

การเปรียบเทียบปริมาณโลหะหนักทั้งหมดในน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัด
ของระบบบ่อฝัง ณ สถานที่กำจัดขยะมูลฝอยชุมชน จังหวัดพระนครศรีอยุธยา
Comparative Analysis of Total Heavy Metal Removal in Influent and
Effluent of the Oxidation Pond System at Ayutthaya Municipal Landfill

สมคิด ตันแก้ง และ ศิริภัสสร พันธะสา*

Somkid Tangkan & Sirapassorn Phanthasa*

สาขาการจัดการสาธารณภัย คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยราชภัฏวไลยอลงกรณ์ ในพระบรมราชูปถัมภ์
Department of Disaster Management, Faculty of Science and Technology,
Walailak University under the Royal Patronage

Submitted 12/7/2024 ; Revised 19/8/2024 ; Accepted 11/10/2024

บทคัดย่อ

การวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อวิเคราะห์และเปรียบเทียบการปนเปื้อนโลหะหนักทั้งหมด (THMs) ได้แก่ สารหนู (As) แคดเมียม (Cd) โครเมียม (Cr) ทองแดง (Cu) เหล็ก (Fe) แมงกานีส (Mn) นิกเกิล (Ni) ตะกั่ว (Pb) และสังกะสี (Zn) ในน้ำชะขยะก่อน (Inf) และหลังบำบัด (Eff) ในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลาก ขั้นตอนการวิเคราะห์ THMs ใช้การย่อยด้วยกรดและการวิเคราะห์ THMs ได้ดำเนินการตามวิธีมาตรฐาน USEPA-3005A และ 6010D ผลการศึกษาพบว่าการปนเปื้อนของ THMs ในน้ำชะขยะหลังบำบัดไม่เกินค่ามาตรฐานของ USEPA และมาตรฐานน้ำทิ้งในประเทศไทยทั้ง 2 ฤดูกาล ชนิดของโลหะหนักที่สามารถบำบัดได้สูงสุด คือ As (ฤดูแล้ง: Inf=0.07 ppm, Eff= Below detection limit (BDL) และ ฤดูน้ำหลาก: Inf=0.065 ppm, Eff=BDL), Cd (ฤดูแล้ง: Inf=0.005 ppm, Eff=BDL และ ฤดูน้ำหลาก: Inf=0.005 ppm, Eff=BDL) และ Cr (ฤดูแล้ง: Inf=0.065 ppm, Eff=BDL และ ฤดูน้ำหลาก: Inf=0.01 ppm, Eff=BDL) ที่ 100% ทั้ง 2 ฤดูกาล และบำบัดได้ต่ำสุดคือ Ni ที่ 28% ในฤดูแล้งและ 58.27% ในฤดูน้ำหลาก (ฤดูแล้ง: Inf=0.125 ppm, Eff=0.09 ppm และ ฤดูน้ำหลาก: Inf=0.115 ppm, Eff=0.055 ppm) ผลการวิเคราะห์สถิติพบว่าชนิดของโลหะหนักที่มีการปนเปื้อนแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P<0.05$) ระหว่างน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัดคือ Cr, Mn, Ni ในฤดูแล้งและ Cr, Mn, Ni, Pb ในฤดูน้ำหลาก และโลหะหนักในน้ำชะขยะก่อนบำบัดเกือบทุกชนิด ยกเว้น Cu และ Fe มีความสัมพันธ์กันทางสถิติอย่างมีนัยสำคัญ ($P<0.05$) ผลการวิจัยนี้สามารถนำไปเป็นข้อมูลประกอบเพื่อหาแนวทางการปรับปรุงประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะและตรวจติดตามสถานะสิ่งแวดล้อมโดยรอบในอนาคต

คำสำคัญ: ระบบบำบัดแบบบ่อฝัง น้ำชะขยะ โลหะหนัก

*ผู้ประสานงานหลัก (Corresponding Author)

E-mail: sirapassorn@vru.ac.th

Abstract

The study aimed to analyze and compare the total heavy metal contamination (THMs), including arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn), nickel (Ni), lead (Pb), and zinc (Zn) in influent and effluent during both dry and wet seasons. The analysis of THMs utilized acid digestion, with the determination of THMs conducted according to USEPA standard methods 3005A and 6010D. The study results indicated that THMs contamination levels were below USEPA and Thai wastewater discharge standards in both seasons. The metals with the highest treatment efficiencies were As (dry season: Inf=0.07 ppm, Eff=below detection limit (BDL); wet season: Inf=0.065 ppm, Eff=BDL), Cd (dry season: Inf=0.005 ppm, Eff=BDL; wet season: Inf=0.005 ppm, Eff=BDL), and Cr (dry season: Inf=0.065 ppm, Eff=BDL; wet season: Inf=0.01 ppm, Eff=BDL), achieving 100% removal efficiency during both the dry and wet seasons. In contrast, Ni showed the lowest treatment efficiency, with removal rates of 28% during the dry season and 58.27% during the wet season (dry season: Inf=0.125 ppm, Eff=0.09 ppm; wet season: Inf=0.115 ppm, Eff=0.055 ppm). Statistical analysis revealed significant differences ($P<0.05$) in heavy metal contamination levels between influent and effluent, particularly for Cr, Mn, and Ni during the dry season, and Cr, Mn, Ni, and Pb during the wet season. Additionally, most heavy metals in influent, except for Cu and Fe, showed significant statistical correlations ($P<0.05$). The research findings can inform strategies for enhancing the efficiency of heavy metal treatment in leachate and for monitoring the surrounding environmental conditions in the future.

