



การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจากการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาล
บริเวณโดยรอบสถานที่ฝังกลบขยะชุมชน จังหวัดพระนครศรีอยุธยา

Health Risk and Contamination Assessment of Heavy Metals in Groundwater
around Municipal Landfill, Ayutthaya Province

สมคิด ตันเก็ง* และ ศิริภัสสร พันธะสา

สาขาการจัดการสาธารณภัย คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี
มหาวิทยาลัยราชภัฏวไลยอลงกรณ์ ในพระบรมราชูปถัมภ์ ปทุมธานี 13180

Somkid Tangkan* and Sirapassorn Phanthasa

Department of Disaster Management, Faculty of Science and Technology,
Valaya Alongkorn Rajabhat University under the Royal Patronage, Pathum Thani 13180

*Corresponding author: somkid.tan@vru.ac.th

Received: 8 August 2024/ Revised: 11 October 2024/ Accepted: 17 October 2024

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อ 1) ศึกษาการปนเปื้อนโลหะหนัก ได้แก่ สารหนู แคดเมียม ทองแดง แมงกานีส นิกเกิล และตะกั่วในน้ำบาดาลบริเวณสถานที่กำจัดขยะองค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยา ในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลาก 2) ประเมินผลกระทบทางสุขภาพจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาล โดยการดำเนินงานวิจัยมีขั้นตอนดังนี้ 1) เก็บตัวอย่างน้ำบาดาลด้วยวิธีการแบบจ้วงจากบ่อสังเกตการณ์ด้วยเบลเลอร์ 2) สกัดโลหะหนักในน้ำบาดาลด้วยกรดตามวิธีการสกัดด้วยไมโครเวฟ และวิเคราะห์ด้วยเครื่องอินดักทีฟ คัปเปิลพลาสมา-อะตอมมิกอิมมูนิสชัน สเปกโตรสโกปี (ICP-AES) ตามวิธีมาตรฐาน USEPA 3015A และ USEPA 6010D ตามลำดับ สำหรับผลการวิเคราะห์การปนเปื้อน พบว่าชนิดของโลหะหนักที่ไม่เกินค่ามาตรฐานการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลของ USEPA, WHO และ NOAA คือ แคดเมียม ทองแดง นิกเกิล และ ตะกั่ว ทั้ง 2 ฤดูกาล ชนิดของโลหะหนักและร้อยละของจำนวนตัวอย่างที่มีค่าเกินมาตรฐานโลหะหนักในน้ำบาดาลของ USEPA, WHO และ NOAA คือ สารหนู (100%) แมงกานีส (50%) ในฤดูแล้ง และ สารหนู (50%) แมงกานีส (75%) ในฤดูน้ำหลาก ผลการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพรวมจากโลหะหนักรวมที่ก่อให้เกิดโรคอื่นที่ไม่ใช่โรคมะเร็งและก่อให้เกิดมะเร็ง พบว่าการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลก่อให้เกิดความเสี่ยงทางสุขภาพทั้ง 2 ฤดูกาล โดยมีค่าความเสี่ยงสูงสุดในเด็กจากตัวอย่างน้ำบาดาลในฤดูแล้ง โดยมี Hazard index (HI) = 35.85 และ Total carcinogenic risk (TCR) = 0.16 ดังนั้นข้อมูลงานวิจัยนี้จึงมีประโยชน์ต่อหน่วยงานที่เกี่ยวข้องสำหรับนำไปใช้ในการจัดการสถานที่กำจัดขยะให้ดีขึ้นเพื่อลดการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลและลดความเสี่ยงทางสุขภาพ

คำสำคัญ: การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพ น้ำบาดาล โลหะหนัก สถานที่กำจัดขยะชุมชน พระนครศรีอยุธยา



Abstract

This research aims to: 1) investigate heavy metal contamination, including arsenic, cadmium, copper, manganese, nickel, and lead in groundwater at the municipal solid waste landfill of the Phra Nakhon Si Ayutthaya Provincial Administrative Organization during the dry and wet seasons; 2) assess the human health risk of heavy metal contamination of groundwater. The research methodology consists of the following steps: 1) groundwater samples were collected using grab sampling method from monitoring wells with a bailer; 2) heavy metals in the groundwater were extracted using microwave-assisted acid digestion and analyzed with an Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES) according to USEPA standard methods USEPA 3015A and USEPA 6010D, respectively. The analysis results indicate that the levels of heavy metals not exceeding the contamination standards for groundwater set by USEPA, WHO, and NOAA are Cadmium, Copper, Nickel, and Lead during both seasons. Heavy metals and the percentage of samples exceeding the standards of USEPA, WHO, and NOAA for groundwater are Arsenic (100%), manganese (50%) in the dry season, and Arsenic (50%), Manganese (75%) in the wet season. The assessment of cumulative health risk from heavy metals, including non-carcinogenic and carcinogenic health risks, exceeded acceptable limits in both seasons, with the highest risk observed in children during the dry season, showing a Hazard Index (HI) of 35.85 and a Total Carcinogenic Risk (TCR) of 0.16. Therefore, this research data may be helpful for responsible agencies in improving the effective management of waste disposal sites, in order to reduce metal contamination and health risk factors from groundwater.

Keywords: Health risk assessment, Groundwater, Heavy metals, Municipal solid waste landfill, Phra Nakhon Si Ayutthaya

บทนำ

น้ำบาดาลมีอิทธิพลอย่างมากต่อการพัฒนาเศรษฐกิจและความมั่นคงด้านอาหารของแต่ละประเทศ เนื่องจากน้ำบาดาลถูกนำมาใช้ประโยชน์มากมาย ทั้งในภาคครัวเรือน ภาคอุตสาหกรรม และภาคการเกษตร [1] ปัจจุบันในพื้นที่จังหวัดพระนครศรีอยุธยา กำลังเผชิญหน้ากับปัญหาด้านปริมาณและคุณภาพของน้ำบาดาล โดยมีสาเหตุมาจากการใช้ประโยชน์ของน้ำบาดาลที่มากเกินไปและกิจกรรมของมนุษย์ที่ก่อให้เกิดการปนเปื้อนของมลพิษในน้ำบาดาล [2] หนึ่งในกิจกรรมของมนุษย์ที่ก่อให้เกิดปัญหาด้านคุณภาพของน้ำบาดาลคือ กิจกรรมการฝังกลบขยะที่มีการรั่วไหลของน้ำชะขยะจากระบบบำบัดหรือมีการปล่อยน้ำชะขยะจากระบบบำบัดที่ไม่ได้มาตรฐานสู่สิ่งแวดล้อม [3] ซึ่งน้ำชะขยะที่มีการรั่วไหลสู่สิ่งแวดล้อมมักมีองค์ประกอบของสารมลพิษในปริมาณสูง ได้แก่ สารมลพิษที่เป็นสารอินทรีย์ และสารมลพิษที่เป็นสาร อนินทรีย์ โดยสารมลพิษดังกล่าวจะเกิดจากการย่อยสลายขยะอันตรายปะปนมากับขยะชุมชน ดังนั้น การรั่วไหลของน้ำชะขยะที่ปนเปื้อนสารมลพิษจึงส่งผลกระทบต่อคุณภาพน้ำบาดาลที่น้ำชะขยะแพร่กระจายไปถึง [4] จากการศึกษาพบอีกว่าผลกระทบต่อคุณภาพน้ำบาดาลจากปัญหาการรั่วไหลของน้ำชะขยะมีการปนเปื้อนสารมลพิษ โดยเฉพาะโลหะหนักกำลังเกิดขึ้นทั่วโลก [5] อาทิ หลุมฝังกลบขยะ Tehran ประเทศอิหร่าน หลุมฝังกลบขยะ Oti ประเทศกานา และหลุมฝังกลบขยะ El Hajab ประเทศโมร็อกโก [6-8] และจากการศึกษาของ Mohamed [9] พบว่าการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลที่ปนเปื้อนโลหะหนักจากหลุมฝังกลบขยะมีผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ อาทิ การสร้างความเสียหายต่ออวัยวะ (ตับ, ไต, กระเพาะอาหาร, ลำไส้ และหัวใจ) และสามารถก่อให้เกิดมะเร็งได้ ดังนั้นทำให้ในปัจจุบันจึงมีแนวโน้มการศึกษาในหัวข้อการศึกษาระดับการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาล และการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลในพื้นที่สถานที่กำจัดขยะเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง เพื่อติดตาม ตรวจสอบ

