บทที่ 2

วารสารปริทัศน์

Cerniglia (1992) และ Wilson และ Jones (1993) ได้สรุปแหล่งกำเนิดและวิธีในการเข้าสู่สิ่งแวดล้อมของสาร PAHs ไว้ดังต่อไปนี้

กระบวนการแยกและแปรสภาพธรรมชาติก๊าซธรรมชาติจากเชื้อเพลิงฟอสซิล

การใช้พลังงานและความร้อนจากเชื้อเพลิงฟอสซิล

กระบวนการกลั่นน้ำมันดิบ และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากน้ำมันดิบ

กระบวนการผลิตถ่านโค้ก (coke production)

การผลิตและการใช้คาร์บอนแบล็ค (carbon-black)

การผลิตและการใช้แอสฟัลท์ (asphalt)

กระบวนการรักษาเนื้อไม้ (wood-treatment process)

การผลิตผลิตภัณฑ์ถนอมเนื้อไม้ที่ใช้คลีโอโสท (creosote) เป็นองค์ประกอบหลัก

การเก็บ การขนส่ง กระบวนการผลิต การใช้และการกำจัดน้ำมันเชื้อเพลิง

การกำจัดสิ่งปฏิกูลโดยการฝังดิน (land fill)

การเผาไหม้ของถ่านหินในระบบแบบเปิด

การเผาสิ่งปฏิกูล (incineration)

การซึมของน้ำมันดิบในธรรมชาติ

การรั่วไหลที่เกิดจากอุบัติเหตุจากเรือบรรทุกน้ำมันและเรือชนิดอื่น

การแพร่กระจายของน้ำเสียชุมชนและอุตสาหกรรมปิโตรเคมี

การเปลี่ยนแปลงของ PAHs เมื่ออยู่ในสิ่งแวดล้อมจะเกิดกระบวนการต่าง ๆ ดังนี้

การกลายเป็นไอ (volatilization)

ปฏิกิริยาออกซิเดชันของแสง (photooxidation)

ปฏิกิริยาออกซิเดชันทางเคมี (chemicaloxidation)

การสะสมอยู่ภายในสิ่งมีชีวิต (bioaccumulation)

การดูดซับโดยอนุภาคของดิน (adsorption)

การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ (microbial degradation)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

การเปลี่ยนแปลงลักษณะดังกล่าวทำให้สารพิษส่วนหนึ่งลดปริมาณลง แต่อย่างไรก็ตามการปนเปื้อนของสารเคมีอันตรายต่าง ๆ ในสิ่งแวดล้อมยังคงมีปริมาณสูง โดยเฉพาะอย่างยิ่งสาร PAHs ที่มีโมเลกุลสูงก็ยังคงตกค้างในสิ่งแวดล้อม เนื่องจากละลายน้ำได้น้อยมาก และถูกดูดซับโดยอนุภาคดินจึงทำให้ยากต่อการถูกทำลาย (Cerniglia, 1992)

สาร PAHs เป็นสารประเภท lipophilic อาจสะสมในพืชได้ (Jones และคณะ, 1989b; Jones, 1991 และ Wild และ Jones, 1992) มีผู้ศึกษาการที่ PAHs เข้าสู่พืช พบว่าปริมาณ PAHs ที่พบในดินกับในพืชมีความสัมพันธ์กัน รูปแบบ PAHs ที่พบในพืชจะคล้ายกับที่พบในบรรยากาศ เพราะ PAHs โมเลกุลต่ำๆ ได้แก่ แนพธาลีน อะซีแนพธาลีน ฟลูออรีน ฟีแนนทรีน แอนทราซีน จะระเหยแพร่กระจายทั่วไปในส่วนต่าง ๆ ของสิ่งแวดล้อม (Ryan และคณะ, 1988; Jones และคณะ,1989a; Wild และคณะ, 1992 และ Wild และ Jones, 1994) มีความเป็นไปได้สูงที่จะระเหยจากดินเข้าสู่พืชได้ แต่ถ้า PAHs โมเลกุลสูงจะระเหยได้น้อยมาก สามารถตรวจพบ PAHs โมเลกุลต่ำ ๆ ในใบและรากพืช ได้แก่ กะหล่ำปลี แครอท ผักกาด ต้นหอม ชนิดของพืชมีผลต่อปริมาณ PAHs ในเนื้อเยื่อชั้นในของพืช, ฤดูกาลมีผลต่อปริมาณ PAHs ในดิน (Duarte-Davidson และ Jones, 1996 และ Kipopoulou และคณะ,1999) ต้นไม้สามารถลดปริมาณ PAHs โดยดักจับและเก็บอนุภาคเหล่านี้ไว้ในใบและผิวของเปลือกลำต้น มีการศึกษาผลของใบของต้นไม้ผลัดใบในการกำจัดอนุภาค PAHs ออกจากบรรยากาศ (Jouraeva และคณะ, 2002) พบว่า PAHs จากอากาศจะสะสมบนพื้นผิวใบพืชเป็นส่วนใหญ่ในชั้นคิวติเคิลส่วนที่เป็นแวกซ์ (Bacci และคณะ, 1990; Riedever, 1990; Sabljic และคณะ, 1990 และ Trapp และคณะ, 1990) และการเคลื่อนย้ายจากส่วนใบด้านนอกเข้ามาสู่ส่วนใบด้านในจะช้าหรือแทบจะไม่เกิดขึ้น เนื่องจากต้องเคลื่อนผ่านทางโฟลเอม (phloem) ซึ่งต้องอาศัยการละลายน้ำด้วย (Simonich และ Hites, 1995) การสะสมสาร PAHs ในพืชขึ้นอยู่กับสมบัติของ PAH แต่ละชนิด คุณสมบัติพื้นที่ผิวใบ ปริมาณแวกซ์ที่อยู่ในใบและสภาพสิ่งแวดล้อม (Komp และ McLachlan, 1997; Bohme และคณะ, 1999 และ Franzaring, 1997) องค์ประกอบของแวกซ์ในพืชสกุลเดียวกันมีความแตกต่างกันเล็กน้อย แต่ในกลุ่มไม้ผลัดใบมีส่วนประกอบของแวกซ์แตกต่างกันระหว่างชนิดของพืช (Gulz และคณะ,1988) พืชที่มีใบเล็กสามารถสะสมและเก็บอนุภาค PAHs ได้มากกว่าพืชที่มีใบใหญ่ (Smith,1981)

