



EFFECT OF HEAVY METAL BIOLEACHING ON NUTRIENTS IN SEWAGE SLUDGE

The Engineering Institute of Thailand under H.M. The King's Patronage

ผลกระทบของการไบโโอลิชซิงโลหะหนักที่มีต่อธาตุอาหารในสลัดจ์น้ำเสียชุมชน
EFFECT OF HEAVY METAL BIOLEACHING ON NUTRIENTS IN SEWAGE SLUDGE

ศุภเกียรติ ศรีพนมณานกร และภัทรพงศ์ เมฆพันธ์

ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีมหานคร กรุงเทพฯ 10530

โทรศัพท์ : 0-2988-3655 E-mail: suppakiet@gmail.com

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาถึงความสามารถของกระบวนการไบโโอลิชซิงในการกำจัดโลหะหนักและผลกระทบที่มีต่อการชะละลายของธาตุอาหารจากสลัดจ์น้ำเสียชุมชน 2 ประเภทที่แตกต่างกันได้แก่ สลัดจ์น้ำเสียที่ผ่านการย่อยสลายแบบไร้อากาศ และสลัดจ์น้ำเสียที่มีการเติมอากาศบางส่วน ทำการทดลองในปฏิกรณ์แบบแบตช์ โดยใช้แบคทีเรียประเภทออกซิโดซัลเฟอร์ที่มีอยู่แล้วในสลัดจ์น้ำเสีย เพาะเลี้ยงที่ความเข้มข้นสลัดจ์ในช่วงร้อยละ 0.58 ถึง 4.08 ผลการศึกษาพบว่าปฏิกิริยาออกซิเดชันของซัลเฟอร์โดยแบคทีเรียทำให้เกิดขบวนการสร้างกรดมีผลทำให้ค่าพีเอชลดลงต่ำกว่า 2 ซึ่งผลจากการลดลงของค่าพีเอชทำให้โลหะหนักถูกชะละลายออกจนถึงระดับที่สามารถนำสลัดจ์ไปใช้ทางการเกษตรได้อย่างปลอดภัย โดยสามารถกำจัดทองแดงได้ถึงร้อยละ 81 ร้อยละ 76 สำหรับสังกะสี ร้อยละ 70 สำหรับนิกเกิล ร้อยละ 55 สำหรับตะกั่ว และร้อยละ 54 สำหรับแคดเมียม แต่ในขณะเดียวกัน ก็มีการสูญเสียธาตุอาหารจำเป็นต่อพืชในสลัดจ์ออกไป โดยมีการสูญเสียของไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และโพแทสเซียมจากสลัดจ์ในช่วงร้อยละ 4-43 ร้อยละ 6-53 และร้อยละ 6-19 ตามลำดับ

Abstract

The objectives of the present study were to investigate the capability of bioleaching process for removal of heavy metals and to examine the effects of bioleaching process on the nutrient solubilization from two different sewage sludge types (i.e. an anaerobically digested sludge and a partially aerobic digested sludge). The bioleaching experiments were carried out in a batch reactor using indigenous sulfur-oxidizing bacteria (*Thiobacillus* spp.) as inoculum and sewage sludge samples at the concentrations in the range from 0.58% to 4.08%. The results showed that the oxidation of elemental sulfur with the indigenous sludge thiobacilli caused a sludge acidification, decreasing the pH of sludge below 2.0 for all the sludge concentration levels. This pH decrease solubilized the heavy metals to an acceptable level for safe agricultural use. Up to 81% of Cu, 76% of Zn, 70% of Ni, 55% of Pb, and 54% of Cd can be removed from the sludges. However, loss of essential plant nutrients occurred simultaneously. Loss of nitrogen, phosphorus and potassium from the sludges were in the ranges of 4-43%, 6-53% and 6-19%, respectively.