และนำข้อมูลไปใช้ในการจัดการลดการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลอย่างเหมาะสม อาทิ การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลในพื้นที่หลุมฝังกลบขยะ Port Harcourt และ Keffe ประเทศไนจีเรีย หลุมฝังกลบขยะ Bhalaswa ประเทศอินเดีย และหลุมฝังกลบขยะ Al-Akaider ประเทศจอร์แดน [10-13] จากปัญหาและความสำคัญข้างต้น ทำให้คณะผู้วิจัยจึงได้เลือกการตรวจติดตามสถานะการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลที่สถานที่กำจัดขยะ จังหวัดพระนครศรีอยุธยา เนื่องจากในพื้นที่ศึกษามีปัญหาการไหลบ่าหน้าดินของน้ำชะขยะที่ไม่เข้าสู่ระบบบำบัดจากกิจกรรมภายในหลุมฝังกลบขยะและจากปัจจัยด้านสภาพภูมิอากาศ นอกจากนี้ในน้ำชะขยะที่ไหลบ่าหน้าดินยังมีการปนเปื้อนโลหะหนักเนื่องจากในสถานที่ฝังกลบขยะมีแหล่งกำเนิดที่ก่อให้เกิดการปนเปื้อนโลหะหนักมาจากการย่อยสลายขยะอันตรายที่ปะปนมา กับขยะชุมชนและขยะอันตรายที่ตกค้างรอการจัดการในพื้นที่ ดังนั้นงานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อ 1) ศึกษาการปนเปื้อนโลหะหนัก ได้แก่ สารหนู (As) แคดเมียม (Cd) ทองแดง (Cu) แมงกานีส (Mn) นิกเกิล (Ni) และตะกั่ว (Pb) ในน้ำบาดาลของชั้นน้ำบาดาลระดับตื้น ในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลาก 2) ประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจากการได้รับโลหะหนักผ่านการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลในพื้นที่สถานที่กำจัดขยะ ณ สถานที่กำจัดขยะองค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยา ข้อมูลที่ได้จากการวิจัยสามารถนำไปใช้ประโยชน์เพื่อ 1) ใช้เป็นฐานข้อมูลสำคัญให้ภาครัฐกำหนดนโยบายการจัดการและปรับปรุงสถานที่ฝังกลบขยะให้มีคุณภาพดีขึ้น 2) เป็นข้อมูลให้ภาคประชาชนในการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลได้อย่างเหมาะสม 3) ลดความเสี่ยงทางสุขภาพจากการใช้น้ำบาดาลที่ปนเปื้อนโลหะหนักให้ภาคประชาชน

วิธีดำเนินการวิจัย

พื้นที่ศึกษาและการเก็บตัวอย่าง

พื้นที่ศึกษาในการเก็บตัวอย่างน้ำบาดาล คือ สถานที่กำจัดขยะองค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยา อำเภอ บางบาล จังหวัดพระนครศรีอยุธยา สถานที่กำจัดขยะองค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยา เป็นสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยชุมชนให้องค์กรปกครองส่วนท้องถิ่น 112 แห่งและกำจัดขยะอันตรายให้หน่วยงานภาครัฐ 16 แห่ง โดยในปีพ.ศ. 2564 มีขยะอันตรายสะสมในพื้นที่ 6.83 ตัน และในปีพ.ศ. 2565 มีขยะอันตรายสะสมในพื้นที่ 2.3 ตัน [14, 15] ดังนั้นจึงทำให้น้ำชะขยะที่เกิดจากกระบวนการภายในหลุมฝังกลบขยะมีโอกาสปนเปื้อนโลหะหนักและหากมีการรั่วไหลของน้ำชะขยะสู่สิ่งแวดล้อมจะก่อให้เกิดผลกระทบน้ำบาดาลได้ อย่างไรก็ตามสถานที่ฝังกลบขยะมีมาตรการป้องกันการรั่วซึมของน้ำชะขยะสู่น้ำบาดาล อาทิ การใช้แผ่นดินเหนียวสังเคราะห์ (geosynthetic clay liner) แต่สถานที่ฝังกลบขยะยังไม่มีระบบป้องกันการไหลบ่าหน้าดินของน้ำชะขยะสู่สิ่งแวดล้อม [16] ทำให้เกิดกระบวนการไหลบ่าหน้าดินของน้ำชะขยะจากสถานที่กำจัดขยะฯ สู่สิ่งแวดล้อมและน้ำบาดาล

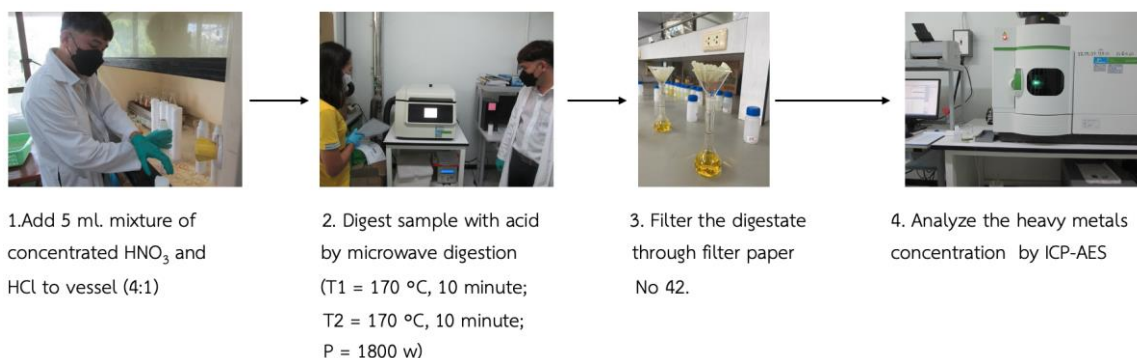
การดำเนินการเก็บตัวอย่างน้ำบาดาลจะเก็บตัวอย่างในฤดูแล้ง (มกราคม 2566) และ ฤดูน้ำหลาก (พฤษภาคม 2566) โดยการกำหนดฤดูกาลเป็นไปตามที่วิเคราะห์ปริมาณฝนสะสมของกรมอุตุนิยมวิทยา [17] น้ำบาดาลตัวอย่างจะถูกเก็บในชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นที่ระดับความลึก 6.74-7.87 เมตร ในฤดูแล้ง และ ที่ระดับความลึก 5.70-7.31 เมตร ในฤดูน้ำหลาก ปริมาตร 1 ลิตร ด้วยวิธีการเก็บแบบจ้วง (Grab sampling) โดยใช้อุปกรณ์เก็บตัวอย่างน้ำบาดาล (bailer) ตามมาตรฐาน USEPA [18] น้ำบาดาลตัวอย่างทั้งหมด 12 ตัวอย่าง ในแต่ละฤดูกาลจะถูกเก็บที่บ่อสังเกตการณ์ทั้งหมด 4 บ่อ บ่อละ 3 ตัวอย่าง (N=3) ซึ่งบ่อสังเกตการณ์ที่เก็บตัวอย่างจะครอบคลุมทุกทิศทางของสถานที่กำจัดขยะที่มีขนาดพื้นที่ 299 ไร่ ได้แก่ บ่อสังเกตการณ์ที่ 1 (GW01/ทิศตะวันตก), บ่อสังเกตการณ์ที่ 2 (GW02/ทิศเหนือ), บ่อสังเกตการณ์ที่ 3 (GW03/ทิศตะวันออก), บ่อสังเกตการณ์ที่ 4 (GW04/ทิศใต้) ตัวอย่างน้ำบาดาลที่เก็บได้จะถูกนำไปใส่ในขวด HDPE หยอดกรดไนตริกเข้มข้นจนกระทั่งมีค่า pH<2 การเก็บรักษาตัวอย่างในระหว่างการขนส่งและก่อนดำเนินการในห้องปฏิบัติการ ตัวอย่างจะถูกเก็บรักษาที่อุณหภูมิ 4 °C [19] พิกัดภูมิศาสตร์ของบ่อสังเกตการณ์, ตำแหน่งจุดเก็บตัวอย่าง และระดับความลึกของน้ำบาดาลแสดงไว้ดังภาพที่ 1



ภาพที่ 1 พิกัดภูมิศาสตร์ ตำแหน่งจุดเก็บตัวอย่าง และความลึกของระดับน้ำบาดาล ณ สถานที่กำจัดขยะองค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยา

