ความเป็นไปได้ของการฟื้นฟูสภาพดินที่มีการปนเปื้อนร่วมกันระหว่างโลหะหนักกับสารประกอบโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนด้วยพืช

The Possibility of Phytoremediation in Heavy Metal and Polycylic Aromatic Hydrocarbons Co-contaminated Soil

ขนิษฐา สมตระกูล[1] และ วราภรณ์ ฉุยฉาย[2]

Khanitta Somtrakoon[1] and Waraporn Chouychai[2]

บทคัดย่อ

การปนเปื้อนร่วมกันระหว่างโลหะหนักกับสารประกอบโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) จัดเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อมที่ควรให้ความสำคัญ การปนเปื้อนร่วมกันของสารมลพิษทั้งสองนี้จำกัดประสิทธิภาพของการฟื้นฟูสภาพแวดล้อมด้วยพืชทั้งโดยความเป็นพิษของโลหะหนักต่อการย่อยสลาย PAHs โดยจุลินทรีย์และความเป็นพิษของ PAHs ต่อการสะสมโลหะหนักในพืช บทความนี้ได้รวบรวมแนวทางการเพิ่มประสิทธิภาพของการฟื้นฟูสภาพดินที่มีการปนเปื้อนร่วมกันระหว่างโลหะหนักกับ PAHs ด้วยวิธีการต่างๆ เช่น การใช้พืชทนทานต่อโลหะหนัก แบคทีเรียส่งเสริมการเจริญของพืช สารลดแรงตึงผิว และวิธีการอื่นๆ ที่มีความเป็นไปได้ แต่จำเป็นต้องศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพของวิธีการต่างๆ การศึกษากลไกในเชิงลึก หรือแม้แต่ผลกระทบของสภาพแวดล้อมทางกายภาพอื่นๆ เช่นคุณภาพของดิน เพื่อให้เกิดประสิทธิภาพสูงสุดสำหรับการใช้งานในสภาพแวดล้อมที่ปนเปื้อนจริงต่อไป

คำสำคัญ : การฟื้นฟูสภาพด้วยพืช โลหะหนัก สารประกอบโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน

ABSTRACT

Co-contamination between heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) is an important environmental problem that should be considered. Co-contamination of these pollutants limits the efficiency of phytoremediation both from heavy metal toxicity to PAH biodegradation and PAH-toxicity to metal accumulation in plants. This article summarized some approaches for enhancing the capacity of phytoremediation of heavy metal and PAH co-contamination soil with several methods, such as use of heavy-metal tolerant plants, plant growth promoting bacteria, biosurfactant, and other possible techniques. However, these should be studied in details in comparing efficiency of each method, its mechanism in depth, and other physical environmental factors such as soil quality for maximum efficiency in situ.

Keywords : phytoremediation; heavy metal; polycyclic aromatic hydrocarbons

---

[1] ปร.ด. (วิทยาศาสตร์ชีวภาพ) อาจารย์ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหาสารคาม

[2] อาจารย์ คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยราชภัฏนครสวรรค์

รับต้นฉบับ 29 กรกฎาคม 2555 รับตีพิมพ์ 27 กันยายน 2555

บทนำ

สารประกอบโพลีไซคลิกอะโรมาติก ไฮโดรคาร์บอน (PAHs) เป็นกลุ่มของสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างเป็นวงแหวนเบนซีนเชื่อมต่อกันตั้งแต่ 2 วงขึ้นไป มีความสามารถในการละลายน้ำต่ำ ละลายได้ดีในไขมัน PAHs ที่ถูกปลดปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมส่วนใหญ่มาจากการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ของสารอินทรีย์ เช่น การเกิดไฟไหม้ป่า การเผาไหม้ของน้ำมันเชื้อเพลิง การเผาขยะโดยใช้เตาเผาขยะ เป็นต้น แต่สาเหตุหลักในการปนเปื้อนของ PAHs ในดินมาจากการเผาไหม้เชื้อเพลิงจากโรงไฟฟ้าพลังงานถ่านหิน และมาจากอุบัติเหตุที่ทำให้เกิดการรั่วไหลของ PAHs จากแหล่งเก็บกัก ดังนั้นการปนเปื้อนของ PAHs จึงมักเกิดขึ้นในบริเวณเมืองใหญ่และแหล่งอุตสาหกรรม (Johnsen et al., 2005 และ Juhasz and Naidu 2000) เมื่อ PAHs เข้าสู่ร่างกายจึงสะสมอยู่ที่เนื้อเยื่อไขมันของสิ่งมีชีวิต และถ่ายทอดผ่านห่วงโซ่อาหารได้ (Johnsen et al., 2005 และ Samanta et al., 2002) PAHs เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตโดยมีสมบัติเป็นสารก่อมะเร็งและก่อการกลายพันธุ์ (Samanta et al., 2002 และ Yuan et al., 2000)

