แนวทางการฟื้นฟูพื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียม ด้วยวิธีที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม ...จากขวดทดลองสู่พื้นที่จริง

รองศาสตราจารย์ ดร. เบญจภรณ์ ประภักดี *
จิรวีฐ์ แสงทอง *

1. บทนำ

แคดเมียม (Cadmium; Cd) เป็นโลหะหนักที่พบได้บริเวณเปลือกโลก โดยส่วนใหญ่พบร่วมกับสังกะสี (Zinc; Zn) เพราะเป็นโลหะที่มีสมบัติทางธรณีเคมีคล้ายคลึงกัน โดยทั่วไปแหล่งแร่สังกะสีจะมีแคดเมียมประมาณร้อยละ 0.1–5 แต่ในดินทั่วไปมีแคดเมียมในระดับต่ำ (น้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม) (Li และคณะ, 2012) ซึ่งการปนเปื้อนแคดเมียมในสิ่งแวดล้อมส่วนใหญ่เกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ แหล่งสำคัญของการปนเปื้อนแคดเมียมมาจากการทำเหมืองแร่สังกะสี โรงหลอมและแต่งแร่ การทิ้งของเสียอันตราย การทิ้งน้ำเสียหรือของเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีการใช้แคดเมียมในกระบวนการผลิต ตลอดจนการใช้ปุ๋ยฟอสเฟต (IPCS, 1992) และพบว่ากิจกรรมของมนุษย์เหล่านี้ เป็นสาเหตุทำให้แคดเมียมปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมมากกว่าสาเหตุจากธรรมชาติสูงถึง 3 –10 เท่า (Joseph, 2009) การปนเปื้อนของแคดเมียมในสิ่งแวดล้อมเป็นปัญหามลพิษสิ่งแวดล้อมที่สำคัญอย่างมาก เพราะแคดเมียมจัดเป็นโลหะหนักที่ไม่จำเป็นต่อกระบวนการเมแทบอลิซึมของสิ่งมีชีวิต (Non-essential element) และสามารถสะสมในสิ่งมีชีวิตและเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต ซึ่งการได้รับแคดเมียมแบบเรื้อรัง (Chronic exposure) ทำให้เกิดความผิดปกติในการทำงานของไต โลหิตจาง กระดูกพรุนและแตกหักง่าย (Liu และคณะ, 2009) นอกจากนี้ International Agency for Research on Cancer (IARC) และ National Toxicology Program ยังจัดให้แคดเมียมอยู่ในกลุ่มของสารก่อมะเร็งในมนุษย์ (Human carcinogen) (Waalkes, 2000; Huff และคณะ, 2007) และจากการทดสอบการก่อมะเร็งของแคดเมียมในสัตว์ทดลอง พบว่า แคดเมียมสามารถก่อให้เกิดเนื้องอกในสัตว์ทดลองได้หลายอวัยวะหรือเนื้อเยื่อ (Joseph, 2009)

* คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล ศาลายา นครปฐม

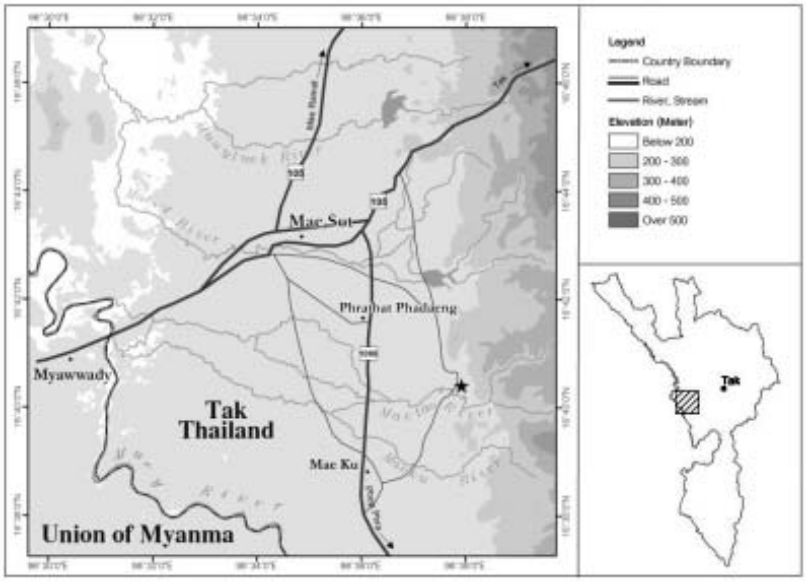
สำหรับในประเทศไทย พบการปนเปื้อนแคดเมียมในน้ำ ดินตะกอน และดินในพื้นที่บริเวณลำห้วยแม่ตาว อำเภอแม่สอด จังหวัดตาก โดยเฉพาะดินที่ใช้ทำการเพาะปลูกมีปริมาณแคดเมียมในดินสูงเกินค่ามาตรฐานคุณภาพดินเพื่อการอยู่อาศัยและการเกษตร ที่กำหนดปริมาณแคดเมียมในดินไม่เกิน 37 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ซึ่งในบริเวณดังกล่าวเป็นพื้นที่ศักยภาพแร่ มีการทำเหมืองแร่สังกะสี โดยแคดเมียมและสังกะสีเป็นสายแร่ที่อยู่คู่กัน ทำให้ปริมาณแคดเมียมที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมมีมากตามปริมาณการผลิตสังกะสี นอกจากนี้ การบุกเบิกพื้นที่เพื่อทำการเกษตรของประชาชนในพื้นที่ การเปิดหน้าดินทำให้มีการชะล้างแคดเมียมออกมามากขึ้น รวมทั้งการใช้ปุ๋ยฟอสเฟตในพื้นที่เกษตรกรรม เพื่อปรับปรุงคุณภาพดิน โดยในปุ๋ยฟอสเฟตไม่ได้มีเฉพาะธาตุและสารอาหารสำหรับการเติบโตของพืช แต่ยังมีโลหะปนเปื้อนอีกหลายชนิด (Metal impurity) รวมทั้งแคดเมียม สาเหตุเหล่านี้จึงทำให้มีการสะสมแคดเมียมในดินเพิ่มมากขึ้นและส่งผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ที่อาศัยบริเวณที่มีการปนเปื้อนแคดเมียม