การเตรียมตัวอย่างและการวิเคราะห์โลหะหนัก

การเตรียมตัวอย่างโดยการสกัดโลหะหนักที่ปนเปื้อนในตัวอย่างของเหลว ดำเนินการตามระเบียบวิธีวิจัยมาตรฐาน USEPA 3015A [21] ด้วยเครื่อง Microwave digester ยี่ห้อ PerkinElmer รุ่น Titan MPS แล้วนำตัวอย่างมากรองด้วยกระดาษกรองเบอร์ 42 (Whatman) ปริมาตรเป็น 25 มิลลิลิตร และวิเคราะห์โลหะหนัก (As, Cd, Cu, Mn, Ni และ Pb) ด้วยเครื่อง Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES) ยี่ห้อ PerkinElmer รุ่น 8300 ตามวิธีการมาตรฐาน USEPA 6010D [22] กระบวนการสกัดโลหะหนักและการวิเคราะห์โลหะหนักในน้ำบาดาลแสดงไว้ดังภาพที่ 2



ภาพที่ 2 ขั้นตอนการสกัดโลหะหนักและการวิเคราะห์โลหะหนัก

การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาล

งานวิจัยนี้ใช้การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลที่มีการปนเปื้อนโลหะหนักตามวิธีการของ USEPA [22] การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจะแบ่งออกเป็น 2 ประเภท คือ ความเสี่ยงทางสุขภาพจากการได้รับสารที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Carcinogenic Health Risk Assessment) และก่อให้เกิดโรคร้ายที่ไม่ใช่มะเร็ง (Non-Carcinogenic Health Risk Assessment) ผ่านการรับสัมผัสโลหะหนัก 2 เส้นทาง คือ ผ่านทางเดินอาหาร (Ingestion) และการสัมผัส (Dermal Contact) [23, 24] ในกลุ่มประชากร 2 กลุ่มคือ เด็ก (<6 ปี) และผู้ใหญ่ (>15 ปี)

ขั้นตอนการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพ สามารถคำนวณและแปลผลได้ตามขั้นตอนดังต่อไปนี้ 1) การประเมินการรับสัมผัส (Exposure Assessment) ผ่านทางเดินอาหารและการสัมผัสโดยการคำนวณค่า Average daily dose ผ่านทางเดินอาหาร (ADD_{ing}) ดังสมการที่ (1) และ ค่า Average daily dose ผ่านการสัมผัส (ADD_{der}) ดังสมการที่ (2) 2) ประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคร้ายที่ไม่ใช่โรคมะเร็ง (Non-Carcinogenic Risk Assessment) จากการได้รับ As, Cd, Cu, Mn, Ni และ Pb โดยการคำนวณค่า Hazard Quotient (HQ) เพื่อประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคร้ายที่ไม่ใช่โรคมะเร็งแต่ละชนิดผ่านทางเดินอาหาร (HQ_{ing}) ดังสมการที่ (3) ผ่านการสัมผัส (HQ_{der}) ดังสมการที่ (4) ค่ารวมค่า Hazard Index (HI) เพื่อประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคร้ายที่ไม่ใช่โรคมะเร็งจากการได้รับสารมากกว่า 1 ชนิด ดังสมการที่ (5) โดยหากค่า HI, HQ>1 แสดงว่าปริมาณโลหะที่เข้าสู่ร่างกายมีมากพอที่จะก่อให้เกิดผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ และหากค่า HQ, HI<1 แสดงว่าปริมาณโลหะที่เข้าสู่ร่างกายมีไม่มากพอที่จะก่อให้เกิดผลกระทบ และ 3) การประเมินความเสี่ยงจากสารที่ก่อให้เกิดมะเร็ง (Carcinogenic Risk Assessment) จากการได้รับ As, Cd, Ni และ Pb ผ่านทางเดินอาหาร และ As กับ Ni ผ่านการสัมผัส โดยใช้การคำนวณค่า Carcinogenic Risk (CR) เพื่อประเมินความเสี่ยงจากสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งแต่ละชนิดผ่านทางเดินอาหาร (CR_{ing}) ดังสมการที่ (6) ผ่านการสัมผัส (CR_{der}) ดังสมการที่ (7) ค่ารวมค่า Total Carcinogenic Risk (TCR) เพื่อประเมินความเสี่ยงจากสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้สารที่ก่อให้เกิดมะเร็งมากกว่า 1 ชนิด ดังสมการที่ (8) โดยหากค่า CR, TCR < 1.0×10⁻⁶ แสดงว่าไม่มีความเสี่ยงที่โลหะหนักที่ได้รับจะสร้างผลกระทบจนกระทั่งก่อให้เกิดมะเร็งได้ ค่า CR, TCR มีค่า 1.0×10⁻⁶-1.0×10⁻⁴ แสดงว่ามีความเสี่ยงที่จะก่อให้เกิดมะเร็งแต่อยู่ในเกณฑ์ยอมรับได้ และ ค่า CR, TCR > 1.0×10⁻⁴ แสดงว่าความเสี่ยงอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับไม่ได้ เนื่องจากปริมาณโลหะหนักที่ได้รับจะสร้างผลกระทบจนกระทั่งก่อให้เกิดมะเร็ง [26-28] โดยค่าคงที่ในการคำนวณทั้งหมดได้แสดงไว้ดังตารางที่ 1

$$ADD_{ing} (mg/kg.day) = \frac{C_w \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

$$ADD_{der} (mg/kg.day) = \frac{C_w \times SA \times K_p \times ET \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (2)$$

$$HQ_{ing} = \frac{ADD_{ing}}{RfD_{ing}} \quad (3)$$

$$HQ_{der} = \frac{ADD_{der}}{RfD_{der}} \quad (4)$$

$$HI = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad (5)$$

$$CR_{ing} = ADD_{ing} \times \text{Slope factor} \quad (6)$$

$$CR_{der} = ADD_{der} \times \text{Slope factor} \quad (7)$$

$$TCR = \sum_{i=1}^n CR_i \quad (8)$$



ตารางที่ 1 ค่าคงที่สำหรับการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจากการได้รับโลหะหนัก

Symbol	Description	Unit	Value for Children				Value for Adult	Reference
ADD	Average Daily Dose by ingestion (ADDing) and dermal contact (ADDder)	mg/kg/day						
Cw	Concentration of metals in groundwater	mg/L						
HQ	Hazard quotient through dermal (HQder) and ingestion exposure (HQing)	-						
HI	Hazard index	-						
CR	Carcinogenic risk through ingestion (CRing) and dermal exposure (CRder)	-						
TCR	Total carcinogenic risk	-						
EF	Exposure frequency	day/year	365					[28]
ED	Exposure duration	year	6				70	[29]
AT	Average time	day	EDx365					[30]
IngR	Ingestion rate of water	L/day	1.8				2.2	[31]
SA	Exposed skin surface area	cm ²	6600				18000	
Kp	Dermal permeability coefficient	cm/hr	As, Cd, Cu, Mn=0.001	Ni=0.0002			Pb=0.004	[22,31-32]
ET	Exposure time per day	h/day	1.0				0.58	[33]
CF	Conversion factor	L/cm ³	10 ⁻³					[34]
BW	Body weight	kg	15				70	[35]
RefDing	Reference dose for ingestion	mg/kg-bw/day	As=3.0x10 ⁻⁴ , Cd=1.00x10 ⁻³ , Cu=4x10 ⁻² , Mn=4.70x10 ⁻² , Ni=2.00x10 ⁻² , Pb=1.4x10 ⁻³					[36-39]
RefDder	Reference dose for dermal contact		As=1.23x10 ⁻⁴ , Cd=2.5x10 ⁻⁵ , Cu=1.2x10 ⁻² , Mn=1.84 x 10 ⁻³ , Ni=5.40x10 ⁻³ , Pb=5.24x10 ⁻⁴					
SF	Slope factor for ingestion	mg/kg/day	As=1.5, Cd=0.0038, Ni=1.7, Pb=0.0085					
	Slope factor for dermal contact		As=3.66, Ni=42.5					

การวิเคราะห์ทางสถิติ

งานวิจัยนี้ใช้สถิติเชิงพรรณนา ได้แก่ ค่าเฉลี่ย และส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน สถิติเชิงอ้างอิง โดยการวิเคราะห์ค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์แบบเพียร์สัน (Pearson correlation coefficient, r) เพื่อวิเคราะห์หาแหล่งกำเนิดของการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลจากความสัมพันธ์ของโลหะหนักแต่ละชนิด โดยหากค่าสัมประสิทธิ์ของคู่โลหะหนักมีความสัมพันธ์เชิงบวก ($r > 0$) แปลผลได้ว่า โลหะคู่นั้นมีแหล่งกำเนิดมาจากแหล่งเดียว และหากค่าสัมประสิทธิ์ของคู่โลหะหนัก



