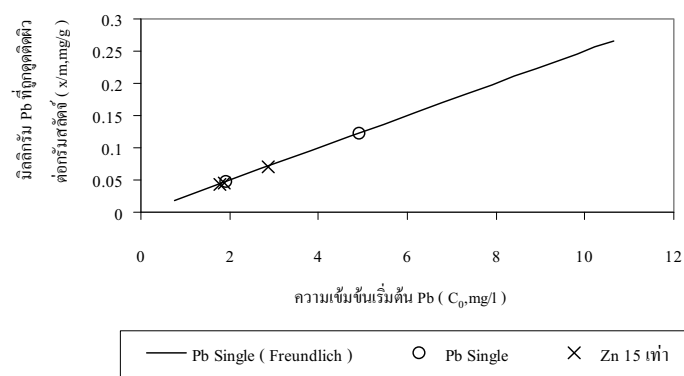
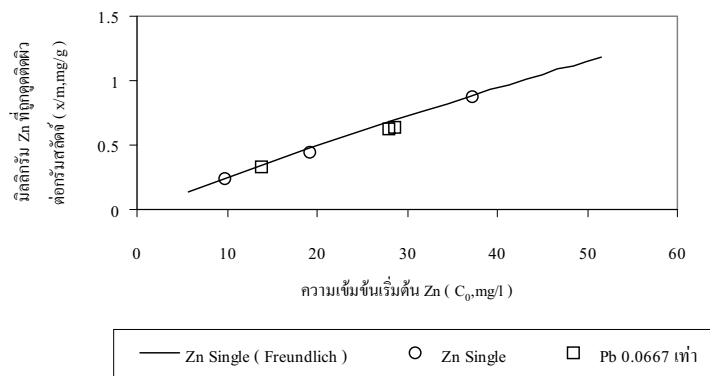


รูปที่ 4.10 (ก) และ (ข) เป็นการดูดซับโลหะตะกั่วและสังกะสีในสารละลายโลหะผสมระหว่างตะกั่วและสังกะสี ตามลำดับ พบว่าการดูดซับโลหะผสมด้วยสไลด์ ASP ในน้ำชะขยะ โลหะสังกะสีไม่มีผลต่อการยับยั้งการดูดซับโลหะตะกั่วถึงแม้จะใช้ความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีมากถึง 15 เท่าของความเข้มข้นของตะกั่วก็ตาม ส่วนความเข้มข้นเริ่มต้นของตะกั่วสูงสุดที่ใช้ในการทดลองส่วนนี้จะใช้แค่ 0.0667 เท่าของความเข้มข้นสังกะสีเท่านั้นซึ่งช่วงความเข้มข้นดังกล่าวส่งผลต่อการยับยั้งการดูดซับโลหะสังกะสีเพียงเล็กน้อยเห็นได้ไม่ชัดเจนนัก โดยผลการทดลองของการดูดซับโลหะผสมด้วยสไลด์ ASP ในน้ำชะขยะ LCL มีแนวโน้มใกล้เคียงกันกับผลการทดลองการดูดซับโลหะผสมด้วยสไลด์เอเอสก่อนเติมโพลิเมอร์ในน้ำปราศจากประจุ



(ก)



(ข)

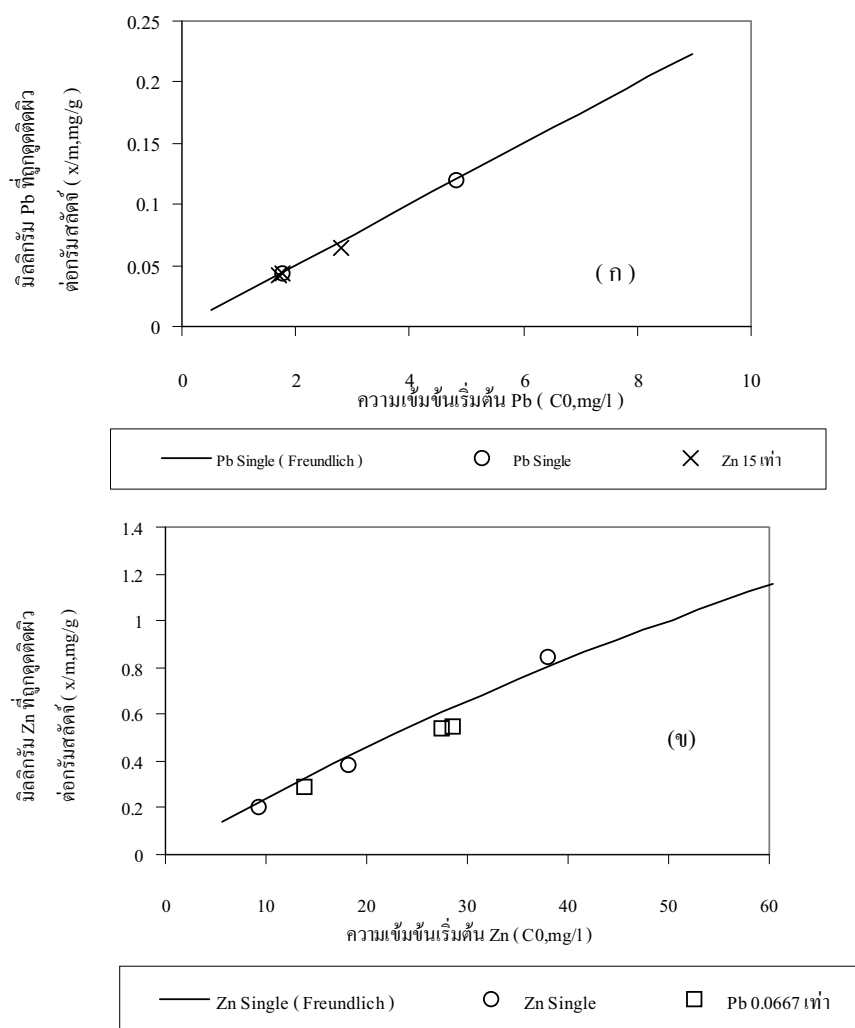
รูปที่ 4.10 การดูดซับสารละลายโลหะผสมสองธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสไลด์ ASP ในน้ำชะขยะ LCL

(ก) การดูดซับโลหะตะกั่ว

(ข) การดูดซับโลหะสังกะสี

น้ำชะขยะHCL

การทดสอบความแรงไอออนของโลหะสังกะสีที่มีผลต่อการดูดติดผิวตะกั่วด้วยสลิคส์ASP ในน้ำชะขยะHCLซึ่งมีซีโอไซด์สูง (Soluble COD เท่ากับ 2360 mg/l) จะทำการทดลองโดยเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีเป็น 15 เท่าของความเข้มข้นเริ่มต้นของตะกั่ว และควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลการดูดติดผิวไว้ที่ 6.5 – 7.2 ในทุกการทดลอง ซึ่งจะนำผลการดูดติดผิวโลหะในสารละลายผสมสองธาตุที่ได้ไปเปรียบเทียบกับผลการดูดติดผิวของโลหะหนึ่งธาตุทั้งที่ได้จากการทดลองจริงและได้จากการคำนวณโดยสมการฟรอนด์ลิช ดังรูปที่ 4.11



รูปที่ 4.11: การดูดติดผิวสารละลายโลหะผสมสองธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสลิคส์ASP ในน้ำชะขยะHCL

(ก) การดูดติดผิวโลหะตะกั่ว

(ข) การดูดติดผิว

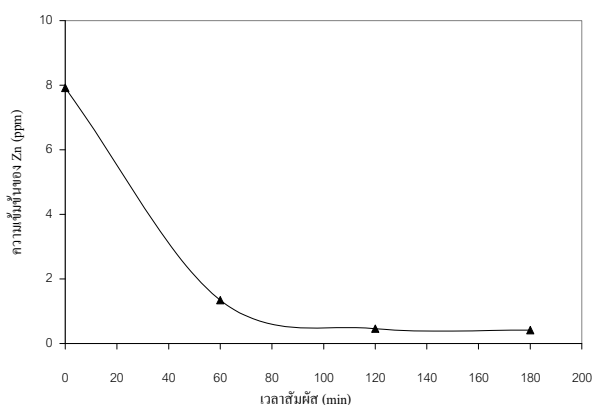
รูปที่ 4.11 (ก) และ (ข) เป็นการดูดซับโลหะตะกั่วและสังกะสีในสารละลายโลหะผสมระหว่างตะกั่วและสังกะสีตามลำดับ พบว่าการดูดซับโลหะผสมด้วยสไลด์ ASP ในน้ำชะขยะ โลหะสังกะสีไม่มีผลต่อการยับยั้งการดูดซับโลหะตะกั่วถึงแม้จะใช้ความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีมากถึง 15 เท่าของความเข้มข้นของตะกั่วก็ตาม ส่วนความเข้มข้นเริ่มต้นของตะกั่วสูงสุดที่ใช้ในการทดลองส่วนนี้จะใช้แค่ 0.0667 เท่าของความเข้มข้นสังกะสีเท่านั้นซึ่งช่วงความเข้มข้นดังกล่าวส่งผลต่อการยับยั้งการดูดซับโลหะสังกะสีเพียงเล็กน้อยเห็นได้ไม่ชัดเจนนัก โดยผลการทดลองของการดูดซับโลหะผสมด้วยสไลด์เอสหลังเติมโพลิเมอร์ในน้ำชะขยะ LCL มีแนวโน้มใกล้เคียงกันกับผลการทดลองการดูดซับโลหะผสมด้วยสไลด์เอสก่อนเติมโพลิเมอร์ในน้ำชะขยะ HCL

ความสามารถในการดูดซับโลหะหนักชนิดต่าง ๆ ในสารละลายผสมของโลหะหนักสองธาตุ นอกจากจะขึ้นอยู่กับชนิดของโลหะหนักในสารละลายผสม, ช่วงความเข้มข้นของโลหะแต่ละชนิดในสารละลายผสมแล้ว ยังขึ้นอยู่กับคุณสมบัติต่าง ๆ ของพื้นผิวสไลด์เอสเช่น หมู่ฟังก์ชันนอล, โครงสร้างและพื้นที่ผิวของสไลด์เอส คุณสมบัติต่าง ๆ ของโลหะหนักเช่น ขนาดไอออน, น้ำหนักไอออน และโครงสร้างโมเลกุลของไอออนโลหะหนัก และคุณสมบัติทางเคมีของสารละลายเช่น พีเอช และความแรงของไอออน [Aksu และคณะ 2002] จึงเป็นการยากที่จะซับซ้อนมากในการที่จะอธิบายกลไกการดูดซับโลหะหนักสองธาตุที่ส่งผลต่อปริมาณโลหะหนักที่ถูกดูดซับด้วยสไลด์เอสทั้งสองธาตุ

4.4 ผลการทดลองดิน

4.4.1 การหาเวลาที่จุดสมดุลของการดูดซับ

การทดลองได้เลือกใช้เวลาที่จุดสมดุลของการดูดซับโลหะหนักสังกะสี ซึ่งใช้เวลานานที่สุด ในการศึกษาการดูดซับเอส เป็นตัวควบคุมเวลาที่จุดสมดุลของการดูดซับของโลหะหนักบนดินทั้ง 4 ชนิด คือ สังกะสี ตะกั่ว แคดเมียม และโครเมียม โดยได้ผลการทดลองดังรูปที่ 4.12 จึงเลือกใช้เวลาเข้าสู่สมดุลเท่ากับ 180 นาที

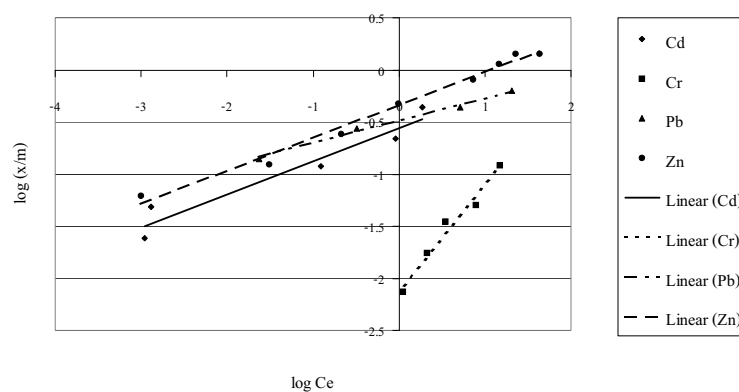


รูปที่ 4.12 เวลาสัมผัสกับความเข้มข้นสังกะสีที่เหลือเมื่อดินเป็นสารดูดซับ

4.4.2. การทดสอบไอโซเทอมการดูดซับโลหะหนักหนึ่งธาตุ

ก. น้ำปราศจากประจุ

ผลการทดลองแสดงอยู่ในรูปที่ 4.13 ซึ่งพบว่าสามารถใช้สมการ ฟรอนด์ลิช ไอโซเทอมอธิบายได้ ซึ่งสรุปค่าคงที่ในตารางที่ 4.8



รูปที่ 4.13 การ plot ข้อมูลในรูปแบบการเส้นตรงของ isotherm การดูดซับโลหะ แบบ Freundlich เมื่อใช้ดินเป็นสารดูดซับในน้ำปราศจากประจุ

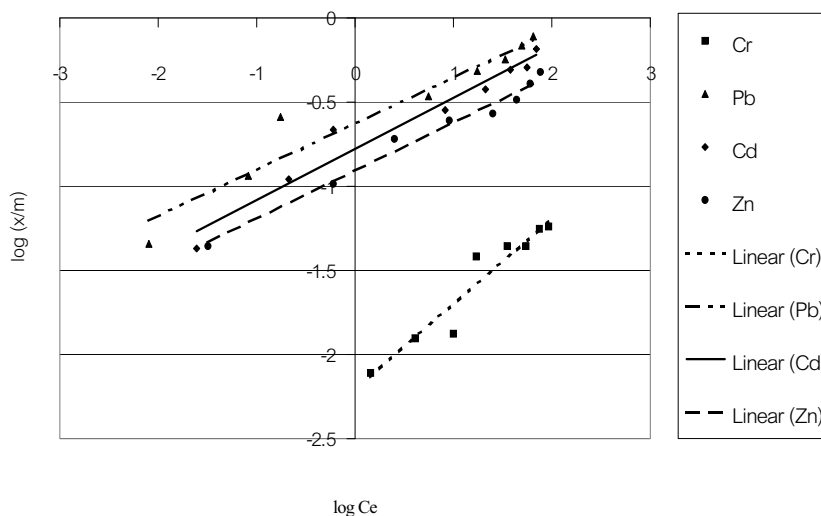
ตารางที่ 4.8 ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดซับโลหะแบบฟรอนด์ลิชของดินในน้ำปราศจากประจุ

โลหะหนัก	ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดซับแบบฟรอนด์ลิช		
	$K \text{ (มก./กก.) (ล./มก.)}^{1/n}$	n	R^2
Cd	0.2730	3.1525	0.9347
Cr	0.0078	0.9958	0.9729
Pb	0.3256	4.6794	0.9925
Zn	0.4570	3.1635	0.9865

เมื่อพิจารณาค่า K จากตารางที่ 4.8 พบว่าในน้ำเสียปราศจากประจุ ดินสามารถดูดซับโลหะสังกะสี ตะกั่ว แคดเมียม และ โครเมียม ได้ตามลำดับ

ข ในน้ำชะขยะ

ผลการทดลองแสดงอยู่ในรูปที่ 4.14 ซึ่งพบว่าสามารถใช้สมการ ฟรอนด์ลิช ไอโซเทอมอธิบายได้ ซึ่งสรุปค่าคงที่ในตารางที่ 4.9



รูปที่ 4.14 การplot ข้อมูลในรูปสมการเส้นตรงของ isotherm การดูดซับโลหะ แบบ Freundlich เมื่อใช้ดินเป็นสารดูดซับในน้ำชะขยะ

เมื่อพิจารณาค่า K จากตาราง 4.9 พบว่าดินมีความสามารถดูดซับโลหะตะกั่ว แคดเมียม สังกะสี และโครเมียม ในน้ำชะขยะได้ตามลำดับและเมื่อพิจารณาค่า n พบว่าการดูดซับโลหะทั้งหมดมีค่า n มากกว่า 1 ซึ่งหมายความว่าดินมีความสามารถในการดูดซับโลหะต่างๆ ได้ดีเมื่อความเข้มข้นของ สารละลายโลหะหนักมีค่าต่ำ ซึ่งเมื่อเทียบค่า n กับน้ำปราศจากประจุ พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน

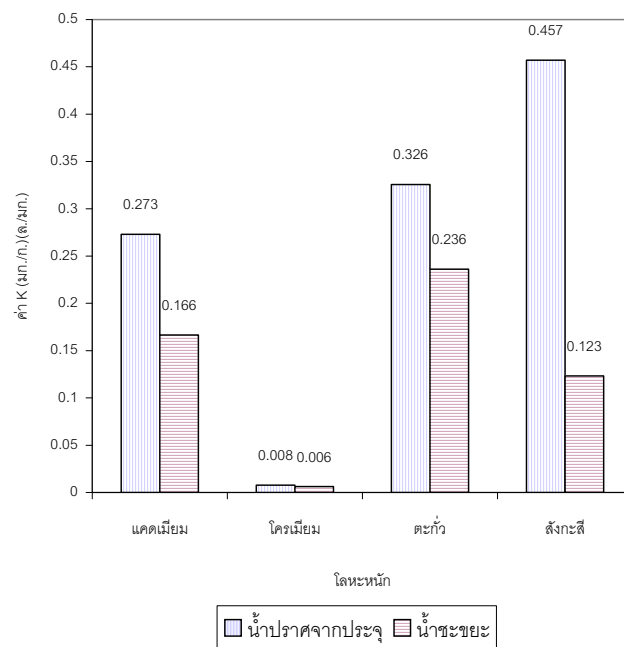
ตารางที่ 4.9 ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดซับโลหะแบบฟรอนด์ลิชของดินในน้ำชะขยะ

โลหะหนัก	ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดซับโลหะแบบฟรอนด์ลิช		
	$K \text{ (มก./ก.) (ล./มก.)}^{1/n}$	n	R^2
Cd	0.166495	3.318951	0.9531
Cr	0.006152	1.960016	0.9205
Pb	0.236211	3.616637	0.9335
Zn	0.123225	3.485535	0.9803

ตารางที่ 4.10 ลำดับความสามารถของดินในการดูดซับโลหะหนัก

น้ำปราศจากประจุ	สังกะสี > ตะกั่ว > แคดเมียม > โครเมียม
น้ำชะขยะ	ตะกั่ว > แคดเมียม > สังกะสี > โครเมียม

นอกจากนี้ได้นำค่า K มาเปรียบเทียบสำหรับการดูดซับในน้ำปราศจากประจุกับน้ำชะขยะ พบว่าดินดูดซับโลหะหนักชนิดต่าง ๆ ได้น้อยลงในน้ำชะขยะ ในรูปที่ 4.15



รูปที่ 4.15 การเปรียบเทียบความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก (K) ของดินในน้ำปราศจากประจุและในน้ำชะขยะ

บทที่ 5

คุณสมบัติการซึมผ่านของน้ำ ของสแลคซ์และดินที่ค่าการบดอัดต่างๆ

5.1 วิธีการทดสอบ

5.1.1 การทดสอบค่าการบดอัด

การทดลองเป็นไปตามมาตรฐาน ASTM 1557-70 เพื่อหาความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นของแห้งของดินกับปริมาณน้ำที่ใช้ในการบดอัด ทำการทดสอบค่าการบดตัวอย่างดิน และสแลคซ์เอเอส รวมทั้งดินที่มีการผสมสแลคซ์เอเอสในอัตราส่วนสแลคซ์เอเอส 33, 50, 67 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก เพื่อดูผลของการเติมสแลคซ์เอเอสลงในดิน ค่าความหนาแน่นสูงสุดที่ได้จะนำไปทดสอบค่าการซึมผ่านของน้ำต่อไป