ดังนั้น จึงต้องมีการหาแนวทางและวิธีการที่เหมาะสมในการบำบัด (Remediation) พื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียมให้อยู่ในสภาวะที่ไม่ส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตและสภาพแวดล้อม โดยเฉพาะการใช้วิธีทางชีวภาพ หรือเรียกว่า Bioremediation ซึ่งเป็นวิธีที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมและค่าใช้จ่ายไม่สูงมากนัก แต่เนื่องจากแคดเมียมจัดเป็นสารอนินทรีย์จึงไม่สามารถถูกย่อยสลายได้โดยปฏิกิริยาเคมีและการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ (Microbial degradation) ได้เหมือนสารมลพิษอินทรีย์ (Bolan และคณะ, 2014) เช่น น้ำมันปิโตรเลียม ยาฆ่าแมลง หรือสารมลพิษอินทรีย์ตกค้างยาวนาน (Persistent Organic Pollutants; POPs) ทำให้โลหะหนักตกค้างในสิ่งแวดล้อม โดยจุลินทรีย์บางชนิดสามารถเปลี่ยนแปลงรูปหรือฟอร์มของโลหะหนัก (Biotransformation) เช่น แบคทีเรียบางกลุ่มเปลี่ยนโครงสร้างของปรอทอนินทรีย์ในธรรมชาติกลายเป็นปรอทอินทรีย์ที่มีความเป็นพิษมาก ได้แก่ Methyl mercury โดยอาศัยปฏิกิริยา Methylation ดังนั้น กระบวนการบำบัดแคดเมียมโดยวิธีทางชีวภาพจึงมีบางกระบวนการที่แตกต่างจากการบำบัดสารมลพิษอินทรีย์ และมีปัจจัยหลายอย่างที่ต้องนำมาพิจารณาในการเลือกวิธีการที่เหมาะสมมาใช้ในการฟื้นฟูพื้นที่ปนเปื้อนโลหะหนักโดยวิธีทางชีวภาพ ในที่นี้ขอยกตัวอย่างการบำบัดพื้นที่ที่มีการปนเปื้อนแคดเมียมในดินที่ทำการเกษตรกรรม โดยการใช้จุลินทรีย์มาช่วยส่งเสริมประสิทธิภาพการบำบัดแคดเมียมในดินของพืช ซึ่งเป็นอีกแนวทางหนึ่งในการประยุกต์ใช้สิ่งมีชีวิตสองกลุ่มนี้ ให้ทำงานส่งเสริมร่วมกัน (Synergistic interaction) เพื่อเร่งกระบวนการบำบัดพื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียมให้เร็วและมีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น

2. สภาพปัญหาการปนเปื้อนแคดเมียมในพื้นที่

สำนักบริหารและฟื้นฟูสิ่งแวดล้อม กรมอุตสาหกรรมพื้นฐานและการเหมืองแร่ (2547) ประเมินว่าการปนเปื้อนของแคดเมียมในดินบริเวณตำบลพระธาตุผาแดง อำเภอแม่สอด จังหวัดตาก (รูปที่ 1) มีสาเหตุหลักมาจากกระบวนการผุพังสลายตัวตามธรรมชาติของพื้นที่ตั้งแต่อดีตกาลยุคควอเทอร์นารี (Quaternary) ซึ่งพื้นที่นี้เป็นแหล่งศักยภาพแร่สังกะสีที่มีแคดเมียมเกิดร่วมอยู่ด้วย จึงพบปริมาณแคดเมียมและสังกะสีปนเปื้อนสูงในชั้นดินและตะกอนน้ำของลุ่มน้ำห้วยแม่ตาว นอกจากนี้ ประชาชนในพื้นที่มีการนำน้ำจากลำห้วยแม่ตาว (รูปที่ 2) มาใช้ในการอุปโภคและเกษตรกรรม จึงทำน้ำและตะกอนแขวนลอยที่ปนเปื้อนแคดเมียมถูกสูบขึ้นมาทับถมบนผิวหน้าดินของพื้นที่การเกษตร โดยในช่วงปี พ.ศ. 2541 – 2544 International Water Management Institute และ Voluntary Service Oversea พบว่าตัวอย่างดินมีความเข้มข้นของแคดเมียมในช่วง 3.4–284 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ซึ่งพบการกระจายตัวของแคดเมียมตั้งแต่ระดับผิวดินจนถึงความลึกประมาณ 0.6–2 เมตร (สำนักบริหารและฟื้นฟูสิ่งแวดล้อม กรมอุตสาหกรรมพื้นฐานและการเหมืองแร่, 2547)

ในปี พ.ศ. 2543–2545 พบว่าดินบริเวณแปลงนาในหมู่บ้านพะเด๊ะที่ระดับความลึก 0–30 เซนติเมตร มีความเข้มข้นของแคดเมียมและสังกะสีในช่วงตั้งแต่ 0.5–284 และ 100–8,036 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ตามลำดับ (Simmons และคณะ, 2005) ในขณะที่ดินทั่วไปที่ไม่มีการปนเปื้อนจะมีความเข้มข้นของแคดเมียมต่ำกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม แต่อาจสูงได้ถึง 3 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมขึ้นกับวัตถุต้นกำเนิดดิน (Parent material) (Wang และคณะ, 2007) จากผลการสำรวจแคดเมียมในข้าวที่ปลูกในพื้นที่หมู่บ้านพะเด๊ะในช่วงปี พ.ศ.2543–2545 พบว่าเมล็ดข้าวมีความเข้มข้น



รูปที่ 1 พื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียมอำเภอแม่สอด จังหวัดตาก (Prapagdee and Khonsue, 2015)

รูปที่ 2 ลำห้วยแม่ตาว : แหล่งน้ำที่นำมาใช้ในการเพาะปลูก (ภาพโดยเบญจภรณ์ ประภักดี)

ของแคดเมียมในช่วง 0.02–5.00 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม และพบว่าต้นข้าว ใบข้าวและเมล็ดข้าวมีการสะสมแคดเมียมได้สูงกว่าสังกะสี (Simmons และคณะ, 2003) โดยตัวอย่างเมล็ดข้าวส่วนใหญ่มีความเข้มข้นของแคดเมียมสูงเกินค่ามาตรฐานที่ Codex Committee on Food Additives and Contaminants กำหนดไว้ในขณะนั้นที่ 0.2 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม (ปัจจุบันออกมาตรฐานใหม่ที่ 0.4 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม) นอกจากนี้ ในพื้นที่ยังมีการเพาะปลูกพืชอีกหลายชนิด ได้แก่ ถั่วเหลือง ถั่วเขียว ข้าวโพด อ้อย (รูปที่ 3) ซึ่งพบการปนเปื้อนแคดเมียมในพืชเหล่านี้ด้วย ตัวอย่างเช่น เมล็ดถั่วเหลืองมีความเข้มข้นของแคดเมียมในช่วง 0.34–2.58 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม (Simmons และคณะ, 2003)

การปนเปื้อนของแคดเมียมในผลผลิตทางเกษตร โดยเฉพาะพืชอาหารส่งผลกระทบโดยตรงต่อสุขภาพของผู้บริโภค จากผลการตรวจวัดระดับแคดเมียมในปัสสาวะของประชากรที่อาศัยในพื้นที่อำเภอแม่สอด ระหว่างปี พ.ศ. 2544–2547 จำนวน 7,697 ราย พบว่าประชากรร้อยละ 7.2 (554 ราย) มีปริมาณแคดเมียมในปัสสาวะมากกว่า 5 มิลลิกรัมต่อกรัมครีเอตินีน (Creatinine) และพบว่าคนที่สูบบุหรี่หรือคนที่บริโภคข้าวที่ปลูกในพื้นที่ปนเปื้อนมีระดับแคดเมียมในปัสสาวะ