มีความสัมพันธ์เชิงลบ ($r < 0$) แปลผลได้ว่า แหล่งกำเนิดของโลหะหนักนั้นมาจากแหล่งกำเนิดต่างกัน [41, 42] และวิเคราะห์ความแตกต่างทางสถิติของการปนเปื้อนโลหะหนักแต่ละชนิดในน้ำบาดาลระหว่างฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากด้วยวิธีทางสถิติ Independent sample t-test โดยการวิเคราะห์สถิติทั้งหมดในงานวิจัยนี้คำนวณด้วยโปรแกรมสถิติสำเร็จรูป SPSS (version 26)

การควบคุมคุณภาพของผลการวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ

การตรวจสอบความใช้ได้ในการวิเคราะห์ (Method Validation) ใช้การตรวจสอบความสัมพันธ์เชิงเส้นตรง (linearity) จากการสร้างกราฟสารละลายมาตรฐานที่ความเข้มข้น 0, 0.25, 0.5, 1 และ 2 ppm โดยพบว่าค่าความผันแปร (r^2) ของโลหะหนักแต่ละชนิดมีค่า $r^2 > 0.995$ ซึ่งอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ ผลการทดสอบความแม่นยำ (accuracy) ของการทดสอบใช้การวัดร้อยละการคืนกลับ (%recovery) พบว่าอยู่ในช่วง 102.32-109.70% ซึ่งอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ที่ 80-120% [43] สารเคมีที่ใช้ในการทดสอบทั้งหมดได้แก่ HNO_3 (Kemaus, lot no. 2209165609) HCl (Fisher, lot no. 2192020) และสารละลายโลหะหนักมาตรฐาน ซึ่งเป็น Certified reference material (CRM) ของบริษัท Sigma-Aldrich (lot no. bcch2638) สารเคมีที่ใช้ในงานวิจัยทุกชนิดต้องเป็นสารเคมีที่ผ่านการทดสอบคุณภาพจากห้องปฏิบัติการที่ได้รับการรับรอง ISO17034 การเตรียมเครื่องแก้วที่ใช้ในการวิเคราะห์ทดสอบ เครื่องแก้วจะถูกแช่ใน 14% HNO_3 เป็นเวลา 24 ชั่วโมงและล้างออกด้วยน้ำบริสุทธิ์คุณภาพสูง (Milli-Q water) ก่อนนำมาใช้ในห้องปฏิบัติการ การรายงานผลการวิเคราะห์ทดสอบที่ใช้ในงานวิจัยนี้จะใช้การวิเคราะห์ในรูปแบบ Triplicate Determination เพื่อเป็นตัวแทนของผลการทดสอบที่ได้จากการวิเคราะห์ทดสอบ

ผลการวิจัย

ผลการวิเคราะห์การปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลและผลการวิเคราะห์สถิติ

ผลการศึกษาค่าความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำบาดาลในฤดูแล้ง (summer season) และฤดูน้ำหลาก (rainy season) เปรียบเทียบกับค่ามาตรฐานโลหะหนักในน้ำบาดาล และเปรียบเทียบกับค่าความเข้มข้นโลหะหนักเฉลี่ยในน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษาปี.ศ. 2565 (ตรวจวัดโดยองค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยา) [44] ดังแสดงในตารางที่ 2

ตารางที่ 2 ผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำบาดาลในฤดูแล้ง ฤดูน้ำหลาก และค่ามาตรฐานโลหะหนักในน้ำบาดาล

Season	Sample site	Concentration (mg/L)					
		As	Cd	Cu	Mn	Ni	Pb
Summer (Jan 2023)	GW01 (N=3)	0.060±0.016	BDL	0.013±0.001	0.314±0.002	BDL	BDL
	GW02 (N=3)	0.108±0.028	BDL	0.017±0.002	0.001±0.004	BDL	BDL
	GW03 (N=3)	0.105±0.021	BDL	0.004±0.002	0.002±0.000	BDL	0.001±0.0005
	GW04 (N=3)	0.079±0.004	BDL	0.006±0.004	0.051±0.021	BDL	0.001±0.0009
	Average	0.088	BDL	0.010	0.092	BDL	5×10^{-4}
Rainy (May 2023)	GW01 (N=3)	BDL	BDL	0.010±0.001	0.954±0.003	0.003±0.003	BDL
	GW02 (N=3)	0.007±0.003	BDL	0.010±0.001	0.009±0.001	0.011±0.0022	0.006±0.007



Season	Sample site	Concentration (mg/L)					
		As	Cd	Cu	Mn	Ni	Pb
	GW03 (N=3)	0.025±0.005	0.001±0.001	0.009±0.003	0.058±0.04	0.016±0.0025	BDL
	GW04 (N=3)	0.029±0.028	BDL	0.008±0.007	0.724±0.004	0.005±0.0019	BDL
	Average	0.015	2.5×10^{-4}	9.3×10^{-3}	0.436	0.009	1.5×10^{-3}
Average concentration of heavy metals in groundwater in study area during March 2022 [43]							
		-	< 0.001	< 0.05	0.86	< 0.02	< 0.01
USEPA standard [44-46]							
		0.01	0.005	1.3	0.05	0.1	0.015
WHO standard [47]							
		0.01	0.003	2	-	0.07	0.01
Maximum contaminant levels (MCLs) [48]							
		0.05	0.005	1.3	0.05	0.1	0.015

BDL, below detection limit; N, number of samples

ผลการวิเคราะห์ค่าเฉลี่ยของระดับความเข้มข้นโลหะหนักในน้ำบาดาล พบว่าปริมาณการปนเปื้อนของ As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb ฤดูแล้งมีค่า 0.088, BDL, 0.01, 0.092, BDL, 5×10^{-4} ตามลำดับ ส่วนในฤดูน้ำหลากมีค่า 0.015, 2.5×10^{-4} , 9.25×10^{-3} , 0.436, 0.009, 1.5×10^{-3} ตามลำดับ ซึ่งในฤดูแล้งมีค่าเฉลี่ยการปนเปื้อนของ As และ Cu สูงกว่าในฤดูน้ำหลาก ผลการวิเคราะห์ความแตกต่างของการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลระหว่างฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากทางสถิติด้วย Independent sample t-test (ตารางที่ 3) พบว่าโลหะหนักที่มีการปนเปื้อนแตกต่างกันในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลาก คือ As (p-value = 0.000), Mn (p-value = 0.020) และ Ni (p-value = 0.000) ที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติ 0.05

ผลการเปรียบเทียบการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลในแต่ละบ่อสังเกตการณ์กับค่ามาตรฐาน พบว่า ชนิดของโลหะหนักที่มีค่าเกินมาตรฐานของ USEPA, WHO, NOAA คือ As (GW01, GW03, GW04), Mn (GW01, GW04) ในฤดูแล้ง และ As (GW03, GW04), Mn (GW01, GW03, GW04) ในฤดูน้ำหลาก ชนิดของโลหะในน้ำบาดาลที่มีค่าต่ำกว่าค่ามาตรฐาน คือ Cd (GW01-GW04), Cu (GW01-GW04), Mn (GW02, GW03), Ni (GW01-GW04), Pb (GW01-GW04) ในฤดูแล้ง และ As (GW01, GW02), Cd (GW01-GW04), Cu (GW01-GW04), Mn (GW02), Ni (GW01-GW04) และ Pb (GW01-GW04) ในฤดูน้ำหลาก

ผลการเปรียบเทียบการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลแต่ละบ่อสังเกตการณ์ของงานวิจัยนี้กับค่าเฉลี่ยความเข้มข้นโลหะหนักในน้ำบาดาลปีพ.ศ. 2565 ที่ตรวจวัดโดยองค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยา พบว่าการปนเปื้อน Cd, Ni, Pb จากทุกบ่อสังเกตการณ์ในฤดูน้ำหลากและฤดูแล้งมีค่าต่ำกว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อนในปี 2565 ยกเว้น Mn ใน GW01 (0.954) จากฤดูน้ำหลากที่มีการปนเปื้อนสูงกว่าในปีพ.ศ. 2565 (0.86)



