



รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ “ การปรับสภาพดินด้วยสัจจจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียชุมชน
เพื่อนำมาใช้บำบัดน้ำชะ ”

โดย ผศ. ดร. เฉลิมราช วันทวิน และคณะ

กุมภาพันธ์ 2547

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ “ การปรับสภาพดินด้วยสัลดิจจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียชุมชนเพื่อนำมาใช้บำบัดน้ำชะขยะ ”

คณะผู้วิจัย สังกัด

- | | |
|------------------------------|--------------------------------|
| 1. ผศ. ดร. เฉลิมราช วันทวิน | ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มจร |
| 2. ผศ. จารุรัตน์ วรรณิสรากุล | ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มจร |
| 3. น.ส. พิระดา ว่องเกษญา | ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มจร |

ชุดโครงการวิจัยพัฒนาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม

สนับสนุนโดยสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว)
(ความเห็นในรายงานนี้เป็นของผู้วิจัย สกวไม่จำเป็นต้องเห็นด้วยเสมอไป)

บทสรุปผู้บริหาร

ปัญหาและที่มาของงานวิจัย

ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่สร้างขึ้นเป็นระบบบำบัดแบบชีวภาพ (biological treatment process) ซึ่งในการดำเนินงานระบบบำบัดแบบชีวภาพนี้จะต้องมีการระบายสลัดจ์ส่วนเกินออก และถ้าพิจารณาเฉพาะในกรุงเทพฯ เมื่อโครงการระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนทั้งหมดเสร็จสิ้นแล้วจะมีสลัดจ์ประมาณ 100 ตันแห้ง ที่ต้องจัดการในแต่ละวัน สลัดจ์เหล่านี้โดยส่วนใหญ่แล้วจะนำไปฝังกลบรวมกับขยะมูลฝอยจากบ้านเรือน

อย่างไรก็ดีในหลุมฝังกลบขยะชุมชนอาจมีการปนเปื้อนของกากสารพิษที่ถูกนำมาทิ้งปะปนกับขยะมูลฝอยทั่วไป เป็นต้นว่าถ่านไฟฉาย แบตเตอรี่รถยนต์ ทำให้น้ำชะขยะที่เกิดขึ้นมีสารพิษที่เป็นอันตรายปะปนอยู่ โดยเฉพาะอย่างยิ่งโลหะหนัก เช่น ตะกั่ว สังกะสี แคดเมียม เป็นต้น

ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นการศึกษาความสามารถในการดูดซับโลหะจากน้ำชะขยะของสลัดจ์จุลินทรีย์ส่วนเกินของระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นการลดการปนเปื้อนของน้ำชะละลายขยะในแหล่งน้ำผิวดิน และแหล่งน้ำใต้ดิน สามารถบำบัดได้ในที่ (in-site treatment) เมื่อนำสลัดจ์ส่วนเกินมาทิ้งในหลุมฝังกลบชุมชนในลักษณะเป็นวัสดุกลบหลุมประจำวัน/วัสดุกลบชั้นสุดท้าย (daily and final cover) ร่วมกับดินที่เป็นวัสดุที่ใช้อยู่ทั่วไป หรืออาจใช้เป็นวัสดุชั้นคาบฝังกลบ (landfill liner) ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติการซึมผ่านของน้ำของดินผสมสลัดจ์

การดำเนินงานวิจัย

การดำเนินงานวิจัยแบ่งออกเป็น

1. การหาคุณสมบัติของสลัดจ์เอส ทางชีวภาพ ทางเคมี และทางกายภาพ
2. การทดสอบการดูดซับโลหะหนักที่สมดุล (adsorption isotherm)
3. การทดสอบการดูดซับในคอลัมน์เลียนแบบชั้นวัสดุกลบประจำวันในหลุมฝังกลบ

คุณสมบัติของสลัดจ์เอส ทางชีวภาพ ทางเคมี และทางกายภาพ

คุณสมบัติทางชีวภาพ

การทดลองเพื่อพิจารณาความมีชีวิต (Viability) โดยการวัดและเทียบค่าอัตราการใช้สารอาหารสูงสุด (q_m) ของสลัดจ์ที่ผ่านการทำให้แห้งโดยการอบที่อุณหภูมิต่างๆ โดยสนใจที่อุณหภูมิ 40 °C ซึ่งเป็นอุณหภูมิสูงสุดที่พบได้เมื่อทำแห้งสลัดจ์เอสโดยการตากแดด (sand drying) ผลการทดลองสรุปได้ดังตารางที่ ก

ตาราง ก แสดงค่าอัตราการใช้สารอาหารสูงสุดของสลัดจ์เอสอบแห้งที่อุณหภูมิต่างๆเทียบกับสลัดจ์สด

สถานะ		q_m , 1/นาที่		
อุณหภูมิ °C	ความชื้นสุดท้าย %	การทดลองครั้งที่ 1	การทดลองครั้งที่ 2	ค่าเฉลี่ย
ควบคุม		5.8×10^{-3}	6.9×10^{-3}	6.3×10^{-3}
40	50	2.0×10^{-3}	2.0×10^{-3}	2.0×10^{-3}
40	30	1.3×10^{-3}	1.4×10^{-3}	1.3×10^{-3}
50	50	2.0×10^{-3}	1.8×10^{-3}	1.9×10^{-3}

ซึ่งจะเห็นว่าที่สภาวะการอบแห้ง 40 °ซ 50% จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีที่สุด แต่ก็ยังน้อยกว่าจุลินทรีย์ของชุดควบคุมอยู่ถึงประมาณ 3 เท่า โดยสภาพที่ศึกษาเป็นสภาพที่เอื้ออำนวยต่อการมีชีวิต เพราะมีการเติมอากาศและใส่อาหารเสริมพอเพียง และถ้านำสลัดจ์ดังกล่าวมาทดสอบการดูดซับ โลหะหนักและสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะ ซึ่งเป็นสภาพที่ไม่เหมาะกับการเติบโต การลดลงของโลหะหนักและสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะจึงควรเกิดจากการดูดซับที่ไม่ได้ถูกนำไปใช้ (uptake) โดยจุลินทรีย์ และเรียกการดูดซับแบบนี้ว่า passive adsorption

คุณสมบัติทางเคมี

สลัดจ์เอสที่นำมาใช้ มาจากระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ของโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนสี่พระยา โดยนำมาจาก 2 จุด คือสลัดจ์เอสส่วนเกินที่ยังไม่ผ่านการเติมโพลีเมอร์ (AS) และสลัดจ์เอสส่วนเกินที่มีการใส่โพลีเมอร์ก่อนเข้าสู่เครื่องรีดน้ำออกจากสลัดจ์ (ASP) สลัดจ์เอสทั้ง 2 ประเภทมีคุณสมบัติทางเคมีดังแสดงในตาราง ข

ตาราง ข คุณสมบัติทางเคมีของสลัดจ์เอส

พารามิเตอร์	ASก่อนปรับสภาพด้วยโพลีเมอร์ (AS)		ASหลังปรับสภาพด้วยโพลีเมอร์ (ASP)
	AS30%ความชื้น	AS50%ความชื้น	
พีเอช	6.6	6.7	6.1
โลหะ (mg/l)			
- สังกะสี	0.2197	0.2416	0.2023
- โคบอลต์	0.0215	0.0349	0.0357
- ตะกั่ว	0.0098	0.0176	0.0112
- แคดเมียม	0.0027	0.0014	0.0014
- อะลูมิเนียม	< 0.001	< 0.001	6.99
ปริมาณอินทรีย์วัตถุ, OM (%)	28.45	29.66	25.44
Cation Exchange Capacity, CEC (meq/100g)	67.0	80.3	61.7

สลัดจ์ ASP จะมีปริมาณโลหะอะลูมิเนียมสูงทั้งนี้เนื่องจากสารโพลีเมอร์ที่ใส่มีอะลูมิเนียมเป็นองค์ประกอบค่า CEC (ซึ่งบอกถึงความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก) ในสลัดจ์เอสมีค่าสูงกว่าในดินมาก โดยที่ดินที่ใช้ในการทดลองนี้มีค่า CEC เพียง 28.7 meq/100g

คุณสมบัติทางกายภาพ

จากการทดสอบแบบมาตรฐาน (Standard Proctor หรือ Standard Compaction Test) ของสแลคจ์ ASP พบว่าปริมาณน้ำที่เหมาะสมในการบดอัดสแลคจ์ ASP เท่ากับ 50 เปอร์เซ็นต์ โดยที่ได้ค่าความหนาแน่นแห้งสูงสุดเท่ากับ 0.88 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร

การซึมผ่านของน้ำทำการทดสอบด้วยวิธีระดับน้ำแปรเปลี่ยน (Variable Head, Falling Head) ของสแลคจ์ ASP บดอัดให้มีความหนาแน่นแห้งสูงสุด 0.8 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร ได้ค่าการซึมผ่าน 2.20×10^{-5} เซนติเมตรต่อวินาที

นอกจากนี้ได้ทำการทดสอบหาความหนาแน่นแห้งสูงสุดของดินผสมสแลคจ์ ASP ในสัดส่วนต่างๆ และนำมาทดสอบค่าการซึมผ่านของส่วนผสมที่ความหนาแน่นแห้งสูงสุดได้ข้อมูลตามตารางที่ ก ซึ่งพบว่าดินที่ผสมสแลคจ์ ASP ช่วยให้การซึมผ่านของน้ำมีค่าลดลง และที่ส่วนผสม ASP ร้อยละ 33 มีค่าการซึมผ่านต่ำสุด แต่ยังมีค่าสูงกว่าค่ากำหนด (1×10^{-7} เซนติเมตรต่อวินาที) สำหรับใช้เป็นวัสดุชั้นลาดฝังกลบ (landfill liner) ดังนั้นการนำสแลคจ์เอสไปใช้ในหลุมฝังกลบจึงใช้ได้เป็นเพียงวัสดุกลบประจำวัน

ตารางที่ ก. ผลการทดสอบค่าการซึมผ่านของน้ำในตัวอย่างบดอัด

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

การดูดซับโลหะหนักที่สมดุล (adsorption isotherm)

การทดสอบในน้ำจะขยเมื่อน้ำมีโลหะเตีย

น้ำจะขยที่นำมาทดสอบมีการเก็บ 2 ครั้ง น้ำจะขย LCL ก่อนข้างเจือจางมีซีไอดี 189 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าการนำไฟฟ้า 1,100 ไมโครซีเมนต์ต่อเซนติเมตร ในขณะที่น้ำจะขย HCL มีซีไอดี 3672 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าการนำไฟฟ้า 19,000 ไมโครซีเมนต์ต่อเซนติเมตร และน้ำจะขยทั้งสองมีปริมาณโลหะหนักที่เกี่ยวข้องในปริมาณที่ต่ำมาก การทดลองมีการเติมโลหะที่เกี่ยวข้องในน้ำจะขยทั้งสอง

ผลการทดลองการดูดซับที่สภาวะสมดุล พบว่าสามารถอธิบายได้โดย ไอโซเทอมแบบฟรอนคลิชได้ตามสมการ

$$\frac{x}{m} = KC_c^{1/n}$$

เมื่อ x/m = ปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดติดผิวต่อหน่วยน้ำหนักของสารดูดติดผิว; มิลลิกรัม/กรัม
หรือ โมล/กรัม

C_c = ความเข้มข้นของตัวถูกละลายในสารละลายที่จุดสมดุล; มิลลิกรัม/ลิตร หรือ โมล/ลิตร

K = ค่าคงที่สัมพันธ์กับพลังงานของการดูดติดผิวของสารดูดติดผิว;(มิลลิกรัม/ กรัม)(ลิตร/มิลลิกรัม)^{1/n}

$1/n$ = ค่าคงที่สัมพันธ์กับพลังงานดูดติดผิว

และเมื่อพิจารณาค่า K และ n ในตารางที่ ง. เมื่อค่า n มีค่าไม่แตกต่างกันมาก จากค่า K พบว่าการดูดซับของสลิคซ์เอเอส สามารถดูดซับตะกั่วได้ดีมากกว่าโลหะตัวอื่น และในน้ำชะขยะที่มีความเข้มข้นสูง HCL ส่งผลให้ความสามารถในการดูดซับลดลงเมื่อเทียบกับน้ำชะขยะ LCL

นอกจากนี้เมื่อเปรียบเทียบ ระหว่างสลิคซ์ ASP และดินที่น้ำชะขยะ เดียวกัน พบว่าสลิคซ์ ASP มีค่า K สูงกว่าดินในทุกๆ โลหะหนักดังนั้นถ้าพิจารณาที่ความเข้มข้นสมดุลต่างๆ ซึ่งผลของฟังก์ชันความเข้มข้น (C^n) มีน้อย หรือผลของ n ต่อความสามารถในการดูดซับน้อย และมักจะเป็นความเข้มข้นที่ต้องการ สลิคซ์ ASP จึงมีความสามารถในการดูดซับโลหะหนักดีกว่าดินมาก

ตารางที่ ง : ค่าคงที่ไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชของการดูดติดผิวโลหะหนักชนิดด้วยสลิคซ์ AS 50 %และ ASP ในน้ำชะขยะ LCL และ HCL

โลหะ	ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิช											
	ดิน			AS50%			ASP					
	HCL			LCL			LCL			HCL		
	K	n	R ²	K	n	R ²	K	n	R ²	K	n	R ²
Pb	0.24	3.62	0.93	1.91	1.56	0.99	3.80	1.86	0.97	2.55	1.75	0.94
Zn	0.12	3.49	0.98	0.37	2.75	0.99	0.71	2.84	0.99	0.37	2.34	0.92
Cd	0.17	3.32	0.95	0.53	1.42	0.94	-	-	-	-	-	-
Cr	0.006	1.96	0.92	0.008	1.49	0.93	-	-	-	-	-	-

การทดสอบในน้ำชะขยะเมื่อมีโลหะหนักสองธาตุ (binary metal)

การทดสอบผลของสังกะสีไอออนที่มีต่อการดูดติดผิวโลหะธาตุอื่นในสารละลายผสมโลหะหนักสองธาตุด้วยสลิคซ์ AS พบว่า ผลการยับยั้งของสังกะสีต่อการดูดติดผิวของโลหะที่ทดลองเรียงตามลำดับคือ มีผลยับยั้งต่อแคดเมียมมากกว่าตะกั่ว ส่วนสลิคซ์ ASP พบว่า สังกะสีไม่มีผลต่อการยับยั้งการดูดติดผิวของตะกั่ว นั้นหมายความว่ายังคงสามารถอธิบายการดูดติดผิวตะกั่วของสลิคซ์ ASP ด้วยสมการไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชที่ใช้กับเมื่อมีตะกั่วเพียงอย่างเดียว ถึงแม้ว่าในน้ำชะขยะจะมีสังกะสีที่ใส่เพิ่มถึง 15 เท่าของความเข้มข้นตะกั่ว

การดูดซับในคอลัมน์เลียนแบบชั้นวัสดุกลบประจำวันในหลุมฝังกลบ

การทดลองในคอลัมน์พื้นที่หน้าตัด 78.5 ตารางซม. บรรจุสารดูดซับที่เป็นสลิคซ์ ASP ผสมในดินไม่บดอัด ให้มีความหนาเท่ากับ 15 ซม. ซึ่งเป็นความหนาทั่วไปของวัสดุกลบประจำวัน โดยแปรสลิคซ์ ASP ร้อยละ 0 15 30

50 และ 100 ของน้ำหนักรวม รับน้ำชะขยะที่อัตราเท่ากับ 300 มล./วัน ซึ่งอัตรานี้คำนวณจาก 2 เท่าของปริมาณน้ำฝนสูงสุดเฉลี่ยต่อปี (โดยมีการเติมโลหะหนักในน้ำชะขยะ ถ้าเป็นตะกั่ว 2 มก./ล. ถ้าเป็นสังกะสี 20 มก./ล. ผลการทดลองสำหรับการดูดซับโลหะหนักพบว่าการเบรคทลูเกิดเฉพาะในคอลัมน์ที่สารดูดซับเป็นดินอย่างเดียว แม้ทำการทดลองนานถึง 3 เดือน(ปริมาตรน้ำชะขยะที่ผ่านแล้วทั้งสิ้น 25 ลิตรในแต่ละคอลัมน์) จากข้อมูลเส้นกราฟเบรคทลูของดินนำมาคำนวณค่าคงที่จลนศาสตร์ของอัตราการดูดซับของสังกะสีและตะกั่วของดินในคอลัมน์เท่ากับ 0.0117 และ 0.3173 ลิตร/มิลลิกรัม-วันตามลำดับ และสำหรับการดูดซับสารอินทรีย์เกิดการเบรคทลูเร็วมาก ทั้งในคอลัมน์ที่เป็นดินและสไลด์ ASP และมีค่าไม่แตกต่างกัน โดยค่าคงที่จลนศาสตร์ของอัตราการดูดซับซีโอดีในคอลัมน์อยู่ในช่วง $1.5 \times 10^{-4} \sim 2.6 \times 10^{-4}$ ลิตร/มิลลิกรัมซีโอดี-วัน ซึ่งเป็นค่าที่ต่ำมาก

การทดลองไม่สามารถดำเนินการจนถึงเบรคทลูของสไลด์ ASP ทั้งในการดูดซับทั้งสังกะสีและตะกั่ว แม้แต่ในคอลัมน์ที่มีสไลด์ ASP เพียงร้อยละ 15 ของน้ำหนักแห้งทั้งหมด แต่จากการคำนวณโดยแยกคำนวณปริมาตรน้ำเบรคทลูของสไลด์ ASP ตามมวลที่คิดจากร้อยละ 15 ของน้ำหนักแห้งทั้งหมดดังกล่าว และปริมาตรน้ำเบรคทลูของดินสำหรับการดูดซับสังกะสี พบว่าเมื่อรวมแล้วมีค่าต่ำกว่าปริมาตรน้ำผ่านที่ใช้ในการทดลอง (25 ลิตร) ดังนั้นจึงน่าจะหมายถึงว่าการผสม ASP และดินทำให้ศักยภาพการดูดซับโลหะหนักดีขึ้น

เนื่องจากสไลด์เอสซีเอสมีความสามารถในการดูดซับสังกะสีและตะกั่วสูงกว่าดิน ดังนั้นเมื่อนำไปใช้งานจึงควรให้มีการใช้สไลด์เอสซีเอสเต็มประสิทธิภาพและให้ชั้นเบรคทลูไปเกิดที่ชั้นดินแทน หรือการใช้ดินกลบก่อนแล้วจึงใช้สไลด์เอสซีเอสกลบบนดิน และจากตัวอย่างในการวิเคราะห์ในสถานการณ์ที่เลวร้ายที่สุด(worst case) พบว่าการใช้ดินต่อสไลด์เอสซีเอสในสัดส่วน 0.75 : 0.25 น้ำหนักแห้ง สามารถที่จะรับน้ำชะขยะได้สูงถึง 3000 ลบ.เมตรจากขยะ 100 ตัน โดยที่น้ำชะขยะเมื่อผ่านวัสดุดังกล่าวจะมีความเข้มข้นตะกั่วไม่เกิน 0.1 มก./ล.

นอกจากนี้การใช้สไลด์ สามารถใช้ในรูปแบบสไลด์ที่มีการปรับสภาพด้วยสารโพลีเมอร์และผ่านการรีดน้ำแล้วโดยจะมีความชื้นเหลืออยู่ประมาณร้อยละ 50 ของน้ำหนักทั้งหมด ซึ่งเป็นสภาพทั่วไปของสไลด์เอสซีเอสที่ออกจากโรงบำบัดน้ำเสีย

บทคัดย่อ

รหัสโครงการ : RDG4530016

ชื่อโครงการ : การปรับปรุงดินด้วยสัจฉจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียชุมชน เพื่อนำมาใช้บำบัดน้ำชะขยะ

ชื่อนักวิจัย : เฉลิมราช วันทวิน¹, จารุรัตน์ วรรณสุภา¹, พิระดา ว่องเกษญา¹

¹ คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้า ธนบุรี

email address : chalermraj.wan@kmutt.ac.th

ระยะเวลาโครงการ 15 กุมภาพันธ์ 2545 ถึง 14 กุมภาพันธ์ 2547

สัจฉเอเอสเป็นสัจฉจุลินทรีย์ส่วนเกินของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวตเต็ดสัจฉ ซึ่งมักมีการจัดการโดยนำไปฝังกลบร่วมกับขยะชุมชน กอรปกับขยะชุมชนอาจมีการปนเปื้อนของของเสียอันตรายทำให้ น้ำชะขยะมีปริมาณโลหะหนัก งานวิจัยนี้จึงเป็นการศึกษาคุณสมบัติการดูดซับโลหะหนักของสัจฉเอเอส และคุณสมบัติการให้น้ำซึมผ่าน เพื่อพิจารณาการใช้ประโยชน์ สัจฉเอเอส ในหลุมฝังกลบขยะ โลหะหนักหลักที่ศึกษาได้แก่ ตะกั่ว และ สังกะสี

การทดลองแบ่งเป็น 3 ส่วน ส่วนแรกศึกษาไอโซเทอมการดูดซับที่สมดุลของสัจฉเอเอสที่ผ่านการเติมโพลีเมอร์ (ASP) และ ไม่ผ่านการเติมโพลีเมอร์ (AS) ส่วนที่สองศึกษาคุณสมบัติดินผสมสัจฉASP ในเรื่องการซึมผ่านของน้ำตามมาตรฐาน ASTM D 5084 และส่วนที่สามเป็นการศึกษาจำลองสถานการณ์เมื่อใช้สัจฉASP เป็นวัสดุกลบประจำวัน โดยแปรสัดส่วนดินต่อสัจฉ บรรจุในคอลัมน์ สูง 15 ซม.

จากการศึกษาพบว่าไอโซเทอมแบบฟรอนตลิซอธิบายการดูดซับโลหะหนักของสัจฉเอเอสในน้ำชะขยะได้ โลหะตะกั่วถูกดูดซับได้ดีที่สุด รองลงมาคือ แคดเมียม, สังกะสี และโครเมียมตามลำดับ และASPมีความสามารถในการดูดซับโลหะได้ดีกว่า AS ค่า K ของสมการฟรอนตลิซในการดูดซับตะกั่วและสังกะสีจากน้ำชะขยะของASP มีค่า 2.55 และ 0.37 (มก. /ก.)(ล. /มก.)^{1/ก} ตามลำดับ ส่วนการทดสอบการซึมผ่านของน้ำ พบว่าค่าการซึมผ่านของน้ำของ ASPบดอัด มีค่าต่ำกว่าดินบดอัด โดยมีค่าเท่ากับ 2.20×10^{-5} และ 6.40×10^{-5} ซม. /วิ. ตามลำดับ และการซึมผ่านของน้ำของดินบดอัดเมื่อผสมสัจฉมีค่าลดลงและดีที่สุดเมื่อมีASPผสมร้อยละ 33 โดยน้ำหนัก โดยมีค่าเท่ากับ 1.88×10^{-5} ซม. /วิ. อย่างไรก็ตามค่าการซึมผ่านของน้ำในทุกตัวอย่างมีค่าสูงเกิน 1×10^{-7} ซม. /วิ. ซึ่งเป็นค่ากำหนดสำหรับวัสดุชั้นดาดฝังกลบ (landfill liner) จึงควรใช้สัจฉเอเอสเป็นวัสดุกลบประจำวันร่วมกับดิน ซึ่งผลการทดลองในคอลัมน์ที่รับน้ำชะขยะอัตรา 300 มล. /วัน โดยมีการเติมโลหะหนักในน้ำชะขยะ ถ้าเป็นตะกั่ว 2 มก. /ล. สังกะสี 20 มก. /ล. พบว่าการเบรคทูกเกิดเฉพาะในคอลัมน์ที่สารดูดซับเป็นดินอย่างเดียว แม้ทำการทดลองนานถึง 3 เดือน

คำหลัก: สัจฉเอเอส ไอโซเทอมแบบฟรอนตลิซ ตะกั่ว น้ำชะขยะ ค่าการซึมผ่านของน้ำของ วัสดุกลบประจำวัน

Abstract

Project code : RDG4530016

Project Title : Conditioning Soil by Excess Sludge from Sewage Treatment Process for Treatment of Sanitary Landfill Leachate

Investigators : Wantawin C.¹, Voranissarakul J.¹, Vongketsada P.¹

¹ Faculty of Engineering King Mongkut's University of Technology Thonburi

email address : chalermraj.wan@kmutt.ac.th

Project duration February 2002 - February 2004

Excess activated sludge discharged from wastewater treatment process usually is disposed in domestic waste landfill where could be contaminated by hazardous waste and results to considerable concentration of heavy metal in leachate. The objective of this work is to verify the benefits of activated sludge disposed in landfill on heavy metals removal from leachate. The main studied heavy metals were lead and zinc.

There were three sections in this study: (1) Investigating the adsorption isotherm of activated sludges with (ASP) and without (AS) polymer addition; (2) Analyzing the permeability of ASP mixed soil by following ASTM D 5084 standard; (3) Using column filled with 15 cm. depth of ASP or soil to simulate as the daily cover material for adsorption breakthrough study.

Freundlich isotherm could be used well to describe the heavy metals adsorption from leachate. Lead was adsorbed highest following with cadmium, zinc and chromium by both ASP and AS. Freundlich K values of lead and zinc adsorbed on ASP were 2.55 and 0.37 (mg/g)(l/mg)^{1/n} respectively. The permeability of 2.2×10^{-5} cm/sec was obtained from compacted ASP less than 6.4×10^{-5} cm/sec of compacted soil. For The lowest permeability of compacted mixture of 1.88×10^{-5} cm/sec was obtained when soil was added with ASP of 33 percent by weight. However, it was still larger than that allowed for use as liner in landfill. In column test simulating the use of ASP mixed soil as daily cover material, the leachate of 300 ml/day spiked with zinc of 20 mg/l or lead of 2 mg/l was applied. The results showed that even the experiments lasts to 3 months, the breakthrough occurred only in the column without ASP (soil mixed ASP of 0 percent). The kinetics constants of breakthrough adsorption rate of soil for zinc and lead were 0.0117 and 0.3173 l/mg-d respectively.

Key words: Activated sludge, Freundlich isotherm, Lead , Leachate, Permeability, Daily cover

เนื้อหาวิธีวิจัย

สารบัญ

บทที่	เนื้อหา	หน้า
1	บทนำ	1-9
2	การวิเคราะห์คุณสมบัติของสลัดจ์และดินที่ใช้ในการทดลอง	10-15
3	ผลของการทำแห้งสลัดจ์ ที่มีต่อความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์	16-19
4	ศึกษาไอโซเทอมการดูดซับ โลหะหนักของสลัดจ์และดิน	20-46
5	คุณสมบัติการซึมผ่านของน้ำ ของสลัดจ์และดินที่ค่าการบดอัดต่างๆ	47-52
6	ทดสอบการดูดซับ โลหะหนัก และสารอินทรีย์ในน้ำชะละลายขยะด้วยคอลัมน์ดูดซับ	53-62
7	ประโยชน์ในการนำมาใช้งาน	63-66
	เอกสารอ้างอิง	

บทที่ 1

บทนำ

1.1. ความสำคัญและที่มาของปัญหาการวิจัย

ในปัจจุบันทั้งทางภาครัฐและเอกชน ได้ตระหนักถึงความสำคัญของสิ่งแวดล้อม จึงมีการสร้างระบบบำบัดน้ำเสียมารองรับน้ำเสียที่เกิดขึ้นทั้งน้ำเสียจากชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรม ระบบบำบัดน้ำเสียที่สร้างขึ้นส่วนใหญ่เป็นระบบบำบัดแบบชีวภาพ (biological treatment process) ซึ่งในการดำเนินงานระบบบำบัดแบบชีวภาพนี้จะต้องมีการระบายสลัดจ์ส่วนเกินออก และต้องทำการกำจัดสลัดจ์ส่วนเกินที่ระบายออก ซึ่งเมื่อพิจารณาการบำบัดน้ำเสียจากชุมชนและอุตสาหกรรมเฉพาะในกรุงเทพฯ เมื่อเสร็จสิ้นโครงการทั้งหมดแล้ว ระบบบำบัดจะรับน้ำเสียทั้งสิ้น 992,000 ลบ.ม./วัน ซึ่งคำนวณแล้วจะมีสลัดจ์ประมาณ 100 ตัน/วัน

ปัจจุบันมีการนำสลัดจ์ที่เหลือทิ้งไปใช้ทำเป็นปุ๋ยอินทรีย์ แต่ต้องมีการพิจารณาถึงอันตรายที่เกิดจากโลหะหนักซึ่งอาจมีอยู่ในสลัดจ์ เช่น ตะกั่ว, ทองแดง และแคดเมียม ที่ทำให้เกิดสะสมอยู่ในดิน หลังจากเติมปุ๋ยอินทรีย์ที่มาจากสลัดจ์ (U.S. EPA, 1999) และส่วนใหญ่สลัดจ์ส่วนที่เหลือมักจะนำไปฝังในหลุมฝังกลบรวมกับขยะมูลฝอย

การฝังกลบขยะชุมชน ถ้าไม่มีการจัดการที่ดี เช่น การคัดแยกของเสียอันตรายออก เป็นต้นว่า ถ่านไฟฉาย แบตเตอรี่รถยนต์ หรือมีการปนเปื้อนจากสารพิษจากโรงงานอุตสาหกรรม ที่ถูกนำมาทิ้งปะปนกับขยะมูลฝอยทั่วไป และถูกนำไปทำการฝังกลบโดยไม่มีการบำบัดของเสียอันตรายเหล่านี้ก่อน [4] ทำให้น้ำชะขยะที่เกิดขึ้นมีสารพิษที่เป็นอันตรายปะปนอยู่โดยเฉพาะอย่างยิ่งโลหะหนัก เช่น ตะกั่ว สังกะสี แคดเมียม เป็นต้น ซึ่งเป็นที่ทราบกันดีว่า โลหะหนักเหล่านี้สามารถก่อให้เกิดอันตรายต่อมนุษย์และสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ ได้ ถ้าหากน้ำชะขยะที่เกิดขึ้นนี้ไม่ได้รับการบำบัดที่เหมาะสมก่อนปล่อยออกสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติ

ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นการศึกษาความสามารถในการดูดซับโลหะจากน้ำชะขยะของสลัดจ์จุลินทรีย์ส่วนเกินของระบบบำบัดน้ำเสีย เมื่อนำสลัดจ์ส่วนเกินมาทิ้งในหลุมฝังกลบชุมชนในลักษณะเป็นวัสดุกลบหลุมประจำวันร่วมกับดินที่เป็นวัสดุที่ใช้อยู่ทั่วไป

การผสมสลัดจ์กับดินจะเป็นการเพิ่มสารอินทรีย์ในดิน จะเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการนำมาใช้บำบัดน้ำชะละลายขยะ ซึ่งเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง (high-strength wastewater) มีค่าบีโอดี (BOD) และซีโอดีสูง มีสีที่ทึบรังเกียจ และมีรายงานการปนเปื้อนของโลหะหนักหลายธาตุในปริมาณที่อาจเป็นพิษได้ นอกจากนี้ยังเป็นการลดการปนเปื้อนของน้ำชะละลายขยะในแหล่งน้ำผิวดิน และแหล่งน้ำใต้ดิน ดินที่ผ่านการปรับปรุงจะนำมาใช้เป็นชั้นลาดฝังกลบ (landfill liner) หรือวัสดุกลบประจำวันและวัสดุกลบชั้นสุดท้าย (daily and final cover) ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติการซึมผ่านของน้ำของดินผสมสลัดจ์

การนำดินผสมสลัดจ์มาใช้ในการบำบัดน้ำชะละลายขยะเป็นวิธีการที่สะดวก สามารถบำบัดได้ในที่ (in-site treatment) และเป็นการนำสลัดจ์มาใช้ประโยชน์ ดังนั้นการศึกษาลักษณะของดินผสมสลัดจ์เพื่อนำไปใช้เป็นสารดูดซับในกระบวนการบำบัดทางกายภาพเคมีของน้ำชะละลายขยะจึงเป็นที่น่าสนใจในการทดสอบหาข้อมูลพื้นฐาน เพื่อการออกแบบพื้นที่ฝังกลบที่มีการใช้สลัดจ์เอเอส และดินปรับสภาพสลัดจ์เป็นวัสดุฝังกลบ ตลอดจนคาดการณ์คุณสมบัติของน้ำชะละลายที่ผ่านการดูดซับด้วยสลัดจ์หรือดินผสมสลัดจ์ เพื่อการประเมินอายุการใช้งานพื้นที่ฝังกลบขยะ และการประเมินการปนเปื้อนของน้ำชะละลายขยะสู่แหล่งน้ำใต้ดิน

1.2. วัตถุประสงค์ของโครงการ

- 1) ศึกษาคุณสมบัติของสลัดจ์ที่เหลือทิ้งจากกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ มาใช้เป็นสารดูดซับ และวัสดุฝังกลบขยะ
- 2) พิจารณาความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก และสารอินทรีย์ของสลัดจ์ที่เหลือทิ้งจากกระบวนการบำบัดทางชีวภาพที่ผ่านการทำแห้ง ในรูปของสมการจลนศาสตร์
- 3) เพื่อหาสัดส่วนของดินผสมสลัดจ์ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะละลายขยะ และผลของอัตราการทางชลศาสตร์ (hydraulic loading rate) ที่มีต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะละลายขยะด้วยคอลัมน์

1.3 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

1.3.1 ปริมาณโลหะในน้ำชะขยะ

Clark และ Piskin [5] ได้ศึกษาปริมาณของสารอินทรีย์ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบมูลฝอยในรัฐอิลลินอยส์ ประเทศสหรัฐอเมริกาพบว่า ปริมาณโลหะหนักที่พบมากที่สุดคือ เหล็ก ที่พบรองลงมาคือ ทองแดง สังกะสี และโบรอน ตามลำดับ ซึ่งรวมกันแล้วมีปริมาณน้อยกว่า 1 เปอร์เซ็นต์ขององค์ประกอบในน้ำชะขยะทั้งหมด ส่วนแมงกานีส ตะกั่ว แบริยม แคดเมียม และปรอท มากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ของน้ำชะขยะที่เก็บมามีค่าเกินความเข้มข้นที่มากที่สุดที่ยอมให้มีได้ ส่วนปริมาณของโครเมียม อาร์เซนิก เงิน และทองแดง มีค่าเกินความเข้มข้นที่มากที่สุดที่ยอมให้มีได้เช่นเดียวกัน

Bagchi [6] ได้รวบรวมข้อมูลจากงานวิจัยพบว่า โลหะหนักที่เจือปนในน้ำชะขยะที่สามารถตรวจพบมีทั้งหมด 22 ธาตุ และโลหะหนักที่มีความเข้มข้นเกินค่า Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) และเป็นโลหะหนักที่อันตรายได้แก่ Pb, Cr, As, Hg, Cd, Ba, Ag และ Se

Chain และ Dewalls 1997 รวบรวมข้อมูลโลหะหนักในน้ำชะขยะของประเทศต่างๆ พบว่าค่าความเข้มข้นของโลหะสังกะสีจะมีค่าอยู่ในช่วง 0.22 – 370 มก./ล และโลหะตะกั่วมีความเข้มข้นอยู่ในช่วง 0.01 – 2 มก./ล.