5.1.2 การทดสอบค่าการซึมผ่านของน้ำ

การทดลองเป็นไปตามมาตรฐาน ASTM D 5084 เพื่อศึกษาค่าการซึมผ่านของน้ำในดินบดอัด รวมทั้งดินที่ปรับปรุงโดยการเติมสแลคซ์เอเอสไปด้วย เพื่อใช้ในการพิจารณาความเหมาะสมของสแลคซ์เอเอสในการนำไปใช้เป็นชั้นลาดฝังกลบ (Landfill liner) โดยพิจารณาจากค่าการซึมผ่านที่กำหนดสำหรับวัสดุกันซึมสำหรับหลุมฝังกลบ ค่าการซึมผ่านของน้ำต้องไม่มากกว่า 1×10^{-7} เซนติเมตรต่อวินาที [Sakaguchi และคณะ 1979] ทำการทดสอบค่าการซึมผ่านของดิน และสแลคซ์เอเอสที่บดอัด รวมทั้งดินที่มีการผสมสแลคซ์เอเอสในอัตราส่วนสแลคซ์เอเอส 33, 50, 67 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนักและผ่านการบดอัด โดยใช้การทดสอบแบบระดับน้ำแปรเปลี่ยน (Variable Head, Falling Head) และทำการทดสอบการซึมผ่านของน้ำในตัวอย่างสแลคซ์เอเอสที่เปอร์เซ็นต์การบดอัดต่างๆ ด้วยวิธีระดับน้ำคงที่ (Constant Head)

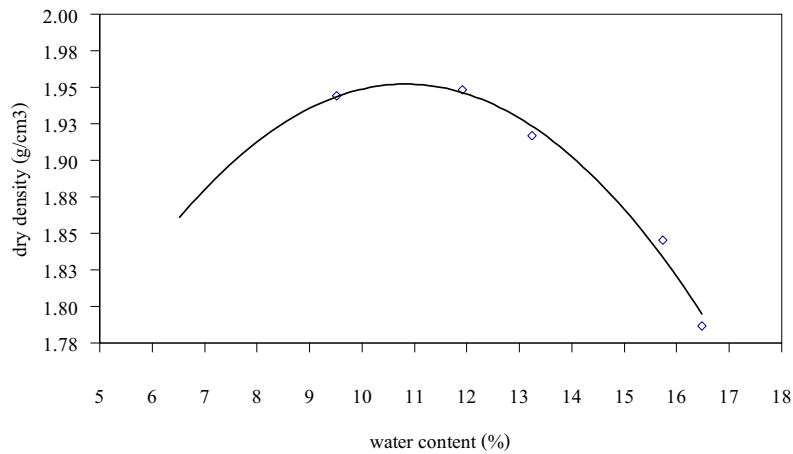
5.2 ผลการทดสอบ

5.2.1 การบดอัด

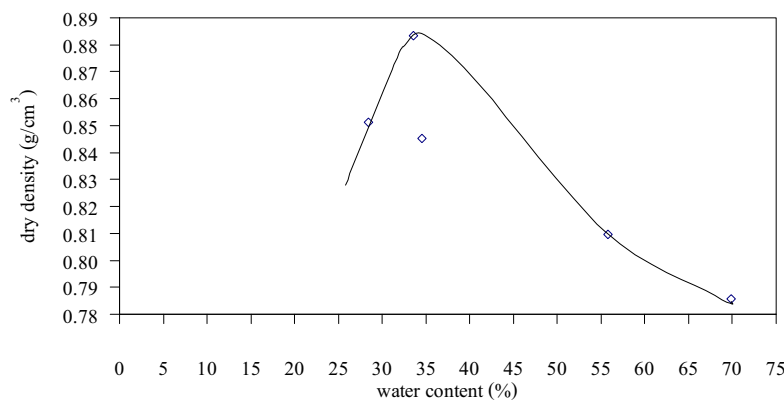
5.2.1.1 . การบดอัดดินและสแลคซ์เอเอส

จากการทดสอบการบดอัดแบบสูงกว่ามาตรฐานหรือแบบโมดิไฟด์ (Modified Proctor หรือ Modified Compaction Test) เพื่อหาความสัมพันธ์ระหว่างค่าความหนาแน่นแห้งกับปริมาณน้ำที่ใช้ในการผสมดิน และสแลคซ์เอเอส จากรูปที่ 5.1 และ 5.2 พบว่าปริมาณน้ำที่เหมาะสมในการบดอัดดินเท่ากับ 11 เปอร์เซ็นต์โดยที่ได้ค่าความหนาแน่นแห้งสูงสุดเท่ากับ 1.95 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร และปริมาณน้ำที่เหมาะสมในการบดอัดสแลคซ์เอเอสเท่ากับ 32 เปอร์เซ็นต์โดยที่ได้ค่าความหนาแน่นแห้งสูงสุดเท่ากับ 0.88 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร ซึ่งค่าปริมาณน้ำที่เหมาะสมนี้จะนำมาใช้ในการเตรียมตัวอย่างดินและสแลคซ์เอเอส เพื่อนำไปทดสอบความสามารถในการซึมผ่านของน้ำต่อไป

ซึ่งจากการทดสอบแบบมาตรฐาน (Standard Proctor หรือ Standard Compaction Test) ของดินและสแลคซ์เอเอส พบว่าปริมาณน้ำที่เหมาะสมในการบดอัดดินเท่ากับ 13.8 เปอร์เซ็นต์โดยที่ได้ค่าความหนาแน่นแห้งสูงสุดเท่ากับ 1.76 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร และปริมาณน้ำที่เหมาะสมในการบดอัดสแลคซ์เอเอสเท่ากับ 50 เปอร์เซ็นต์โดยที่ได้ค่าความหนาแน่นแห้งสูงสุดเท่ากับ 0.80 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร



รูปที่ 5.1 ความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นแห้งกับปริมาณน้ำที่ใช้ในการบดอัดของดิน

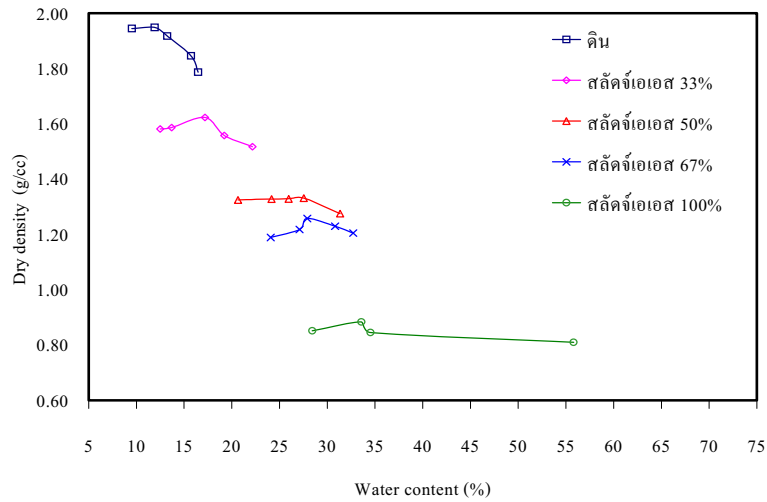


รูปที่ 5.2 ความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นแห้งกับปริมาณน้ำที่ใช้ในการบดอัดของสแล็คเอเอส

ดังนั้นจะเห็นได้ว่าวิธีที่ใช้ในการบดอัดที่ต่างกันทั้งที่เป็นวิธีที่เป็นมาตรฐานเช่นเดียวกันจะให้ผลการทดลองที่ต่างกัน ดังนั้นในการปฏิบัติงานจึงต้องระบุวิธีทดสอบแบบมาตรฐานหรือสูงกว่ามาตรฐาน (โมดิฟายด์) Yoder 1975 ได้กล่าวถึงความสัมพันธ์ระหว่างวิธีการบดอัดแบบมาตรฐานและแบบสูงกว่ามาตรฐาน เอาไว้ว่า ค่าพลังงานต่อปริมาตรของการบดอัดแบบสูงกว่าค่ามาตรฐาน มีค่าเท่ากับ 4.5 เท่า จะส่งผลให้ค่าความหนาแน่นแห้งของการบดอัดแบบสูงกว่ามาตรฐานมากกว่าการบดอัดแบบมาตรฐาน ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ ส่วนปริมาณน้ำที่เหมาะสมของการบดอัดแบบมาตรฐานจะสูงกว่าการบดอัดแบบสูงกว่ามาตรฐาน

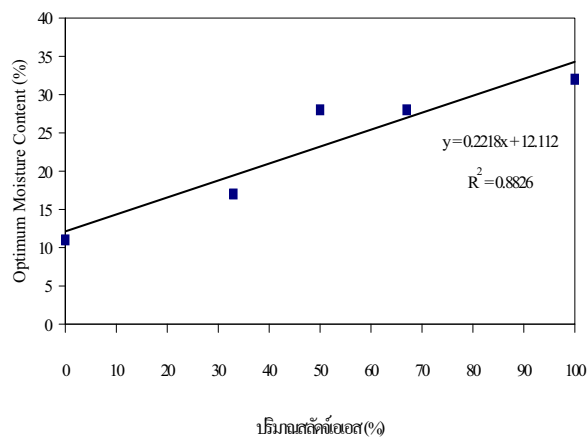
5.2.1.2 ผลของการผสมดินกับสแล็คเอเอส

การทดสอบผลของการผสมดินกับสแล็คเอเอสจะทำการผสมสแล็คเอเอสลงในดินโดยใช้อัตราส่วน 33, 50 และ 67 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก โดยที่อัตราส่วน 0 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก หมายถึงไม่ได้มีการเติมสแล็คเอเอส ซึ่งก็คือตัวอย่างดิน และในอัตราส่วน 100 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก หมายถึงตัวอย่างสแล็คเอเอสนั่นเอง เมื่อทำการผสมดินตัวอย่างทั้งหมดแล้วจึงนำไปทดสอบค่าการบดอัดแบบสูงกว่ามาตรฐานต่อไป ดังผลที่ได้ในรูปที่ 5.3

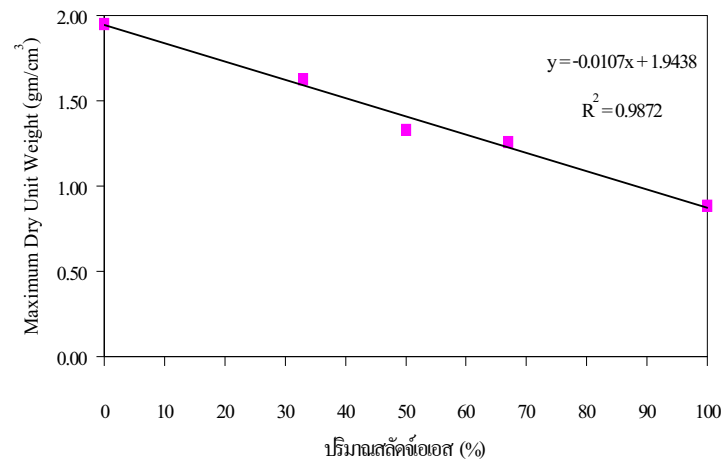


รูปที่ 5.3 เปรียบเทียบผลการทดสอบการบดอัดที่ปริมาณสลัดจ์เอเอสที่แตกต่างกัน

จากรูปที่ 5.3 ซึ่งเปรียบเทียบผลการทดสอบการบดอัดที่ปริมาณสลัดจ์เอเอสที่แตกต่างกัน ซึ่งจะเห็นได้ว่าเมื่อทำการผสมสลัดจ์เอเอสลงในดินในอัตราส่วน 33, 50 และ 67 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก ผลของปริมาณน้ำที่เหมาะสมมีค่าเพิ่มขึ้นตามอัตราส่วนที่เพิ่มขึ้นแต่จะทำให้ค่าความหนาแน่นแห้งสูงสุดมีค่าลดลง โดยที่ปริมาณน้ำที่เหมาะสมในการบดอัดของดินมีค่าเพิ่มขึ้นจาก 11 เปอร์เซ็นต์ เป็น 17, 27.5, 28 เปอร์เซ็นต์ และค่าความหนาแน่นแห้งมีค่าลดลงตามปริมาณของสัดส่วนของสลัดจ์เอเอสที่เพิ่มขึ้น โดยมีค่าเท่ากับ 1.63, 1.33 และ 1.26 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร จากรูปที่ 5.4 และ รูปที่ 5.5 พบว่าความสัมพันธ์ของค่าปริมาณน้ำที่เหมาะสมและค่าความหนาแน่นแห้งที่ได้มีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงกับปริมาณของสลัดจ์เอเอสที่เพิ่มขึ้น



รูปที่ 5.4 ผลของค่า Optimum Moisture Content ที่ปริมาณสลัดจ์เอเอสแตกต่างกัน

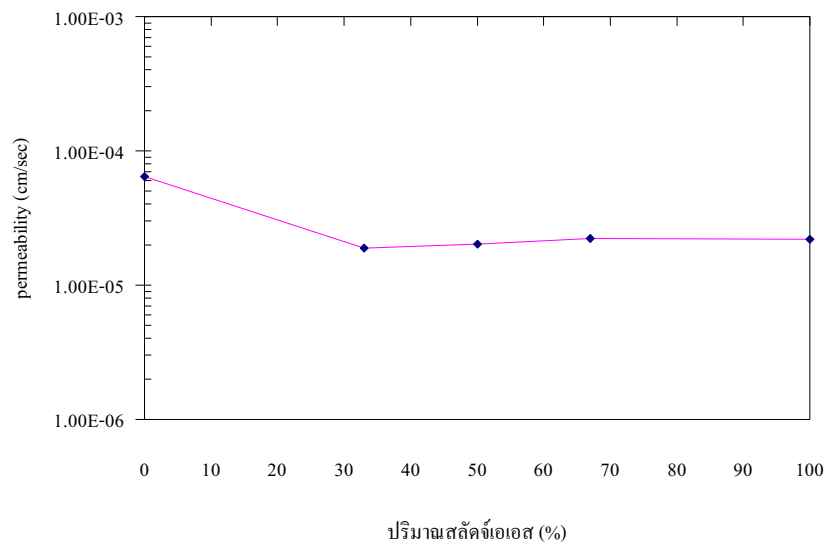


รูปที่ 5.5 ผลของค่า Maximum Dry Unit Weight ที่ปริมาณสแลตจ์เอเอสแตกต่างกัน

5.2.2 ผลการทดสอบค่าการซึมผ่านของน้ำ

5.2.2.1 การซึมผ่านของน้ำในตัวอย่างบดอัดสูงสุด

การซึมผ่านของน้ำทำการทดสอบด้วยวิธีระดับน้ำแปรเปลี่ยน (Variable Head, Falling Head) โดยทำการทดสอบค่าการซึมผ่านของน้ำในตัวอย่างดิน, ดินผสมสแลตจ์เอเอส 33%, ดินผสมสแลตจ์เอเอส 50%, ดินผสมสแลตจ์เอเอส 67% และสแลตจ์เอเอส 100% ในการทดสอบค่าการซึมผ่านของน้ำจะทำการบดอัดตัวอย่างจนได้ค่าความหนาแน่นแห้งสูงสุด ผลการทดสอบดังแสดงในรูปที่ 5.6 และ ตารางที่ 5.1



รูปที่ 5.6 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าการซึมผ่านของน้ำกับปริมาณสแลตจ์เอเอส

ตารางที่ 5.1 ผลการทดสอบค่าการซึมผ่านของน้ำในตัวอย่างบดอัด

ตัวอย่าง	ค่าความหนาแน่นแห้ง (กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร)	ค่าการซึมผ่านของน้ำ (เซนติเมตรต่อวินาที)
ดิน	1.95	6.40×10^{-5}
สแล็คเอเอส 33%	1.63	1.88×10^{-5}
สแล็คเอเอส 50%	1.33	2.02×10^{-5}
สแล็คเอเอส 67%	1.26	2.23×10^{-5}
สแล็คเอเอส 100%	0.88	2.20×10^{-5}

พบว่าค่าการซึมผ่านของน้ำในตัวอย่างดินบดอัดมีค่าสูงที่สุด คือมีค่าเท่ากับ 6.40×10^{-5} เซนติเมตรต่อวินาที และค่าการซึมผ่านของน้ำในตัวอย่างสแล็คเอเอสบดอัดมีค่าเท่ากับ 2.19×10^{-5} เซนติเมตรต่อวินาที ซึ่งต่ำกว่าเมื่อเทียบกับตัวอย่างดินบดอัด เมื่อพิจารณาถึงปริมาณที่เพิ่มขึ้นของสแล็คเอเอสกลับไม่พบว่าค่าการซึมผ่านของน้ำแปรผันโดยตรงกับปริมาณของสแล็คเอเอสที่เติมลงในตัวอย่างดิน แต่ผลของการผสมสแล็คเอเอสในทุกตัวอย่างพบว่าค่าการซึมผ่านของน้ำในตัวอย่างมีค่าต่ำลงเมื่อเทียบกับตัวอย่างดินบดอัด จากผลการทดลองพบว่าดินผสมสแล็คเอเอส 33% ให้ค่าการซึมผ่านของน้ำต่ำสุด ทั้งนี้จะเกิดจากอนุภาคของสแล็คเอเอสมีการกระจายในขนาดพอเหมาะที่เข้าไปอุดช่องว่างของอนุภาคเม็ดดินได้พอดี ทำให้การเคลื่อนที่ของน้ำช้าลง แต่ถึงอย่างไรก็ตามในการทดลองครั้งนี้ยังไม่ได้ศึกษาการกระจายของอนุภาคทั้งในดินและสแล็คเอเอส

5.2.2.2 การซึมผ่านของน้ำในตัวอย่างสแล็คเอเอส

ในหัวข้อนี้จะทำการพิจารณาการนำสแล็คเอเอสไปใช้ประโยชน์แทนดินสำหรับงานฝังกลบขยะ จากข้อกำหนดสำหรับระบบป้องกันการปนเปื้อนมลพิษ ของกรมควบคุมมลพิษ 2541 การนำดินไปใช้สำหรับเป็นวัสดุกันซึม โดยไม่มีวัสดุสังเคราะห์ร่วมด้วยจะต้องมีค่าการซึมผ่านของน้ำไม่เกิน 1×10^{-7} เซนติเมตรต่อวินาที ซึ่งจากการทดลองจะเห็นว่าสแล็คเอเอสที่ทำการบดอัดจนได้ความหนาแน่นสูงสุด มีค่าการซึมผ่านของน้ำเท่ากับ 2.20×10^{-5} เซนติเมตรต่อวินาที ซึ่งมีค่าการซึมผ่านของน้ำเกินกว่าค่าที่กำหนดสำหรับการใช้เป็นวัสดุกันซึม ดังนั้นจึงพิจารณาการใช้สแล็คเอเอสเป็นวัสดุกลบประจำวัน (Daily cover)