รูปที่ 3 ตัวอย่างพืชที่มีการเพาะปลูกในพื้นที่ปนเปื้อน : ข้าว ถั่วเขียว (ภาพโดยเบญจภรณ์ ประภักดี)

สูงกว่าคนที่ไม่ได้สูบบุหรี่หรือคนที่ไม่ได้บริโภคข้าวที่ปลูกในพื้นที่ปนเปื้อน ดังนั้น จึงควรห้ามเพาะปลูกพืชอาหารในพื้นที่ปนเปื้อน (Swaddiwudhipong และคณะ, 2007) ความสัมพันธ์ของ "ดิน–พืช–มนุษย์" เป็นความเชื่อมโยงในการได้รับสารมลพิษของของมนุษย์ ดังนั้น การเพิ่มปริมาณการปนเปื้อนของแคดเมียมในดินจึงเป็นการเพิ่มความเสี่ยงต่อการได้รับแคดเมียมเข้าสู่ร่างกายมนุษย์มากขึ้น (Li และคณะ, 2012) การรับแคดเมียมเข้าสู่ร่างกายมนุษย์ส่วนใหญ่ผ่านการบริโภคอาหาร จึงจัดให้อาหารเป็นตัวกลางที่สำคัญที่สุดในการรับแคดเมียมเข้าสู่ร่างกาย ประกอบกับพืชอาหารบางชนิดสามารถดูดดึงแคดเมียมทางรากและมีการสะสมในส่วนต่าง ๆ ของพืชจึงต้องระวังการปนเปื้อนในอาหารด้วย (Joseph, 2009) เนื่องจากพืชสามารถดูดดึงโลหะหนักไปสะสมไว้ในส่วนต่าง ๆ ซึ่งนับเป็นจุดแรกของการสะสมในห่วงโซ่อาหาร องค์กรอนามัยโลก (World Health Organization; WHO) จึงกำหนดค่ามาตรฐาน ในการได้รับแคดเมียมในแต่ละสัปดาห์ (Provisional Tolerable Weekly Intake; PTWI) ไม่เกิน 7 ไมโครกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักร่างกาย เนื่องจากร่างกายมนุษย์มีความสามารถในการขับแคดเมียมออกน้อยมาก

3. การบำบัดพื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียมด้วยวิธีทางชีวภาพ

การบำบัดสภาพแวดล้อมที่ปนเปื้อนสารมลพิษด้วยวิธีทางชีวภาพ (Bioremediation) ส่วนใหญ่เน้นไปที่การใช้สิ่งมีชีวิต 2 กลุ่มคือ จุลินทรีย์และพืช โดยสามารถเรียกให้เฉพาะเจาะจงลงไปในแต่สิ่งมีชีวิตแต่ละกลุ่ม เป็นการบำบัดโดยใช้กระบวนการทางจุลินทรีย์ (Microbial remediation) และการบำบัดโดยใช้พืช (Phytoremediation) ซึ่งกระบวนการบำบัดพื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียมด้วยวิธีทางชีวภาพในที่นี้จะขอกล่าวครอบคลุมทั้งการใช้จุลินทรีย์และการใช้พืชในการบำบัดโดยเฉพาะจุลินทรีย์ในกลุ่มแบคทีเรีย (สมาชิกของจุลินทรีย์ประกอบด้วยแบคทีเรีย ยีสต์ เชื้อรา เห็ด โพรโทซัว สาหร่าย และไวรัส) เนื่องจากแบคทีเรียมีความหลากหลายของสายพันธุ์และมีจำนวนมากที่สามารถเจริญได้ดีในพื้นที่ปนเปื้อนโลหะหนัก เนื่องจากมีกลไกในการต้านทานต่อความเป็นพิษ (Resistance mechanisms) ของโลหะหนัก ซึ่งพบว่าแบคทีเรียกลุ่มนี้ที่อาศัยในดินปนเปื้อนโลหะหนักเป็นระยะเวลานาน (Long–term exposure) จะมีระดับการต้านทานต่อความเป็นพิษของโลหะหนักมากขึ้น และยังพบอีกว่าระดับการต้านทานความเป็นพิษของโลหะหนักก็ยังสัมพันธ์กับการเพิ่มขึ้นของปริมาณโลหะหนักในดินด้วย (เบญจภรณ์ ประภักดี, 2549)

ปัจจัยสำคัญที่มีบทบาทต่อการบำบัดโลหะหนักในดินด้วยวิธีทางชีวภาพคือ ค่าความพร้อมใช้ทางชีวภาพของโลหะหนัก (Bioavailability) ซึ่งเป็นค่าสัดส่วนความเข้มข้นของโลหะหนักที่สัมพันธ์กับอัตราการดูดดึงของพืชมากกว่าค่าความเข้มข้นโลหะหนักทั้งหมดในดิน (Total concentration) โดยการเปลี่ยนแปลงค่า Bioavailability ของโลหะหนักในดินสามารถแบ่งออกเป็น 2 ทางคือ (Bolan และคณะ, 2014)

(1) การลดค่า Bioavailability ของโลหะหนักในดิน โดยการทำให้โลหะหนักไม่ละลายหรือหลุดออกมาได้ยากผ่านกระบวนการตรึงหรือทำให้ไม่เคลื่อนที่ (Immobilization) เช่น การตกตะกอน (Precipitation) หรือ การใช้ตัวดูดซับ (Sorbent materials) ซึ่งวิธีการเหล่านี้เหมาะสำหรับใช้ในกำจัดโลหะหนักออกจากสารละลาย ส่วนการตรึงโลหะหนักในดินจะใช้กระบวนการปรับเสถียร (Stabilization) เพื่อป้องกันไม่ให้โลหะหนักตรึงในดินและวัสดุดูดซับได้แน่นขึ้นและยากต่อการถูกดูดดึง (Uptake) โดยพืช ซึ่งการลดค่า Bioavailability ยังป้องกันการชะโลหะลงสู่น้ำใต้ดินได้อีกด้วย (Leaching)

(2) การเพิ่มค่า Bioavailability ของโลหะหนักในดิน โดยการทำให้โลหะหนักหลุดออกจากดินได้ง่ายขึ้นโดยผ่านกระบวนการละลาย (Solubilization) หรือเคลื่อนที่ (Mobilization) เช่น การเติมสารคีเลเตอร์ (Chelator) ที่มีความจำเพาะกับโครงสร้างโลหะหนัก เพื่อดึงโลหะหนักออกจากอนุภาคดินเพื่อให้พืชดูดดึงได้ง่ายขึ้น การเพิ่มค่า Bioavailability ยังรวมถึงการใช้ตัวทำละลายบางชนิด (Water–based process) เพื่อชะล้างโลหะหนักออกจากดิน (Soil washing) ซึ่งเป็นกระบวนการทำดำเนินการในพื้นที่ปนเปื้อน