1.3.2 การดูดซับโลหะหนักโดยชีวมวล

Tien 2002 ศึกษาถึงการดูดซับโลหะหนักด้วยเซลล์เห็ด 4 ชนิดคือ *Oscillatoria limnetica*, *Anabaena spiroides*, *Eudorina elegans* และ *Chlorella vulgaris* ซึ่งสารละลายโลหะหนักที่ใช้คือ สารละลายตะกั่วในเตรท, สารละลายแคดเมียมคลอไรด์ และสารละลาย คอปเปอร์ซัลเฟต โดยทำการทดลองแบบกะ ความคุมเพื่อหาหมีค่าประมาณ 4 – 5 ตลอดทั้งการทดลอง และใช้เวลาที่จุดสมดุลการดูดซับเห็ดเท่ากับ 1 ชั่วโมง จากผลการทดลองเมื่อวิเคราะห์ด้วยโมเดล ฟรอนคลิชพบว่า เซลล์เห็ดชนิด *O. limnetica* มีความสามารถในการดูดซับโลหะตะกั่วและคอปเปอร์ได้ดีที่สุด รองลงมาคือ *C. vulgaris*, *E. elegans*, *A. spiroides*, ตามลำดับ เนื่องจาก *O. limnetica* มีอัตราส่วนของพื้นที่ผิวเซลล์ต่อน้ำหนักเซลล์แห้งสูงกว่า *C. vulgaris*, *E. elegans* และ *A. spiroides* ตามลำดับ ซึ่งอัตราส่วนของพื้นที่ผิวเซลล์ต่อน้ำหนักเซลล์แห้งเป็นปัจจัยหลักตัวหนึ่งที่ส่งผลต่อความสามารถในการดูดซับเห็ด ส่วนในการดูดซับโลหะแคดเมียมด้วย *O. limnetica* ซึ่งพบว่า *O. limnetica* ไม่สามารถดูดซับเห็ด

โลหะแคดเมียมได้สูงสุดเหมือนกับโลหะตัวอื่น ๆ ซึ่งอาจมีสาเหตุมาจากผนังเซลล์ของ *O. limnetica* มีแอฟฟินิตี (Affinity) ในการยึดเกาะกับโลหะแคดเมียมตัวนั่นเอง

Brady และ Duncan 1994 ศึกษาผลกระทบของฟิเอช อุณหภูมิ ความเข้มข้นของสารละลายโลหะต่อการดูดติดผิวไอออนโลหะของ *Saccharomyces cerevisiae* ที่มีชีวิต พบว่าเซลล์ยีสต์สามารถดูดติดผิวไอออนโลหะหนักได้รวดเร็วและถึงจุดสมดุลภายในเวลา 10 นาที ปริมาณการดูดติดผิวไอออนทองแดง แคดเมียม และโคบอลต์จากสารละลายความเข้มข้น 200 ไมโครโมลต่อลิตร เท่ากับ 90 , 100 และ 70 นาโนโมลต่อมิลลิกรัมตามลำดับ ปริมาณการดูดติดผิวทองแดงของยีสต์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของสารละลายทองแดงที่เพิ่มขึ้น โดยดูดติดผิวไอออนทองแดงได้ร้อยละ 55 ของปริมาณไอออนทองแดงในสารละลาย ส่วนฟิเอชที่เหมาะสมต่อการดูดติดผิวอยู่ระหว่าง 5 – 8 เนื่องจากที่ฟิเอชสูงทองแดงจะอยู่ในรูปสารประกอบออกไซด์ ไฮดรอกไซด์ และคาร์บอเนตที่ไม่ละลายน้ำ ส่วนที่ฟิเอชต่ำจะเกิดการจับกันระหว่างไฮโดรเนียมไอออนกับจุดกัมมันต์ที่เป็นประจุลบบริเวณผิวเซลล์ได้ดี ซึ่งไฮโดรเนียมไอออนนี้จะส่งแรงผลักไม่ให้โลหะหนักเข้ามาจับกับจุดกัมมันต์ที่เป็นประจุลบบริเวณผิวเซลล์ จึงทำให้โลหะหนักถูกจับได้น้อยลง ส่วนผลกระทบจากอุณหภูมิต่อการดูดติดผิวโลหะมีน้อยมาก

Volesky และ May-Phillips 1995 ศึกษาถึงการดูดติดผิวโลหะหนักด้วยยีสต์ชนิด *Saccharomyces cerevisiae* ที่ใช้ในการหมักเหล้า (Brewer's Yeast) และที่ใช้ในการทำขนมปัง (Baker's Yeast) ทั้ง ที่มีชีวิต (สด) และไม่มีชีวิต (แห้ง) ซึ่งสารละลายโลหะหนักที่ใช้คือ สารละลายไนเตรทของโลหะยูเรเนียม , สังกะสี , ทองแดง และแคดเมียม โดยจะทำการทดลองแบบกะและควบคุมฟิเอชให้มีค่าประมาณ 4 ตลอดทั้งการทดลองด้วย 0.1 M กรดไนตริก ผลการทดลองพบว่า *Saccharomyces cerevisiae* ชนิด Brewer's Yeast ทั้งที่มีชีวิตและไม่มีชีวิตจะดูดติดผิวโลหะยูเรเนียมได้มากกว่าโลหะตัวอื่น ๆ ส่วน *Saccharomyces cerevisiae* ชนิด Baker's Yeast ทั้งที่มีชีวิตและไม่มีชีวิตจะดูดติดผิวโลหะสังกะสีได้มากกว่าโลหะตัวอื่น ๆ โดยเซลล์ที่ไม่มีชีวิตจะสามารถดูดติดผิวโลหะยูเรเนียมและสังกะสีได้มากกว่าเซลล์ที่มีชีวิตประมาณ 40 เปอร์เซ็นต์ และประสิทธิภาพในการดูดติดผิวยังขึ้นอยู่กับอายุของเซลล์ที่ใช้ด้วยคือ เซลล์ที่มีอายุน้อยจะมีประสิทธิภาพในการดูดติดผิวโลหะสูงกว่าเซลล์ที่มีอายุมาก นอกจากนี้ยังพบว่าการดูดติดผิวโลหะหนักด้วย *Saccharomyces cerevisiae* ทั้งที่มีชีวิตและไม่มีชีวิตเป็นการดูดติดผิวที่เกิดขึ้นทั้งทางกายภาพและชีวภาพคือมีการดูดติดผิวโลหะหนักไว้ที่ผิวของเซลล์และการดูดติดผิวโลหะหนักเข้าไปในเซลล์ด้วย

Alibihai และคณะ 1985 ศึกษาการดูดติดผิวไอออนโลหะหนักด้วยสไลด์ที่ไม่มีชีวิต พบว่ามีปัจจัยต่อการดูดติดผิวโลหะหนักคือ ฟิเอช อุณหภูมิ ศักยภาพทางออกซิเดชัน-รีดักชันและการเกิดสารประกอบเชิงซ้อน นอกจากนี้ยังพบว่าการดูดติดผิวไอออนโครเมียม ตะกั่ว เหล็ก และสังกะสี ไม่ขึ้นกับอุณหภูมิเมื่อวิเคราะห์ด้วยโมเดลของแลงมัวร์ สามารถหาปริมาณไอออนโลหะหนักที่ถูกดูดติดผิวสูงสุดต่อน้ำหนักสไลด์ (V_m) ที่ 35 °C เท่ากับ 0.53, 1.54, 0.41 และ 0.43 โมลต่อกรัมสไลด์ตามลำดับ ลำดับความสามารถในการดูดติดผิวโลหะหนักที่อุณหภูมิ 20 และ 35 °C เหมือนกัน คือ $Fe > Pb > Cr > Zn$ ซึ่งแสดงให้เห็นว่ากระบวนการแลกเปลี่ยนไอออนเกิดขึ้นบริเวณผิวเซลล์หรือเกิดสารประกอบ อนินทรีย์ที่ตกตะกอนอยู่บนผิวเซลล์

1.3.3 ไอโซโทมการดูดติดผิวโดยชีวมวล

Mohamed 2001 ศึกษาถึงการดูดติดผิวโลหะหนักด้วยแบคทีเรียชนิด *Gloeotheca magna* ทั้งที่มีชีวิตและไม่มีชีวิต ซึ่งสารละลายโลหะหนักที่ใช้คือ สารละลายแคดเมียมคลอไรด์ และสารละลายแมงกานีสซัลเฟต โดยทำการทดลองแบบกะ จากผลการทดลองเมื่อวิเคราะห์ด้วยโมเดลฟรอนคิชพบว่า เซลล์แบคทีเรียชนิด *G. magna* ที่ไม่มีชีวิตมีความสามารถในการดูดติดผิวทั้งโลหะแคดเมียมและแมงกานีสได้ดีกว่าเซลล์แบคทีเรียชนิด *G. magna* ที่มีชีวิต ซึ่งจะเห็นได้จากค่าคงที่ K (Adsorption Capacity) ของฟรอนคิชไอโซโทมการดูดติดผิวโลหะแคดเมียมและแมงกานีสด้วย *G. magna* ที่ไม่มีชีวิตและมีชีวิตมีค่าเท่ากับ 912.6 และ 151.4 (มิลลิกรัมต่อกรัม) (ลิตรต่อมิลลิกรัม)^{1/n} ตามลำดับสำหรับโลหะแคดเมียม กับ 2398 และ 63 (มิลลิกรัมต่อกรัม) (ลิตรต่อมิลลิกรัม)^{1/n} ตามลำดับสำหรับโลหะแมงกานีส

Jianlong และคณะ 2001 ศึกษาถึงการดูดติดผิวโลหะตะกั่วด้วย *Aspergillus niger* โดยทำการทดลองแบบกะ และควบคุมพีเอชให้มีค่าประมาณ 6 ตลอดทั้งการทดลองพบว่า *A. niger* สามารถดูดติดผิวไอออนโลหะตะกั่วจนถึงจุดสมดุลภายในเวลา 4 ชั่วโมง และเมื่อศึกษาไอโซโทมการดูดติดผิวโลหะตะกั่วด้วยโมเดลของฟรอนคิชพบว่า ค่าคงที่ K (Adsorption Capacity) ของฟรอนคิชไอโซโทมมีค่าเท่ากับ 1.69 (มิลลิกรัมต่อกรัม) (ลิตรต่อมิลลิกรัม)^{1/n} นอกจากนี้ยังได้ทำการทดลองในส่วนของการคายซับโลหะตะกั่วเพื่อศึกษาการนำเซลล์สาหร่ายกลับมาใช้ใหม่ ซึ่งพบว่า 0.1 M กรดไนตริกมีความสามารถในการไล่ไอออนโลหะตะกั่วที่ถูกดูดติดผิวบนพื้นผิวเซลล์สาหร่ายได้ดีที่สุด

Fourest และ Roux 1992 ศึกษาวัสดุชีวมวลเหลือทิ้ง *Rhizopus arrhizus* จากโรงงานอุตสาหกรรมที่ไม่มีชีวิตมาใช้เป็นวัสดุดูดติดผิวไอออนโลหะนิกเกิล สังกะสี แคดเมียม และตะกั่ว ที่พีเอชต่างๆ พบว่านิกเกิล และสังกะสีถูกดูดติดผิวได้ดีที่พีเอชเป็นกลาง ตะกั่วถูกดูดติดผิวได้ดีที่พีเอชเท่ากับ 5.0 และการดูดติดผิวจะน้อยลงเมื่อพีเอชลดลง ซึ่งผลการทดลองสามารถวิเคราะห์โดยใช้แบบจำลองของ แลงมัวร์ โดยค่าปริมาณการดูดติดผิวไอออนโลหะนิกเกิล สังกะสี แคดเมียม และตะกั่วสูงสุด เท่ากับ 18.7 , 13.5 , 26.8 และ 55.6 มิลลิกรัมต่อกรัมวัสดุชีวมวลตามลำดับ

1.3.4 การดูดติดผิวในระบบสององค์ประกอบ

Brady และ Tobin 1995 ทำการศึกษาผลของค่าดัชนีโควาเลนต์ (Covalent Index) ที่มีต่อการดูดติดผิวไอออนของ Sr^{2+} และไอออนของ Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} และ Pb^{2+} ในระบบสององค์ประกอบ (Binary System) ด้วย *Rhizopus arrhizus* ซึ่งจากการทดลองพบว่า ปริมาณโลหะที่ถูกดูดติดผิวจะแปรผันตรงกับค่าดัชนี โควาเลนต์ของโลหะนั้น ๆ กล่าวคือ โลหะที่มีค่าดัชนีโควาเลนต์สูงจะถูกดูดติดผิวได้ในปริมาณมากกว่าโลหะที่มีดัชนีโควาเลนต์ต่ำ ซึ่งปริมาณโลหะที่ถูกดูดติดผิวเรียงตามลำดับได้ดังนี้ : $\text{Sr}^{2+} < \text{Mn}^{2+} < \text{Zn}^{2+} < \text{Cd}^{2+} < \text{Cu}^{2+} < \text{Pb}^{2+}$ และยังพบว่าความสามารถในการแทนที่ (Displacement) และความสามารถในการยับยั้ง (Inhibition) ของไอออน Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} และ Pb^{2+} จะมีค่าสูงขึ้น (สามารถจะแทนที่หรือยับยั้งการดูดติดผิวของโลหะตัวอื่น ๆ ได้ดีขึ้น) เมื่อค่าดัชนีโควาเลนต์ของโลหะมีค่าเพิ่มขึ้น แต่สำหรับ Sr^{2+} ความสามารถในการแทนที่ความสามารถในการยับยั้งของโลหะจะมีค่าต่ำลง (สามารถจะแทนที่หรือยับยั้งการดูดติดผิวของโลหะตัวอื่น

ๆ ได้ลดลง) เมื่อค่าดัชนีโควาเลนซ์ของโลหะมีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจากพันธะเคมีที่เกิดขึ้นระหว่าง Sr^{2+} กับลิแกนด์ (Ligand) บนวัสดุชีวมวลเป็นพันธะไอออนิก ซึ่งแตกต่างจากพันธะที่เกิดขึ้นระหว่างไอออนของ Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} และ Pb^{2+} กับลิแกนด์บนวัสดุชีวมวลที่เป็นพันธะโคเวเลนต์

Puranik และ Paknikar 1999 ทำการศึกษาการดูดซับโลหะด้วยวัสดุชีวมวลทั้งในระบบสององค์ประกอบ (Binary System) และระบบหลายองค์ประกอบ (Multimetal System) โดยจะทำการศึกษาผลของโค-แคทไอออน (Co-Cations) ได้แก่ Cd^{2+} , Cu^{2+} , Co^{2+} และ Ni^{2+} ที่มีต่อการดูดซับโลหะตะกั่วและสังกะสีด้วย *Streptovercillium cinnamoneum* และ *Penicillium chrysogenum* ซึ่งจากการทดลองพบว่า ในระบบสององค์ประกอบทั้งที่ใช้ *Streptovercillium cinnamoneum* และ *Penicillium chrysogenum* โค-แคทไอออนจะส่งผลต่อการดูดซับโลหะสังกะสีมากกว่าการดูดซับโลหะตะกั่วเนื่องจากค่าดัชนีโควาเลนซ์ของโลหะตะกั่วมีค่าสูงกว่าค่าดัชนีโควาเลนซ์ของโค-แคทไอออนตัวอื่น ๆ และ ค่าดัชนีโควาเลนซ์ของโลหะสังกะสีมีค่าต่ำกว่าค่าดัชนีโควาเลนซ์ของโค-แคทไอออนตัวอื่น ๆ ดังนั้นจึงทำให้โค-แคทไอออนสามารถยับยั้งการดูดซับโลหะสังกะสีได้มากกว่าการดูดซับโลหะตะกั่ว และยังพบอีกว่าในระบบหลายองค์ประกอบ ลำดับของปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับที่ได้จากการทดลองจะมีค่าตรงกันกับลำดับของปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับที่ได้จากการคำนวณโดยใช้ แลรมัวร์ไอโซเทอมของระบบหนึ่งองค์ประกอบ (Single System) ทั้งที่ใช้ *Streptovercillium cinnamoneum* ($Pb^{2+} > Zn^{2+} = Cu^{2+} > Cd^{2+} > Ni^{2+} > Co^{2+}$) และ *Penicillium chrysogenum* ($Pb^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+} > Cd^{2+} > Ni^{2+} > Co^{2+}$)

1.3.5 ดินและสัดจ์เอสเป็นสารดูดซับ

จิราวัฒน์ บุญศรี 2543 ทำการศึกษาผลของการนำดินมาเป็นสารดูดซับเพื่อลดสีจริงในน้ำชะละลายขยะ โดยนำดิน 3 ชนิดมาทำการทดลอง ได้แก่ ดินร่วน ดินเหนียวร่วน และทรายแป้งปนดินเหนียว (SC) จากการทดลองแบบกะพบว่าไม่สามารถอธิบายกลไกของการดูดซับของดินด้วยแบบจำลองของแลรมัวร์, ฟรอนคลิช และ เบท ได้ ดังนั้นจึงทำการหาไอโซเทอมการดูดซับของดินจากการทดลองพบว่า การดูดซับของดินเป็นไอโซเทอมแบบเอส ความสามารถในการดูดซับต่อปริมาณดินสูงสุดของดินร่วน, ดินเหนียวร่วน และทรายแป้งปนดินเหนียวเท่ากับ 9.03-35.0, 11.6-193 และ 16.2-196 หน่วยสปีลาตินัม-โคบอลต์/กรัม ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าทรายแป้งปนดินเหนียวนั้นมีความสามารถดูดในการดูดซับสูงสุด แต่ทรายแป้งปนดินเหนียวนั้นมีความสามารถในการซึมผ่านของน้ำต่ำ ซึ่งไม่เหมาะสมสำหรับการทดลองแบบต่อเนื่อง จึงได้ทำการเพิ่มค่าการซึมผ่านของน้ำด้วยการเติมทรายหยาบ (S) ร้อยละ 0, 20, 30 และ 40 ผสมในทรายแป้งปนดินเหนียวก่อนบรรจุลงในคอลัมน์ SC, 80SC:20S, 70SC:30S และ 60SC:40S พบว่าความสามารถในการรับอัตราการทางชลศาสตร์ของคอลัมน์ดินเพิ่มขึ้นจาก 3.78 ลบ.ซม/ตร.ซม-วัน ในคอลัมน์ SC, 80SC:20S, 70SC:30S และ 60SC:40S มีค่าเท่ากับ 52.82, 51.72, 58.12 และ 66.24 มิลลิกรัมพลาตินัม-โคบอลต์/มก. ตามลำดับ และลำดับ และซีไอดีที่ลดลงต่อปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินของคอลัมน์ SC, 80SC:20S, 70SC:30S และ 60SC:40S มีค่าเท่ากับ 14.79, 16.78, 22.60 และ 22.62 มก.ซีไอดี/มก. ทั้งนี้แสดงให้เห็นว่าการเพิ่มทรายหยาบทำให้น้ำชะละลายขยะสามารถสัมผัสกับอนุภาคดินทั่วถึงกว่า จึงสามารถใช้ประโยชน์จากดินเพิ่มขึ้น จากการทดลองที่เวลาดำเนินการ 26 วัน พบว่าดินเป็นสารดูดซับที่มีประสิทธิภาพสูงในการลด สีจริง ลดสารอินทรีย์ สารประกอบไนโตรเจน และสารประกอบฟอสฟอรัส คือสามารถลดสีได้ร้อยละ 93-95 ลดสารอินทรีย์ได้มากกว่าร้อยละ 60 ลดสารประกอบไนโตรเจนมากกว่าร้อยละ 92 และลด

สารประกอบฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 88-92 ในการบำบัดด้วยชั้นดินจะมีกระบวนการดูดซับ การแลกเปลี่ยน ประจุและการกรองเป็นกลไกหลักสำหรับกระบวนการทางชีวภาพนั้นเกิดขึ้นเพียง เล็กน้อย

รัชชัย แพงไทย 2543 ทำการศึกษาการปนเปื้อนของสารมลพิษจากน้ำชะมูลฝอยที่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และโลหะหนัก ได้แก่ ตะกั่ว โครเมียม และแคดเมียม ที่เกิดขึ้นเมื่อสารมลพิษเหล่านี้ถูกชะละลายเคลื่อนที่ผ่านดินชั้นบนและดินชั้นล่างซึ่งมีลักษณะเป็นดินเหนียว โดยทำการทดลองแบบ undisturbed column จากนั้นทำการวิเคราะห์หาปริมาณของการปนเปื้อนของสารมลพิษในน้ำชะมูลฝอยก่อนและหลังการผ่าน คอลัมน์ดิน และทำการทดลองแบบกะ เพื่อศึกษาการดูดซับโลหะหนักในดินทั้ง 2 ชั้น ผลการศึกษาพบว่าดินทั้งสองชั้นนี้มีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของ COD และ COD จากน้ำชะมูลฝอยได้เกินกว่า 97% โดยการสะสมในดินที่ระดับ 0-10 ซม. เนื่องจากกระบวนการกรอง การปนเปื้อนในรูปของไนโตรเจนนั้น พิจารณาจาก NH_4^+-N และ NO_3^--N พบว่าดินทั้ง 2 ชั้นสามารถกำจัด NH_4^+-N ได้มากกว่า 98% โดยมีการสะสมในชั้นดินที่ความลึก 0-20 ซม. ส่วน NO_3^--N นั้น พบว่าปริมาณในน้ำชะละลายที่ออกมามีปริมาณมากกว่าปริมาณที่เติมลงไปในคอลัมน์ดิน ส่วนในกรณีของโลหะหนักพบว่าปริมาณในน้ำชะมูลฝอยมีค่าน้อยกว่า ที่พบในดินมาก จึงไม่สามารถเห็นความแตกต่างของการสะสมในดินที่เพิ่มขึ้นได้อย่างชัดเจน ส่วนการทดลองแบบกะ พบว่าความสามารถในการดูดซับโลหะหนักของดินทั้งสองชั้น แบบแยกหาที่ละตัว เรียงลำดับจากมากไปน้อยคือ $\text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cd}$ ส่วนในการทดลองหาความสามารถในการดูดซับสารละลายโลหะหนักแบบผสมนั้น เรียงลำดับจากมากไปน้อยคือ $\text{Cr} > \text{Cd} > \text{Pb}$

ศิริรัตน์ ศรีเกษเพ็ชร 2543 ทำการศึกษาความสามารถในการดูดซับสารละลายโลหะหนักชนิดต่างๆ ได้แก่ $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ และ $\text{Cr}(\text{NO}_3)_3$ โดยใช้ตัวดูดซับ 5 ชนิด ได้แก่ แร่ดินเหนียว 2 คือ kaolinite และ bentonite ตัวอย่างดินเหนียว 3 แห่ง คือ ดินเหนียวจากอำเภอชัยบาดาล จังหวัดลพบุรี (S1) ดินเหนียวจากอำเภอบางคล้า จังหวัดฉะเชิงเทรา (S2) และจากดินเหนียวจากเหมือง MRD-ECC จังหวัดลำปาง (S3) โดยดินเหนียว S1 และ S2 ประกอบไปด้วยแร่ดินเหนียว montmorillonite และ kaolinite แตกต่างกันที่ pH โดยที่ S1 มีความเป็นกลาง (pH 7) แต่ S2 มีจะมีความเป็นกรดรุนแรง (pH 3.2) ส่วนดินเหนียว S3 ประกอบด้วยแร่ดินเหนียว muscovite และมีความเป็นกรด (pH 5) นอกจากนี้ได้ศึกษาอิทธิพลของอินทรีย์สารและเหล็กออกไซด์ในดินเหนียวต่อความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก โดยทำการศึกษาด้วยวิธี batch experiment adsorption isotherm จากการศึกษาพบว่า เมื่อเพิ่ม pH ของสารละลายโลหะหนักจะทำให้ความสามารถในการดูดซับของตัวดูดซับชนิดต่างๆ เพิ่มขึ้น และความสามารถในการดูดซับโลหะหนักเรียงลำดับจากมากไปน้อยได้ดังนี้ bentonite > ดินเหนียว S1 > ดินเหนียว S3 > ดินเหนียว S2 > kaolinite ตามลำดับ ซึ่งตัวดูดซับส่วนมากสามารถดูดซับ $\text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Zn}$ ตามลำดับ และพบว่าอินทรีย์สารและสารประกอบเหล็กออกไซด์ในดินเหนียวส่วนใหญ่ช่วยเพิ่มการดูดซับโลหะหนัก

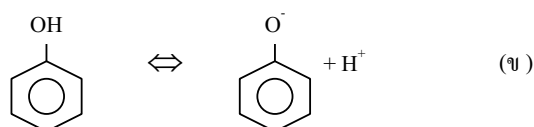
Wu และคณะ 1999 ได้ศึกษาการดูดซับทองแดง (Cu) ด้วยดินเหนียว โดยทำการแยกดินเหนียวตามขนาด ได้แก่ < 0.02 ไมครอน, 0.02-0.2 ไมครอน และ 0.2-2 ไมครอน จากนั้นนำดินเหนียวแต่ละขนาดแบ่งออกเป็น 3 ส่วน เท่าๆ กัน 2 ส่วนแรกกำจัดอินทรีย์สารด้วยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ จากนั้นนำดินเหนียว 1 ใน 2 ส่วนนี้ไปกำจัดองค์ประกอบเหล็กอิสระด้วยวิธี DCB treatment แล้วจึงทำการทดลองดูดซับ CuCl_2 ที่ความเข้มข้นต่างๆ กัน โดย

ควบคุม pH เท่ากับ 6.0 เป็นเวลา 24 ชั่วโมง ณ อุณหภูมิห้อง ($23 \pm 2^{\circ}\text{C}$) ผลการทดลองพบว่า ในดินเหนียวที่ไม่มีการกำจัดอินทรีย์สารและองค์ประกอบหลักอิสระ ดินเหนียวที่มีขนาดอนุภาค 0.2-2 ไมครอนดูดซับทองแดงได้สูงสุด และขนาด < 0.02 ไมครอนดูดซับทองแดงได้ต่ำสุด แต่เมื่อมีการกำจัดอินทรีย์สารออกจากดินเหนียวพบว่า ดินเหนียวที่มีอนุภาค 0.2-2 ไมครอนจะดูดซับทองแดงได้ลดลง แสดงว่าอินทรีย์สารในดินเหนียวมีความสำคัญในการดูดซับทองแดง เมื่อพิจารณาค่า CEC ของดินเหนียวหยาบที่ลดลง 40 เปอร์เซ็นต์เมื่อถูกกำจัดอินทรีย์สาร แสดงว่าอินทรีย์สารที่อยู่ในดินเหนียวมีส่วนสำคัญที่ทำให้ดินเหนียวมีประจุหรือค่า CEC สูง ดังนั้นการกำจัดอินทรีย์สารออกจากดินเหนียวจึงเป็นการลดความสามารถในการดูดซับ Cu^{2+} แต่การกำจัดอินทรีย์สารและองค์ประกอบหลักอิสระออกจากดินเหนียว พบว่าดินเหนียวมีความสามารถดูดซับทองแดงเพิ่มขึ้น แสดงว่าการกำจัดหลักอิสระจะเป็นการเปิดพื้นที่ในการดูดซับของดินเหนียวทำให้ดินเหนียวสามารถดูดซับทองแดงได้สูงขึ้น

Benyahya และ Garnier 1999 ได้ทำการศึกษาการดูดซับโลหะหนัก 4 ชนิด ได้แก่ แคดเมียม (Cd^{2+}), สังกะสี (Zn^{2+}), โคบอลต์ (Co^{2+}) และแมงกานีส (Mn^{2+}) ด้วยแร่ดินเหนียว kaolinite พบว่าการดูดซับ แมงกานีส โคบอลต์ สังกะสี และแคดเมียม มีการดูดซับในช่วง pH ที่แคบ (5-8) คือที่ pH ต่ำกว่า 6 การดูดซับจะเกิดขึ้นเพียงเล็กน้อย ถึงแม้ว่าจะมีหมู่ salinol (SiO^-) ที่มีประจุเป็นลบอยู่มาก ดังนั้นการดูดซับในช่วง pH นี้จะถูกรบกวนด้วยการแลกเปลี่ยนไอออนบวก ส่วนที่ pH มากกว่า 6 การดูดซับจะเพิ่มขึ้นตามหมู่ aluminol (AlOH) ที่มีประจุเป็นกลางเพิ่มขึ้น ดังนั้นการดูดซับ สังกะสี แคดเมียม โคบอลต์ และแมงกานีสด้วยแร่ดินเหนียว kaolinite ในช่วง pH ที่มากกว่า 6 น่าจะถูกรบกวนด้วยการรวมตัวทางเคมีกับหมู่ aluminol