Keywords: oxidation pond system, leachate, heavy metals

บทนำ

ขยะมูลฝอย (municipal waste) มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากจำนวนประชากรและการพัฒนาอุตสาหกรรมที่เพิ่มขึ้น [1] ปัจจุบันมนุษย์ผลิตขยะทั่วโลกต่อปีเฉลี่ย 2.01 พันล้านตันต่อปี และมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นต่อเนื่อง โดยการพยากรณ์ปริมาณขยะในอนาคตคาดการณ์ว่า ในปี 2050 มนุษย์จะสร้างปริมาณขยะสูงถึง 3.4 พันล้านตันต่อปี [2] ดังนั้นด้วยอัตราการเกิดปริมาณขยะที่สูงและผลกระทบทางสุขภาพต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อมจากขยะ มนุษย์จึงสร้างระบบการจัดการขยะมูลฝอยที่สามารถรองรับปริมาณขยะได้สูงขึ้น

ระบบการจัดการขยะที่ได้รับความนิยมในกลุ่มประเทศกำลังพัฒนารวมถึงประเทศไทย คือการฝังกลบ (municipal waste landfill) ร่วมกับระบบบำบัดน้ำชะขยะด้วยระบบบ่อผึ่ง (oxidation pond system) เนื่องจากการฝังกลบขยะและระบบบ่อผึ่งมีค่าใช้จ่ายในการลงทุนไม่สูง สามารถกำจัดขยะปริมาณสูงได้ สามารถรองรับชนิดขยะได้หลายประเภท มีระบบการดำเนินงานที่ไม่ซับซ้อนและมีประสิทธิภาพการบำบัดสารมลพิษในน้ำชะขยะได้ดีโดยเฉพาะโลหะหนัก อาทิ สามารถบำบัดตะกั่วได้ 85–95% และสังกะสีได้ 74–82% ในต่างประเทศ และในประเทศไทยระบบบำบัดแบบบ่อผึ่งของหลุมฝังกลบขยะบ้านคำบอน จังหวัดขอนแก่น สามารถบำบัดโลหะหนักในน้ำชะขยะให้มีระดับการปนเปื้อนที่ลดลงได้อย่างมีประสิทธิภาพ อาทิ บำบัดแคดเมียมที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะจาก 0.022 ppm ให้ลดลงเหลือ 0.002 ppm และบำบัดนิกเกิลจาก 0.096 ppm เหลือ 0.008 ppm [3–6]

ใน พ.ศ. 2565 ประเทศไทยมีการจัดการขยะด้วยการฝังกลบที่ถูกต้องตามหลักสุขาภิบาลจำนวน 111 แห่ง และหนึ่งในนั้นคือการจัดการขยะด้วยการฝังกลบของศูนย์จัดการขยะมูลฝอยต้นแบบ อบจ.พระนครศรีอยุธยา จากการศึกษาข้อมูลพื้นฐานของศูนย์จัดการขยะมูลฝอยต้นแบบ อบจ.พระนครศรีอยุธยาพบว่า ศูนย์กำจัดขยะเริ่มดำเนินการตั้งแต่ปี พ.ศ. 2559 โดยการฝังกลบแบบขุดร่อง ปัจจุบันรองรับขยะวันละ 450 ตัน โดยแบ่งออกเป็นการจัดการขยะมูลฝอยชุมชนให้หน่วยงานราชการ และองค์การบริหารส่วนท้องถิ่นจำนวน 112 แห่ง และการจัดการขยะอันตรายให้หน่วยงานภาครัฐในจังหวัดพระนครศรีอยุธยาจำนวน 16 แห่ง [7] นอกจากนี้ภายในศูนย์กำจัดขยะยังมีระบบบำบัดน้ำชะขยะแบบบ่อผึ่งจำนวน 3 บ่อเพื่อบำบัดน้ำชะขยะที่มาจากหลุมฝังกลบขยะ อย่างไรก็ตามการจัดการขยะด้วยการฝังกลบมีโอกาสเสี่ยงที่จะเกิดการรั่วไหลของน้ำชะขยะที่ปนเปื้อนสารมลพิษ ซึ่งจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อมโดยรอบ [8, 9] สารมลพิษสำคัญที่มักก่อให้เกิดปัญหาด้านสิ่งแวดล้อมคือโลหะหนัก แหล่งกำเนิดโลหะหนักที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะมาจากการย่อยสลายขยะที่มีโลหะหนักปนเปื้อนอยู่และกิจกรรมภายในหลุมฝังกลบขยะ อาทิ สารหนูในน้ำชะขยะมาจากกระบวนการย่อยสลายของขยะประเภท สารเคมีกำจัดศัตรูพืชและภาชนะบรรจุสารเคมีกำจัดศัตรูพืช นอกจากนี้ สารหนูในน้ำชะขยะสามารถมาจากการชะล้างที่เพิ่มขึ้นภายในหลุมฝังกลบขยะได้ด้วย [10] แคดเมียมในน้ำชะขยะเกิดการย่อยสลายของขยะประเภท แบตเตอรี่ สีทาบ้าน และเซลล์แสงอาทิตย์ที่หมดอายุแล้ว และแมงกานีสมีสาเหตุมาจากการย่อยสลายขยะประเภทยาฆ่าแมลงและแบตเตอรี่ ดังนั้นหากมีการรั่วไหลของน้ำชะขยะที่ปนเปื้อนโลหะหนักจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและมนุษย์ได้

จากการศึกษาผลกระทบของการปล่อยน้ำชะขยะที่มีการปนเปื้อนของโลหะหนักเกินค่ามาตรฐานสู่สิ่งแวดล้อมพบว่า ผลกระทบเมื่อมีการปล่อยน้ำชะขยะที่มีสารหนูปนเปื้อนเกิน 0.05 มิลลิกรัมต่อลิตร สู่สิ่งแวดล้อมทางการเกษตรจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อพืชโดยเฉพาะข้าว [11] โดยสารหนูจะมีผลกระทบต่อกระบวนการสังเคราะห์แสงในข้าวและเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของคลอโรฟิลล์ เพราะสารหนูจัดเป็นสารกลุ่ม phytotoxic ที่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อพืชโดยตรง แคดเมียมมีผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ สัตว์ และพืช โดยแคดเมียมจะก่อให้เกิดภาวะคลอโรซิสที่ใบพืชยับยั้งการเจริญเติบโตของพืช ลดอัตราการเจริญเติบโตของพืช และสามารถส่งผลกระทบต่อบางชนิดที่พืชต้องการนำไปใช้ประโยชน์ อาทิ ภาวะขาดธาตุเหล็กในพืช และแมงกานีสมีความเป็นพิษต่อพืชโดยตรงแม้จะรับเข้าสู่พืชในปริมาณน้อย โดยแมงกานีสจะเข้าไปสะสมในพืชผ่านการดูดซับแร่ธาตุในดินที่มีแมงกานีสผสมอยู่ หากมนุษย์รับแมงกานีสเข้าสู่ร่างกายผ่านการบริโภคพืชและการถ่ายทอดในห่วงโซ่อาหาร แมงกานีสจะส่งผลกระทบต่อระบบสรีรวิทยาในมนุษย์และระบบประสาทในมนุษย์