ตารางที่ 3 ผลการวิเคราะห์ค่าความแตกต่างความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำบาดาลระหว่างฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากด้วยสถิติแบบ Independent sample t-test

	As	Cd	Cu	Mn	Ni	Pb
t-value	7.953**	-1.399	0.384	-2.647*	-5.312**	-0.816
p-value (2-tailed)	0.000	0.189	0.705	0.020	0.000	0.423

** . very significant differences at the 0.01 level (2-tailed); * . significant difference at the 0.05 level (2-tailed).

ผลการวิเคราะห์แหล่งกำเนิดโลหะหนักที่ปนเปื้อนในน้ำบาดาลด้วย Pearson correlation coefficient (ตารางที่ 4) พบว่า As-Mn มีค่า $r = -0.535$, As-Ni มีค่า $r = -0.579$ ที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติ 0.01 และ Cd-Ni มีค่า $r = 0.488$ ที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติ 0.05 ดังนั้นการปนเปื้อนของ As-Mn, As-Ni ในน้ำบาดาลมีสาเหตุมาจากแหล่งกำเนิดต่างกัน และ Cd-Ni ในน้ำบาดาลมีสาเหตุการปนเปื้อนมาจากการแหล่งกำเนิดเดียวกัน

ตารางที่ 4 ผลการวิเคราะห์สัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์แบบเพียร์สัน (Pearson correlation coefficient)

	Arsenic (As)	Cadmium (Cd)	Copper (Cu)	Manganese (Mn)	Nickel (Ni)	Lead (Pb)
Arsenic (As)	1	-.201	.025	-.535**	-.579**	-.172
Cadmium (Cd)		1	-.162	-.168	.488*	-.098
Copper (Cu)			1	.005	-.052	-.060
Manganese (Mn)				1	-.106	-.247
Nickel (Ni)					1	.235
Lead (Pb)						1

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed); * . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

ผลการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาล

ผลการคำนวณค่า ADD (ADDing และ ADDder), HQ (HQing และ HQder) , HI, CR (CRing และ CRder) และ TCR เพื่อประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพจากการได้รับโลหะหนักในน้ำบาดาลแสดงไว้ดังตารางที่ 5 ผลการประเมินการรับสัมผัสโลหะหนักแต่ละชนิดเข้าสู่ร่างกาย (ADD) พบว่าในฤดูแล้งมีค่า ADD สูงสุด คือ As (1.06×10^{-2}) และในฤดูน้ำหลากคือ As (1.83×10^{-3}) ชนิดของโลหะหนักที่มีค่า ADD ต่ำสุดในฤดูแล้งคือ Cd, Ni (0) และฤดูน้ำหลากคือ Cd (3.87×10^{-8}) ผลการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคร้ายที่ไม่ใช่โรคมะเร็งของโลหะหนักแต่ละชนิด (HQ) พบว่าชนิดของโลหะหนักที่มีค่า HQ สูงสุดในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลาก คือ As (ฤดูแล้ง = 35.2, ฤดูน้ำหลาก = 6.1) ชนิดของโลหะหนักที่มีค่า HQ ต่ำที่สุดคือ Cd, Ni (0) ในฤดูแล้ง Ni (5.00×10^{-5}) ในฤดูน้ำหลาก ผลการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคร้ายที่ไม่ใช่โรคมะเร็งจากการได้รับโลหะหนักมากกว่าหนึ่งชนิด (HI) พบว่าในฤดูแล้งมีค่า HI ในเด็กคือ 35.85, ผู้ใหญ่คือ 9.42 ในฤดูน้ำหลากมีค่า HI ในเด็กคือ 7.62, ผู้ใหญ่คือ 2.01 ผลการประเมินความเสี่ยงสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคมะเร็ง (CR) พบว่า 1) Cu, Mn จากการได้รับผ่านการสัมผัสและทางเดินอาหาร และ Cd, Ni ผ่านการสัมผัสไม่มีความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคมะเร็งเนื่องจากไม่มีค่า slope factor เพราะเป็นสารที่ไม่จัดว่าเป็นสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านช่องทางดังกล่าว และ 2) ชนิดของโลหะหนักที่มีค่า CR สูงสุดในฤดูแล้ง คือ As (1.58×10^{-2}) ในฤดูน้ำหลาก คือ As (2.75×10^{-3}) ชนิดของโลหะหนักที่มีค่า CR ต่ำสุดในฤดูแล้งคือ Ni, Cd (0) ฤดูน้ำหลากคือ As (1.01×10^{-8}) ผลการประเมินความเสี่ยงที่ก่อให้เกิดโรคมะเร็งจากการได้รับโลหะหนักมากกว่าหนึ่งชนิด (TCR) พบว่าในฤดูแล้งมีค่า TCR ในเด็กคือ 1.60×10^{-2} ผู้ใหญ่คือ 4.20×10^{-3} ส่วนฤดูน้ำหลากมีค่า TCR ในเด็กคือ 4.56×10^{-3} , ผู้ใหญ่คือ 1.20×10^{-3}



ตารางที่ 5 การประเมินการรับสัมผัส (mg/kg/day), การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคอื่นที่นอกเหนือโรคมะเร็ง และการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคมะเร็งจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลาก

Exposure assessment								
Element	Summer season (Jan 2023)				Rainy season (May 2023)			
	Children		Adult		Children		Adult	
	ADDing	ADDder	ADDing	ADDder	ADDing	ADDder	ADDing	ADDder
As	1.06x10 ⁻²	3.87x10 ⁻⁵	2.77x10 ⁻³	1.36x10 ⁻⁵	1.83x10 ⁻³	6.71x10 ⁻⁶	4.80x10 ⁻⁴	2.35x10 ⁻⁶
Cd	0	0	0	0	3.00x10 ⁻⁵	1.10x10 ⁻⁷	7.88x10 ⁻⁶	3.87x10 ⁻⁸
Cu	1.20x10 ⁻³	4.40x10 ⁻⁶	3.10x10 ⁻⁴	1.54x10 ⁻⁶	1.11x10 ⁻³	4.07x10 ⁻⁶	2.90x10 ⁻⁴	1.43x10 ⁻⁶
Mn	1.10x10 ⁻²	4.05x10 ⁻⁵	2.89x10 ⁻³	1.42x10 ⁻⁵	5.24x10 ⁻²	1.92x10 ⁻⁴	1.37x10 ⁻²	6.73x10 ⁻⁵
Ni	0	0	0	0	1.05x10 ⁻³	7.70x10 ⁻⁷	2.80x10 ⁻⁴	2.70x10 ⁻⁷
Pb	6.00x10 ⁻⁵	8.80x10 ⁻⁷	1.57x10 ⁻⁵	3.09x10 ⁻⁷	1.80x10 ⁻⁴	2.64x10 ⁻⁶	4.71x10 ⁻⁵	9.26x10 ⁻⁷
Non-carcinogenic health risk assessment								
Element	Summer season (Jan 2023)				Rainy season (May 2023)			
	Children		Adult		Children		Adult	
	HQing	HQder	HQing	HQder	HQing	HQder	HQing	HQder
As	35.20	3.15x10 ⁻¹	9.22	1.10x10 ⁻¹	6.10	5.46x10 ⁻²	1.60	1.91x10 ⁻²
Cd	0	0	0	0	3.01x10 ⁻²	4.41x10 ⁻³	7.88x10 ⁻³	1.55x10 ⁻³
Cu	3.00x10 ⁻²	3.70x10 ⁻⁴	7.86x10 ⁻³	1.30x10 ⁻⁴	2.78x10 ⁻²	3.40x10 ⁻⁴	7.27x10 ⁻³	1.20x10 ⁻⁴
Mn	2.35x10 ⁻¹	2.20x10 ⁻²	6.15x10 ⁻²	7.72x10 ⁻³	1.11	1.04x10 ⁻¹	2.92x10 ⁻¹	3.66x10 ⁻²
Ni	0	0	0	0	5.25x10 ⁻²	1.40x10 ⁻⁴	1.38x10 ⁻²	5.00x10 ⁻⁵
Pb	4.29x10 ⁻²	1.68x10 ⁻³	1.12x10 ⁻²	5.90x10 ⁻⁴	1.29x10 ⁻¹	5.04x10 ⁻³	3.37x10 ⁻²	1.77x10 ⁻³
HI	35.85		9.42		7.62		2.01	
Carcinogenic health risk assessment								
Element	Summer season (Jan 2023)				Rainy season (May 2023)			
	Children		Adult		Children		Adult	
	CRing	CRder	CRing	CRder	CRing	CRder	CRing	CRder
As	1.58x10 ⁻²	1.40x10 ⁻⁴	4.15x10 ⁻³	4.97x10 ⁻⁵	2.75x10 ⁻³	2.89x10 ⁻⁸	7.20x10 ⁻⁴	1.01x10 ⁻⁸
Cd	0	NC	0	NC	1.14x10 ⁻⁷	NC	3.00x10 ⁻⁸	NC
Ni	0	0	0	0	1.79x10 ⁻³	3.27x10 ⁻⁵	4.70x10 ⁻⁴	1.15x10 ⁻⁵
Pb	5.10x10 ⁻⁷	NC	1.34x10 ⁻⁷	NC	1.53x10 ⁻⁶	NC	4.01x10 ⁻⁷	NC
TCR	1.60x10 ⁻²		4.20x10 ⁻³		4.56x10 ⁻³		1.20x10 ⁻³	