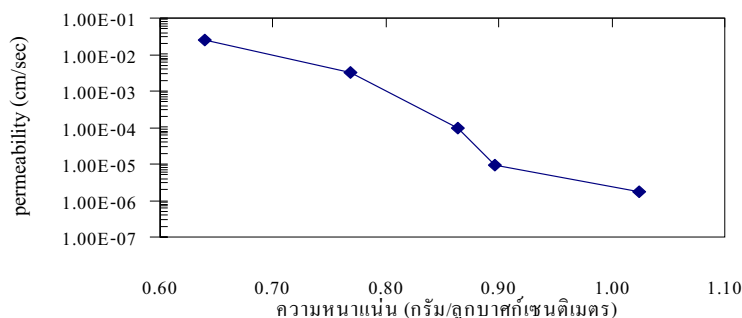
การดำเนินงานฝังกลบขยะมูลฝอยในแต่ละวันหลังจากที่บรรจุขยะในบ่อแต่ละวันแล้วจะต้องใช้วัสดุกลบประจำวันกลบบนพื้นที่ของขยะมูลฝอยก่อนที่จะฝังขยะมูลฝอยในวันต่อไป หรือระหว่างชั้นของขยะมูลฝอยหรือชั้นสุดท้ายของการฝังกลบ โดยวัสดุกลบประจำวันมีความหนา 15 เซนติเมตร (6 นิ้ว) U.S. EPA 1994 ได้ประมาณค่าของการนำดินมาใช้เป็นวัสดุกลบประจำวันว่า จะต้องใช้ดิน 0.2 ลูกบาศก์หลา (0.153 ลูกบาศก์เมตร) สำหรับกลบทับขยะพื้นที่ 1 ตารางหลา (0.836 ตารางเมตร) โดยมีความหนา 6 นิ้ว (15 เซนติเมตร) EPA Victoria 2002 ได้กล่าวถึงการคิดปริมาณของวัสดุกลบประจำวันสำหรับคำนวณการเก็บภาษีในการฝังกลบขยะไว้ว่า เนื่องจากในปัจจุบันมีวัสดุหลายชนิดที่จะนำมาใช้เป็นวัสดุกลบประจำวัน ดังนั้นการที่จะระบุค่าความหนาแน่นที่เป็นตัวเลขแบบเจาะจงจึงเป็นสิ่งที่ทำได้ค่อนข้างยากในกรณีที่ไม่มีความข้อมูลที่อ้างอิงได้ก็ให้ประมาณค่าความหนาแน่นของวัสดุกลบประจำวันเท่ากับ 1.1 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร หรือให้ใช้ค่าปริมาตรวัสดุที่ใช้เป็นวัสดุ

กลบประจำวัน คือ ปริมาตรของวัสดุกลบประจำวันมีค่าเท่ากับ 1.4 เท่าของปริมาตรของวัสดุที่ยังไม่ได้ทำการบดอัด

การที่น้ำจะไหลผ่านชั้นวัสดุกลบประจำวันได้มากน้อยเพียงใดนั้น ทั้งนี้ก็จะขึ้นกับความหนาแน่นของชั้นวัสดุกลบประจำวัน ถ้าชั้นวัสดุกลบมีความหนาแน่นมากการซึมผ่านของน้ำก็จะมีค่าต่ำ และในทางตรงกันข้ามหากชั้นวัสดุกลบมีความหนาแน่นต่ำการซึมผ่านของน้ำก็จะสูงขึ้น ซึ่งจะเห็นได้ว่าค่าความหนาแน่นของวัสดุกลบประจำวันจะมีค่ามากน้อยเพียงไรนั้นก็จะขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของวัสดุนั้นๆ ด้วย ดังจะเห็นได้จากการทดลองการบดอัดในห้องปฏิบัติการ ดังนั้นในหัวข้อนี้จะทำการศึกษาผลของความหนาแน่นสแล็คจ์เอเอส ที่มีต่อการซึมผ่านของน้ำ การทดสอบการซึมผ่านของน้ำในชั้นวัสดุกลบประจำวัน (สแล็คจ์เอเอส) โดยในการทดลองจะกำหนดให้สแล็คจ์เอเอสที่จะใช้สำหรับเป็นวัสดุกลบประจำวันมีค่าความชื้น 50 เปอร์เซ็นต์ความชื้น ทำการทดสอบค่าการซึมผ่านของน้ำด้วยวิธีระดับน้ำคงที่ (Constant Head) ทำการบรรจุสแล็คจ์เอเอสลงในอุปกรณ์ที่ใช้สำหรับหาค่าการซึมผ่านของน้ำโดยแปรผันค่าความหนาแน่นของสแล็คจ์เอเอส และจากการทดลองพบว่า ในกรณีที่ไมทำการบดอัดสแล็คจ์เอเอส ซึ่งมีค่าความหนาแน่นเท่ากับ 0.64 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร จะมีค่าการซึมผ่านของน้ำเท่ากับ 2.51×10^{-2} เซนติเมตรต่อวินาที และจากนั้นทำการเพิ่มความหนาแน่นของสแล็คจ์เอเอสให้สูงขึ้นโดยทำการบดอัดตัวอย่างสแล็คจ์เอเอสในอุปกรณ์สำหรับหาค่าการซึมผ่านของน้ำ จากการทดสอบพบว่าเมื่อความหนาแน่นของสแล็คจ์เอเอสมีค่าสูงขึ้นค่าการซึมผ่านของน้ำก็จะมีค่าต่ำลง ดังแสดงใน ตารางที่ 5.2 และรูปที่ 5.7 ดังนั้นจากเส้นกราฟที่ได้จะทำให้สามารถคาดการณ์ค่าการซึมผ่านของน้ำในการใช้สแล็คจ์เอเอสที่มีปริมาณความชื้น 50 เปอร์เซ็นต์เป็นวัสดุกลบประจำวันได้

ตารางที่ 5.2 ผลการทดสอบค่าการซึมผ่านของน้ำในสแล็คจ์เอเอสความชื้น 50 เปอร์เซ็นต์

ความหนาแน่น (กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร)	ค่าการซึมผ่านของน้ำ (เซนติเมตรต่อวินาที)
0.640	2.51×10^{-2}
0.768	3.25×10^{-3}
0.864	9.53×10^{-5}
0.896	9.12×10^{-6}
1.024	1.77×10^{-6}



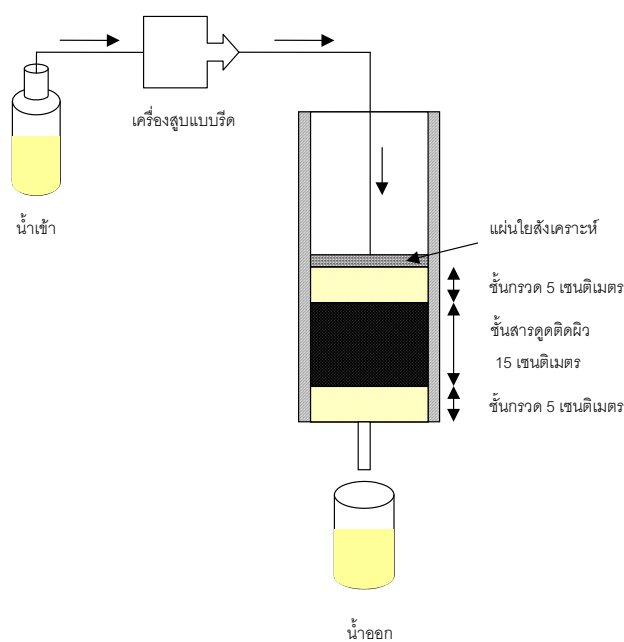
รูปที่ 5.7 ความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นกับค่าการซึมผ่านของน้ำของสแล็คจ์เอเอส

บทที่ 6

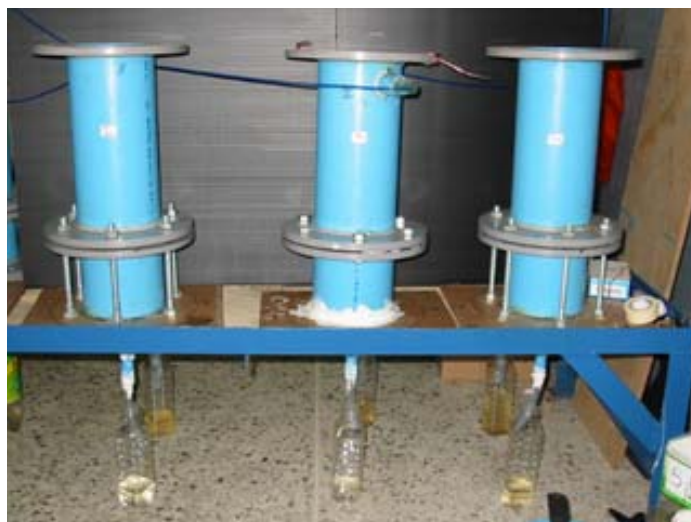
ทดสอบการดูดซับ โลหะหนัก และสารอินทรีย์ในน้ำชะละลายขยะด้วยคอลัมน์ดูดซับ

6.1 วิธีการทดลอง

การทดลองแบบต่อเนื่องเป็นการทดลองการดูดซับโลหะหนักในคอลัมน์ดูดซับขนาดโต๊ะทดลอง คอลัมน์ที่ใช้ในการทดลองการดูดซับ เป็นคอลัมน์พีวีซีขนาดหน้าตัด 10 เซนติเมตร (4 นิ้ว) ความสูง 35 เซนติเมตร ดังรูปที่ 6.1 และ 6.2



รูปที่ 6.1 ส่วนประกอบของคอลัมน์ดูดซับ



รูปที่ 6.2 คอลัมน์ดูดซับที่ใช้ในการทดลอง

ดินที่ใช้ในการทดลองทำการร่อนผ่านตะแกรงเบอร์ 4 (ขนาด 4.75 มิลลิเมตร) มีค่าความชื้นน้อยมาก (ประมาณ 3 เปอร์เซ็นต์) สำหรับสไลด์จีโอเอสที่ใช้ในการทดลองเป็นสไลด์ที่มีความชื้น 50 เปอร์เซ็นต์ของน้ำหนักรวม และมีการปรับสภาพโดยการเติมโพลิเมอร์แล้ว ทำการร่อนผ่านตะแกรงเบอร์ 4 เช่นเดียวกับดิน ในชั้นแรกของคอลัมน์ จะทำการบรรจุกรวดประมาณ 5 เซนติเมตร เพื่อป้องกันการหลุดออกจากคอลัมน์ของสารดูดซับดิน จากนั้นเติมสารดูดซับดินในแต่ละคอลัมน์ จนได้ความสูง 15 เซนติเมตร ซึ่งเป็นความสูงเท่ากับวัสดุกลบประจำวัน และเทกรวดทับอีกประมาณ 5 เซนติเมตรและวางแผ่นใยสังเคราะห์ไว้บนชั้นกรวดเพื่อช่วยในการกระจายน้ำให้ไหลสม่ำเสมอทั่วพื้นที่ผิวหน้าตัดของคอลัมน์ ในครั้งแรกจะทำการเติมน้ำเปล่าประมาณ 1 ลิตร แล้วปล่อยน้ำออกทางด้านล่างของคอลัมน์ ทำการเติมน้ำเสียอย่างสม่ำเสมอด้วยเครื่องสูบบีบรัด (รูปที่ 6.2) อัตราการป้อนน้ำจะชะลงในคอลัมน์ เท่ากับ 300 ลูกบาศก์เซนติเมตรต่อวัน ประมาณการเป็น 1.5 เท่าของปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยต่อวันของแต่ละปีสูงสุดในช่วงปี 2538 – 2545 จังหวัดนครปฐม ซึ่งเท่ากับ 25 มิลลิเมตรต่อวัน (หรือคิดเป็นปริมาณน้ำเท่ากับ 197 ลูกบาศก์เซนติเมตรต่อวัน เมื่อคอลัมน์ที่ใช้มีขนาดหน้าตัด 78.54 ตารางเซนติเมตร) ในการเตรียมน้ำเสียนั้นทำปฏิกิริยาของน้ำชะขยะด้วยกรด HNO_3 ให้ได้ประมาณ 6.5 จากนั้นเติมสารละลายโลหะหนักที่เตรียมไว้ ตามปริมาณที่คำนวณได้ เก็บตัวอย่างน้ำที่ผ่านออกจากคอลัมน์ในแต่ละวัน วิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักที่เหลืออยู่ในน้ำชะขยะที่ผ่านออกจากคอลัมน์ ทำโดยเติม HCl (38%) 2 มิลลิลิตร และ HNO_3 (65%) 3 มิลลิลิตร ในน้ำตัวอย่าง 5 มิลลิลิตร จากนั้นนำตัวอย่างเข้าไปย่อยด้วยเครื่อง microwave digester รุ่น MLS 1200 MEGA โดยใช้โปรแกรม 11 ซึ่งเป็นโปรแกรมสำหรับการย่อยน้ำชะขยะที่มีโลหะอยู่ เมื่อย่อยน้ำตัวอย่างเสร็จแล้วนำไปหาปริมาณโลหะหนักด้วยเครื่อง AAS



รูปที่ 6.3 อุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลองในคอลัมน์

การทดลองในคอลัมน์แบ่งออก 2 กลุ่ม คือการใช้สารดูดซับชนิดเดียว เป็นคอลัมน์ที่บรรจุเฉพาะดิน(ความชื้น 3 เปอร์เซ็นต์)หรือเฉพาะสไลด์ ASP (ความชื้น 50 เปอร์เซ็นต์) ได้แก่ คอลัมน์ AZ AP SZ SP และ SZP และอีกกลุ่มเป็นการใช้สารดูดซับทั้งดินและสไลด์ ASP ผสมกันในส่วนต่างๆกัน ได้แก่ คอลัมน์ SAZP1 SAZP2 และ SAZP3 รายละเอียดแสดงอยู่ในตารางที่ 6.1 การผสมจะทำการผสมโดยน้ำหนักเปียก เมื่อ ASP มีความชื้น 50 เปอร์เซ็นต์และดินมีความชื้น 3 เปอร์เซ็นต์

ตารางที่ 6.1 รายละเอียดของคอลัมน์ดูดติดผิวที่ใช้ในการทดลอง

พารามิเตอร์	คอลัมน์							
	AZ	AP	SZ	SP	SZP	SAZP1	SAZP2	SAZP3
สัดส่วน ดิน ต่อ ASP ¹	0 : 1	0 : 1	1 : 0	1 : 0	1 : 0	0.85 : 0.15	0.7 : 0.3	1 : 1
ความสูงของสารดูดติดผิว (ซม.)	15	15	15	15	15	15	15	15
น้ำหนักของสารดูดติดผิว (กรัม/น.เปียก)	760	760	1300	1300	2050	1600	1500	1300
ปริมาตรของสารดูดติดผิว (ลบ. ซม.)	1178	1178	1178	1178	1178	1178	1178	1178
ความหนาแน่น (กรัม/ลบ.ซม.)	0.65	0.65	1.10	1.10	1.74	1.36	1.27	1.10
พื้นที่หน้าตัดของคอลัมน์ (ตร. ซม.)	78.54	78.54	78.54	78.54	78.54	78.54	78.54	78.54
โลหะหนักในน้ำชะขยะ								
สังกะสี (มก./ล.)	20	-	20	-	20	20	20	20
ตะกั่ว (มก./ล.)	-	2	-	2	2	2	2	2

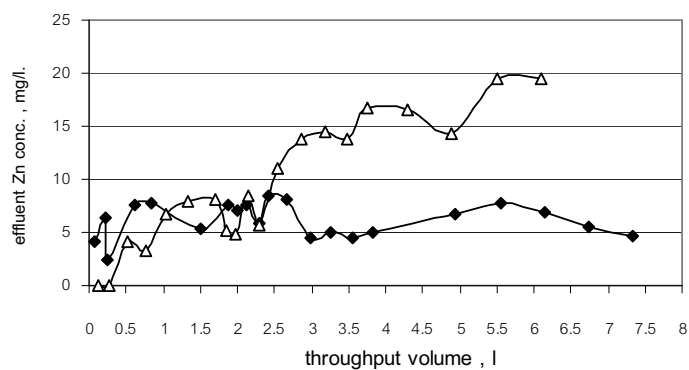
หมายเหตุ ¹ สัดส่วนผสมเป็นน้ำหนักแห้ง

6.2 ผลการทดลอง

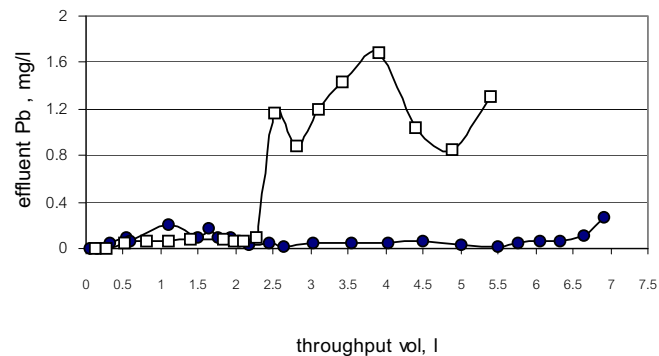
6.2.1 สารดูดซับชนิดเดียว

6.2.1.1. โลหะหนัก

จากผลการศึกษา adsorption isotherm ในบทที่ 4 พบว่าสไลด์ ASP มีความสามารถในการดูดซับดีกว่าดิน และสารดูดซับทั้งสองดูดซับตะกั่วได้ดีกว่าสังกะสี ซึ่งในการทดลองในคอลัมน์ก็ให้ผลเช่นเดียวกัน ดังแสดงในรูป 6.4 และ 6.5 พบว่าเมื่อดินเป็นสารดูดซับจะถึง breakthrough เร็วกว่า (ในการทดลองนี้แม้จะใช้ น้ำชะขยะผ่านนานประมาณ 1 เดือน โดยอัตราป้อนประมาณ 300 มล./วัน ก็ยังไม่พบ breakthrough ของสไลด์ ASP ทั้งโลหะตะกั่วและสังกะสี) และทั้งดินและสไลด์ ASP ความเข้มข้นของตะกั่วในน้ำออกจะเหลือในปริมาณที่ต่ำกว่าสังกะสี

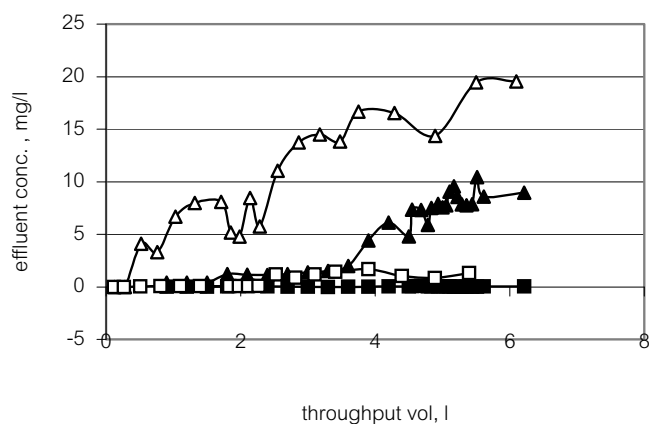


รูปที่ 6.4 แสดงความสัมพันธ์ของความเข้มข้นสังกะสีในน้ำออกกับ ปริมาณน้ำออกสะสม ◆ ในคอลัมน์ AZ △ ในคอลัมน์ SZ



รูปที่ 6.5 แสดงความสัมพันธ์ของความเข้มข้นตะกั่วในน้ำออกกับ ปริมาณน้ำออก
 สะสม ● ในคอลัมน์ AP □ ในคอลัมน์ SP

สำหรับในคอลัมน์ SZP ซึ่งบรรจุดินเพิ่มขึ้นจาก 1300 กรัม ใน SZ และ SP เป็น 2050 กรัม พบว่าปริมาณเบรคทูลูกรณิโลหะเป็นสังกะสีมีค่าเพิ่มขึ้นจากประมาณ 2 ลิตร เป็น 3.5 ลิตร ดังแสดงในรูปที่ 6.6 แต่ยังไม่พบการเบรคทูลูกรณิของตะกั่ว อย่างไรก็ตามก็สำหรับคอลัมน์ดิน 2050 กรัมหรือความหนาแน่น 1.74 ก./ลบ.ซม. มีการป้อนน้ำได้เพียง อัตราการป้อนเฉลี่ย 50 มล./วัน

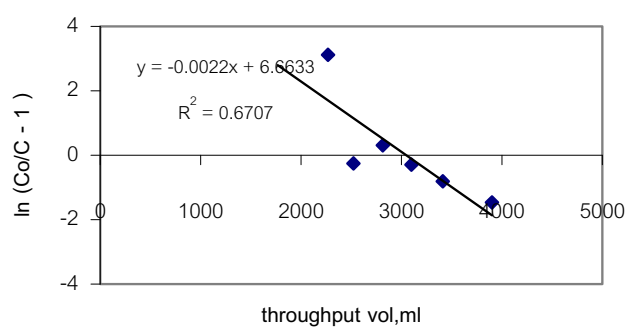


รูปที่ 6.6 แสดง ความเข้มข้นของโลหะในน้ำออกสัมพันธ์กับปริมาณน้ำออกใน
 คอลัมน์ที่ใช้สารดูดซับเป็นดินอย่างเดียว เมื่อ Δ Zn ใน คอลัมน์ SZ
 ($\blacktriangle$ Zn ใน คอลัมน์ SZP. $\blacksquare$ Pb ใน คอลัมน์ SZP