ดังนั้นกระบวนการดำเนินการกิจกรรมภายในหลุมฝังกลบขยะจึงจำเป็นต้องมีการสร้างระบบบำบัดน้ำชะขยะที่ถูกออกแบบให้สามารถบำบัดโลหะหนักได้อย่างมีประสิทธิภาพ เพื่อป้องกันไม่ให้น้ำชะขยะที่หลุมฝังกลบขยะปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมมีปริมาณโลหะหนักเกินเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งและส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม โดยวิธีการหนึ่งที่ถูกใช้ในการตรวจสอบประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักของระบบบำบัดน้ำชะขยะ คือวิธีการวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักทั้งหมดที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัด ซึ่งวิธีการนี้จะทำให้ทราบปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำชะขยะและประสิทธิภาพการบำบัดของระบบบำบัดน้ำชะขยะ นอกจากนี้ยังทำให้หน่วยงานที่มีหน้าที่กำกับและดูแลการจัดการขยะในสถานที่กำจัดขยะสามารถนำข้อมูลที่ได้ไปใช้ในการปรับปรุงระบบบำบัดให้มีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้น อันจะนำไปสู่การลดผลกระทบซึ่งเกิดจากโลหะหนักในน้ำชะขยะที่ปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมได้ในอนาคต

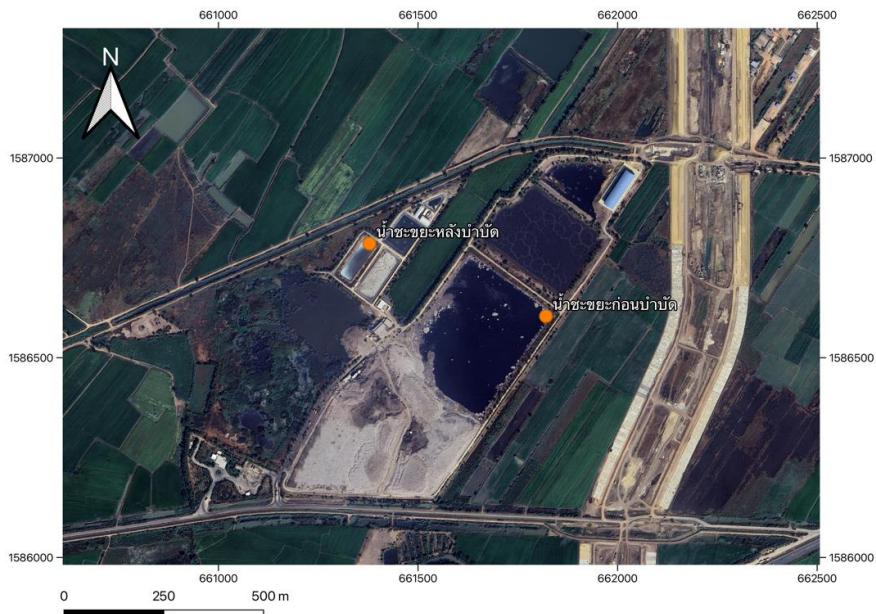
วัตถุประสงค์

1. เพื่อวิเคราะห์ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักทั้งหมดในน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัดในถุดูแลและถุดูแลน้ำหลาก
2. เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักทั้งหมดของระบบบำบัดแบบบ่อฝัง ณ ศูนย์กำจัดขยะครบวงจร จังหวัดพระนครศรีอยุธยา

วิธีดำเนินการวิจัย

พื้นที่ศึกษา

พื้นที่ศึกษาการปนเปื้อนโลหะหนักในตัวอย่างน้ำชะขยะที่ใช้ระบบบำบัดแบบบ่อฝังในการบำบัด ตั้งอยู่ ณ ศูนย์กำจัดขยะครบวงจร องค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยา อำเภอบางบาล จังหวัดพระนครศรีอยุธยา แผนที่แสดงจุดเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะก่อนบำบัดและหลังบำบัดในพื้นที่ศึกษาดังแสดงในภาพที่ 1



ภาพที่ 1 แผนที่จุดเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัด ในศูนย์จัดการขยะมูลฝอยต้นแบบ อบจ. พระนครศรีอยุธยา ด้วยโปรแกรม QGIS (Version 3.38)

การเก็บตัวอย่าง

การเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะก่อนผ่านระบบบำบัด (influent) และหลังผ่านระบบบำบัด (effluent) ใช้การเก็บตัวอย่างแบบจ้วง (grab sampling) จากพื้นที่รวบรวมน้ำชะขยะก่อนเข้าระบบบำบัดและจุดระบายน้ำทิ้งสู่สิ่งแวดล้อมตามวิธีการมาตรฐานการเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะของ USEPA [12, 13] ช่วงเวลาการเก็บตัวอย่างในพื้นที่ศึกษาคือ เดือนกุมภาพันธ์ 2566 (ฤดูแล้ง) และ มิถุนายน 2566 (ฤดูน้ำหลาก) โดยเก็บตัวอย่างเดือนละ 3 ครั้ง การเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะดำเนินการเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะ 2 ลิตร ใส่ขวด HDPE และเก็บรักษาภายใต้อุณหภูมิ 8–15 °C ในระหว่างการขนส่งไปห้องปฏิบัติการ ทุกตัวอย่างจะหยดกรดไนตริกเข้มข้น 3 มิลลิลิตร เพื่อป้องกันการตกตะกอนของโลหะหนักและเก็บรักษาตัวอย่างในพื้นที่ไร้แสง เมื่อถึงห้องปฏิบัติการ ตัวอย่างจะถูกเก็บพื้นที่ไร้แสงที่อุณหภูมิ 4 °C ก่อนเริ่มกระบวนการทางห้องปฏิบัติการ (การย่อยและการวิเคราะห์โลหะหนัก) ตามวิธีการมาตรฐานการรักษาตัวอย่างของสำนักงานสิ่งแวดล้อมประเทศอังกฤษและ USEPA [14–16]

การย่อยและการวิเคราะห์โลหะหนัก

การวิเคราะห์การปนเปื้อนโลหะหนักทั้งหมดในรูปสารแขวนลอย สารคอลลอยด์ และสารละลายในตัวอย่างน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัด ใช้การย่อย (digestion) โลหะหนักทั้งหมด ได้แก่ สารหนู (As) แคดเมียม (Cd) โครเมียม (Cr) ทองแดง (Cu) เหล็ก (Fe) ตะกั่ว (Pb) แมงกานีส (Mn) นิกเกิล (Ni) และ สังกะสี (Zn) ในตัวอย่างของเหลวและวิเคราะห์การปนเปื้อนโลหะหนักในตัวอย่างโดยอ้างอิงระเบียบวิธีวิจัย USEPA 3005A และ USEPA 6010D ตามลำดับ [17, 18] ขั้นตอนการย่อยและ