1. บทนำ

การนำสลัดจ์น้ำเสียชุมชนมาใช้ในรูปของวัสดุปรับปรุงดินเพื่อประโยชน์ทางการเกษตรมักเป็นที่นิยมน้อยกว่าแพร่หลายเนื่องจากลักษณะสมบัติของสลัดจ์น้ำเสียเองที่ประกอบด้วยอินทรีย์วัตถุ และธาตุอาหารที่จำเป็นต่อพืช แต่ในขณะเดียวกันสลัดจ์น้ำเสียยังคงมีโลหะหนักปนเปื้อนอยู่ หากนำสลัดจ์น้ำเสียดังกล่าวมาใช้โดยไม่พึงระวังอาจเกิดการสะสมของโลหะหนักในดินจนถึงระดับที่เป็นอันตรายต่อดินและพืชได้ วิธีการบำบัดโลหะหนักในสลัดจ์สามารถทำได้หลายวิธี วิธีทางชีวเคมีที่เรียกว่าไบโโอลิชซิง (Bioleaching) เป็นอีกหนึ่งวิธีที่สามารถใช้ในการบำบัดโลหะหนักออกจากสลัดจ์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ [1] โดยการใช้แบคทีเรียในลักษณะเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาออกซิเดชันของซัลเฟอร์ไปเป็นซัลเฟตและส่งผลให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอชที่เป็นปัจจัยหลักในการชะละลายโลหะหนักในสลัดจ์ อย่างไรก็ตามความตั้งใจที่จะลดปริมาณโลหะหนักก็ส่งผลกระทบต่อการลดลงของปริมาณธาตุอาหารที่เป็นประโยชน์ในสลัดจ์ด้วยเช่นกัน [2-3] ดังนั้นการศึกษาถึงผลกระทบของการไบโโอลิชซิงโลหะหนักที่มีต่อปริมาณธาตุอาหารในสลัดจ์น้ำเสียควรเป็นประเด็นที่นำมาศึกษาวิจัยเพื่อให้ได้เป็นข้อมูลประกอบการออกแบบระบบรวมถึงการกำหนดประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักจากสลัดจ์น้ำเสียโดยคำนึงถึงธาตุอาหารที่คงเหลืออยู่ต่อการนำไปใช้ประโยชน์ต่อไป

2. วิธีการศึกษา

ตัวอย่างสลัดจ์น้ำเสียได้แก่ สลัดจ์ที่ผ่านการเติมอากาศบางส่วน (Partially Aerobic Digested Sludge, PDS) จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำชองนนทบุรี และสลัดจ์ที่ผ่านการย่อยสลายแบบไร้อากาศ (Anaerobically Digested Sludge, ADS) จากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม กรุงเทพฯ การเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ประเภทแบคทีเรียออกซิโดซซัลเฟอร์ที่มีดั้งเดิมในสลัดจ์น้ำเสีย (Indigenous Sulfur Oxidizing Bacteria) เริ่มจากสลัดจ์ที่ความเข้มข้นประมาณร้อยละ 2 เติมซัลเฟอร์อัตราร้อยละ 0.5 กวนและให้อากาศต่อเนื่องจนมีค่า pH ลดลงถึง 2 ทำการเตรียมเชื้อจุลินทรีย์ซ้ำ จนได้อัตราการสร้างกรดสูงสุดจากการตรวจสอบช่วงเวลาการลดลงของค่า pH ของสลัดจ์ ทำการทดลองที่ความเข้มข้นสลัดจ์แตกต่างกัน 4 ระดับประมาณร้อยละ 0.5- 4.0 ในปฏิกรณ์ขนาด 5 ลิตร ประกอบด้วยสลัดจ์ PDS ที่ความเข้มข้นร้อยละ 0.53, 1.01, 2.00 และ 4.08 สำหรับสลัดจ์ ADS ที่ความเข้มข้นร้อยละ 0.58, 1.01, 2.04 และ 3.98 เติมเชื้อจุลินทรีย์ตั้งต้นร้อยละ 5 และซัลเฟอร์ร้อยละ 0.5 กวนและเป่าอากาศต่อเนื่อง จดบันทึกค่า pH และค่า ORP เก็บตัวอย่างสลัดจ์ตามเวลาจนกระทั่งค่า pH ลดลงถึงประมาณ 2 ปั่นเหวี่ยงและกรอง วิเคราะห์ค่า ซัลเฟต ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส โพแทสเซียม และโลหะหนักในรูปทั้งหมด [4] องค์ประกอบรูปแบบทางเคมีของโลหะใช้วิธีการสกัดตามลำดับ [5] ประกอบด้วยรูปที่แลกเปลี่ยนได้ (Exchangeable, EXCH) รูปคาร์บอเนต (Carbonate Bound, CARB) รูปออกไซด์ของเหล็กและแมงกานีส (Fe-Mn Oxide Bound, Fe-Mn OX) รูปสารอินทรีย์ (Organically Bound, ORGB) และรูปที่คงเหลือจากการสกัด (RESD)