Lagadic และคณะ (2001) ศึกษาการดูดซับโลหะหนักในดินเหนียว Phyllosilicate ที่มีการเติมสารอินทรีย์เพื่อปรับสภาพดินเป็น Magnesium Phyllosilicate Clay (Mg-MTMS) เพื่อนำมาใช้ในการดูดซับโลหะ Pb^{2+} , Hg^{2+} และ Cd^{2+} ทั้งในสารละลาย single metal solution และ mixed metal solution พบว่าดิน Mg-MTMS จะสามารถดูดซับโลหะหนัก Pb^{2+} , Hg^{2+} และ Cd^{2+} ใน single metal solution ได้เท่ากับ 365, 603 และ 210 mg/g, ตามลำดับ ส่วนใน mixed metal solution เมื่อผสมโลหะหนักทุกธาตุด้วยความเข้มข้นเดียวกัน พบว่า Mg-MTMS สามารถดูดซับ Cd^{2+} และ Pb^{2+} ได้เพิ่มขึ้นเป็น 380 และ 386 mg/g, ตามลำดับ ส่วน Hg^{2+} ถูกดูดซับลดลงเป็น 394 mg/g ทั้งนี้เป็นเพราะหมู่ Thiol ดูดซับ Hg^{2+} ด้วยกลไกการแลกเปลี่ยนประจุ ในขณะที่ Pb^{2+} และ Cd^{2+} ถูกดูดซับด้วย Chelating ทำให้มีการคาย (desorption) น้อย

Shuman 1998 ได้ให้เหตุผลเอาไว้ว่า สำหรับการที่อินทรีย์วัตถุมีส่วนสำคัญในการดูดซับโลหะหนักหรือไอออนบวกนั้นเนื่องจากอินทรีย์วัตถุมีประจุลบเกิดขึ้นเมื่อแตกตัวของสารประกอบบางกลุ่ม เช่น หมู่คาร์บอกซิลิก ($-\text{COOH}$) และหมู่ฟีนอลิก (OH) การแตกตัวของทั้ง 2 หมู่ดังแสดงในสมการที่ ก และ ข



จากสมการ ก และ ข จะเห็นได้ว่าการแตกตัวดังกล่าวทำให้อินทรีย์วัตถุมีประจุลบ ซึ่งจับกับไอออนบวกหรือโลหะหนักได้ ดังนั้นหากทำการปรับปรุงดินโดยใช้สไลด์เอเอสซึ่งมีสารอินทรีย์อยู่สูงจะเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะหนักให้กับดิน

ธีรวิทย์ ทับทอง 2541 ศึกษาการใช้วัสดุชีวมวล 5 ชนิดมาดูดซับโลหะหนัก แคดเมียม , ทองแดง , ตะกั่ว , นิกเกิล และสังกะสี ออกจากน้ำทิ้ง เพื่อเลือกวัสดุชีวมวลที่มีความเหมาะสมที่สุดในการดูดซับโลหะหนักชนิดต่าง ๆ ซึ่งวัสดุชีวมวลที่ใช้ทั้ง 5 ชนิด ได้แก่ สไลด์เอเอสจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานผลิตนมผง นมข้นหวาน (โรงงาน N) และสไลด์เอเอสจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานผลิตผงชูรส (โรงงาน A) , กากชีวมวลเหลือทิ้งจากโรงงานผลิตอาหาร เช่น ยีสต์ , *Aspergillus* และ *Streptomyces* โดยวัสดุชีวมวลเหล่านี้จะถูกเตรียมโดยการนำมาล้างด้วยน้ำกลั่น 2 ครั้ง ปรับพีเอชให้ได้ประมาณ 7 อบที่อุณหภูมิ 105°C แล้วจึงบดและแยกขนาดอนุภาคให้มีขนาดต่ำกว่า 425 ไมโครเมตรด้วย Sieve No. 40 วัสดุชีวมวลที่ได้ 1 กรัมจะถูกนำมาใช้ในการดูดซับโลหะหนักจากสารละลายปริมาตร 100 มิลลิตรที่มีโลหะหนักผสมอยู่ที่ความเข้มข้น 25 , 50 , 100 และ 250 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ จากนั้นจึงนำสารละลายที่มีวัสดุชีวมวลผสมอยู่ไปเขย่าด้วยเครื่องเขย่า (Shaker) ที่ความเร็วรอบ 200 รอบ/นาที ตัวอย่างสารละลายพร้อมวัสดุชีวมวลจะถูกเก็บที่เวลา 0 , 2 , 5 , 10 และ 30 นาที จากนั้นจึงนำไปกรองและนำสารละลายส่วนใสไปวัดปริมาณโลหะหนักโดยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer ผลการทดลองพบว่า สไลด์เอเอสจากโรงงาน N สามารถดูดซับโลหะหนัก แคดเมียม , ทองแดง , นิกเกิล และสังกะสี ได้ในปริมาณสูงที่สุดเมื่อเทียบกับวัสดุชีวมวลชนิดอื่น ๆ คือ 37 , 40 , 16 และ 21 มิลลิกรัมโลหะต่อกรัมวัสดุชีวมวลตามลำดับ ส่วนสไลด์เอเอสจากโรงงาน A สามารถดูดซับโลหะหนักสังกะสีได้ในปริมาณสูงที่สุดเมื่อเทียบกับวัสดุชีวมวลชนิดอื่น ๆ คือ 106 มิลลิกรัมโลหะต่อกรัมวัสดุชีวมวล

Gourdon และ Rus 1990 ศึกษาการดูดซับไอออนโลหะแคดเมียมด้วยกากตะกอนเร่งมีชีวิตที่ตรึงด้วยอัลจิน พบว่า สามารถดูดซับไอออนโลหะแคดเมียมออกจากสารละลายความเข้มข้น 25 และ 10 มิลลิกรัมต่อลิตรเหลือ 20 และ 7 มิลลิกรัมต่อลิตร

Sag และคณะ 2003 ศึกษาคุณสมบัติการดูดซับตะกั่วและทองแดง โดยใช้สไลด์เอเอส ที่ช่วงอายุต่างกัน คือ ช่วงเติบโต ช่วงพัก และช่วงไม่มีชีวิต พบว่าสไลด์เอเอสในช่วงพักมีคุณสมบัติในการดูดซับที่ดีที่สุด และพบผลกระทบซึ่งกันและกันของตะกั่วและทองแดงทำให้การดูดซับลดลงทั้งคู่

Liu และ คณะ 2003 ใช้สไลด์เอเอสในรูปของเม็ดตะกอน (granule) ในการดูดซับแคดเมียม ทองแดง และสังกะสี จากการทดลองได้ค่าความสามารถในการดูดซับ (biosorption capacity) ของแคดเมียม ทองแดง และสังกะสี ในองค์ประกอบเดียวกันเท่ากับ 172.7ม 59.6 และ 164.5 mg g^{-1} ตามลำดับ ซึ่งพบว่าสไลด์เอเอสมีความสามารถในการดูดซับที่สูงเมื่อเปรียบเทียบกับชีวมวลอื่น เช่น *C. vulgaris* ดูดซับแคดเมียมได้ 85.3 mg g^{-1} (Aksu ,2001) รา (fungi) ดูดซับสังกะสีได้ 14 mg g^{-1} (Zhou,1999) c]เมื่ออยู่ในรูปของเม็ดตะกอนทำให้สามารถแยกออกจากน้ำทิ้งได้ง่าย

Aksu และคณะ 2002 ใช้สไลด์จ์เอเอสที่ทำให้แห้งที่อุณหภูมิ 60 °ซ เป็นเวลา 24 ชม. ในการดูดซับ โครเมียม และ นิกเกิลในลักษณะองค์ประกอบเดี่ยว และสององค์ประกอบ และศึกษาผลของ pH ต่อการดูดซับ โดยใช้ pH 1 และ 4.5 ในองค์ประกอบเดียวการดูดซับที่สมดุลอธิบายได้ดีทั้งในสมการ Langmuir และ Fluendlich ค่าความสามารถ ในการดูดซับโครเมียมตามสมการ Langmuir ของสไลด์จ์เอเอสมีค่าลดลงเมื่อ pH สูงขึ้น คือจาก 294 mg g⁻¹ ที่ pH 1 เป็น 95 mg g⁻¹ ที่ pH 4.5 ในทางกลับกัน ความสามารถในการดูดซับแคดเมียมมีค่ามากขึ้นตาม pH คือจาก 106 mg g⁻¹ ที่ pH 1 เป็น 238 mg g⁻¹ ที่ pH 4.5 และโลหะแต่ละตัวมีผลกระทบซึ่งกันและกันทำให้การดูดซับลดลงทั้งสอง โลหะเมื่ออยู่ในระบบสององค์ประกอบ

Arıcan และคณะ 2002 ศึกษาการดูดซับนิกเกิล โดยสไลด์จ์เอเอส จากปฏิกิริยาเอเอสที่ดำเนินการที่ใช้อัตราการเจือจาง (dilution rate) ต่างกันคือ 0.09 0.16 และ 0.24 hr⁻¹ พบว่าการดูดซับนิกเกิลมีทั้งในลักษณะไม่ดูดซับเข้าเซลล์ (passive) และดูดซับเข้าเซลล์ (active) โดยที่ส่วนใหญ่จะเป็นแบบ passive

จากรายงานของนักวิจัยหลายท่านพบว่า สไลด์จ์เอเอสพวกแบคทีเรีย ยีสต์ สาหร่าย และเราสามารถดูดติดผิว โลหะหนักออกจากสารละลายมาเก็บไว้ที่บริเวณผิวและภายในเซลล์ได้ อีกทั้งยังสามารถกำจัดโลหะหนักจาก สารละลายที่มีปริมาณความเข้มข้นของโลหะหนักในสารละลายมีค่าน้อยมากได้ ซึ่งเป็นการลดค่าใช้จ่ายในการ กำจัดโลหะหนักจากสารละลายที่มีความเข้มข้นน้อย ๆ ได้ดีกว่าวิธีทางกายภาพและวิธีทางเคมีอื่น ๆ เช่น การดูด ติดผิวโดยใช้คาร์บอน การแลกเปลี่ยนไอออน การจับกลุ่ม และการตกตะกอนด้วยสารเคมี ซึ่งวิธีการเหล่านี้ จะยุ่งยากต้องใช้เทคนิค และเสียค่าใช้จ่ายสูง เนื่องจากความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำทิ้งมีน้อยมาก ดังนั้นการนำสไลด์จ์เอเอสมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีโลหะหนักปนเปื้อนจึงเป็นวิธีการหนึ่งที่น่าสนใจทำการศึกษา อย่างยิ่ง

1.4 การดำเนินการวิจัย

การดำเนินงานวิจัยแบ่งเป็น 5 ขั้นตอนดังนี้

1. การวิเคราะห์คุณสมบัติของสไลด์จ์และดินที่ใช้ในการทดลอง
2. ผลของการทำแห้งสไลด์จ์ (dried sludge) ที่มีต่อความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์
3. ศึกษาไอโซเทอมการดูดซับโลหะหนักของสไลด์จ์และดิน
4. ศึกษาคุณสมบัติการซึมผ่านของน้ำ ของสไลด์จ์และดินที่ค่าการบดอัดต่างๆ
5. ทดสอบการดูดซับโลหะหนัก และสารอินทรีย์ในน้ำชะละลายขยะด้วยคอลัมน์ดูดซับ

บทที่ 2

การวิเคราะห์คุณสมบัติของสัณฐานและดินที่ใช้ในการทดลอง

2.1 แหล่งที่มาของดินและสัณฐาน

ก ดิน

เนื่องจากการศึกษาของกลุ่มวิจัย (ธิดารัตน์ 2543) ในหัวข้อการบำบัดน้ำเสียที่มีสัณฐานดิน ได้มีการนำดินมาจากแหล่งต่างๆ มาทำการทดสอบการบำบัดสี และซีโอไซด์ในน้ำชะละลายขยะ พบว่าชุดดินราชบุรีซึ่งเป็นดินเหนียวปนทรายแข็งเป็นดินที่มีคุณสมบัติในการดูดซับสีและซีโอไซด์สูงสุด ดังนั้นในการศึกษานี้จึงคัดเลือกชุดดินราชบุรีเพื่อศึกษาการดูดซับ โลหะหนักและผลของการใช้สัณฐานเอเอสปรับสภาพในการบำบัดน้ำชะละลายขยะ

จากรายงานการสำรวจความเหมาะสมของดิน จัดทำโดยกรมพัฒนาที่ดิน กล่าวถึงความหมายของชุดดินไว้ว่า คือหน่วยของการจำแนกดิน ซึ่งได้รวบรวมดินซึ่งคล้ายคลึงกันในลักษณะที่ใช้ในการแบ่งแยก การจัดเรียงชั้น และวัตถุดิบกำเนิดของดินไว้ด้วยกัน ส่วนเนื้อดินบนอาจแตกต่างกันได้

จากข้อมูลการสำรวจ จะพบดินชุดราชบุรี (Ratchaburi Series) ในบริเวณที่ราบน้ำท่วมถึง มีสภาพเป็นพื้นที่ราบเรียบ เป็นดินลึก การระบายน้ำค่อนข้างเร็ว มีความสามารถในการอุ้มน้ำสูง ดินมีความสามารถในการน้ำซึมผ่านไปได้ช้า ดินบนลึก 20-30 เซนติเมตร มีเนื้อดินเป็นดินร่วนปนเหนียว ดินเหนียวปนทรายแข็งหรือดินเหนียว สีพื้นเป็นสีเข้มของสีน้ำตาลปนเทา หรือสีเข้มมากของสีน้ำตาลปนเทา มีจุดประสีน้ำตาลแก่และน้ำตาลปนเหลือง ปฏิกริยาดินเป็นกรดแก่ถึงกรดเล็กน้อย ค่าของความเป็นกรดเป็นด่างประมาณ 5.5-6.5 ดินชั้นล่างเป็นดินเหนียวหรือดินเหนียวปนทรายแข็ง มีพื้นเป็นสีเข้มของสีน้ำตาลปนเทา สีน้ำตาลหรือสีน้ำตาลเข้ม มีจุดประสีน้ำตาลเข้มปนเหลือง ดินมีปฏิกริยาเป็นกรดปานกลาง ค่าของความเป็นกรดเป็นด่างประมาณ 6.0-7.0 ในดินชั้นล่างนี้อาจจะพบจุดประสีแดงปนเหลืองเกิดขึ้นเล็กน้อย และมักจะพบก้อนเหล็กและแมงกานีสเล็กๆ ตลอดชั้นดินบนและดินชั้นล่าง

จากข้อมูลของกองสำรวจและจำแนกดิน กรมพัฒนาที่ดิน กระทรวงเกษตรและสหกรณ์ (รายงานการสำรวจความเหมาะสมของดิน ฉบับที่ 507 รายงานการสำรวจดิน จังหวัดชัยนาท สิงห์บุรี อ่างทอง และพระนครศรีอยุธยา) ประกอบกับความสะดวกในการเข้าไปเก็บตัวอย่าง จึงได้เลือกพื้นที่สิงห์บุรี ซึ่งจากแผนที่แสดงอาณาเขตของดินแต่ละชุดประกอบ พบว่ามีความเป็นไปได้สูงที่จะได้ตัวอย่างดินตามที่ต้องการ จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างดินประมาณ 4-5 ที่ แล้วนำตัวอย่างดินที่ได้มาวิเคราะห์ โดยส่งตัวอย่างดินเพื่อทำการวิเคราะห์เนื้อดินที่ ภาควิชาพืชวิทยา คณะเกษตร มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างดินแสดงในตารางที่ 2.1

ชุดดินราชบุรีที่ใช้ในงานวิจัยเดิม (ธิดารัตน์ 2543) มีสัดส่วน silt และ clay เกือบเท่าๆกัน ดังนั้นดินที่เก็บจากแหล่งแรกเมื่อวันที่ 30/4/45 และแหล่งที่ 2 เมื่อวันที่ 15/5/45 จึงไม่เหมาะสม เพราะสัดส่วน silt ต่อ clay ต่างกันมาก ตำแหน่งที่เก็บตัวอย่างครั้งแรกได้ 41 : 49 และตำแหน่งที่ 2 ได้ 24 : 49 ส่วนตำแหน่งที่ 3 และ 4 เป็นดินคนละตำแหน่งแน่นอนจะอยู่ในหมู่บ้าน การร้องเหมือนกัน ผลการวิเคราะห์ดินที่ตำแหน่ง 4 พบว่ามีสัดส่วน silt ต่อ clay ใกล้เคียงกับชุดดินเดิม และจากผลการทดลองเดิมได้มีการเติมทรายลงในดินในการทดสอบในคอลัมน์ ผลการทดลองพบว่าช่วยในเรื่องการเพิ่มผิวสัมผัสทำให้ adsorption capacity ของเนื้อดิน

เดิมมีค่าสูงขึ้นโดยมีการเพิ่มทราย 30-40 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก เมื่อพิจารณาจากเหตุผลข้างต้นจึงทำการเก็บตัวอย่างที่ตำแหน่ง 4 เพื่อวิเคราะห์ข้อมูลที่เกี่ยวข้องขึ้น เพื่อใช้เป็นตัวแทนดินในการศึกษา

ตารางที่ 2.1 คุณสมบัติเนื้อดินจากแหล่งต่างๆในจังหวัดสิงห์บุรี

ตำแหน่ง	วันที่	สถานที่	Soil Texture			
			Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Texture*
		จ. ราชบุรี (ธิดารัตน์)	10	42	48	Silty clay
1	30/4/45	บริเวณ บ้านบางพระนอน ต.ทับยา อ.อินทร์บุรี จ. สิงห์บุรี	40	41	19	L
2	15/5/45	บริเวณ บ้านห้วยไฟใหม่ ต.ทับยา อ.อินทร์บุรี จ. สิงห์บุรี	27	24	49	C
3	15/5/45	บริเวณ บ้านการ้อง ต.ทับยา อ.อินทร์บุรี จ.สิงห์บุรี	51	34	15	L
4	15/5/45		35	34	31	CL
4	12/7/45		37	32	31	CL

* หมายเหตุ L คือ ดินร่วน
C คือ ดินเหนียว
CL คือ ดินเหนียวปนดินร่วน
ความลึกของชั้นดินที่เก็บประมาณ 50 เซนติเมตร

ข. สลัดจ์เอเอส

สลัดจ์เอเอสได้กำหนดไว้ว่าจะเป็นสลัดจ์จากการระบายเพื่อควบคุมปริมาณจุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดแบบแอคทิเวเต็ดสลัดจ์ที่บำบัดน้ำเสียชุมชน ในการศึกษาครั้งนี้นำสลัดจ์มาจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนสี่พระยา

ค. น้ำชะละลายขยะ

น้ำชะละลายขยะที่นำมาใช้ในการทดลองเป็นน้ำชะละลายขยะที่เก็บมาจากหลุมฝังกลบนครปฐมตั้งอยู่ที่ ต. ตาก้อง อ. เมือง จ.นครปฐม ซึ่งเป็นระบบฝังกลบแบบ Sanitary Landfill โดยทำการเก็บน้ำชะละลายขยะด้วยการจ้วงตักจากระบบรวบรวมน้ำชะละลายขยะก่อนเข้าระบบบำบัด และทำการเก็บตัวอย่างน้ำชะละลายขยะเพียงครั้งเดียวเพื่อให้ได้น้ำชะละลายขยะที่จะนำไปใช้มีลักษณะสมบัติเดียวกันตลอดการทดลอง น้ำชะละลายขยะที่เก็บจะบรรจุไว้ในถังพลาสติก และเก็บรักษาสภาพที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส เพื่อยับยั้งการย่อยสลายทางชีวภาพ

2.2 การวิเคราะห์คุณสมบัติ

คุณสมบัติที่วิเคราะห์ของดินและสลัดจ์แสดงไว้ในตารางที่ 2.2 และของน้ำชะละลายขยะแสดงในตารางที่ 2.3 พร้อมทั้งวิธีที่ใช้วิเคราะห์

ตารางที่ 2.2 คุณสมบัติที่วิเคราะห์ของดินและสลัดจ์และวิธีวิเคราะห์

พารามิเตอร์	ดิน	สลัดจ์ เอเอส	วิธีการวิเคราะห์
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	✓	✓	pH meter (soil:water =1:2)
ปริมาณอินทรีย์วัตถุ (% organic matter)	✓	✓	Walkley &Black method
ปริมาณแคลเซียม แมกนีเซียม	✓		X-ray diffraction
Cation Exchange Capacity (meq/100 g)	✓	✓	Sodium saturated method
Soil Texture	✓		Hydrometer method

หมายเหตุ อ้างอิงการวิเคราะห์ตาม “คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีดินกับการวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ” กองวิเคราะห์ดิน กรมพัฒนาที่ดิน 2540

ตารางที่ 2.3 คุณสมบัติที่วิเคราะห์ของน้ำชะละลายขยะ

พารามิเตอร์	วิธีการวิเคราะห์
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	pH meter
ปริมาณโลหะหนัก (mg/l) - โลหะตะกั่ว - โลหะแคดเมียม - โลหะโครเมียม - โลหะสังกะสี	Atomic Absorption Spectrophotometer Method
ค่าซีไอดี (mg/l) -ซีไอดีทั้งหมด -ซีไอดีกรอง	Closed Reflux , Titrimetric *Method

หมายเหตุ *วิธีวิเคราะห์ตาม APHA, AWWA, WPCF, 1995, Standard Method

for the examination of water and wastewater, 19th ed.

2.3 ผลการทดสอบและการวิเคราะห์ผล

ผลการทดสอบคุณสมบัติของดินและสลัดจ์แสดงไว้ในตารางที่ 4 และได้เปรียบเทียบกับผลงานวิจัยอื่นๆ ซึ่งจะพบว่า ดินที่ใช้ศึกษานี้มีค่า CEC ใกล้เคียงกับชุดดินราชนบุรีในงานวิจัยของ ธิดารัตน์ (1) คือ 28 meq/100 g และ 26 meq/100 g ตามลำดับ ค่าความจุในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (CEC) ของสลัดจ์มีค่าสูงเมื่อเทียบกับดินจากงานวิจัยอื่นที่แสดงในตารางที่ 5

ค่า CEC ดังกล่าวเป็นพารามิเตอร์ที่บอกความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก ซึ่งถ้ามีค่าสูงจะมีคุณสมบัติในการจับโลหะหนักได้สูง ซึ่งจากการทดลองการดูดซับโลหะหนักด้วยดินจากแหล่งต่างๆของศิริรัตน์ 2543พบว่าความสามารถในการดูดซับโลหะหนักจะแปรตามค่า CEC

สัลดจ์เอเอสที่ใช้ในการทดลองนอกจากจะมีค่าความจุในการแลกเปลี่ยนประจุบวกสูงกว่าดินทั่วไป ยังมีปริมาณอินทรีย์วัตถุสูงกว่าด้วย ซึ่งจากรายงานของนักวิจัยหลายท่าน (Artola และคณะ 2000 Aksu และคณะ 1999 Pagnanelli และคณะ 2001 Aksu และ Akpina 2001 Volesky และ May-Phillips 1995 Brady และ Tobin 1995 Paknikar และ Puranik 1999) พบว่าสารอินทรีย์ที่เป็นองค์ประกอบหลักของกลุ่มจุลินทรีย์ผสมในวัสดุชีวมวลจะสามารถดูดติดผิวโลหะหนักออกจากสารละลายมาเก็บไว้ที่บริเวณผิวและภายในเซลล์ได้ ดังนั้นการผสมสัลดจ์เอเอสกับดินจึงเป็นการเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ในดิน ซึ่งส่งผลทำให้ดินผสมสัลดจ์เอเอสมีประสิทธิภาพในการดูดติดผิวโลหะหนักได้ดีขึ้น

ตารางที่ 2.4 ผลการวิเคราะห์คุณสมบัติของดินและสัลดจ์เทียบกับงานวิจัยอื่น

คุณสมบัติ	งานวิจัยนี้		ธิดารัตน์ ดินราชบุรี	ศิริรัตน์		
	สัลดจ์เอเอส	ดิน สิงห์บุรี		ดิน ลพบุรี	ดิน ฉะเชิง เทรา	ดิน ลำปาง
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	6.7	6.6	6.48	7.00	3.20	5.00
ปริมาณอินทรีย์วัตถุ (% organic matter)	29.7	0.3	3.81	0.95	1.79	1.95
ค่าความจุในการ แลกเปลี่ยนประจุบวก (meq/100 g)	80.3	28.7	26.1	43.00	31.00	14.90
Soil Texture						
- sand (%)	-	37	10	19.60	7.60	8.60
- silt (%)	-	32	42	19.40	19.40	14.40
- clay (%)	-	31	48	61.00	73.00	77.00
Texture Class	-	Clay Loam	Silty Clay	Clay	Clay	Clay

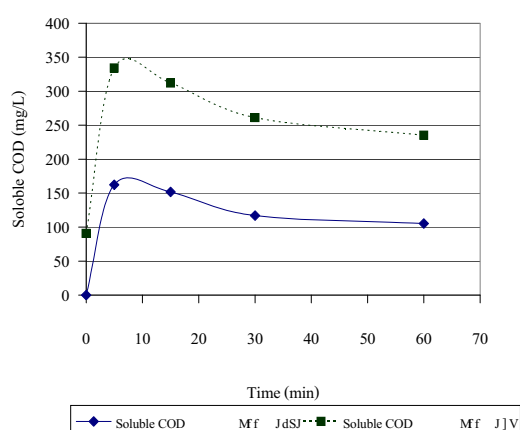
ตารางที่ 2.5 : ตารางแสดงคุณสมบัติต่าง ๆ ของตัวดูดซับ

Sample	pH	Organic Matter (%)	CEC (meq/100g)
1. Ash from fly ash and boiler slag [7]	ND	ND	230-530
2. Soil of Southern Spain [8]	5.9-7.6	0.48-2.53	2.8-32
3. Soil of Taiwan[9]	4.4-7.9	0.7-3.0	5.3-12.3
4. Soil of Kentucky, USA. [10]	4.39-6.93	0.4-5.0	2.8-32.9
5. Soil of Texas, USA. [11]	ND	ND	3.2-38.2
6. Soil of Nicaragua [12]	5.83-6.88	1.47-5.28	15.4-44.4
7. Soil of Germany [13]	6.3-6.4	ND	8-14.8
8. Soil of eastern France [14]	ND	0.86	7-65

ND : ไม่ได้ทำการวิเคราะห์

อย่างไรก็ดีการที่สไลด์เจลมีสารอินทรีย์อยู่สูง จะมีปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกชะออกสู่น้ำชะละลายขยะได้สูงเช่นกันและการผสมดินซึ่งมีสารอินทรีย์น้อยกว่าและมีความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์ได้ ก็จะช่วยในการลดปริมาณสารอินทรีย์ออกสู่น้ำชะละลายขยะรวมทั้งดูดซับสารอินทรีย์จากน้ำชะละลายขยะซึ่งจะทำให้การทดลองต่อไป

สำหรับผลของการชะละลายสารอินทรีย์ จากสไลด์เจลแสดงไว้ในรูปที่ 2.1 โดยการทดลองจะใส่สไลด์เจลในน้ำ deionize ซึ่งไม่มีสารอินทรีย์อยู่ และในน้ำชะละลายขยะ ใช้ความเร็วรอบในการกวน 250 รอบ ปริมาณสารอินทรีย์จะถูกชะออกมาในน้ำ deionize สูงในช่วง 10 นาทีแรก และลดลงเหลือประมาณ 100 มก./ล. ส่วนในน้ำชะละลายขยะก็จะเป็นทำนองเดียวกัน ค่าความเข้มข้นสุดท้ายในน้ำชะละลายขยะที่วัดเท่ากับ 220 มก/ล ปริมาณที่ลดลงอาจเนื่องจากการดูดซับกลับของสไลด์เจล นอกจากนี้ได้ทำการวิเคราะห์ค่า COD และโลหะศึกษาในน้ำชะละลายขยะ ได้ผลแสดงในตารางที่ 2.6



รูปที่ 2.1 ความเข้มข้นสารอินทรีย์ CODละลายน้ำ ◆ ในน้ำdeionize ■ ในน้ำชะละลายขยะจากการชะออกจากสไลด์เจลต่อเวลา

ตารางที่ 2.6 : ตารางแสดงคุณสมบัติและวิธีการวิเคราะห์น้ำชะละลายขยะที่ใช้ในการทดลอง

พารามิเตอร์	ค่าจากการวิเคราะห์
ค่าพีเอช	7.87
ปริมาณโลหะหนัก (mg/l)	
- โลหะตะกั่ว	0.0288
- โลหะแคดเมียม	0.0098
- โลหะโครเมียม	0.0476
- โลหะสังกะสี	0.332
ค่าซีโอดี (mg/l)	
-ซีโอดีทั้งหมด	189
-ซีโอดีกรอง	90.72

บทที่ 3

ผลของการทำแห้งสลัดจ์ ที่มีต่อความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์

3.1 วัตถุประสงค์

เพื่อศึกษาความสามารถในการย่อยสลายของสลัดจ์เอเอสหลังจากการทำให้แห้ง ซึ่งหมายถึงความมีชีวิตหรือกิจกรรมของจุลินทรีย์ โดยเปรียบเทียบกับค่าคงที่ของปฏิกิริยาจลน์พลศาสตร์

3.2 การดำเนินการทดลอง

ตัวแปรในการทดลอง ได้แก่ อุณหภูมิในการทำให้แห้งและความชื้นที่เหลือ

การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่า COD เท่ากับ 1000 mg/l โดยมีส่วนผสมของน้ำเสียสังเคราะห์ดังตารางที่

3.1

ตารางที่ 3.1 ปริมาณส่วนผสมน้ำเสียสังเคราะห์

ส่วนประกอบ	ปริมาณ
Glucose	1000 mg/l (COD)
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	472 mg/l
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	100 mg/l
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.5 mg/l
CaCl_2	7.5 mg/l
KH_2PO_4	73.26mg/l
K_2HPO_4	280.65 mg/l

ขั้นตอนการทดลอง

1. เตรียมสลัดจ์ให้ได้ความชื้น 30 และ 50 เปอร์เซ็นต์ ในอุณหภูมิที่ใช้ 40 50 และ 60 องศาเซลเซียส โดยที่อุณหภูมิที่ 40 แทนการทำให้แห้งโดยการตากแห้งทั่วไป
2. เจือจางสารอาหารสังเคราะห์ที่เตรียมไว้ ให้มีความเข้มข้นของ COD เท่ากับ 0 ,400, 600 , 800 และ 1000 mg/l ลงใน flask 5 ใบตามลำดับ
3. นำสลัดจ์เอเอสที่เตรียมในข้อ 1 ใส่ลงในสารอาหารในข้อ 2 โดยให้มีความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในรูปของแข็งแขวนลอย 1000 mg/l
4. ทำการเปิดเครื่องเดิมอากาศ และจับเวลาเริ่มต้นการทดลองทันที โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำที่เวลาต่าง ๆ กัน ได้แก่ 0 , 20 , 40 , 60 , 120 และ 180 นาที ตามลำดับ ซึ่งพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ได้แก่ MLSS และ Soluble COD

3.3 ผลการทดลองและการวิเคราะห์ผล

ในการหาครั้งที่ทางจุลศาสตร์นั้นสามารถทำได้หลายวิธีด้วยกัน ในการศึกษานี้จะใช้เทคนิค Initial Rate เทคนิค Initial Rate เป็นเทคนิคที่ใช้ข้อมูลในช่วงต้นของการทดลอง (ที่เวลาเริ่มต้น หรือที่ $t = 0$) ทั้งนี้เนื่องจากในช่วงต้นของการทดลองจะมีการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่เปลี่ยนแปลงให้เห็นได้ค่อนข้างชัดเจน

สมการแสดงการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แสดงได้ดังนี้

$$dX / dt = \mu X \quad (1)$$

เมื่อ X คือ ความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์
 t คือ เวลาใด ๆ