การวิเคราะห์โลหะหนักทั้งหมดมีขั้นตอนดังนี้ นำตัวอย่างน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัดมา 50 มิลลิลิตร เติมกรดไนตริกเข้มข้น 70% (Kemaus) และกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น 37% (Fisher chemical™) 2 และ 5 มิลลิลิตร ตามลำดับ นำตัวอย่างที่ผสมกรดแล้วไปให้ความร้อนบนเตาให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 90–95 °C จนปริมาตรลดลงเหลือ 15–20 มิลลิลิตร จึงนำตัวอย่างออกจากเตาให้ความร้อนนำตัวอย่างตั้งทิ้งไว้ให้อุณหภูมิลดลงเท่ากับอุณหภูมิห้อง กรองด้วยกระดาษกรองเบอร์ 42 ปริมาตรเป็น 25 มิลลิลิตรด้วยน้ำบริสุทธิ์คุณภาพสูง (milli q water) นำไปวิเคราะห์โลหะหนักด้วยเครื่อง Inductively Coupled Plasma-Optical Emission spectroscopy (ICP-OES, PerkinElmer, model optima 8300) ความยาวคลื่นที่ใช้ในการตรวจวัดโลหะหนักคือ 193.696, 226.502, 267.716, 220.353, 257.610, 231.604, 213.856, 259.940 และ 324.754 นาโนเมตร สำหรับธาตุ As, Cd, Cr, Pb, Mn, Ni, Zn Fe และ Cu ตามลำดับ การตรวจสอบความใช้ได้ของวิธีทดสอบใช้วิธีการการสร้างกราฟของสารละลายมาตรฐาน (calibration curve) ของโลหะหนักแต่ละชนิดที่ความเข้มข้น 0.125, 0.25, 0.5, 1 และ 2 ppm เพื่อทดสอบความเป็นเส้นตรง (linearity) โดยการเตรียมสารละลายจากสารละลายมาตรฐานของบริษัท Sigma-Aldrich (product no. 92091, lot bcch 2638) สารละลายมาตรฐานดังกล่าวเป็นวัสดุรับรองอ้างอิง จากห้องปฏิบัติการที่ได้ผ่านการรับรองมาตรฐาน ISO17034 ผลการทดสอบความเป็นเส้นตรงของกราฟสารละลายมาตรฐานพบว่า ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ (correlation coefficient: r^2) ของโลหะทุกชนิดมีค่าอยู่ในเกณฑ์ที่กำหนด คือ $r^2 > 0.995$ [19]

การวิเคราะห์ทางสถิติ

เทคนิคการวิเคราะห์เพื่อหาความแตกต่างของความเข้มข้นของโลหะหนักทั้งหมดในน้ำชะขยะก่อนผ่านระบบบำบัดและหลังผ่านระบบบำบัดด้วยวิธีการทาง independent sample t-test ที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ 0.05 และวิเคราะห์หาความสัมพันธ์ทางสถิติของปริมาณโลหะหนักที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะก่อนบำบัดด้วยค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์เพียร์สัน (Pearson's correlation coefficient) เพื่อความสัมพันธ์และวิเคราะห์แหล่งกำเนิดโลหะหนักที่ก่อให้เกิดการปนเปื้อนในน้ำชะขยะก่อนผ่านระบบบำบัด ด้วยโปรแกรมสำเร็จรูปทางสถิติ SPSS Version 26 [20]

ผลการวิจัย

ผลการวิเคราะห์ปริมาณสารปนเปื้อนทั้งหมดในน้ำชะขยะ (ตารางที่ 1) พบว่าน้ำชะขยะมีการปนเปื้อน As, Cd, Cr, Mn และ Zn ทั้ง 2 ฤดู ขณะที่ Pb และ Zn มีการปนเปื้อนเฉพาะในฤดูน้ำหลาก ชนิดโลหะหนักที่มีการปนเปื้อนสูงที่สุดในน้ำชะขยะก่อนบำบัดจากตัวอย่างในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากคือ Mn และ Ni ตามลำดับ ชนิดโลหะหนักทั้งหมดที่ปนเปื้อนต่ำที่สุด ได้แก่ Fe และ Cu ในน้ำชะขยะตัวอย่างก่อนและหลังบำบัดทั้ง 2 ฤดูกาล และ Pb และ Zn ในน้ำชะขยะตัวอย่างก่อนและหลังบำบัดจากการเก็บตัวอย่างในฤดูน้ำหลาก ผลการเปรียบเทียบการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำชะขยะหลังบำบัดกับค่ามาตรฐานพบว่า การปนเปื้อนของโลหะทุกชนิดไม่เกินค่ามาตรฐานน้ำทิ้งที่กำหนด (ตารางที่ 2) ผลการตรวจวัดคุณภาพน้ำภาคสนามพบว่า ค่าความเป็นกรด-ด่างและอุณหภูมิของน้ำชะขยะก่อนบำบัดมีค่าสูงกว่าหลังบำบัด

ตารางที่ 1 การปนเปื้อนโลหะหนักทั้งหมดในน้ำชะขยะก่อน (Inf) และหลังบำบัด (Eff) ด้วยระบบบ่อฝังในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลาก และผลวิเคราะห์สถิติด้วยวิธี independent samples test (t-test)