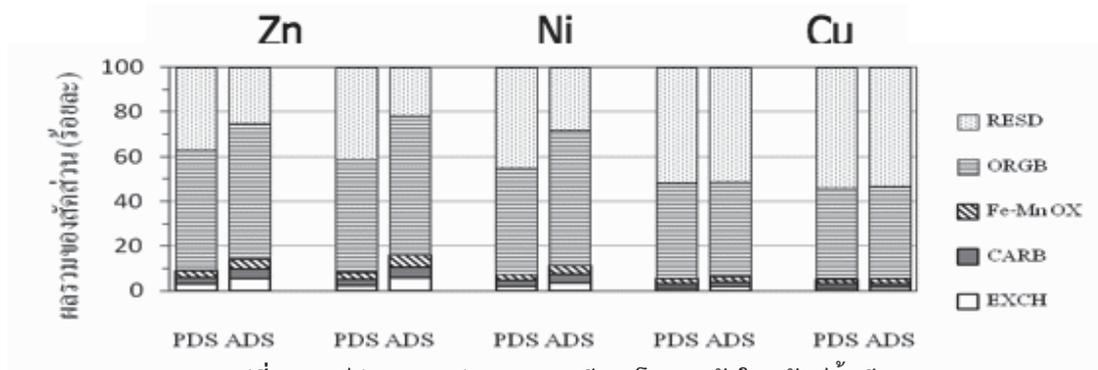
3. ผลการทดลองและวิจารณ์

3.1 ลักษณะสมบัติของสลัดจ์น้ำเสีย

พิจารณาจากตารางที่ 1 พบว่า ค่า pH ของสลัดจ์ PDS (pH=6.36) มีค่าน้อยกว่าค่า pH ของสลัดจ์ ADS (pH=7.68) ขณะที่สลัดจ์ ADS มีค่า TS และ VS (7.38% และ 61%TS) ที่สูงกว่าที่พบใน PDS มาก (4.13% และ 39%TS) ซึ่งแสดงว่ามีสัดส่วนของสารอินทรีย์อยู่สูงกว่า ปริมาณธาตุอาหารได้แก่ N และ K มีค่าที่ใกล้เคียงกัน ยกเว้น P ที่พบในสลัดจ์ PDS ในปริมาณที่สูงกว่า สำหรับโลหะหนักพบว่ามีปริมาณ Cu และ Pb ในสลัดจ์ทั้ง 2 ประเภทสูงมากเกินค่ามาตรฐาน Pollutant Concentration Limits ของการนำสลัดจ์ไปใช้ประโยชน์ทางการเกษตรตาม U.S.EPA. [6] ที่กำหนดให้มีค่า Cu และ Pb ไม่เกิน 1,500 มก./กก. และ 300 มก./กก. ตามลำดับ ส่วนโลหะหนักอื่นๆพบในปริมาณไม่เกินเกณฑ์ที่กำหนด สำหรับองค์ประกอบรูปแบบทางเคมีของโลหะในสลัดจ์ (รูปที่ 1) พบว่าโลหะส่วนใหญ่ถูกตรึงอยู่ในรูป ORB และรูป RESD สำหรับ Zn, Ni และ Cu พบในรูป ORGB รูป Fe-Mn OX รูป CARB และรูป EXCH ของสลัดจ์ ADS ในสัดส่วนที่มากกว่าที่พบในสลัดจ์ PDS สำหรับ Cd และ Pb พบว่ามีสัดส่วนรูปแบบต่างๆ ของโลหะที่คล้ายกันเมื่อเปรียบเทียบระหว่างสลัดจ์ PDS และ สลัดจ์ ADS