ซึ่งค่า μ เป็นค่าที่ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นสารอาหาร ซึ่งสมการที่ใช้แสดงความสัมพันธ์ดังกล่าวคือ Monod 's equation ดังแสดงในสมการที่ (2)

$$\mu = \mu_m S / (K_s + S) \quad (2)$$

เมื่อจัดรูปสมการที่ (2) จะได้

$$1 / \mu = (K_s + S) / (\mu_m S)$$

เมื่อใช้เทคนิค Initial Rate จะได้ว่า $S = S_0$

$$1 / \mu = (K_s + S_0) / (\mu_m S_0)$$

$$1 / \mu = \{ (K_s / \mu_m) (1 / S_0) \} + 1 / \mu_m$$

ซึ่งค่า μ จะหาได้จากนิยามที่ว่า

$$\mu = (1 / X) dX / dt$$

จะได้ว่า $q_m = q_m S / (K_s + S)$

เมื่อใช้เทคนิค Initial Rate จะได้ว่า $S = S_0$

$$1 / q = (K_s + S_0) / (q_m S_0)$$

$$1 / q = \{ (K_s / q_m) (1 / S_0) \} + (1 / q_m) \quad (3)$$

จากผลการทดลองที่ได้ทำการพล็อตกราฟระหว่างความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ X (mg/l) กับเวลา t (hr) และความเข้มข้นของสารอาหาร S (mg/l) กับเวลา t

- หาความชันของกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์กับเวลา คือ dX / dt ณ จุด $t = 0$ แล้วนำมาคูณกับ $1 / X_0$ ที่จะได้ค่า μ
- จากค่า μ ที่ได้ทำการหาความสัมพันธ์ระหว่าง $1 / S_0$ กับ $1 / \mu$ จะได้กราฟรูปเส้นตรง โดยค่า K_s / μ_m และ $1 / \mu_m$ ก็คือค่าความชัน (slope) และจุดตัดแกน Y (Y – intercept) ตามลำดับ

- หาความชันของกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารอาหารกับเวลาคือ dS/dt ณ จุด $t=0$ แล้วนำมาคูณกับ $1/X_0$ จะได้ค่า q
- จากค่า q ที่ได้ทำการหาความสัมพันธ์ระหว่าง $1/S_0$ กับ $1/q$ จะได้กราฟรูปเส้นตรงดังสมการที่ 3 โดยค่า (K_s/q_m) และ ก็คือค่า ความชัน(slope) และจุดตัดแกน y (y-intercept)ตามลำดับ

จากการทดลองที่ได้พบว่าแนวโน้มค่า COD ที่ได้มี 2 ลักษณะคือ COD มีลักษณะเพิ่มขึ้นและลดลง จากรูปที่ 2 และ 3 จะเห็นว่าที่อุณหภูมิ 60°C 30% , 60°C 50% และ 50°C 30% กราฟที่ได้มีแนวโน้มของ COD เพิ่มขึ้น ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากที่อุณหภูมิและความชื้นดังกล่าวจุลินทรีย์ไม่มีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์และในขณะเดียวกันจุลินทรีย์ที่ตายยังกลายไปเป็นสารอาหาร ส่งผลให้ค่า Soluble COD ในน้ำเสียสังเคราะห์เพิ่มขึ้นอีกด้วย สำหรับ Activated Sludge ที่ผ่านการทำให้แห้งที่อุณหภูมิ 40°C 50% , 40°C 30% และ 50°C 50% ซึ่งแนวโน้มของกราฟที่ได้มีแนวโน้มลดลง แสดงถึงความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้น จะเห็นได้ว่าการลดความชื้นของสลัดจ์ด้วยอุณหภูมิที่สูงเกินไป(ในที่นี้คือ 60°C)และเวลาที่ใช้ในการลดความชื้นที่นานเกินไป จะมีผลต่อการเกิดกิจกรรมของจุลินทรีย์ ด้วยสาเหตุดังกล่าวจึงไม่นำ สลัดจ์เอเอสที่สภาวะดังกล่าวมาพิจารณาในการหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์

การทดลองที่กล่าวแล้วข้างต้นสามารถนำมาหาค่าสมประสิทธิ์ต่างๆที่เป็นคุณสมบัติเฉพาะตัวของจุลินทรีย์ ที่สามารถเจริญเติบโตบนสารอาหารประเภทหนึ่งในที่นี้ได้แก่สารละลายกลูโคส สำหรับความหมายของค่าต่างๆได้แก่

K_s คือค่าความเข้มข้นของ COD ที่ μ มีค่าเท่ากับ $\mu_m/2$ (mg/l)

q_m คืออัตราการใช้สารอาหารจำเพาะสูงสุด (gm COD/ gm MLSS/d)

จากการทดลองใช้สารอาหารที่มีความเข้มข้นเริ่มต้นแตกต่างกันพบว่าในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของสารอาหารสูง จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอาหารได้ดีกว่าสารอาหารที่มีความเข้มข้นต่ำ โดยสามารถหาค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้ดังตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.2 ค่าคงที่จลนพลศาสตร์จากการทดลอง

สภาวะ	Parameter	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	เฉลี่ย
ควบคุม	q_m (min^{-1})	5.8×10^{-3}	6.9×10^{-3}	6.3×10^{-3}
	K_s (mg/l)	1510	1540	1525
40C 50%	q_m (min^{-1})	2.0×10^{-3}	2.0×10^{-3}	2.0×10^{-3}
	K_s (mg/l)	390	274	332
40 C 30%	q_m (min^{-1})	1.3×10^{-3}	1.4×10^{-3}	1.3×10^{-3}
	K_s (mg/l)	608	525	567
50 C 50%	q_m (min^{-1})	2.0×10^{-3}	1.8×10^{-3}	1.9×10^{-3}
	K_s (mg/l)	577	498	537

ค่า R^2 เป็นค่าที่บ่งบอกว่า เป็นค่าที่แสดง Characteristic ของชุดข้อมูลนั้น ๆ ได้ดีมากน้อยเพียงใดและจากการทดลองทั้งสองครั้งพบว่า R^2 ของชุดควบคุมให้ค่าใกล้เคียงกันคือประมาณ 0.98 ซึ่งอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้โดย

ค่า R^2 เข้าใกล้ 1 ก็แสดงว่าเส้นแนวโน้มแสดงความสัมพันธ์ของชุดข้อมูลได้เป็นอย่างดี นั่นคือ ค่าความเบี่ยงเบนระหว่างเส้นแนวโน้มกับชุดข้อมูลเป็นศูนย์ และที่ชุดการทดลอง $40^\circ\text{C}50\%$, $40^\circ\text{C}30\%$ และ $50^\circ\text{C}50\%$ ให้ค่า R^2 เท่ากับ 0.94, 0.88 , 0.73 สำหรับชุดการทดลองที่ 1 และ 0.61 , 0.70 , 0.73 สำหรับชุดการทดลองที่ 2 ตามลำดับซึ่งจะเห็นว่าชุดการทดลองที่ 1 นั้น ค่า R^2 อยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ แต่ในชุดการทดลองที่ 2 จะเห็นว่า ค่า R^2 ค่อนข้างต่ำ ซึ่งบ่งบอกว่าเส้นแนวโน้มและชุดข้อมูลไม่สัมพันธ์กันนัก แต่เมื่อนำไปหาค่า q_m แล้วพบว่า ที่การทดลองทั้งสองครั้งมีค่าใกล้เคียงกัน แต่สำหรับค่า K_s จะพบว่าที่การทดลองทั้งสองครั้งจะให้ค่าแตกต่างกัน เนื่องจากค่า K_s จะแสดงถึงการดูดซับสารอาหาร แต่ทั้งนี้ก็ได้แสดงถึงการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์มากขึ้น ดังนั้นการทดลองครั้งนี้จึงพิจารณาการเกิดกิจกรรมของจุลินทรีย์จากค่า q_m เป็นหลัก เพื่อเป็นแนวทางในการศึกษาและประยุกต์ใช้ต่อไป q_m เป็นพารามิเตอร์ที่แสดงถึงอัตราการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์ ซึ่งจากชุดควบคุมจะได้ค่า q_m เท่ากับ 6.3×10^{-3} ซึ่งเป็นค่าที่สูงที่สุด รองลงมาคือ ที่สภาวะ $40^\circ\text{C}50\%$, $50^\circ\text{C}50\%$, $40^\circ\text{C}30\%$ ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นว่าที่สภาวะ $40^\circ\text{C}50\%$ เป็นสภาวะที่จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีที่สุด แต่ก็ยังน้อยกว่าจุลินทรีย์ของชุดควบคุมที่ไม่ผ่านการลดความชื้นอยู่ถึงประมาณ 3 เท่า

นอกจากนี้ยังพบว่า เมื่อใช้อุณหภูมิในการทำให้แห้งเท่ากัน (40°C) เวลาที่ใช้ในการทำให้แห้งและความชื้นที่เหลืออยู่จะเป็นตัวแปรที่ส่งผลต่อค่า q_m ซึ่งจากผลที่ได้พบว่าที่ความชื้น 30 % เวลาในการทำให้แห้ง 13 ชั่วโมง 33 นาที จะให้ค่า q_m น้อยกว่าที่ความชื้น 50% เวลาในการทำให้แห้ง 10 ชั่วโมง อยู่ประมาณ 1.5 เท่า ทั้งนี้ อาจเนื่องมาจากที่ความชื้นดังกล่าวในเซลล์ของจุลินทรีย์ถูกดึงออกมามากเกินไปทำให้ความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง

และหากเปรียบเทียบในกรณีที่ปริมาณความชื้นที่เหลืออยู่เท่ากัน (50%) พบว่าอุณหภูมิและเวลาที่ใช้ในการทำให้แห้ง จะเป็นตัวแปรที่ส่งผลต่อค่า q_m จากผลที่ได้พบว่าที่อุณหภูมิ 50°C เวลาในการทำให้แห้ง 9 ชั่วโมง 10 นาที จะให้ค่า q_m น้อยกว่าที่อุณหภูมิ 40°C เวลาในการทำให้แห้ง 10 ชั่วโมง แต่ก็น้อยกว่าเพียงเล็กน้อยเท่านั้น ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากอุณหภูมิทั้งสองต่างกันเพียงเล็กน้อย อีกทั้งเวลาที่ใช้ในการทำให้แห้งก็ใกล้เคียงกันอีกด้วย

จากการพิจารณาข้างต้นจะเห็นว่าปริมาณความชื้นที่เหลืออยู่ของสไลด์ เป็นสิ่งที่ส่งผลต่อการเกิดกิจกรรมการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์มากกว่าอุณหภูมิในการทำให้แห้ง แต่ทั้งนี้ถ้าอุณหภูมิเพิ่มสูงมากขึ้น ก็จะส่งผลต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์เช่นกัน ดังเช่น ชุดทดลองที่ 60°C ที่จุลินทรีย์ไม่มีกิจกรรมเกิดขึ้นเลย

บทที่ 4

ศึกษาไอโซเทอมการดูดซับโลหะหนักของสไลด์และดิน

4.1 สารดูดซับและน้ำชะขยะ

4.1.1 สารดูดซับ

สารดูดซับได้แก่ดินและสไลด์เอส ตามข้อมูลในบทที่ 2 ส่วน

สไลด์ที่นำมาศึกษาแบ่งออกเป็น 2 กลุ่มคือ

1. สไลด์ที่ยังไม่ปรับสภาพด้วย โพลีเมอร์ (AS)ซึ่งกลุ่มนี้จะมีการศึกษาผลของความชื้นในสไลด์ต่อการดูดซับโลหะ โดยการอบที่อุณหภูมิ 40 องศาเซลเซียส
2. สไลด์ที่ปรับสภาพด้วยโพลีเมอร์ (ASP) แล้ว ซึ่งเป็นสไลด์ที่ปรับสภาพในโรงบำบัดน้ำทิ้งชุมชนสี่พระยา ตรวจสอบได้ 87 เปอร์เซ็นต์ความชื้น

คุณสมบัติต่าง ๆ ของสไลด์เอสทั้ง 2 กลุ่มแสดงดังตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 : คุณสมบัติต่าง ๆ ของสไลด์เอสที่ใช้ในการทดลอง

พารามิเตอร์	ASก่อนปรับสภาพด้วยโพลีเมอร์ (AS)		ASหลังปรับสภาพด้วยโพลีเมอร์ (ASP)
	AS30%ความชื้น	AS50%ความชื้น	
พีเอช	6.6	6.7	6.1
โลหะ (mg/g)			
- สังกะสี	0.2197	0.2416	0.2023
- โครเมียม	0.0215	0.0349	0.0357
- ตะกั่ว	0.0098	0.0176	0.0112
- แคดเมียม	0.0027	0.0014	0.0014
- อะลูมิเนียม	< 0.001	< 0.001	6.99
ปริมาณอินทรีย์วัตถุ, OM (%)	28.45	29.66	25.44
Cation Exchange Capacity, CEC (meq/100g)	67.0	80.3	61.7

สไลด์ทั้งสองกลุ่มมีคุณสมบัติใกล้เคียงกัน ยกเว้นค่าอะลูมิเนียม สไลด์ที่ปรับสภาพด้วยโพลีเมอร์หรือผ่านขั้นตอนการปรับสภาพ (conditioning) และการคั่งน้ำออก (dewatering) จากโรงบำบัดมาแล้วจะมีปริมาณ อะลูมิเนียมสูงกว่า ซึ่งเป็นผลมาจากโพลีเมอร์ที่ใช้

4.1.2 น้ำชะขยะ

น้ำชะขยะน้ำชะขยะที่ใช้เป็นน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะเทศบาลนครนครปฐม ซึ่งมีทั้งน้ำชะขยะที่มีซีไอดีต่ำ (น้ำชะขยะที่เก็บมาช่วงเดือนกรกฎาคม) และน้ำชะขยะที่มีซีไอดีสูง (น้ำชะขยะที่เก็บมาช่วงเดือนพฤศจิกายน) โดย

ทำการเก็บน้ำชะขยะด้วยการจ้วงตักจากระบบรวบรวมน้ำชะขยะก่อนเข้าระบบบำบัด ทำการเก็บบรรจุน้ำชะขยะไว้ในถังพลาสติก และ เก็บรักษาสภาพที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส เพื่อยับยั้งการย่อยสลายทางชีวภาพ พบว่าคุณสมบัติของน้ำชะขยะที่เปลี่ยนแปลงไปนั้นมีค่าน้อยมากเมื่อเทียบกับลักษณะของน้ำชะขยะนั้นๆ โดยตั้งทิ้งไว้ให้อุณหภูมิที่อุณหภูมิห้องก่อนจะนำน้ำชะขยะไปใช้ในการทดลอง

ตารางที่ 4.2 : คุณสมบัติต่าง ๆ ของน้ำชะขยะที่ใช้ในการทดลอง

พารามิเตอร์	น้ำชะขยะซีไอดีต่ำ (LCL)	น้ำชะขยะซีไอดีสูง (HCL)
พีเอช	7.87	8.04
ซีไอดีทั้งหมด, Total COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	189	3672
ซีไอดีกรอง, Soluble COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	91	2361
ของแข็งแขวนลอย, SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	67	88
ของแข็งระเหยง่าย, VSS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	29	41
สภาพนำไฟฟ้า, Conductivity (ไมโครซีเมนส์ต่อเซนติเมตร)	1,100	19,000
*ปริมาณโลหะหนัก (มิลลิกรัมต่อลิตร)		
- สังกะสี	0.33	0.54
- โครเมียม	0.05	0.08
- ตะกั่ว	0.03	0.03
- แคดเมียม	0.01	0.01
- แมงกนีเซียม	11.10	108.07
- แคลเซียม	28.69	64.63
- เหล็ก	2.43	3.08
- โซเดียม	19.00	1113.47
- โพแทสเซียม	11.87	1123.17

* ส่งวิเคราะห์ที่ภาควิชาเคมี คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี

4.2 วิธีการทดลอง

4.2.1 สลัดจ์เอเอส

ในส่วนของสลัดจ์เอเอส การทดลองแบ่งเป็น 4 ส่วนใหญ่ ๆ คือ

- การหาเวลาที่จุดสมมูลของการดูดติดผิว
- การทดสอบคุณสมบัติของสลัดจ์เอเอส
- การทดสอบไอโซเทอร์มการดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่งธาตุด้วยสลัดจ์เอเอส
- การทดสอบผลของสังกะสีไอออนและไนเตรทไอออนที่มีต่อการดูดติดผิวโลหะธาตุอื่นในสารละลายผสมโลหะหนักสองธาตุ

4.2.1.1 การหาเวลาที่จุดสมดุลของการดูดซับโลหะหนัก
ใช้สารดูดซับ น้ำหนักแห้ง 2, 4, 6 และ 8 กรัม นำมาศึกษาการดูดซับโลหะหนักของตะกั่ว ไนเตรท [$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$], แคดเมียมไนเตรท [$\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$], สังกะสีไนเตรท [$\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$] และ โพแทสเซียมไดโครเมต ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) ในน้ำปราศจากประจุ โดยใช้สไลด์ AS30% ลงใน Erlenmeyer Flask ขนาด 250 มิลลิลิตรที่บรรจุสารละลายโลหะหนักแต่ละชนิดความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อลิตรปริมาตร 100 มิลลิลิตร จากนั้นจึงนำสารละลายไอออนโลหะหนักที่มีสไลด์ AS30% ผสมอยู่ไปเขย่าด้วยเครื่องเขย่า (Shaker) ที่ความเร็วรอบ 250 รอบต่อนาที ควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลให้มีค่าประมาณ 6.5 จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างสารละลายพร้อมสไลด์ AS30% ที่เวลา 0, 5, 10, 15 และ 30 นาที แล้วนำไปกรองด้วยกระดาษ GF/C ปรับพีเอชของสารละลายส่วนใสที่ได้ให้มีค่าประมาณ 2.0 ด้วยกรด HNO_3 65% และวัดปริมาณโลหะหนักที่เหลืออยู่ในสารละลายด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer ยี่ห้อ Hitachi รุ่น Z9000 เพื่อหาเวลาที่จุด สมดุลของการดูดซับโลหะหนักแต่ละชนิด

4.2.1.2 การทดสอบคุณสมบัติของสไลด์เอเอส

การทดลองในส่วนนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเปรียบเทียบความสามารถในการดูดซับโลหะหนักของสไลด์เอเอสชนิดต่าง ๆ คือ สไลด์เอเอสก่อนปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ที่มีเปอร์เซ็นต์ความชื้น 30 และ 50% (AS30% และ AS50%) และสไลด์เอเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ (ASP) โดยการนำสไลด์เอเอสแต่ละชนิดน้ำหนักแห้ง 1, 2, 4, 6 และ 8 กรัม มาทดสอบการดูดซับโลหะหนักของตะกั่วของ $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ และ $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ในน้ำปราศจากประจุ โดยใช้สไลด์ลงใน Erlenmeyer Flask ขนาด 250 มิลลิลิตรที่บรรจุสารละลายโลหะหนักแต่ละชนิดความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อลิตรปริมาตร 100 มิลลิลิตร จากนั้นจึงนำสารละลายไอออนโลหะหนักที่มีสไลด์ผสมอยู่ไปเขย่าด้วยเครื่องเขย่า (Shaker) ที่ความเร็วรอบ 250 รอบต่อนาที ควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลให้มีค่าประมาณ 6.5 จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างสารละลายพร้อมสไลด์ที่เวลา 30 นาที (เวลาที่จุดสมดุลของการดูดซับ) แล้วนำไปกรองด้วยกระดาษ GF/C ปรับพีเอชของสารละลายส่วนใสที่ได้ให้มีค่าประมาณ 2.0 ด้วยกรด HNO_3 65% และวัดปริมาณโลหะหนักที่เหลืออยู่ในสารละลายด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer เพื่อเปรียบเทียบความสามารถในการดูดซับโลหะหนักของสไลด์เอเอสทั้งก่อนและหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ นอกจากนี้ยังทดสอบความสามารถในการดูดซับของสไลด์เอเอสก่อนปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ที่มีความชื้น 87 % (เท่ากับความชื้นของสไลด์ เอเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์) เพื่อศึกษาผลของโพลิเมอร์ที่มีต่อการดูดซับด้วย

4.2.1.3 การทดสอบไอโซเทอมการดูดซับโลหะหนักหนึ่งธาตุด้วยสไลด์เอเอส

นำสารดูดซับน้ำหนักแห้ง 4 กรัมใส่ในน้ำปราศจากประจุ หรือน้ำชะขยะที่มีโลหะหนักธาตุใดเป็นตะกั่วจะอยู่ในรูป $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, แคดเมียมไนเตรท $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$, สังกะสีไนเตรท $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ และ โครเมียมไนเตรท $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ใน Erlenmeyer Flask ขนาด 250 มิลลิลิตรที่บรรจุสารละลายโลหะหนักความเข้มข้น 2, 5, 10, 20, 40, 60, 80 และ 100 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับตะกั่วและสังกะสี ความเข้มข้น 1, 2, 5, 10 และ 20 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับแคดเมียมและโครเมียมในน้ำ DI และน้ำชะขยะ

ปริมาตร 100 มิลลิลิตร จากนั้นจึงนำสารละลายไอออนโลหะหนักที่มีสัณฐานผสมอยู่ไปเขย่าด้วยเครื่องเขย่า (Shaker) ที่ความเร็วรอบ 250 รอบต่อนาที ควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลให้มีค่าประมาณ 6.5 สำหรับน้ำ DI และ 7.0 สำหรับน้ำชะขยะ จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างสารละลายพร้อมสลัดจ์ที่เวลา 30 นาที แล้วนำไปกรองด้วยกระดาษ GF/C ปรับพีเอชของสารละลายส่วนใสที่ได้ให้มีค่าประมาณ 2.0 ด้วยกรด HNO_3 65% และวัดปริมาณโลหะหนักที่เหลืออยู่ในสารละลายด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer นอกจากนี้ยังได้ทดสอบการดูดซับโลหะทั้งสี่ชนิดในน้ำปราศจากประจุโดยไม่มีการควบคุมพีเอชเปรียบเทียบกันด้วย

- 4.2.1.4 การทดสอบผลของสังกะสีไอออนและไนเตรทไอออนที่มีต่อการดูดซับโลหะธาตุอื่นในสารละลายผสมโลหะหนักสองธาตุ
- การทดสอบในส่วนนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อทดสอบผลของ $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ ที่มีต่อการดูดซับของ $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ และ $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ดังนั้นจะแบ่งการทดลองเป็น 2 ส่วนคือ ผลของ Zn^{2+} ที่มีต่อการดูดซับไอออนประจุบวกอื่นได้แก่ Pb^{2+} และ Cd^{2+} และส่วนที่สองคือ ผลของ NO_3^- ที่มีต่อการดูดซับไอออนประจุลบได้แก่ $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$
- สลัดจ์ที่ใช้ได้แก่สลัดจ์ AS50% และ ASP น้ำหนักแห้ง 4 กรัมจะถูกนำมาดูดซับโลหะผสมสองธาตุของ Zn กับ Pb และ Zn กับ Cd ในน้ำปราศจากประจุ และน้ำชะขยะ โดยใส่สลัดจ์ลงใน Erlenmeyer Flask ขนาด 250 มิลลิลิตรที่บรรจุสารละลายโลหะหนักสองธาตุที่ความเข้มข้นเริ่มต้นต่าง ๆ ดังตารางที่ 4.2 และตารางที่ 4.3 ปริมาตร 100 มิลลิลิตร จากนั้นจึงนำสารละลายไอออนโลหะหนักที่มีสัณฐานผสมอยู่ไปเขย่าด้วยเครื่องเขย่า (Shaker) ที่ความเร็วรอบ 250 รอบต่อนาที ควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลให้มีค่าประมาณ 6.5 สำหรับน้ำ DI และ 7.0 สำหรับน้ำชะขยะ จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างสารละลายพร้อมสลัดจ์ที่เวลา 30 นาที แล้วนำไปกรองด้วยกระดาษ GF/C ปรับพีเอชของสารละลายส่วนใสที่ได้ให้มีค่าประมาณ 2.0 ด้วยกรด HNO_3 65% และวัดปริมาณโลหะหนักที่เหลืออยู่ในสารละลายด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer

ตารางที่ 4.2 ความเข้มข้นเริ่มต้นสารละลายผสมสองธาตุระหว่าง Pb และ Zn ของการดูดซับด้วยสลัดจ์ AS ในน้ำปราศจากประจุและน้ำชะขยะ

$[\text{Zn}]_0 = [\text{Pb}]_0$		$[\text{Zn}]_0 = 2[\text{Pb}]_0$		$[\text{Zn}]_0 = 15[\text{Pb}]_0$	
ความเข้มข้น Pb (มก./ล.)	ความเข้มข้น Zn (มก./ล.)	ความเข้มข้น Pb (มก./ล.)	ความเข้มข้น Zn (มก./ล.)	ความเข้มข้น Pb (มก./ล.)	ความเข้มข้น Zn (มก./ล.)
1	1	1	2	1	15
2	2	2	4	2	30
5	5	5	10	2	30
10	10	10	20	3	45

ตารางที่ 4.3 ความเข้มข้นเริ่มสารละลายผสมสองธาตุระหว่าง Cd และ Zn ของการดูดติดผิวด้วย สลัดจ์เอเอส ในน้ำปราศจากประจุและน้ำชะขยะ

[Zn] ₀ = [Cd] ₀		[Zn] ₀ = 2[Cd] ₀	
ความเข้มข้น Cd (มก./ ล.)	ความเข้มข้น Zn (มก./ ล.)	ความเข้มข้น Cd (มก./ ล.)	ความเข้มข้น Zn (มก./ ล.)
1	1	1	2
2	2	2	4
5	5	5	10
10	10	10	20

ในส่วนของการทดสอบผลของ NO_3^- ที่มีต่อการดูดติดผิวโครเมียมซึ่งอยู่ในรูปประจุลบ ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) โดยจะทำการทดลองเพื่อศึกษาว่าสลัดจ์เอเอสจะมีความสามารถในการดูดติดผิว NO_3^- ได้หรือไม่ โดยทดลองวัดความเข้มข้นเริ่มต้นของ NO_3^- ในสารละลาย $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ ที่ความเข้มข้นโลหะสังกะสี 100 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำปราศจากประจุ (ซึ่งเป็นความเข้มข้นสูงสุดของไนเตรทที่ใช้ในการทดลอง) จากนั้นนำสารละลายที่ได้ไปทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวด้วยสลัดจ์เอเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ (ซึ่งจากการทดลองในหัวข้อการดูดติดผิวโลหะหนึ่งธาตุพบว่าสลัดจ์เอเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์มีประสิทธิภาพในการดูดติดผิวโลหะชนิดต่าง ๆ ได้ดีที่สุด) เปรียบเทียบปริมาณ NO_3^- ก่อนและหลังการดูดติดผิวเพื่อดูความสามารถในการดูดติดผิว NO_3^- ของสลัดจ์เอเอส

4.2.2 ดิน

การทดลองแบ่งเป็น 2 ส่วนใหญ่ ๆ คือ

- การหาเวลาที่จุดสมดุลของการดูดติดผิว
- การทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่ง

4.2.2.1 การหาเวลาที่จุดสมดุลของการดูดติดผิว

นำดินมาดูดติดผิวโลหะหนัก ในน้ำปราศจากประจุโดยใส่ดินน้ำหนักแห้ง 4 กรัม ลงใน Erlenmeyer Flask ขนาด 250-มิลลิลิตรที่บรรจุสารละลายโลหะหนักสังกะสีในรูป สังกะสีไนเตรท $[\text{Zn}(\text{NO}_3)_2]$ ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตรปริมาตร 100 มิลลิลิตร นำสารละลายไอออนโลหะหนักที่มีดิน ผสมอยู่ไปเขย่าด้วยเครื่องเขย่า (Shaker) ที่ความเร็วรอบ 250-รอบต่อนาที ควนคัมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลให้มีค่าประมาณ 6.5 ทำการเก็บตัวอย่างสารละลายพร้อมดิน ที่เวลา 0, 60, 120 และ 180 นาที แล้วนำไปกรองด้วยกระดาษ GF/C วัดปริมาณโลหะหนักที่เหลืออยู่ในสารละลายด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer แล้วนำค่าที่ได้ไปพล็อตกราฟระหว่างระยะเวลาในการสัมผัสกับความเข้มข้นที่เหลือ เพื่อหาเวลาที่จุดสมดุล

4.2.2.2 การทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่งธาตุ

นำดิน น้ำหนักแห้ง 4 กรัมมาดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่งธาตุของ $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ และ $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ในน้ำปราศจากประจุ โดยใส่ดินลงใน Erlenmeyer Flask ขนาด 250 มิลลิลิตร

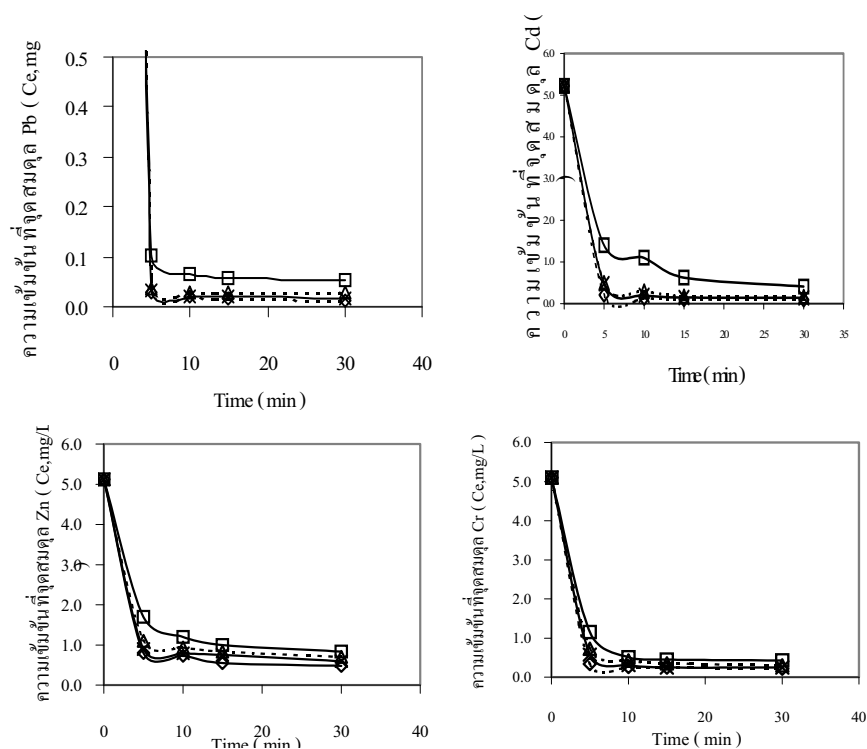
บรรจุด้วยสารละลายโลหะหนักที่มีความเข้มข้นต่าง ๆ ดังนี้ (ในแต่ละ Erlenmeyer Flask จะมีสารละลายโลหะหนักเพียง 1 ชนิด)

- สำหรับตะกั่วและสังกะสีใช้ความเข้มข้น 2, 5, 10, 20, 40, 60, 80 และ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำ DI หรือน้ำชะขยะปริมาตร 100 มิลลิลิตร
- สำหรับแคดเมียมและโครเมียมใช้ความเข้มข้น 1, 2, 5, 10 และ 20 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำ DI หรือน้ำชะขยะปริมาตร 100 มิลลิลิตร

นำสารละลายไอออนโลหะหนักที่มีดินผสมอยู่ไปเขย่าด้วยเครื่องเขย่า (Shaker) ที่ความเร็วรอบ 250 รอบต่อนาที เป็นเวลาเท่ากับเวลาที่จุดสมดุลที่หาได้จากการทดลองที่ 3.2.1 โดยควบคุมพีเอชของสารละลายให้มีค่าประมาณ 6.5 หากพีเอชไม่ได้ 6.5 ให้ทำการปรับพีเอชไปที่ 6.5 แล้วนำไปเขย่าอีก 15 นาที ทำการเก็บตัวอย่างสารละลายพร้อมดินแล้วนำไปเหวี่ยงด้วยเครื่อง Centrifuge เพื่อแยกดินออก วัดปริมาณโลหะหนักที่เหลืออยู่ในสารละลายด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer แล้วนำค่าที่ได้ไปทำการวิเคราะห์หา ไอโซโทมการดูดติดผิวโลหะหนัก