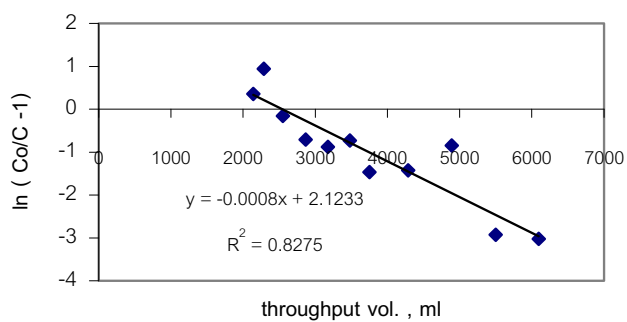
นอกจากนี้ยังได้ใช้สมการจลนศาสตร์ของ Thomas ดังสมการ 6.1 มาคำนวณค่าคงที่ k (แสดงไว้ในตารางที่ 6.2)

$$\ln\left(\frac{C_0}{C_e} - 1\right) = \frac{kXM}{Q} - \frac{kC_0V}{Q} \quad 6.1$$

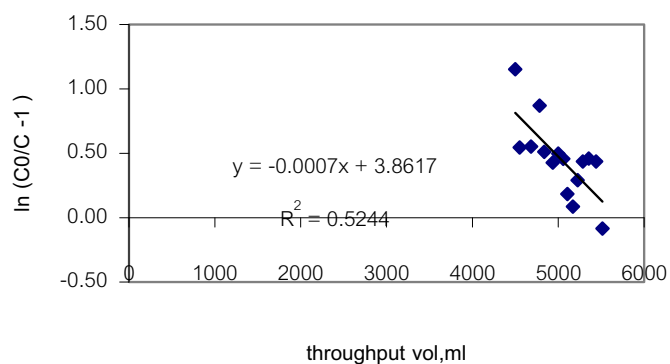
เมื่อ k = อัตราการดูดติดผิวเป็นค่าคงที่; ลิตร/มิลลิกรัม-ชั่วโมง



ก Pb ใน SP
คอลัมน์



ข. Zn ใน SZ
คอลัมน์



ค. Zn ใน SZP
คอลัมน์

รูปที่ 6.7 ความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงของสมการเบรทรู Thomas ของ คอลัมน์ดิน

ตารางที่ 6.2 ค่าคงที่ของการดูดซับจากสมการของ Thomas สำหรับการดูดซับโลหะสังกะสีและตะกั่วด้วยดิน

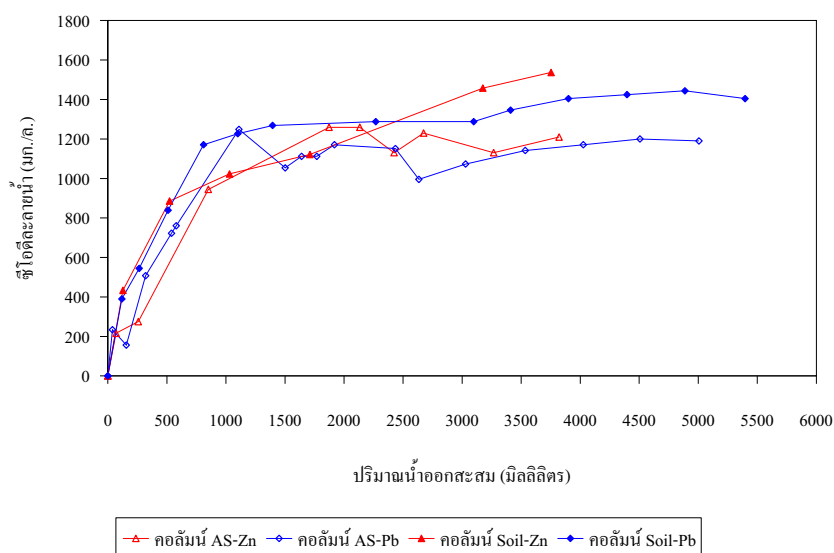
คอลัมน์	สมการ	R ²	k	X
Zn-SZ	$\ln (Co/C - 1) = (0.495 \times 10^{-3} m/Q) - (0.0117 CoV/Q)$	0.8275	0.0117	0.0423
Pb-SP	$\ln (Co/C - 1) = (1.553 \times 10^{-3} m/Q) - (0.3173 CoV/Q)$	0.6707	0.3173	0.0049
Zn-SZP	$\ln (Co/C - 1) = (8.4 \times 10^{-5} m/Q) - (0.0015 CoV/Q)$	0.55	0.0015	0.0565

หมายเหตุ	Co	คือ	ปริมาณของโลหะในน้ำชะขยะที่เข้าสู่คอลัมน์; มิลลิกรัมต่อลิตร
	C	คือ	ปริมาณของโลหะในน้ำออกของคอลัมน์; มิลลิกรัมต่อลิตร
	V	คือ	ปริมาตรน้ำออกสะสม; มิลลิตร
	M	คือ	ปริมาณของสารดูดซับ; กรัม
	Q	คือ	อัตราการไหลของน้ำเข้าสู่คอลัมน์; มิลลิตรต่อวัน
	X	คือ	ปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับต่อน้ำหนักของสารดูดซับ; มิลลิกรัมต่อกรัม
	k	คือ	อัตราของการดูดซับในคอลัมน์; ลิตรต่อมิลลิกรัม-วัน

ซึ่งค่าคงที่เหล่านี้สามารถนำไปใช้ในการวิเคราะห์การหมดสภาพของดินในการดูดซับโลหะสังกะสีและตะกั่วจากน้ำชะขยะต่อไป

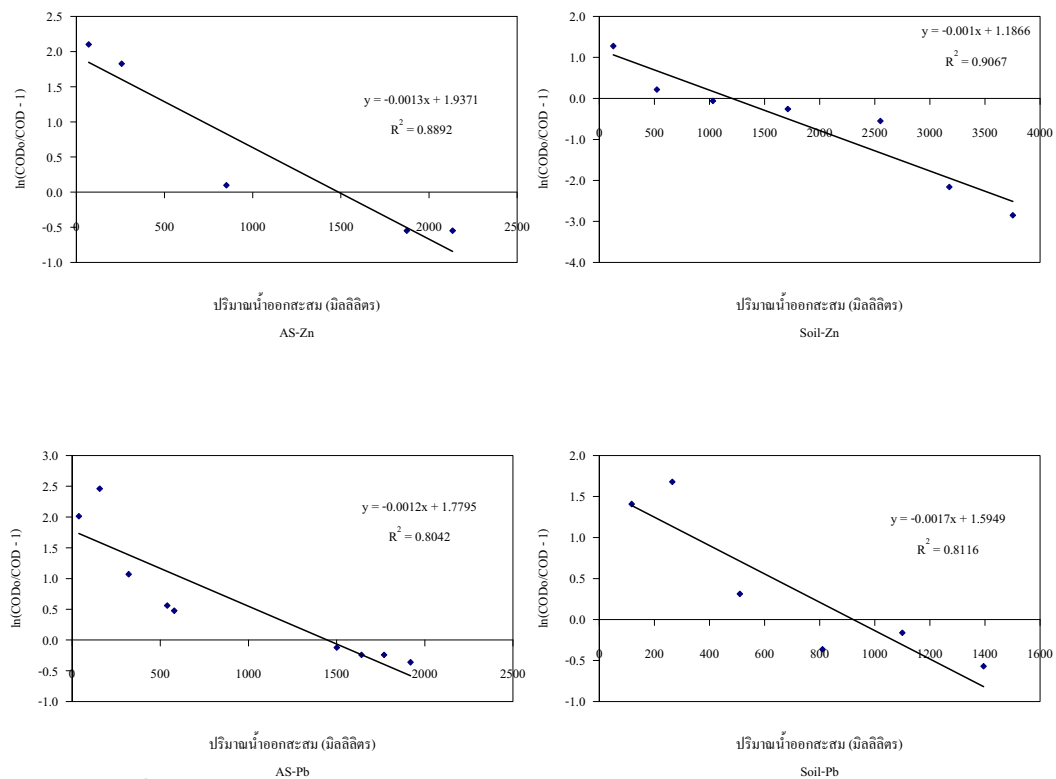
6.2.1.2 สารอินทรีย์ในรูป ซีไอดี

ทำการศึกษาผลของการบำบัดน้ำชะขยะในคอลัมน์ โดยที่น้ำชะขยะที่เข้าคอลัมน์มีค่าซีไอดีประมาณ 1987 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อนำผลของซีไอดีในน้ำออกมาพล็อตระหว่างความเข้มข้นของซีไอดีที่ออกจากคอลัมน์ กับ ปริมาณน้ำออกสะสม จากการทดลองพบว่าซีไอดีในน้ำที่ออกจากคอลัมน์ในช่วงแรกจะมีค่าต่ำจากนั้นจะสูงขึ้นเรื่อยๆ เมื่อระยะเวลาเพิ่มขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 6.8



รูปที่ 6.8 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างซีไอดีของน้ำออกกับปริมาณน้ำออกสะสม

เมื่อดูแนวโน้มของการบำบัดชีโอดีโดยทำการเปรียบเทียบระหว่างคอลัมน์ AZ กับคอลัมน์ SZ และ ระหว่างคอลัมน์AP กับคอลัมน์SP ซึ่งเป็นน้ำเสียชนิดเดียวกัน พบว่าผลของชีโอดีในน้ำที่ออกมีค่าใกล้เคียงกัน โดยที่ค่าชีโอดีที่ออกจากคอลัมน์ของดินมีสูงกว่าเล็กน้อย จากการทดลองของธีคาร์ตัน 2543 พบว่าดินมีความสามารถในการบำบัดชีโอดีและสีของน้ำชะขยะได้ ผลจากการทดลองนี้ซึ่งเป็นการใช้ดินจากชุดดินเดียวกันจึงเป็นเป็นการยืนยันผลของการใช้ดินมาบำบัดชีโอดีจากน้ำชะขยะได้ เมื่อพิจารณาผลของการบำบัดชีโอดีของสัจด์เอเอสจะเห็นได้ว่าชีโอดีในน้ำออกมีค่าน้อยกว่าในคอลัมน์ดิน ทั้งๆ ที่สัจด์เอเอสมีปริมาณอินทรีย์วัตถุที่สูงกว่าดิน ดังนั้นการที่นำเอาสัจด์เอเอสมาใช้สำหรับการบำบัดชีโอดีจึงมีประสิทธิภาพที่ด้อยลงเพียงเล็กน้อยกับการใช้ดิน ทำการศึกษาการกำจัดชีโอดีด้วยคอลัมน์ดินและคอลัมน์สัจด์เอเอส โดยใช้สมการจลนศาสตร์การดูดซับในคอลัมน์ซึ่งเสนอโดย Thomas (สมการที่ 6.1) มาใช้ในการวิเคราะห์ข้อมูลในคอลัมน์ดินโดยนำข้อมูลที่ได้จากการทดลองมาพล็อตระหว่าง $\ln[(\text{COD}_0/\text{COD})-1]$ กับ V จะได้สมการเส้นตรงที่มีค่าความชันเท่ากับ $k_1\text{COD}_0/Q$ และจุดตัดแกน y เท่ากับ k_1X_m/Q ดังแสดงในรูปที่ 6.9 และแสดงค่าคงที่ต่างๆ ดังตารางที่ 6.3



รูปที่ 6.9 การหาสมการจลนศาสตร์ของ Thomas ในการกำจัดชีโอดีในคอลัมน์ดูดซับ

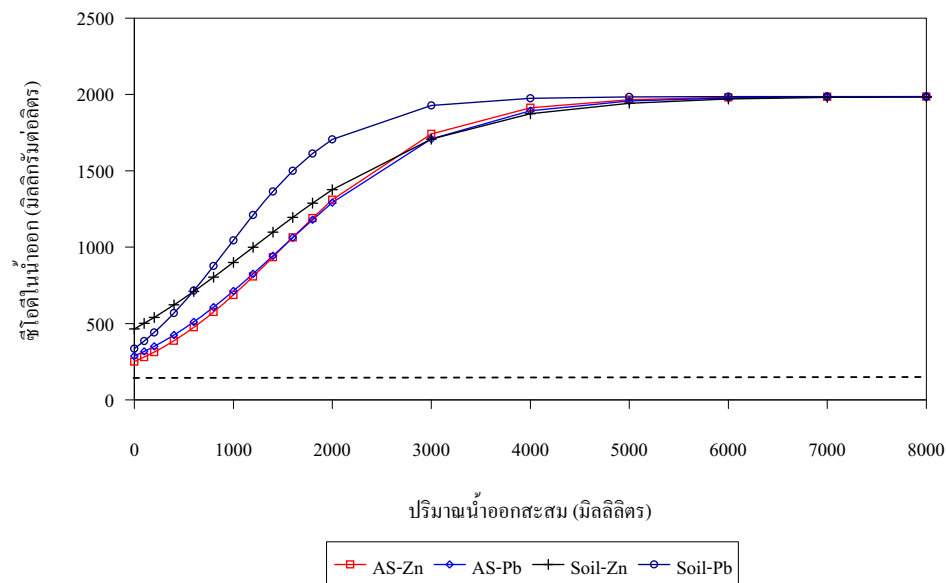
ตารางที่ 6.3 ค่าคงที่ของการดูดซับของ Thomas สำหรับการกำจัดซีโอดีในคอลัมน์สัลดจ์เอเอส และ คอลัมน์ดิน

คอลัมน์	สมการ	R ²	k _i	Xc
AS-Zn	$\ln(\text{COD}_0/\text{COD} - 1) = (1.530\text{m}/Q) - (1.964 \times 10^{-4} \text{COD}_0 V/Q)$	0.8892	1.964×10^{-4}	7.788
AS-Pb	$\ln(\text{COD}_0/\text{COD} - 1) = (1.405\text{m}/Q) - (1.813 \times 10^{-4} \text{COD}_0 V/Q)$	0.8042	1.813×10^{-4}	7.750
Soil-Zn	$\ln(\text{COD}_0/\text{COD} - 1) = (0.274\text{m}/Q) - (1.511 \times 10^{-4} \text{COD}_0 V/Q)$	0.9067	1.511×10^{-4}	1.813
Soil-Pb	$\ln(\text{COD}_0/\text{COD} - 1) = (0.368\text{m}/Q) - (2.568 \times 10^{-4} \text{COD}_0 V/Q)$	0.8116	2.568×10^{-4}	1.433

หมายเหตุ	COD ₀	คือ	ซีโอดีของน้ำชะขยะที่เข้าสู่คอลัมน์; มิลลิกรัมต่อลิตร
	COD	คือ	ซีโอดีของน้ำออกของคอลัมน์; มิลลิกรัมต่อลิตร
	V	คือ	ปริมาตรน้ำออกสะสม; มิลลิลิตร
	m	คือ	ปริมาณของสารดูดซับ; กรัม
	Q	คือ	อัตราการไหลของน้ำเข้าสู่คอลัมน์; มิลลิลิตรต่อวัน
	Xc	คือ	ซีโอดีที่ถูกกำจัดต่อน้ำหนักของสารดูดซับ; มิลลิกรัมต่อกรัม
	k _i	คือ	อัตราของการดูดซับสำหรับการกำจัดซีโอดี; ลิตรต่อมิลลิกรัมซีโอดี-วัน

เมื่อนำสมการการหาเวลาเบรคทู ด้วยวิธี kinetic approach ที่แสดงในตาราง 6.3 มาพล็อตเพื่อหาเส้นโค้งเบรคทู (breakthrough curve) จะได้ดังรูปที่ 6.10 จากเส้นโค้งเบรคทูของการกำจัดซีโอดีในคอลัมน์จะเห็นได้ว่าในคอลัมน์สัลดจ์เอเอส จะมีระยะของเวลาเบรคทู (breakthrough time) ที่นานกว่าในคอลัมน์ดินเพียงเล็กน้อยเท่านั้น สำหรับเวลาเบรคทูจะพิจารณาที่ค่าซีโอดีของน้ำออกเท่ากับ 120 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามมาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งจากการทดลองพบว่าเส้นโค้งเบรคทูที่ได้จากการทดลองมีค่าซีโอดีสูงกว่ามาตรฐานจากสมการจลนศาสตร์สามารถหาเวลาที่คอลัมน์จะหมดประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจากเส้นโค้งเบรคทูได้ ดังนี้ จากการคำนวณจะได้ว่าในสัลดจ์เอเอสจะหมดประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสำหรับคอลัมน์ Az เท่ากับ 10.6 วัน (ปริมาณน้ำออกสะสมเท่ากับ 3180 มิลลิลิตร) และในคอลัมน์ AP เท่ากับ 11.03 วัน (ปริมาณน้ำออกสะสมเท่ากับ 3310 มิลลิลิตร) และดินจะหมดประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสำหรับคอลัมน์ SZ เท่ากับ 11.27 วัน (ปริมาณน้ำออกสะสมเท่ากับ 3380 มิลลิลิตร) และในคอลัมน์ SP เท่ากับ 7.43 วัน (ปริมาณน้ำออกสะสมเท่ากับ 2230 มิลลิลิตร)

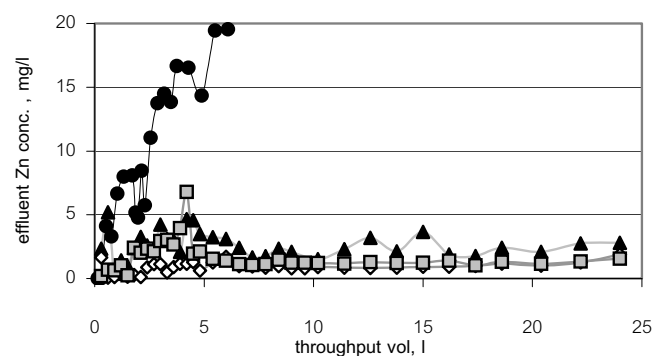
จะเห็นได้ว่าถึงแม้ว่าน้ำชะขยะที่ผ่านออกจากคอลัมน์จะมีค่าซีโอดีที่สูงกว่าค่ามาตรฐานกำหนดไว้เท่ากับ 120 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ถึงอย่างไรก็ตามดินและสัลดจ์เอเอสก็มีส่วนช่วยในการกำจัดซีโอดีในน้ำชะขยะได้ส่วนหนึ่ง ซึ่งหากมีการนำเอาสัลดจ์เอเอสไปใช้เป็นประโยชน์ในการช่วยลดซีโอดีของน้ำชะขยะก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียได้



รูปที่ 6.10 เส้นโค้งเบรคทรูของการกำจัดซีโอดีในคอลัมน์

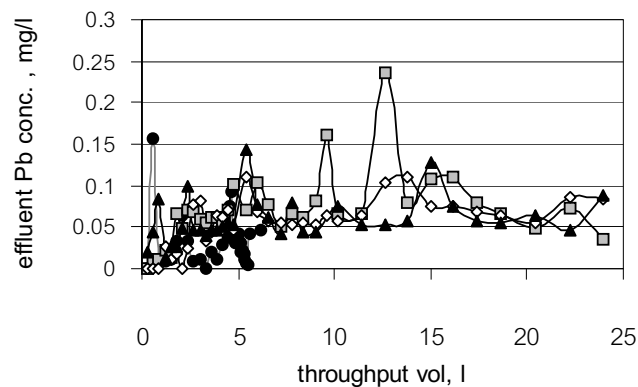
6.2.2 สารดูดซับผสมดินและสลิคเจเอส

การทดลองใช้สลิคเจเอสที่ใส่โพลีเมอร์ (ASP) ผสมดินในลักษณะลูกก้นให้ทั่วตามสัดส่วนก่อนบรรจุลงในคอลัมน์ สัดส่วน ดิน ต่อ ASP ที่ใช้เท่ากับ 0.85 : 0.15, 0.7:0.3 และ 1:1 ในคอลัมน์ SZP 1 , SZP 2 และ SZP 3 ตามลำดับ ส่วนน้ำชะขยะจะมีสังกะสี 20 มก./ล. และตะกั่ว 2 มก./ล. นำผลการทดลองมาเปรียบเทียบกับคอลัมน์ที่บรรจุดินอย่างเดียว ได้ผลแสดงในรูปที่ 6.11 และ 6.12 สำหรับสังกะสีและตะกั่วตามลำดับ