ตารางที่ 1 ลักษณะสมบัติของตัวอย่างสลัดจ์น้ำเสียที่ใช้ศึกษา

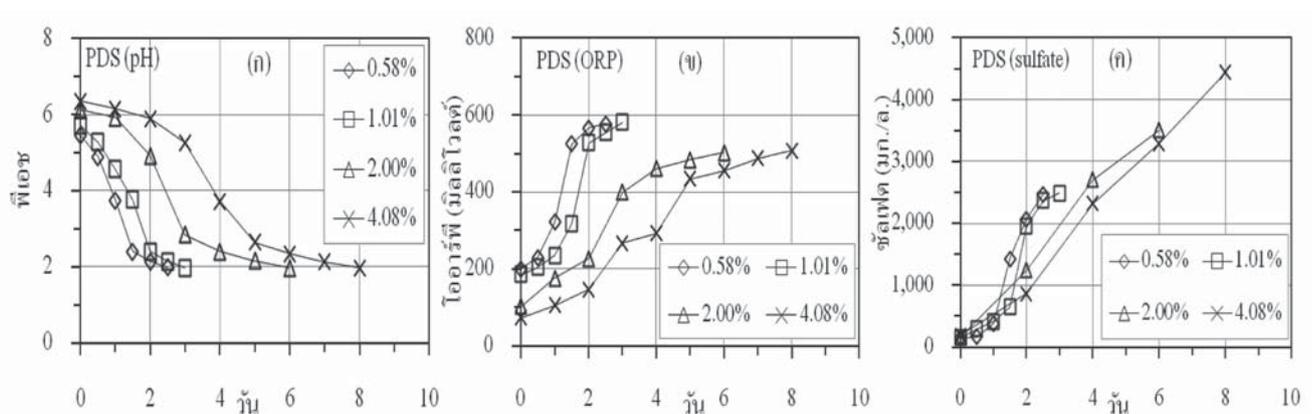
สลัดจ์	pH	TS (%)	VS (% TS)	N (% TS)	P (P ₂ O ₅ , % TS)	K (K ₂ O, % TS)	โลหะหนักทั้งหมด (มก./กก.)				
							Zn	Ni	Cu	Cd	Pb
PDS	6.36	4.13	39	3.99	6.34	0.92	1,531	386	3,711	41	753
ADS	7.68	7.38	61	3.91	4.26	0.92	1,832	386	3,863	36	422



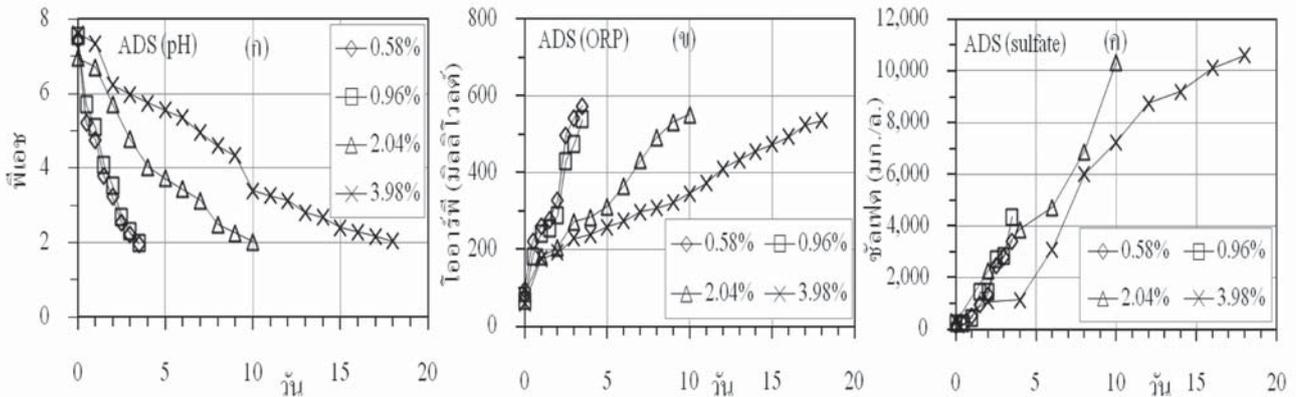
รูปที่ 1 องค์ประกอบรูปแบบทางเคมีของโลหะหนักในสลัดจ์น้ำเสีย

3.2 การเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอช ไออาร์พี และซัลเฟต