3.1 การใช้จุลินทรีย์ในการบำบัดโลหะหนักในดิน

กลไกการต้านทานต่อความเป็นพิษของโลหะหนักของจุลินทรีย์มีหลายกลไกทั้งแบบทั่วไปและแบบเฉพาะเจาะจงต่อชนิดของโลหะหนัก (เบญจภรณ์ ประภักดี, 2549) โดยบางกลไกสามารถนำมาประยุกต์ใช้ในขั้นตอนการบำบัดโลหะหนักในดิน ดินตะกอน หรือน้ำที่ปนเปื้อนได้อีกด้วย ซึ่งในที่นี้จะเน้นเฉพาะกลไกที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการบำบัดโลหะหนักที่ปนเปื้อนในดิน ซึ่งสามารถจำแนกกระบวนการบำบัดโลหะหนักในดินออกเป็น 2 แนวทางดังนี้

(1) การใช้จุลินทรีย์เพื่อให้โลหะหนักถูกตรึงกับที่หรือตกตะกอน

วิธีการนี้ใช้หลักการการลดการละลายและการเคลื่อนที่ของโลหะหนัก โดยการลดค่า Bioavailability ของโลหะหนัก และบางกรณียังส่งผลทำให้รูปแบบความเป็นพิษของโลหะหนักต่อสิ่งมีชีวิตลดลงด้วย แนวทางนี้อาศัยกระบวนการเปลี่ยนรูป (Biotransformation) โลหะหนักโดยจุลินทรีย์ผ่านปฏิกิริยารีดักชั่น (Reduction) เพื่อให้ได้พลังงานมาใช้ในเซลล์ของจุลินทรีย์ เป็นผลให้โลหะหนักตกตะกอน โดยพบจุลินทรีย์หลายกลุ่มสามารถสร้างปฏิกิริยารีดักชั่นให้โลหะหนักตกตะกอนได้ ตัวอย่างเช่น แบคทีเรียกลุ่ม Cr^{6+}–reducing bacteria สามารถสร้างปฏิกิริยารีดักชั่นเปลี่ยน Cr^{6+} ไปเป็น Cr^{3+} ที่มีคุณสมบัติละลายน้ำได้น้อยและมีความเป็นพิษต่ำ นอกจากนี้ แบคทีเรียกลุ่ม Sulfate reducing bacteria สามารถสร้างไฮโดรเจนซัลไฟด์และทำให้โลหะหนักตกตะกอนในรูปโลหะซัลไฟด์ (Palmisano และ Hazen, 2003) แต่แนวทางนี้ไม่ได้เป็นการกำจัดโลหะหนักออกจากดินอย่างถาวร โลหะหนักยังตกค้างในดินแต่ลดการดูดดึงโดยพืชหรือลดการถูกชะลงสู่น้ำใต้ดินได้ จึงจำเป็นต้องมีการตรวจติดตามคุณภาพดินอย่างต่อเนื่อง โดยส่วนใหญ่แนวทางนี้นำมาประยุกต์ใช้ในการกำจัดโลหะหนักที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำมากกว่าปนเปื้อนในดิน

(2) การใช้จุลินทรีย์เพื่อทำให้โลหะหนักละลายหรือเคลื่อนที่ออกมาจากดิน

วิธีการนี้ใช้หลักการการเพิ่มค่า Bioavailability ของโลหะหนักในดินโดยการใช้จุลินทรีย์ที่สามารถนำโลหะหนักเข้าสู่เซลล์แบคทีเรียได้ (Cellular uptake) รวมถึงการใช้แบคทีเรียเพื่อดูดซับโลหะหนักที่ยึดติดกับอนุภาคดินให้หลุดออกมา (Desorption) ซึ่งแนวทางนี้ใช้ในการบำบัดโลหะหนักออกจากดินได้อย่างถาวร สำหรับกระบวนการที่จุลินทรีย์ทำให้โลหะหนักละลายหรือเคลื่อนที่มีหลายวิธี ได้แก่ (Maier และคณะ, 2009)

– ปฏิกิริยาออกซิเดชั่น (Oxidation) เปลี่ยนรูปของโลหะให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำหรือระเหยได้ (Volatile organometallic compounds)

– การสร้างกรดอินทรีย์ (Organic acids) ของจุลินทรีย์ ทำให้ค่า pH ของดินลดลง โลหะหนักจึงละลายหรือถูกชะออกมาจากดินได้มากขึ้น

– การสร้างสารลดแรงตึงผิวชีวภาพ (Biosurfactant) ของจุลินทรีย์ โดย Biosurfactant ไปจับกับโลหะหนักในอนุภาคดินโดยอาศัยสารลดแรงตึงผิวชีวภาพที่มีประจุลบกับประจุบวกของโลหะหนัก ทำให้ดึงโลหะหนักหลุดออกจากดินได้

– การสร้างสารไซเดอร์โรฟอร์ (Siderophore) ที่ผลิตโดยจุลินทรีย์บางชนิด ซึ่งสารไซเดอร์โรฟอร์เป็นคีเลเตอร์ของเหล็ก (Fe–natural chelator) และยังสามารถจับกับโลหะอื่นได้ เช่น อลูมิเนียม โครเมียม สังกะสี ตะกั่ว แคดเมียม (Rajkumar และคณะ, 2010) ทำให้โลหะหนักเหล่านี้หลุดออกมาจากอนุภาคของดินได้ คล้ายกับการใช้สารคีเลเตอร์สังเคราะห์อื่น ๆ เช่น Ethylene Diamine Tetraacetatic Acid (EDTA)

– การสร้างสารพอลิเมอร์ออกมานอกเซลล์ หรือ Exopolymers หรือ Extracellular polymeric substance (EPS) ของจุลินทรีย์ โดย EPS เป็นสารพอลิเมอร์ที่มีหมู่ฟังก์ชั่นเคมี เช่น Carboxyl, Hydroxyl, Sulhydryl,

Amine ซึ่งมีประจุลบจึงสามารถจับกับประจุบวกของโลหะหนักได้ จึงเรียกได้ว่า EPS เป็น Metal-binding หรือ Metal-chelating agent ที่สามารถดึงโลหะหนักที่เกาะแน่นกับอนุภาคดินให้หลุดออกมาได้

3.2 การใช้พืชในการบำบัดโลหะหนักในดิน

การใช้พืชในการบำบัดดินที่ปนเปื้อนโลหะหนัก (Phytoremediation) จัดเป็นเทคโนโลยีสีเขียวที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม และเสียค่าใช้จ่ายน้อย รวมทั้งยังให้ทัศนียภาพที่ดีในระหว่างกระบวนการบำบัดพื้นที่ปนเปื้อนอีกด้วย ซึ่งแบ่งกระบวนการบำบัดโลหะหนักในดินของพืชออกเป็น 2 แนวทางคือ การกำจัดโลหะหนักออกจากดินและการกักเก็บหรือตรึงโลหะหนักไว้ในดิน

เทคโนโลยีการบำบัดพื้นที่ปนเปื้อนโลหะหนักโดยใช้พืชมีหลายกระบวนการ ประกอบด้วย

(1) กระบวนการดูดดึง (Uptake) โลหะหนักออกจากดินโดยรากพืชและเคลื่อนย้าย (Translocation) โลหะหนักจากรากไปสะสมยังส่วนลำต้นหรือส่วนเหนือดินอื่น เช่น ยอด ใบ ผล (Above-ground parts) เรียกว่ากระบวนการ Phytoextraction หรือ Phytoaccumulation