NC, not calculated; ADDing, average Daily Dose by ingestion; ADDder, average Daily Dose by dermal contact; HQing, hazard quotient through ingestion exposure; HQder, hazard quotient through dermal exposure; HI, hazard index; CRing, carcinogenic risk through ingestion exposure; CRder, carcinogenic risk through dermal exposure; TCR, total carcinogenic risk

อภิปรายและสรุปผลการวิจัย

จากการศึกษาการปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำบาดาลในพื้นที่สถานที่กำจัดขยะฯ จังหวัดพระนครศรีอยุธยา พบว่าการปนเปื้อนของ As ใน GW01-GW04 ในฤดูแล้งและ GW03 กับ GW04 ในฤดูน้ำหลาก มีความเข้มข้นเกินค่ามาตรฐานของ

WHO (0.01), USEPA (0.01), ค่า MLC (0.05) ของ NOAA และการปนเปื้อนของ Mn ใน GW01, GW04 ในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากเกินค่ามาตรฐานน้ำบาดาลของ USEPA (0.05), ค่า MLC (0.05) ของ NOAA สาเหตุที่ทำให้ความเข้มข้นของ As และ Mn ในน้ำบาดาลมีค่าเกินมาตรฐาน เนื่องจากปัจจัยด้านสภาพภูมิอากาศ (ปริมาณฝน, หยาดน้ำฟ้า) และปัจจัยด้านกิจกรรมในสถานที่กำจัดขยะ (กิจกรรมการใช้น้ำดับเพลิงเมื่อเกิดเพลิงไหม้หลุมฝังกลบขยะ) โดยปัจจัยทั้ง 2 ปัจจัยนี้จะก่อให้เกิดน้ำไหลบ่าหน้าดินของน้ำชะขยะแพร่กระจายสู่ชั้นน้ำบาดาล ส่งผลให้น้ำบาดาลในบริเวณสถานที่ฝังกลบขยะมีความเข้มข้นของ As และ Mn เกินค่ามาตรฐาน ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาระดับการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำชะขยะและน้ำไหลบ่าหน้าดินที่รั่วไหลสู่สิ่งแวดล้อม ปีพ.ศ. 2566 โดย นิสา พักตร์วิไล และคณะ [49] พบว่าน้ำชะขยะและน้ำไหลบ่าหน้าดินมีการปนเปื้อน As และ Mn ในปริมาณสูง โดยค่าความเข้มข้นของ Mn ในน้ำชะขยะมีค่าความเข้มข้นสูงกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งของ USEPA และ As มีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากสถานที่ฝังกลบขยะมูลฝอยของกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม นอกจากนี้ปัจจัยด้านสภาพภูมิอากาศและกิจกรรมภายในหลุมฝังกลบขยะในปีพ.ศ. 2566 ยังส่งผลให้ความเข้มข้นของ Mn จาก GW01 ในฤดูน้ำหลากมีค่าสูงกว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อนของ Mn ในน้ำบาดาล ปีพ.ศ. 2565 โดยสาเหตุที่ทำให้ความเข้มข้นของ Mn ใน GW01 มีค่าสูงกว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อนของ Mn ในน้ำบาดาล ปีพ.ศ. 2565 เนื่องจากความเข้มข้นของ Mn ในน้ำชะขยะที่มีการรั่วไหลสู่ชั้นน้ำบาดาลมีค่าสูง โดยความเข้มข้นของ Mn ในน้ำชะขยะมีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งของ USEPA ถึง 2 เท่า และสาเหตุที่ทำให้มีเพียงน้ำบาดาลใน GW01 เท่านั้นที่มีค่าสูงกว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อนของ Mn ในน้ำบาดาล ปีพ.ศ. 2565 เนื่องจากระดับความลึกของน้ำบาดาลใน GW01 มีค่าน้อยที่สุด ส่งผลให้สารมลพิษจะซึมผ่านผิวดินลงไปยังชั้นน้ำบาดาลได้ง่าย

การวิเคราะห์แนวโน้มผลกระทบทางสุขภาพจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากโดยการคำนวณค่า HQ พบว่าในฤดูกาลเดียวกันโลหะหนักจะมีค่า HQ จากการได้รับโลหะหนักผ่านระบบทางเดินอาหารมากกว่าการสัมผัสและในเด็กมากกว่าผู้ใหญ่ ผลการเปรียบเทียบค่า HQ ระหว่างฤดูแล้งและฤดูน้ำหลาก พบว่าค่า HQ ของ Cd, Mn, Ni และ Pb ในฤดูน้ำหลากสูงกว่าฤดูแล้ง ส่งผลให้โลหะดังกล่าวมีความเสี่ยงทางสุขภาพจากการได้รับ Cd, Mn, Ni และ Pb เข้าสู่ร่างกายในฤดูน้ำหลากสูงกว่าฤดูแล้ง ผลการวิเคราะห์ความเสี่ยงสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคอื่นนอกจากโรคมะเร็งแต่ละชนิด (HQ) พบว่าชนิดของโลหะหนักที่มีความเสี่ยงอยู่ในเกณฑ์ยอมรับไม่ได้ คือ 1) As ผ่านทางเดินอาหารในเด็ก (35.20), ผู้ใหญ่ (9.22) ในฤดูแล้ง 2) As ผ่านทางเดินอาหารในเด็ก (6.10), ผู้ใหญ่ (1.60), Mn ผ่านทางเดินอาหารในเด็ก (1.11) ในฤดูน้ำหลาก การวิเคราะห์ผลกระทบทางสุขภาพจากการได้รับ As และ Mn ($HQ > 1$) พบว่า As มีผลกระทบต่อระบบทางเดินอาหาร, ระบบหมุนเวียนโลหิต (หัวใจ), ระบบประสาท, สมอ, ระบบพันธุกรรม (ทำลายสารพันธุกรรม) และ Mn มีผลกระทบต่อระบบประสาท (โรคพาร์กินสัน), ระบบหัวใจ และส่งผลต่อความดันโลหิตโดยทำให้มีภาวะความดันต่ำ [50] ผลการวิเคราะห์ความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดโรคอื่นนอกจากมะเร็งผ่านการสัมผัสสารมากกว่าหนึ่งชนิด (HI) พบว่าความเสี่ยงทางสุขภาพในฤดูน้ำหลากและฤดูน้ำแล้งในเด็ก, ผู้ใหญ่อยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับไม่ได้ทั้งหมด โดยมีแนวโน้มความเสี่ยงทางสุขภาพจากค่า HI ดังนี้ 1) ความเสี่ยงในเด็กจากการได้รับโลหะหนักมากกว่าผู้ใหญ่ โดยมีปัจจัยมาจากค่า ET ของเด็กที่มากกว่าผู้ใหญ่ จึงทำให้เด็กได้รับสารพิษเข้าสู่ร่างกายมากกว่าผู้ใหญ่ [51] และ 2) ความเสี่ยงในฤดูแล้งมากกว่าฤดูน้ำหลาก โดยมีปัจจัยมาจากระดับการปนเปื้อนของ As ในฤดูแล้งที่สูงกว่าฤดูน้ำหลากหลายเท่า

ผลการประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับโลหะหนักแต่ละชนิด (CR) ในฤดูแล้ง พบว่า Cd, Ni และ Pb ไม่มีความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับเข้าสู่ร่างกายผ่านทางเดินอาหารและการสัมผัส ซึ่งแตกต่างจากผลการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพของ As โดยได้รับ As ผ่านทางเดินอาหาร (1.58×10^{-2}) ในเด็ก, ผ่านการสัมผัส (1.40×10^{-4}) ในเด็ก, ผ่านทางเดินอาหาร (4.15×10^{-3}) ในผู้ใหญ่อยู่ในเกณฑ์ยอมรับไม่ได้ และ As ผ่านการสัมผัสในผู้ใหญ่ (4.97×10^{-5}) อยู่ในเกณฑ์ที่มีความเสี่ยงแต่ยอมรับความเสี่ยงได้ ผลการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพที่เกิดมะเร็งแต่ละชนิด (CR) ในฤดูน้ำหลาก พบว่า 1) Cd ที่ได้รับเข้าสู่ร่างกายไม่มีความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านทางเดินอาหาร 2) Ni ที่ได้รับเข้าสู่ร่างกายมีความเสี่ยงที่อยู่ในเกณฑ์ยอมรับไม่ได้ผ่านทางเดินอาหารในเด็ก (1.79×10^{-3}), ผู้ใหญ่ (4.7×10^{-4})



และมีความเสี่ยงอยู่ในเกณฑ์ยอมรับได้ผ่านการสัมผัสในเด็ก (3.27×10^{-5}), ผู้ใหญ่ (1.15×10^{-4}) 3) Pb ที่ได้รับเข้าสู่ร่างกายไม่มีความเสี่ยงทางสุขภาพที่จะก่อให้เกิดมะเร็งในผู้ใหญ่แต่พบความเสี่ยงอยู่ในเกณฑ์ยอมรับได้ผ่านทางเดินอาหารในเด็ก (1.53×10^{-6}) 4) As ที่ได้รับเข้าสู่ร่างกายอยู่ในเกณฑ์ยอมรับไม่ได้ผ่านทางเดินอาหารในเด็ก (2.75×10^{-3}), ผู้ใหญ่ (7.20×10^{-4}) และไม่พบความเสี่ยงจากการได้รับ As ผ่านการสัมผัส ผลการวิเคราะห์ความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับโลหะหนักในฤดูแล้ง, ฤดูน้ำหลากในเด็ก, ผู้ใหญ่ พบว่าความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับโลหะหนักเข้าสู่ร่างกายจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลในเด็กสูงกว่าผู้ใหญ่ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Pui และคณะ [52] นอกจากนั้นผลการวิเคราะห์ความเสี่ยงจากการได้รับโลหะหนักจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลผ่านช่องทางการสัมผัสและทางเดินอาหารยังสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Omobolaji และคณะ [53] ที่พบว่าความเสี่ยงสุขภาพที่ก่อให้เกิดมะเร็งผ่านช่องทางการย่อยอาหารจะมีค่าความเสี่ยงสูงกว่าการได้รับผ่านสัมผัส ผลการวิเคราะห์ค่าความเสี่ยงทางสุขภาพที่ก่อให้เกิดมะเร็งจากการได้รับสารมากกว่าหนึ่งชนิด (TCR) พบว่าความเสี่ยงในฤดูแล้งและฤดูน้ำหลากของสองกลุ่มประชากรมีความเสี่ยงอยู่ในเกณฑ์รับไม่ได้ทั้งหมด ซึ่งความเสี่ยงในเด็กมากกว่าผู้ใหญ่และในฤดูแล้งมากกว่าฤดูน้ำหลาก โดยมีผลมาจากปัจจัยเดียวกับการประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพโดยค่า HI

จากการศึกษาระดับการปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำบาดาลและการประเมินความเสี่ยงจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลข้างต้น ทำให้คณะผู้วิจัยมีข้อเสนอเชิงนโยบาย (policy implementation) ดังนี้ 1) ด้านการใช้ประโยชน์ข้อมูลจากงานวิจัย หน่วยงานที่รับผิดชอบดูแลสถานที่กำจัดขยะชุมชน จังหวัดพระนครศรีอยุธยา ควรมีการนำข้อมูลการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลของชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นจากงานวิจัยนี้ไปจัดทำเป็นฐานข้อมูลร่วมกับข้อมูลการตรวจวัดการปนเปื้อนโลหะหนักในชั้นน้ำบาดาลของกรมทรัพยากรน้ำบาดาล เพื่อนำเสนอข้อมูลต่อองค์การบริหารส่วนจังหวัดพระนครศรีอยุธยาและจัดหาแนวทางบริหารการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษาได้อย่างเหมาะสม นอกจากนี้ยังควรมีการศึกษาข้อมูลการปนเปื้อนโลหะหนักในชั้นต่างๆเพิ่มเติม เพื่อประเมินผลกระทบทางสุขภาพจากการใช้ประโยชน์น้ำบาดาลจากชั้นน้ำต่างๆเพิ่มเติม และ 2) ด้านการจัดการสถานที่ฝังกลบขยะ หน่วยงานที่รับผิดชอบสถานที่กำจัดขยะชุมชน จังหวัดพระนครศรีอยุธยา ควรมีการสร้างระบบการรวบรวมน้ำไหลบ่าหน้าดินของน้ำชะขยะ และสร้างระบบลำเลียงน้ำไหลบ่าหน้าดินที่รวบรวมได้ผ่านทางน้ำเปิด (open channel) หรือท่อระบายน้ำ (drainage pipe) เพื่อไปบำบัดโดยระบบบำบัดน้ำชะขยะ อันจะนำไปสู่การลดปัญหาการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำบาดาลที่มีสาเหตุมาจากหลุมฝังกลบขยะได้

กิตติกรรมประกาศ

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

เอกสารอ้างอิง

1. Haipeng G, Muzi L, Lu W, Yunlong W, Xisheng Z, Xiaobing Z, et al. Evaluation of Groundwater Suitability for Irrigation and Drinking Purposes in an Agricultural Region of the North China Plain. *Water* 2021;13:3426.
2. Shinichiro O, Satoshi T, Yasuka K, Tetsuo K, Gemanu H, Keishiro H, et al. Sustainable Groundwater Management in Asian Cities. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies; 2007.
3. Bhalla B, Saini M, Jha M. Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill. *Int J Res Eng Technol* 2013;2:223–32.
4. Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker AP, Baun A, Ledin A, Christensen TH. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2002;32(4):297–336.



5. Victor FS, Christina F, Fikira K. Heavy metal pollution in leachates and its impacts on the quality of groundwater resources around Iringa municipal solid waste dumpsite. *Environ Sci Pollut Res Int* 2023;30(3):8110-22.
6. Seyyed MHB, Hossein H, Hamed MA, Ali H. 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. *Heliyon* 2023;9:13017.
7. Thomas KB, Francis O, Osei A. Heavy metal contamination assessment of groundwater quality: a case study of Oti landfill site, Kumasi. *Appl Water Sci* 2019;9:33.
8. Gamar A, Zair T, Kabriti MF, Hilali E. Contamination of heavy metals and metalloids of groundwater in the vicinity to the wild landfill of El Hajeb city (Morocco). *Int J Eng Sci Tech* 2020;12(4):41-53.
9. Mohamed HE, Mustafa E, Essam AM, Hatem SR, Madarász T, Attila K, et al. New approach into human health risk assessment associated with heavy metals in surface water and groundwater using Monte Carlo Method. *Scientific reports* 2024;14:1008.
10. Omobolaji OA, Elekwachi W, Eze C, Maureen CO, Victoria OE, Lilian CB, et al. Potential environmental pollution and human health risk assessment due to leachate contamination of ground water from anthropogenic impacted site. *Environ Chall* 2022;9:100627.
11. Kyari UD, Limin M, Chengcheng B, Lartey YG. Impact and Health Risk Assessment of Groundwater in the Vicinity of Dumpsites in Keffi Metropolis, Nigeria. *J Geosci Environ Prot* 2023;11:85-113.
12. Janardhana RN, Gossel W, Sudhakar M. Management of Natural Resources in a Changing Environment. New York: Springer; 2015.
13. Ibrahim A, Tareq AA. Assessment of Groundwater Pollution with Heavy Metals at the Al-Akaider Landfill Area, North Jordan. *Res J of Environ and Earth Sci* 2018;10(1):16-23.
14. Department of Pollution Control. Report on the Situation of Hazardous Waste from Communities in 2022. [Internet]. 2022 [cited 2023 May 15]. Available from: <https://www.pcd.go.th/publication/25971/>
15. Department of Pollution Control. Report on the Situation of Hazardous Waste from Communities in 2021. [Internet]. 2021 [cited 2023 May 15]. Available from: <https://www.pcd.go.th/publication/29745/>
16. Department of Pollution Control. Project for Managing Waste Issues (Phra Nakhon Si Ayutthaya). [Internet]. 2014 [cited 2023 May 17]. Available from: <https://thaimsw.pcd.go.th/service/uploads/report-waste-file/d0bcfc3d-0c82-4b69-9bc1-07e9181af7b6.pdf>
17. Department of Meteorological. Forecasting the Weather Patterns for the Rainy Season in Thailand in 2023. [Internet]. 2023 [cited 2023 Aug 15]. Available from: <http://climate.tmd.go.th/content/file/2681>
18. US Environmental Protection Agency. Exposure Point Concentrations in Groundwater. [Internet]. 1991 [cited 2023 Oct 2]. Available from: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/exposure_point_conc.pdf
19. Rodger BB, Andrew ED, Eugene WR. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd ed. Washington: American public health association; 2017.