รูปที่ 6.11 แสดงความเข้มข้นของสังกะสีที่ออกจากคอลัมน์กับปริมาณน้ำที่ผ่านคอลัมน์

- SZP คอลัมน์ ■ SZP1 คอลัมน์ (ดิน:ASP 0.85:0.15) ◆ SZP2 คอลัมน์ (ดิน:ASP 0.7:0.3) ▲ SZP3 คอลัมน์ (ดิน:ASP 1:1)



รูปที่ 6.12 แสดงความเข้มข้นของตะกั่วที่ออกจากคอลัมน์กับปริมาณน้ำที่ผ่านคอลัมน์

- SZP คอลัมน์ ■ SZP1 คอลัมน์ (ดิน:ASP 0.85:0.15) ◇ SZP2 คอลัมน์ (ดิน:ASP 0.7:0.3) ▲ SZP3 คอลัมน์ (ดิน:ASP 1:1)

จากรูป 6.11 และ 6.12 พบว่ากรณีที่ใช้ดินอย่างเดียวยังมีปริมาณ เบรคทรูของโลหะสังกะสีจะเกิดที่ประมาณ 3 ลิตร ในขณะที่ดินผสมสัจ ASP แม้เพียง 15 เปอร์เซ็นต์ ก็ยังสามารถรับน้ำชะซึ่งมีสังกะสี 20 มก./ล. และตะกั่ว 2 มก./ล. โดยยังไม่เกิดการเบรคทรู และสำหรับตะกั่วซึ่งปริมาณน้ำผ่านคอลัมน์ถึง 25 ลิตรหรือการทดลอง 83 วัน ยังไม่พบการเบรคทรูเกิดขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษา adsorption isotherm ในบทที่ 4 ซึ่งผลแสดงไว้ว่าตะกั่วจะถูกดูดซับได้ดีกว่าสังกะสี และปริมาณสังกะสีสูงถึง 15 เท่าของตะกั่ว ก็ไม่มีผลต่อการดูดซับตะกั่ว

นอกจากนี้ได้ทำการคำนวณปริมาณน้ำไหลผ่านเบรคทรู แสดงในตารางที่ 6.4 โดยให้สารดูดซับทั้งสองมีการจัดเรียงเป็นชั้นไม่ผสมกัน ให้ดินอยู่ชั้นล่างและให้เส้นเบรคทรูเกิดขึ้นที่ชั้นดินคำนวณปริมาณเบรคทรูจาก จลนศาสตร์การไหลในคอลัมน์ดังสมการ 6.1 ส่วนสัจ ASP ซึ่งอยู่ชั้นบนถูกใช้งานเต็มความสามารถคำนวณ ปริมาณเบรคทรูจากสมการการดูดซับสมดุล (adsorption isotherm) ดังสมการ 4.1 ในบทที่ 4 จะพบว่าควรเกิดการเบรคทรูของสังกะสีในคอลัมน์ SAZP1 และ SAZP2 แต่ไม่พบในการทดลองที่ใช้วิธีผสมสารดูดซับทั้งสองถึงแม้ว่าปริมาณน้ำผ่าน 25 ลิตรแล้วก็ตาม

ตารางที่ 6.4 ปริมาณน้ำเบรคทรูจากการคำนวณเมื่อบรรจุสารดูดซับแบบจัดเรียงไม่ผสม

คอลัมน์	มวลรวม กรัม น.น.เปียก	น้ำหนักแห้ง กรัม		ปริมาณน้ำเบรคทรู, ลิตร					
		ดิน	ASP	ดิน		ASP		รวม	
				Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb
SAZP1	1600	1156.1	204.1	1.036	1.44	7.91	386	8.95	387
SAZP2	1500	847.8	363	0.384	0.683	14.07	687	14.45	687
SAZP3	1300	237.7	527.5	-	-	20.45	999	20.45	999

หมายเหตุ ดินมีความชื้นร้อยละ 3 และ สัจ ASP มีความชื้น ร้อยละ 50

บทที่ 7

ประโยชน์ในการนำมาใช้งาน

งานศึกษาในเรื่องการใช้ประโยชน์ของ สลัดจ์เอเอสเหลือทิ้งจากกระบวนการบำบัดแบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์ ทั้งเรื่องการใช้เป็นสารดูดซับ (adsorbent) หรือการเป็นวัสดุชั้นลาดฝังกลบ (landfill liner) หรือวัสดุกลบปิด (landfill cover) หรือวัสดุกลบประจำวัน (daily cover) ส่วนใหญ่ไม่ได้เป็นการใช้สลัดจ์เอเอสโดยตรง เช่น การนำสลัดจ์เอเอสเผาในเตาเปิด หลังการเผาพบว่ามีค่าการซึมผ่านน้ำ เท่ากับ 1.15×10^{-7} เมตร/วินาที สามารถใช้เป็นวัสดุชั้นลาด (Okoli และ Balafoutas 1998) งานของ Benson และ Othman 1993 ได้ทดสอบค่าการซึมผ่านน้ำของปุ๋ยหมักบดอัดที่ได้จากขยะชุมชนผสมสลัดจ์เอเอสพบว่ามีค่า 2×10^{-10} เมตร/วินาที ใช้เป็นวัสดุชั้นลาดฝังกลบได้ และมีค่า shear strength สูงกว่าดินเหมาะสำหรับการใช้เป็นวัสดุกลบเมื่อมีการเทขยะแบบลาด Tay และคณะ 2001 ศึกษาการผลิตถ่านกัมมันต์จากสลัดจ์เอเอสร่วมกับกะลามะพร้าว ส่วน Liu และคณะ 2003 ได้เสนอการนำเม็ดสลัดจ์เอเอส (aerobic granules) แทนการใช้สลัดจ์เอเอสจากกระบวนการบำบัดแบบแขวนลอยทั่วไปเป็นสารดูดซับ เนื่องจากเม็ดสลัดจ์มีโครงสร้างที่แข็งแรงกว่าเหมาะกับการประยุกต์ใช้งานจริงมากกว่า

สำหรับการศึกษานี้พบว่า สลัดจ์เอเอสนั้นมีความสามารถในการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะได้ดีกว่าดินทั้งในการทดลองแบบกะและการทดลองในคอลัมน์ดูดติดผิว แต่เนื่องจากค่าการซึมผ่านน้ำยังสูงกว่าค่ากำหนดในการใช้เป็นวัสดุลาด ดังนั้นประโยชน์การใช้จึงเหมาะกับการใช้เป็นวัสดุกลบทับประจำวันในการฝังกลบขยะ หรือทำการฝังกลบสลัดจ์เอเอสรองพื้นในแต่ละวันก่อนขยะชุมชนทั่วไป

ขยะจากชุมชนโดยทั่วไปแล้วโลหะหนักที่พบนั้นมีอยู่ในปริมาณที่น้อยมากโดยที่มีชนิดและปริมาณของโลหะหนักที่พบแตกต่างกันในแต่ละชุมชน ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับพฤติกรรมของประชาชนในชุมชนนั้นๆ ไม่ว่าจะเป็นเรื่องของ การคัดแยกขยะก่อนทิ้งรวมทั้งการคัดแยกขยะก่อนทำการกำจัดของหน่วยงานกำจัดขยะมูลฝอย แต่ถึงอย่างไรก็ตามในการตรวจวัดคุณภาพน้ำชะขยะที่ออกจากระบบฝังกลบก็ยังคงพบว่ามีปริมาณของโลหะหนักปะปนอยู่บ้างจากลักษณะสมบัติของน้ำชะขยะจากประเทศในประเทศต่างๆ (Lema และคณะ 1988)] ดังแสดงในตารางที่ 7.1 พบว่าค่าความเข้มข้นของโลหะสังกะสีจะมีค่าอยู่ในช่วง 0.22 – 370 มก./ล และโลหะตะกั่วมีความเข้มข้นอยู่ในช่วง 0.01 – 2 มก./ล.

ตารางที่ 7.1 ลักษณะสมบัติของน้ำชะขยะจากประเทศต่างๆ [(Lema และคณะ 1988)]

From	Age _a	Zn	Mn	Ni	Cr	Cu	Pb	Cd
Lysimeter	Y	170	24.0	0.42	8.40	0.08	1.6	0.45
The Netherlands	Y	26.0	-	0.43	0.32	0.3	0.12	0.02
United Kingdom	Y	21.5	26.5	0.57	0.56	0.12	0.4	0.03
France	Y	34.2	38.5	6.11	-	0.15	0.92	-
Canada	Y	5.04	-	1.08	-	0.19	-	0.1
Spain	Y	0.53	7.6	0.5	0.57	0.19	0.45	-
Lysimeter	MA	38.0	10.0	0.02	0.2	0.05	0.04	0.08
Canada	MA	0.22	-	0.01	-	0.11	-	0.02
Canada	MA	0.18	3.24	-	0.12	0.02	0.08	0.02
United Kingdom	O	0.37	2.15	0.09	0.04	0.03	0.14	0.01
Canada	O	0.19	-	-	-	0.05	-	0.01
France	O	0.22	0.45	0.18	-	0.12	0.01	-
Spain	O	0.56	0.4	0.5	0.23	0.14	0.17	-
Lysimeter	-	2.65	74.0	2.0	0.4	-	-	0.2
Lysimeter	-	27.0	9.5	0.08	0.08	-	0.03	0.22
Brazil	-	10.4	15.2	-	0.75	0.29	0.68	0.06
Brazil	-	6.3	2.4	-	0.41	0.14	0.58	-
U.S.A.(Range)	-	370	125	-	-	10	2.0	17
U.S.A./Italy (Range)	-	135	-	-	-	9.0	2.0	0.05

ตัวอย่างการดำเนินการ

ต้องการหาปริมาณน้ำชะขยะที่รับได้โดยที่น้ำชะขยะเมื่อผ่านวัสดุกลบประจำวันมีความเข้มข้นไม่เกิน
มาตรฐานน้ำทิ้ง (สังกะสี 5 มก./ล. และตะกั่ว 0.1 มก./ล.) ในพื้นที่เทศบาลนครปฐม

ข้อมูล

1. น้ำชะขยะ

- 1.1 จากตาราง 7.1 จึงกำหนดใช้ความเข้มข้นของสังกะสีเท่ากับ 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นของ
ตะกั่วเท่ากับ 2 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำชะขยะ (เป็นปริมาณสูงสุดที่ตั้งสมมุติฐานไว้)
- 1.2 อัตราการไหลของน้ำชะขยะต่อวัน เนื่องจากเปลี่ยนแปลงตามปริมาณฝนตก จึงใช้เป็น 1.5 เท่าของ
ปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยต่อวันของแต่ละปีสูงสุดในช่วงปี 2538 – 2545 ในจังหวัดนครปฐม(25 มิลลิเมตร
ต่อวัน)

2. ข้อมูลขยะมูลฝอย

- 2.1 ปริมาณขยะมูลฝอย ใช้ข้อมูลขยะมูลฝอยของเทศบาลนครปฐมในปี พ.ศ. 2538 มีปริมาณขยะเท่ากับ 126 ตันเปียกต่อวัน สามารถเก็บขนและกำจัดได้ ประมาณ 100 ตันเปียกต่อวัน (กรมควบคุมมลพิษ 2542)
- 2.2 ขยะมีความหนาแน่น 550 กิโลกรัมเปียกต่อลูกบาศก์เมตร

3. ข้อมูลการฝังกลบ

กำหนดให้ขยะมีชั้นความสูงเท่ากับ 3 เมตร มีวัสดุกลบผิวประจำวันหนา 15 เซนติเมตร

4. วัสดุกลบผิวประจำวัน

ดิน ความชื้นร้อยละ 3 ความหนาแน่นเท่ากับ 1.092 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร (น้ำหนักแห้ง)

สลัดจ์เอเอสจากการรีดน้ำและมีการใส่สาร โพลีเมอร์ ASP ความชื้นร้อยละ 50 ความหนาแน่นเท่ากับ 0.3225 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร (น้ำหนักแห้ง)

จากข้อมูลความหนาแน่นและปริมาณขยะที่ฝังกลบต่อวัน ทำให้ทราบปริมาตรขยะ และเมื่อฝังกลบมีความสูง 3 เมตร จะมีพื้นที่ที่ต้องกลบโดยวัสดุกลบประจำวัน 61 ตารางเมตรในความหนา 15 เซนติเมตร

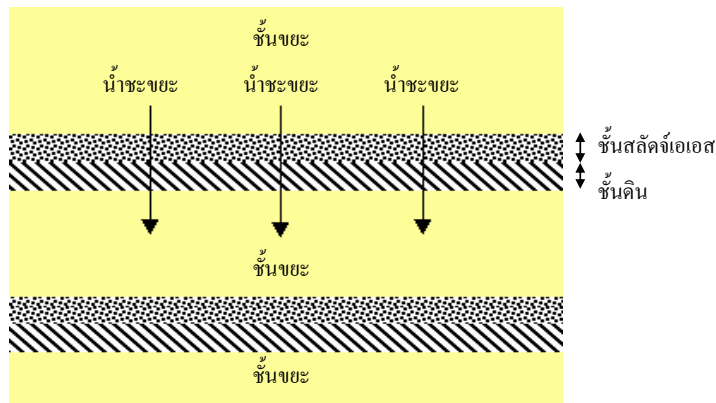
จากข้อมูลของปริมาณน้ำฝนที่ใช้ $1.5 \times 25 = 37.5$ มิลลิเมตรต่อวันหรือ 3.75×10^{-2} เมตรต่อวัน และสมมุติฐานว่า น้ำชะขยะเกิดจากการชะของฝนที่ตกผ่าน โดยที่หลุมฝังกลบนั้นยังไม่ได้ทำการปิดหลุม จะได้อัตราการไหลของน้ำชะขยะที่เกิดขึ้นสูงสุดต่อหนึ่งหน่วยฝังกลบ (Cell) เท่ากับ $3.75 \times 10^{-2} \times 61 = 2.3$ ลูกบาศก์เมตรต่อวัน

แนวคิดในการใช้สลัดจ์เอเอสเป็นสารดูดซับโลหะหนักในหลุมฝังกลบ

การใช้สลัดจ์เอเอสเป็นสารดูดซับโลหะหนักในหลุมฝังกลบ อาจทำได้ 2 วิธี

1. ใช้เป็นวัสดุกลบทับประจำวัน
2. เทกลบสลัดจ์เอเอสก่อนขยะชุมชนอื่นในแต่ละวัน

ในการใช้วัสดุกลบทับประจำวัน ถ้าใช้ดินเพียงอย่างเดียวจะพบว่าดินมีความสามารถในการลดโลหะหนักได้น้อย ดังนั้นการดำเนินงานจึงอาจใช้สลัดจ์ ASP กลบทับหน้าดินเป็นชั้นบนวัสดุกลบ เพราะเนื่องจากสลัดจ์ ASP มีความสามารถในการดูดซับโลหะหนักทั้งสังกะสีและตะกั่วได้ดีกว่าดิน ดังนั้นจึงกำหนดให้ช่วงเบรคทูลูไปเกิดที่ชั้นดินด้านล่างแทน หากเป็นเช่นนี้จะทำให้ใช้สลัดจ์ ASP ได้อย่างเต็มประสิทธิภาพ ดังแสดงในรูปที่ 7.1 อย่างไรก็ตามก็ใช้สลัดจ์เอเอสปิดทับบนดิน อาจมีปัญหาในเรื่องมลสารที่ยังมีอยู่ ความปลอดภัยทางอาชีวอนามัย ดังนั้นจึงอาจใช้ในแนวทางการดำเนินงานแบบที่ 2 คือเทกลบสลัดจ์เอเอสก่อนขยะชุมชนอื่นในแต่ละวัน ซึ่งในภาพรวมก็จะได้การใช้งานดังเช่นรูปที่ 7.1 เช่นกัน



รูปที่ 7.1 แสดงรูปแบบการใช้สัจจ์เอเอสเทกลบทับดินในหลุมฝังกลบ

ผลการคำนวณ

ได้ลองแปรความหนาของการเทกลบสัจจ์เอเอส ในความหนาไม่เกิน 10 เซนติเมตรคำนวณหาปริมาณเบรคทูลหรือปริมาณน้ำชะขยะที่จะรับได้ในแนวคิดแบบแรก ซึ่งแสดงใน ตารางที่ 7.2 และ 7.3 โดยที่ความเข้มข้นสังกะสีและตะกั่วในน้ำชะขยะหลังผ่านวัสดุกลบประจำวันมีค่าต่ำกว่า 5 มก./ล. และ 0.2 มก./ล.หรือค่ามาตรฐานในน้ำทิ้งตามลำดับ เมื่ออัตราไหลผ่าน 2.3 ลบ.เมตรต่อวินาทีต่อพื้นที่ฝังกลบ 61 ตารางเมตรหรือขยะจำนวน 100 ตัน และน้ำชะขยะนั้นมีความเข้มข้นของสังกะสีเท่ากับ 20 มิลลิกรัมต่อลิตรและความเข้มข้นของตะกั่วเท่ากับ 2 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งค่าสูงสุดของน้ำชะขยะที่จะรับได้เท่ากับ 56 และ 3197 ลบ.เมตรหรือจะต้องมีวันที่ฝนตก 37.5 มิลลิเมตรต่อวันจำนวน 24 และ 1390 วัน สำหรับสังกะสีและตะกั่วตามลำดับ

นอกจากนี้ยังได้คำนวณปริมาณสังกะสีและตะกั่วที่ถูกดูดซับไว้ได้ซึ่งมาจากขยะจำนวน 100 ตันไว้ในตาราง 7.2 และ 7.3 และเมื่อพิจารณาเป็นปริมาณสังกะสีและตะกั่วในขยะ 100 ตันจะได้สังกะสีและตะกั่วเท่ากับร้อยละ 0.0011 และ 0.0064 ของน้ำหนักขยะเปียกตามลำดับซึ่งจะต้องเป็นสังกะสีและตะกั่วที่สามารถถูกชะออกโดยน้ำฝนเป็นสารละลายในน้ำชะขยะ ดังนั้นปริมาณที่คำนวณ ได้จึงมีค่ามากกว่าที่เกิดขึ้นจริงมาก

ตารางที่ 7.2 แสดงการใช้สัจจ์เอเอสรวมกับดินสำหรับเป็นวัสดุกลบประจำวันโดยพิจารณาการ ดูดติดผิวสังกะสี

สัจจ์เอเอส				ดิน				ปริมาณน้ำ	มวล Zn ที่ดูดซับรวม (กิโลกรัม)
ความสูง (เซนติเมตร)	มวล ASP (กิโลกรัม)	ปริมาตรน้ำเบรคทูล ¹ (ลบ.เมตร)	มวล Zn ที่ดูดซับ (กิโลกรัม)	ความสูง (เซนติเมตร)	มวลดิน (กิโลกรัม)	ปริมาตรน้ำเบรคทูล ² (ลบ.เมตร)	มวล Zn ที่ดูดซับ (กิโลกรัม)	เบรคทูลรวม (ลบ.เมตร)	
3	596	23.09	0.46	12	7993	6.118	0.11	39.76	0.57
6	1192	46.18	0.92	9	5995	1.89	0.03	48.3	0.95
7.33	1456	56.35	1.13	7.67	5105	0	0	56.35	1.13

หมายเหตุ ¹ คำนวณจากสมการ $x/m = 0.37Ce^{0.247}$

² คำนวณจากสมการ $\ln(C_0/C - 1) = (0.495m/Q) - (0.0117CoV/Q)$

* ความหนาแน่นสัจจ์เอเอส เท่ากับ 0.3225 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร (น้ำหนักแห้ง)

* ความหนาแน่นดิน เท่ากับ 1.092 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร (น้ำหนักแห้ง)

ตารางที่ 7.3 แสดงการใช้สัณฐานของแร่ร่วมกับดินสำหรับเป็นวัสดุกลบประจำวัน โดยพิจารณาการ ดูดซับของตะกั่ว

สัณฐานของแร่				ดิน				ปริมาณน้ำ	มวล Pb ที่
ความสูง (เซนติเมตร)	มวล (กิโลกรัม)	ปริมาณน้ำ เบรคทว ¹ (ลบ.เมตร)	มวล Pb ที่ถูก ดูดซับ (กิโลกรัม)	ความสูง (เซนติเมตร)	มวล (กิโลกรัม)	ปริมาณน้ำ เบรคทว ² (ลบ.เมตร)	มวล Pb ที่ถูก ดูดซับ (กิโลกรัม)	เบรคทว รวม (ลบ.เมตร)	ถูกดูดซับ รวม (กิโลกรัม)
3	596	1129	2.25	12	7993	8.88	0.017	1139	2.26
6	1192	2259	4.52	9	5995	1.74	0.008	2263	4.52
8.5	1688	3197	6.39	6.5	4360	4.0	0	3197	6.39

หมายเหตุ ¹ คำนวณจากสมการ $x/m = 2.55Ce^{0.571}$

² คำนวณจากสมการ $\ln (Co/C - 1) = (1.553m/Q) - (0.3173CoV/Q)$

* ความหนาแน่นสัณฐานของแร่ เท่ากับ 0.3225 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร

* ความหนาแน่นดิน เท่ากับ 1.092 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร

เอกสารอ้างอิง

กระทรวงเกษตรและสหกรณ์, กรมพัฒนาที่ดิน, รายงานการสำรวจดิน จังหวัดชัยนาท สิงห์บุรี อ่างทอง และ พระนครศรีอยุธยา, รายงานการสำรวจความเหมาะสมของดิน, ฉบับที่ 507 หน้า 33-34

กรมควบคุมมลพิษ, 2541, **เกณฑ์ มาตรฐาน และแนวทางการจัดการขยะมูลฝอยชุมชน**, กรมควบคุมมลพิษ, กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยี และสิ่งแวดล้อม, หน้า 61-82.