จากการดำเนินระบบมีผลทำให้ค่า pH ของสลัดจ์มีค่าลดลงขณะที่ค่า ORP และ ปริมาณซัลเฟตมีมากขึ้น (รูปที่ 2-3) สำหรับสลัดจ์ PDS ระยะเวลาการลดลงค่า pH จนถึงค่าประมาณ 2 อยู่ระหว่าง 2.5-8 วัน ขณะที่สลัดจ์ ADS ใช้ระยะเวลาที่นานกว่าอยู่ระหว่าง 3.5-18 วัน ระยะเวลาที่ใช้เพิ่มมากขึ้นตามความเข้มข้นสลัดจ์ที่มากขึ้น ซึ่งโดยทั่วไปแล้วอัตราการสร้างกรดจะลดลงเมื่อความเข้มข้นของสลัดจ์เพิ่มขึ้น เนื่องจากความต้านทานการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชในสลัดจ์สูงขึ้น [7] ค่า ORP ของสลัดจ์ PDS และสลัดจ์ ADS มีค่าที่เพิ่มขึ้นอยู่ในระดับที่ใกล้เคียงกันในช่วง 502-581 มิลลิโวลต์ และ 536-573 มิลลิโวลต์ตามลำดับ ส่วนปริมาณซัลเฟตของสลัดจ์ PDS พบว่ามีค่าเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วง 2,469-4,440 มก./ล. ขณะที่สลัดจ์ ADS มีปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้นสูงกว่าอยู่ในช่วง 3,411-10,603 มก./ล. ทั้งนี้ความแตกต่างของการเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นเป็นผลมาจากลักษณะและองค์ประกอบเริ่มต้นของสลัดจ์เอง ได้แก่ค่า pH, ORP และ VS โดยสลัดจ์ PDS มีค่า pH ที่ต่ำกว่า ค่า ORP ที่สูงกว่ามีผลให้แบคทีเรียออกซิไดซ์ซัลเฟอร์ไปเป็นซัลเฟตได้ อย่างรวดเร็ว อีกทั้งยังมีปริมาณ VS ที่ต่ำกว่ามาก ซึ่งปัจจัยต่างๆ ดังกล่าวมีผลทำให้สลัดจ์ PDS มีการลดลงของระดับ pH ที่รวดเร็วกว่าและใช้เวลาสั้นกว่าในการถึงระดับค่า pH ที่ต้องการ



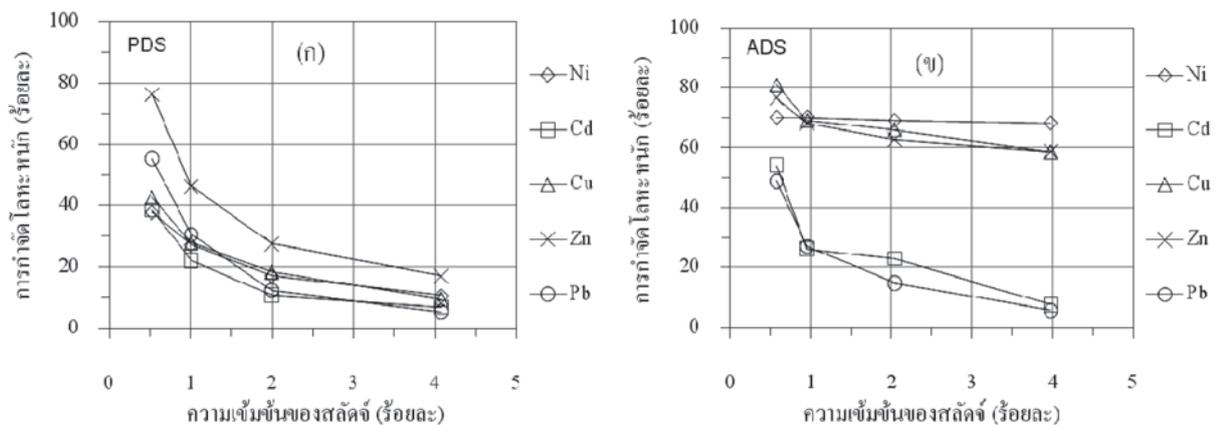
รูปที่ 2 การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช ไออาร์พี และซัลเฟตระหว่างการดำเนินระบบของสลัดจ์ PDS (ก) pH (ข) ORP (ค) sulfate



รูปที่ 3 การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช ไออาร์พี และซัลเฟตระหว่างการดำเนินระบบของสลัดจ์ ADS (ก) pH (ข) ORP (ค) sulfate

