



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

อย่างไรก็ดีในหลุมฝังกลบขยะชุมชนอาจมีการปนเปื้อนของกาสสารพิษที่ถูกนำมาทิ้งปะปนกับขยะมูลฝอยทั่วไป เป็นต้นว่าถ่านไฟฉาย แบตเตอรี่รถยนต์ ทำให้น้ำชะขยะที่เกิดขึ้นมีสารพิษที่เป็นอันตรายปะปนอยู่ โดยเฉพาะอย่างยิ่งโลหะหนัก เช่น ตะกั่ว สังกะสี แคดเมียม เป็นต้น

ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นการศึกษาความสามารถในการดูดซับ โลหะจากน้ำชะขยะของสลัดจ์จุลินทรีย์ส่วนเกินของระบบบำบัดน้ำเสีย 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
- 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

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 และนำมาทดสอบค่าการซึมผ่านของส่วนผสมที่มีความหนาแน่นแห้งสูงสุดได้ข้อมูลตามตารางที่ 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 ก่อนข้างเจือจางมีซีโอดี 189 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าการนำไฟฟ้า 1,100 ไมโครซีเมนตต่อเซนติเมตร ในขณะที่น้ำจะขย HCL มีซีโอดี 3672 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าการนำไฟฟ้า 19,000 ไมโครซีเมนตต่อเซนติเมตร และน้ำจะขยทั้งสองมีปริมาณโลหะหนักที่เกี่ยวข้องในปริมาณที่ต่ำมาก การทดลองมีการเติมโลหะที่เกี่ยวข้องในน้ำจะขยทั้งสอง

ผลการทดลองการดูดซับที่สภาวะสมดุล พบว่าสามารถอธิบายได้โดย ไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชได้ตามสมการ

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

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 วรรณสิรากุล¹, 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.

จากการศึกษาพบว่าไอโซเทอมแบบฟรอนตลิขอธิบายการดูดติดผิวโลหะหนักของสัจฉเอเอสในน้ำชะขยะได้ โลหะตะกั่วถูกดูดติดผิวได้ดีที่สุด รองลงมาคือ แคดเมียม, สังกะสี และโครเมียมตามลำดับ และASPมีความสามารถในการดูดติดผิวโลหะได้ดีกว่า AS ค่า K ของสมการฟรอนตลิขในการดูดติดผิวตะกั่วและสังกะสีจากน้ำชะขยะของASP 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. พบว่าการเบรคทู่เกิดเฉพาะในคอลัมน์ที่สารดูดซับเป็นดินอย่างเดียว แม้ทำการทดลองนานถึง 3 เดือน

คำหลัก: สัจฉเอเอส ไอโซเทอมแบบฟรอนตลิข 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 มีสีที่ทึบ รังเกียจ 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 และผลของอัตราภาระทางชลศาสตร์ (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 ความคุมเพื่อหาหาค่าประมาณ 4 – 5 ตลอดทั้งการทดลอง และใช้เวลาที่จุดสมดุลการดูดซับเห็ดเท่ากับ 1 ชั่วโมง จากผลการทดลองเมื่อวิเคราะห์ด้วยโมเดล ฟรอนดลิสพบว่า 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 ศึกษาผลกระทบของพีเอช อุณหภูมิ ความเข้มข้นของสารละลายโลหะต่อการดูดติดผิวไอออนโลหะของ *Saccharomyces cerevisiae* ที่มีชีวิต พบว่าเซลล์ยีสต์สามารถดูดติดผิวไอออนโลหะหนักได้รวดเร็วและถึงจุดสมดุลภายในเวลา 10 นาที ปริมาณการดูดติดผิวไอออนทองแดง แคดเมียม และโคบอลต์จากสารละลายความเข้มข้น 200 ไมโครโมลต่อลิตร เท่ากับ 90 , 100 และ 70 นาโนโมลต่อมิลลิกรัมตามลำดับ ปริมาณการดูดติดผิวทองแดงของยีสต์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของสารละลายทองแดงที่เพิ่มขึ้น โดยดูดติดผิวไอออนทองแดงได้ร้อยละ 55 ของปริมาณไอออนทองแดงในสารละลาย ส่วนพีเอชที่เหมาะสมต่อการดูดติดผิวอยู่ระหว่าง 5 – 8 เนื่องจากที่พีเอชสูงทองแดงจะอยู่ในรูปสารประกอบออกไซด์ ไฮดรอกไซด์ และคาร์บอเนตที่ไม่ละลายน้ำ ส่วนที่พีเอชต่ำจะเกิดการจับกันระหว่างไฮโดรเนียมไอออนกับจุดกัมมันต์ที่เป็นประจุลบบริเวณผิวเซลล์ได้ดี 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 โดยจะทำการทดลองแบบกะและควบคุมพีเอชให้มีค่าประมาณ 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* ทั้งที่มีชีวิตและไม่มีชีวิตเป็นการดูดติดผิวที่เกิดขึ้นทั้งทางกายภาพและชีวภาพคือมีทั้งการดูดติดผิวโลหะหนักไว้ที่ผิวของเซลล์และการดูดติดผิวโลหะหนักเข้าไปในเซลล์ด้วย

Alibihai และคณะ 1985 ศึกษาการดูดติดผิวไอออนโลหะหนักด้วยสไลด์ที่ไม่มีชีวิต พบว่ามีปัจจัยต่อการดูดติดผิวโลหะหนักคือ พีเอช 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 ไอโซโทมการดูดซับด้วยชีวมวล