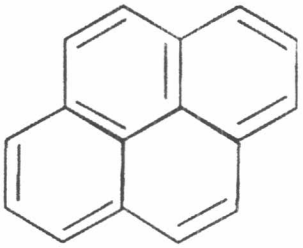
Lodovici และคณะ (1998) ศึกษาปริมาณ PAHs ในใบของต้นซัยพฤกษ์ (*Laurus nobilis*) ซึ่งเป็นไม้ไม่ผลัดใบจากบริเวณต่าง ๆ พบว่ามีความสัมพันธ์กับปริมาณ PAHs ในอากาศบริเวณนั้น สามารถใช้ใบของต้นซัยพฤกษ์เป็นตัวบ่งชี้มลภาวะทางอากาศได้ มลพิษจาก PAHs สามารถพบได้เสมอแม้แต่บริเวณชนบท ปริมาณ PAHs ในเมืองใหญ่จะมากกว่าเมืองขนาดกลางและขนาดเล็ก ซึ่งมาจากการจราจรที่หนาแน่น

กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม (2545) ได้ศึกษาการกระจายตัวของสาร PAHs ในชั้นบรรยากาศของกรุงเทพมหานครพบไพรีนในรูปของก๊าซ 80 เปอร์เซ็นต์ ที่เหลือพบอยู่ในรูปฝุ่นละออง สาร PAHs ที่โมเลกุลสูงกว่าไพรีน เช่น Benzo(k)Fluoranthrene, Dibenz(a,h) anthracene, Benzo(ghi)perylene มักพบอยู่ในรูปฝุ่นละอองขนาดเล็กกว่า 2.1 ไมครอน และได้ศึกษาการแพร่กระจายของ PAHs 3 ชนิด ได้แก่ Benzo(a)pyrene, Benzo(k)fluoranthene และ Benzo(g,h,I)perylene ในแหล่งน้ำของกรุงเทพมหานครและปริมณฑล 3 จังหวัด คือ นนทบุรี ปทุมธานี และสมุทรปราการ พบว่า การปนเปื้อนของสารเหล่านี้ในแหล่งน้ำยังไม่อยู่ในระดับวิกฤติ โดยพบเฉพาะสาร Benzo(k)fluoranthene เพียงชนิดเดียว

ขั้นตอนการบำบัดสารพิษในสิ่งแวดล้อมจะต้องทราบถึงองค์ประกอบของสารที่ปนเปื้อนเพื่อให้สามารถคัดเลือกและกำหนดวิธีการที่เหมาะสมในการกำจัด โดยอาจใช้วิธีการทำลายฤทธิ์ด้วยการบำบัดทางเคมีฟิสิกส์ (chemical – physical treatment) การเผาที่อุณหภูมิสูง (incineration) และกำจัดกากที่เหลือโดยวิธีฝังกลบ (land disposal) ในที่สุด แต่อาจมีสารพิษชนิดอื่นหรืออาจมีผลเสียเกิดขึ้นจากการทำลายด้วยวิธีการดังกล่าวได้ ทำให้ต้องมีการกำจัดในขั้นต่อไป ข้อดีของการใช้สารเคมีคือจะใช้ประโยชน์ได้ในกรณีที่สารเคมีแพร่กระจายไปสู่บริเวณข้างเคียงอย่างรวดเร็ว แต่มีข้อเสียคือสารเคมีนั้นอาจก่อให้เกิดสารพิษชนิดใหม่ขึ้นได้ นอกจากนี้ขั้นตอนบำบัดยังเสียค่าใช้จ่ายสูงอีกด้วย (Lee, 1995)