ในสภาพการปนเปื้อนที่แท้จริง ดินที่ปนเปื้อน PAHs มักจะไม่พบ PAHs ปนเปื้อนอยู่เพียงอย่างเดียว แต่จะพบสารมลพิษปนเปื้อนร่วมด้วยโดยเฉพาะโลหะหนัก (Cau et al., 2008) ซึ่งมีรายงานการปนเปื้อนร่วมกันระหว่าง PAHs กับโลหะหนักในหลายบริเวณ เช่น ในดินตะกอนบริเวณท่าเรือ (Lacey et al., 2001) แม่น้ำ (Echols et al., 2008) sludge จากน้ำเสีย (Oleszczuk, 2008) และบริเวณริมถนน (Zehetner et al., 2009) สำหรับในประเทศไทย พื้นที่บริเวณชายฝั่งทะเลภาคตะวันออก โดยเฉพาะจังหวัดระยองและชลบุรีเป็นบริเวณที่มีโอกาสปนเปื้อนด้วยสารประกอบโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) เนื่องจากบริเวณดังกล่าวเป็นพื้นที่ที่มีการประกอบการเกี่ยวกับอุตสาหกรรมปิโตรเคมี และมีท่าเรือซึ่งมีกิจกรรมการขนส่งน้ำมันดิบและผลิตภัณฑ์จากอุตสาหกรรมปิโตรเคมี (Boonyatumanond et al., 2006; Somtrakoon et al., 2009; Wilcke et al., 1999) ทั้งนี้บริเวณที่มีการปนเปื้อนด้วยสารปิโตรเลียมไฮโดรคาร์บอนมักพบการปนเปื้อนของโลหะหนักร่วมด้วย ตัวอย่างของโลหะหนักที่พบปนเปื้อนร่วม ได้แก่ สารหนู แบเรียม แคดเมียม โครเมียม ตะกั่ว ปรอท นิกเกิล และสังกะสี เป็นต้น (Sandrin and Maier, 2003) ดังนั้น การปนเปื้อนร่วมกันระหว่าง PAHs กับโลหะหนักจึงเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อมที่ควรให้ความสำคัญ

การใช้พืชฟื้นฟูดินร่วมกับจุลินทรีย์ย่อยสลาย PAHs

การฟื้นฟูสภาพแวดล้อมด้วยพืช (Phytoremediation) เป็นการใช้ระบบการทำงานตามธรรมชาติของพืชเพื่อกำจัดสารพิษออกจากสิ่งแวดล้อม มีทั้งการใช้พืชเพียงลำพัง หรือการใช้พืชร่วมกับแบคทีเรียซึ่งพืชจะช่วยส่งเสริมให้แบคทีเรียทำงานได้ดีขึ้น (Chouychai et al., 2009; Huang et al. 2004a) การใช้พืชร่วมกับแบคทีเรียที่ย่อยสลาย PAHs เป็นวิธีการหนึ่งที่มีประสิทธิภาพในการกำจัด PAHs ออกจากดิน โดยพืชจะช่วยเพิ่มอัตราการรอดชีวิตของแบคทีเรียย่อยสลาย PAHs เพิ่มปริมาณแบคทีเรียที่ย่อยสลายได้ทั้งหมดในดิน และเพิ่มอัตราการย่อยสลาย PAHs ได้ดีกว่าดินที่ไม่ปลูกพืชโดยเฉพาะในบริเวณไรโซสเฟียร์ของพืช (Anokhina et al., 2004; Huang et al., 2004a; Hynes et al., 2004)

การใช้พืชร่วมกับจุลินทรีย์ในการย่อยสลาย PAHs เป็นกระบวนการที่เรียกว่าการกระตุ้นด้วยพืช (Phytostimulation) ซึ่งเป็นกระบวนการที่รากพืชยังมีชีวิตอยู่หลั่งสารออกมาหรือจากการสลายตัวของรากพืชที่ตายแล้ว หรือกระบวนการอื่นๆ ที่ให้สารอาหารเพื่อกระตุ้นการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในดิน หรือเชื้อราไมคอไรซา ทำให้จุลินทรีย์เหล่านี้ย่อยสลายสารมลพิษได้ดีขึ้น (McCutcheon and Schnoor, 2003)

การทำงานร่วมกันระหว่างพืชกับจุลินทรีย์ในการบำบัดสารมลพิษ โดยทั่วไปแล้วแบ่งได้เป็นสองแบบคือความสัมพันธ์ระหว่างพืชกับจุลินทรีย์แบบจำเพาะและไม่จำเพาะ ความสัมพันธ์แบบจำเพาะเป็นความสัมพันธ์ที่พืชเลือกกลุ่มจุลินทรีย์เฉพาะเพื่อประโยชน์ในการกำจัดสารมลพิษ ตัวอย่างเช่น สารอินทรีย์กลุ่มโพลีฟีนอลที่หลั่งจากรากพืชกระตุ้นการสร้างเอนไซม์ที่ใช้ในการย่อยสลายสารมลพิษของแบคทีเรีย ทำให้แบคทีเรียย่อยสลายสารมลพิษได้ดีขึ้น การคัดเลือกพืชที่สร้างสารกลุ่มโพลีฟีนอลที่สนับสนุนการเจริญของแบคทีเรียที่ย่อยสลายโพลีคลอรินเตเตไบฟีนิล (Polychlorinated biphenyl; PCB) เช่น หม่อนสามารถกระตุ้นการย่อยสลายของแบคทีเรียที่สามารถย่อยสลาย PCB ที่ปนเปื้อนในดินได้ดี ส่วนความสัมพันธ์แบบไม่จำเพาะนั้น เป็นการที่พืชปล่อยสารอาหารสำหรับจุลินทรีย์ออกมาทางราก ส่วนมากเป็นกรดอินทรีย์มวลโมเลกุลต่ำ ทำให้