(2) กระบวนการระเหยโลหะหนักของพืช หรือ Phytovolatilization โดยพืชดูดดึงโลหะหนักจากดินและปลดปล่อยออกสู่บรรยากาศโดยกระบวนการระเหยออกทางปากใบ กระบวนการนี้เกิดกับโลหะบางชนิดที่ระเหยได้เท่านั้น เช่น ปรอท (Hg) สารหนู (As)

(3) กระบวนการตรึงโลหะหนักของพืช หรือ Phytostabilization โดยพืชจะตรึงโลหะหนักไว้ที่รากหรือบริเวณรอบรากพืช โดยไม่เคลื่อนย้านไปสู่ส่วนเหนือดิน

(4) กระบวนการกรองโลหะหนักโดยพืช หรือ Phytofiltration กระบวนการนี้นิยมใช้ในการกำจัดโลหะหนักออกจากน้ำปนเปื้อน โดยรากพืชจะตรึงโลหะหนักที่ละลายในน้ำไว้ในส่วนของรากพืช (Padmavathiamma และ Li, 2007) ซึ่งในที่นี่จะกล่าวคร่าว ๆ ถึงเฉพาะกระบวนการ Phytoextraction เพราะเป็นวิธีที่เป็นการกำจัดแคดเมียมออกจากดินอย่างถาวร ซึ่งกระบวนการนี้ รากพืชจะดูดดึงโลหะหนัก (ส่วนที่อยู่ในรูป Bioavailable) จากดิน และลำเลียงเคลื่อนย้ายขึ้นมาสะสมในเนื้อเยื่อพืชส่วนเหนือดินหรือส่วนที่เก็บเกี่ยวได้ (Harvestable parts) สำหรับพืชที่นำมาใช้ในการสะสมโลหะหนัก (Accumulating plants) ควรมีลักษณะดังนี้ (Vangronsveld และคณะ, 2009)

- มีความทนทานต่อระดับของโลหะหนักที่สะสม
- เติบโตเร็วและให้ชีวมวลสูง
- สามารถสะสมโลหะหนักในส่วนเหนือดิน
- สามารถเก็บเกี่ยวส่วนที่มีการสะสมโลหะหนักได้ง่าย

มีพืชหลายชนิดที่สามารถสามารถดูดดึงและสะสมแคดเมียมได้ดี (Hyperaccumulating plants) มากกว่าพืชทั่วไปถึง 50-100 เท่า ได้แก่ พืชล้มลุกมีดอกวงศ์ผักกาด (*Thlaspi caerulescens และ Arabidopsis halle)* พืชล้มลุกในวงศ์กุหลาบหินที่มีใบอวบน้ำ (*Sedum alfredii)* และพืชในตระกูลกระหล่ำ (*Thlaspi praecox)* เป็นต้น (Li และคณะ, 2012) โดยหลังจากเก็บเกี่ยวส่วนของพืชที่มีโลหะหนักสะสมแล้วต้องมีการนำไปจัดการอย่างถูกวิธี เพราะโลหะหนักสลายตัวหรือย่อยสลายไม่ได้ จึงยังคงสะสมในส่วนของพืช ซึ่งหากมีเทคโนโลยีที่เหมาะสมในการดึงโลหะหนักออกมาจากพืชเพื่อใช้ประโยชน์ได้ (Recovery) สำหรับวิธีการทำลายส่วนของพืชหลังการเก็บเกี่ยว (Post-harvest treatments) ได้แก่ การเผาในเตาเผา (Incinerator) เพื่อเป็นการลดปริมาตรของพืช ส่วนขี้เถ้าที่เกิดจากการเผาต้องนำไปปรับเสถียร (Stabilization) ก่อนนำไปฝังกลบแบบปลอดภัย (Secure landfill) สำหรับการนำส่วนของพืชเหล่านี้มาใช้ประโยชน์

อื่น ได้แก่ การใช้เป็นเชื้อเพลิงชีวมวล (Biomass energy) หรือการใช้พืชกลุ่มที่เป็นพืชพลังงาน (Energy crop) มาใช้ในการบำบัดพื้นที่ปนเปื้อนก็เป็นอีกทางเลือกในการใช้ประโยชน์ของพืชหลังการเก็บเกี่ยว แต่ต้องมีการควบคุมและป้องกันมลพิษที่เกิดขึ้นจากกระบวนการอย่างถูกต้องเหมาะสมและรัดกุม

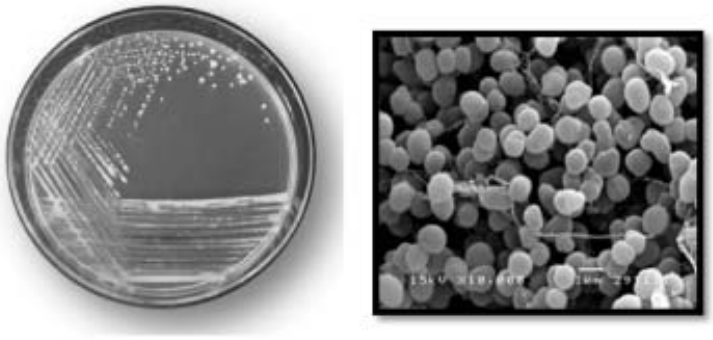
4. การใช้จุลินทรีย์ร่วมกับพืชในการบำบัดโลหะหนักในดิน