การบำบัดทางชีวภาพที่เรียกว่า Bioremediation กำลังมีการนำมาใช้กันมาก เนื่องจากวิธีนี้ไม่ก่อให้เกิดสารตกค้างต่าง ๆ ในระบบสิ่งแวดล้อมอันจะนำไปสู่ปัญหาต่าง ๆ ต่อไปในอนาคต วิธีหนึ่งที่นิยมใช้ก็คือ การนำจุลินทรีย์มาใช้ในการย่อยสลายสารประเภทนี้ให้กลายเป็นสารที่ไม่มีพิษหรือมีพิษน้อยลง โดยอาจมีการเติมจุลินทรีย์ต่างถิ่น (exogenous microorganism) ที่มีคุณสมบัติย่อยสลาย PAHs ลงในดินบริเวณนั้น (bioaugmentation) เพื่อให้เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพ แต่จุลินทรีย์ต่างถิ่นมักอยู่รอดได้น้อยเนื่องจากไม่คุ้นเคยกับสภาพแวดล้อม จึงอาจกระตุ้นให้จุลินทรีย์ท้องถิ่น (indigenous microorganisms) ในบริเวณที่มีการปนเปื้อนมีประสิทธิภาพและเพิ่มกิจกรรมในการย่อยสลายสาร PAHs ในบริเวณนั้นได้สูงขึ้น (biostimulation)

การบำบัดสาร PAHs โดยวิธีชีวภาพจำเป็นต้องทราบโครงสร้างโมเลกุลและสมบัติทางเคมีของสารที่ต้องการบำบัดเพื่อประเมินการเปลี่ยนแปลงของสารที่เกิดขึ้น และเพื่อประเมินศักยภาพของการบำบัดโดยวิธีชีวภาพเนื่องจากสาร PAHs แต่ละชนิดมีสมบัติทางเคมีและฟิสิกส์ที่จำเพาะแตกต่างกัน โดยที่จำนวนและการจัดเรียงตัวของวงแหวนเบนซีนมีผลต่อการคงทน การละลายและการระเหยของสารนี้ในสิ่งแวดล้อม รวมทั้งมีผลต่อการย่อยสลายของจุลินทรีย์ (Trejo และ Quentero, 2000) ในการทดลองนี้ได้คัดเลือกสารไพรีน ซึ่งเป็น PAHs ที่มีโครงสร้างประกอบด้วยวงแหวนเบนซีน 4 วงเชื่อมต่อกัน ดังแสดงในรูปที่ 2.1



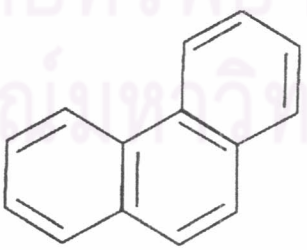
Pyrene

รูปที่ 2.1 โครงสร้างไพรีน (Cerniglia, 1992)

ไพรีนมีโครงสร้างโมเลกุลเสถียร สูตรโมเลกุล $C_{16}H_{10}$ มีน้ำหนักโมเลกุล 202.24 ความถ่วงจำเพาะ 1.271 ที่อุณหภูมิ 23 องศาเซลเซียส อุณหภูมิหลอมเหลว 156 องศาเซลเซียส อุณหภูมิกลายเป็นไอ 404 องศาเซลเซียส (Verschueren, 1977) สมบัติของไพรีน เมื่ออยู่ในสถานะของแข็งจะไม่มีสีหรือมีสีเหลือง สารละลายให้สีฟ้าอ่อน ละลายได้น้อยในน้ำ (0.13 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ 25 องศาเซลเซียส) ทำให้มีความทนทานต่อการย่อยสลาย (Trzesicka-Mlynarz และ Ward, 1996) สารกลุ่มนี้ก่อให้เกิดความเป็นพิษทั้งแบบเฉียบพลันและแบบเรื้อรัง เป็นสารก่อมะเร็ง (carcinogens) และสารก่อการ กลายพันธุ์ (mutagens) ต่อสิ่งมีชีวิต (Wilson และ Jones, 1993)

การนำฟีแนนทรีนมาใช้ร่วมกับการย่อยสลายไพรีน เนื่องจากมีรายงานจำนวนมากที่กล่าวถึงการใช้ฟีแนนทรีนเป็นโคสับสเตรทรวมกับไพรีน (Geiselbrecht และคณะ,1998; Bouchez และคณะ,1999; Molina และคณะ,1999; และ Supaka และคณะ,2001) ดังนั้นจึงได้นำฟีแนนทรีนมาใช้ร่วมด้วยในการวิจัยนี้