3.3 ประสิทธิภาพในการบำบัดโลหะหนัก

พิจารณาจากรูปที่ 4 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักทุกประเภทมีค่าลดลงเมื่อความเข้มข้นของสลัดจ์ในระบบเพิ่มขึ้น โดยประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักของสลัดจ์ PDS (รูป 4 ก) ที่ดำเนินระบบช่วงความเข้มข้นร้อยละ 0.58-4.08 มีค่าเท่ากับ ร้อยละ 10-38 ของ Ni ร้อยละ 9-43 ของ Cu ร้อยละ 5-55 ของ Pb ร้อยละ 17-76 ของ Zn และร้อยละ 7-39 ของ Cd ส่วนสลัดจ์ ADS (รูป 4 ข) พบว่าประสิทธิภาพที่ดำเนินระบบในช่วงความเข้มข้นร้อยละ 0.58-3.98 มีเท่ากับ ร้อยละ 68-70 ของ Ni ร้อยละ 59-81 ของ Cu ร้อยละ 6-49 ของ Pb ร้อยละ 59-77 ของ Zn และร้อยละ 7-54 ของ Cd เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพระหว่างสลัดจ์ทั้งสองประเภท พบว่าที่ความเข้มข้นสลัดจ์ใกล้เคียงกัน สลัดจ์ ADS มีประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักที่สูงกว่าสลัดจ์ PDS โดยเฉพาะ Ni, Cu และ Zn ทั้งนี้เนื่องมาจากองค์ประกอบของสลัดจ์ ADS ที่มีค่าร้อยละของ VS ที่สูงกว่าที่พบในสลัดจ์ PDS รวมถึงองค์ประกอบรูปแบบทางเคมีของโลหะดังกล่าวเองก็มีสัดส่วนในรูปแบบที่สามารถถูกชะละลายได้จากกลไกการชะละลาย การย่อยสลายของแบคทีเรีย และการลดลงของ pH จากการดำเนินระบบ ซึ่งได้แก่ รูป EXCH, CARB, Fe-Mn OX และ ORGB (รูปที่ 1) ที่สูงกว่าที่พบในสลัดจ์ PDS โดยสอดคล้องกับ Ginige [8] ที่พบว่าประสิทธิภาพของการบำบัดโลหะหนักนอกจากจะขึ้นกับค่า pH และ ORP แล้วยังคงมีปัจจัยอื่นที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพของการบำบัดโลหะหนักที่แตกต่างกันออกไป เช่น คุณสมบัติของสลัดจ์ ความเข้มข้นของสลัดจ์ ประเภทและองค์ประกอบทางเคมีของโลหะหนักที่จะทำการบำบัดด้วย



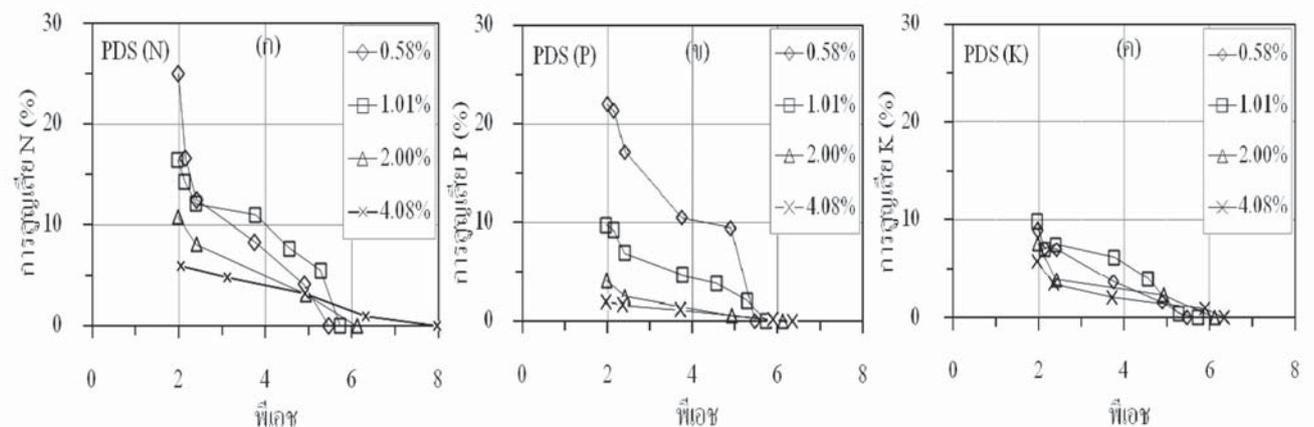
รูปที่ 4 ประสิทธิภาพของการบำบัดโลหะหนักทั้งหมดในสลัดจ์ (ก) PDS (ข) ADS