ผลการวิเคราะห์โลหะหนักในห้องปฏิบัติการ										
โลหะหนัก	ความเข้มข้นของโลหะหนัก (ppm) ในน้ำชะขยะ ($\bar{X} \pm SD$)						Independent sample t-test			
	ฤดูน้ำหลาก			ฤดูแล้ง			ฤดูน้ำหลาก		ฤดูแล้ง	
	น้ำชะขยะก่อนบำบัด	น้ำชะขยะหลังบำบัด	ประสิทธิภาพ (%)	น้ำชะขยะก่อนบำบัด	น้ำชะขยะหลังบำบัด	ประสิทธิภาพ (%)	t	p value	t	p value
As	0.065 ± 0.046	BDL	~ 100	0.07 ± 0.053	BDL	~ 100	2.447	0.071	-13.24**	0
Cd	0.005 ± 0.032	BDL	~ 100	0.005 ± 0.004	BDL	~ 100	2.748	0.051	3.148	0.088
Cr	0.01 ± 0.002	BDL	~ 100	0.065 ± 0.001	BDL	~ 100	8.660**	0.001	15.330**	0.004
Cu	BDL	BDL	NC	BDL	BDL	NC	-	-	-	-
Fe	BDL	BDL	NC	BDL	BDL	NC	-	-	-	-
Mn	0.047 ± 0.001	0.003 ± 0.0002	93.61	0.570 ± 0.0012	0.015 ± 0.0001	97.37	3810.5**	0	2.377	0.141
Ni	0.115 ± 0.004	0.055 ± 0.0025	52.17	0.125 ± 0.0017	0.09 ± 0.0027	28	231.64	0	18.853**	0
Pb	BDL	BDL	NC	0.07 ± 0.0184	BDL	~ 100	-	-	1.865	0.136
Zn	BDL	BDL	NC	0.02 ± 0.0015	BDL	~ 100	-	-	7.059*	0.019
ผลการตรวจคุณภาพน้ำในภาคสนาม										
pH	8.42	8.15		8.40	7.26					
อุณหภูมิ	38.0 °C	31.1°C		35.1°C	34.4°C					

BDL (below detection limit), NC = ไม่สามารถคำนวณได้, * = มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ $p < 0.05$, ** = มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ $p < 0.01$, - = ไม่สามารถคำนวณได้เนื่องจากค่าส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานทั้ง 2 ฤดูมีค่าเท่ากับ 0

ตารางที่ 2 ค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำชะขยะและน้ำทิ้ง

โลหะหนัก	ค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำชะขยะและน้ำทิ้ง (ppm)			
	มาตรฐาน USEPA [21]		มาตรฐานน้ำทิ้งของการนิคมแห่งประเทศไทย [22]	มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากสถานที่ฝังกลบขยะมูลฝอยของกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม [23]
	Long term	Short term		
As	0.1	2.0	0.25	0.05
Cd	0.01	0.05	0.03	0.005
Cr	0.1	1.0	0.25	-
Cu	0.2	5.0	2.0	-
Fe	5	20	10	-
Mn	0.2	10.0	5.0	2.0
Ni	0.2	2.0	1.0	-
Pb	5.0	10.0	0.2	0.05
Zn	2.0	10.0	5.0	-

ผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักด้วยระบบบ่อดึงพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักทั้งหมดในฤดูแล้งของ Cd (~100%), As (~100%), Cr (~100%), Pb (~100%) และ Zn (~100%) > Mn (97.37%) > Ni (28%), ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักทั้งหมดในฤดูน้ำหลากของ Cd (~100%), As (~100%) และ Cr (~100%) > Mn (93.61%) > Ni (52.17%)

การวิเคราะห์ความแตกต่างของระดับการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัดด้วยระบบบ่อดึงในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากพบว่า ระดับการปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัดมีความแตกต่างกันทางสถิติอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับ 0.05 คือ Cr, Mn และ Ni ในฤดูแล้ง และ Cr, Mn Ni และ Pb ในฤดูน้ำหลาก ดังนั้น แสดงว่าระบบบำบัดบ่อดึงสามารถบำบัดโลหะหนักดังกล่าวได้อย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้ ผลวิเคราะห์ทางสถิติยังแสดงให้เห็นว่าระดับการปนเปื้อนของ As และ Cd ในฤดูแล้ง และ As, Cd และ Zn ในฤดูน้ำหลากไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p>0.05$)

การพิจารณาหาความสัมพันธ์ของโลหะหนักทั้งหมดที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะก่อนบำบัดด้วยค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ของเพียร์สัน (ตารางที่ 3) พบว่า โลหะหนักที่มีความสัมพันธ์เชิงบวกในระดับสูงที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ 0.05 ได้แก่ As-Cd ($r = 0.837$), Ni-Cr ($r = 0.910$), Mn-Ni ($r = 0.893$), Mn-Pb ($r = 0.960$), Mn-Zn ($r = 0.997$), Ni-Pb ($r = 0.901$) และ Pb-Zn ($r = 0.978$) ที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 และโลหะหนักที่มีความสัมพันธ์เชิงบวกในระดับสูงที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ 0.01 ได้แก่ Mn-Cr ($r = 0.990$), Pb-Cr ($r = 0.962$) และ Zn-Cr ($r = 0.997$)

ตารางที่ 3 ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์เพียร์สัน (Pearson's correlation coefficient) ระหว่างค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของโลหะหนักแต่ละชนิดในตัวอย่างน้ำชะขยะก่อนบำบัด

	As	Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn
As	1	.837*	.100	.017	.446	.219	.109
Cd		1	.042	.011	.394	.228	.068
Cr			1	.999**	.910*	.962**	.997**
Mn				1	.893*	.960*	.997*
Ni					1	.901*	.901*
Pb						1	.978*
Zn							1

** ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์มีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ 0.01 (2-tailed)

* ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์มีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับ 0.05 (2-tailed)

อภิปรายผลการวิจัย

การเปรียบเทียบการปนเปื้อนของโลหะหนักทั้งหมดในฤดูน้ำหลากและฤดูแล้งพบว่า การปนเปื้อนของโลหะหนักทั้งหมดในฤดูแล้งมีแนวโน้มสูงกว่าฤดูน้ำหลาก ยกเว้น Cd และ Mn โดยในน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัดจากการเก็บตัวอย่างในฤดูน้ำหลากและฤดูแล้งมีการปนเปื้อน Cd เท่ากัน และการปนเปื้อน Mn ในน้ำชะขยะหลังบำบัดในฤดูแล้งมีค่าต่ำกว่าฤดูน้ำหลาก สาเหตุที่แนวโน้มของ As, Cr, Cu, Fe, Ni Pb และ Zn ในน้ำชะขยะก่อนบำบัดมีการปนเปื้อนในฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าในฤดูน้ำหลาก เนื่องจากปริมาณน้ำฝนที่สูงในช่วงฤดูน้ำหลากทำให้เจือจางความเข้มข้นของ