ชีวมวลของจุลินทรีย์ในดินเพิ่มขึ้น แต่ไม่ได้กระตุ้นการทำงานของเอนไซม์ที่จำเพาะในการย่อยสลายสารมลพิษ (Siciliano and Germida, 1998)

ในกรณีของ PAHs สารที่หลั่งจากรากพืชมีบทบาทสำคัญในการกระตุ้นการเปลี่ยนรูปและการย่อยสลายที่สมบูรณ์โดยการทำงานของแบคทีเรีย ตัวอย่างเช่น สารที่หลั่งจากรากข้าวโพดสามารถเพิ่มการย่อยสลายที่สมบูรณ์ของ ^{14}C-pyrene ได้ (Yoshitomi and Shann, 2001) นอกจากนั้น ยังพบแบคทีเรียที่มียีนสำหรับย่อยสลาย PAHs ในไรโซสเฟียร์ของพืช (Siciliano et al., 2003) สารกลุ่มอะโรมาติก ไฮโดรคาร์บอนบางตัวที่ได้จากการสลายตัวของลิกนิน เป็นสารที่ดึงดูดแบคทีเรียที่ย่อยสลาย PAHs ให้เคลื่อนที่เข้าหาได้ ตัวอย่างเช่น benzoate, 4-chlorobenzoate และ **β**-phenylpyruvate ชักนำการเคลื่อนที่เข้าหาของ Pseudomonas putida PRS2000 สารบางชนิดในสารที่หลั่งออกจากรากพืชมีผลทางบวกต่อแบคทีเรียในรูปของตัวส่งสัญญาณชักนำการแสดงออกของยีน (Parales and Harwood, 2002) รากพืชอาจหลั่งสารกลุ่มกรดอินทรีย์ เช่นกรดออกซาลิก และกรดมาโลนิก ซึ่งสารเหล่านี้จะเพิ่มการย่อยสลายที่สมบูรณ์ของฟีแนนทรีนและไพรีนในไรโซสเฟียร์ของพืชบางชนิด เช่น ข้าวฟ่าง (Sorghum bicolor) และหญ้าเบอร์มิวดา (Cynodon dactylon) (Gramss, 2000) รากพืชบางชนิดจะหลั่งสารลดแรงตึงผิว เพื่อหล่อลื่นรากพืชระหว่างการเจริญไปในดิน สารลดแรงตึงผิวเหล่านี้จะช่วยลดแรงตึงผิวและเพิ่มการละลายของสารมลพิษ ทำให้สิ่งมีชีวิตนำไปใช้ได้มากขึ้น (Siciliano and Germida, 1998)

การเติมหัวเชื้อที่มีความสามารถในการย่อยสลายลงในดินที่ปนเปื้อนสารพิษมีจุดประสงค์เพื่อเพิ่มการย่อยสลายสารพิษนั้นในกรณีที่จุลินทรีย์ในบริเวณนั้นทำงานได้ไม่ดี แหล่งของจุลินทรีย์ที่เติมลงไปอาจจะมาจากแหล่งที่ปนเปื้อนนั้นหรือแหล่งอื่น อาจจะเป็นจุลินทรีย์ธรรมชาติหรือจุลินทรีย์ที่ดัดต่อพันธุกรรมแล้ว (Korda, et al., 1997) การเติมแบคทีเรียในไรโซสเฟียร์ของพืชสามารถเพิ่มการย่อยสลาย PAHs และป้องกันพืชจากความเป็นพิษของ PAHs ได้ เพราะแบคทีเรียที่เติมลงไปจะเร่งการย่อยสลายของ PAHs ให้ลดลงสู่ระดับที่ไม่เป็นพิษได้เร็วขึ้น ตัวอย่างเช่น การเติม Pseudomonas fluoresens และ P. aureofaciens ที่มีพลาสมิดที่มียีนสำหรับย่อยสลายแนปทาลีน/ฟีแนนทรีนลงไรโซสเฟียร์ของข้าวบาร์เลย์ (Hordeum sativum L. cv. ZaZerskii-85) สามารถลดปริมาณของฟีแนนทรีนในดินจาก 5000 mg/kg เหลือ 400 - 900 mg/kg ภายใน 28 วัน ในขณะที่ข้าวบาร์เลย์ที่ไม่เติมเชื้อลดฟีแนนทรีนในดินจาก 5000 mg/kg เหลือ 1,200 mg/kg ในเวลาเท่ากัน และการเติมเชื้อยังทำให้ข้าวบาร์เลย์เจริญได้ดีขึ้น (Anokhina et al., 2004) การเติม Rhizobium leguminosarum bv. Trifolli ลงในดินที่ปนเปื้อน PAHs และปลูกถั่วโคลเวอร์ขาว (Trifolium repense) และหญ้าไรน์ (Lolium perenne) จะเพิ่มการย่อยสลาย PAHs และมวลชีวภาพของพืช (Johnson et al., 2005)

ผลของโลหะหนักต่อการฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อน PAHs ด้วยพืช

เนื่องจากบทบาทหลักในการฟื้นฟูสภาพดินที่ปนเปื้อน PAHs ด้วยพืชเป็นการทำงานร่วมกันระหว่างพืชกับจุลินทรีย์ โดยพืชจะส่งเสริมการย่อยสลาย PAHs ของจุลินทรีย์ให้เพิ่มขึ้นมากกว่าดินที่ไม่ได้ปลูกพืช ดังนั้น ผลกระทบของโลหะหนักต่อประสิทธิภาพการย่อยสลาย PAHs ของจุลินทรีย์จึงมีความสำคัญต่อผลสำเร็จที่ได้

โลหะหนักมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียโดยมีกลไกที่เกี่ยวข้องกับระบบทางสรีรวิทยาได้ตั้งแต่หนึ่งกลไกหรือมากกว่า ความทนทานต่อโลหะหนักของแบคทีเรียขึ้นกับความสามารถในการเข้าสู่เซลล์ของโลหะ โดยทั่วไป แบคทีเรียแกรมบวกจะไวต่อโลหะมากกว่าแบคทีเรียแกรมลบ ส่วนกลุ่มที่ไวต่อโลหะน้อยที่สุดคือแอคติโนมัยสีท กลไกความเป็นพิษของโลหะต่างชนิดกันจะต่างกัน เช่น ความเป็นพิษของตะกั่วคือการรบกวนโครงสร้างของเยื่อหุ้มเซลล์ (Sterritt and Lester, 1980) แคดเมียมเป็นพิษต่อแบคทีเรียโดยเข้าไปแทนที่ไอออนที่จำเป็นต่อการทำงานของเอนไซม์เช่น สังกะสี หรือจับกับหมู่ SH ของเอนไซม์ ทำให้เอนไซม์ไม่ทำงาน และทำให้เกิดความเครียดจากสภาวะออกซิเดทีฟ (Sandrin and Maier, 2003)

โลหะหนักหลายชนิด เช่น ทองแดง แคดเมียม ปรอท สังกะสี และโครเมียม ส่งผลยับยั้งการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะที่มีออกซิเจนได้หลายชนิดทั้ง เบนโซเอต อะโรมาติก ไฮโดรคาร์บอน การยับยั้งการย่อยสลายของโลหะเป็นไปได้สองแบบคือ กระตุ้นการย่อยสลายในความเข้มข้นที่ต่ำ แต่ยับยั้งเมื่อมีความเข้มข้นสูงขึ้น เช่นผลของโครเมียมต่อการย่อยสลาย

ฟีแนนทรีน และยับยั้งการย่อยสลายที่ความเข้มข้นต่ำแต่ความเข้มข้นสูงขึ้นยับยั้งลดลง เช่น ผลของแคดเมียมต่อการย่อยสลาย 2,4-D (Sandrin and Maier, 2003) นอกจากนั้น การปนเปื้อนโลหะหนักร่วมกับสารอินทรีย์ เช่น แคดเมียมกับฟีแนนทรีน หรือสังกะสีกับฟีแนนทรีน ทำให้ชุมชนของจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงไปจากดินที่ปนเปื้อนฟีแนนทรีน หรือโลหะหนักเพียงอย่างเดียว (Cau et al., 2008)

การปนเปื้อนของโลหะหนักร่วมกับ PAHs นี้ จะส่งผลกระทบต่อการย่อยสลาย PAHs ของจุลินทรีย์ทำให้ย่อยสลายได้ช้าลง (Sandrin and Maier, 2003) และทำให้อัตราการรอดชีวิตของแบคทีเรียที่เติมลงในดินลดลงโดยที่การตรึงเซลล์ด้วยอัลจิเนตไม่สามารถเพิ่มอัตราการย่อยสลายและการรอดชีวิตของแบคทีเรียนั้นๆได้ (Somtrakoon et al., 2009) การเติมแบคทีเรียที่มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสูงลงในดินที่มีการปนเปื้อนจะมีประโยชน์ในกรณีที่จุลินทรีย์ธรรมชาติทำงานได้ช้าหรือขาดจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพในการย่อยสลาย ดังนั้นการเพิ่มอัตราการรอดชีวิตของแบคทีเรียที่เติมลงในดินและการเพิ่มอัตราการย่อยสลาย PAHs ในดินที่ปนเปื้อน PAHs ร่วมกับโลหะหนักจึงเป็นสิ่งที่จำเป็นต้องทำการศึกษา

แม้ว่าพืชที่สะสมโลหะหนักได้ดีกับพืชที่ทนทานต่อ PAHs ได้ดีจะเป็นพืชคนละกลุ่มกัน พืชที่จัดว่าเป็นพืชทนทานต่อ PAHs และนำมาใช้ในการศึกษาทางด้านการฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อน PAHs มักเป็นพืชตระกูลถั่วและตระกูลหญ้า (Kirk et al., 2002) ในขณะที่พืชกลุ่มที่สะสมโลหะหนักได้ดีจะเป็นพืชในตระกูลผักกาด แตงหรือผักบุ้ง (Kasem et al., 2008; Lim et al., 2004) แต่เนื่องจากความเป็นพิษของ PAHs ต่อพืชโดยทั่วไปต่ำ การใช้พืชที่สะสมโลหะหนักได้ในดินที่ปนเปื้อน PAHs จึงน่าจะมีความเป็นไปได้ ซึ่งจะกล่าวต่อไป

การเพิ่มประสิทธิภาพของการฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อน PAHs และโลหะหนักร่วมกัน