ฟีแนนทรีน (Phenanthrene) เป็นสารประกอบอินทรีย์ชนิดหนึ่งในกลุ่มสารพอลิไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่มีโครงสร้างประกอบด้วยวงเบนซีน 3 วงเชื่อมต่อกันเป็นมุม (angular arrangement) ดังแสดงในรูปที่ 2.2



Phenanthrene

รูปที่ 2.2 โครงสร้างฟีแนนทรีน (Chang และคณะ, 2002)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

การย่อยสลายไพรีน

เนื่องจากไพรีนมีโครงสร้างที่ประกอบด้วยวงเบนซีนถึง 4 วง จึงเลือกใช้ไพรีนแทน PAH ที่มีโมเลกุลสูง เพราะแพร่กระจายในสิ่งแวดล้อมและทำให้เป็นมลภาวะคงทนอยู่ในตะกอนดิน มีรายงานวิจัยหลายเรื่องที่ศึกษาเกี่ยวกับการย่อยสลายไพรีนโดยใช้ไพรีนเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน หรือการย่อยสลายแบบวิธีโคเมแทบอลิซึม (Boldrin และคณะ,1993; Geiselbrecht และคณะ, 1998 และ Walter และคณะ, 1991) ถึงแม้ไพรีนไม่ได้ก่อให้เกิดมะเร็ง แต่เป็นสาร co-carcinogen (USEPA, 1979) ไพรีนจะทนทานต่อการเข้าย่อยสลายของแบคทีเรียภายใต้สภาวะไร้อากาศ และโดยทั่วไปไพรีนจะถูกย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ภายใต้สภาวะมีอากาศ และไพรีนจะไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในดิน (Pothuluri และ Cerniglia, 1994)

แบคทีเรียที่สามารถย่อยสลายไพรีนเพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน (mineralization) และย่อยสลายไพรีนแบบโคเมแทบอลิซึม สรุปไว้ในตารางที่ 2.1 และ 2.2 ตามลำดับ

ตารางที่ 2.1 แบคทีเรียที่สามารถย่อยสลายไพรีนเพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน

สายพันธุ์แบคทีเรีย	เอกสารอ้างอิง
Rhodococcus sp. สายพันธุ์ UW1	Walter และคณะ (1991)
Mycobacterium sp. สายพันธุ์ BB1	Fritzsche (1994)
Mycobacterium sp. สายพันธุ์ VF1	Kastner และคณะ (1994)
Mycobacterium sp. flavescens	Dean-Ross และ Cerniglia (1996)
Mycobacterium sp. สายพันธุ์ KR2	Rehmann และคณะ (1998)
Mycobacterium sp. สายพันธุ์ CH1	Churchill และคณะ (1999)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.2 แบคทีเรียที่สามารถย่อยสลายไพรีนแบบโคเมแทบอลิซึม

สายพันธุ์แบคทีเรีย	โคสับสเตรท	เอกสารอ้างอิง
Mycobacterium sp.	สารอินทรีย์	Heitkamp และคณะ (1988a)
Flavobacterium sp.	เปปโตนและสารสกัดจากยีสต์	Trezesicka-Mlynarz และ Ward (1995)
Pseudomonas aeruginosa		
Pseudomanas putida		
Cycloclasticus sp.	ฟีแนนทรีน	Geiselbrecht และคณะ (1998)
Mycobacterium sp.	ฟีแนนทรีน	Molina และคณะ (1999)
Sphingomonas sp. P2	ฟีแนนทรีน	Supaka และคณะ (2001)