Mohamed 2001 ศึกษาถึงการดูดซับโลหะหนักด้วยแบคทีเรียชนิด *Gloeotheca magna* ทั้งที่มีชีวิตและไม่มีชีวิต ซึ่งสารละลายโลหะหนักที่ใช้คือ สารละลายแคดเมียมคลอไรด์ และสารละลายแมงกานีสซัลเฟต โดยทำการทดลองแบบกะ จากผลการทดลองเมื่อวิเคราะห์ด้วยโมเดลฟรอนคิชพบว่า เซลล์แบคทีเรียชนิด *G. magna* ที่ไม่มีชีวิตมีความสามารถในการดูดซับโลหะแคดเมียมและแมงกานีสได้ดีกว่าเซลล์แบคทีเรียชนิด *G. magna* ที่มีชีวิต ซึ่งจะเห็นได้จากค่าคงที่ K (Adsorption Capacity) ของฟรอนคิชไอโซโทมการดูดซับโลหะแคดเมียมและแมงกานีสด้วย *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 ศึกษาถึงการดูดซับโลหะตะกั่วด้วย *Aspergillus niger* โดยทำการทดลองแบบกะ และควบคุมพีเอชให้มีค่าประมาณ 6 ตลอดทั้งการทดลองพบว่า *A. niger* สามารถดูดซับไอออนโลหะตะกั่วจนถึงจุดสมดุลภายในเวลา 4 ชั่วโมง และเมื่อศึกษาไอโซโทมการดูดซับโลหะตะกั่วด้วยโมเดลของฟรอนคิชพบว่า ค่าคงที่ K (Adsorption Capacity) ของฟรอนคิชไอโซโทมมีค่าเท่ากับ 1.69 (มิลลิกรัมต่อกรัม) (ลิตรต่อมิลลิกรัม)^{1/n} นอกจากนี้ยังได้ทำการทดลองในส่วนของการคายซับโลหะตะกั่วเพื่อศึกษาการนำเซลล์สาหร่ายกลับมาใช้ใหม่ ซึ่งพบว่า 0.1 M กรดไนตริกมีความสามารถในการไล่ไอออนโลหะตะกั่วที่ถูกดูดซับบนพื้นผิวเซลล์สาหร่ายได้ดีที่สุด

Fourest และ Roux 1992 ศึกษาวัสดุชีวมวลเหลือทิ้ง *Rhizopus arrhizus* จากโรงงานอุตสาหกรรมที่ไม่มีชีวิตมาใช้เป็นวัสดุดูดซับไอออนโลหะหนักเกล สังกะสี แคดเมียม และตะกั่ว ที่พีเอชต่างๆ พบว่านักเกิด และสังกะสีถูกดูดซับได้ดีที่พีเอชเป็นกลาง ตะกั่วถูกดูดซับได้ดีที่พีเอชเท่ากับ 5.0 และการดูดซับจะน้อยลงเมื่อพีเอชลดลง ซึ่งผลการทดลองสามารถวิเคราะห์โดยใช้แบบจำลองของ แลงมัวร์ โดยค่าปริมาณการดูดซับไอออนโลหะหนักเกล สังกะสี แคดเมียม และตะกั่วสูงสุด เท่ากับ 18.7 , 13.5 , 26.8 และ 55.6 มิลลิกรัมต่อกรัมวัสดุชีวมวลตามลำดับ

1.3.4 การดูดซับในระบบสององค์ประกอบ

Brady และ Tobin 1995 ทำการศึกษาผลของค่าดัชนีโควาเลนต์ (Covalent Index) ที่มีต่อการดูดซับไอออนของ Sr^{2+} และไอออนของ Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} และ Pb^{2+} ในระบบสององค์ประกอบ (Binary System) ด้วย *Rhizopus arrhizus* ซึ่งจากการทดลองพบว่า ปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับจะแปรผันตรงกับค่าดัชนี โควาเลนต์ของโลหะนั้น ๆ กล่าวคือ โลหะที่มีค่าดัชนีโควาเลนต์สูงจะถูกดูดซับได้ในปริมาณมากกว่าโลหะที่มีดัชนีโควาเลนต์ต่ำ ซึ่งปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับเรียงตามลำดับได้ดังนี้ : $\text{Sr}^{2+} < \text{Mn}^{2+} < \text{Zn}^{2+} < \text{Cd}^{2+} < \text{Cu}^{2+} < \text{Pb}^{2+}$ และยังพบว่าความสามารถในการแทนที่ (Displacement) และความสามารถในการยับยั้ง (Inhibition) ของไอออน Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} และ Pb^{2+} จะมีค่าสูงขึ้น (สามารถจะแทนที่หรือยับยั้งการดูดซับของโลหะตัวอื่น ๆ ได้ดีขึ้น) เมื่อค่าดัชนีโควาเลนต์ของโลหะมีค่าเพิ่มขึ้น แต่สำหรับ Sr^{2+} ความสามารถในการแทนที่ความสามารถในการยับยั้งของโลหะจะมีค่าลดลง (สามารถจะแทนที่หรือยับยั้งการดูดซับของโลหะตัวอื่น