การเพิ่มประสิทธิภาพการฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อน PAHs ร่วมกับโลหะหนักอาจมองได้ 2 ประเด็นคือการลดลดความเป็นพิษของ PAHs ต่อกระบวนการใช้พืชกำจัดโลหะหนัก หรือการลดความเป็นพิษของโลหะหนักต่อกระบวนการใช้พืชกำจัด PAHs เนื่องจากรายงานเกี่ยวกับผลของ PAHs ในการยับยั้งการสะสมโลหะหนักในพืชมีน้อย บางครั้งยังพบว่าการปนเปื้อนร่วมกันระหว่าง PAHs กับโลหะหนักเพิ่มการสะสมของโลหะหนักในพืช (Batty and Anslow, 2008) ดังนั้น ในที่นี้ จะเน้นที่การเพิ่มประสิทธิภาพการลดความเป็นพิษของโลหะหนักต่อกระบวนการใช้พืชกำจัด PAHs ซึ่งกระบวนการที่มีความเป็นไปได้

การใช้พืชทนทานต่อโลหะหนัก

การใช้พืชร่วมกับแบคทีเรียที่ย่อยสลาย PAHs ได้เป็นวิธีการหนึ่งที่มีประสิทธิภาพในการเพิ่มอัตราการรอดชีวิตของแบคทีเรียที่เติมลงดิน เพิ่มปริมาณแบคทีเรียที่ย่อยสลายได้ในดิน และเพิ่มอัตราการย่อยสลาย PAHs ได้ดีกว่าดินที่ไม่ปลูกพืชโดยเฉพาะในบริเวณไรโซสเฟียร์ของพืช (Anokhina et al., 2004; Huang et al., 2004a; Hynes et al., 2004) ในขณะเดียวกันมีพืชหลายชนิดที่สามารถทนทานต่อโลหะหนักได้ ดังนั้นการใช้พืชที่ทนทานต่อโลหะหนักร่วมกับแบคทีเรียย่อยสลาย PAHsน่าจะช่วยให้แบคทีเรียนั้นๆ รอดชีวิตได้ดีขึ้น และเพิ่มอัตราการย่อยสลาย PAHs ในดินได้เช่นเดียวกัน

ข้อมูลเกี่ยวกับการใช้พืชทนทานต่อโลหะหนักในการบำบัดที่ปนเปื้อน PAHs ร่วมกับโลหะหนักยังมีไม่มากนัก จากการศึกษาของ Batty and Anslow (2008) พบว่าเมื่อปลูกผักกาดเขียว (Brassica juncea) ซึ่งเป็นพืชที่สะสมสังกะสีได้ดีกับหญ้าทอลเฟสคิว (Festuca arundinacea) ซึ่งเป็นพืชที่ไม่สะสมสังกะสี แต่ทนทานทั้งสังกะสีและ PAHs ลงในดินที่ปนเปื้อนที่ปนเปื้อนสังกะสี 8,000 mg/kg ร่วมกับไพรีน 1,000 mg/kg พบว่า การปนเปื้อนทั้งไพรีนและสังกะสีทำให้ชีวมวลของพืชลดลง แต่ทำให้มีการสะสมสังกะสีในเนื้อเยื่อของพืชมากขึ้น ส่วนผลต่อการย่อยสลายไพรีนนั้น ไม่มีการศึกษา ส่วน Khan et al. (2009) ศึกษาผลของการปลูกหญ้าไรน์ลงในดินที่ปนเปื้อนร่วมกันของไพรีน 30 mg/kg กับตะกั่ว 300 mg/kg ต่อการย่อยสลายไพรีน การแสดงออกของยีนที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายและการเปลี่ยนแปลงของชุมชนจุลินทรีย์ในดิน พบว่า การย่อยสลายไพรีนในดินที่ปนเปื้อนไพรีนและตะกั่วจะสูงกว่าในดินที่มีไพรีนเพียงอย่างเดียว แต่ไม่ได้ศึกษาผลของไพรีนต่อการสะสมตะกั่ว (Khan et al., 2009)

การใช้พืชร่วมกับแบคทีเรียส่งเสริมการเจริญของพืช

การนำจุลินทรีย์ที่สร้างสารควบคุมการเจริญเติบโตของพืชไปใช้ในการฟื้นฟูสภาพแวดล้อมด้วยพืชมีรายงานออกมา

อย่างต่อเนื่อง โดยจุลินทรีย์กลุ่มดังกล่าวช่วยให้พืชทนทานต่อสารมลพิษได้ดีขึ้น ทำให้สะสมสารมลพิษหรือสนับสนุนการย่อยสลายได้ดี ในกรณีของการเพิ่มการสะสมโลหะหนัก การสะสมโลหะที่เพิ่มขึ้นจากการกระตุ้นของแบคทีเรียอาจเป็นผลมาจากซิเดอโรฟอร์ที่แบคทีเรียผลิตขึ้น ซิเดอโรฟอร์เป็นสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำและแบคทีเรียสร้างขึ้นเพื่อเกิดเป็นสารเชิงซ้อนกับเหล็กและสามารถจับกับโลหะหนักอื่นๆได้ พืชที่เจริญในดินที่ปนเปื้อนโลหะหนักจะได้รับการกระตุ้นโดยเหล็กจากซิเดอโรฟอร์ของแบคทีเรีย ฮอร์โมนที่แบคทีเรียผลิตขึ้น เช่น Indole--3-acetic acid (IAA) ในไรโซสเฟียร์ และโดยกิจกรรมของเอนไซม์ 1-amino3cyclopropane-1-carboxylic acid deaminase (ACC deaminase) ACC deaminase นี้จะยับยั้งการสังเคราะห์เอทิลีนในสภาวะกดดันและลดสภาวะเครียดในเนื้อเยื่อพืชที่เกิดจากการสัมผัสกับโลหะหนัก (Kuffner et al., 2008)