20. US Environmental Protection Agency. Method 3015A: Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts. [Internet]. 2007 [cited 2023 Oct 1]. Available from: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3015a.pdf>
21. US Environmental Protection Agency. Method 6010D: Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry. [Internet]. 2018 [cited 2023 Oct 1]. Available from: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/6010d.pdf>
22. US Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund (Volume I) Human health evaluation manual (Part A). Washington: Office of Emergency and Remedial Response; 1989.
23. Liu N, Zhu QY, Qing X, Yang L, Dai MZ, Jiang XQ, et al. Non-carcinogenic Risk Induced by Heavy Metals in Water from a Chinese River. Polish J Environ Stud 2012;21(4):967–72.
24. Shafiuddin AAS, Belal BM, Omar FBSM, Moshir RMD, Shafiqul ISMD. Human health risk assessment of heavy metals in water from the subtropical river, Gomti, Bangladesh. Environ Nanotechnol Monit Manag 2021;15:100416.
25. US Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund (Volume I) Human Health Evaluation Manual (Part B). Washington: Office of Emergency and Remedial Response; 1991.
26. US Environmental Protection Agency. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. [Internet]. 2005 [cited 2023 Nov 12]. Available from: https://www.epa.gov/sites/default/files/2013-09/documents/cancer_guidelines_final_3-25-05.pdf
27. US Environmental Protection Agency. Integrated Risk Information System (IRIS). [Internet]. 2010 [cited 2023 Nov 11]. Available from: <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2010-10-18/html/2010-26159.htm>
28. Wongsasuluk P, Chotpantarat S, Siri Wong W, Robson M. Heavy Metal Contamination and Human Health Risk Assessment in Drinking water from Shallow Groundwater Wells in an Agricultural Area in Ubon Ratchathani Province, Thailand. Environ Geochem 2014;36:169–82.
29. US Environmental Protection Agency. Default Exposure Parameters and Definitions. [Internet]. 2023 [cited 2023 Nov 15]. Available from: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/404322.pdf>
30. US Environmental Protection Agency. Exposure Factors Handbook 2011 edition (final report). [Internet]. 2011 [cited 2023 Oct 23]. Available from: https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=522996
31. Anim-Gyampo M, Anornu GK, Appiah-Adjei EK, Agodzo SK. Quality and health risk assessment of shallow groundwater aquifers within the Atankwidi basin of Ghana. Groundw Sustain Dev 2019;9:100217.
32. Mohammadi AA, Zarei A, Majidi S, Ghaderpoury A, Hashempour Y, Saghi MH, et al. Carcinogenic and non-carcinogenic health risk assessment of heavy metals in drinking water of Khorramabad, Iran. MethodsX 2019;6:1642–51.
33. Wang, J, Liu G, Liu Q, Lam S. Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. Sci Total Environ 2017;583:421–31.



34. Osei A, Ampomah S, Larbi G, Osei A, Agyekumwaa S, Joseph A, et al. Assessment of groundwater quality from some hostels around Kwame Nkrumah University of Science and Technology. *Scientific African* 2022;17:01361.
35. Mahmoud T, Mostafa D, Maryam M, Hadi E, Reza AF, Ahmad Z. Ecological risk assessment of trace elements (TEs) pollution and human health risk exposure in agricultural soils used for saffron cultivation. *Scientific report* 2023;14:4556.
36. US Environmental Protection Agency. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. [Internet]. 2002 [cited 2023 Oct 22]. Available from: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/175878.pdf>
37. Muhammad N, Nafee M. Geo-chemical investigation and health risk assessment of potential toxic elements in industrial wastewater irrigated soil: A geo-statistical approach. *J Biodivers Environ Sci* 2018;12:367–80.
38. Matthew TK, Mayeen UK, Yusoff MA, Wan H, Binti A, David AB, et al. Assessment of health risk due to the exposure of heavy metals in soil around mega coal-fired cement factory in Nigeria. *Results Phys* 2018;11:755–62.
39. Adimalla N. Heavy metals contamination in urban surface soils of Medak province, India, and its risk assessment and spatial distribution. *Environ Geochem Health* 2020;42:59–75.
40. Giri S, Singh AK. Human health risk assessment via drinking water pathway due to metal contamination in the groundwater of Subarnarekha River Basin, India. *Environ Monit Assess* 2015;187(3):4265.
41. Haodong Z, Yan W, Xiping L, Yuhong Y, Xiaonan W, Liyu D. Comprehensive assessment of harmful heavy metals in contaminated soil in order to score pollution level. *Scientific Reports* 2022;12:3552.
42. US Association of Official Agricultural Chemists. AOAC Guidelines for Single Laboratory Validation of Chemical Methods for Dietary Supplements and Botanicals. [Internet]. 2002 [cited 2023 Oct 1]. Available from: https://s27415.pcdn.co/wp-content/uploads/2020/01/64ER20-7/Validation_Methods/dAOAC_Guidelines_For_Single_Laboratory_Validation_Dietary_Supplements_and_Botanicals.pdf
43. Division of Public Health and Environment. Annual monitoring, inspecting, and evaluating report in Phra Nakhon Si Ayutthaya Provincial Administrative Organization landfill (Report). Phra Nakhon Si Ayutthaya: Phra Nakhon Si Ayutthaya Provincial Administrative Organization; 2023.
44. US Environmental Protection Agency. Lead and copper rule fact sheet. [Internet]. 1995 [cited 2023 Oct 16]. Available from: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/10003HZ1.PDF?Dockey=10003HZ1.PDF>
45. US Environmental Protection Agency. National primary drinking water standards. [Internet]. 1995 [cited 2023 Nov 3]. Available from: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/20001S06.PDF?Dockey=20001S06.PDF>
46. US Environmental Protection Agency. Technical factsheet on nickel. [Internet]. 1995 [cited 2023 Nov 2]. Available from: <https://archive.epa.gov/water/archive/web/pdf/archived-technical-fact-sheet-on-nickel.pdf>
47. World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality Vol. 1. 4th ed. Geneva: World Health Organization press; 2006.



48. National Oceanic and Atmospheric Administration. Screening quick reference table. [Internet]. 1999 [cited 2023 Nov 2]. Available from: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>
49. Nisa P, Nitipon N, Datchpol J, Archai K, Somkid T, Sirapassorn P. Environmental impact and flood risk mitigation by capacity building in flood resilience communities on the drainage area of Bang Ban-Bang Sai flood diversion channel project. Research report no. 005/2566. Pathumthani: Valaya Alongkorn Rajabhat University; 2023.
50. Jessica B, Emmanuel S, Renald B. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon* 2020;6:04691.
51. US Environmental Protection Agency. Guidance on Selecting Age Groups for Monitoring and Assessing Childhood Exposures to Environmental Contaminants. [Internet]. 2005 [cited 2023 Nov 7]. Available from: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2013-09/documents/agegroups.pdf>
52. Piu S, Kundil KS, Manoj K, Sumi H. Assessment of health risk and pollution load for heavy and toxic metal contamination from leachate in soil and groundwater in the vicinity of dumping site in Mid-Brahmaputra Valley, India. *Tot Environ Res Themes* 2023;8:100076.
53. Omobolaji O, Elekwachi W, Eze I, Maureen O, Victoria E, Lilian C, et al. Potential environmental pollution and human health risk assessment due to leachate contamination of groundwater from anthropogenic impacted site. *Environ Chall* 2022;9:100627.