4.3 ผลการทดลองสไลด์จ์เอเอส

4.3.1 การหาเวลาที่จุดสมดุลของการดูดติดผิว



รูปที่ 4.1 : เวลาสัมผัสสำหรับการดูดติดผิวโลหะด้วยสไลด์จ์เอเอส

- | | |
|-------------------|--------------------|
| (ก) โลหะตะกั่ว | (ข) โลหะแคดเมียม |
| (ค) โลหะสังกะสี | (ง) โลหะโครเมียม |

จากรูปที่ 4.1 พบว่าการดูดติดผิวจะถึงจุดสมดุลภายในเวลา 30 นาที โดยอัตราการดูดติดผิวจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในช่วงเริ่มต้น หลังจากนั้นจะค่อย ๆ คงที่ภายในเวลา 30 นาที แสดงว่าอัตราการดูดติดผิวในช่วงต้นจะสูงกว่าอัตราการคายผิว เพราะ active site ที่สามารถดูดติดผิวไอออนโลหะหนักบนพื้นผิวสลัดจ์เอเอสยังมีอยู่มาก แต่เมื่อเวลาผ่านไป active site จะลดลงเพราะมีไอออนของโลหะเข้าไปเกาะอยู่ จึงทำให้อัตราการดูดติดผิวลดลง สังเกตได้จากความชันของกราฟจะลดลงเล็กน้อยจนกระทั่งถึงนาทีที่ 30 อัตราการดูดติดผิวจะเท่ากับอัตราการคายผิว ซึ่งหมายถึงจุดสมดุลของการดูดติดผิวโลหะหนักด้วยสลัดจ์เอเอสจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วภายในเวลา 30 นาทีเท่านั้น ซึ่งกลุ่มจุลินทรีย์ต่าง ๆ ที่อยู่ในสลัดจ์เอเอสที่นำมาใช้ในการทดลองน่าจะเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่ไม่มีชีวิตแล้ว เนื่องจากกลไกการดูดติดผิวเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วภายในเวลาไม่กี่นาทีที่บริเวณพื้นผิวเซลล์ซึ่งได้กล่าวไว้แล้วข้างต้น นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยอื่น ๆ ที่ทำการศึกษาหาเวลาสมดุลของการดูดติดผิวโลหะต่าง ๆ ด้วยวัสดุชีวมวลอื่น ๆ เช่น Artola และคณะ 2000 ทำการศึกษาการดูดติดผิว Cd, Cu, Ni และ Zn ทั้งในสารละลายโลหะหนึ่งธาตุ (single metal) และสารละลายโลหะสองธาตุ (binary metal) ด้วย anaerobically digested sludge พบว่าการดูดติดผิวจะถึงจุดสมดุลภายในเวลา 30 นาที Puranik และ Paknikar, 1999 ศึกษาการดูดติดผิวโลหะ Pb, Cu, Zn, Cd, Ni และ Co ทั้งในสารละลายโลหะหนึ่งธาตุและสารละลายโลหะสองธาตุ ด้วย *S.cinnamomeum* และ *P.chrysogenum* พบว่าการดูดติดผิวจะถึงจุดสมดุลภายในเวลา 30 นาทีเช่นกัน ดังนั้นในการทำการทดลองในส่วนถัดไป จะเลือกใช้เวลาสมดุลของการดูดติดผิวเท่ากับ 30 นาที

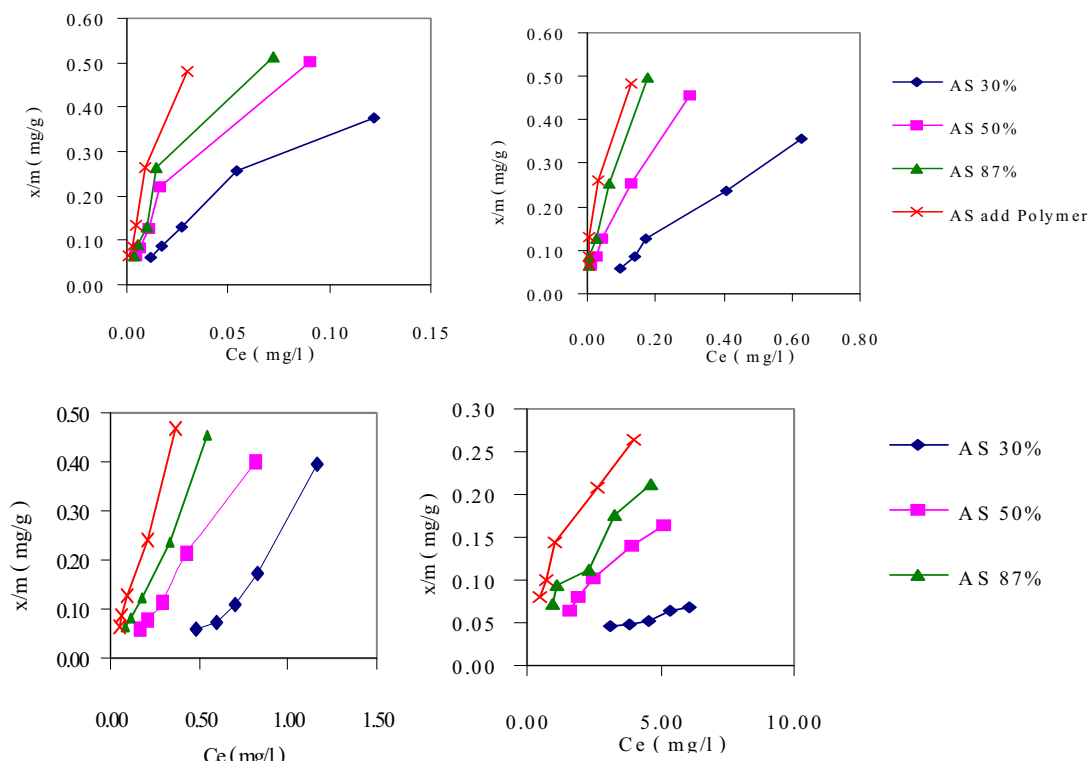
4.3.2 ผลของคุณสมบัติของสลัดจ์เอเอส

การดูดติดผิวโลหะหนักด้วยสลัดจ์เอเอสก่อนและหลังการปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์แสดงในรูปที่ 4.2 ซึ่งพบว่าสลัดจ์ที่มีความชื้นสูงกว่าจะมีความสามารถในการดูดซับโลหะหนักได้ดีกว่า และเมื่อพิจารณาคุณสมบัติของสลัดจ์ที่แสดงในตารางที่ 4.1 จะพบว่า ค่า CEC ของสลัดจ์ AS 50 % มีค่าสูงกว่า CEC ของสลัดจ์ AS30% เช่นกัน ซึ่งแสดงถึงความสามารถของการแลกเปลี่ยนประจุบวกของสลัดจ์ AS50% สูงกว่า AS30% อย่างไรก็ตามสลัดจ์เอเอสที่ใช้เป็นสารดูดซับชนิดที่เป็นสารผสม โดยเฉพาะเมื่อมีการเติมสารช่วยรวมตะกอน ดังนั้นแม้ว่า ค่า CEC ของ สลัดจ์ ASP (เดิมโพลิเมอร์) จะต่ำกว่า AS50% แต่จากรูปที่ 2 สลัดจ์ ASP มีความสามารถในการดูดติดผิวโลหะทั้ง 4 ชนิดได้ดีกว่า ทั้งนี้อาจเป็นมีพื้นที่ส่วนของการดูดติดผิวทั้งหมดไม่ใช่ว่าเป็นการแลกเปลี่ยนประจุเพียงอย่างเดียว

4.3.3 ไอโซเทอมการดูดติดผิว

4.3.3.1 การทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่งชนิด

เนื่องจากโลหะหนักสามารถตกตะกอนได้ดีในรูปของไฮดรอกไซด์ ในการศึกษาการดูดติดผิวจึงทำการทดลองที่พีเอช 6-6.5 ซึ่งเป็นพีเอชที่โลหะทุกตัวที่ศึกษาละลายน้ำได้มากกว่าความเข้มข้นเริ่มต้นสูงสุดที่ใช้ในการทดลอง ไอโซเทอมการดูดติดผิวเป็นการแสดงปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดติดผิวต่อหน่วยของสารดูดติดผิว และมีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นที่จุดสมดุลของการละลายที่อุณหภูมิคงที่ ไอโซเทอมการดูดติดผิวสามารถใช้ในการอธิบายลักษณะของกระบวนการดูดติดผิวได้ ในการทดลองเลือกใช้ไอโซเทอมการดูดติดผิวตามรูปแบบของฟรอนด์ลิชสมการ 4.1



รูปที่ 4.2 : การดูดซับโลหะหนักด้วยสไลด์เอสต่างๆ

(ก) โลหะตะกั่ว (ข) โลหะแคดเมียม

(ค) โลหะสังกะสี (ง) โลหะโครเมียม

$$\frac{x}{m} = KC_e^{1/n} \quad 4.1$$

เมื่อ x/m = ปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดซับต่อหน่วยน้ำหนักของสารดูดซับ; มิลลิกรัม/กรัม หรือ โมล/กรัม

C_e = ความเข้มข้นของตัวถูกละลายในสารละลายที่จุดสมดุล; มิลลิกรัม/ลิตร หรือ โมล/ลิตร

K = ค่าคงที่สัมพันธ์กับพลังงานของการดูดซับของสารดูดซับ;(มิลลิกรัม/ กรัม)(ลิตร/มิลลิกรัม) $^{1/n}$

$1/n$ = ค่าคงที่สัมพันธ์กับพลังงานดูดซับ

เนื่องจากตัวดูดซับที่ใช้ในการทดลองคือสไลด์เอส ซึ่งเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ผสมที่มีความหลากหลาย ทำให้สไลด์เอสที่มีลักษณะมีความแตกต่างของพื้นที่ผิว (surface heterogeneity) ซึ่งตัวดูดซับที่มีพื้นที่ผิวที่มีความแตกต่างกันจะเหมาะกับการอธิบายการดูดซับด้วยไอโซเทอมแบบฟรุนลิช สำหรับสมการฟรุนลิชจะเป็นกราฟความสัมพันธ์แบบลอการิทึม (logarithm) ระหว่างความเข้มข้นของโลหะที่เหลือนในสารละลายที่สภาวะสมดุล

(C_e , mg/l) เป็นแกน x และปริมาณของโลหะที่ถูกดูดซับต่อน้ำหนักของตัวดูดซับ (x/m , mg/g) เป็นแกน y ซึ่งจะทำให้ทราบค่าคงที่สัมพันธ์กับพลังงานของการดูดซับ, K และ Correction Factor, n จากสมการฟรุนดลิช ได้

4.3.3.1.1 น้ำปราศจากประจุ

ก สลัดจ์ AS50%

การทดสอบไอโซเทอมดูดซับโลหะหนักหนึ่งธาตุด้วยสลัดจ์เอสก่อนปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ จะใช้สลัดจ์ก่อนปรับสภาพที่อบจนกระทั่งมีความชื้นเหลืออยู่ 50% (AS50%) มาทดสอบการดูดซับในน้ำปราศจากประจุและอธิบายความสัมพันธ์ต่าง ๆ ด้วยไอโซเทอมการดูดซับแบบฟรุนดลิชและคำนวณหาค่าคงที่ K และ n จากสมการฟรุนดลิช ดังตารางที่ 4.2

ตารางที่ 4.2 : ค่าคงที่ไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชของการดูดซับโลหะหนักชนิดด้วยสลัดจ์ AS 50 % ใน DI

โลหะหนัก	pH	ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดซับแบบฟรุนดลิช		
		K (mg/g)	n (g/l)	R ²
Pb	6.5	3.33	1.94	0.95
Cd	6.27 – 6.58	0.90	1.26	0.95
Zn	6.5	0.49	3.39	0.98
Cr	6.75 – 7.12	0.06	1.52	0.95

เมื่อพิจารณาค่า K (Freundlich adsorption capacity) และ n (Freundlich intensity) จากตารางที่ 3 พบว่าสำหรับสลัดจ์ AS 50 % มีความสามารถในการดูดซับโลหะตะกั่วได้สูงสุดรองลงมาคือ แคดเมียม, สังกะสี และโครเมียมตามลำดับ (K = 3.33, 0.90, 0.49 และ 0.06 mg-metal/g-sludge) ในน้ำปราศจากประจุ และเมื่อพิจารณาค่า n พบว่าการดูดซับทั้งหมดมีค่า n มากกว่า 1 หมายความว่าพลังงานในการดูดซับจะลดลงเมื่อพื้นที่ผิวถูกปกคลุมด้วยไอออนของโลหะหนักมากขึ้น [Inskeep and Baham, 1983] นอกจากนี้แล้ว n ยังสามารถทำนายถึงลักษณะการดูดซับเมื่อความเข้มข้นเปลี่ยนไป คือเมื่อ n มีค่ามากกว่า 1 หรือ Freundlich adsorption isotherm มีความชันน้อย แสดงว่าตัวดูดซับนั้น ๆ สามารถดูดซับได้ดีที่ความเข้มข้นต่ำ ๆ ซึ่งจากผลการทดลองพบว่าไอโซเทอมทั้งหมดมีค่า n มากกว่า 1 แสดงว่าสลัดจ์เอสมีความสามารถในการดูดซับโลหะตะกั่ว, แคดเมียม, สังกะสี และโครเมียมในน้ำปราศจากประจุได้ดีเมื่อความเข้มข้นของสารละลายโลหะหนักมีค่าต่ำ

ภายใต้สภาวะของสารละลายที่มีพีเอชน้อยกว่า 7 $Pb(NO_3)_2$, $Cd(NO_3)_2$ และ $Zn(NO_3)_2$ จะอยู่ในรูปของไอออนอิสระคือ Pb^{2+} , Cd^{2+} และ Zn^{2+} มากกว่าในรูปแบบอื่น ๆ เช่น MNO_3^+ , $M(NO_3)_2^0$, $M(NO_3)_3^-$ และ $M(NO_3)_4^{2-}$ เมื่อ M แทนไอออนอิสระของโลหะแต่ละชนิด ส่วน $K_2Cr_2O_7$ ภายใต้สภาวะของสารละลายที่มีพีเอชน้อยกว่า 7 ไบโครเมตไอออน ($HCrO_4^-$) จะเป็นรูปแบบของโครเมียมที่มีปริมาณมากที่สุด ดังนั้นการพิจารณาการดูดซับโลหะหนักทั้งสี่ชนิดของสลัดจ์เอสจึงจำเป็นต้องแบ่งเป็น 2 กรณีคือ การดูดซับโลหะหนักที่อยู่ในรูปของประจุบวก (Pb^{2+} , Cd^{2+} และ Zn^{2+}) และการดูดซับโลหะหนักที่อยู่ในรูปของประจุลบ ($HCrO_4^-$)

สลัดจ์เอสมีความสามารถในการดูดซับได้ทั้งโลหะที่อยู่ในรูปของประจุบวกและประจุลบ ซึ่งอาจเป็นเพราะความหลากหลายของกลุ่มจุลินทรีย์บนสลัดจ์เอส ทำให้พื้นผิวของสลัดจ์เอสมีลักษณะเป็นเนื้อผสม

(heterogeneous surface) จึงมีความสามารถในการดูดซับได้ทั้งโลหะที่อยู่ในรูปของประจุบวกและประจุลบ และจากการเปรียบเทียบความสามารถในการดูดซับโลหะหนักที่อยู่ในรูปประจุบวกแต่ละชนิดด้วยสไลด์เจลเอสทั้งในน้ำปราศจากประจุและในน้ำชะขยะพบว่า ลำดับการดูดซับสามารถเรียงลำดับได้ดังนี้ ตะกั่ว > แคดเมียม > สังกะสี Holan และ Volesky, 1994 อธิบายว่าความแตกต่างของการดูดซับไอออนโลหะหนักเกิดจากหลายปัจจัยด้วยกัน เช่น การเลือกจับไอออนโลหะหนักของหมู่เคมีบนผนังเซลล์ ความแรงทางไฟฟ้าของไอออนโลหะหนัก เป็นต้น ยกที่จะทำนายลำดับการดูดซับไอออนโลหะหนักได้อย่างถูกต้อง แต่ลำดับการดูดซับไอออนโลหะหนักมีแนวโน้มมากขึ้นตามค่าวาเลนซ์ (Valence) และเลขอะตอม ทั้งนี้โลหะที่มีค่าวาเลนซ์มาก แสดงว่าจำนวนโปรตรอนจะเหลือมากกว่าจำนวนอิเล็กตรอนมาก ส่วนเลขอะตอมมากจำนวนโปรตรอนภายในนิวเคลียสจะมากตามไปด้วย เป็นผลทำให้โลหะที่มีค่าวาเลนซ์และเลขอะตอมมากจะมีแรงทางไฟฟ้าที่จับกับประจุลบที่ผนังเซลล์มากขึ้น ด้วย ส่วนงานวิจัยของ Tobin และคณะ, 1984 เสริมว่าความแตกต่างของการดูดซับไอออนโลหะหนักจะมีความสัมพันธ์กับรัศมีไอออนของโลหะหนัก โดยไอออนโลหะที่มีขนาดใหญ่จะถูกดูดซับได้แข็งแรงกว่าไอออนที่มีขนาดเล็ก ทำให้ปริมาณการดูดซับไอออนโลหะหนักมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามรัศมีไอออนที่เพิ่มขึ้นด้วย นอกเหนือจากนี้ค่าอิเล็กโตรเนกาติวิตี ซึ่งเป็นค่าที่แสดงถึงความสามารถที่อะตอมจะดึงอิเล็กตรอนเข้ามาในอะตอม นั้น ก็มีผลต่อการดูดซับไอออนโลหะหนักด้วย โดยโลหะที่มีค่าอิเล็กโตรเนกาติวิตีสูงจะสามารถดูดซับกับผนังเซลล์ของสไลด์เจลเอสมากกว่าโลหะที่มีค่าอิเล็กโตรเนกาติวิตีต่ำ ทำให้ปริมาณการดูดซับไอออนโลหะหนักมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามค่าอิเล็กโตรเนกาติวิตีด้วย คุณสมบัติต่าง ๆ ของโลหะตะกั่ว แคดเมียม และสังกะสี แสดงไว้ในตารางที่ 4.3 และลำดับการดูดซับโลหะหนักที่ได้มีผู้ทำการทดลองแสดงไว้ในตารางที่ 4.4

ตารางที่ 4.3 : คุณสมบัติต่าง ๆ ของโลหะตะกั่ว แคดเมียม และสังกะสี

คุณสมบัติ	ชนิดของโลหะหนัก		
	Pb	Cd	Zn
ค่าวาเลนซ์	2	2	2
เลขอะตอม	82	48	30
ค่าอิเล็กโตรเนกาติวิตี	2.33	1.69	1.65
รัศมีอะตอม (Å)	1.19	0.95	0.74

หมายเหตุ ลัดดา มีสุข, 2539, ตารางธาตุและระบบพีริออดิก : เคมีทั่วไป เล่มที่ 1, พิมพ์ครั้งที่ 2ม
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

ตารางที่ 4.4 : ลำดับการดูดซับโลหะชนิดต่าง ๆ

ชนิดตัวดูดซับ	ลำดับการดูดซับ	Reference
Sewage Sludge and Paper Mill Waste	Pb > Cd > Cu > Zn	Lister และ Line 2001
<i>Rhizopus arrhizus</i> biomass	Pb > Cu > Cd > Zn > Mn > Sr	Brady และ Tobin 1995
<i>Phanerochaete chrysosporium</i> biomass	Pb > Cd > Cu	Say และคณะ 2001
Anaerobically digested sludge	Cu > Cd > Zn > Ni	Artola และคณะ 2000

สลัดจ์ยังมีความสามารถในการดูดซับโลหะหนักที่อยู่ในรูปประจุลบทั้งในน้ำปราศจากประจุและในน้ำชะขยะ คือสามารถดูดซับโลหะโครเมียมในน้ำปราศจากประจุและในน้ำชะขยะได้ในปริมาณ 0.056 และ 0.008 มิลลิกรัมโลหะโครเมียมต่อกรัมสลัดจ์เอเอสตามลำดับ ซึ่งถ้าเปรียบเทียบกับปริมาณโลหะโครเมียมที่ถูกดูดซับด้วยโลหะอื่นๆที่อยู่ในรูปประจุบวกแล้วจะพบว่า ปริมาณโลหะโครเมียมที่ถูกดูดซับถือว่าน้อยมากเมื่อเทียบกับโลหะตะกั่ว, แคดเมียมและ สังกะสี ที่ถูกดูดซับด้วยสลัดจ์เอเอส ทั้งนี้อาจเป็นเพราะสาเหตุของประจุบนพื้นผิวสลัดจ์เอเอสที่พีเอชที่ใช้ในการทดลองส่วนใหญ่จะมีประจุเป็นลบ (ตามเหตุผลที่ได้กล่าวไว้ในหัวข้อที่แล้ว) ดังนั้นที่พีเอชในการทดลองนี้ สลัดจ์เอเอสจึงมีความสามารถในการดูดซับโลหะที่อยู่ในรูปประจุบวกได้มากกว่าโลหะที่อยู่ในรูปของประจุลบ นอกจากนี้ Aksu และ Akpınar (2001) ได้ทำการทดสอบความสามารถในการดูดซับโลหะโครเมียมด้วยสลัดจ์เอเอสที่พีเอชต่าง ๆ ตั้งแต่ 1 – 6 พบว่า ความสามารถในการดูดซับโลหะโครเมียมลดลงเมื่อพีเอชเพิ่มขึ้น ซึ่งเป็นเพราะที่พีเอชมีค่าต่ำประจุบนพื้นผิวสลัดจ์เอเอสส่วนใหญ่จะเป็นบวกและเมื่อพีเอชสูงขึ้นประจุส่วนใหญ่จะเป็นลบ ทำให้ความสามารถในการดูดซับโลหะโครเมียมลดลงเมื่อพีเอชเพิ่มขึ้นเช่นเดียวกัน

ข. สลัดจ์ASP

การทดสอบไอโซเทอมดูดซับโลหะหนักหนึ่งธาตุด้วยสลัดจ์เอเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ (ASP) จะทดสอบการดูดซับทั้งหมดทั้งในน้ำปราศจากประจุ และอธิบายความสัมพันธ์ต่าง ๆ ด้วยไอโซเทอมการดูดซับแบบฟรุนดลิช

การทดสอบไอโซเทอมดูดซับโลหะหนักหนึ่งธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสลัดจ์ASP ในน้ำปราศจากประจุ โดยควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลการดูดซับไว้ที่ 6 – 6.5 ในทุกการทดลอง และศึกษาความสามารถในการดูดซับของโลหะแต่ละชนิดด้วยค่าคงที่ที่ได้จากไอโซเทอมตามรูปแบบของฟรุนดลิช ซึ่งค่าคงที่ K และ n จากสมการฟรุนดลิช ดังตารางที่ 4.5

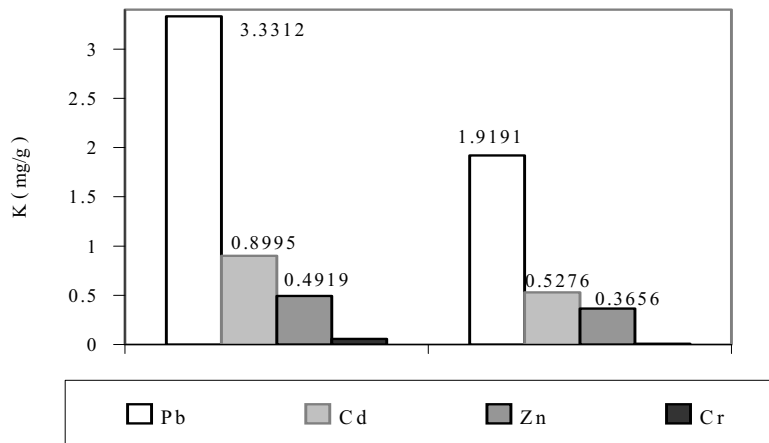
ตารางที่ 4.5 : ค่าคงที่ไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชของการดูดซับโลหะหนักชนิดด้วยสลัดจ์ASP ในน้ำปราศจากประจุ

โลหะหนัก	pH	ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดซับแบบฟรุนดลิช		
		K (mg/g)	n (g/l)	R ²
Pb	6.5	5.07	1.75	0.97
Zn	6.5	1.04	2.51	0.99

เมื่อพิจารณาจากค่า K และ n จากตารางที่ 4.5 พบว่าสำหรับสลัดจ์ ASP มีความสามารถในการดูดซับโลหะตะกั่ว (K = 5.07mg-metal/g-sludge) ได้ดีกว่าสังกะสี (K = 1.04 mg-metal/g-sludge) ในน้ำปราศจากประจุ และเมื่อเทียบปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับด้วยสลัดจ์ ASP กับสลัดจ์ AS50% พบว่า สลัดจ์ASP มีความสามารถในการดูดซับโลหะชนิดต่าง ๆ ได้ดีกว่าสลัดจ์AS 50% และเมื่อพิจารณาจากค่า n พบว่าการดูดซับทั้งหมดมีค่า n มากกว่า 1 ซึ่งหมายความว่าสลัดจ์เอเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์มีความสามารถในการดูดซับโลหะตะกั่วและสังกะสีในน้ำปราศจากประจุได้ดีเมื่อความเข้มข้นของสารละลายโลหะหนักมีค่าต่ำเช่นเดียวกับสลัดจ์เอเอสก่อนปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์

4.3.3.1.2 น้ำชะขยะต่อการดูดซับโลหะ

ก. สลัดจ์ AS50%



รูปที่ 4.3 : เปรียบเทียบการดูดติดผิวโลหะชนิดต่าง ๆ ด้วยสลัดจ์ AS 50% ในน้ำ
ปราศจากประจุและน้ำชะขยะ LCL

การทดสอบไอโซเทอมดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่งธาตุของตะกั่ว, แคดเมียม, สังกะสี และโครเมียมด้วยสลัดจ์ AS50% ในน้ำชะขยะ LCL ซึ่งมี Soluble COD ได้เท่ากับ 91 mg/l การทดสอบหาค่า ไอโซเทอมควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลการดูดติดผิวไว้ที่ 6.5 – 7.2 ในทุกการทดลอง วิเคราะห์ไอโซเทอมตามรูปแบบของฟรอนคลิช และนำค่า K มาเปรียบเทียบกับรูปที่ 4.3

จากรูปที่ 4.3 เมื่อพิจารณาค่า K พบว่าในน้ำชะขยะ LCL สลัดจ์ AS50 % ยังคงดูดติดผิวโลหะตะกั่วได้สูงสุด รองลงมาคือ แคดเมียม, สังกะสี และโครเมียมตามลำดับ ($K = 1.92, 0.53, 0.37$ และ 0.008 mg-metal/g-sludge) แต่เมื่อเปรียบเทียบปริมาณโลหะที่ถูกดูดติดผิว พบว่าในน้ำชะขยะ LCI สลัดจ์ AS50% ดูดติดผิวโลหะหนักชนิดต่างๆ ได้น้อยลงเมื่อเทียบกับในน้ำปราศจากประจุ เนื่องมาจากผลของสารหรือไอออนอื่น ๆ ที่ละลายอยู่ในน้ำชะขยะ LCL ซึ่งจะเห็นได้จากค่า dissolved solids, ds (825 mg/l) และปริมาณโลหะต่าง ๆ (ตารางที่ 4.6) ของน้ำชะขยะที่มีค่าสูงกว่าเมื่อเทียบกับในน้ำปราศจากประจุมากกว่า 1 ซึ่งหมายความว่าสลัดจ์เอสซีมีความสามารถในการดูดติดผิวโลหะตะกั่ว, แคดเมียม, สังกะสี และโครเมียมในน้ำชะขยะ LCL ได้ดี เมื่อความเข้มข้นของสารละลายโลหะหนักมีค่าต่ำเช่นเดียวกับในน้ำปราศจากประจุ

ข. สลัดจ์ ASP

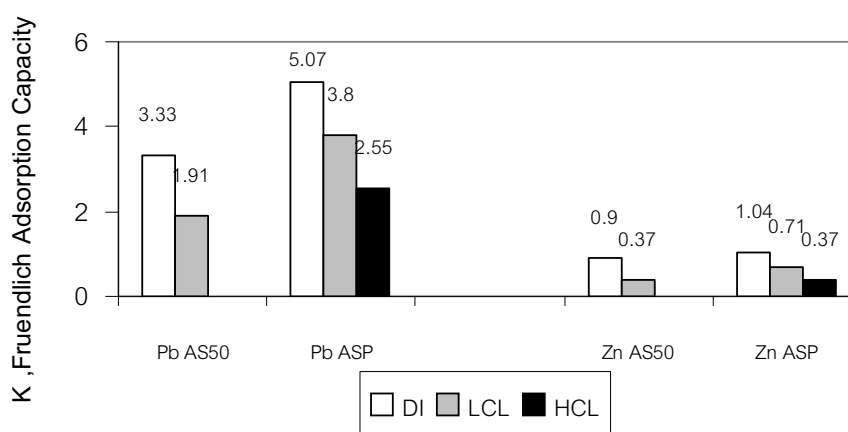
การทดสอบไอโซเทอมดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่งธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสลัดจ์ ASP ทำการทดสอบทั้งน้ำชะ LCL และน้ำชะ HCL โดยควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลการดูดติดผิวไว้ที่ 6.5 – 7.2 ในทุกการทดลอง

และศึกษาความสามารถในการดูดซับของโลหะตะกั่ว (Pb) และสังกะสี (Zn) และคำนวณค่าคงที่ที่ได้จากไอโซเทอมตามรูปแบบของฟรุนดลิช ซึ่งค่าคงที่ K และ n จากสมการฟรุนดลิช ดังตารางที่ 4.7 เทียบกับค่า K และ n ของสลัดจ์ AS50% ในน้ำชะ LCL

ตารางที่ 4.7 : ค่าคงที่ไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชของการดูดซับโลหะหนักชนิดด้วยสลัดจ์ AS 50 %และ ASP ความชื้นในน้ำชะขยะLCL และ HCL

โลหะหนัก	pH	ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดซับแบบฟรุนดลิช								
		AS 50%			ASP					
		LCL			LCL			HCL		
		K	n	R ²	K	n	R ²	K	n	R ²
Pb	7.2	1.91	1.56	0.99	3.80	1.86	0.97	2.55	1.75	0.94
Zn	7.2	0.37	2.75	0.99	0.71	2.84	0.99	0.37	2.34	0.92
Cd	6.75 – 7.15	0.53	1.42	0.94	-	-	-	-	-	-
Cr	7.26 – 7.59	0.008	1.49	0.93	-	-	-	-	-	-

เมื่อพิจารณาค่า K และ n จากตารางที่ 4.7 พบว่าในน้ำชะขยะHCL สลัดจ์ASP ยังคงดูดซับโลหะตะกั่ว (K = 2.55 mg-metal/g-sludge) ได้ดีกว่าสังกะสี (K = 0.37 mg-metal/g-sludge) แต่เมื่อเปรียบเทียบปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับในน้ำชะขยะHCL กับในน้ำชะขยะ LCL พบว่าสลัดจ์ ASP ดูดซับโลหะทั้ง ตะกั่ว และ สังกะสี ได้น้อยลงในน้ำชะขยะHCL เนื่องจากผลของสารหรือไอออนอื่น ๆ ที่ละลายอยู่ในน้ำชะขยะHCL ซึ่งจะเห็นได้จากค่า dissolved solids ซึ่งเท่ากับ 14250 mg/l มีค่าสูงกว่ามากเมื่อเทียบกับในน้ำชะขยะLCL ซึ่งเมื่อนำค่า K ของการดูดซับโลหะตะกั่วและสังกะสีด้วยสลัดจ์AS50% และ ASP ทั้งในน้ำปราศจากประจุ, ในน้ำชะขยะLCL และในน้ำชะขยะ HCLมาเขียนกราฟเปรียบเทียบจะได้ผลดังรูปที่ 4.4