การใช้ประโยชน์จากจุลินทรีย์ซึ่งสามารถทำให้โลหะหนักละลายหรือเคลื่อนที่ออกมาจากดินโดยอาศัยกระบวนการต่าง ๆ ตามที่กล่าวมาแล้วข้างต้น สำหรับขั้นตอนการแยกโลหะหนักออกจากดินซึ่งเป็นขั้นตอนที่สามารถใช้วิธีการทางกายภาพ ได้แก่ การใช้น้ำหรือสารละลายไปชะล้างดิน (Soil washing) ผลที่ได้คือปริมาณโลหะหนักในดินลดลง และเกิดน้ำจากการใช้ล้างดินที่ปนเปื้อนโลหะหนัก ซึ่งต้องนำน้ำที่เกิดขึ้นไปบำบัดอีกต่อหนึ่ง ทั้งนี้อีกแนวทางหนึ่งที่มีความเป็นไปได้และเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมคือ การใช้พืชที่มีความสามารถสะสมโลหะหนักมาดูดดึงโลหะหนักจากดินและสะสมไว้ในส่วนของพืช ซึ่งเรียกว่ากระบวนการ Phytoextraction อย่างไรก็ตาม การใช้พืชในการบำบัดดินปนเปื้อนโลหะหนักเพียงอย่างเดียยังมีข้อจำกัดอยู่บางประการ ได้แก่ พืชที่ปลูกในพื้นที่ปนเปื้อนโลหะหนักในปริมาณสูงอาจมีการเติบโตช้าและมีชีวมวลต่ำ เพราะโลหะหนักที่ความเข้มข้นสูงอาจเป็นพิษต่อพืช รวมทั้งรากพืชดูดดึงโลหะหนักที่ยึดติดกับอนุภาคของดินได้น้อย ทำให้พืชสะสมโลหะหนักจากดินได้ต่ำ ดังนั้น จึงมีการเติมสารคีเลเตอร์สังเคราะห์ลงในดินเพื่อช่วยเพิ่มค่า Bioavailability (Li และคณะ, 2012) แต่สารคีเลเตอร์สังเคราะห์เป็นสารเคมีที่อาจส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในดินและปัญหาการปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อม แนวทางหนึ่งของวิธีทางชีวภาพที่สามารถช่วยแก้ปัญหานี้คือ การใช้ประโยชน์จากจุลินทรีย์บางกลุ่ม โดยเฉพาะกลุ่มแบคทีเรียที่มีความสามารถต้านทานต่อความเป็นพิษของโลหะหนักในระดับความเข้มข้นที่ต้องการบำบัด และแบคทีเรียกลุ่มนี้บางชนิดก็ยังมีความสามารถในการส่งเสริมการเติบโตของพืช (Plant Growth Promoting (rhizo) Bacteria; PGPB หรือ PGPR) นอกจากนี้ ยังสร้างสารบางชนิดที่ช่วยในการละลายหรือทำให้โลหะหนักเคลื่อนที่ออกมาจากดิน การประยุกต์ใช้โดยการเติมแบคทีเรียลงไปในดินปนเปื้อนบริเวณรอบรากพืชที่ปลูก (Soil bioaugmentation) เพื่อช่วยในการส่งเสริมการเติบโตให้แก่พืชและช่วยให้พืชสามารถดูดดึงโลหะหนักได้ดีขึ้น

มีงานวิจัยหลายเรื่องที่นำแบคทีเรียกลุ่มส่งเสริมการเติบโตของพืชมาเติมในดินปนเปื้อนโลหะหนักที่ปลูกพืชทั้งกลุ่มพืชที่สะสมโลหะหนักได้ดี (Hyperaccumulating plants) หรือในพืชทั่วไป (Non-hyperaccumulating plants) เพื่อส่งเสริมการเติบโตของพืช และเพื่อเพิ่มชีวมวลพืชให้มากขึ้น รวมถึงเพิ่มการสะสมโลหะหนักในพืช ตัวอย่างแบคทีเรียกลุ่ม PGPB หรือ PGPR ที่นำมาใช้เพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ Phytoextraction ในการบำบัดโลหะหนักที่ปนเปื้อนในดิน ได้แก่ *Agrobacterium*, *Alcaligenes* (*Ralstonia*), *Arthrobacter*, *Azospirillum*, *Azotobacter*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Serratia*, *Pseudomonas* และ *Rhizobium* เป็นต้น (Lebeau และคณะ, 2008) กลไกของแบคทีเรียกลุ่ม PGPB หรือ PGPR ในการส่งเสริมการเติบโตของพืชมีหลายอย่าง เช่น การสร้างฮอร์โมนที่เกี่ยวกับการเติบโตของพืช การตรึงก๊าซไนโตรเจนจากอากาศ การละลายธาตุฟอสเฟต การสร้างสารไซเดอร์โรฟอร์เพื่อไปจับธาตุเหล็ก การป้องกันโรคพืชโดยการสร้างสารออกฤทธิ์ทางชีวภาพที่มีทำลายเชื้อก่อโรคพืชได้ (Zhuang และคณะ, 2007) รวมทั้งแบคทีเรียกลุ่ม PGPR หรือ PGPB บางชนิดยังช่วยป้องกันพืชจากความเป็นพิษของโลหะหนัก เนื่องจากในพื้นที่ที่ปนเปื้อนโลหะหนักในความเข้มข้นสูง พืชจะเกิดความเครียดและสร้างสารเอธิลีน (Ethylene) ในปริมาณมาก ซึ่งการสร้างสารนี้ขึ้นมาในปริมาณมากจนเกินไปจะมีผลไปยับยั้งการแผ่ขยายยาวของรากพืช (Glick, 2003) สำหรับตัวอย่างงานวิจัยที่มีการเติมแบคทีเรียกลุ่ม PGPB ลงไปในดินปนเปื้อนแคดเมียม ได้แก่ การเติม *Micrococcus* sp. MU1 แบคทีเรียต้านทานแคดเมียมที่สามารถสร้างกรดอินโดล-3-อะซิติก (Indole-3-acetic acid; IAA) ซึ่งเป็นสารในกลุ่มออกซิน (Auxin) ที่เป็นฮอร์โมนที่เกี่ยวกับการเติบโตของพืช ลงไปในดินที่ปนเปื้อนแคดเมียมที่มีการปลูกต้นทานตะวัน (*Helianthus annuus* L.) ผลการศึกษาพบว่าต้นทานตะวันมีอัตราการเติบโตและการสะสมแคดเมียมได้สูงขึ้นเปรียบเทียบกับชุดควบคุมที่ไม่มีการเติมแบคทีเรีย (Prapagdee และคณะ, 2013)