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 *Streptovorticillium cinnamomeum* และ *Penicillium chrysogenum* ซึ่งจากการทดลองพบว่า ในระบบสององค์ประกอบทั้งที่ใช้ *Streptovorticillium cinnamomeum* และ *Penicillium chrysogenum* โค-แคทไอออนจะส่งผลต่อการดูดซับโลหะสังกะสีมากกว่าการดูดซับโลหะตะกั่วเนื่องจากค่าดัชนีโควาเลนซ์ของโลหะตะกั่วมีค่าสูงกว่าค่าดัชนีโควาเลนซ์ของโค-แคทไอออนตัวอื่น ๆ และ ค่าดัชนีโควาเลนซ์ของโลหะสังกะสีมีค่าต่ำกว่าค่าดัชนีโควาเลนซ์ของโค-แคทไอออนตัวอื่น ๆ ดังนั้นจึงทำให้โค-แคทไอออนสามารถยับยั้งการดูดซับโลหะสังกะสีได้มากกว่าการดูดซับโลหะตะกั่ว และยังพบอีกว่าในระบบหลายองค์ประกอบ ลำดับของปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับที่ได้จากการทดลองจะมีค่าตรงกันกับลำดับของปริมาณโลหะที่ถูกดูดซับที่ได้จากการคำนวณโดยใช้ แลรมัวร์ไอโซเทอมของระบบหนึ่งองค์ประกอบ (Single System) ทั้งที่ใช้ *Streptovorticillium cinnamomeum* ($\text{Pb}^{2+} > \text{Zn}^{2+} = \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Co}^{2+}$) และ *Penicillium chrysogenum* ($\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Co}^{2+}$)

1.3.5 ดินและสัจจะเอสเป็นสารดูดซับ

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 จะเห็นได้ว่าทรายแป้งปนดินเหนียวมีความสามารถในการดูดซับสูงสุด แต่ทรายแป้งปนดินเหนียวมีความสามารถในการซึมผ่านของน้ำต่ำ 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 และซีโอดีที่ลดลงต่อปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินของคอลัมน์ SC, 80SC:20S, 70SC:30S และ 60SC:40S มีค่าเท่ากับ 14.79, 16.78, 22.60 และ 22.62 มก.ซีโอดี/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

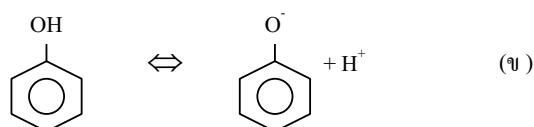
Wu และคณะ 1999 ได้ศึกษาการดูดซับทองแดง (Cu) ด้วยดินเหนียว โดยทำการแยกดินเหนียวตามขนาด ได้แก่ < 0.02 ไมครอน, 0.02-0.2 ไมครอน และ 0.2-2 ไมครอน จากนั้นนำดินเหนียวแต่ละขนาดแบ่งออกเป็น 3 ส่วน เท่าๆ กัน 2 ส่วนแรกกำจัดอินทรีย์สารด้วยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ จากนั้นนำดินเหนียว 1 ใน 2 ส่วนนี้ไปกำจัดองค์ประกอบเหล็กอิสระด้วยวิธี 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* โดยวัสดุชีวมวลเหล่านี้จะถูกเตรียมโดยการนำมาสับด้วยน้ำกลั่น 2 ครั้ง ปรับพีเอชให้ได้ประมาณ 7 อบที่อุณหภูมิ 105°C แล้วจึงบดและแยกขนาดอนุภาคให้มีขนาดต่ำกว่า 425 ไมโครเมตรด้วย Sieve No. 40 วัสดุชีวมวลที่ได้ 1 กรัมจะถูกนำมาใช้ในการดูดซับโลหะหนักจากสารละลายปริมาตร 100 มิลลิลิตรที่มีโลหะหนักผสมอยู่ที่ความเข้มข้น 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 ใช้สไลด์เอเอสที่ทำให้แห้งที่อุณหภูมิ 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 ของสไลด์เอเอสมีค่าลดลงเมื่อ 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 โดยสไลด์เอเอส จากปฏิกิริยาเอเอสที่ดำเนินการที่ใช้อัตราการเจือจาง (dilution rate) ต่างกันคือ 0.09 0.16 และ 0.24 hr⁻¹ พบว่าการดูดซับนิกเกิลมีทั้งในลักษณะไม่ดูดซับเข้าเซลล์ (passive) และดูดซับเข้าเซลล์ (active) โดยที่ส่วนใหญ่จะเป็นแบบ passive

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

1.4 การดำเนินการวิจัย

การดำเนินงานวิจัยแบ่งเป็น 5 ขั้นตอนดังนี้

1. การวิเคราะห์คุณสมบัติของสไลด์และดินที่ใช้ในการทดลอง
2. ผลของการทำแห้งสไลด์ (dried sludge) ที่มีต่อความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์
3. ศึกษาไอโซเทอมการดูดซับโลหะหนักของสไลด์และดิน
4. ศึกษาคุณสมบัติการซึมผ่านของน้ำ ของสไลด์และดินที่ค่าการบดอัดต่างๆ
5. ทดสอบการดูดซับโลหะหนัก และสารอินทรีย์ในน้ำชะละลายขยะด้วยคอลัมน์ดูดซับ

บทที่ 2

การวิเคราะห์คุณสมบัติของสัณฐานและดินที่ใช้ในการทดลอง

2.1 แหล่งที่มาของดินและสัณฐาน

ก ดิน

เนื่องจากการศึกษาของกลุ่มวิจัย (ธิดารัตน์ 2543) ในหัวข้อการบำบัดน้ำเสียที่มีสัณฐานดิน ได้มีการนำดินมาจากแหล่งต่างๆ มาทำการทดสอบการบำบัดสี และซีไอดีในน้ำชะละลายขยะ พบว่าชุดดินราชบุรีซึ่งเป็นดินเหนียวปนทรายแข็งเป็นดินที่มีคุณสมบัติในการดูดซับสีและซีไอดีสูงสุด 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. คาก้อง 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

สไลด์จ์เอเอสที่ใช้ในการทดลองนอกจากจะมีค่าความจุในการแลกเปลี่ยนประจุบวกสูงกว่าดินทั่วไป 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 ดังนั้นการผสมสไลด์จ์เอเอสกับดินจึงเป็นการเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ในดิน ซึ่งส่งผลทำให้ดินผสมสไลด์จ์เอเอสมีประสิทธิภาพในการดูดติดผิวโลหะหนักได้ดีขึ้น