กรมควบคุมมลพิษ, 2541, **โครงการสำรวจและวิเคราะห์เพื่อจัดทำแนวทางการจัดการการปนเปื้อนของน้ำชะมูลฝอยที่ลงสู่แหล่งน้ำผิวดินและใต้ดินและใต้ดินบริเวณสถานที่กำจัดมูลฝอยเทศบาลในพื้นที่ภาคเหนือและภาคกลาง : รายงานหลัก**, กรุงเทพฯ, หน้า (2-10) – (2-11).

กองวิเคราะห์ดิน กรมพัฒนาที่ดิน 2540 **คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีดินกับการวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ**

คณะทำงานปรับปรุงมาตรฐาน กองวิเคราะห์ดิน พืชน้ำและปุ๋ยเคมี กรมวิชาการเกษตร 2536 **วิธีวิเคราะห์ดิน**

รัชชชัย แพงไทย, 2543, **การศึกษาการปนเปื้อนของสารมลพิษจากน้ำชะมูลฝอยในชั้นดิน**, วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานและวัสดุ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 107 หน้า.

ธีรรัตน์ บุญศรี, 2543 , **การบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อมในชั้นดิน**, วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, หน้า 47-48

ธีรวิทย์ ทับทอง และ วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา, 2540, **การดูดซับโลหะหนักโดยกากวัสดุชีวมวลเหลือทิ้ง**, เอกสารการประชุมวิชาการวิศวกรรมเคมีและเคมีประยุกต์แห่งประเทศไทย ครั้งที่ 7, ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล, หน้า 397-402.

ปริมาณน้ำฝนในจังหวัดนครปฐม <http://203.150.73.18/hyd/rainmean/nakhonpatom.htm>
<http://202.29.10.34/webnp/np2/np2.htm>

ศิริรัตน์ ศรีเกษเพ็ชร, 2543, **การดูดซับสารละลายโลหะหนักด้วยดินเหนียวและดินเหนียวปรับปรุง**, วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะพลังงานและวัสดุ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, หน้า 46

Adriana Artola, Maria Martin, M^aDolors Balaguer, and Miquel Rigola, 2000, “ Isotherm Model Analysis for the Adsorption of Cd, Cu, Ni, and Zn on Anaerobically Digested Sludge,” **Journal of colloid and Interface Science**, Vol.232, pp.64-70.

Aksu, Z., 2001 “Equilibrium and Kinetic Modeling of Cadmium (II) Biosorption by *C. vulgaris* in a batch system effect of temperature” **Separation Purification Technology**, Vol 21, pp285-294

Aksu, Z., AÇİkel ,Ü., Kabasakal, E. and Tezer S.,2002 “Equilibrium Modelling of Individual and Simultaneous Biosorption of Chromium (VI) and Nickel (II) onto Dried Activated Sludge” **Water Research**, Vol 2002, pp 3063-3073

Aksu, Z. and Akpinar, D., 2001, “Competitive Biosorption of Phenol and Chromium(VI) from Binary Mixtures onto Dried Aerobic Activated Sludge”, **Biochemical Engineering Journal**, Vol. 7, pp. 183-193.

Aksu, Z., Akpinar, D., Kabasakal, E. and Kose, B., 1999, "Simultaneous biosorption of phenol and nickel from binary mixtures onto dried aerobic activated sludge," **Process Biochemistry**, Vol.35, pp.301-308.

Alibihai, K.R.K., Mehrotra, I., Forster, C.F., 1985, "Sorption and Release of Cadmium by some Sewage Sludges", **Journal of Environmental Quality**, Vol. 12, No. 2, pp. 253-256.

Arican, B., Gokcay, C.F. and Yetis, U., 2002 "Mechanistics of Nickel Sorption by Activated Sludge" **Process Biochemistry**, Vol 37 ,pp 1307-1315

Artola, A., Martin, M., Balaguer, D. and Rigola, M., 2000, "Isotherm Model Analysis for the Adsorption of Cd(II), Cu(II), Ni(II), and Zn(II) on Anaerobically Digested Sludge", **Journal of Colloid and Interface Science**, Vol. 232, pp. 64-70.

Bagchi, A., **Construction and Monitoring of Landfills**, New York, John Wiley and Sons, pp. 48-53.

Barton C.D., Karathanasis A.D., 1997, "Measuring Cation Exchange Capacity and Total Exchangeable Bases in Batch and Flow Experiments," **Soil Technology**, Vol.11, pp.153-162.

Benson, C.H., Othman, M.A., 1993, "Hydraulic and Mechanical Characteristics of a Compacted Municipal Solid Waste Compost", **Waste Mangement & Research**, Vol 11, Issue 2, pp 127-142

Benyahya, L. and Garnier, J.M., 1999, "Effect of Salicyclic Acid upon Trace-Metal Sorption (Cd^{2+} , Zn^{2+} , Co^{2+} and Mn^{2+}) onto Aluminum, Silica and Kaolinite as a Function of pH", **Environmental Science and Technology**, Vol. 33, pp. 1398-1407.

Bigorre F., Tessier D., Pedro G., 2000, "Significance of CEC and surface area of soil. How clay and organic matter contribute to water retention properties," **Earth and Planetary Science**, Vol.330, pp.245-250.

Brady, M. and Tobin, M., 1995, "Binding of hard and soft metal ions to *Rhizopus arrhizus* biomass," **Enzyme and Microbial Technology**, Vol.17, pp.791-796.

Brady, D. and Duncan, J.R., 1994, "Bioaccumulation of Metal Cations by *S.cerevisiae*", **Applied Microbiology and Biotechnology**, Vol. 41, No. 1, pp. 149-154.

Clark, T.P., and Piskin, R., 1977, "Chemical Quality and Indicator Parameters for Monitoring Landfill Leachate in Illinois", **Environmental Geology**, Vol. 1, pp. 329-340.

Cox L., Hermosin M.C., Celis R. and Cornejo J., 1996, "Sorption of two Polar Herbicides in Soils and Soil Clays Suspensions," **Water Research**, Vol.31, No.6, pp.1309-1316.

EPA Victoria, 2002, **Calculating the Landfill Levy and Recycling Rebates** [Online], Available:[http://epanote2.epa.vic.gov.au/EPA/Publications.nsf/d85500a0d7f5f07b4a2565d1002268f3/83f5d7b85cf3716bca256be50081adff/\\$FILE/332d.pdf](http://epanote2.epa.vic.gov.au/EPA/Publications.nsf/d85500a0d7f5f07b4a2565d1002268f3/83f5d7b85cf3716bca256be50081adff/$FILE/332d.pdf) [2003, October 13].

Fourest, E. and Roux, J.C., 1992, "Heavy Metal Biosorption by Fungal Mycelial by-Products : Mechanisms and Influence of pH", **Applied Microbiology and Biotechnology**, Vol. 37, No. 3, pp. 399-403.

Gourdon, R. and Rus, E., 1990, "A Comparative Study of Cadmium Uptake by Free and Immobilization Cells from Activated Sludge", **Journal of Environmental Science and Health**, Vol. 25, No. 8, pp. 1019-1036.

Hartmann A., Grasle W., Horn R., 1998, "Cation exchange processes in structured soils at various hydraulic properties," **Soil & Tillage Research**, Vol.47, pp.67-72.

Inskeep, P.W. and Baham, J., 1983, "Adsorption of Cd and Cu by Na-Montmorillonite at Low Surface Coverage", **Soil Science Society of America Journal**, Vol. 47, pp. 660-665.

Jianlong, W., Xinmin, Z., Decai, D. and Ding, Z., 2001, "Bioadsorption of Lead(II) from Aqueous Solution by Fungal Biomass of *Aspergillus niger*", **Journal of Biotechnology**, Vol. 87, pp. 273-277.

Joergensen R.G., Castillo X., 2001, "Interrelationships between microbial and soil properties in young volcanic ash soils of Nicaragua," **Soil Biology & Biochemistry**, Vol.33, pp.1581-1589.

Lagadic, I.L., Mitchell, M.K. and Payne, B.D., 2001, "Highly Effective Adsorption of heavy Metal Ions by a Thiol-Functionalized Magnesium Phyllosilicate Clay", **Environmental Science and Technology**, Vol. 35, No. 5, pp. 984- 990.

Lema, J.M., Mendez, R. and Blazquez, R., 1988, "Characteristics of Landfill Leachate and Alternatives for their Treatment", **Water, Air and soil pollutant**, Vol. 40, pp. 223-250.

Lister, S.K. and Line, M.A., 2001, "Potential Utilisation of Sewage Sludge and Paper Mill Waste for Biosorption of Metals from Polluted Waterways", **Bioresource Technology**, Vol. 79, pp. 35-39.

Liu, Y., Xu, H., Yang, S.F. and Tay, J.H. 2003, "A General Model for Biosorption of Cd^{2+} , Cu^{2+} , and Zn^{2+} by Aerobic Granules", **Journal of Biotechnology**, Vol 102, pp233-239.

Mohamed, Z.A., 2001, "Removal of Cadmium and Manganese by a Non-Toxic Strain of Freshwater Cyanobacterium *Gloeotheca magna*", **Water Research**, Vol. 35, No. 18, pp. 4405 - 4409.

Okoli, R. E. and Balafoutas, G., "Landfill sealing potential of bottom ashed of sludge cakes", **Soil & Tillage Research**, Vol 46, pp 307-314.

Pagnanelli F., Trifoni M., Beolchini F., Esposito, A., Toro L., Veglio F., 2001, "Equilibrium biosorption studies in single and multi-metal systems," **Process Biochemistry**, Vol.37, pp.115-124.

Puranik, P.R. and Paknikar, K.M., 1999, "Influence of co-cations on biosorption of lead and zinc," **Bioresource Technology**, Vol. 70, pp. 269-276.

Saarenketo T., 1998, "Electrical properties of water in clay and silty soils," **Journal of Applied Geophysics**, Vol.40, pp.73-88.

Sakaguchi, T., Tusji, T., Nakajima, A. and Horikoshi, T., 1979, "Accumulation of Cadmium by Green Microalgae", **European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology**, Vol. 8, No. 1, pp. 207-215.

Sag, Y., Tatar, B. and Kutsal, T., 2003, "Biosorption of Pb(II) and Cu(II) by Activated Sludge in Batch and Continuous Flow Stirred Reactors", **Bioresource Technology**, Vol 87, pp27-33

Sah J.G., Chen J.Y., 1998, “ Study of the electrokinetic process on Cd and Pb spiked soils,” **Journal of Hazardous Materials**, Vol.58, pp.301-315.

Say, R., Denizil, A. and Arica, M.Y., 2001, “Biosorption of Cadmium (II), Lead (II) and Copper (II) with the Filamentous Fungus *Phanerochete chrysosporium*”, **Bioresource Technology**, Vol. 76, pp. 67-70.

Shuman, L.M., 1998, “Effect of Removal of Organic Matter and Iron or Manganese - Oxide on Zinc Adsorption by Soil”, **Soil Science**, Vol. 146, pp. 248-254.

Singh D.N., Kolay P.K., 2002, “ Simulation of ash-water interaction and influence on ash characteristics, ” **Progress in Energy and Combustion Science**, Vol.28, pp.267-299.

Tay, J.H., Chen,X.G., Jeyaseelan, S. and Graham, N., 2001, “Optimising the preparation of activated carbon from digested sewage sludge and coconut husk” **Chemosphere**, Vol 44, pp. 45-51

Tien, C.J., 2002, “Biosorption of Metal Ions by Freshwater Algae with Different Surface Characteristics”, **Process Biochemistry**, Vol. 38, pp. 605 - 613.

Tobin, J.M., Cooper, G.D. and Neuffld, R.J., 1984, “Uptake of Metal Ions by *Rhizopus Arrhizus* Biomass”, **Applied and Environmental Microbiology**, Vol. 47, No. 4, pp. 821-824.

U.S. EPA, 1994, **Seminar Publication: Design, Operation, and Closure of Municipal Solid Waste Landfills**, Office of Research and Development, Washington DC, pp. 26-28.

Volesky, B. and May-Phillips, H. A., 1995, “Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*,” **Applied Microbiology and biotechnology**, Vol.42, pp.797-806.

Wu, J., Laid, D.A. and Thomson, M.L., 1999, “Sorption and Desorption of Copper on Soil Clay Components”, **Environmental Quality**, Vol. 28, pp. 334-338.

Yoder, E.J., 1975, **Principle of Pavement Design**, 2nd ed., John Wiley & Son, New York, 736 pages.

Zhou, J.L.,1999 “ Zn Biosorption by *Rhizopus arrhizus* and Other Fungi” **Appl. Microbiol. Biotechnology**, Vol 51, pp 686-693

ภาคผนวก

1. คู่มือการเทกลบ สลัดจ์เอเอสในหลุมกลบ
(เพื่อใช้คุณสมบัติการดูดซับของสลัดจ์ลดปริมาณ โลหะหนักในน้ำชะขยะ)
2. บทความวิจัยตีพิมพ์
Wantawin, C. and Thungmanee, S. “Lead and Zinc Adsorption from Leachate by Waste Activated Sludge” Asian-Pacific Regional Conference on Practical Environmental Technologies Dec. 18~21, 2003, Tainan, Taiwan

คู่มือการเทกลบ สลัดจ์เอเอสในหลุมกลบ
:เพื่อให้คุณสมบัติการดูดซับของสลัดจ์ลดปริมาณ โลหะหนักในน้ำชะขยะ)

บทนำ

ในการดำเนินงานในหลุมฝังกลบมีรายละเอียดตามหัวข้อดังนี้

- ระบบพื้นฐานในสถานฝังกลบ
- การเคลื่อนย้ายขยะภายในสถานฝังกลบ
- การเทขยะในหลุม
- การบดอัดขยะ
- พื้นที่ทำงาน
- วัสดุกลบประจำวัน
- การฝังกลบของเสียพิเศษ
- การรักษาสภาพเดิมของชุมชนท้องถิ่น
- อคติภัยในสถานฝังกลบ
- การจัดการน้ำชะขยะ
- การควบคุมก๊าซที่เกิดในสถานฝังกลบ
- การดูแลอุปกรณ์เครื่องมือต่างๆ

ในคู่มือฉบับนี้จะกล่าวถึงเฉพาะหัวข้อที่เกี่ยวข้องกับการเทกลบขยะและการใช้วัสดุกลบประจำวันซึ่งจะเกี่ยวข้องกับการใช้ประโยชน์ของสลัดจ์เอเอสเป็นสารดูดซับโลหะหนักจากน้ำชะขยะในหลุมฝังกลบได้แก่

- การเทขยะในหลุม
- การบดอัดขยะ
- วัสดุกลบประจำวัน

การขยะในหลุม (waste discharge and emplacement)

ปัจจัย

การระมัดระวังในการทำงานจะขึ้นกับปัจจัยต่าง ๆ ดังนี้

- เงื่อนไขทางกายภาพของขยะ
- สภาพภูมิอากาศของสถานฝังกลบ
- ความต้องการเสริมเพื่อหลีกเลี่ยงการปนเปื้อนของของเสียอันตรายในขยะ
- วัตถุประสงค์ของการออกแบบ

กฎระเบียบ

ผู้ขั้บรณขยะต้องปฏิบัติตามกฎในสถานฝังกลบ กฎโดยทั่วไปมีดังนี้

- จำกัดจำนวนรถในบริเวณที่ขยะลงหลุม
- ห้ามผู้โดยสารลงจากรถในบริเวณที่ขยะลงหลุม
- พนักงานที่เดินอยู่ในบริเวณที่ปฏิบัติงานต้องสวมรองเท้าบูทและเสื้อผ้าปกปิดที่มองเห็นได้ง่าย และสวมอุปกรณ์ป้องกันส่วนบุคคลตามความจำเป็น
- ห้ามสูบบุหรี่ในบริเวณฝังกลบ

การตรวจสอบ

ทุกกะการขยะลงหลุมต้องมีการตรวจสอบด้วยสายตา ซึ่งทำโดยพนักงานดูแลที่อยู่ข้างล่างหรือโดยพนักงานขับเครื่องจักรขึ้นอยู่กับจำนวนรถ ซึ่งพนักงานเหล่านี้จะต้องได้รับการอบรมในการแยกแยะของเสียที่ผิดปกติออก และเมื่อพบต้องรายงานผู้จัดการของสถานฝังกลบหรือผู้บังคับบัญชาทันที และขยะส่วนนั้นต้องกักไว้เพื่อรอการตรวจสอบละเอียดต่อไป

การเท

เมื่อขยะถูกเทลงหลุมต้องแน่ใจว่าเป็นไปตามที่ออกแบบ วิธีการต่าง ๆ ที่ใช้แสดงในตารางที่ 1