น้ำชะขยะ ส่งผลให้น้ำชะขยะมีระดับการปนเปื้อนโลหะหนักทั้งหมดต่ำในฤดูน้ำหลากซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Sankoh และคณะ [25] และ Kalčíková และคณะ [26] ซึ่งพบว่าการปนเปื้อนของโลหะหนักของน้ำชะขยะในฤดูน้ำหลากจะมีการปนเปื้อนที่น้อยกว่าฤดูแล้งจากการกระบวนชะล้างของน้ำฝนในฤดูน้ำหลาก ส่วนการปนเปื้อนของ Cr และ Mn ที่มีปริมาณแตกต่างกันอย่างมากต่างจากโลหะชนิดอื่นที่ลดลงในปริมาณที่ไม่สูง เป็นผลมาจากองค์ประกอบของขยะที่นำมาฝังกลบในช่วงฤดูน้ำหลากมีการปนเปื้อน Cr และ Mn ลดลงอย่างมาก จึงทำให้การปนเปื้อนของ Cr และ Mn มีค่าลดลงเช่นนั้นจากการศึกษาของ Kiou และคณะ [27] พบว่าในประเทศกำลังพัฒนามีปัจจัยด้านเศรษฐกิจและสังคมที่ทำให้มีการเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบของขยะได้อย่างรวดเร็วในเวลาอันสั้น ซึ่งส่งผลให้การปริมาณการปนเปื้อนของ Cr และ Mn ในน้ำชะขยะเปลี่ยนแปลงอย่างฉับพลันได้

การวิเคราะห์แหล่งกำเนิดของโลหะหนักที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะจากผลการคำนวณค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ของเพียร์สันพบว่า โลหะหนักที่มีความสัมพันธ์กันในเชิงบวกจะมาจากแหล่งกำเนิดที่ก่อให้เกิดการปนเปื้อนในน้ำชะขยะก่อนบำบัดเดียวกัน [24] ซึ่งได้แก่ As-Cd, Ni-Cr, Mn-Ni, Mn-Pb, Mn-Zn, Ni-Pb, Pb-Zn, Mn-Cr, Pb-Cr และ Zn-Cr ซึ่งความสัมพันธ์ของแหล่งกำเนิดและชนิดของโลหะหนักที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะก่อนบำบัด มีความสอดคล้องกันในด้านประเภทของขยะอันตรายจากชุมชนปะปนมากับขยะชุมชนจนก่อให้เกิดการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำชะขยะก่อนบำบัด อาทิ Cd-As และ Zn-Ni ที่มีสาเหตุมาจากอันตรายประเภทขยะอิเล็กทรอนิกส์ และ Pb-Zn มีสาเหตุมาจากอันตรายประเภทขยะสารเคมีอันตราย (กระป๋องสี) นอกจากนี้ยังสอดคล้องกับสถานการณ์ขยะอันตรายในพื้นที่ศึกษาของกรมควบคุมมลพิษที่พบว่า ในปี 2564 [28] มีปริมาณขยะอันตรายที่รวบรวมและเก็บไว้ในพื้นที่ที่มีจำนวน 6.83 ตัน และในปี 2565 [29] มีปริมาณขยะอันตรายที่รวบรวมได้จำนวน 9.12 ตันและส่งกำจัดไปเพียง 6.82 ตัน ดังนั้นจึงแสดงให้เห็นว่ายังคงมีขยะอันตรายสะสมอยู่ในพื้นที่ศึกษาทำให้เพิ่มความเสี่ยงที่น้ำชะขยะจากพื้นที่จัดเก็บอันตรายจะรั่วไหลสู่ระบบบำบัดและทำให้เกิดการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำชะขยะได้

การเปรียบเทียบการปนเปื้อนโลหะหนักทั้งหมดในน้ำชะขยะหลังบำบัดกับค่ามาตรฐานพบว่า การปนเปื้อน As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb และ Zn ในน้ำชะขยะหลังบำบัดในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากมีค่าต่ำกว่าค่ามาตรฐานของ USEPA ทั้งในรูปแบบ short term effect และ long term effect มาตรฐานน้ำทิ้งของการนิคมแห่งประเทศไทย และมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากสถานที่ฝังกลบขยะมูลฝอยของกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม ผลการเปรียบเทียบการปนเปื้อนของโลหะหนักทั้งหมดในน้ำชะขยะก่อนบำบัดกับค่ามาตรฐาน เพื่อศึกษาผลกระทบในกรณีเกิดการรั่วไหลของน้ำชะขยะที่ไม่ผ่านการบำบัดสู่สิ่งแวดล้อมพบว่า Cr, Cu, Fe, Ni และ Zn มีระดับการปนเปื้อนต่ำกว่าค่ามาตรฐานทั้งหมด และ As, Cd และ Mn มีค่าสูงกว่ามาตรฐาน โดย As มีการปนเปื้อนสูงกว่าค่ามาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยในตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล, Cd มีค่าเท่ากับค่ามาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยในตัวอย่างทั้ง 2 ฤดูกาล และ Mn ในน้ำชะขยะก่อนการบำบัดมีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐานของ USEPA แบบ long term effect ในตัวอย่างน้ำชะขยะก่อนบำบัดในฤดูแล้ง ซึ่งหากมีการรั่วไหลของน้ำชะขยะและเกิดการสะสมในสิ่งมีชีวิตเป็นระยะเวลายาวนานจะสามารถส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในระยะยาวได้

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักทั้งหมดพบว่า 1) ระบบบำบัดแบบบ่อฝัองสามารถบำบัดโลหะหนักได้จากกระบวนการภายในบ่อฝัอง อาทิ โลหะหนักที่อยู่ในรูปสารละลายจะดูดซับกับสารอินทรีย์และตกตะกอนสู่ก้นบ่อ [30, 31] กระบวนการของจุลินทรีย์ในบ่อฝัองที่จะดูดซับโลหะหนักไว้และความเป็นต่าง (pH<7) ของน้ำชะขยะจะทำให้โลหะหนักที่ละลายอยู่ในน้ำเปลี่ยนรูปเป็นโลหะหนักที่ไม่ละลายน้ำแล้วตกลงเป็นตะกอนภายในบ่อฝัอง [32] และ 2) ในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากระบบบำบัดสามารถบำบัด As, Cd และ Cr ได้สูงสุด และสามารถบำบัด Ni ได้ต่ำสุดเหมือนกัน โดยสาเหตุที่ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด Ni มีค่าต่ำ เนื่องจากความเสถียรของ Ni ที่อยู่ในรูปสารละลาย การปนเปื้อน Ni ในน้ำชะขยะก่อนบำบัดมีระดับการปนเปื้อนสูงซึ่งทำให้ที่ระบบบำบัดจะบำบัด Ni ได้อย่างมีประสิทธิภาพนั้นเป็นไปได้ยากและค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำชะขยะไม่อยู่ในช่วงที่จะทำให้ Ni ที่อยู่ในรูปสารละลายเปลี่ยนรูปเป็น Ni ในรูปที่ไม่ละลายน้ำและตกตะกอนสู่ก้นบ่อได้ (pH= 10-10.5) ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด Ni ต่ำเมื่อเปรียบเทียบกับโลหะชนิดอื่น [33]