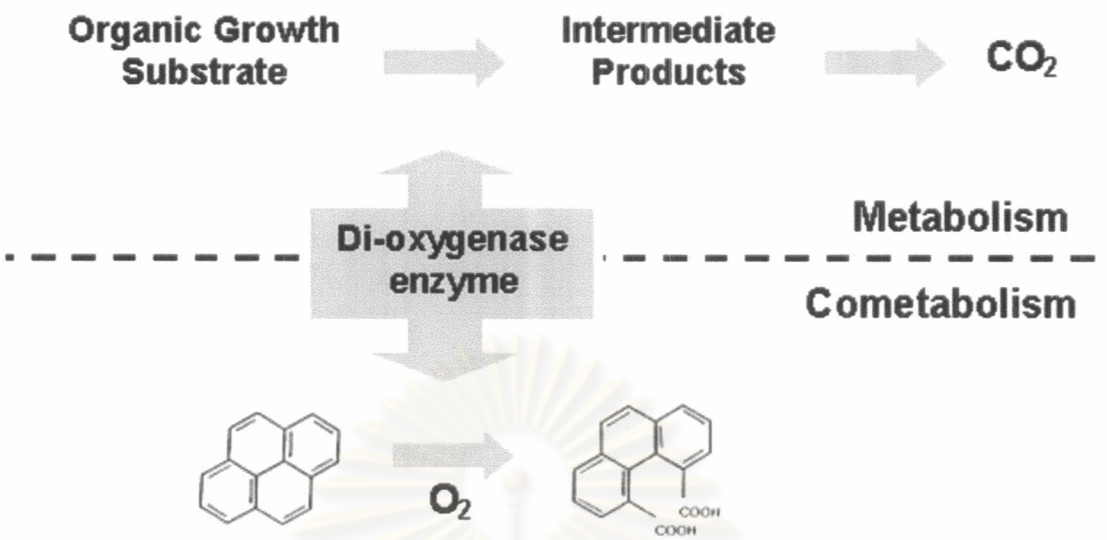
Heitkamp และคณะ (1988b) พบว่า *Mycobacterium* sp.ย่อยสลายไพรีนได้แบบโคเมแทบอลิซึมเมื่อเติมสารอินทรีย์ลงไป โดยจะพบสารมัธยันต์ 7 ชนิด ได้แก่ ซิส-4,5-ไพรีนไดไฮโดรไดออล (cis-4,5-pyrenedihydrodiol), ทรานส์-4,5-ไพรีนไดไฮโดรไดออล (trans-4,5-pyrenedihydrodiol), ไพรีนอล (pyrenol), 4-ไฮดรอกซีเพอริแนพธีโนน (4-hydroxyperinaphthenone), กรด 4-ฟีแนนโทรอิค (4-phenanthroic acid), กรดพะธาลิก (phthalic acid) และกรดซินนามิค (cinnamic acid) แสดงว่า *Mycobacterium* sp.ใช้วิถีเริ่มต้นในการย่อยสลายไพรีนมากกว่าหนึ่งวิถี เพราะพบซิสและทรานส์-4,5-ไพรีนไดไฮโดรไดออล ซึ่งได้มาจากการย่อยสลายโดยเอนไซม์ไดออกซีจีเนส (dioxygenase) และโมโนออกซีจีเนส (monooxygenase) ตามลำดับ Nieman และคณะ (1998) รายงานว่าไพรีนและผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการเปลี่ยนรูปของไพรีนจะรวมกับอนุภาคของสารอินทรีย์เกิดกระบวนการสร้างสารฮิวมิกเป็นขั้นสุดท้ายในดิน ซึ่งอาจทำให้ไพรีนนี้เป็นอันตรายน้อยลง เนื่องจากเป็นสารประกอบที่สกัดออกมาได้ยาก

โคเมแทบอลิซึม

คาร์บอนที่อยู่ในสารปนเปื้อนสามารถใช้เป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับจุลินทรีย์ได้ แต่ถ้าจุลินทรีย์ใช้ไม่ได้เพราะความเข้มข้นของสารมากเกินไป อาจทำให้เกิดความเป็นพิษขึ้น หรือจุลินทรีย์อาจไม่สามารถย่อยสลายได้โดยตรง จำเป็นต้องใช้การย่อยสลายแบบโคเมแทบอลิซึม (OCCTC, 2003) ซึ่งเป็นการเกิดออกซิเดชันสับสเตรทบางส่วน แต่พลังงานที่ได้จากการออกซิเดชันไม่ได้ใช้ในการเจริญของจุลินทรีย์ ดังนั้นคาร์บอนที่เติมลงไปเพื่อกระตุ้นการย่อยสลายแบบโคเมแทบอลิซึมต้องมีความเหมือนหรือใกล้เคียงกับสารปนเปื้อนที่ต้องการย่อยสลายนั้น

กลุ่มจุลินทรีย์จะสามารถย่อยสลาย PAHs ได้หลายชนิด โดยใช้วิถีการย่อยสลายแบบเฉพาะเจาะจง หรือวิถีการย่อยสลายแบบธรรมดาหรือทั้ง 2 วิถีร่วมกัน (Bauer และ Capone,1988) โดยทั่วไปสารอะโรมาติกที่มีจำนวนวงน้อย 1-3 วง จะถูกย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ได้อย่างรวดเร็ว ในขณะที่สารอะโรมาติกจำนวนวงมากตั้งแต่วง 4 วงขึ้นไปจะย่อยสลายช้าและมักพบการย่อยสลายแบบโคเมแทบอลิซึม เนื่องจากสารอะโรมาติกวงใหญ่มีค่า bioavailability หรือปริมาณที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในทางชีวภาพได้ต่ำ นั่นคือละลายน้ำได้น้อยและดูดซับกับอนุภาคดินได้ดี (Maier, 2000) การย่อยสลาย PAHs ที่มีวงเบนซีน 4-5 วงจะถูกกระตุ้นได้หากมี PAHs ที่มีวงเบนซีนต่ำกว่านั้นอยู่ด้วย (Bauer และ Capone,1988 และ Sim และคณะ,1989) ในกรณีที่มี PAHs หลายชนิดผสมกันอยู่ในสิ่งแวดล้อม สารโมเลกุลต่ำถูกย่อยสลายได้ง่ายกว่าสารโมเลกุลสูง

