ ข3 ผลการศึกษาเข้าสู่สมดุลการดูดซับออร์โธฟอสเฟตของหินดินดานแต่ละขนาด (ต่อ)

No.	Time, day	A			B			C			D			E		
		Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Ce/Co	Co	Ce	Co/Ce
85	21.25													50.201	48.695	0.970
86	21.50													50.201	49.197	0.980
87	21.75													50.201	49.448	0.985
88	22.00													50.201	49.599	0.988
89	22.25													50.201	49.749	0.991
90	22.50													50.201	50.151	0.999

หมายเหตุ : C_o = มิลลิกรัมต่อลิตร C_e = มิลลิกรัมต่อลิตร

ภาคผนวก ค

ประสิทธิภาพของชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

ตารางที่ ค1 องค์ประกอบของน้ำเลี้ยงหมชนสังเคราะห์

องค์ประกอบ	หน่วย	ค่าต่ำสุด-ค่าสูงสุด	ค่าเฉลี่ย
กลูโคส	มิลลิกรัมต่อลิตร	200.09-298.76	252.51
Meat Extract	มิลลิกรัมต่อลิตร	110.25-156.32	133.29
Peptone	มิลลิกรัมต่อลิตร	160.43-189.75	175.09
แคลเซียมคลอไรด์	มิลลิกรัมต่อลิตร	4.23-10.65	7.44
แมกนีเซียมซัลเฟต	มิลลิกรัมต่อลิตร	2.83-4.69	3.76
โซเดียมคลอไรด์	มิลลิกรัมต่อลิตร	7.45-15.34	11.40
โพแทสเซียมไนเตรท	มิลลิกรัมต่อลิตร	5.47-8.16	6.90
แอมโมเนียมคลอไรด์	มิลลิกรัมต่อลิตร	54.66-81.61	68.98
ไดโพแทสเซียมไฮโดรเจนฟอสเฟต	มิลลิกรัมต่อลิตร	14.28-22.92	18.11

ตารางที่ ค2 ลักษณะน้ำเสียที่ผ่านเข้า-ออกชุดจำลองพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์ของตัวกลางแต่ละชนิด

ลักษณะน้ำเสีย	ชนิดตัวกลาง	ความเข้มข้นน้ำเข้า (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ความเข้มข้นน้ำออก (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
COD	S	252.51	145.85	42.24
	G		138.20	45.27
	A		137.62	48.55
	B		114.13	54.80
	C		106.81	59.77
	D		85.44	66.16
	E		72.96	72.96
ไนเตรท ไนโตรเจน	S	6.90	4.19	39.24
	G		3.73	46.73
	A		2.96	57.04
	B		2.96	57.06
	C		2.55	63.06
	D		2.17	68.56
	E		1.93	72.04
แอมโมเนียม ไนโตรเจน	S	68.98	32.49	52.90
	G		30.89	55.22
	A		32.46	52.95
	B		30.68	55.53
	C		27.22	60.55
	D		24.75	64.12
	E		21.34	69.06
ฟอสเฟต	S	18.11	10.96	39.47
	G		7.95	56.11
	A		6.39	64.74
	B		3.98	78.02
	C		3.22	82.24
	D		2.47	86.35
	E		1.18	93.50

ตารางที่ ค3 ผลการทดสอบทางสถิติ Independent Sample Test ของความแตกต่างค่าเฉลี่ย
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของตัวกลางแต่ละชนิด

ชนิดตัวกลาง	ผล	Sig. (2-tailed)
S-G	ไม่พบความแตกต่าง	0.270
S-A	ไม่พบความแตกต่าง	0.068
S-B	ไม่พบความแตกต่าง	0.060
S-C	พบความแตกต่าง	0.000
S-D	พบความแตกต่าง	0.000
S-E	พบความแตกต่าง	0.000
G-A	ไม่พบความแตกต่าง	0.054
G-B	ไม่พบความแตกต่าง	0.051
G-C	พบความแตกต่าง	0.000
G-D	พบความแตกต่าง	0.000
G-E	พบความแตกต่าง	0.000
A-B	พบความแตกต่าง	0.000
A-C	พบความแตกต่าง	0.000
A-D	พบความแตกต่าง	0.000
A-E	พบความแตกต่าง	0.000
B-C	พบความแตกต่าง	0.000
B-D	พบความแตกต่าง	0.000
B-E	พบความแตกต่าง	0.000
C-D	พบความแตกต่าง	0.000
C-E	พบความแตกต่าง	0.000
D-E	พบความแตกต่าง	0.000

ความแตกต่างที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

ตารางที่ ค4 ผลการทดสอบทางสถิติ Independent Sample Test ของความแตกต่างค่าเฉลี่ย
ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทในโตรเจนของตัวกลางแต่ละชนิด

ชนิดตัวกลาง	ผล	Sig. (2-tailed)
S-G	ไม่พบความแตกต่าง	0.054
S-A	พบความแตกต่าง	0.000
S-B	พบความแตกต่าง	0.000
S-C	พบความแตกต่าง	0.000
S-D	พบความแตกต่าง	0.000
S-E	พบความแตกต่าง	0.000
G-A	พบความแตกต่าง	0.000
G-B	พบความแตกต่าง	0.000
G-C	พบความแตกต่าง	0.000
G-D	พบความแตกต่าง	0.000
G-E	พบความแตกต่าง	0.000
A-B	พบความแตกต่าง	0.039
A-C	พบความแตกต่าง	0.024
A-D	พบความแตกต่าง	0.000
A-E	พบความแตกต่าง	0.000
B-C	พบความแตกต่าง	0.000
B-D	พบความแตกต่าง	0.000
B-E	พบความแตกต่าง	0.000
C-D	พบความแตกต่าง	0.000
C-E	พบความแตกต่าง	0.000
D-E	พบความแตกต่าง	0.000