การวิเคราะห์ความแตกต่างของการบำบัดโลหะหนักในรูปแบบต่าง ๆ ด้วยระบบบ่อฝัองพบว่า โลหะหนักทั้งหมดที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะจะมีทั้งในรูปสารละลาย สารคอลลอยด์ และสารแขวนลอย โดยระบบบำบัดสามารถบำบัดโลหะในรูปสารละลายได้ดี เนื่องจากโลหะหนักที่อยู่ในรูปสารละลายมีการเปลี่ยนเป็นโลหะหนักรูปที่ไม่ละลายน้ำเพื่อตกตะกอนลงสู่ก้นบ่อฝัองได้ง่ายกว่ารูปอื่น และดังจะเห็นได้จากข้อมูลการศึกษาในงานวิจัยนี้เปรียบเทียบกับงานวิจัยที่เกี่ยวข้องที่พบว่า ระบบบำบัดจะบำบัด Ni ที่อยู่ในรูปสารละลายด้วยระบบบำบัดแบบบ่อฝัองมีประสิทธิภาพค่อนข้างสูงเมื่อมีค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสมและบำบัดปริมาณโลหะหนักทั้งหมดได้ต่ำ โดยสามารถบำบัด Ni ในรูปสารละลายได้ 80.55% ถึง 91.67% ดังนั้นหากต้องการเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักให้สูงขึ้นควรมีการปรับปรุงระบบบำบัด โดยการเพิ่มการกระบวนการตกตะกอนเพื่อบำบัดหนักในรูปสารละลายและผสมผสานระบบพืชดูดซับโลหะ ได้แก่ หญ้าแพรก และธูปฤๅษี เพื่อบำบัดโลหะหนักที่ตกตะกอนสู่ก้นบ่อแล้วจึงปล่อยน้ำชะขยะที่ผ่านระบบบำบัดแล้วสู่สิ่งแวดล้อมได้

จากการศึกษาทั้งหมดทำให้คณะผู้วิจัยมีข้อเสนอแนะในการทำวิจัยครั้งต่อไปดังนี้ 1) ควรมีการศึกษาการแพร่กระจายและการสะสมตัวของโลหะหนักในสิ่งแวดล้อมโดยรอบหลุมฝังกลบขยะ 2) ควรมีการวิเคราะห์การปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนภายในบ่อฝัองเพื่อหาแนวทางการกำจัดที่ถูกต้อง และ 3) ควรมีการเฝ้าระวังการปนเปื้อนของโลหะที่ตรวจไม่พบในงานวิจัยนี้ อาทิ Pb อย่างใกล้ชิดเนื่องจากอาจมีการปนเปื้อนอยู่แต่ในปริมาณน้อย

สรุปผลการวิจัย

แนวโน้มการปนเปื้อนโลหะหนักทั้งหมดในน้ำชะขยะฤดูแล้งมีค่าสูงกว่าฤดูน้ำหลากและการปนเปื้อนในน้ำชะขยะหลังบำบัดมีค่าต่ำกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนดโดย USEPA ทั้งในรูปแบบ short term effect และ long term effect มาตรฐานน้ำทิ้งของการนิคมแห่งประเทศไทย และมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากสถานที่ฝังกลบขยะมูลฝอยของกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม ผลการวิเคราะห์ความสัมพันธ์จากค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์แสดงให้เห็นว่าโลหะหนักที่ปนเปื้อนในน้ำชะขยะก่อนบำบัดมาจากองค์ประกอบของขยะอันตรายที่มีการปะปนมากับขยะชุมชน

ประเภทเดียวกัน ($r > 0.8$, $p < 0.05$) ได้แก่ As-Cd, Cr-Ni, Mn-Ni, Pb-Ni, Zn-Ni, Cr-Mn, Cr-Pb, Cr-Zn, Mn-Pb, Mn-Zn และ Pb-Zn

ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักมีค่าสูงสุดคือ 100% ได้แก่ As, Cd, Cr, Pb และ Zn ในฤดูแล้ง และ As, Cd, และ Cr ในฤดูน้ำหลาก ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักที่มีค่าต่ำสุดคือการบำบัด Ni ในน้ำชะขยะโดยระบบบำบัดสามารถบำบัดได้ 52.17% และ 28% ในฤดูน้ำหลากและฤดูแล้ง ตามลำดับ ผลการเปรียบเทียบความแตกต่างของการปนเปื้อนโลหะหนักทั้งหมดในน้ำชะขยะก่อนและหลังบำบัดโดยใช้สถิติ independent sample *t*-test พบว่า Cr, Mn และ Ni ในฤดูแล้ง และ Cr, Mn, Ni และ Pb ในฤดูน้ำหลากมีความแตกต่างทางสถิติที่นัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดมีประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักดังกล่าวที่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลาก

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณกองทุนส่งเสริมวิทยาศาสตร์ วิจัยและนวัตกรรม (ววน.) และ มหาวิทยาลัยราชภัฏวไลยอลงกรณ์ ในพระบรมราชูปถัมภ์ ที่ให้ทุนสนับสนุนงานวิจัยประจำปีงบประมาณ 2566 (รหัสโครงการ: ววน. 005/2566)

เอกสารอ้างอิง

- [1] James, D., Julius, C., Ahiekpor, S. N., Osei-Wusu, A., & Herbert, F. A. (2023). Municipal solid waste generation trend and bioenergy recovery potential: a review. *Energies*, 16, 7736.
- [2] Senbet, E. D., & Gemechu, S. O. (2023). Towards integrated, and sustainable municipal solid waste management system in Shashemane city administration, Ethiopia. *Heliyon*, 9(11), 1–15.
- [3] Imran, A., Shreeshivadasan, C., Norazli, O., & Roslina, M. (2018). A review of municipal solid waste (MSW) landfill management and treatment of leachate. *International Journal of Civil Engineering and Technology*, 9(5), 336–348.
- [4] Forbes, R. M., Peter R. W., Marina, F., & Peter, H. (1995). *Integrated solid waste management: a life cycle inventory*. London: Black Academic & Professional.
- [5] Pollution Control Department. (2004). *Sanitary Landfill*. Bangkok: Pollution Control Department.
- [6] Banerjee, G., & Sarker, S. (1997). The role of salvinia rotundifolia in scavenging aquatic Pb(II) pollution: a case study. *Bioprocess Engineering*, 17, 295–300.
- [7] องค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยา. (2566). สถิติการให้บริการกำจัดขยะ ณ ศูนย์จัดการขยะต้นแบบจังหวัดพระนครศรีอยุธยา. [ออนไลน์], สืบค้นจาก <http://aypao.go.th/ita/datas/file/ita-2567/ita-012-11042567-003.pdf> (17 สิงหาคม 2567).