3.4 ผลกระทบที่มีต่อธาตุอาหาร

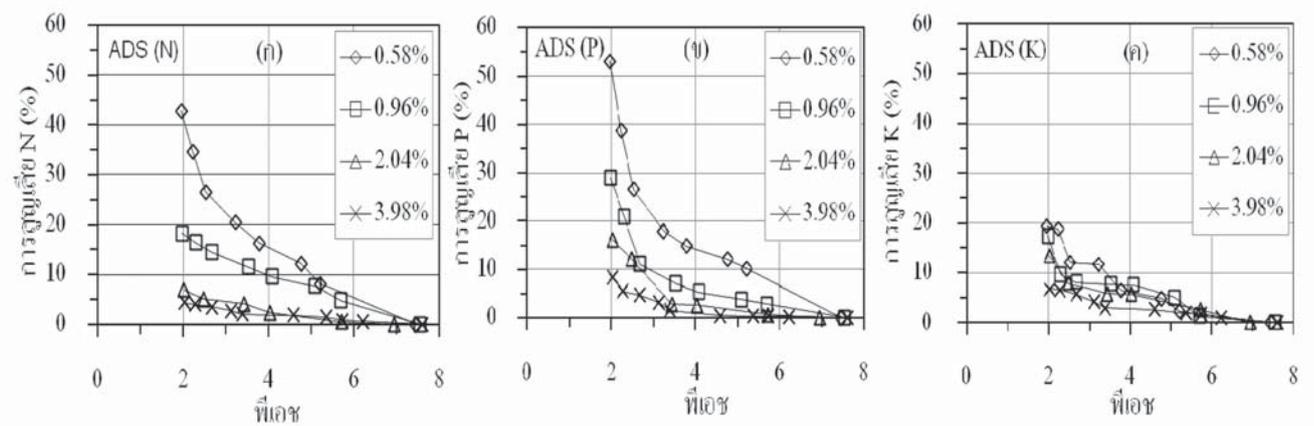
พิจารณาจากรูปที่ 5 พบว่าการสูญเสีย N, P, K ของสลัดจ์ PDS จากการไบโโอลิซซิงในช่วงความเข้มข้นสลัดจ์ร้อยละ 0.58-3.98

จนถึงระดับค่า pH = 2.0 มีค่า ร้อยละ 6.0–25.0 สำหรับ N ร้อยละ 2.0–22.0 สำหรับ P และร้อยละ 5.8–9.8 สำหรับ K ขณะที่สลัดจ์ ADS (รูปที่ 6) ในช่วงความเข้มข้นสลัดจ์ร้อยละ 0.58–4.08 มีการสูญเสีย N, P และ K ที่ร้อยละ 4.4–42.9 ร้อยละ 8.4–53.1 และร้อยละ 6.7–19.3 สำหรับ N, P และ K ตามลำดับ ทั้งนี้ร้อยละของการสูญเสีย N, P และ K ในสลัดจ์มีค่าน้อยลงเมื่อความเข้มข้นของสลัดจ์เพิ่มมากขึ้น เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบที่ความเข้มข้นสลัดจ์ระดับเดียวกัน พบว่า สลัดจ์ PDS มีการสูญเสีย N, P และ K ในอัตราที่ต่ำกว่าสลัดจ์ ADS ทั้งนี้อาจเนื่องมาจาก สลัดจ์ PDS มีระยะเวลาการดำเนินระบบที่สั้นกว่าจากสาเหตุที่มีการลดลงของค่า pH ที่รวดเร็วกว่า และส่งผลให้มีระยะเวลาในการชะละลายที่น้อยลง นอกจากนี้ยังมีสาเหตุมาจากความแตกต่างของลักษณะสมบัติของสลัดจ์เอง(ตารางที่ 2) โดยสลัดจ์ PDS มีปริมาณ VS (39% TS) ต่ำกว่าที่พบในสลัดจ์ ADS มาก (61% TS) ซึ่งแสดงถึงองค์ประกอบในรูปอินทรีย์สารที่ต่ำกว่า ซึ่งปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์มีผลทำให้ธาตุอาหารในรูปอินทรีย์สารเปลี่ยนรูปเป็นอนินทรีย์สารและถูกชะละลายออกจากสลัดจ์