ความแตกต่างที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

ตารางที่ ค5 ผลการทดสอบทางสถิติ Independent Sample Test ของความแตกต่างค่าเฉลี่ย
ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไนโตรเจนของตัวกลางแต่ละชนิด

ชนิดตัวกลาง	ผล	Sig. (2-tailed)
S-G	ไม่พบความแตกต่าง	0.338
S-A	ไม่พบความแตกต่าง	0.356
S-B	ไม่พบความแตกต่าง	0.062
S-C	พบความแตกต่าง	0.000
S-D	พบความแตกต่าง	0.000
S-E	พบความแตกต่าง	0.000
G-A	ไม่พบความแตกต่าง	0.871
G-B	ไม่พบความแตกต่าง	0.110
G-C	พบความแตกต่าง	0.000
G-D	พบความแตกต่าง	0.000
G-E	พบความแตกต่าง	0.000
A-B	พบความแตกต่าง	0.030
A-C	พบความแตกต่าง	0.000
A-D	พบความแตกต่าง	0.000
A-E	พบความแตกต่าง	0.000
B-C	พบความแตกต่าง	0.001
B-D	พบความแตกต่าง	0.000
B-E	พบความแตกต่าง	0.000
C-D	พบความแตกต่าง	0.000
C-E	พบความแตกต่าง	0.000
D-E	พบความแตกต่าง	0.000

ความแตกต่างที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

ตารางที่ ๓6 ผลการทดสอบทางสถิติ Independent Sample Test ของความแตกต่างค่าเฉลี่ย
ประสิทธิภาพการกำจัดออร์โธฟอสเฟตของตัวกลางแต่ละชนิด

ชนิดตัวกลาง	ผล	Sig. (2-tailed)
S-G	พบความแตกต่าง	0.000
S-A	พบความแตกต่าง	0.000
S-B	พบความแตกต่าง	0.000
S-C	พบความแตกต่าง	0.000
S-D	พบความแตกต่าง	0.000
S-E	พบความแตกต่าง	0.000
G-A	พบความแตกต่าง	0.000
G-B	พบความแตกต่าง	0.000
G-C	พบความแตกต่าง	0.000
G-D	พบความแตกต่าง	0.000
G-E	พบความแตกต่าง	0.000
A-B	พบความแตกต่าง	0.000
A-C	พบความแตกต่าง	0.000
A-D	พบความแตกต่าง	0.000
A-E	พบความแตกต่าง	0.000
B-C	พบความแตกต่าง	0.000
B-D	พบความแตกต่าง	0.000
B-E	พบความแตกต่าง	0.000
C-D	พบความแตกต่าง	0.038
C-E	พบความแตกต่าง	0.000
D-E	พบความแตกต่าง	0.000

ความแตกต่างที่ระดับความเชื่อมั่น 95 %

ภาคผนวก ง

บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

รายชื่อบทความวิจัยที่ได้รับการตีพิมพ์ในงานประชุมวิชาการนานาชาติ

Daothaisong, A. and Yimrattanabovorn, J. (2008). **Phosphate removal by shale for utilization in constructed wetland**. In Proceeding of International Conference on Managing Wetlands for Sustainable Development : Innovative Research and Lessons Learned, Effective Partnerships, and the Need for Co-Management 2008 (pp 1-9). Trang, Thailand. Prince of Songkla University.

ประวัติผู้เขียน

นางสาวอมรา คาวไชสง เกิดเมื่อวันที่ 15 มิถุนายน พ.ศ. 2523 ที่จังหวัดนครราชสีมา เริ่มศึกษาชั้นประถมศึกษาที่โรงเรียนชุมชนบ้านทับสวาย ชั้นมัธยมศึกษาตอนต้นที่โรงเรียนห้วยแถลงพิทยาคม ชั้นมัธยมศึกษาตอนปลายที่โรงเรียนสุรนารีวิทยา และสำเร็จการศึกษาปริญญาตรี สาขาเคมีทรัพยากรสิ่งแวดล้อม ภาควิชาเคมี คณะวิทยาศาสตร์ ที่สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง กรุงเทพมหานคร เมื่อปีการศึกษา 2546 และได้เข้าทำงานกับบริษัท ซีคอท จำกัด ในตำแหน่งนักเคมี ปี พ.ศ. 2547 ได้เข้าทำงานกับบริษัท พี เอส อาร์ ฟุตแวร์ จำกัด ในตำแหน่งนักเคมี จนกระทั่งเมื่อปี พ.ศ. 2548 จึงได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี จังหวัดนครราชสีมา โดยในขณะที่ศึกษาได้รับทุนการศึกษาสำหรับผู้มีศักยภาพเข้าศึกษาสำหรับบัณฑิตศึกษา ตลอดระยะเวลาการศึกษา, ทุนผู้ช่วยสอนและวิจัยสาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม และทุนวิจัยมหาบัณฑิต สกว. สาขาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี ปี 2549 เพื่อทำวิจัยเรื่อง การดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของหินดินดานเพื่อนำไปใช้เป็นตัวกลางในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์

ผลงานวิจัย: ได้นำเสนอบทความวิชาการเรื่อง “Phosphate Removal by Shale for Utilization in Constructed Wetland” ในงานประชุมวิชาการ *International Conference on Managing Wetlands for Sustainable Development : Innovative Research and Lessons Learned, Effective Partnerships, and the Need for Co-Management* ในระหว่างวันที่ 9-11 มกราคม พ.ศ. 2551 ณ โรงแรมธรรมรินทร์ ธนา จังหวัดตรัง