- [8] Alam, P., Khan, A. H., Islam, R., Sabi, E., Khan, N. A., & Zargar, T. I. (2024). Identification of prevalent leachate percolation of municipal solid waste landfill: a case study in India. *Scientific Reports*, 14(8910), 1–15.
- [9] European Environment Agency. (2024). Leachate pollution from landfills (Signal). [ออนไลน์], สืบค้นจาก <https://www.eea.europa.eu/en/european-zero-pollution-dashboards> (16 เมษายน 2567).
- [10] U.S. Department of health and human services. (2007). *Toxicological profile for arsenic*. [ออนไลน์], สืบค้นจาก <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf> (12 กรกฎาคม 2567).
- [11] Rahman, M. A., Hasegawa, H., Rahman, M. M., Islam, M. N., Miah, M. A. M., & Tasmen, A. (2007). Effect of arsenic on photosynthesis, growth and yield of five widely cultivated rice (*Oryza sativa* L.) varieties in Bangladesh. *Chemosphere*, 67(6), 1072–1079.
- [12] Tytła, M. (2019). Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risk in sewage sludge from municipal wastewater treatment plant located in the most industrialized region in Poland: case study. *IJERPH*, 16, 2430.
- [13] NSW EPA. (2016). *Environmental Guidelines Solid waste landfills* (2nd ed). Sydney: NSW EPA.
- [14] Beinabaj, S. M. H., Heydariyan, H. M., Aleii, A., & Hosseinzadeh, A. (2023). Concentration of heavy metals in leachate, soil, and plants in Tehran's landfill: Investigation of the effect of landfill age on the intensity of pollution. *Helicon*, 9, 13017.
- [15] United Kingdom Environment Agency. (2014). *Guidance on monitoring of landfill leachate, groundwater and surface water*. Bristol: United Kingdom Environment Agency.
- [16] U.S. Environmental Protection Agency. (2000). *Collecting water-quality samples for dissolved metals-in-water*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency.
- [17] U.S. Environmental Protection Agency. (1992). *METHOD 3005A: Acid digestion of waters for total recoverable or dissolved metals for analysis by FLAA or ICP spectroscopy*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency.
- [18] U.S. Environmental Protection Agency. (2018). *METHOD 6010D: Inductively coupled plasma-optical emission spectrometry*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency.

- [19] Abdullah, N. H., Kean, O. B., Hirmizi, N. M., Yusoff, N., Nurdiana, A. R., & Sabarudin, A. R. N. M. (2020). Method validation of heavy metals determination in traditional herbal tablet, capsule and liquid by graphite furnace atomic absorption spectrometer and flow injection for atomic spectroscopy hydride system. *Asian journal of pharmacognosy*, 4(3), 37–45.
- [20] Safo-Adu, G. (2020). Assessment of an oily wastewater treatment plant in nyankrom industrial area, ghana: physico-chemical quality of effluent water and treatment efficiency. *European Journal of Pure and Applied Chemistry*, 7(1), 1–13.
- [21] U.S. Environmental Protection Agency. (2004). *Guidelines for Water Reuse*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency.
- [22] Industrial Estate Authority of Thailand. (2017). Announcement of the Industrial Estate Authority of Thailand no. 76/2560: standards for wastewater effluent discharge regulations by Industrial Estate Authority of Thailand. [ออนไลน์], สืบค้นจาก <http://www.oic.go.th/FILEWEB/CABINFOCENTER6/DRAWER064/GENERAL/DATA0000/0000026.PDF> (3 พฤษภาคม 2566).
- [23] Ministry of Natural Resources and Environment. (2022). Announcement of Ministry of Natural Resources and Environment: discharged leachate standard value by Ministry of Natural Resources and Environment. [ออนไลน์], สืบค้นจาก <https://www.pcd.go.th/laws/26433> (3 พฤษภาคม 2566).
- [24] Mojeed, A. A., Abiodun, O. A., Martins, A. A., & Omobola, O. O. (2010). Heavy metals in wastewater and sewage sludge from selected municipal treatment plants in Eastern Cape Province, South Africa. *Water Journal*, 2020(12), 1–19.
- [25] Sankoh, A. A., Amara, J., Komba, T., Laar, C., Sesay, A., Derkyi, N. S., & Frazer-Williams, R. (2023). Seasonal assessment of heavy metal contamination of groundwater in two major dumpsites in Sierra Leone. *Cogent engineering*, 10(1), 2185955.
- [26] Kalčíková, G., Vávrová, M., Zagorc-Končan, J. & Žgajnar Gotvajn, A. (2011). Seasonal variations in municipal landfill leachate quality. *Management of Environmental Quality*, 22(5), 612–619.
- [27] Kieu, L. P. N., Yen, H. C., Ho, W. C., & Chih, C. C. (2020). Impacts of socioeconomic changes on municipal solid waste characteristics in Taiwan. *Resources, Conservation & Recycling*, 161, 104931.
- [28] กรมควบคุมมลพิษ. (2565). รายงานสถานการณ์ของเสียอันตรายจากชุมชน ปี พ.ศ. 2564. กรุงเทพฯ: กรมควบคุมมลพิษ
- [29] กรมควบคุมมลพิษ. (2566). รายงานสถานการณ์ของเสียอันตรายจากชุมชน ปี พ.ศ. 2565. กรุงเทพฯ: กรมควบคุมมลพิษ

- [30] Shumung, W., Guang, H., Xiao, W., & Qicheng, F. (2022). Wastewater treatment in mineral processing of non-ferrous metal resources: a review. *Water*, 14, 726.
- [31] Jacek, N., & Anna, R. (2010). The speciation and physico-chemical forms of metals in surface waters and sediments. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 22(1), 1–24.
- [32] David, M. A., Allen, P. D., & Paul, M. G. (1994). *Removing Heavy Metals from Wastewater*. Maryland: University of Maryland.
- [33] WHO. (2021). *Nickel in drinking-water*. Geneva: WHO.