ในกรณีของ PAHs และสารมลพิษอินทรีย์ การใช้แบคทีเรียส่งเสริมการเจริญเติบโตของพืชจะช่วยเพิ่มความทนทานของพืชต่อสารมลพิษ การให้แบคทีเรียที่ส่งเสริมการเจริญเติบโตของพืชแก่พืชในการฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อนครีโอซอทซึ่งมี PAHs เป็นองค์ประกอบ พบว่าแบคทีเรียเหล่านี้ช่วยให้พืชทนทานต่อครีโอซอทมากยิ่งขึ้นด้วยเช่นกัน (Haung et al., 2004b) แบคทีเรียบางชนิดมีคุณสมบัติทั้งย่อยสลายไฮโดรคาร์บอน และส่งเสริมการเจริญเติบโตของพืชโดยสร้างซิเดอโรฟอร์ และยับยั้งการเจริญของเชื้อราก่อโรค เช่น Pseudomonas sp. PUP6 (Naik and Sakthivel, 2006)

การใช้พืชร่วมกับสารลดแรงตึงผิว

สารลดแรงตึงผิวช่วยเพิ่มการลำเลียงโลหะเข้าสู่พืชง่ายขึ้นซึ่งทำให้การฟื้นฟูสภาพแวดล้อมที่ปนเปื้อนโลหะด้วยพืชมีโอกาสเป็นไปได้มากขึ้น (Almeida et al., 2009) ตามปกติสารลดแรงตึงผิวจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการดึงโลหะออกจากดินได้ 2 ทิศทาง คือ 1) สารลดแรงตึงผิวเกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อนกับโลหะหนักที่อยู่อย่างอิสระในสารละลาย กลไกนี้จะช่วยเพิ่มการละลายของโลหะทำให้พืชดูดซึมโลหะผ่านรากได้มากขึ้น (Sign and Cameotra, 2004) และ 2) สารลดแรงตึงผิวมีความสามารถในการเปลี่ยนแปลงแรงตึงผิวที่ผนังเซลล์ราก และส่งเสริมให้สารประกอบเชิงซ้อนของโลหะมาเกาะจับที่พื้นผิวของรากพืชได้ (Almeida et al., 2009 และ Gregorio et al., 2006)

วิธีอื่นๆ

นอกจากวิธีที่กล่าวมาข้างต้นแล้ว ยังมีวิธีการที่มีความเป็นไปได้อีก ได้แก่ การใช้ไมคอร์ไรซาร่วมกับพืช การเติมสารคีเลทร่วมกับการใช้พืช และการปลูกพืช 2 ชนิดร่วมกัน ไมคอร์ไรซาช่วยให้พืชทนทานต่อโลหะหนักและสะสมโลหะได้ดีขึ้น เช่น ความสัมพันธ์ระหว่างเฟิน Pteris vittata ซึ่งสะสมสารหนูได้กับไมคอร์ไรซานั้น ไมคอร์ไรซาช่วยให้เฟินทนทานต่อสารหนูเพิ่มการสะสมสารหนูและเพิ่มชีวมวลของเฟินได้ โดยการมีไมคอร์ไรซาจะช่วยในด้านการเพิ่มระดับการขนส่งฟอสฟอรัส (Kamaludeen and Ramasamy, 2008) การใช้คีเลทช่วยในกระบวนการฟื้นฟูสภาพแวดล้อมด้วยพืชมีประโยชน์ในการเพิ่มการสะสมโลหะหนักในพืช การเติมคีเลทในดินช่วยให้พืชสะสมทองแดงเพิ่มขึ้นโดยไม่มีผลต่อชุมชนจุลินทรีย์ในดิน รวมทั้งการปลูกพืชที่สะสมโลหะหนักได้ดีควบคู่ไปกับพืชเศรษฐกิจที่ไม่สะสมโลหะหนักจะช่วยเพิ่มการสะสมโลหะหนักได้ดีกว่าการปลูกพืชเพียงชนิดเดียว (Kamaludeen and Ramasamy, 2008) ดังนั้นการปลูกพืชที่ทนทาน PAHs ร่วมกับพืชที่สะสมโลหะหนักได้ดี อาจจะเป็นทางเลือกหนึ่งที่มีประสิทธิภาพสำหรับการฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อน PAHs ร่วมกับโลหะหนักเช่นกัน