ตารางที่ 2.4 ผลการวิเคราะห์คุณสมบัติของดินและสไลด์จ์เทียบกับงานวิจัยอื่น

คุณสมบัติ	งานวิจัยนี้		ธิดารัตน์ ดินราชบุรี	ศิริรัตน์		
	สไลด์จ์เอเอส	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

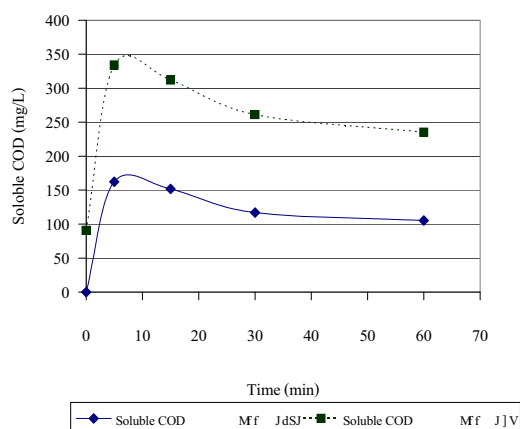
ตารางที่ 2.5 : ตารางแสดงคุณสมบัติต่าง ๆ ของตัวดูดซับ

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 ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากที่อุณหภูมิและความเข้มข้นดังกล่าวจุลินทรีย์ไม่มีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์และในขณะเดียวกันจุลินทรีย์ที่ตายยังกลายไปเป็นสารอาหาร 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

การทดลองที่กล่าวแล้วข้างต้นสามารถนำมาคำนวณหาค่าสัมประสิทธิ์ต่างๆที่เป็นคุณสมบัติเฉพาะตัวของจุลินทรีย์ 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
- แมกนีเซียม	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 การหาเวลาที่จุดสมดุลของการดูดติดผิว
ใช้สารดูดซับ น้ำหนักแห้ง 2, 4, 6 และ 8 กรัม นำมาศึกษาการดูดติดผิวโลหะ หนึ่งธาตุของตะกั่ว 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 สมดุลของการดูดติดผิวโลหะแต่ละชนิด

4.2.1.2 การทดสอบคุณสมบัติของสไลด์เอเอส

การทดลองในส่วนนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อเปรียบเทียบความสามารถในการดูดติดผิวสไลด์เอเอส ชนิดต่าง ๆ คือ สไลด์เอเอสก่อนปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ที่มีเปอร์เซ็นต์ความชื้น 30 และ 50% (AS30% และ AS50%) และสไลด์เอเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ (ASP) โดยการนำสไลด์เอเอสแต่ละชนิดน้ำหนักแห้ง 1, 2, 4, 6 และ 8 กรัม มาทดสอบการดูดติดผิวโลหะหนึ่งธาตุของ $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ 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 (เวลาที่จุดสมดุลของการดูดติดผิว) แล้วนำไปกรองด้วยกระดาษ GF/C ปรับพีเอชของสารละลายส่วนใสที่ได้ให้มีค่าประมาณ 2.0 ด้วยกรด HNO_3 65% และวัดปริมาณโลหะหนักที่เหลืออยู่ในสารละลายด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer เพื่อเปรียบเทียบความสามารถในการดูดติดผิวโลหะของสไลด์เอเอสทั้งก่อนและหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ นอกจากนี้ยังทดสอบความสามารถในการดูดติดผิวของสไลด์เอเอสก่อนปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์ที่มีความชื้น 87 % (เท่ากับความชื้นของสไลด์ เอเอสหลังปรับสภาพด้วยโพลิเมอร์) เพื่อศึกษาผลของโพลิเมอร์ที่มีต่อการดูดติดผิวด้วย

4.2.1.3 การทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่งธาตุด้วยสไลด์เอเอส

นำสารดูดซับน้ำหนักแห้ง 4 กรัมใส่ในน้ำปราศจากประจุ หรือน้ำชะขยะที่มีโลหะหนึ่งธาตุถ้าเป็น ตะกั่วจะอยู่ในรูป $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, แคดเมียมในรูป $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$, สังกะสีในรูป $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ และ โครเมียมในรูป $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 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 นอกจากนี้ยังได้ทดสอบการดูดซับโลหะทั้งสี่ชนิดในน้ำปราศจากประจุโดยไม่มีการควบคุมพีเอชเปรียบเทียบกับด้วย

- 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

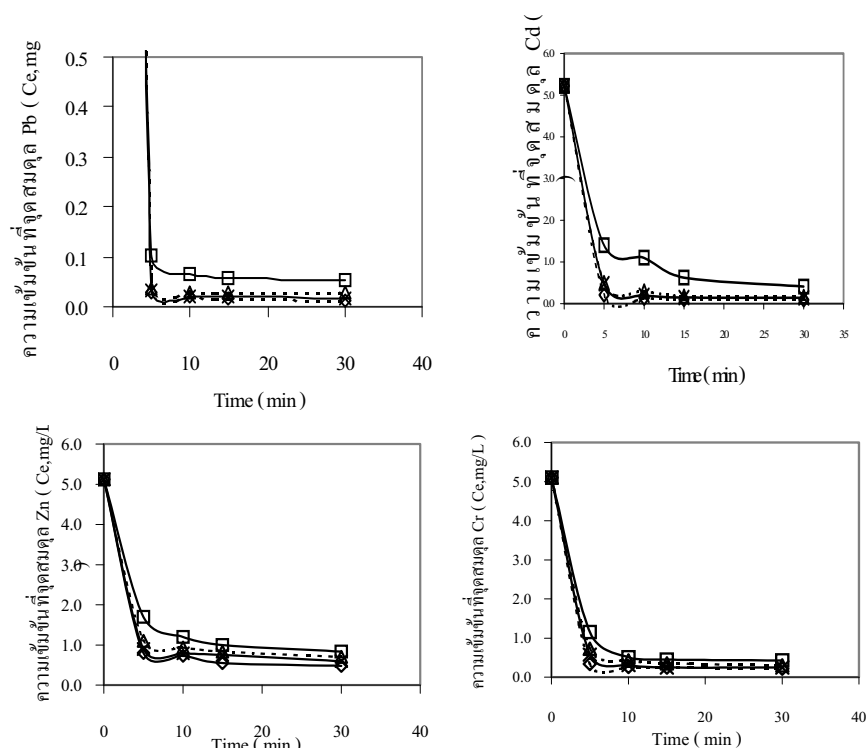
บรรจุด้วยสารละลายโลหะหนักที่มีความเข้มข้นต่าง ๆ ดังนี้ (ในแต่ละ Erlenmeyer Flask จะมีสารละลายโลหะหนักเพียง 1 ชนิด)