นอกจากนี้แล้ว ยังมีการใช้แบคทีเรียต้านทานแคดเมียมบางกลุ่มที่สามารถสร้างสารบางชนิดที่ช่วยละลายหรือเคลื่อนที่แคดเมียมออกมาจากดิน ซึ่งเป็นการเพิ่มค่า Bioavailability ของแคดเมียมในดิน ทำให้พืชดูดดึงแคดเมียมจากดินได้ดีขึ้น นับเป็นเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ Phytoextraction โดยมีรายงานวิจัยพบว่า *Pseudomonas* sp. PM2 ซึ่งเป็นแบคทีเรียต้านทานแคดเมียมที่สร้างสารไซเดอร์โรฟอร์ และช่วยเพิ่มค่า Bioavailability ของแคดเมียมในดินได้ (Sangthong และคณะ, 2015) Rajkumar และคณะ (2010) ยังรายงานว่าแบคทีเรียที่สร้างสารไซเดอร์โรฟอร์ช่วยส่งเสริมการเติบโตของพืชและเพิ่มการดูดดึงเหล็ก ตะกั่ว โครเมียม และแคดเมียมในพืชบางชนิดอีกด้วย สำหรับสารอีกชนิดหนึ่งที่สร้างจากแบคทีเรียและมีผลไปช่วยเพิ่มการละลายของแคดเมียมในดินคือ Exopolymers หรือ EPS ซึ่งคัดแยกแบคทีเรียต้านทานแคดเมียมสองสายพันธุ์จากดินปนเปื้อนแคดเมียมในพื้นที่การเกษตรของหมู่บ้านพะเด๊ะ อำเภอแม่สอด จังหวัดตาก คือ *Ralstonia* sp. TAK1 และ *Arthrobacter* sp. TM6 (รูปที่ 4) โดยแบคทีเรียทั้งสองสายพันธุ์นี้ที่สามารถสร้าง EPS ได้ในปริมาณสูง และเมื่อเติมแบคทีเรียนี้ลงในดินปนเปื้อนแคดเมียมในสภาวะปลอดเชื้อพบว่าแบคทีเรียสองสายพันธุ์นี้สามารถช่วยในการละลายแคดเมียมออกจากดินปนเปื้อนได้ จึงนำแบคทีเรียทั้งสองสายพันธุ์นี้ไปเติมในดินปนเปื้อน เพื่อทดสอบความสามารถของแบคทีเรียสองสายพันธุ์นี้ในการส่งเสริมประสิทธิภาพกระบวนการ Phytoextraction แคดเมียมของยี่หร่า (*Ocimum gratissimum* L.) และหญ้าแฝก (*Vetiveria nemoralis* L.) ที่ปลูกในดินปนเปื้อนแคดเมียมในระดับโรงเรือนทดลอง เปรียบเทียบกับการใช้สารคีเลเตอร์สังเคราะห์ EDTA ผลการศึกษาพบว่าการเติม *Arthrobacter* sp. TM6 ในดินปนเปื้อน ไปช่วยส่งเสริมการดูดดึงและสะสมแคดเมียมในส่วนรากและส่วนยอดของยี่หร่า และพบว่าแบคทีเรียทั้งสองสายพันธุ์ยังช่วยส่งเสริมการสะสมของแคดเมียมในส่วนยอดของหญ้าแฝก และปริมาณการสะสมในหญ้าแฝกทั้งต้นในชุดทดลองที่มีการเติมแบคทีเรียทั้งสองสายพันธุ์นี้มีค่าไม่แตกต่างจากชุดทดลองที่เติมสารคีเลเตอร์สังเคราะห์ EDTA จากผลการศึกษานี้ แสดงให้เห็นว่าการเติมแบคทีเรียทั้งสองสายพันธุ์ โดยเฉพาะ *Arthrobacter* sp. TM6 ในดินสามารถช่วยส่งเสริมการสะสมแคดเมียมในพืชทั้งสองชนิดได้และสามารถนำไปใช้ทดแทนสารคีเลเตอร์สังเคราะห์ได้อีกด้วย (Khonsue และคณะ, 2013)

(ก) Ralstonia sp. TAK1



(ข) Arthrobacter sp. TM6

รูปที่ 4 แบคทีเรียต้านทานแคดเมียมที่คัดแยกได้จากพื้นที่ปนเปื้อน (ภาพโดยเบญจภรณ์ ประภักดี)

จากความสามารถของ *Ralstonia* sp. TAK1 และ *Arthrobacter* sp. TM6 ในการส่งเสริมประสิทธิภาพกระบวนการ Phytoextraction แคดเมียมของยี่หร่าและหญ้าแฝกในระดับโรงเรือนทดลองที่ทดสอบในกระถาง นำไปสู่การนำแบคทีเรียทั้งสองสายพันธุ์นี้ ไปทดสอบในพื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียม ซึ่งเป็นพื้นที่การเกษตรที่ปลูกพืชไร่และมีความเข้มข้นของแคดเมียมในดินค่อนข้างสูง (65.2 มิลิกรัมต่อกิโลกรัม) แต่พืชที่นำไปใช้ทดสอบได้คัดเลือกเฉพาะยี่หร่า เนื่องจากคำนึงถึงปัจจัยทางเศรษฐศาสตร์ โดยพืชบำบัดควรเป็นพืชที่ก่อให้เกิดรายได้แก่เกษตรกรในพื้นที่ ซึ่งสามารถนำเมล็ดยี่หร่าที่เก็บเกี่ยวได้มาสกัดเป็นน้ำมันหอมระเหย และมีรายงานว่าแคดเมียมไม่มีการสะสมหรือสะสมน้อยมากในน้ำมันของพืช จึงปลอดภัยในการน้ำมันหอมระเหยจากยี่หร่ามาใช้ประโยชน์ (Zheljazkov และคณะ, 2008) สำหรับการเตรียมแปลงทดลองและการปลูกยี่หร่าในพื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียมแสดงในรูปที่ 5 ผลการศึกษาพบว่าแปลงทดลองที่มีการเติม *Arthrobacter* sp. ช่วยส่งเสริมให้ยี่หร่ามีการสะสมแคดเมียมได้เพิ่มขึ้นทั้งในส่วนรากและส่วนยอดเปรียบเทียบกับแปลงทดลองควบคุมที่ไม่มีการเติมอะไรเลย นอกจากนี้ การสะสมแคดเมียมของยี่หร่าในแปลงทดลองที่เติม *Arthrobacter* sp. TM6 ให้ผลใกล้เคียงกับแปลงทดลองที่เติมสารคีเลเตอร์สังเคราะห์ EDTA ในขณะที่การสะสมแคดเมียมของยี่หร่าในแปลงทดลองที่เติม *Ralstonia* sp. TAK1 ไม่มีความแตกต่างจากแปลงทดลองควบคุม (Prapagdee และ Khonsue, 2015)

รูปที่ 5 แปลงทดลองในภาคสนามการใช้แบคทีเรียต้านทานแคดเมียมร่วมกับต้นยี่หร่าในการฟื้นฟูพื้นที่ปนเปื้อน (ภาพโดยเบญจภรณ์ ประภักดี)

ผลการศึกษานี้แสดงให้เห็นว่าการประยุกต์ใช้ *Arthrobacter* sp. TM6 ร่วมกับพืชเป็นแนวทางหนึ่งที่น่าสนใจในการเพิ่มเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการฟื้นฟูพื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียม อย่างไรก็ตาม ยังคงต้องเร่งการพัฒนากระบวนการฟื้นฟูพื้นที่ปนเปื้อนแคดเมียมหรือโลหะหนักอื่น ๆ โดยการใช้จุลินทรีย์ร่วมกับพืช ตัวอย่างเช่น การคัดแยกจุลินทรีย์กลุ่ม/สายพันธุ์ใหม่ ๆ ที่สามารถช่วยเร่งการเติบโตหรือเพิ่มการสะสมโลหะหนักของพืช การใช้จุลินทรีย์หลายชนิดร่วมกัน การใช้เซลล์ตรึงจุลินทรีย์ (Immobilized cells) ที่จะใช้เติมลงในดินปนเปื้อน เพื่อช่วยให้เซลล์จุลินทรีย์มีอัตราการรอดชีวิตในดินได้ดีขึ้น การเตรียมหัวเชื้อจุลินทรีย์ให้อยู่ในรูปพร้อมใช้ (Ready-to-use) เพื่อให้สะดวกในการนำไปใช้ในพื้นที่ หรือการปลูกพืชหลายชนิดร่วมกัน (Co-cropping) เพื่อเร่งกระบวนการบำบัดให้รวดเร็วยิ่งขึ้น เป็นต้น