สรุปผลการวิจัย

ผลการวิจัยสรุปได้ดังนี้

การปนเปื้อนร่วมกันของสารมลพิษถือเป็นปัญหาที่สำคัญและท้าทายสำหรับการฟื้นฟูสภาพแวดล้อม ซึ่งจำเป็นต้องใช้การบูรณาการองค์ความรู้ในด้านต่างๆหลายด้านเข้าด้วยกันเพื่อแก้ปัญหา ในบทความนี้ ได้กล่าวถึงปัญหาการปนเปื้อนร่วมกันระหว่าง PAHs กับโลหะหนัก ซึ่งเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อมที่เกิดขึ้นจริง การใช้พืชเพื่อฟื้นฟูดินที่มีปัญหาการปนเปื้อนดังกล่าวมีแนวโน้มเป็นไปได้ แต่ต้องอาศัยการปรับแต่งเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพ การลดความเป็นพิษของโลหะหนักในกระบวนการฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อน PAHs มีความเป็นไปได้หลายทาง เช่น ใช้พืชที่ทนทานหรือสะสมโลหะหนักได้ดี เพิ่มการใช้แบคทีเรียส่งเสริมการเจริญเติบโตของพืช ไมคอร์ไรซา สารลดแรงตึงผิว สารคีเลท หรือการปลูกพืช 2 ชนิดร่วมกัน การศึกษา

เปรียบเทียบประสิทธิภาพของวิธีการต่างๆ การศึกษากลไกในเชิงลึก หรือแม้แต่ผลกระทบของสภาพแวดล้อมทางกายภาพอื่นๆ เช่นคุณภาพของดิน ล้วนแต่เป็นโจทย์ที่น่าสนใจและท้าทายสำหรับการศึกษาวิจัยทางด้านการฟื้นฟูสภาพแวดล้อมด้วยพืชต่อไป

เอกสารอ้างอิง

Almeida, C. M. R., A. C. Dias, A. P. Mucha, A. A.Bordalo and M. T. Vasconcelos, (2009). Influence of Surfactants on the Cu phytoremediation Potential of a Salt Marsh Plant. **Chemosphere**, 75, 135-140.

Ankhina, T.O., V.V. Kochetkov, N.F. Zelenkova, V.V. Balakshina and A. M. Boronin. (2004). Biodegradation of Phenanthrene by Pseudomonas Bacteria Bearing Rhizospheric Plasmids in Mmodel Plant-microbe Association. **Applied Biochemistry and Microbiology,** 40, 568-572.

Batty, L.C. and M. Anslow. (2008). Effect of a Polycyclic Aromatic Hydrocarbon on the Phytoremediation of Zinc by two Plant Species *(Brassica juncea and Festuca arundinacea)*. **International Journal of Phytoremediation**, 10, 236-251.

Boonyatumanond, R., G. Wattayakorn, A. Togo and H. Takada. (2006). Distribution and Origins of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Riverine, Estuarine, and Marine Sediments in Thailand. **Marine Pollution Bulletin**, 52, 942-956.

Cau, L., G. Shen and Y. Lu. (2008). Combined Effect of Heavy Metal and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon on Soil Microorganism Communities. **Environmental Geology,** 54, 1531-1536.

Chouychai, W., A. Tongkukiatkul, S. Upatham, H. Lee, P. Pokethitiyook and M. Kruatrachue. 2009. Plant -Enhanced Phenanthrene and Pyrene Biodegradation in Acidic Soil. **Journal of Environmental Biology,** 30 (1), 139-144.

Echols, K.R, W.G. Brumbaugh, C.E. Orazio, T.W. May, B.C. Poulton and P.H. Peterman. (2008). Distribution of Pesticide, PAHs, PCBs, and Bioavailable Metals in Depositional Sediment of the Lower Missouri River, U.S.A. **Archive Environmental Contamination and Toxicology,** 55, 161-172.

Gramss, Q.(2000). Degradation of Aromatic Xenobiotic in Aerated Soil by Enzyme System of Microorganism and Plants. In D. L. Wise, D. J. Trantolo, E. J. Cichon, H. I., Inyang and U. Stottmeister (Eds.), **Bioremediation of Contaminated Soil** (pp. 489-536) Basel : Marcel Dekker AG.

Gregorio, S. D., M. Barbafleri, S. Lampis, A. M. Sanangelantoni, E. Tassi and G. Vallini. (2006). Combined Application of Triton X-100 and Sinorhizobium sp PB002 inoculum for the Improvement of Lead Phytoextraction by Brassica juncea in EDTA amended soil. **Chemosphere,** 63, 298-299.

Huang, X., Y. El-Alawi, D.M. Penrose, B.R. Glick and B.M. Greenberg. (2004). A Multi-process Phytore-Mediation System for Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Contaminated Soil. **Environmental Pollution,** 130, 465-476.

Huang, X., Y. El-Alawi, D.M. Penrose, B.R. Glick and B.M. Greenberg. (2004). Response of Three Grass Species to Creosote During Phytoremediation. **Environmental Pollution**, 130, 453-463.

Hynes, R.K, R.E. Farrell and J.J. Germida. (2004). Plant-assited Degradation of Phenanthrene Assessed by Solid-phase Microextraction (SPME). **International Journal of Phytoremediation**, 6, 253-268.

Johnsen A.R., L.Y. Wick and H. Harms. (2005). Principles of Microbial PAH-degradation in Soil. **Environemntal Pollution**, 133, 71-84.

Johnson, D. L, D. R Anderson and S.P. McGrath. (2005). Soil Microbial Response During the Phyto-Remediation of a PAH-contaminated Soil. **Soil Biology and Biochemistry,** 37, 2334-2336.

Juhasz, A.L. and R. Naidu. (2000). Bioremediation of High Molecular Weight Polycyclic Aromatic hy Drocarbons: a Review of the Microbial Degradation of Benzo[a]pyrene. **International Bioterioration and Biodegradation**, 45, 57-88.