ถ้าเอนไซม์ที่ย่อยสลายสารเหล่านี้มีความจำเพาะกับสับสเตรทต่ำ การย่อยสลายสารโมเลกุลสูงอาจถูกกระตุ้นโดยสับสเตรทที่ย่อยสลายได้ง่าย เช่น PAHs 2-3 วง (Molina และคณะ, 1999) การที่จุลินทรีย์สามารถย่อยสลาย PAHs ได้มากกว่าหนึ่งชนิด อาจเป็นเพราะเอนไซม์ไดออกซีจีเนสของโปรคาริโอตถูกกระตุ้นเมื่อพบกับ PAHs โดยตรง (Cerniglia, 1982) ทำให้เกิดซิส-ไฮดรอกซีเลชัน เริ่มแตกวงโมเลกุลสาร PAHs และสารมัธยันต์แต่ละชนิด อาจเพียงพอที่จะตัดวงของ PAHs มากกว่าหนึ่งชนิด เพราะโครงสร้างของสาร PAHs และสารมัธยันต์หลายชนิดมีความคล้ายคลึงกัน ซึ่งอาจมีเอนไซม์ออกซีจีเนสที่มีการทำงานคล้ายกัน หรืออาจเป็นเพราะวิถีการย่อยสลายที่มีอยู่ในจุลินทรีย์สามารถย่อยสลาย PAHs ได้มากกว่าหนึ่งชนิด (Bauer และ Capone, 1988) แต่แท้จริงแล้วอาจเป็นเพราะโครงสร้าง PAHs ที่คล้ายคลึงกัน เอนไซม์ออกซีจีเนสที่เข้าย่อยสลายจึงน่าจะคล้ายคลึงกัน (Neff, 1979) วิถีการย่อยสลายแบบโคเมแทบอลิซึมแสดงในรูปที่ 2.3



รูปที่ 2.3 วิถีการย่อยสลาย PAHs โมเลกุลสูงแบบโคเมแทบอลิซึม

ในธรรมชาติจะพบเหตุการณ์ที่จุลินทรีย์ซึ่งคุ้นเคยกับสาร PAH แต่ละชนิด สามารถย่อยสลาย PAHs ได้หลายชนิด และจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายเพิ่มจำนวนหลากหลายมากขึ้นหลังจากที่ให้คุ้นเคยกับ PAHs เหตุการณ์ทั้งสองเป็นการกระตุ้นการย่อยสลายและการเจริญเพิ่มจำนวน ซึ่งทั้งสองรูปแบบนี้จะกระตุ้นการย่อยสลาย PAHs และสารที่มีความคงทนอื่น ๆ ในสิ่งแวดล้อม (Bauer และ Capone, 1988)

มีหลายงานวิจัยที่รายงานว่าแบคทีเรียหลายสายพันธุ์สามารถใช้ไพรีนและฟีแนนทรีนได้ อาจเป็นเพราะกระบวนการย่อยสลายสารทั้งสองมีความคล้ายคลึงกัน (Heitkamp และ Cerniglia, 1988; Beckles และคณะ, 1998; Tiehm และ Fritzsche, 1995 และ Bouchez และคณะ, 1995) โดยมีรายงานที่ใช้ฟีแนนทรีนเป็นโคสับสเตรทในการย่อยสลายไพรีน ได้แก่

Bouchez และคณะ (1999) รายงานว่าแบคทีเรียบริสุทธิ์ 3 สายพันธุ์ ได้แก่ *Pseudomonas* sp. *S Phe Na1, Pseudomonas* sp. *S Flu Au1* และสายพันธุ์ที่คัดแยกได้ใหม่ มีการย่อยสลายแบบโคเมแทบอลิซึมได้บ่อย หากใช้ร่วมกัน 2,3 ชนิด จะสามารถย่อยสลาย PAHs 5 ชนิดได้อย่างสมบูรณ์ (ฟีแนนทรีน, ฟลูออรีน, แอนทราซีน, ฟลูออแรนทรีนและไพรีน) แต่ถูกจำกัดในอาหารเหลว ในทางตรงกันข้าม หากนำไปใช้ย่อยสลาย PAHs 5 ชนิดในดิน พบว่ากลุ่มจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว น่าจะเกิดจากความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์ในดินและกลุ่มจุลินทรีย์ที่เติมลงไป เป็นการเอื้อประโยชน์ร่วมกันแบบโคเมแทบอลิซึม