- 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

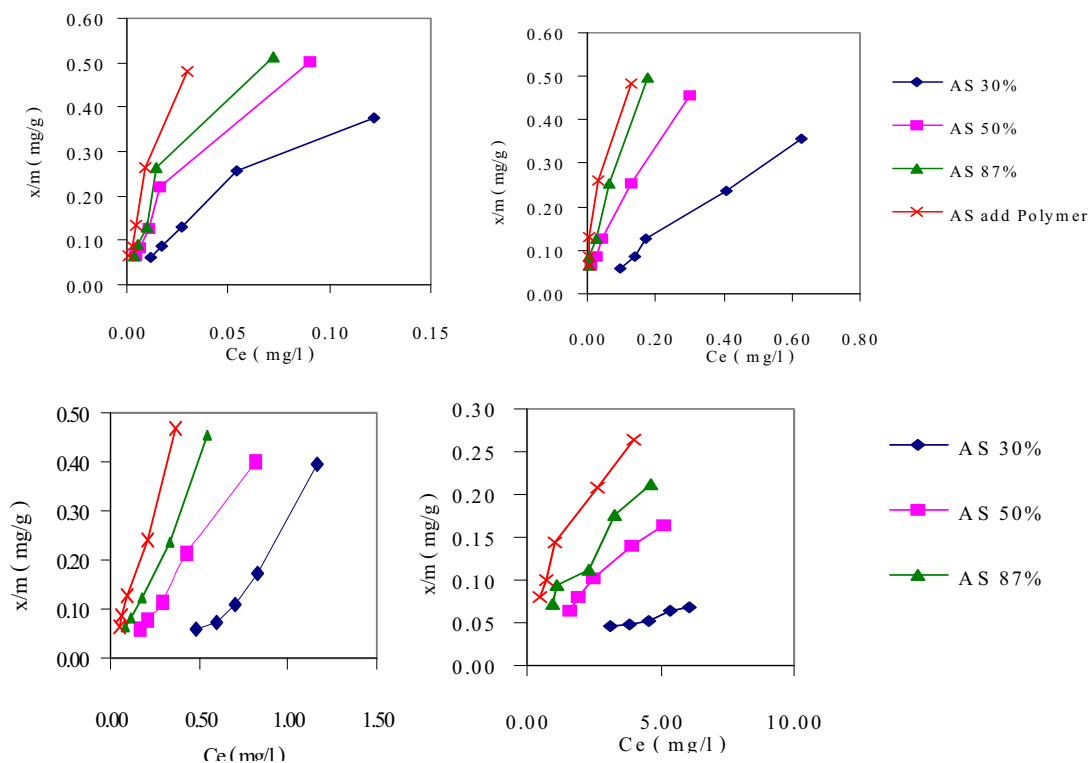
4.3.2 ผลของคุณสมบัติของสลัดจ์เอเอส

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) ซึ่งตัวดูดซับที่มีพื้นที่ผิวที่แตกต่างกันนี้จะเหมาะกับการอธิบายการดูดซับด้วยไอโซเทอมแบบฟรุนลิช 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 Akpinar (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

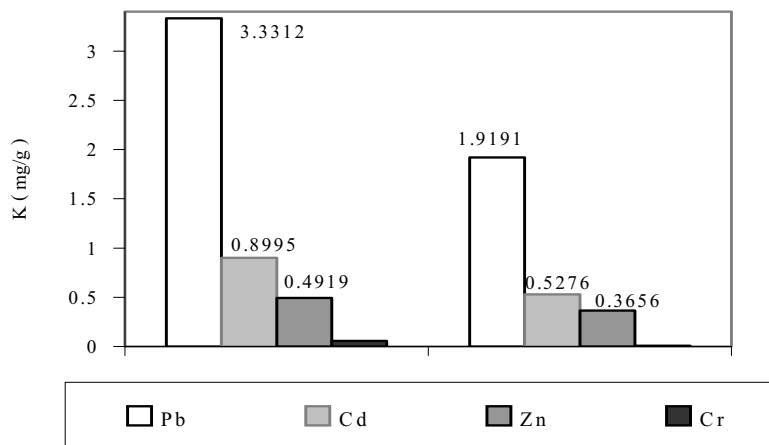
ตารางที่ 4.5 : ค่าคงที่ไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชของการดูดซับโลหะหนักชนิดด้วยสลัดจ์ASP ในน้ำปราศจากประจุ

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 เนื่องจากผลของสารหรือไอออนอื่น 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