Kamaludeen, S.P.B. and K. Ramasamy. (2008). Rhizo-Remediation of Metals : Harnessing Microbial Communities. **Indian Journal of Microbiology,** 48, 80-88.

Kasem, M.A., B.R. Singh, S.M.I. Huq and S. Kawai. (2008). Cadmium Phytoextraction Effiency of Arum *(Colocasia antiquorum)*, Radish (*Raphanus sativus L.)* and Water Spinach *(Ipomoea aquatica)* grown in Hydroponics. **Water, Air, and Soil Pollution,** 192, 273-279.

Khan, S., A.E Heshan, G. Qing, L. Shuang, and J. He. (2009). Biodegradation of Pyrene and Catabolic Genes in Contaminated Soil Cultivated with Lolium Multiflorum L. **Journal of Soils Sediments**, in press.

Kirk, J. L., J. N. Klironomos, H. Lee and J. T. Trevors. (2002). Phytotoxicity Assay to Assess Plant Species for Phytoremediation of Petroleum-contaminated soil. **Bioremediation Journal** 6, 57-63.

Korda, A, P. Santas, A. Tenente and R. Santas. (1997). Petroleum Hydrocarbon Bioremediation: Sampling and Analytical Techniques, in Situ Treatments and Commercial Microorganisms Currently used. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 48, 677-686.

Kuffner, M., M. Puschenreiter, G. Wieshammer, M. Gorfer and A. Sessitsch, (2008). Rhizosphere Bacteria Affect Growth and Metal Uptake of Heavy Metal Accumulating Willows**. Plant and Soil**, 304, 35-44.

Lacey, A.M, J.W. King, J.G. Quinn, E.L. Mecray, P.G. Appleby and A.S. Hunt. (2001). Sediment Quality in Burlington Habor, Lake Champlain, U.S.A. **Water, Air, and Soil Pollution**, 126, 97-120.

Lim, J. M., A. L. Salido and D. J. Butcher. (2004). Phytoremediation of lead using Indan Mustard *(Brassica juncea)* with EDTA and Electrodics. **Microchemical Journal,** 76, 3-9.

McCutcheon, S.C. and J.L. Schnoor. (2003). Overview of Phytotransformation and Control of Waste In McCutcheon, S.C. and J.L. Schnoor, (Eds.). **Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminant**, (pp. 3-58) New Jercy, Wiley-Interscience, Inc.

Naik, P.R. and Sakthivel, (2006). Functional Characterization of a Novel Hydrocarbonoclastic Pseudomonas sp. Strain PUP6 with Plant Growth Promoting Traits and Antifungal Potential. **Research in Microbiology,** 157, 538-546.

Oleszczuk, P. (2008). Phytotoxicity of Municipal Sewage Sludge Composts Related to Physico-chemical Properties, PAHs, and Heavy Metals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 69, 496 - 505

Parales, R. E. and C.S. Harwood (2002). Bacterial Chemotaxis to Pollutants and Plant-derived Aromatic Molecules. **Current Opinion in Microbiology,** 5, 266-273.

Samanta S.K, O.V. Singh and R.K .Jain. (2002). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons : Environmental Pollution and Bioremediation. **Trends in Biotechnology,** 20(6), 243-248.

Sandrin, T.R and R.M. Maier. (2003). Impact of Metal on the Biodegradation of Organic Pollutants. **Environmental Health Perspective,** 111, 1093 - 1101

Siciliano, S.D. and J.J. Germida (1998). Mechanism of Phytoremediation: Biochemical and Ecological Interaction Between Plants and Bacteria. **Environmental Review,** 6, 65 - 79

Siciliano, S. D., J. J. Germina, K. Banks, and C.W. Greer (2003). Changes in Microbial Community Composition and Function During a Polyaromatic Hydrocarbon Phytoremediation Field Trial. **Applied and Environmental Microbiology**, 69, 483-489

Sign, P. and S. S. Cameotra. (2004). Enhancement of Metal Bioremediation by use of Microbial Surfactantants. **Biochemical and Biophysical Research Communications,** 319, 291-297.

Somtrakoon, K, S. Suanjit, P. Pokethitiyook, M. Kruatrachue, M.B. Cassidy, J.T. Trevors, H. Lee and S. Upatham. (2009). Comparing Phenanthrene Degradation by Alginate-encapsulated and Free Pseudomonas sp. UG14Lr cells in Heavy Metal Contaminated Soils. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, 84, 1660 - 1668

Sterritt, R. M. and J.N. Lester. (1980). Interaction of Heavy Metals with Bacteria. **Science of the Total Environment,** 14, 5 -17.

Wilcke W., S. Mller, N. Kanchanakool, C. Niamsku and W. Zech. (1999). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Tropical Metropolis Bangkok. **Geoderma,** 91, 297-309.

Yoshitomi, K. J. and J. R. Shann. (2001). Corn (Zea may) Root Exudates and Their Impact on 14C-pyrene Mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, 33, 1769-1776.

Yuan, S.Y., S.H. Wei and B.V. Chang (2000). Biode-Gradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by a Mixed Culture. **Chemosphere**, 41, 1463-1468

Zehetner, F., U. Rosenfellner, A. Mentler, M.H. Gerzabek, (2009). Distribution of Road Salt Residues, Heavy Metal, and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Across a Highway-forest Interface. **Water, Air, and Soil Pollution**, 198, 125 - 132