Molina และคณะ (1999) รายงานว่าการที่จุลินทรีย์มีความคุ้นเคยกับสารฟีแนนทรีนและไพรีนมาก่อน เมื่อต้องย่อยสลายฟีแนนทรีนและไพรีนอีกครั้ง ไม่ต้องสร้างเอนไซม์เพิ่มขึ้นเพื่อการย่อยสลายอีกแต่ถ้าให้จุลินทรีย์คุ้นเคยกับแนพธาลีนหรือแอนทราซีนมาก่อนจะไม่กระตุ้นการย่อยสลายไพรีน ไม่เพียงแต่ไพรีนและฟีแนนทรีนถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียสายพันธุ์เดียวกันเท่านั้น สารทั้งสองสามารถถูกย่อยสลายด้วยกันหลังจากเหนี่ยวนำด้วยไพรีนหรือฟีแนนทรีน และไพรีนถูกย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ได้โดยเชื้อผสม การที่ไพรีนถูกย่อยสลายได้มากขึ้นนั้นขึ้นอยู่กับตัวเหนี่ยวนำ ในขณะที่ฟีแนนทรีนจะย่อยสลายได้มากขึ้นไม่ต้องใช้ตัวเหนี่ยวนำ การย่อยสลายฟีแนนทรีนและไพรีนเกิดขึ้นพร้อมกันถึงแม้จะมีการละลายต่างกัน (1.3 และ 0.135 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ) (Mackay และ Shio,1977)

Supaka และคณะ (2001) รายงานว่า *Sphingomonas* sp. สายพันธุ์ P2 ไม่สามารถย่อยสลายไพรีนเพื่อใช้ในการเจริญได้โดยตรง แต่เมื่อเติมฟีแนนทรีนลงไปในอาหารร่วมกับไพรีน พบว่าเกิดการย่อยสลายไพรีนได้โดยปฏิกิริยาแบบโคเมแทบอลิซึม

นอกจากนี้ยังมีการย่อยสลายสาร PAHs โมเลกุลสูงๆ แบบโคเมแทบอลิซึมได้อีก เช่น การย่อยสลายเบนโซเอไพรีนซึ่งเป็นสาร PAH โมเลกุลสูง จะถูกกระตุ้นเพิ่มขึ้นเมื่อผสม PAHs ชนิดอื่น ๆ ลงไปด้วย (Heitkamp และ Cerniglia, 1989)

ปัจจัยที่ทำให้เกิดการย่อยสลายสาร PAHs ในดิน

การบำบัดสารพิษด้วยวิธีทางชีวภาพ หรือ Bioremediation เป็นการใช้จุลินทรีย์ที่มีอยู่ตามธรรมชาติมาย่อยสลายสารอันตรายให้มีอันตรายน้อยลงหรือหมดอันตราย มีค่าใช้จ่ายน้อย หลายเทคนิคนำไปใช้บำบัดที่เกิดการปนเปื้อนได้จริง (USEPA,1996) ปัจจุบันมีการวิจัยที่ใช้วิธีบำบัดทางชีวภาพ โดยการเติมสารอาหารและปรับสภาพแวดล้อมเพื่อกระตุ้นการเจริญของจุลินทรีย์ท้องถิ่นซึ่งเป็นการเร่งการสลายสาร PAHs และสารพิษอันตรายต่างๆ ที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อม ดังรายงานต่อไปนี้

สารอินทรีย์และแร่ธาตุในดิน

Swindoll (1988) รายงานว่าการใส่สารอาหารและสารอนินทรีย์หลายชนิดร่วมกันซึ่งประกอบไปด้วย ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส วิตามิน กรดอะมิโน เกลือแร่ ให้ผลการย่อยสลาย PAHs มากกว่าใส่ชนิดเดียว โดยช่วยลดระยะเวลาที่แบคทีเรียต้องใช้ในการปรับตัวเพื่อย่อยสลาย PAHs เพิ่มจำนวนประชากรแบคทีเรีย และเหนี่ยวนำให้สร้างเอนไซม์ในการย่อยสลาย PAHs เพิ่มขึ้น

การเติมปุ๋ยหมักลงในดินที่ปนเปื้อนมีความเป็นไปได้อย่างมากสำหรับการใช้บำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพเพราะปุ๋ยหมักเป็นแหล่งที่มีจุลินทรีย์หลากหลาย สามารถใช้เป็นแหล่งเชื้อสำหรับการย่อยสลายสารปนเปื้อนอันตราย เช่น PAHs รวมถึงสารปนเปื้อนอื่นๆ ด้วย (Semple และคณะ,