รูปที่ 4.4 : เปรียบเทียบการดูดซับโลหะตะกั่วและสังกะสี ด้วยสลัดจ์AS 50% และ ASP ในน้ำปราศจากประจุและน้ำชะขยะLCL และ HCL

4.3.4 การทดสอบผลของสังกะสีไอออนและไนเตรทไอออนที่มีต่อการดูดซับโลหะธาตุอื่นในสารละลายผสมโลหะหนักสองธาตุ

เนื่องจากในน้ำชะขยะมีโลหะหนักหลายธาตุปะปนกัน ความเข้มข้นของโลหะหนักต่างชนิดกันย่อมส่งผลต่อการดูดซับด้วยสลิคเจเอส แต่ในน้ำชะขยะมักจะมีค่าความเข้มข้นของสังกะสีสูงกว่าโลหะหนักอื่น ๆ มาก [18] ซึ่งส่งผลโดยตรงต่อการดูดซับโลหะหนักธาตุอื่น ๆ ทำให้การดูดซับลดลงเมื่อน้ำชะขยะมีสังกะสีอยู่ในปริมาณมาก ในขณะที่ตะกั่ว, แคดเมียม และ โครเมียม มีความเป็นพิษสูงกว่าสังกะสี ดังนั้นในการทดลองจึงทำการทดสอบความแรงไอออนของโลหะสังกะสีที่มีผลต่อการดูดซับ ตะกั่ว, แคดเมียม และ โครเมียม โดยการศึกษาการดูดซับในสารละลายโลหะผสม 2 ธาตุ (binary metal) ระหว่างโลหะสังกะสีกับโลหะตะกั่ว, แคดเมียม และ โครเมียม เพื่อประเมินการดูดซับในสารละลายผสมที่มีโลหะหนักหลายธาตุปะปนกัน แต่เนื่องจากโลหะสังกะสีที่ใช้ในการทดลองอยู่ในรูปของสังกะสีไนเตรท, $Zn(NO_3)_2$ ซึ่งที่พีเอชที่ใช้ในการทดลอง (น้อยกว่า 7) $Zn(NO_3)_2$ จะแตกตัวอยู่ในรูปของไอออนอิสระของสังกะสี (Zn^{2+}) และไนเตรท (NO_3^-) มากกว่าในรูปแบบอื่น ดังนั้นในการศึกษาผลของสารละลายสังกะสีไนเตรทที่มีต่อการดูดซับโลหะตัวอื่น ๆ จึงจำเป็นต้องแบ่งการทดลองออกเป็นสองกรณีคือ ผลของ Zn^{2+} ที่มีต่อการดูดซับไอออนประจุบวกด้วยกัน และผลของ NO_3^- ที่มีต่อการดูดซับไอออนประจุลบด้วยกัน

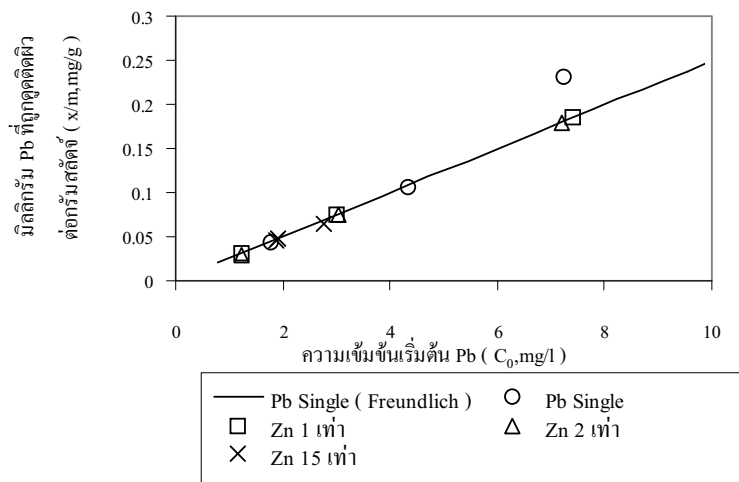
จากที่ได้กล่าวมาแล้วว่า ภายใต้สภาวะของสารละลายที่พีเอชน้อยกว่า 7 $Pb(NO_3)_2$ และ $Cd(NO_3)_2$ จะอยู่ในรูปของไอออนอิสระคือ Pb^{2+} และ Cd^{2+} มากกว่าในรูปแบบอื่น ๆ ส่วน $K_2Cr_2O_7$ ภายใต้สภาวะของสารละลายที่มีพีเอชน้อยกว่า 7 ไบโครเมตไอออน ($HCrO_4^-$) จะเป็นรูปแบบของโครเมียมที่มีปริมาณมากที่สุด ดังนั้นจึงแบ่งการทดลองออกเป็นสองกรณีคือ ผลของ Zn^{2+} ที่มีต่อการดูดซับไอออนประจุบวกอันได้แก่ Pb^{2+} และ Cd^{2+} และส่วนที่สองคือผลของ NO_3^- ที่มีต่อการดูดซับไอออนประจุลบได้แก่ $HCrO_4^-$ แต่จากการทดสอบเพื่อดูผลของ NO_3^- ที่มีต่อการดูดซับโครเมียมซึ่งอยู่ในรูป $HCrO_4^-$ ซึ่งทำการทดลองเพื่อศึกษาว่าสลิคเจเอสจะมีความสามารถในการดูดซับ NO_3^- ได้หรือไม่ โดยทำการทดลองวัดความเข้มข้นเริ่มต้นของ NO_3^- ในสารละลาย $Zn(NO_3)_2$ ที่ความเข้มข้น 100 mg/l (ซึ่งเป็นความเข้มข้นสูงสุดของไนเตรทที่ใช้ในการทดลอง) จากนั้นนำสารละลายที่ได้ไปทดสอบไอโซเทอมการดูดซับด้วยสลิคเจเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ (ซึ่งจากการทดลองในหัวข้อการดูดซับโลหะหนักธาตุพบว่า สลิคเจเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์มีประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะชนิดต่าง ๆ ได้ดีที่สุด) ซึ่งภายหลังการดูดซับพบว่า ความเข้มข้นของ NO_3^- ที่เหลืออยู่ในสารละลายหลังจากการดูดซับไม่ได้มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับความเข้มข้นเริ่มต้นของ NO_3^- (มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย) แสดงว่าสลิคเจเอสไม่มีความสามารถในการดูดซับ NO_3^- ซึ่งทำให้รู้ว่า NO_3^- ไม่ส่งผลต่อการดูดซับของโลหะโครเมียมนั่นเอง

ดังนั้นการทดลองในส่วนของการศึกษาความแรงของไอออนสังกะสีที่มีต่อการดูดซับโลหะตัวอื่น ๆ จึงจะทำการทดลองเฉพาะการทดสอบการดูดซับโลหะหนักในสารละลายโลหะผสมของสังกะสีและตะกั่วกับสารละลายโลหะผสมของสังกะสีและแคดเมียมเท่านั้น

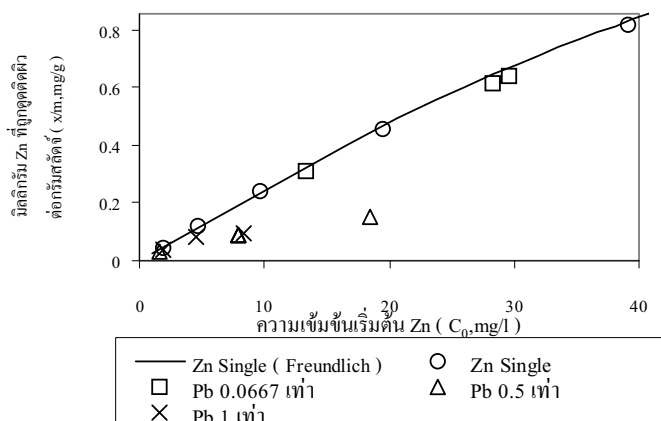
4.3.4.1. สลัดจ์ AS50%

การทดสอบการดูดซับโลหะหนักในสารละลายโลหะผสม 2 ธาตุด้วยสลัดจ์ AS50% จะใช้สลัดจ์ก่อนปรับสภาพที่มีเปอร์เซ็นต์ความชื้น 50% มาทดสอบการดูดซับทั้งในน้ำปราศจากประจุและในน้ำชะขยะ โดยจะศึกษาการดูดซับในสารละลายโลหะผสม 2 ธาตุ (binary metal) ระหว่างโลหะสังกะสีและโลหะตะกั่ว กับโลหะสังกะสีและโลหะแคดเมียม

ก. น้ำปราศจากประจุ



(ก)

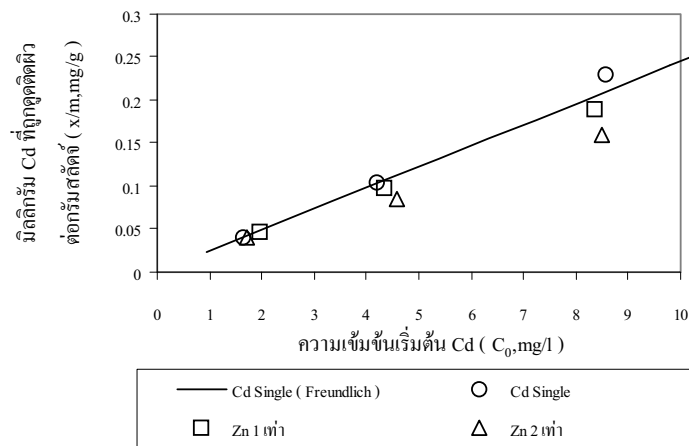


(ข)

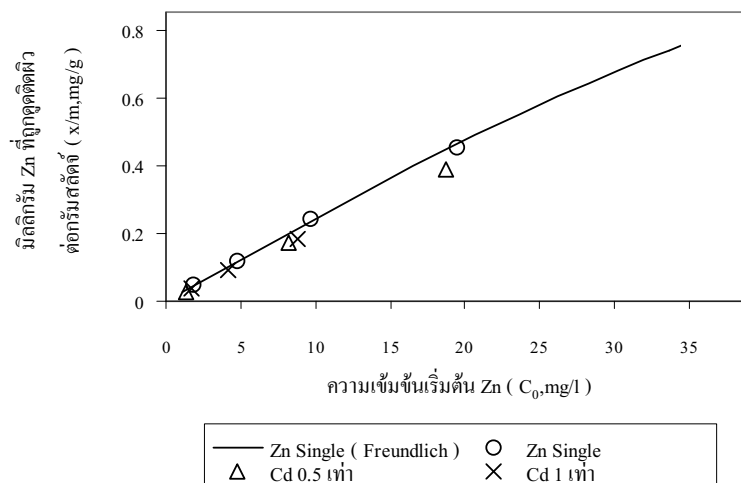
รูปที่ 4.5 : การดูดซับสารละลายโลหะผสมสองธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสลัดจ์ AS 50% ในน้ำปราศจากประจุ

(ก) การดูดซับโลหะตะกั่ว

(ข) การดูดซับโลหะสังกะสี



(ก)



(ข)

รูปที่ 4.6 : การดูดซับโลหะผสมสองธาตุของแอสเบสติก AS 50
ในน้ำปราศจากประจุ

(ก) การดูดซับโลหะแอสเบสติก (ข) การดูดซับโลหะสังกะสี

การทดสอบความแรงไอออนของโลหะสังกะสีที่มีผลต่อการดูดซับ ตะกั่ว และแอสเบสติก ด้วยสัณฐาน AS 50 % ในน้ำปราศจากประจุ จะทำการทดลองโดยเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีเป็น 1,2 และ 15 เท่าของความเข้มข้นเริ่มต้นของตะกั่ว กับ 1 และ 2 เท่าของความเข้มข้นเริ่มต้นของแอสเบสติก และควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลการดูดซับไว้ที่ 6 – 6.5 ในทุกการทดลอง โดยจะเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นเริ่มต้นของโลหะ ตัวที่สนใจจะศึกษาการดูดซับ (C_0) เป็นแกน x และปริมาณของโลหะตัวที่สนใจจะศึกษาการดูดซับที่ถูก

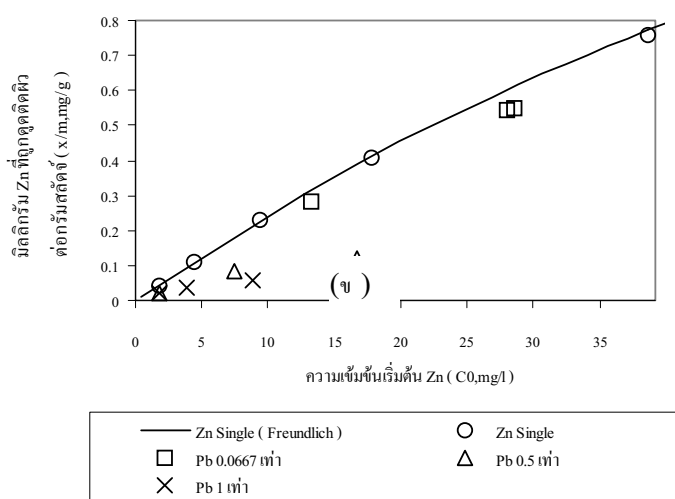
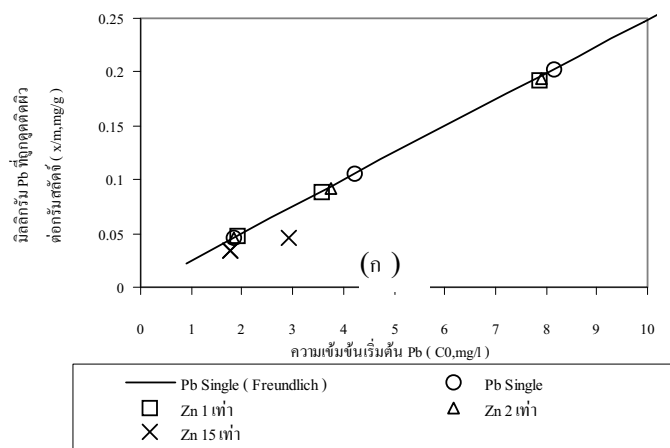
ดูดติดผิวต่อน้ำหนักของตัวดูดติดผิว (x/m) เป็นแกน y ซึ่งจะนำผลการดูดติดผิวโลหะในสารละลายผสมสองธาตุที่ได้ไปเปรียบเทียบกับผลการดูดติดผิวของโลหะหนึ่งธาตุ ทั้งที่ได้จากการทดลองจริงและได้จากการคำนวณโดยสมการฟรุนดลิช ดังรูปที่ 4.5 และ 4.6

รูปที่ 4.5 (ก) และ (ข) เป็นการดูดติดผิวตะกั่วและสังกะสีในสารละลายโลหะผสมระหว่างตะกั่วและสังกะสีตามลำดับ ส่วนรูปที่ 4.6 (ก) และ (ข) เป็นการดูดติดผิวแคดเมียมและสังกะสีในสารละลายโลหะผสมระหว่างแคดเมียมและสังกะสี ตามลำดับ พบว่าในสารละลายผสมของตะกั่วและสังกะสี สังกะสีจะไม่มีการดูดติดผิวโลหะตะกั่ว ซึ่งสังเกตได้จากการเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีตั้งแต่ 1 เท่าจนถึง 15 เท่าของความเข้มข้นตะกั่ว การดูดติดผิวตะกั่วยังคงมีค่าใกล้เคียงกับในสารละลายโลหะตะกั่วหนึ่งธาตุ ส่วนในสารละลายผสมของแคดเมียมและสังกะสี การดูดติดผิวแคดเมียมเริ่มลดลงจากการดูดติดผิวแคดเมียมหนึ่งธาตุตั้งแต่ความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีมีค่าเท่ากับ ความเข้มข้นของแคดเมียม จากที่กล่าวมาข้างต้นสามารถสรุปได้ว่าการดูดติดผิวโลหะผสมด้วยสัลเฟอร์ AS50 % ในน้ำปราศจากประจุ โลหะสังกะสีจะมีผลต่อการยับยั้งการดูดติดผิวโลหะแคดเมียมในสารละลายผสมได้ดีกว่าที่จะยับยั้งการดูดติดผิวตะกั่วในสารละลายผสม และเมื่อพิจารณาผลของตะกั่วและแคดเมียมที่มีต่อการดูดติดผิวโลหะสังกะสีในสารละลายโลหะผสม พบว่าตะกั่วสามารถยับยั้งการดูดติดผิวโลหะสังกะสีได้มากกว่าแคดเมียม ซึ่งสังเกตได้จากการที่ความเข้มข้นของตะกั่วและแคดเมียมเท่ากัน การดูดติดโลหะสังกะสีเมื่อมีตะกั่วอยู่จะลดลงจากการดูดติดผิวสังกะสีหนึ่งธาตุมากกว่าเมื่อมีแคดเมียมอยู่ในสารละลายผสม ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Brady and Tobin 1995 ที่ได้ทำการศึกษาการดูดติดผิวในสารละลายโลหะผสมสองธาตุของตะกั่วกับสังกะสี และแคดเมียมกับสังกะสีด้วย *Rhizopus Arrhizus* ในน้ำปราศจากประจุพบว่า สังกะสีมีเปอร์เซ็นต์การยับยั้งการดูดติดผิวโลหะตะกั่วและแคดเมียมในสารละลายผสมสองธาตุเท่ากับ 0 และ 43.89% ตามลำดับ ส่วนตะกั่วมีเปอร์เซ็นต์การยับยั้งการดูดติดผิวของโลหะสังกะสีในสารละลายผสมได้ถึง 62.98 % ในขณะที่แคดเมียมมีเปอร์เซ็นต์การยับยั้งการดูดติดผิวของโลหะสังกะสีในสารละลายผสมได้เพียง 51.36 % จากงานวิจัยนี้แสดงว่า สังกะสีสามารถยับยั้งการดูดติดผิวโลหะแคดเมียมมากกว่ายับยั้งการดูดติดผิวโลหะตะกั่ว และโลหะตะกั่วสามารถยับยั้งการดูดติดผิวโลหะสังกะสีได้มากกว่าที่โลหะแคดเมียมจะยับยั้งการดูดติดผิวโลหะสังกะสี ซึ่งให้ผลสอดคล้องกับการทดลองในหัวข้อนี้

ข. น้ำชะขยะ

การทดสอบความแรงไอออนของโลหะสังกะสีที่มีผลต่อการดูดติดผิว ตะกั่ว และแคดเมียม ด้วยสัลเฟอร์เอเอส 50 % ความเข้มข้นในน้ำชะขยะ LCL ซึ่งมีซีโอดีต้า (Soluble COD เท่ากับ 90.72 mg/l) จะทำการทดลองเช่นเดียวกันกับในน้ำปราศจากประจุ และควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลการดูดติดผิวไว้ที่ 6.5 – 7.2 ในทุกการทดลอง ซึ่งจะนำผลการดูดติดผิวโลหะในสารละลายผสมสองธาตุที่ได้ไปเปรียบเทียบกับผลการดูดติดผิวของโลหะหนึ่งธาตุทั้งที่ได้จากการทดลองจริงและได้จากการคำนวณโดยสมการฟรุนดลิช ดังรูปที่ 4.7 และ 4.8

รูปที่ 4.7(ก) และ (ข) เป็นการดูดซับตะกั่วและสังกะสีในสารละลายโลหะผสมระหว่างตะกั่วและสังกะสีตามลำดับ ส่วนรูปที่ 4.8 (ก) และ (ข) เป็นการดูดซับแคดเมียมและสังกะสีในสารละลายโลหะผสมระหว่างแคดเมียมและสังกะสี ตามลำดับ พบว่าการดูดซับโลหะผสมด้วยสลัดจ์ AS 50 % ในน้ำชะขยะ LCL โลหะสังกะสี



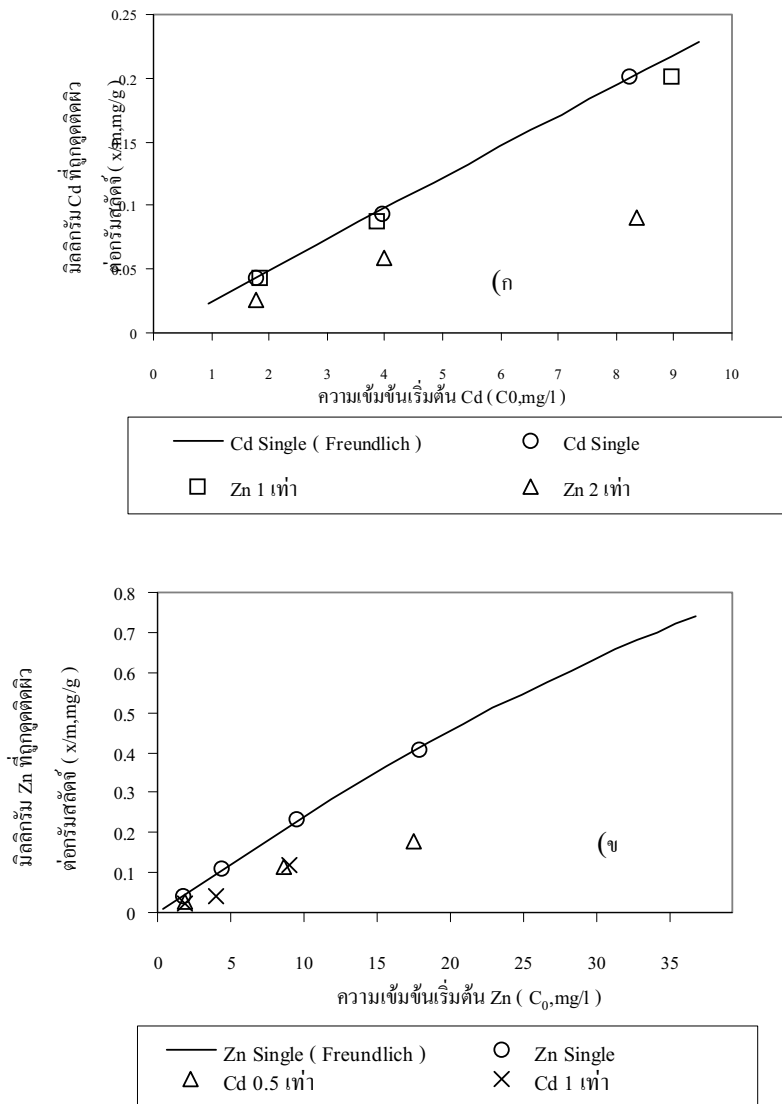
รูปที่ 4.7: การดูดซับสารละลายโลหะผสมสองธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสลัดจ์ AS 50% ในน้ำชะขยะ LCL

(ก) การดูดซับโลหะตะกั่ว

(ข) การดูดซับโลหะ

จะมีผลต่อ การยับยั้งการดูดซับโลหะแคดเมียมในสารละลายผสม ได้ดีกว่าที่จะยับยั้งการดูดซับตะกั่วในสารละลายผสม และเมื่อพิจารณาผลของตะกั่วและแคดเมียมที่มีต่อการดูดซับโลหะสังกะสีในสารละลายโลหะผสม พบว่าตะกั่วสามารถยับยั้งการดูดซับโลหะสังกะสีได้มากกว่าแคดเมียม ซึ่งผลการทดลองในน้ำชะขยะ LCL มีแนวโน้มใกล้เคียงกันกับผลการทดลองในน้ำปราศจากประจุ แต่พบว่าสารละลายผสมตะกั่วและสังกะสีในน้ำชะขยะ LCL ที่สังกะสีความเข้มข้นเริ่มต้นเป็น 15 เท่าของความเข้มข้นตะกั่วสังกะสีเริ่มจะมีผลยับยั้งทำให้การดูดซับตะกั่ว

ลดลง ขณะที่ในน้ำปราศจากประจุที่สังกะสีความเข้มข้นเริ่มต้นเป็น 15 เท่าของความเข้มข้นตะกั่วก็ยังไม่ส่งผลต่อการดูดซับของตะกั่ว นอกจากนี้ในน้ำชะขยะLCLสังกะสีจะยับยั้งการดูดซับโลหะแคดเมียมได้มากกว่าในน้ำปราศจากประจุ ในทำนองเดียวกันในน้ำชะขยะLCLแคดเมียมจะยับยั้งการดูดซับโลหะสังกะสีได้มากกว่าในน้ำปราศจากประจุเช่นกัน ซึ่งอาจเป็นเพราะไอออนอื่น ๆ ที่ละลายอยู่ในน้ำชะขยะLCLนั่นเอง



รูปที่ 4.8: การดูดซับโลหะผสมสองธาตุของแคดเมียมและสังกะสีด้วย
สลิคัส AS 50% ในน้ำชะขยะ LCL
(ก) การดูดซับโลหะแคดเมียม (ข) การดูดซับโลหะสังกะสี

การที่ผลการทดลองมีแนวโน้มที่สังกะสีสามารถยับยั้งการดูดติดผิวโลหะแคดเมียมได้ดีกว่าที่จะยับยั้งการดูดติดผิวโลหะตะกั่ว และตะกั่วสามารถยับยั้งการดูดติดผิวของสังกะสีได้มากกว่าแคดเมียมทั้งในน้ำปราศจากประจุและน้ำชะขยะLCL ซึ่งเป็นไปตามผลการทดลองในหัวข้อเรื่องการดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่งธาตุที่พบว่า ในสารละลายโลหะหนึ่งธาตุลำดับความสามารถในการดูดติดผิวของโลหะประจวบกับเรียงลำดับได้ดังนี้ ตะกั่ว > แคดเมียม > สังกะสี ดังนั้นการที่ตะกั่วที่มีความสามารถในการดูดติดผิวได้ดีกว่าสังกะสีแสดงว่าตะกั่วสามารถจะยับยั้งการดูดติดผิวของสังกะสีได้แม้ว่าความเข้มข้นของตะกั่วจะไม่สูงมาก แต่สังกะสีจะสามารถยับยั้งการดูดติดผิวโลหะตะกั่วได้เมื่อความเข้มข้นของสังกะสีจะต้องสูงมากกว่าตะกั่วมาก และการที่ตะกั่วมีความสามารถในการดูดติดผิวได้ดีกว่าแคดเมียมแสดงว่า ตะกั่วสามารถที่จะยับยั้งการดูดติดผิวของสังกะสีได้ดีกว่าแคดเมียม ส่วนการที่สังกะสีสามารถยับยั้งการดูดติดผิวโลหะแคดเมียมได้ดีกว่าที่จะยับยั้งการดูดติดผิวโลหะตะกั่วก็เป็นเพราะโลหะตะกั่วมีความสามารถในการดูดติดผิวได้ดีกว่าแคดเมียมนั่นเอง

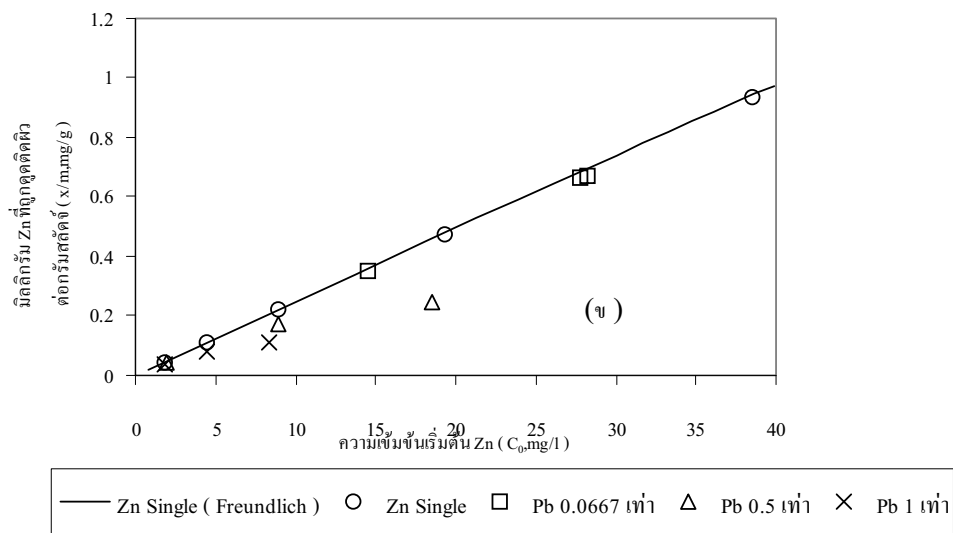
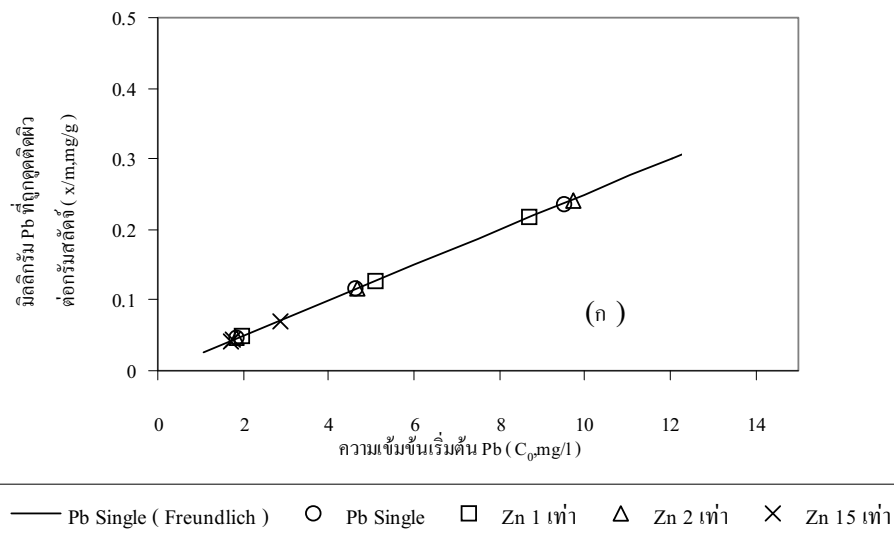
4.3.4.2 สลัดจ์ASP

การทดสอบการดูดติดผิวโลหะหนักในสารละลายโลหะผสม 2 ธาตุด้วยสลัดจ์ASP มาทดสอบการดูดติดผิวทั้งในน้ำปราศจากประจุและในน้ำชะขยะ ซึ่งจะมีทั้งน้ำชะขยะที่มีซีไอต่ำ (น้ำชะขยะLCL) และน้ำชะขยะที่มีซีไอสูง (น้ำชะขยะHCL) โดยจะศึกษาการดูดติดผิวในสารละลายโลหะผสม 2 ธาตุ (binary metal) ของโลหะสังกะสีและโลหะตะกั่ว เท่านั้น

ก.น้ำปราศจากประจุ

การทดสอบความแรงไอออนของโลหะสังกะสีที่มีผลต่อการดูดติดผิวตะกั่วด้วยสลัดจ์ASP ในน้ำปราศจากประจุ จะทำการทดลองโดยเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีเป็น 1,2 และ 15 เท่าของความเข้มข้นเริ่มต้นของตะกั่ว และควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลการดูดติดผิวไว้ที่ 6 – 6.5 ในทุกการทดลอง ซึ่งจะนำผลการดูดติดผิวโลหะในสารละลายผสมสองธาตุที่ได้ไปเปรียบเทียบกับผลการดูดติดผิวของโลหะหนึ่งธาตุทั้งที่ได้จากการทดลองจริงและได้จากการคำนวณโดยสมการฟรุนดลิช ดังรูปที่ 4.9