ตารางที่ 1 วิธีการทေးลงในหลุมฝังกลบ

วิธี กลบเทแบบแนวราบ (Face tipping) การเททับในแนวราบ ความสูงไม่เกิน 2.5 เมตรหลังการบดอัด เครื่องจักรที่ทำการบดอัด จะอยู่บนผิวหน้าระนาบของกองขยะที่เทนั้นๆ	ข้อดี การทำงานของเครื่องจักรสะดวกและง่าย ง่ายต่อการคลุมทับด้วยวัสดุกลบประจำวัน การทำทางเข้าชั่วคราวไปตามจุดอื่นทำได้ ง่าย ขยะที่ไม่ยุบตัวสามารถถูกฝังได้ง่าย ขยะพิเศษสามารถฝังด้านปลายของพื้นผิว ข้อเสีย พื้นผิวที่เห็นไม่น่าดู ยากแก่การปิดคลุมด้วยแผ่นปิดชั่วคราว ขยะบริเวณขอบของกองเทสามารถถูกลมพัด ปลิวได้ง่าย ผิวหน้าของกองฝังกลบถูกบดอัดมากเกินไป เนื่องจากการขับผ่านของรถขนขยะหลายครั้ง ทำให้ระดับน้ำใต้ดินชั้นบนเกิดในกองฝังกลบ
วิธีกลบเทแบบลาด (Onion skin tipping) เช่นเดียวกับแบบแนวราบแต่ขยะถูกกลบเท เพิ่มพูนเป็นชั้นในแนวเอียงลาด เครื่องจักรบด อัดทำงานบนพื้นผิวเอียง ความลาดประมาณ 1 : 3	ข้อดี ง่ายต่อการใช้วัสดุกลบประจำวันกลบส่วนพื้น ราบและลาด การพัดปลิวของขยะจากลมเกิดขึ้นได้น้อยกว่า แบบแรก สามารถกลบยกสูงได้ดีกว่า ข้อเสีย พนักงานต้องได้รับการอบรมเป็นพิเศษ ยากต่อการฝังกลบขยะที่ไม่ยุบตัว

วิธีเทลงหลุมและกลบขึ้น (working upwards) อาจใช้วิธีเทในแบบแนวราบหรือลาดเอียง แต่ที่ต่างจากสองแบบแรกคือใช้วิธีขุดเป็นหลุมเทขยะต่ำกว่าพื้นผิว และกลบกลับขึ้น	ข้อดี ป้องกันการพัดปลิวของขยะจากลมได้ดี ทางชั่วคราว แผ่นปิดชั่วคราว สามารถรื้อถอนก่อนการกลบชั้นต่อไป ข้อเสีย พนักงานต้องได้รับการอบรมเป็นพิเศษ ต้องมีเครื่องจักรเพิ่มเติมเพื่อใช้กลบวัสดุประจำวันในส่วนที่เป็นพื้นราบ
--	--

การบดอัดขยะ (waste compaction)

การบดอัดขยะขณะเทขยะในทันทีถือเป็นการปฏิบัติโดยทั่วไป ประโยชน์ที่ได้คือ

- สามารถจัดการกับขยะปริมาณมากที่สุดได้ในเวลาน้อยที่สุด
- ลดผลกระทบจาก แมลง ฝุ่นขยะ ฯลฯ

รถที่ใช้บดอัดอาจเป็นรถที่ออกแบบเฉพาะซึ่งมีล้อเป็นเหล็ก ที่การบดอัดจะให้ความหนาแน่นของขยะ 710-950 กก./ลบ.เมตร หรืออาจใช้แทรกเตอร์เกลี่ยดินซึ่งจะได้ขยะความหนาแน่น 475-590 กก./ลบ.เมตร ค่าพลังงานการบดอัดจำเพาะในหน่วย กิโลวัตต์-เมตร/ลบ.เมตร ที่ได้ขึ้นอยู่กับน้ำหนักและรอบของการผ่าน โดยปกติใช้รถแทรกเตอร์น้ำหนักอยู่ในช่วง 13600-18100 กก.จำนวนรอบการผ่าน 5-10รอบ

การบดอัดที่มากเกินไปทำให้อัตราการย่อยสลายขยะทางชีวภาพเกิดขึ้นได้ช้าลงเนื่องจากทำให้น้ำชะไหลผ่านและการเคลื่อนที่ของก๊าซในหลุมฝังกลบผ่านได้น้อยลง โดยทั่วไปแล้วขยะหลังการบดอัดในหลุมฝังกลบควรมีความหนาแน่นประมาณ 800 กก./ลบ.เมตร

ก่อนการบดอัดควรใช้แทรกเตอร์ในการคลุกเคล้ากองขยะมากที่สุดเท่าที่จะทำได้ ซึ่งช่วยให้เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี

วัสดุคลุมประจำวัน

วัตถุประสงค์หลักเพื่อให้เกิดทัศนียภาพที่ดี นอกจากนี้ช่วยลดการพัดปลิวของเศษขยะอันเกิดจากลม ช่วยลดปัญหาของกลิ่นและแมลงที่มาตอม ลดความเสี่ยงต่อการเกิดอัคคีภัยจากกองขยะ และยังช่วยเพิ่มความเสถียรของพื้นผิวลาดเอียง ในการฝังกลบแบบพื้นผิวลาดเอียง

วัสดุที่ใช้ โดยทั่วไปเป็นดิน วัสดุทดแทนอื่นเช่น แผ่นพลาสติกใช้แล้วซึ่งบางชนิดย่อยสลายได้ แผ่นใยเยื่อกระดาษ โฟม

ในทางปฏิบัติ ขยะบดอัด 0.6-2 เมตรใช้วัสดุคลุมประจำวัน (ดิน) 0.15 เมตร ซึ่งเมื่อเทวัสดุคลุมประจำวันแล้วให้ใช้แทรกเตอร์เกลี่ยดินเกลี่ยให้ทั่ว

การฝังกลบสลัดจ์เอเอส

สลัดจ์ชีวภาพทั้งจากกระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบบแอกติเวเตดสลัดจ์ (Activated Sludge Process) ส่วนหนึ่งนำมาจัดการโดยการฝังกลบร่วมกับขยะชุมชน ซึ่งได้ประโยชน์จากคุณสมบัติการดูดซับโลหะหนักได้ดี ช่วยให้น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบมีปริมาณโลหะลดลงได้ โดยสามารถบำบัดต่อในระบบบำบัดน้ำชะขยะ ซึ่งส่วนใหญ่ใช้กระบวนการทางชีวภาพ

คุณสมบัติสลัดจ์เอเอส

สลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน เท่านั้น สลัดจ์จากถังตกตะกอนของกระบวนการแอกติเวเตดสลัดจ์ซึ่งผ่านการรีดน้ำแล้ว (ขั้นตอนการรีดน้ำ มีการใส่สารโพลีเมอร์ เพื่อปรับปรุงคุณภาพตะกอนให้มีการรีดน้ำออกได้ง่าย) ความชื้นสลัดจ์ประมาณ 50 เปอร์เซ็นต์

ข้อมูลทั่วไป

ดิน ความชื้นร้อยละ 3 ความหนาแน่นเท่ากับ 1.1 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร (น้ำหนักแห้ง)
สลัดจ์เอเอสจากการรีดน้ำ (มีการใส่สารโพลีเมอร์ เพื่อให้การรีดน้ำออกง่ายขึ้น) ความชื้นร้อยละ 50 ความหนาแน่นเท่ากับ 0.3 กรัม (น้ำหนักแห้ง) ต่อลูกบาศก์เซนติเมตร หรือ 0.6 กรัม (น้ำหนักเปียก) ต่อลูกบาศก์เซนติเมตร
ขยะชุมชนมีความหนาแน่นประมาณ 60-180 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร และหลังบดอัดที่หลุมฝังกลบมีความหนาแน่น 550-800 กิโลกรัมเปียกต่อลูกบาศก์เมตร (กรณีใช้รถแทรกเตอร์เกลี่ยดินบดอัด)

แนวทางปฏิบัติในการฝังกลบ

สามารถทำได้ 2 วิธี

- ผสมกับดินทำเป็นวัสดุกลบประจำวัน
- เทกลบก่อนแยกจากขยะทั่วไป

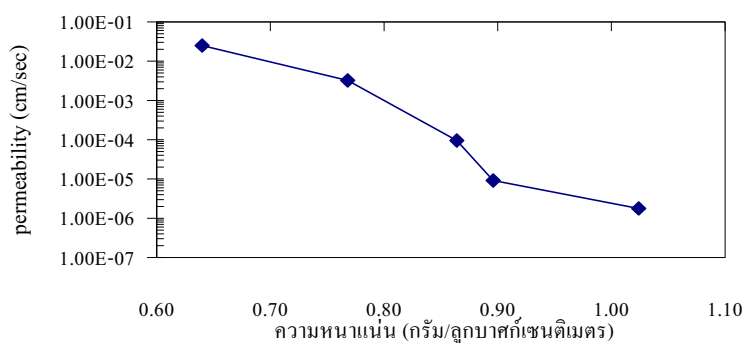
ผสมกับดินทำเป็นวัสดุกลบประจำวัน

วิธีการ

1. ผสมดินและสลัดจ์ในอัตราส่วน 2 : 1 โดยปริมาตร

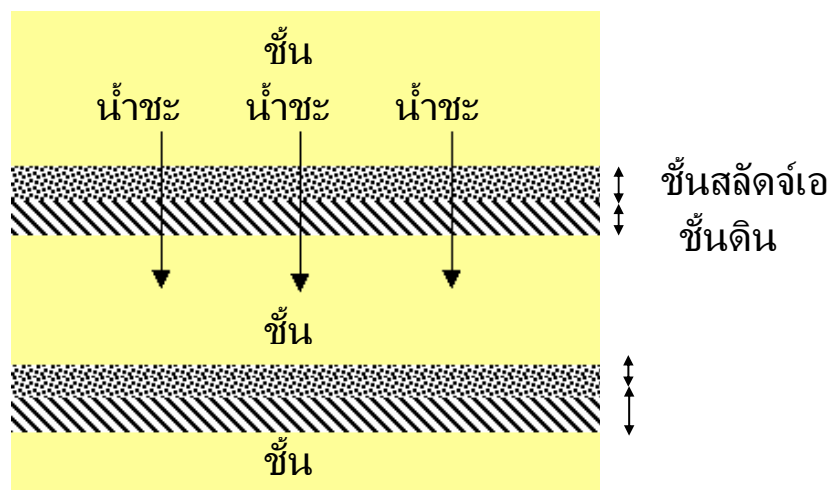
2. เทกอลบลงบนขยะที่บดอัดแล้วสูงหรือหนา 15 เซนติเมตร ต่อกองขยะบดอัดสูงไม่เกิน 2.5 เมตร ใช้รถแทรกเตอร์เกลี่ยวัสดุกลบประจำวันให้ทั่วพื้นผิวกองขยะโดยไม่ต้องบดอัด

เนื่องจากสลัดจ์เอเอสถ้ามีการบดอัดตามมาตรฐานจะมีค่าการซึมผ่านต่ำประมาณ 2.20×10^{-5} เซนติเมตรต่อวินาที และค่าการซึมผ่านจะมีค่าลดลงตามความหนาแน่นเปียกดังแสดงในรูปที่ 1 แต่เมื่อใช้เป็นวัสดุกลบประจำวัน วัสดุดังกล่าวควรให้น้ำซึมผ่านได้ดี



รูปที่1 ความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นกับค่าการซึมผ่านของน้ำของสลัดจ์เอเอส

เทกอลก่อนแยกจากขยะทั่วไป



รูปที่ 2 แสดงการกลบสลัดจ์เอเอสในหลุมกลบที่ใช้ดินเป็นวัสดุกลบประจำวัน

เนื่องจากสไลต์เอเอส มีความสามารถในการดูดซับโลหะหนักได้ดี ขณะเดียวกันเมื่อมีน้ำชะขยะไหลผ่านจะมีการชะสารละลาย ซีโอดี ออกบางส่วน และดินสามารถช่วยดูดซับสารละลายอินทรีย์จากสไลต์เอเอสได้ และเพื่อสามารถใช้สไลต์เอเอสได้เต็มความสามารถในการดูดซับโลหะ ให้ชั้น adsorption zone หรือการ breakthrough ไปเกิดที่ดินซึ่งมีความสามารถในการดูดซับต่ำกว่าสไลต์เอเอส มาก ดังนั้นการฝังกลบสไลต์เอเอสควรฝังกลบในแต่ละวันก่อนขยะทั่วไปอื่นๆ ตามรูปที่ 2

วิธีทางปฏิบัติ

1. ในแต่ละวันของการเทฝังกลบขยะลงในหลุมฝังกลบ ให้เทสไลต์เอเอสลงก่อนและเกลี่ยด้วยรถแทรกเตอร์ให้ได้ความสูงสไลต์เอเอสอยู่ในช่วง 5- 15 เซนติเมตร ขึ้นกับปริมาณสไลต์เอเอสที่มี
2. เทขยะชุมชนและบดอัดตามวิธีหรือขึ้นกับการออกแบบหลุมฝังกลบในแต่ละที่ ความสูงของขยะบดอัดไม่เกิน 2.5 เมตร
3. หลังการฝังกลบในแต่ละวันใช้ดินปิดทับ โดยดินจะทำหน้าที่เป็นวัสดุกลบประจำวัน เพื่อกันกลิ่น แผลง และการฟุ้งกระจายของขยะจากลมพัด

LEAD AND ZINC ADSORPTION FROM LEACHATE BY WASTE ACTIVATED SLUDGE

C. Wantawin and S. Thungmanee

*Department of Environmental Engineering, King Mongkut's University of Technology Thonburi,
Thailand*

ABSTRACT

Excess activated sludge from municipal wastewater treatment plant was applied for remove heavy metals from landfill leachate. There are two groups of applied activated sludge; one dewatering by 40 C heat drying and the other by filter press with polymer conditioning. Lead and zinc in the forms of Pb^{2+} and Zn^{2+} respectively, were the studied heavy metals in both single and binary metal adsorption.

The experimental results demonstrate that Freundlich isotherm could be used to describe the heavy metals adsorption in both deionized water and leachate. Higher Freundlich K values were obtained in activated sludge that dewatering by adding polymer comparing with those by heating. With polymer conditioning activated sludge, Freundlich K values of lead and zinc adsorption were orderly 5.07 and 1.05 (mg/g)(l/mg)^{1/n} in the deionized water and reduced to 2.55 and 0.37 (mg/g)(l/mg)^{1/n} in the leachate. Other high concentration of cations were found in leachate such as more than 1000 mg/l of sodium and potassium as well as about 100 mg/l of magnesium which lead to poorer adsorption capacity of lead and zinc. Lead has more affinity to activated sludge adsorption than zinc both on activated sludge with and without polymer adding. In binary metal system, increasing zinc as high as 15 times to lead concentration has no significant effects to the lead adsorption. On the contrary, present of lead only 0.5 times of zinc can prevent the zinc adsorption.

KEYWORDS: Activated Sludge, Lead, Leachate, Zinc

1 INTRODUCTION

The rapid development of human activities has led to large amount of wastes both in solids and water. Even landfill is the main alternative disposal for domestic solid waste, improper management can results in hazardous contaminated leachate and several landfills (Johansen and Carlson 1976, Lema et al 1988) have been reported that discharged leachate contained unusual high concentration of heavy metals. Heavy metals contaminated up to some level can inhibit the microorganism's activity on degradation of organic carbon in leachate either in landfill or leachate treatment process. However with the special surface properties of microorganism, part of heavy metal can be adsorbed on them before reach to the leachate biological treatment process.

Microorganisms such as bacteria, fungi, yeast and algae can remove metals from aqueous solutions and this biological phenomenon is called biosorption (Volesky and Holan, 1995).

The passive bioaccumulation of heavy metals by non-viable cells in equilibrium can be explained by widely applied isotherm either Langmuir or Freundlich. The physico-chemical parameters of the solution such as pH, ionic strength, temperature, biomass concentration and presence of organic and inorganic ligands in solution can effect to bioremoval of single species of metal ions. Moreover, leachate or other wastewaters contain not one but many metallic ions and combined effects of more metals ions on microorganism can occur. Biosorption for multiple metallic ions system depends on the number of metal ions competing for binding sites, metal ion combination, level of metal ion concentration and order of metal ion addition (Ting et al, 1991).

Although heavy metals adsorption on pure culture microorganisms especially microalgae has been studied more than 30 years ago, on activated sludge, a complex consortium of microorganisms, just has been recently investigated (Gourdon and Rus, 1990; Cecen and Gürsoy, 2001; Aksu et al, 2002; Arikan et al, 2002). These studies confirm the use of microorganisms as a competitive biosorbents for wastewater treatment. In this work, the role of disposed activated sludge under landfill is determined whether can attenuate the heavy metals from leachate through sorption process.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Activated sludge and preparation as the biosorbent

The activated sludges used in the study were collected from aeration tank as the mixed liquor suspended solids (MLSS) and filter press as the polymerized dewatering sludge (PAS) of the municipal wastewater treatment plant in Bangkok Thailand. MLSS was settled and dried at temperature of 40°C to yield 50 percent moisture (DAS). The characteristics of DAS and PAS were shown in Table 1

Table 1 Characteristics of Originated and Polymerized Activated Sludge

Parameters	Originated AS	Polymerized AS
pH	6.7	6.1
Heavy metals : mg/l		
- Zinc	0.24	0.20
- Chromium	0.03	0.04
- Lead	0.02	0.01
- Cadmium	0.001	0.001
- Aluminium	<0.001	7.00
Percent of Organic Matter (%OM)	30	25
Cation Exchange Capacity (CEC) milliequivalent/100 g.	80	62

2.2 Leachate

Leachate with pH of 8.04 was obtained from Nakorn Pathom municipal landfill and analyzed for some metals, and COD. Common metals of 1113mg Na/l, 1123mgP/l, 108mg Mg/l and 64 mg Ca/l were in leachate. Heavy metals that are zinc (Zn), chromium (Cr), lead (Pb) and cadmium (Cd) were also analyzed by Atomic Adsorption Spectrophotometer and low concentration of 0.54, 0.08, 0.03 and 0.01 mg/l were found respectively. Total and filtrate COD in the applied leachate were 3672 and 2361 mg/l respectively.

2.3 Batch adsorption studies

Adsorption isotherms of zinc and lead by both 40°C dried (DAS) and polymerized (PAS) activated sludges were studied in batch experiments by varying concentration of metals. In single system, zinc or lead each of 2, 5, 10, 20, 40, 80 and 100 mg/l. were prepared using deionized water and transferred to the 250 ml flasks. In binary system, the effect of concentration of zinc on lead adsorption was studied. Three sets of flasks contained 1, 2, 5 and 10 mg/l of lead were prepared. Zinc of 1, 2 and 15 times of lead concentration were added in first second and third sets respectively. The pH of water was maintained at 6.5 over each batch by NaOH and HNO₃. Each type of activated sludge of 4g dry weight was added to each flask containing 100 ml of sample. The samples were shaken by orbital shaker at 250 rpm and room temperature (30±1°C). The filtrated sample from each flask after reach to equilibrium was adjusted to pH 2 by 65% HNO₃ and analyzed for either metal concentration by Atomic Absorption Spectrophotometer. Equilibrium times for zinc and lead were determined by vary adsorbent dosage from at maximum adsorption by collect samples within the time range of 0-3 hrs. After that, replace deionized water with leachate of which pH adjusted to 6.5 and run the experiment for single metal and PAS adsorbent with the same procedure.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Equilibrium Time

Equilibrium time has been verified in order to use for other subsequence batch experiments. Lead adsorption reaches to equilibrium earlier than zinc as shown in Fig.1. It was observed that the adsorption process of lead and zinc reached equilibrium within 10 minutes for all dosages of DAS except zinc at dosage of 2 g. Therefore the adsorption time of 30 minute was applied throughout all subsequent experiments.