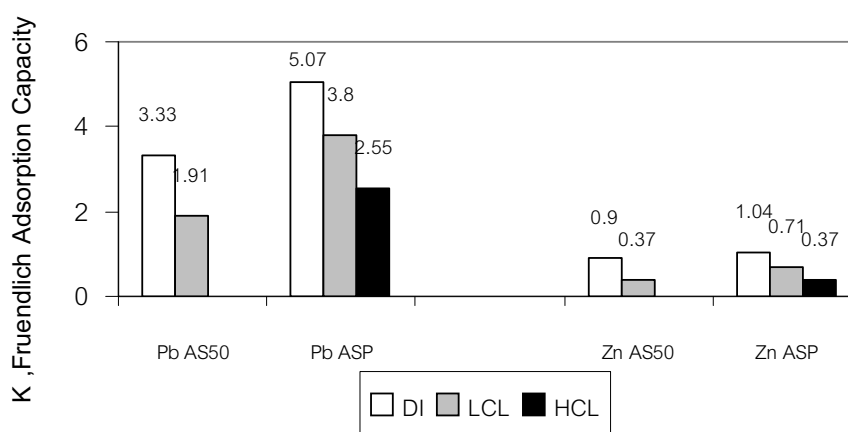
การทดสอบไอโซเทอมดูดติดผิวโลหะหนักหนึ่งธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสลัดจ์ ASP ทำการทดสอบทั้งน้ำชะ LCL และน้ำชะ HCL โดยควบคุมพีเอชของสารละลายที่จุดสมดุลการดูดติดผิวไว้ที่ 6.5 – 7.2 ในทุกการทดลอง

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

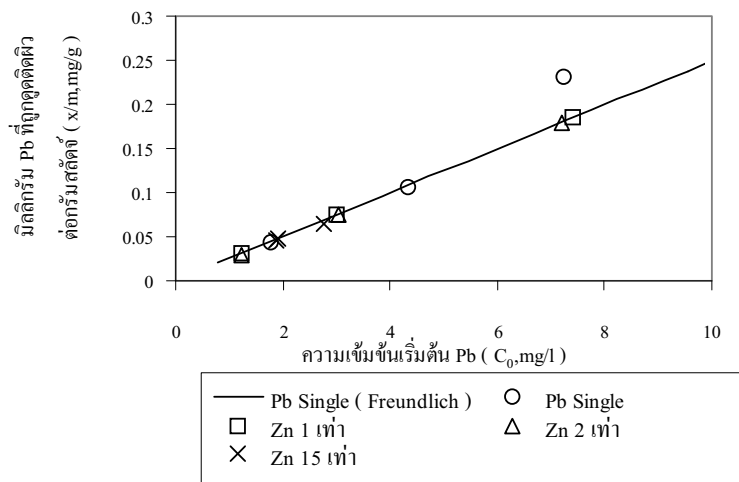
จากที่ได้กล่าวมาแล้วว่า ภายใต้สภาวะของสารละลายที่พีเอชน้อยกว่า 7 $Pb(NO_3)_2$ และ $Cd(NO_3)_2$ จะอยู่ในรูปของไอออนอิสระคือ Pb^{2+} และ Cd^{2+} มากกว่าในรูปแบบอื่น ๆ ส่วน $K_2Cr_2O_7$ ภายใต้สภาวะของสารละลายที่มีพีเอชน้อยกว่า 7 ไบโครเมตไอออน ($HCrO_4^-$) จะเป็นรูปแบบของโครเมียมที่มีปริมาณมากที่สุด ดังนั้นจึงแบ่งการทดลองออกเป็นสองกรณีคือ 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

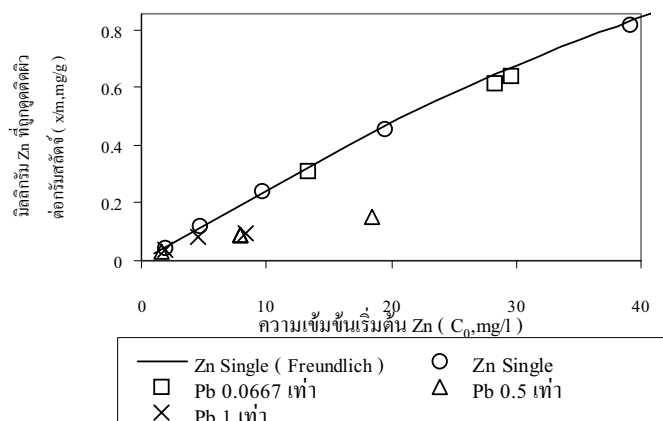
4.3.4.1. สลัดจ์ AS50%

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

ก. น้ำปราศจากประจุ



(ก)

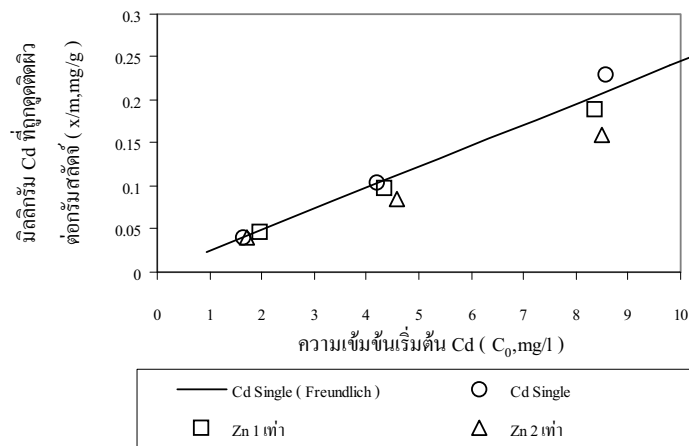


(ข)