รูปที่ 4.9 (ก) และ (ข) เป็นการดูดติดผิวตะกั่วและสังกะสีในสารละลายโลหะผสมระหว่างตะกั่วและสังกะสีตามลำดับ พบว่าการดูดติดผิวโลหะผสมด้วยสลัดจ์เอสแอลโพลิเมอร์ในน้ำปราศจากประจุ โลหะสังกะสีไม่มีผลต่อการยับยั้งการดูดติดผิวโลหะตะกั่วถึงแม้จะใช้ความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีมากถึง 15 เท่าของความเข้มข้นของตะกั่วก็ตาม แต่ตะกั่วความเข้มข้นเริ่มต้นเพียง 1 เท่าของความเข้มข้นสังกะสีเท่านั้นก็สามารถยับยั้งการดูดติดผิวของสังกะสีได้ ซึ่งผลการทดลองของการดูดติดผิวโลหะผสมด้วยสลัดจ์ASPในน้ำปราศจากประจุมีแนวโน้มใกล้เคียงกันกับผลการทดลองการดูดติดผิวโลหะผสมด้วยสลัดจ์ASPในน้ำปราศจากประจุ

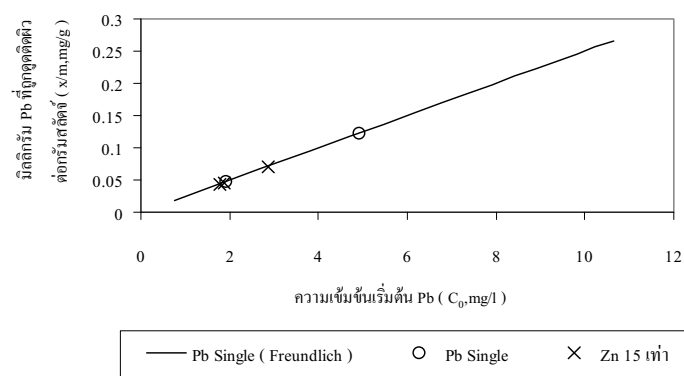


รูปที่ 4.9: การดูดซับโลหะผสมสองธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วย
สorbent ASP ในน้ำปราศจากประจุ
(ก) การดูดซับโลหะตะกั่ว (ข) การดูดซับโลหะสังกะสี

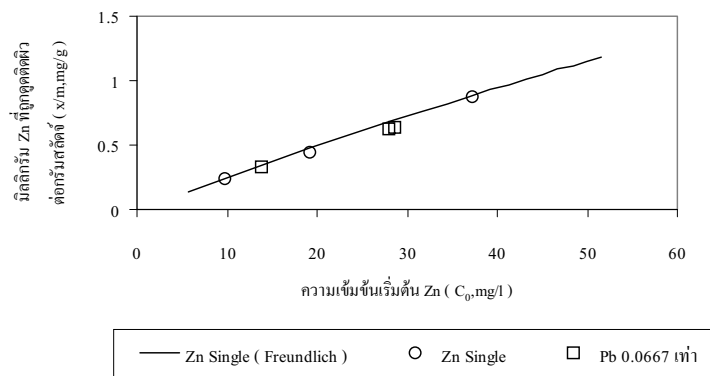
น้ำชะขยะ LCL

การทดสอบความแรงไอออนของโลหะสังกะสีที่มีผลต่อการดูดซับตะกั่วด้วยสorbent ASP ในน้ำชะขยะ LCL ซึ่งมีซีโอดีต่ำ (Soluble COD เท่ากับ 90.72 mg/l) จะทำการทดลองโดยเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีเป็น 15 เท่าของความเข้มข้นเริ่มต้นของตะกั่ว และควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลการดูดซับไว้ที่ 6.5 – 7.2 ในทุกการทดลอง ซึ่งจะนำผลการดูดซับโลหะในสารละลายผสมสองธาตุที่ได้ไปเปรียบเทียบกับผลการดูดซับของโลหะหนึ่งธาตุทั้งที่ได้จากการทดลองจริงและได้จากการคำนวณโดยสมการฟรอนดลิช ดังรูปที่ 4.10

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)

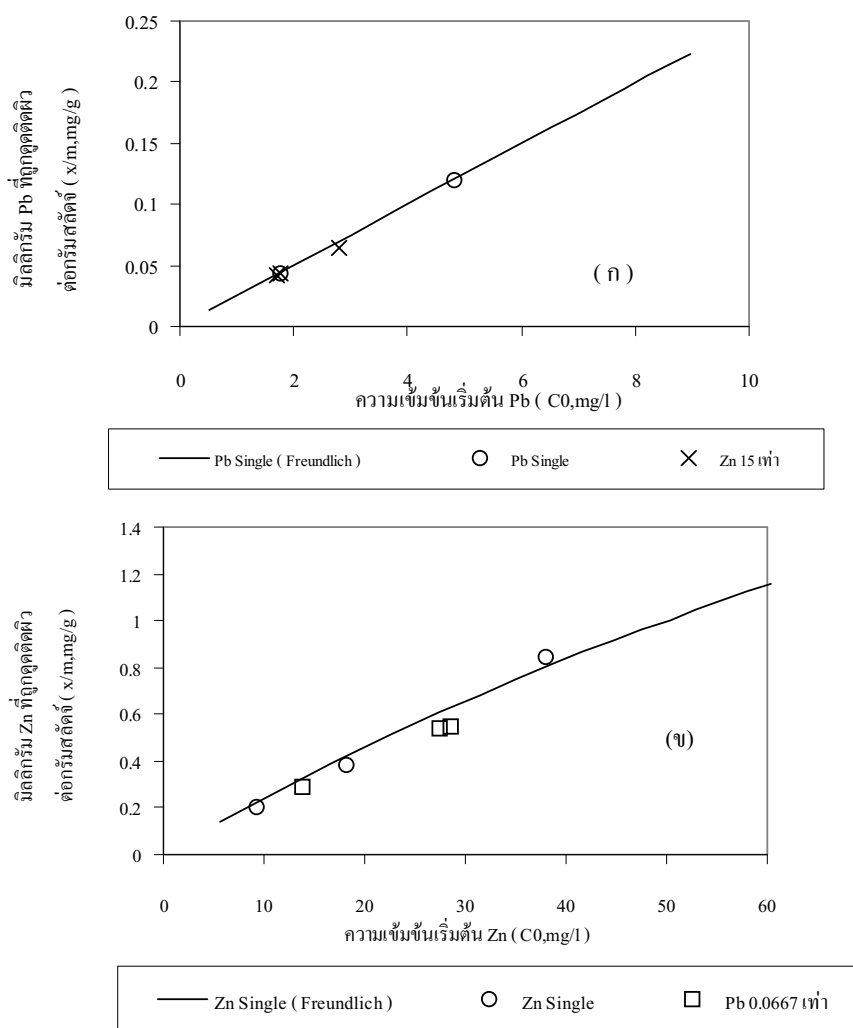
รูปที่ 4.10 การดูดซับสารละลายโลหะผสมสองธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสไลด์ ASP ในน้ำชะขยะ LCL

(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

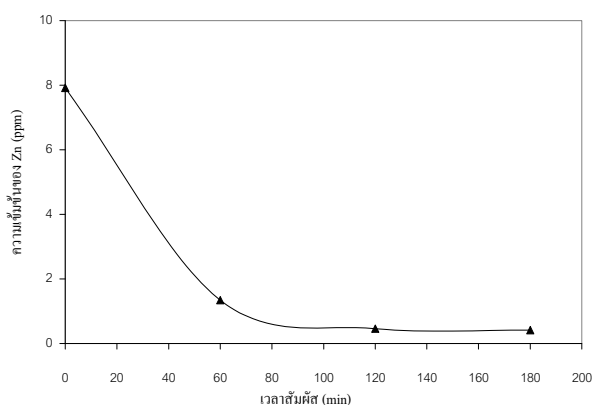
รูปที่ 4.11 (ก) และ (ข) เป็นการดูดซับโลหะตะกั่วและสังกะสีในสารละลายโลหะผสมระหว่างตะกั่วและสังกะสีตามลำดับ พบว่าการดูดซับโลหะผสมด้วยสลิคัล ASP ในน้ำชะขยะ โลหะสังกะสีไม่มีผลต่อการยับยั้งการดูดซับโลหะตะกั่วถึงแม้จะใช้ความเข้มข้นเริ่มต้นของสังกะสีมากถึง 15 เท่าของความเข้มข้นของตะกั่วก็ตาม ส่วนความเข้มข้นเริ่มต้นของตะกั่วสูงสุดที่ใช้ในการทดลองส่วนนี้จะใช้แค่ 0.0667 เท่าของความเข้มข้นสังกะสีเท่านั้นซึ่งช่วงความเข้มข้นดังกล่าวส่งผลต่อการยับยั้งการดูดซับโลหะสังกะสีเพียงเล็กน้อยเห็นได้ไม่ชัดเจนนัก โดยผลการทดลองของการดูดซับโลหะผสมด้วยสลิคัลเอสหลังเติมโพลิเมอร์ในน้ำชะขยะ LCL มีแนวโน้มใกล้เคียงกันกับผลการทดลองการดูดซับโลหะผสมด้วยสลิคัลเอสก่อนเติมโพลิเมอร์ในน้ำชะขยะ HCL

ความสามารถในการดูดซับโลหะหนักชนิดต่าง ๆ ในสารละลายผสมของโลหะหนักสองธาตุ นอกจากจะขึ้นอยู่กับชนิดของโลหะหนักในสารละลายผสม, ช่วงความเข้มข้นของโลหะแต่ละชนิดในสารละลายผสมแล้ว ยังขึ้นอยู่กับคุณสมบัติต่าง ๆ ของพื้นผิวสลิคัลเอสเช่น หมู่ฟังก์ชันนอล, โครงสร้างและพื้นที่ผิวของสลิคัลเอส คุณสมบัติต่าง ๆ ของโลหะหนักเช่น ขนาดไอออน, น้ำหนักไอออน และโครงสร้างโมเลกุลของไอออนโลหะหนัก และคุณสมบัติทางเคมีของสารละลายเช่น พีเอช และความแรงของไอออน [Aksu และคณะ 2002] จึงเป็นการยากที่จะซับซ้อนมากในการที่จะอธิบายกลไกการดูดซับโลหะหนักในสารละลายผสมของโลหะสองธาตุที่ส่งผลต่อปริมาณโลหะหนักที่ถูกดูดซับด้วยสลิคัลเอสทั้งสองธาตุ

4.4 ผลการทดลองดิน

4.4.1 การหาเวลาที่จุดสมดุลของการดูดซับ

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

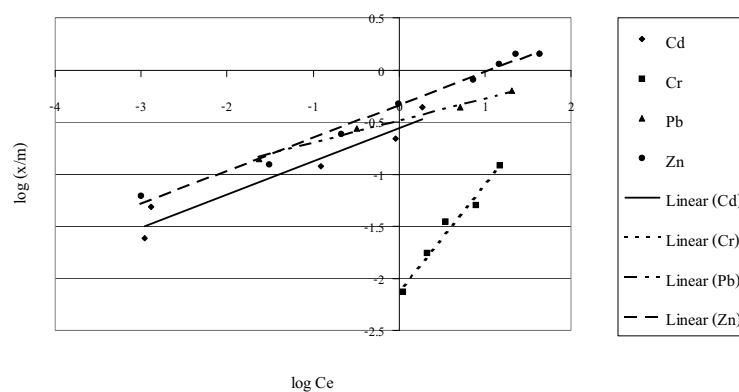


รูปที่ 4.12 เวลาสัมผัสกับความเข้มข้นสังกะสีที่เหลือเมื่อดินเป็นสารดูดซับ

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

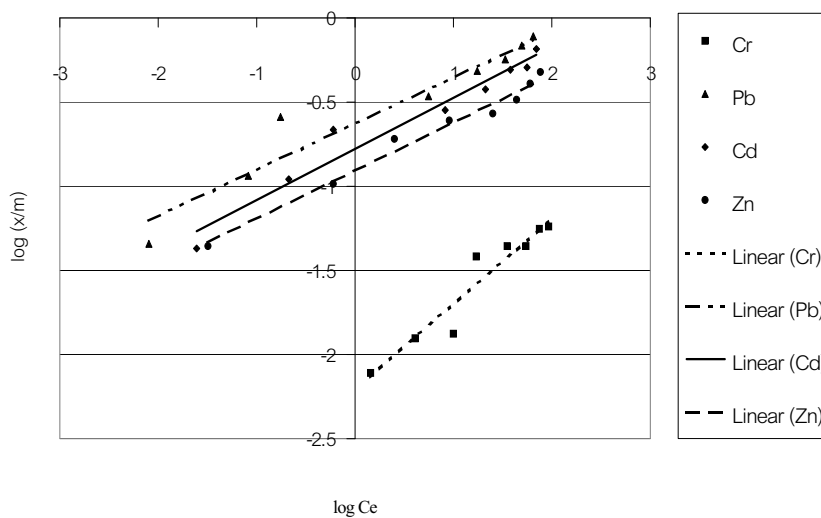
ตารางที่ 4.8 ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดซับโลหะแบบฟรอนด์ลิชของดินในน้ำปราศจากประจุ

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 การดูดติดผิวโลหะ แบบ Freundlich เมื่อใช้ดินเป็นสารดูดซับในน้ำชะขยะ

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

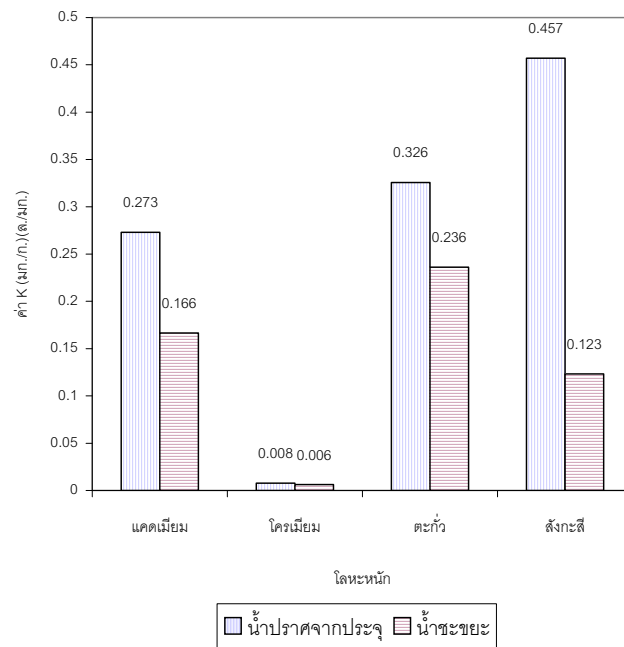
ตารางที่ 4.9 ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดติดผิวโลหะแบบฟรอนด์ลิชของดินในน้ำชะขยะ

โลหะหนัก	ค่าคงที่ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิช		
	$K \text{ (มก./ก.) (ล./มก.)}^{1/n}$	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)

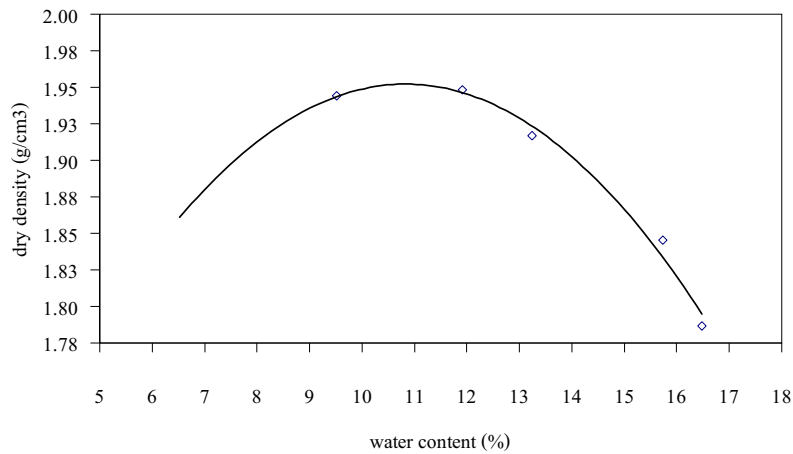
5.2 ผลการทดสอบ

5.2.1 การบดอัด

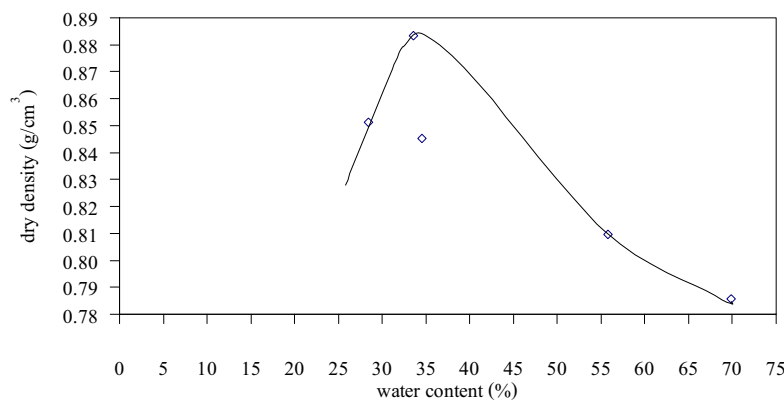
5.2.1.1 . การบดอัดดินและสแลคซ์เอเอส

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

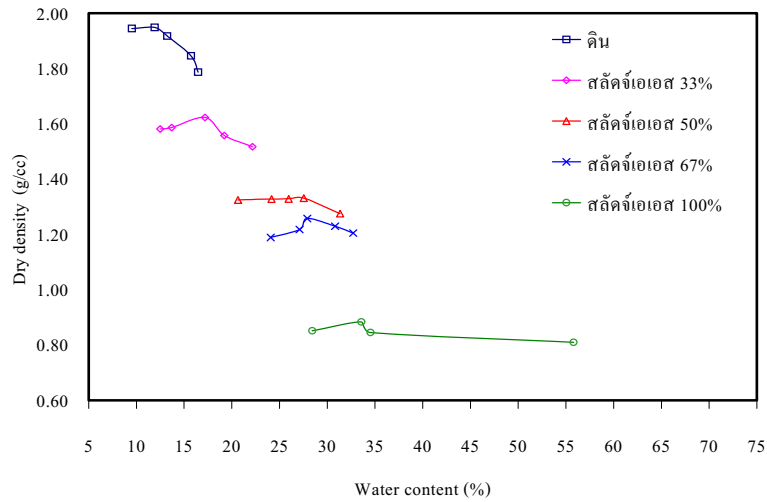


รูปที่ 5.2 ความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นแห้งกับปริมาณน้ำที่ใช้ในการบดอัดของสแล็คเอเอส

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

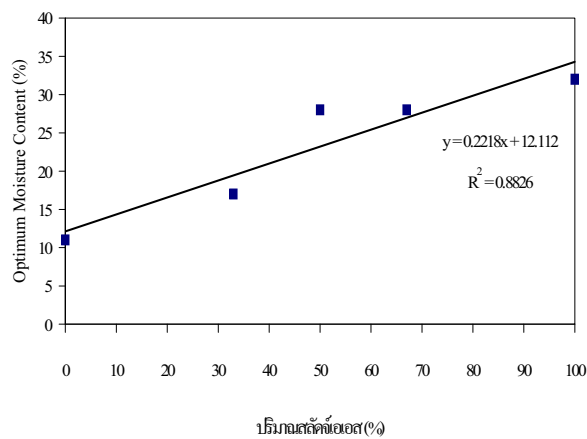
5.2.1.2 ผลของการผสมดินกับสแล็คเอเอส

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

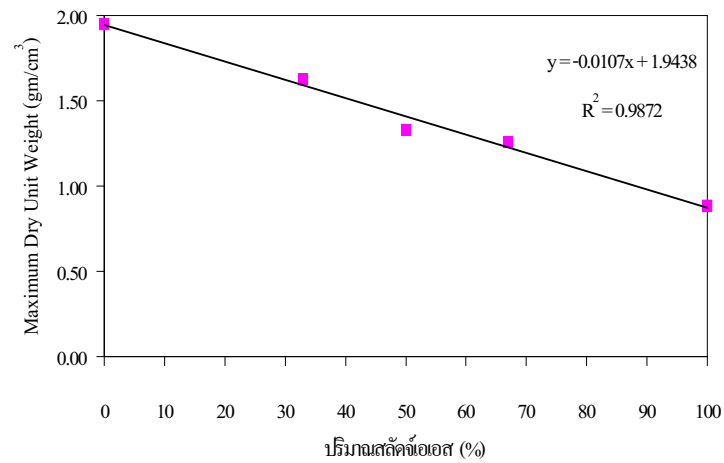


รูปที่ 5.3 เปรียบเทียบผลการทดสอบการบดอัดที่ปริมาณสลัดจ์เอเอสที่แตกต่างกัน

จากรูปที่ 5.3 ซึ่งเปรียบเทียบการทดสอบการบดอัดที่ปริมาณสลัดจ์เอเอสที่แตกต่างกัน 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

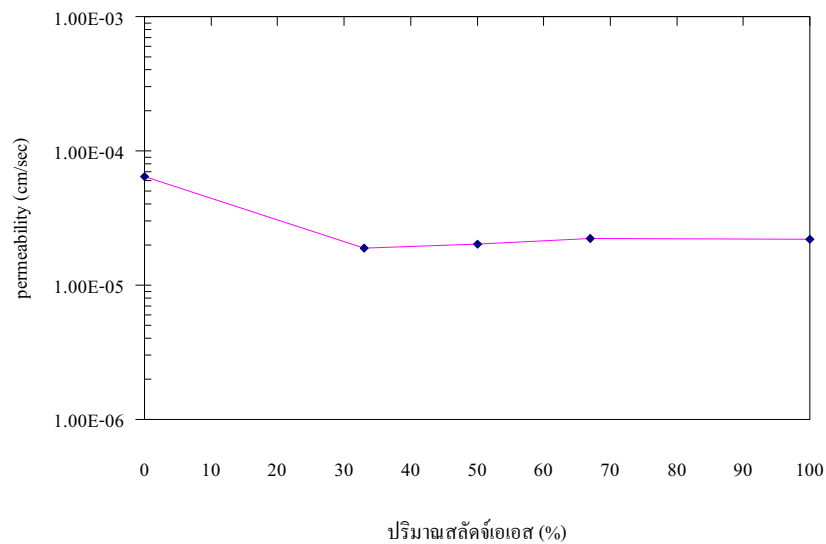


รูปที่ 5.5 ผลของค่า Maximum Dry Unit Weight ที่ปริมาณสแลตจ์เอเอสแตกต่างกัน

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 ทั้งนี้จะเกิดจากอนุภาคของสแล็คเอเอสมีการกระจายในขนาดพอเหมาะที่จะเข้าไปอุดช่องว่างของอนุภาคเม็ดดินได้พอดี 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)

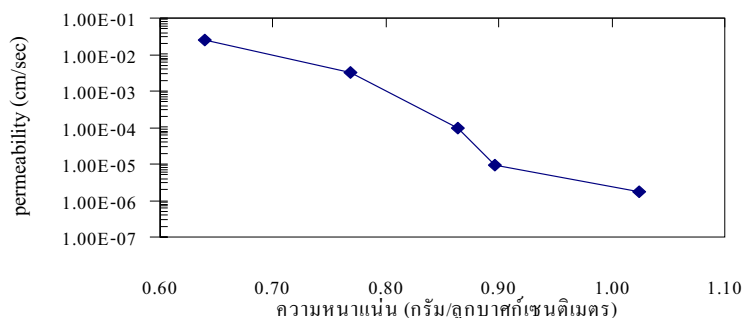
การดำเนินงานฝังกลบขยะมูลฝอยในแต่ละวันหลังจากที่บรรจุขยะในบ่อแต่ละวันแล้วจะต้องใช้วัสดุกลบประจำวันกลบบนพื้นที่ของขยะมูลฝอยก่อนที่จะฝังขยะมูลฝอยในวันต่อไป หรือระหว่างชั้นของขยะมูลฝอยหรือชั้นสุดท้ายของการฝังกลบ โดยวัสดุกลบประจำวันมีความหนา 15 เซนติเมตร (6 นิ้ว) U.S. EPA 1994 ได้ประมาณค่าของการนำดินมาใช้เป็นวัสดุกลบประจำวันว่า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



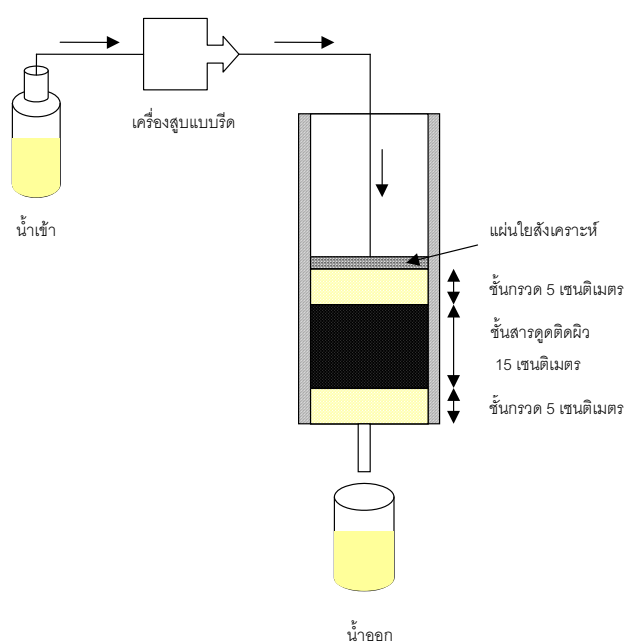
รูปที่ 5.7 ความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นกับค่าการซึมผ่านของน้ำของสแล็คจ์เอเอส

บทที่ 6

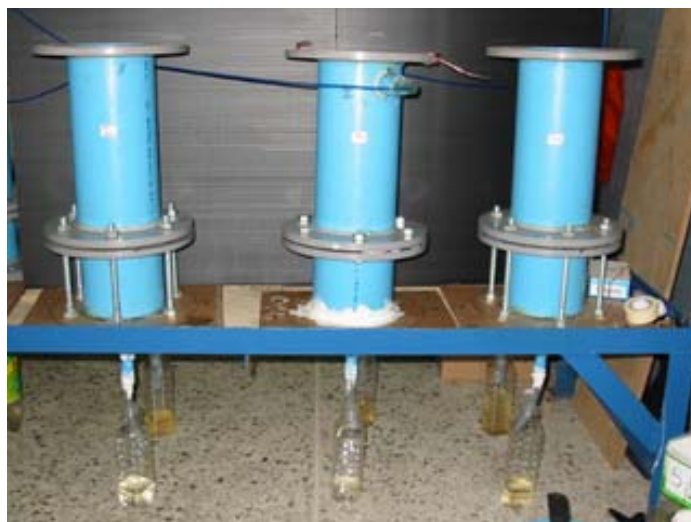
ทดสอบการดูดซับ โลหะหนัก และสารอินทรีย์ในน้ำชะละลายขยะด้วยคอลัมน์ดูดซับ

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 ผสมกันในสัดส่วนต่างๆกัน 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

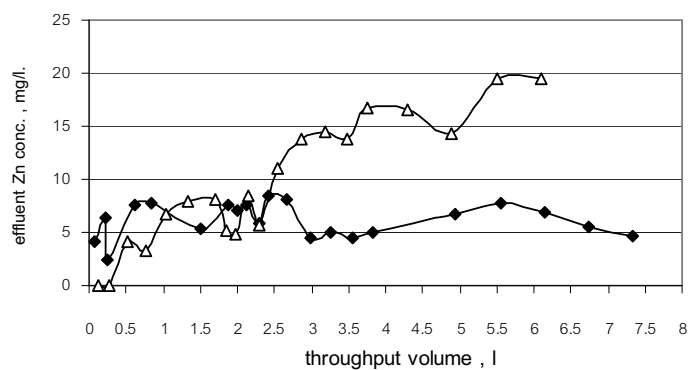
หมายเหตุ ¹ สัดส่วนผสมเป็นน้ำหนักแห้ง

6.2 ผลการทดลอง

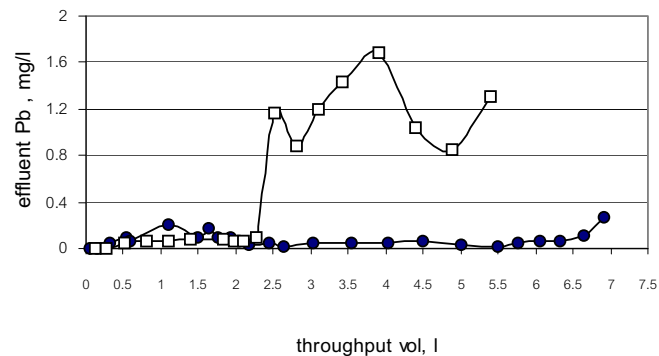
6.2.1 สารดูดซับชนิดเดียว

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

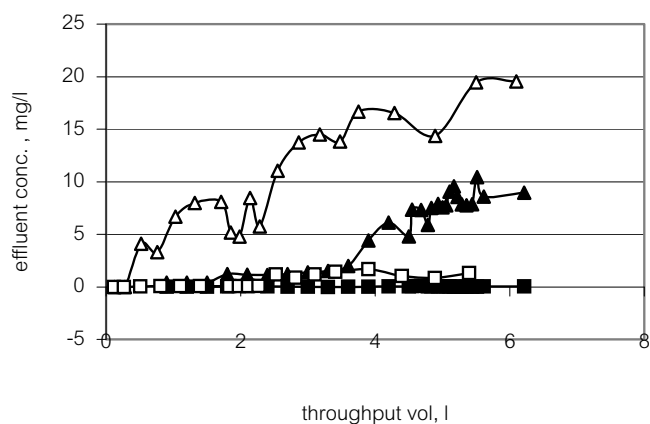


รูปที่ 6.4 แสดงความสัมพันธ์ของความเข้มข้นสังกะสีในน้ำออกกับ ปริมาณน้ำออกสะสม ◆ ในคอลัมน์ AZ △ ในคอลัมน์ SZ



รูปที่ 6.5 แสดงความสัมพันธ์ของความเข้มข้นตะกั่วในน้ำออกกับ ปริมาณน้ำออก
 สะสม ● ในคอลัมน์ AP □ ในคอลัมน์ SP

สำหรับในคอลัมน์ SZP ซึ่งบรรจุดินเพิ่มขึ้นจาก 1300 กรัม ใน SZ และ SP เป็น 2050 กรัม พบว่าปริมาณเบรคทูลูกรณี่โลหะเป็นสังกะสีมีค่าเพิ่มขึ้นจากประมาณ 2 ลิตร เป็น 3.5 ลิตร ดังแสดงในรูปที่ 6.6 แต่ยังไม่พบการเบรคทูลูของตะกั่ว อย่างไรก็ตามสำหรับคอลัมน์ดิน 2050 กรัมหรือความหนาแน่น 1.74 ก./ลบ.ซม. มีการป้อนน้ำได้เพียงอัตราการป้อนเฉลี่ย 50 มล./วัน

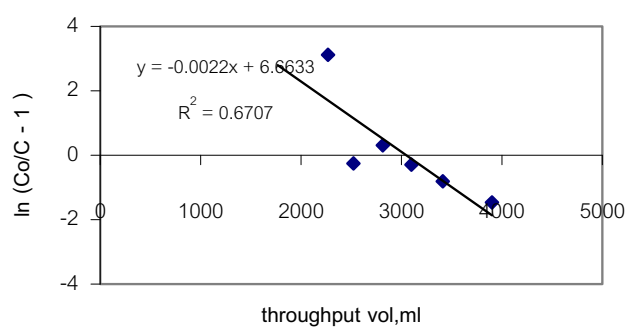


รูปที่ 6.6 แสดง ความเข้มข้นของโลหะในน้ำออกสัมพันธ์กับปริมาณน้ำออกใน
 คอลัมน์ที่ใช้สารดูดซับเป็นดินอย่างเดียว เมื่อ Δ Zn ใน คอลัมน์ SZ
 ($\square$ Pb ในคอลัมน์ SP $\blacktriangle$ Zn ใน คอลัมน์ SZP. $\blacksquare$ Pb ใน คอลัมน์ SZP

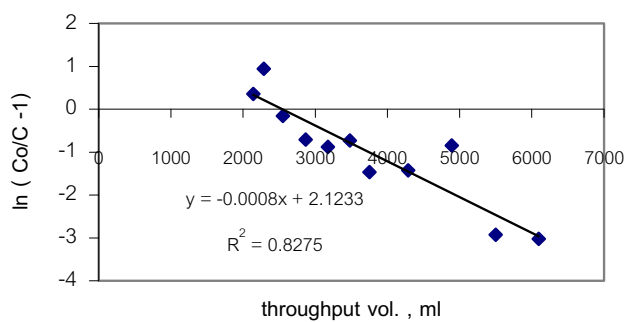
นอกจากนี้ยังได้ใช้สมการจลนศาสตร์ของ Thomas ดังสมการ 6.1 มาคำนวณค่าคงที่ k (แสดงไว้ในตารางที่ 6.2)