ดังนั้นการเลือกสภาวะที่เหมาะสมในการดำเนินระบบจำเป็นต้องพิจารณาให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักเพื่อให้สามารถนำสลัดจ์ไปใช้ประโยชน์โดยปลอดภัยและมีผลต่อการสูญเสียธาตุอาหารน้อยที่สุด ซึ่งขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ ประกอบกัน ได้แก่ ประเภทของสลัดจ์ ระดับความเข้มข้นสลัดจ์ ระดับค่า pH และระยะเวลาดำเนินระบบ ซึ่งจากผลการศึกษาของสลัดจ์น้ำเสียทั้ง 2 ประเภท พบว่าการดำเนินระบบที่มีระดับความเข้มข้นประมาณร้อยละ 2 หรือมากกว่าน่าจะเป็นระดับที่ควรพิจารณาเนื่องจากสามารถกำจัดโลหะหนักได้มีประสิทธิภาพและมีระดับการสูญเสียธาตุอาหารที่ไม่สูงมากนักรูปที่ 5 การสูญเสีย N, P, K ของสลัดจ์ PDS ที่การดำเนินระบบโดยมีค่าความเข้มข้นสลัดจ์แตกต่างกัน (ก) N (ข) P (ค) K



รูปที่ 5 การสูญเสีย N, P, K ของสลัดจ์ PDS ที่การดำเนินระบบโดยมีค่าความเข้มข้นสลัดจ์แตกต่างกัน (ก) N (ข) P (ค) K



รูปที่ 6 การสูญเสีย N, P, K ของสลัดจ์ ADS ที่การดำเนินระบบโดยมีค่าความเข้มข้นสลัดจ์แตกต่างกัน (ก) N (ข) P (ค) K

4. สรุปผลการศึกษา

กระบวนการไบโโอลิชซิงโดยเชื้อแบคทีเรียออกซิโดซัลเฟอร์ที่เพาะเลี้ยงจากสลัดจ์น้ำเสียเองสามารถบำบัดโลหะหนักให้มีอยู่ในระดับที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้อย่างปลอดภัยโดยสามารถกำจัด Cu ได้ถึงร้อยละ 81 ร้อยละ 76 สำหรับ Zn ร้อยละ 70 สำหรับ Ni ร้อยละ 55 สำหรับ Pb และร้อยละ 54 สำหรับ Cd แต่ในขณะเดียวกันก็มีการสูญเสียธาตุอาหารจำเป็นต่อพืชโดยการสูญเสีย N, P และ K ในช่วงร้อยละ 4-43 ร้อยละ 6-53 และร้อยละ 6-19 ตามลำดับ ทั้งนี้ประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะหนักและปริมาณการสูญเสียของธาตุอาหารจะมีค่าลดลงเมื่อมีการดำเนินระบบที่ระดับความเข้มข้นสลัดจ์เพิ่มขึ้น การดำเนินระบบที่มีระดับความเข้มข้นประมาณร้อยละ 2 หรือมากกว่าควรเป็นระดับความเข้มข้นสลัดจ์ที่ควรใช้พิจารณาสำหรับการดำเนินระบบที่มีวัตถุประสงค์เพื่อนำสลัดจ์ที่ผ่านการบำบัดไปใช้ในทางเกษตร เนื่องจากสามารถกำจัดโลหะหนักได้อย่างมีประสิทธิภาพและมีระดับการสูญเสียธาตุอาหารที่ไม่สูงมาก

เอกสารอ้างอิง

- [1] Bosecker, 1997. Bioleaching metal solubilization by microorganisms. FEMS Microbiology Review, 20: 591-604.
- [2] Shanableh, A., and Ginige, P., 1999. Impact of metals bioleaching on the nutrient value of biological nutrient removal biosolids Water Science Technology, 39: 157-181.
- [3] Villar, L.D., and Garcia, O. 2003. Assessment of anaerobic sewage sludge quality for agricultural application after metal bioleaching. Environmental Technology, 24; 1553-1559.
- [4] APHA, AWWA and WEF, 2005 . Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Washington DC.
- [5] Tessier, A., Cambell, P.G.C., and Bission, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metal. Analytical Chemistry, 51; 844-851.
- [6] U.S.EPA.1995. Process design manual- land application of sewage sludge and domestic septage. United States Environmental Protection Agency, Washington DC.
- [7] Chen, S.Y. and Lin, J.G., 2000. Factors affecting bioleaching of metal contaminated sediment with sulfur-oxidizing bacteria. Water Science Technology, 41: 263-270.
- [8] Ginige, P. 1998. Decontamination of biosolids for land application-Metals bioleaching and process impacts on the nutrient value of biosolids, *PhD Thesis*, Queensland University of Technology, Brisbane, Queensland, Australia.