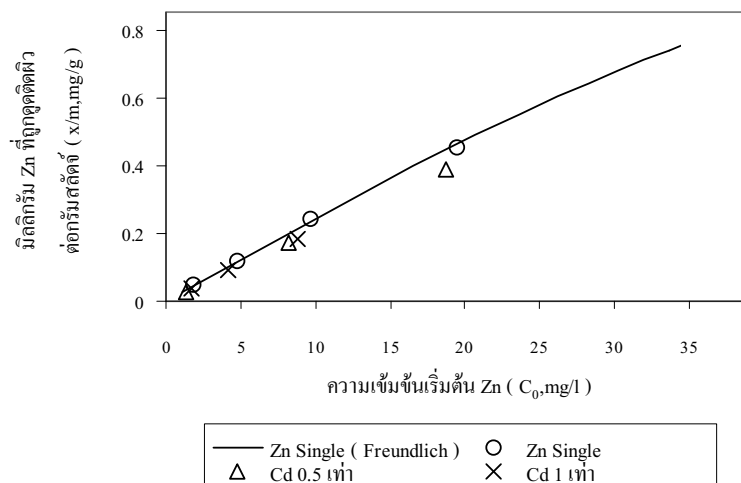
รูปที่ 4.5 : การดูดซับสารละลายโลหะผสมสองธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสลัดจ์ AS 50% ในน้ำปราศจากประจุ

(ก) การดูดซับโลหะตะกั่ว

(ข) การดูดซับโลหะสังกะสี



(ก)



(ข)

รูปที่ 4.6 : การดูดซับโลหะผสมสองธาตุของแคะเมียมและสังกะสีด้วยสัจ AS 50
ในน้ำปราศจากประจุ

(ก) การดูดซับโลหะแคะเมียม (ข) การดูดซับโลหะสังกะสี

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

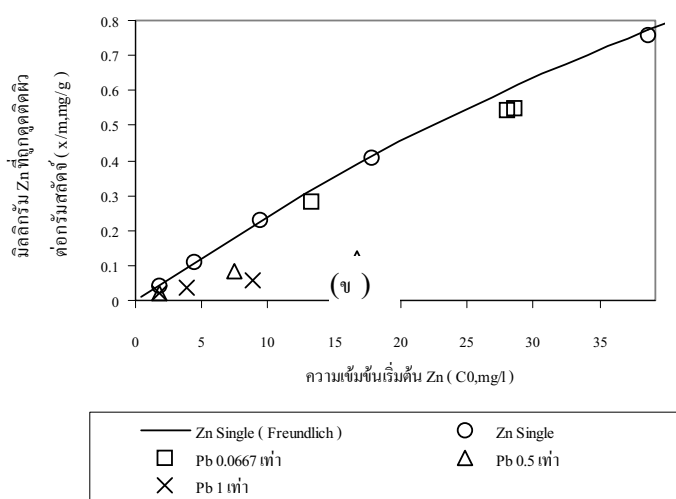
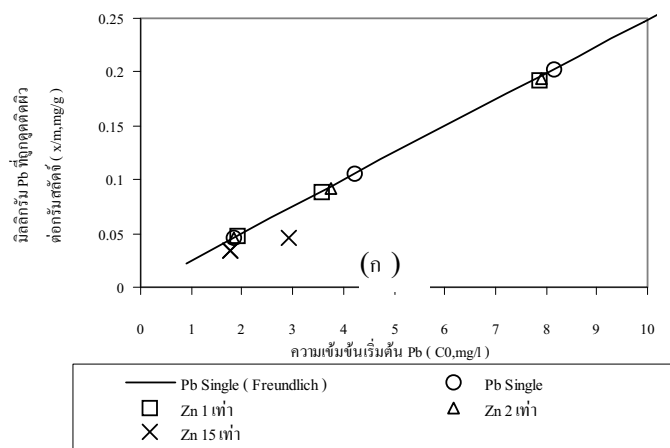
ดูดติดผิวต่อน้ำหนักของตัวดูดติดผิว (x/m) เป็นแกน y ซึ่งจะนำผลการดูดติดผิวโลหะในสารละลายผสมสองธาตุที่ได้ไปเปรียบเทียบกับผลการดูดติดผิวของโลหะหนึ่งธาตุ ทั้งที่ได้จากการทดลองจริงและได้จากการคำนวณโดยสมการฟรุนดลิช ดังรูปที่ 4.5 และ 4.6

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 พบว่าการดูดซับโลหะผสมด้วยสไลด์ AS 50 % ในน้ำชะขยะ LCL โลหะสังกะสี