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

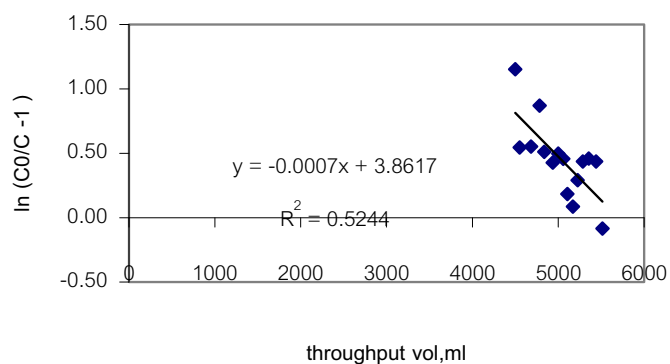
เมื่อ k = อัตราการดูดติดผิวเป็นค่าคงที่; ลิตร/มิลลิกรัม-ชั่วโมง



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 ค่าคงที่ของการดูดซับผิวจากสมการของ Thomas สำหรับการดูดซับผิวโลหะสังกะสีและตะกั่วด้วยดิน

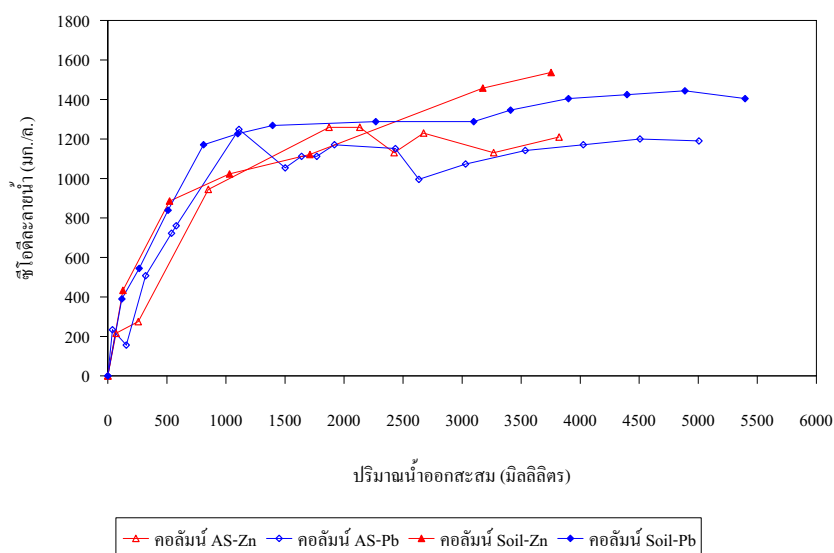
คอลัมน์	สมการ	R ²	k	X
Zn-SZ	$\ln (Co/C - 1) = (0.495 \times 10^{-3} m/Q) - (0.0117 CoV/Q)$	0.8275	0.0117	0.0423
Pb-SP	$\ln (Co/C - 1) = (1.553 \times 10^{-3} m/Q) - (0.3173 CoV/Q)$	0.6707	0.3173	0.0049
Zn-SZP	$\ln (Co/C - 1) = (8.4 \times 10^{-5} m/Q) - (0.0015 CoV/Q)$	0.55	0.0015	0.0565

หมายเหตุ	Co	คือ	ปริมาณของโลหะในน้ำชะขยะที่เข้าสู่คอลัมน์; มิลลิกรัมต่อลิตร
	C	คือ	ปริมาณของโลหะในน้ำออกของคอลัมน์; มิลลิกรัมต่อลิตร
	V	คือ	ปริมาตรน้ำออกสะสม; มิลลิลิตร
	M	คือ	ปริมาณของสารดูดซับผิว; กรัม
	Q	คือ	อัตราการไหลของน้ำเข้าสู่คอลัมน์; มิลลิลิตรต่อวัน
	X	คือ	ปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับผิวต่อน้ำหนักของสารดูดซับผิว; มิลลิกรัมต่อกรัม
	k	คือ	อัตราของการดูดซับผิวในคอลัมน์; ลิตรต่อมิลลิกรัม-วัน

ซึ่งค่าคงที่เหล่านี้สามารถนำไปใช้ในการวิเคราะห์การหมดสภาพของดินในการดูดซับโลหะสังกะสีและตะกั่วจากน้ำชะขยะต่อไป

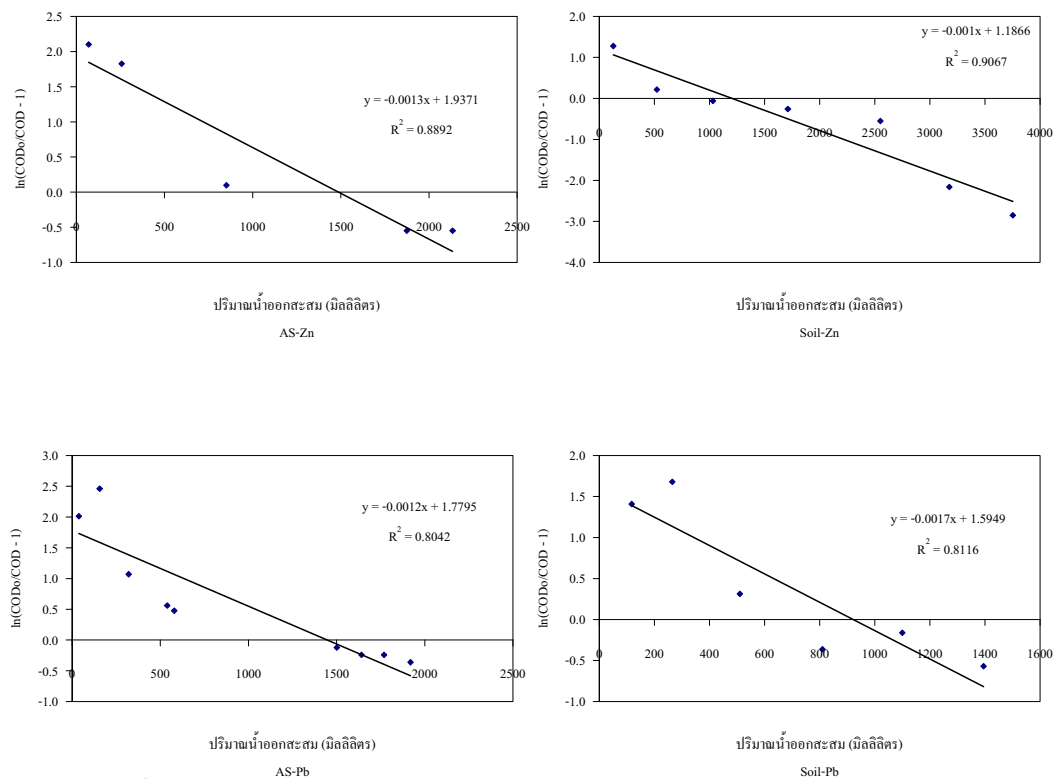
6.2.1.2 สารอินทรีย์ในรูป ซีไอดี

ทำการศึกษาผลของการบำบัดน้ำชะขยะในคอลัมน์ โดยที่น้ำชะขยะที่เข้าคอลัมน์มีค่าซีไอดีประมาณ 1987 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อนำผลของซีไอดีในน้ำออกมาพล็อตระหว่างความเข้มข้นของซีไอดีที่ออกจากคอลัมน์ กับ ปริมาณน้ำออกสะสม จากการทดลองพบว่าซีไอดีในน้ำที่ออกจากคอลัมน์ในช่วงแรกจะมีค่าต่ำจากนั้นจะมีสูงขึ้นเรื่อยๆ 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) มาใช้ในการวิเคราะห์ข้อมูลในคอลัมน์ดินโดยนำข้อมูลที่ได้ออกมาพล็อตระหว่าง $\ln[(\text{COD}_0/\text{COD})-1]$ 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

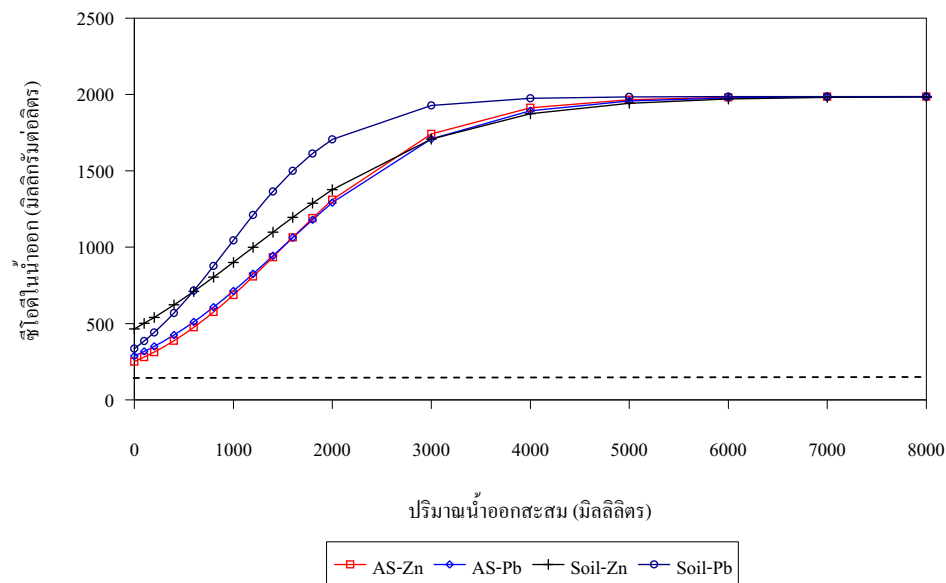
ตารางที่ 6.3 ค่าคงที่ของการดูดซับจากสมการของ Thomas สำหรับการกำจัดซีโอดีในคอลัมน์สัลดจ์เอเอส และ คอลัมน์ดิน

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 ซึ่งจากการทดลองพบว่าเส้นโค้งเบรคทูที่ได้จากการทดลองมีค่าซีโอดีสูงกว่ามาตรฐานจากสมการจนสามารถหาเวลาที่คอลัมน์จะหมดประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจากเส้นโค้งเบรคทูได้ 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)

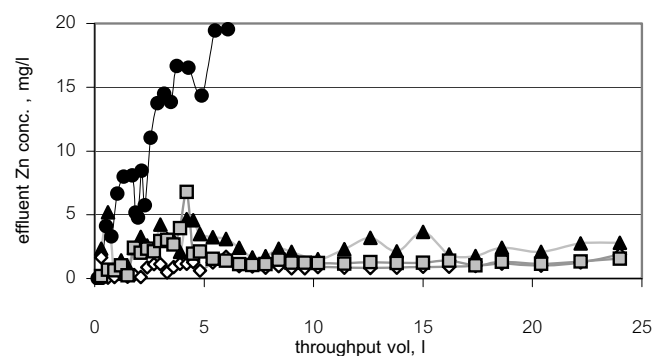
จะเห็นได้ว่าถึงแม้ว่าน้ำชะขยะที่ผ่านออกจากคอลัมน์จะมีค่าซีโอดีที่สูงกว่าค่ามาตรฐานกำหนดไว้เท่ากับ 120 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ถึงอย่างไรก็ตามดินและสัลดจ์เอเอสก็มีส่วนช่วยในการกำจัดซีโอดีในน้ำชะขยะได้ส่วนหนึ่ง ซึ่งหากมีการนำแอสลัดจ์เอเอสไปใช้เป็นประโยชน์ในการช่วยลดซีโอดีของน้ำชะขยะก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียได้



รูปที่ 6.10 เส้นโค้งเบรคทรูของการกำจัดซีโอดีในคอลัมน์

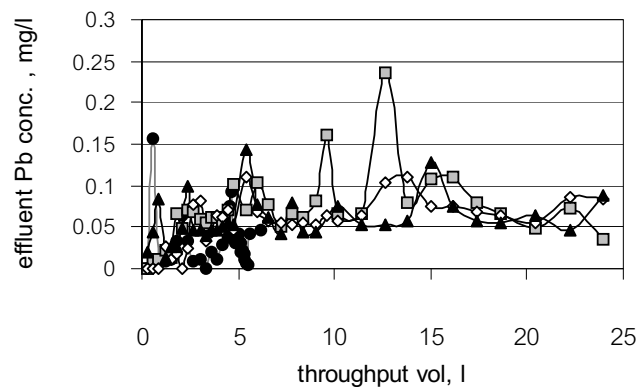
6.2.2 สารดูดซับผสมดินและสลัคจ์เอส

การทดลองใช้สลัคจ์เอสที่ใส่โพลีเมอร์ (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 เบรคทูลของโลหะสังกะสีจะเกิดที่ประมาณ 3 ลิตร ในขณะที่ดินผสมสัจ ASP แม้เพียง 15 เปอร์เซ็นต์ ก็ยังสามารถรับน้ำชะซึ่งมีสังกะสี 20 มก./ล. และตะกั่ว 2 มก./ล. โดยยังไม่เกิดการเบรคทูล และสำหรับตะกั่วซึ่งปริมาณน้ำผ่านคอลัมน์ถึง 25 ลิตรหรือการทดลอง 83 วัน ยังไม่พบการเบรคทูลเกิดขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษา adsorption isotherm ในบทที่ 4 ซึ่งผลแสดงไว้ว่าตะกั่วจะถูกดูดซับได้ดีกว่าสังกะสี และปริมาณสังกะสีสูงถึง 15 เท่าของตะกั่ว ก็ไม่มีผลต่อการดูดซับตะกั่ว

นอกจากนี้ได้ทำการคำนวณปริมาณน้ำไหลผ่านเบรคทูล แสดงในตารางที่ 6.4 โดยให้สารดูดซับทั้งสองมีการจัดเรียงเป็นชั้นไม่ผสมกัน ให้ดินอยู่ชั้นล่างและให้เส้นเบรคทูลเกิดขึ้นที่ชั้นดินคำนวณปริมาณเบรคทูลจาก จลนศาสตร์การไหลในคอลัมน์ดังสมการ 6.1 ส่วนสัจ ASP ซึ่งอยู่ชั้นบนถูกใช้งานเต็มความสามารถคำนวณ ปริมาณเบรคทูลจากสมการการดูดซับสมดุล (adsorption isotherm) ดังสมการ 4.1 ในบทที่ 4 จะพบว่าควรเกิดการ เบรคทูลของสังกะสีในคอลัมน์ SAZP1 และ SAZP2 แต่ไม่พบในการทดลองที่ใช้วิธีผสมสารดูดซับทั้งสองถึง แม้จะปริมาณน้ำผ่าน 25 ลิตรแล้วก็ตาม

ตารางที่ 6.4 ปริมาณน้ำเบรคทูลจากการคำนวณเมื่อบรรจุสารดูดซับแบบจัดเรียงไม่ผสม

คอลัมน์	มวลรวม กรัม น.น.เปียก	น้ำหนักแห้ง กรัม		ปริมาณน้ำเบรคทูล, 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

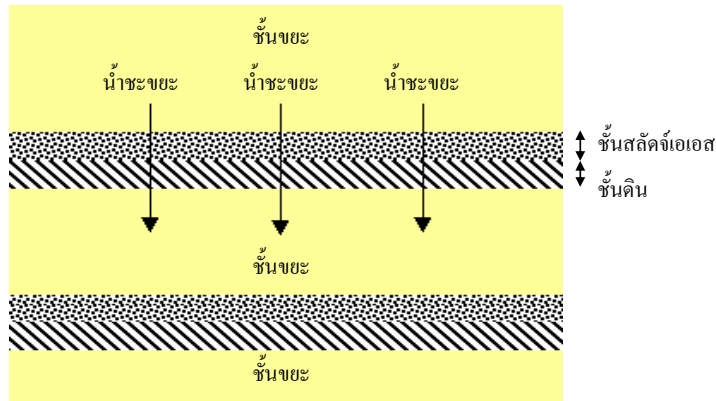
จากข้อมูลของปริมาณน้ำฝนที่ใช้ $1.5 \times 25 = 37.5$ มิลลิเมตรต่อวันหรือ 3.75×10^{-2} เมตรต่อวัน และสมมุติฐานว่า น้ำชะขยะเกิดจากการชะของฝนที่ตกผ่าน โดยที่หลุมฝังกลบนั้นยังไม่ได้ทำการปิดหลุม จะได้อัตราการไหลของน้ำชะขยะที่เกิดขึ้นสูงสุดต่อหนึ่งหน่วยฝังกลบ (Cell) เท่ากับ $3.75 \times 10^{-2} \times 61 =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

ผลการคำนวณ

ได้ลองแปรความหนาของการเทกลบสแลคจ์ASP ในความหนาไม่เกิน 10 เซนติเมตรคำนวณหาปริมาณเบรคทูลหรือปริมาณน้ำชะขยะที่จะรับได้ในแนวคิดแบบแรก ซึ่งแสดงใน ตารางที่ 7.2 และ 7.3 โดยที่ความเข้มข้นสังกะสีและตะกั่วในน้ำชะขยะหลังผ่านวัสดุกลบประจำวันมีค่าต่ำกว่า 5 มก./ล. และ 0.2 มก./ล.หรือค่ามาตรฐานในน้ำทิ้งตามลำดับ เมื่ออัตราไหลผ่าน 2.3 ลบ.เมตรต่อวันต่อพื้นที่ฝังกลบ 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 ดังนั้นปริมาณที่คำนวณได้จึงมีค่ามากกว่าที่เกิดขึ้นจริงมาก

ตารางที่ 7.2 แสดงการใช้สแลคจ์เอเอสรวมกับดินสำหรับเป็นวัสดุกลบประจำวันโดยพิจารณาการ ดูดติดผิวสังกะสี

สแลคจ์ASP				ดิน				ปริมาณน้ำ	มวล Zn ที่ดูดซับรวม (กิโลกรัม)
ความสูง (เซนติเมตร)	มวลASP (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 $\ln(Co/C - 1) = (0.495m/Q) - (0.0117CoV/Q)$

* ความหนาแน่นสแลคจ์เอเอส 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**

รัชชัย 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., Tsuchi, 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 จะอยู่บนผิวหน้าระนาบของกองขยะที่แน่นๆ	ข้อดี การทำงานของเครื่องจักรสะดวกและง่าย ง่ายต่อการคลุมทับด้วยวัสดุกลบประจำวัน การทำทางเข้าชั่วคราวไปตามจุดอื่นทำได้ง่าย ขยะที่ไม่ยุบตัวสามารถถูกฝังได้ง่าย ขยะพิเศษสามารถฝังด้านปลายของพื้นผิว ข้อเสีย พื้นผิวที่เห็นไม่น่าดู ยากแก่การปิดคลุมด้วยแผ่นปิดชั่วคราว ขยะบริเวณขอบของกองเทสามารถถูกลมพัดปลิวได้ง่าย ผิวหน้าของกองฝังกลบถูกบดอัดมากเกินไป เนื่องจากการขับผ่านของรถขนขยะหลายครั้ง ทำให้ระดับน้ำใต้ดินชั้นบนเกิดในกองฝังกลบ
วิธีกลบเทแบบลาด (Onion skin tipping) เช่นเดียวกับแบบแนวราบแต่ขยะถูกกลบเทเพิ่มพูนเป็นชั้นในแนวเอียงลาด เครื่องจักรบดอัดทำงานบนพื้นผิวเอียง ความลาดประมาณ 1 : 3	ข้อดี ง่ายต่อการใช้วัสดุกลบประจำวันกลบส่วนพื้นราบและลาด การพัดปลิวของขยะจากลมเกิดขึ้นได้น้อยกว่าแบบแรก สามารถกลบยกสูงได้ดีกว่า ข้อเสีย พนักงานต้องได้รับการอบรมเป็นพิเศษ ยากต่อการฝังกลบขยะที่ไม่ยุบตัว

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

การบดอัดขยะ (waste compaction)

การบดอัดขยะขณะเทขยะในทันทีถือเป็นการปฏิบัติโดยทั่วไป ประโยชน์ที่ได้คือ

- สามารถจัดการกับขยะปริมาณที่สุดได้ในเวลาน้อยที่สุด
- 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 สลัดจ์จากถังตกตะกอนของกระบวนการแอกติเวเตด สลัดจ์ซึ่งผ่านการรีดน้ำแล้ว (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

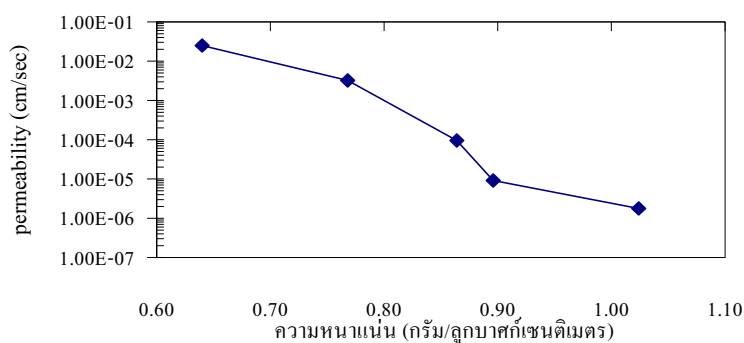
ผสมกับดินทำเป็นวัสดุกลบประจำวัน

วิธีการ

1. ผสมดินและสลัดจ์ในอัตราส่วน 2 : 1 โดยปริมาตร

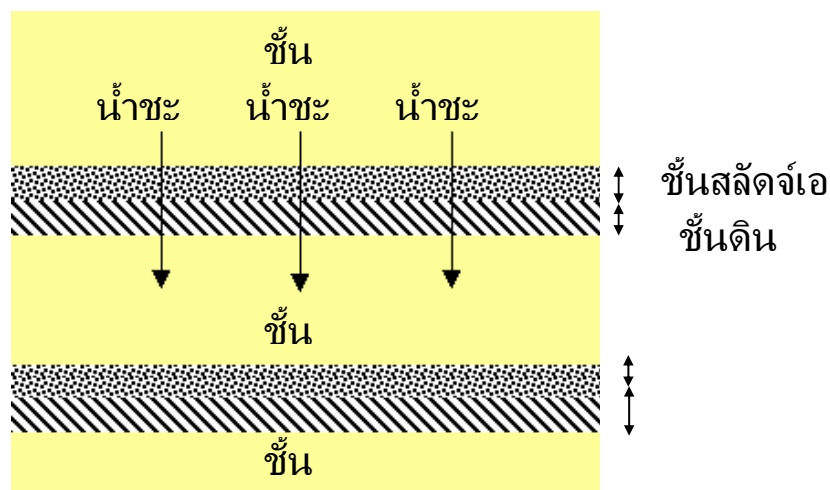
2. เทกอลบลงบนขยะที่บดอัดแล้วสูงหรือหนา 15 เซนติเมตร ต่อกองขยะบดอัดสูงไม่เกิน 2.5 เมตร ใช้รถแทรกเตอร์เกลี่ยวัสดุกลบประจำวันให้ทั่วพื้นผิวกองขยะโดยไม่ต้องบดอัด

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



รูปที่1 ความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นกับค่าการซึมผ่านของน้ำของสลัดจ์เอเอส

เทกอลก่อนแยกจากขยะทั่วไป



รูปที่ 2 แสดงการกลบสลัดจ์เอเอสในหลุมกลบที่ใช้ดินเป็นวัสดุกลบประจำวัน

เนื่องจากสไลด์เอเอส มีความสามารถในการดูดซับโลหะหนักได้ดี ขณะเดียวกันเมื่อมีน้ำชะขยะไหลผ่านจะมีการชะสารละลาย ซีโอดี ออกบางส่วน และดินสามารถช่วยดูดซับสารละลายอินทรีย์จากสไลด์เอเอสได้ และเพื่อสามารถใช้สไลด์เอเอสได้เต็มความสามารถในการดูดซับโลหะ ให้ชั้น adsorption zone หรือการ breakthrough ไปเกิดที่ดินซึ่งมีความสามารถในการดูดซับต่ำกว่าสไลด์เอเอส มาก ดังนั้นการฝังกลบสไลด์เอเอสควรฝังกลบในแต่ละวันก่อนขยะทั่วไปอื่นๆ ตามรูปที่ 2

วิธีทางปฏิบัติ

1. ในแต่ละวันของการเทฝังกลบขยะลงในหลุมฝังกลบ ให้เทสไลด์เอเอสลงก่อนและเกลี่ยด้วยรถแทรกเตอร์ให้ได้ความสูงสไลด์เอเอสอยู่ในช่วง 5- 15 เซนติเมตร ขึ้นกับปริมาณสไลด์เอเอสที่มี
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 legands 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 studies 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)	80	62
milliequivalent/100 g.		

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.

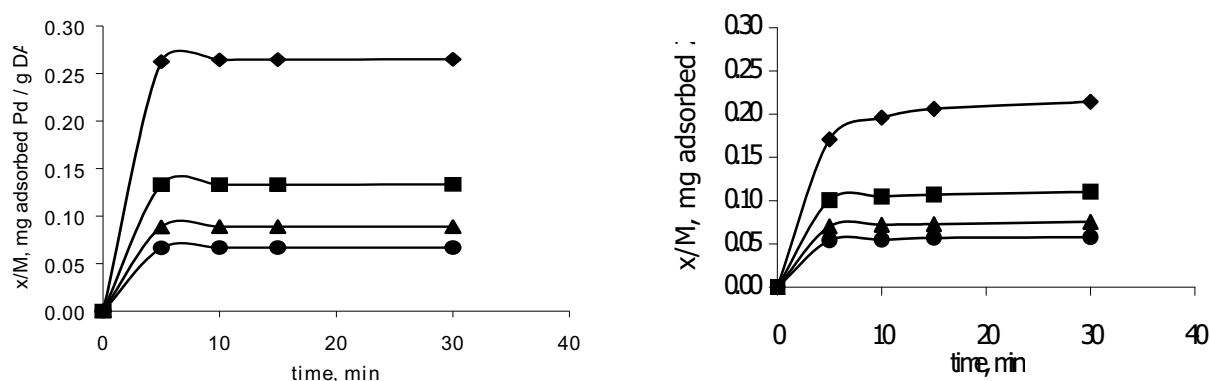


Figure 1. Equilibrium profiles for the adsorption of lead (a) and zinc (b) in deionized water pH 6.5 by activated sludge without polymer with varying adsorbent dosage ◆ 2 g DAS, ■ 4 g DAS, ▲ 6 g DAS, ● 8 g DAS in 100 ml solution

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.

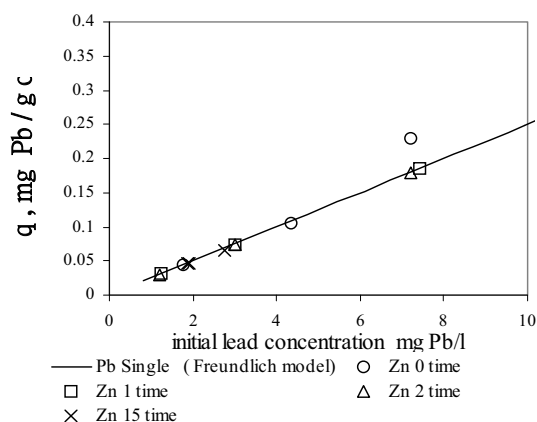


Figure 3 Equilibrium adsorption capacity and initial lead concentration in lead-zinc binary metal system and DAS adsorbent at pH 6.5

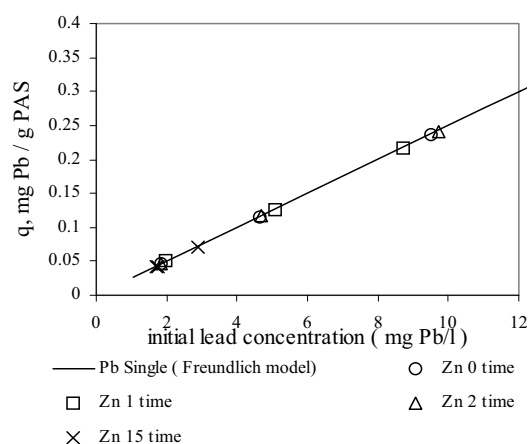


Figure 4 Equilibrium adsorption capacity and initial lead concentration in lead-zinc binary metal system and PAS adsorbent at pH 6.5

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.

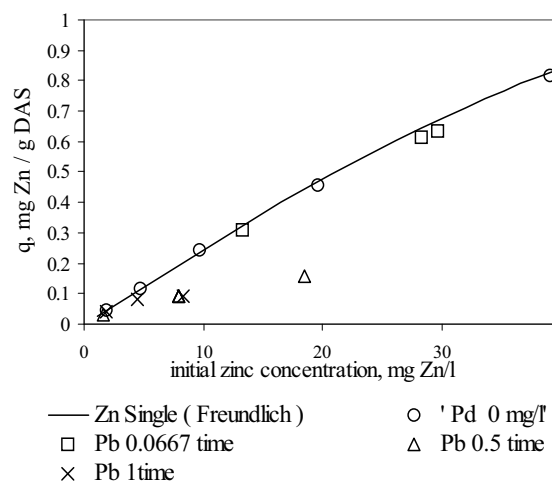


Figure 5 Equilibrium adsorption capacity and initial zinc concentration in lead-zinc binary metal system and DAS adsorbent at pH 6.5

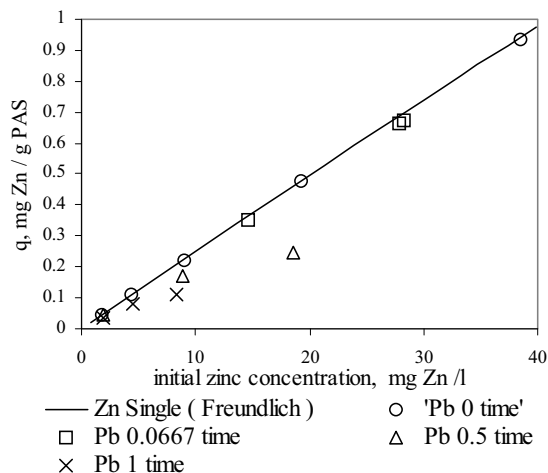


Figure 6 Equilibrium adsorption capacity and initial zinc concentration in lead-zinc binary metal system and PAS adsorbent at pH 6.5

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 คุณสมบัติของน้ำชะขยะ 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. ได้สัจฉ์การทาง จลนศาสตร์การดูดติดผิว ของดินปรับสภาพ 2. รายงานฉบับสมบูรณ์ และคู่มือการนำสัจฉ์มาใช้ปรับ สภาพดิน โดย เนื้อหาจะกล่าว ขั้นตอน การ ทำแห้ง สัจฉ์ ที่ เหมาะสม, สัจฉ์ส่วนในการ ผสมสัจฉ์แห้งกับดิน และ การใช้งานดินปรับสภาพ ด้วยสัจฉ์เป็นวัสดุในการ ฝัองกลบขยะ	1. ได้สัจฉ์การทางจลนศาสตร์การ ดูดติดผิวโลหะสังกะสีและ ตะกั่วเฉพาะของดิน 2. รายงานฉบับสมบูรณ์ และ ข้อเสนอแนะและแนวทางการ ใช้สัจฉ์เอเอสร่วมกับดินเป็น วัสดุกลบประจำวันในหลุมฝัอง กลบขยะชุมชนซึ่งอยู่ใน รายงานฉบับสมบูรณ์	- ในดินปรับสภาพ ด้วยสัจฉ์แห้งเพียง 15 เปอร์เซ็นต์โดย น้ำหนักมีการดูดติด ผิวดีมาก แม้การ ทดลองนานถึง 90 วันยังไม่พบการ เบรคทูลู จึงได้ยุติ การทดลองด้วย ข้อจำกัดของเวลา และทุนวิจัย

ลงนาม.....

(หัวหน้าโครงการ)

วันที่.....