5. บทสรุป

การปนเปื้อนแคดเมียมในสิ่งแวดล้อมส่งผลกระทบโดยตรงต่อสุขภาพของมนุษย์ โดยเฉพาะการปนเปื้อนแคดเมียมในพื้นที่เพาะปลูก เพราะแคดเมียมไม่สามารถถูกย่อยสลายได้ และสามารถถูกสะสมผ่านทางห่วงโซ่อาหารได้ ดังนั้นจึงต้องหาวิธีการที่เหมาะสมในการบำบัดพื้นที่ปนเปื้อน ซึ่งวิธีการหนึ่งที่ได้รับการยอมรับและเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมคือวิธีการทางชีวภาพ โดยเฉพาะการใช้พืชในการบำบัดดินปนเปื้อน แต่การใช้พืชในการบำบัดยังมีประสิทธิภาพที่จำกัด จึงมีการนำจุลินทรีย์ต้านทานแคดเมียมบางสายพันธุ์ที่มีความสามารถในการช่วยส่งเสริมการเติบโตของพืช หรือช่วยในการละลายหรือเคลื่อนที่แคดเมียมให้หลุดออกมาจากดิน ซึ่งเพิ่มโอกาสให้พืชสามารถดูดดึงแคดเมียมขึ้นไปสะสมในพืชได้มากขึ้น รวมทั้งการที่พืชเติบโตดีขึ้นจะมีมวลชีวภาพที่มากขึ้น ซึ่งเป็นลักษณะที่ดีในการนำพืชไปใช้ในการบำบัดโลหะหนักในดิน ซึ่งกระบวนการนี้ สามารถเรียกได้ว่าเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการบำบัดโลหะหนักในดินด้วยพืชโดยการเติมจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพ (Bioaugmentation-assisted phytoextraction)

เอกสารอ้างอิง

เบญจภรณ์ ประภักดี. 2549. จุลินทรีย์อาศัยกลไกอะไรเพื่อรอดชีวิตในสิ่งแวดล้อมที่ปนเปื้อนโลหะหนัก. วารสารสิ่งแวดล้อม. 10: 55-61.

สำนักบริหารและฟื้นฟูสิ่งแวดล้อม กรมอุตสาหกรรมพื้นฐานและการเหมืองแร่. 2547. การปนเปื้อนของแคดเมียมในสิ่งแวดล้อม อำเภอแม่สอด จังหวัดตาก. กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, กรุงเทพฯ.

Bolan N, Kunhikrishnan A, Thangarajan R, Kumpiene J, Park J, Makino T, Kirkham MB, Scheckel K. 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils-To mobilize or to immobilize? Journal of Hazardous Materials. 266: 141-166.

Glick BR. 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. Biotechnology Advances. 21: 383-393.

Huff J, Lunn RM, Waalkes MP, Tomatis L. Infante PF. 2007 Cadmium-induced cancers in animals and in humans. International Journal of Occupational and Environmental Health. 13: 202-212.

International Programme on Chemical Safety (IPCS). 1992. Environmental Health Criteria 135: Cadmium: Environmental Aspect. World Health Organization (WHO), Geneva, Switzerland.

Joseph P. 2009. Mechanisms of cadmium carcinogenesis. Toxicology and Applied Pharmacology. 238: 272-279.

Khonsue N, Kittisuwan K, Kumsopa A, Tawinteung N, Prapagdee B. 2013. Inoculation of soil with cadmium-resistant bacteria enhances cadmium phytoextraction by *Vetiveria nemoralis* and *Ocimum gratissimum*. Water, Air, and Soil Pollution. 224: 1696, doi:10.1007/s11270-013-1696-9.

Lebeau T, Braud A, Jezequel K. 2008. Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: A review. Environmental Pollution. 153: 497-522.

Li JT, Baker AJM, Ye ZH, Wang HB, Shu WS. 2012. Phytoextraction of Cd-contaminated soils: Current status and future challenges. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 42: 2113-2152.

Liu J, Qu W, Kadiiska MB. 2009. Role of oxidative stress in cadmium toxicity and carcinogenesis. Toxicology and Applied Pharmacology. 238: 209-214.

Maier RM., Pepper IL, Gerba CP. 2009. Environmental Microbiology. 2nd eds., Academic Press, San Francisco, USA.

Padmavathiamma PK, Li LY. 2007. Phytoremediation technology: Hyper-accumulation metals in plants. Water, Air, and Soil, Pollution. 184: 105-126.

Palmisano A., Hazen T. 2003. Bioremediation of Metals and Radionuclides: What It Is and How It Works. 2nd eds., Lawrence Berkeley National Laboratory, University of California, USA.

Prapagdee B, Chanprasert M, Mongkolsuk S. 2013. Bioaugmentation with cadmium-resistant plant growth-promoting rhizobacteria to assist cadmium phytoextraction by *Helianthus annuus*. Chemosphere. 92: 659-666.

Prapagdee B, Khonsue N. 2015. Bacterial-assisted cadmium phytoremediation by *Ocimum gratissimum* L. in polluted agricultural soil: A field trial experiment. International Journal of Environmental Science and Technology. 12: 384-3-3852.

Rajkumar M, Ael N, Narasimha M, Prasad MNV, Freitas H. 2010. Potential of siderophore-producing bacteria for improving heavy metal phytoextraction. Trends in Biotechnology. 28: 142-149.

Sangthong C, Duangboobpha S, 2015. Prapagdee B. Cadmium removal from water and soil by a cadmium-resistant rhizobacterium and its effect on plant root elongation. EnvironmentAsia. 8: 94-100.

Simmons RW, Pongsakul P, Chaney L, Saiyasitpanich D, Klinphoklap S, Nobuntou W. 2003. The relative exclusion of zinc and iron from rice grain in relation to rice grain cadmium as compared to soybean: Implications for human health. Plant and Soil. 257:163-170.

Simmons RW, Pongsakul P, Saiyasitpanich D, Klinphoklap S. 2005. Elevated levels of cadmium and zinc in paddy soils and elevated levels of cadmium in rice grain downstream of a zinc mineralized area in Thailand: Implications for public health. Environmental Geochemistry and Health. 27: 501-511.

Swaddiwudhipong W, Limpatanachote P, Mahasakpan P, Krintratun S, Padungtod C. 2007. Cadmium-exposed population in Mae Sot District, Tak Province: 1. Prevalence of high urinary cadmium levels in the adults. Journal of the Medical Association of Thailand. 90: 143-148.

Vangronsveld J, Herzig R, Weyens N, Boulet J, Adriaensen K, Ruttens A, Thewys T, Vassilev A, Meers E, Nehnevajova E, Van der Lelie D, Mench M. 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. Environmental Science and Pollution Research. 16: 765-794.

Waalkes MP. 2000. Cadmium carcinogenesis in review. Journal of Inorganic Biochemistry. 79: 241-244.

Wang M, Zou J, Duan A, Jiang W, Liu D. 2007. Cadmium accumulation and its effects on metal uptake in maize (*Zea mays* L.). Bioresource Technology. 98: 82-88.

Zheljazkov V D, Craker L E, Xing B, Nielsen N E, Wilcox A. 2008. Aromatic plant production on metal contaminated soils. The Science of the Total Environment. 395: 51-62.

Zhuang X, Chen J, Shim H, Bai Z. 2007. New advances in plant growth-promoting rhizobacteria for bioremediation. Environment International. 33: 406-413.