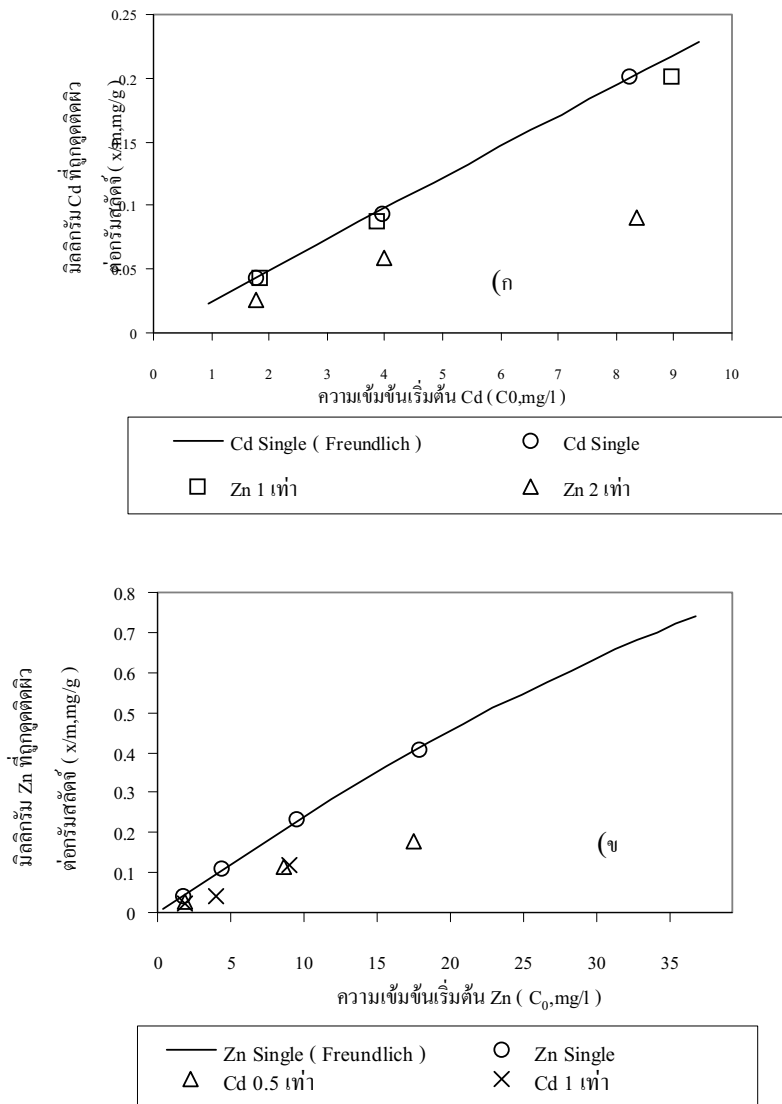
รูปที่ 4.7: การดูดซับสารละลายโลหะผสมสองธาตุของตะกั่วและสังกะสีด้วยสไลด์ AS 50% ในน้ำชะขยะ LCL

(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

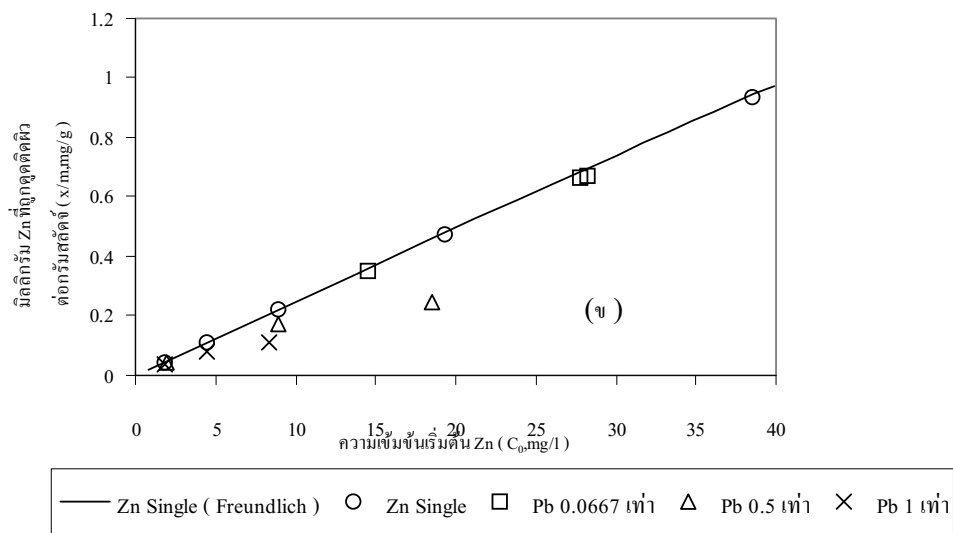
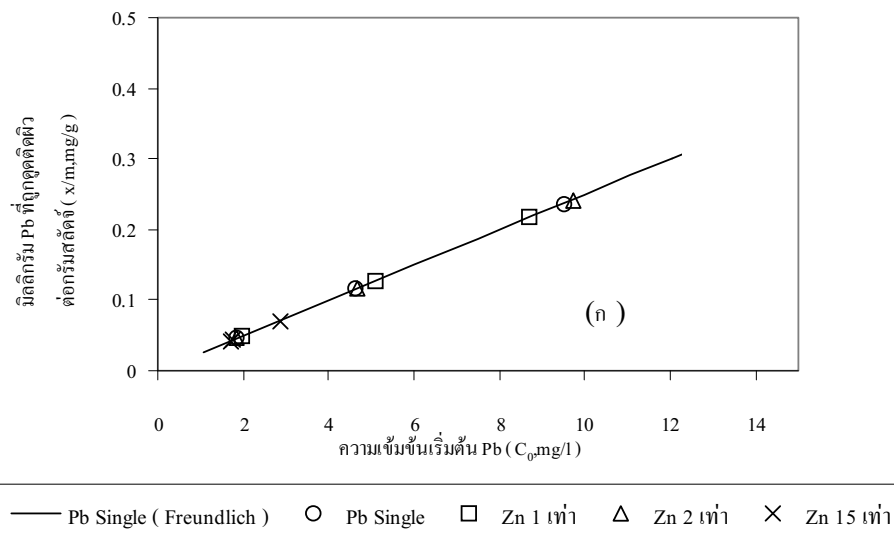
4.3.4.2 สลัดจ์ASP

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 ซึ่งจะนำผลการดูดซับโลหะในสารละลายผสมสองธาตุที่ได้ไปเปรียบเทียบกับผลการดูดซับของโลหะหนึ่งธาตุทั้งที่ได้จากการทดลองจริงและได้จากการคำนวณโดยสมการฟรอนด์ลิช ดังรูปที่ 4.10