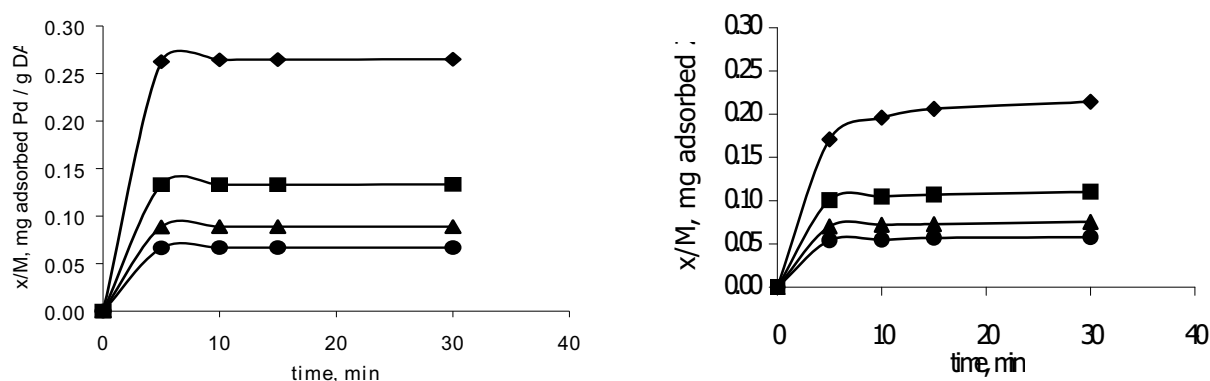


Figure 1. Equilibrium profiles for the adsorption of lead (a) and zinc (b) in deionized water pH 6.5 by activated sludge without polymer with varying adsorbent dosage ♦ 2 g DAS, ■ 4 g DAS, ▲ 6 g DAS, • 8 g DAS in 100 ml solution

3.2 Single-Metal System

Freundlich model can describe well for adsorption data of heterogeneous surface adsorbent. Several researches proposed Freundlich isotherm for interpret the biosorption data (Jianlong

et al 2001; Mohamed, 2001;Tien, 2002) same as this study. In view of the values of linear regression coefficient in the Table 2, the Freundlich model exhibited a reasonable fit to the adsorption data of lead and zinc in both deionized water and leachate either to use DAS or PAS adsorbents.

Freundlich equation has general form as in equation (1).

$$q_e = K_F C^{1/n} \dots\dots\dots(1)$$

The values of $1/n$ between 0 and 1 of lead and zinc in Table 2 implied that both metals are favorable adsorbates for activated sludge adsorbents. Therefore mass of activated sludge was effectively used at low equilibrium concentration of lead and zinc.

Table 2 Freundlich isotherm constants for activated sludge adsorption of single lead and zinc

metal	adsorbent	Type of solution	Freundlich isotherm constant		
			$1/n$	$K_F(\text{mg/g}) (1/\text{mg})^{1/n}$	R^2
Pb	DAS	DI water	0.52	3.33	0.95
	PAS	DI water	0.57	5.07	0.97
	PAS	leachate	0.57	2.55	0.95
Zn	DAS	DI water	0.30	0.49	0.98
	PAS	DI water	0.40	1.05	0.99
	PAS	leachate	0.43	0.37	0.92

In deionized water at pH 6.5 system, activated sludge, either conditioning with heat or polymer, adsorbed lead better than zinc as shown by the greater values of lead K_F (adsorption capacity) in Table 2. Lead, in theoretical considering, has a nature to be the preferable adsorbate than zinc such as higher atomic number, higher electronegativity. The results also correspond to other studies of these two metals by other microorganism (Brady and Tobin, 1995; Brady, M. and Tobin, 1995). The higher values of K_F when apply PAS than DAS implied that polymer added in activated sludge contribute to the increase of adsorption capacity for both metals. Leachate adding studied metal was applied to batch experiments with PAS as adsorbent. The adsorption data can be well fit with monocomponent Freundlich isotherm with linear regression coefficient of 0.95 and 0.92 for lead and zinc respectively even leachate contained other high substance. The adsorption capacity reduced from 5.07 (mg/g)(1/mg) $1/n$ in deionized water to 2.55(mg/g)(1/mg) $1/n$ in leachate and 1.05 (mg/g)(1/mg) $1/n$ in deionized water to 0.37 (mg/g)(1/mg) $1/n$ in leachate for lead and zinc respectively.

3.3 Binary Metal System

In the experiments of binary metal in deionized water, weight ratios of initial zinc to lead were varied from 1, 2 and 15 while the amount of adsorbent in each sample was kept constant.. The data of adsorption equilibrium capacities with initial lead concentrations in binary-metal solution are shown in Fig 2 and Fig 3 for DAS and PAS adsorbents respectively.

The results show that the existing of zinc even concentration added up to 15 times has no significant effect to the lead adsorption on both DAS and PAS adsorbents. The maximum initial lead concentration of only 3 mg/l was applied in this experiments (using zinc 15 times) in order to prevent the zinc precipitation. . However it should be noted that in initial Zn/Pb ratio of 15 experiment, the equilibrium concentrations of 0.014 mg Pb/l and 0.032 mg Pb/l

were significant greater than calculated values in the same condition of single lead system that is 0.00064mgPb/l and 0.00062 mg Pb/l for DAS and PAS adsorbent respectively.

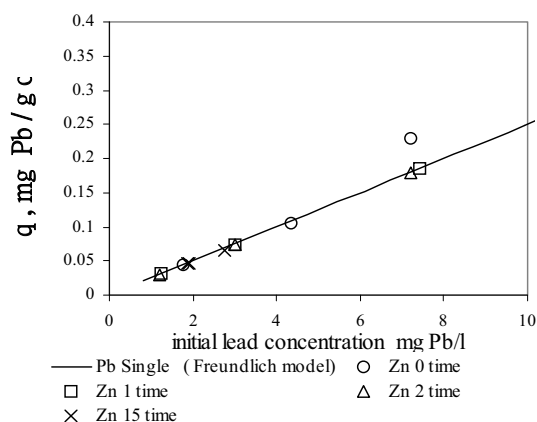


Figure 3 Equilibrium adsorption capacity and initial lead concentration in lead-zinc binary metal system and DAS adsorbent at pH 6.5

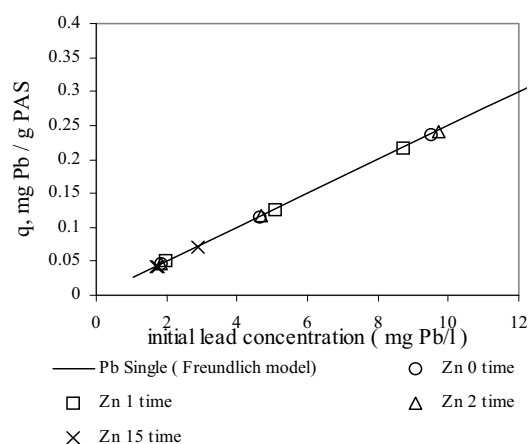


Figure 4 Equilibrium adsorption capacity and initial lead concentration in lead-zinc binary metal system and PAS adsorbent at pH 6.5

In the view of zinc consideration, adding of lead only 0.5 time of zinc results in the clearly reduction of adsorption capacity either DAS or PAS adsorbent as shown in Fig 4 and Fig respectively. However this inhibition of lead on zinc adsorption was less when PAS adsorbent was applied. The inhibition of lead to zinc as high as 63 percent but no inhibition to lead by zinc also has been observed by other work (Brady and Tobin 1995)when biosorbent was *Rhizopus*

Arrhizus.

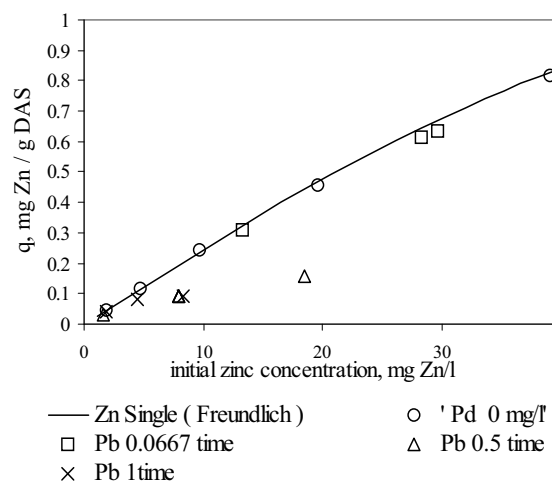


Figure 5 Equilibrium adsorption capacity and initial zinc concentration in lead-zinc binary metal system and DAS adsorbent at pH 6.5

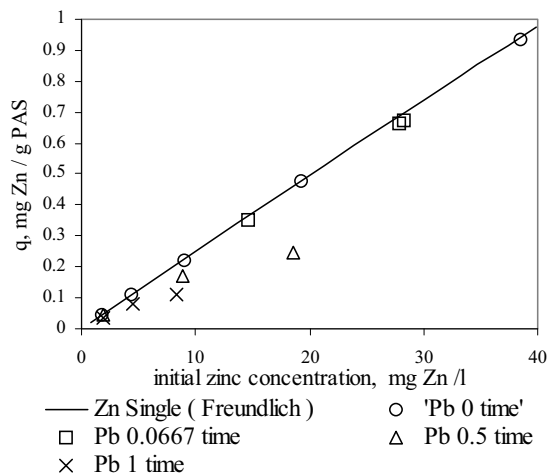


Figure 6 Equilibrium adsorption capacity and initial zinc concentration in lead-zinc binary metal system and PAS adsorbent at pH 6.5

4. CONCLUSION

Activated Sludge can be used as biosorbent for removal lead and zinc from leachate but with low capacity when compare to deionized water. Less adsorption capacity in leachate possible can be explained by the interference of other existing high ionic compounds such as sodium

and potassium in the level of more than one thousand in leachate. Freundlich isotherm can exhibit the adsorption performance of activated sludge for single metal system. Lead can be adsorbed by activated sludge in more capacity when compare to zinc. However the values of $1/n$ are between 0 and 1 implied that both lead and zinc were favorable for activated sludge adsorption. Polymer added in activated sludge contributes to higher adsorption capacity. In binary system, lead inhibited the adsorption of zinc on both original and polymer added activated sludge. On the other hand, adsorption of lead on activated sludge remained constant even initial ratio of zinc to lead up to 15.

5. REFERENCES

- Aksu, Z., Acikel, U., Kabasakal, E. and Tezer, S., 2002, "Equilibrium Modelling of Individual and Simultaneous Biosorption of Chromium(VI) and Nickel(II) onto Dried Activated Sludge", *Water Research*, Vol. 36, pp. 3063-3073.
- Arikan, B., Gokcay, C.F., and Yetis, U., 2002, "Mechanistics of Nickel Sorption by Activated Sludge", *Process Biochemistry*
- Brady, M. and Tobin, M., 1995, "Binding of Hard and Soft Metal Ions to *Rhizopus arrhizus* Biomass", *Enzyme and Microbial Technology*, Vol. 17, pp. 791-796.
- Cecen, F., and Gürsoy, G., 2001, "Biosorption of heavy metals from landfill leachate onto activated sludge", *J Environ Sci Health Part A Tox Hazard Subst Environ Eng* Vol 36 pp.987-998.
- Gourdon, R. and Rus, E., 1990, "A comparative Study of Cadmium Uptake by Free and Immobilization Cells from Activated Sludge", *Journal of Environmental Science and Health*, Vol 25, No. 8, pp. 1019-1036.
- Jianlong, W., Xinmin, Z., Decai, D. and Ding, Z., 2001, "Bioadsorption of Lead(II) from Aqueous Solution by Fungal Biomass of *Aspergillus niger*", *Journal of Biotechnology*, Vol. 87, pp. 273-277.
- Johansen, O.J. and Carlson, D.A., 1976, "Characterization of Sanitary Landfill Leachates", *Water Research*, Vol. 10, pp. 1129-1134.
- Lema, J.M., Mendez, R., and Blazquez, R., 1988, "Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for their Treatment", *Water, Air and soil pollutant*, Vol. 40, pp. 223-250.
- Mohamed, Z.A., 2001, "Removal of Cadmium and Manganese by a Non-Toxic Strain of Freshwater Cyanobacterium *Gloeotheca magna*", *Water Research*, Vol. 35, No. 18, pp. 4405 - 4409.
- Puranik, P.R. and Paknikar, K.M., 1999, "Influence of Co-Cations on Biosorption of Lead and Zinc", *Bioresource Technology*, Vol. 70, pp. 269-276.
- Tien, C.J., 2002, "Biosorption of Metal Ions by Freshwater Algae with Different Surface Characteristics", *Process Biochemistry*, Vol. 38, pp. 605 - 613.
- Ting, Y.P., Lavson, F. and Prince, I.G., 1991, "Uptake of Cadmium and Zinc by the algae *C. vulgaris* : Part II: Multi-ion species.", *Biotechnology Bioengineering* Vol 37, pp.445-455
- Volesky B., Holan ZR, 1995, "Biosorption of Heavy Metals", *Biotechnology Progress*, Vol 11, pp. 235-250.

สัญญาเลขที่ RDG4530016

โครงการ “ การปรับสภาพดินด้วยสลัดจ์จากกระบวนการบำบัดน้ำเสียชุมชน
เพื่อนำมาใช้บำบัดน้ำชะขยะ “

สรุปรายงานฉบับสมบูรณ์

รายงานในช่วงตั้งแต่วันที่ 16 กุมภาพันธ์ 2545 ถึงวันที่ 16 กุมภาพันธ์ 2547

ชื่อหัวหน้าโครงการ ผศ. ดร. เฉลิมราช วันทวิน

หน่วยงาน ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้า ธนบุรี
วัตถุประสงค์ของโครงการ

- 1) ศึกษาคุณสมบัติของสลัดจ์ที่เหลือทิ้งจากกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ มาใช้เป็นสารดูดซับ และวัสดุฝังกลบขยะ
- 2) พิจารณาความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก และสารอินทรีย์ของสลัดจ์ที่เหลือทิ้งจากกระบวนการบำบัดทางชีวภาพที่ผ่านการทำแห้ง ในรูปของสมการจลนศาสตร์
- 3) เพื่อหาสัดส่วนของดินผสมสลัดจ์ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะ และผลของอัตราภาระทางชลศาสตร์ (hydraulic loading rate) ที่มีต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะขยะด้วยคอลัมน์

ตารางเปรียบเทียบกิจกรรมที่วางแผนไว้ และกิจกรรมที่ดำเนินการและผลที่ได้รับ

กิจกรรม (ตามแผน)	ผลที่คาดว่าจะได้รับ (ตามแผน)	ผลการดำเนินงาน	หมายเหตุ
เดือนที่ 1 – 6 1. ทดสอบลักษณะสมบัติของดิน, สลัดจ์เอเอส, น้ำชะขยะ 2. สร้างคอลัมน์ดูดซับ 3. ทดลองการทำแห้งสลัดจ์ที่อุณหภูมิต่างๆ	1. ข้อมูลเบื้องต้นของการวิจัย 2. ได้อุปกรณ์สำหรับทำการวิจัย 3. ข้อมูลความสัมพันธ์ระหว่างความชื้นในสลัดจ์ที่ลดลง กับ อุณหภูมิในการทำแห้ง (drying curve) ที่เวลาหนึ่งๆ	1. ได้ข้อมูลเบื้องต้นของการวิจัยในการเตรียมสลัดจ์	

เดือนที่ 7 – 12 1. ทดสอบ sludge activity ในการดูดซับ COD 2. ทดสอบ isotherm ของสลัดจ์ที่ทำแห้งที่อุณหภูมิต่างๆ โดยทดสอบความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก 3. ทดสอบผลของ ionic strength ของโลหะหนักสองชนิดที่ปะปนในน้ำชะละลายขยะที่มีต่อการดูดซับของสลัดจ์ 4. ทดสอบการบดอัด, permeability ของสลัดจ์, สลัดจ์+ทรายหยาบ 5. ทดสอบค่า CEC ของสลัดจ์	1. ผลของการทำแห้งที่อุณหภูมิต่างๆที่มีผลต่อการลด COD ในน้ำชะละลายขยะด้วยสลัดจ์ 2. ไอโซเทอมการดูดซับโลหะหนัก, ข้อมูลในการเลือกสลัดจ์นำมาใช้เป็นสารดูดซับ 3. ผลของ ionic strength ที่มีต่อการดูดซับโลหะหนักของสลัดจ์ 4. ข้อมูลสำหรับ column test, ทราบความเป็นไปได้ในการนำสลัดจ์ในการนำมาใช้เป็นวัสดุคาดพื้นฝังกลบ หรือวัสดุฝังกลบประจำวัน 5. ข้อมูลสำหรับ column test	1. ได้ข้อสรุปการดูดซับโลหะหนักและสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะของสลัดจ์เอเอสหลังผ่านการอบแห้งที่อุณหภูมิ 40 °C ให้มีความชื้นร้อยละ 50 เป็นแบบ passive adsorption เนื่องจากทดสอบได้อัตราการใช้สารอินทรีย์สูงสุดเหลือเพียง 30 เปอร์เซ็นต์ของสลัดจ์เอเอสสด 2. สมการ adsorption isotherm ของสลัดจ์ และความสัมพันธ์ของผลกระทบของตัวแปรที่เกิดขึ้นขณะใช้งาน เช่น คุณสมบัติน้ำชะขยะ ปริมาณโลหะหนักตัวอื่น เพื่อใช้เป็นข้อมูลในการทดลองระดับโต๊ะทดลอง 3. ค่าการซึมผ่านน้ำของสลัดจ์สูงไม่เหมาะกับการนำมาเป็นวัสดุคาดพื้นฝังกลบ แต่ใช้เป็นวัสดุกลบประจำวันได้ข้อมูลการใช้งาน เพื่อสร้างสภาพการทดลองในระดับโต๊ะทดลองเลียนแบบ	
เดือนที่ 13 – 18 1. ทดสอบประสิทธิภาพ และ จลนศาสตร์ในการดูดซับโลหะหนัก และสารอินทรีย์ของสลัดจ์, สลัดจ์+ทรายหยาบ 2. ทดสอบการบดอัด, permeability ของดิน, ดินปรับสภาพด้วยสลัดจ์ 3. ทดสอบค่า CEC ของดิน	1. ได้สมการทางจลนศาสตร์การดูดซับของสลัดจ์ 2. ข้อมูลสำหรับ column test, ทราบความเป็นไปได้ในการนำดินปรับสภาพ	1. จากคุณสมบัติของสลัดจ์เอเอสพบว่าค่าการซึมผ่านของน้ำอยู่ในเกณฑ์ดี จึงมีการปรับเปลี่ยนการทดลองในการทดลอง เรื่อง column test 2. พบปัญหาในการดำเนินงานใน column test ได้มีการ	

	ด้วยสัจฉ์ในการนำมาใช้ เป็นวัสดุคาคพื้นฝัองกลบ หรือวัสดุฝัองกลบประจำวัน 3. ข้อมูลลักษณะสมบัติ ของดิน	ออกแบบ column ที่ใช้ในการ ทดลองใหม่ 3. ได้ข้อมูลคุณสมบัติของดิน	
เดือนที่ 19 –24 1. ทดสอบประสิทธิภาพ และ จลนศาสตร์ในการดูดซับโลหะ หนัก และสารอินทรีย์ในดินปรับ สภาพ 2. จัดทำรายงานฉบับสมบูรณ์ และ คู่มือการนำสัจฉ์มาใช้ปรับสภาพดิน เพื่อการฝัองกลบขยะ	1. ได้สมการทาง จลนศาสตร์การดูดติดผิว ของดินปรับสภาพ 2. รายงานฉบับสมบูรณ์ และคู่มือการนำสัจฉ์มาใช้ปรับ สภาพดิน โดย เนื้อหาจะกล่าว ขั้นตอน การ ทำแห้ง สัจฉ์ที่ เหมาะสม, สัจฉ์ส่วนในการ ผสมสัจฉ์แห้งกับดิน และ การใช้งานดินปรับสภาพ ด้วยสัจฉ์เป็นวัสดุในการ ฝัองกลบขยะ	1. ได้สมการทางจลนศาสตร์การ ดูดติดผิวโลหะสังกะสีและ ตะกั่วเฉพาะของดิน 2. รายงานฉบับสมบูรณ์ และ ข้อเสนอแนะและแนวทางการ ใช้สัจฉ์เอเอสร่วมกับดินเป็น วัสดุกลบประจำวันในหลุมฝัอง กลบขยะชุมชนซึ่งอยู่ใน รายงานฉบับสมบูรณ์	- ในดินปรับสภาพ ด้วยสัจฉ์แห้งเพียง 15 เปอร์เซ็นต์โดย น้ำหนักมีการดูดติด ผิวดีมาก แม้การ ทดลองนานถึง 90 วันยังไม่พบการ เบรคทูล์ จึงได้ยุติ การทดลองด้วย ข้อจำกัดของเวลา และทุนวิจัย

ลงนาม.....

(หัวหน้าโครงการ)

วันที่.....