2001) โดยที่กลุ่มประชากรจุลินทรีย์ในปุ๋ยหมักมีความหลากหลาย ได้แก่ แบคทีเรียรูปท่อน, pseudomonads, mesophilic และ thermophilic แบคทีเรีย สามารถย่อยสลายสารอะโรมาติกชนิดต่าง ๆ ที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมได้ (McCarthy และ Williams,1992) ถึงแม้ว่าผิวหน้าดินจะมีแบคทีเรียและราที่สามารถย่อยสลาย PAHs และสารไฮโดรคาร์บอนอื่นๆ ได้ก็ตาม (Prince และ Drake, 1998; van Agteren และคณะ, 1998 และ Berry,1999) ปุ๋ยหมักจะนำไปใช้บำบัดดินปนเปื้อนโดยผสมลงในดินบริเวณที่ปนเปื้อน PAHs โดยตรง (*in situ*) หรือผสมกับดินปนเปื้อนที่นำออกมาบำบัดนอกแหล่งปนเปื้อน (*ex situ*) (Crawford และคณะ,1993) นอกจากนี้ปุ๋ยหมักจะช่วยปรับปรุงคุณภาพดินให้ดีขึ้น เปลี่ยนแปลงกรดด่าง ความชื้น โครงสร้างดินและเป็นแหล่งสารอาหาร และมีการเติม bulking agent ลงไปในดินที่ปนเปื้อนเพื่อเพิ่มช่องว่างและเพิ่มออกซิเจนให้ผ่านทั่วถึงมากขึ้น วัสดุที่เติม เช่น เปลือกไม้ หญ้า ฟางข้าว ขี้เลื่อย ซังข้าวโพด ปัจจุบันมีการประยุกต์ใช้วิธีนี้กับดินที่ปนเปื้อนโดยเฉพาะดินที่ปนเปื้อนน้ำมันและ PAHs (OCCTC, 2003)

ดังนั้นการเติมปุ๋ยหมักและ bulking agent จึงเป็นการปรับปรุงดินในสิ่งแวดล้อมที่ปนเปื้อนและช่วยให้กิจกรรมของจุลินทรีย์ดีขึ้นโดยกระตุ้นจุลินทรีย์ท้องถิ่นหรือเป็นการเติมจุลินทรีย์ที่มีกิจกรรมย่อยสลายลงไป (Semple และคณะ,2001) โดย Semple และคณะ (2001) ได้รวบรวมงานวิจัยที่ใช้วัสดุทำปุ๋ยหมักบำบัดดินที่ปนเปื้อนไว้ดังนี้

Martens (1982) พบว่าเมื่อเติมปุ๋ยที่หมักสมบูรณ์แล้ว (mature composted) ลงในดินที่ปนเปื้อน anthracene , benz(a)anthracene , benzo(a)pyrene และ dibenz(a,*h*)anthracene จะทำให้ย่อยสลายอย่างสมบูรณ์มากกว่าการเติมปุ๋ยที่หมักยังไม่สมบูรณ์ (immature composted)

Kastner และ Mahro (1996) ได้ทดลองเติมปุ๋ยหมักลงในดินที่ปนเปื้อน PAHs ได้แก่ แนพธาลีน แอนทราซีน ฟลูออแรนธีน และไพรีน พบว่าดินที่เติมปุ๋ยหมักจะกระตุ้นการย่อยสลาย PAHs มากกว่าดินที่ไม่ได้เติมปุ๋ยหมัก เพราะในปุ๋ยหมักมีสารอินทรีย์และจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายสารฮิวมิก จึงทำให้เกิดการย่อยสลาย PAHs แบบโคเมแทบอลิซึมได้ และปุ๋ยหมักที่เติมลงไปทำให้ความเป็นกรดด่างของดินเพิ่มขึ้นจาก 5.2 เป็น 7.0 ซึ่งความเป็นกรดด่างที่เปลี่ยนแปลงในช่วงนี้ไม่มีผลต่อการเร่งการย่อยสลายสาร PAHs

Handerlein และคณะ (2001) รายงานว่าใบเมเปิลและหญ้าอัลฟาฟ่า (alfalfa) มีอยู่ทั่วไปตามบริเวณภูมิประเทศสามารถช่วยให้เกิดการย่อยสลายไพรีนในดินที่ปนเปื้อนได้เร็วขึ้นมากกว่าก่อนการเติมใบเมเปิลและหญ้าอัลฟาฟ่า 8 เท่า และการเติมดินที่ได้จากการหมักด้วยใบเมเปิลและหญ้าอัลฟาฟ่าลงในดินที่ทำให้ปนเปื้อนด้วยไพรีน ทำให้มีการย่อยสลายได้เร็วขึ้นมากกว่าการเติมสารสกัดกรดฮิวมิกเพียงอย่างเดียว เนื่องจากปุ๋ยหมักเป็นทั้งแหล่งคาร์บอน พลังงาน วิตามิน แร่ธาตุ และช่วยในการส่งผ่านออกซิเจนมากขึ้น

นอกจากนี้ นารีรัตน์ เจริญช่าง (2544) คัดเลือกวัสดุการเกษตรเพื่อใช้ในการเร่งการย่อยสลายฟีแนนทรีน ฟลูออแรนทรีน และไพรีน พบว่าการเติมเปลือกถั่วลิสงและใบจามจุรีทำให้เกิดการย่อยสลายพีแนนทรีนอย่างสมบูรณ์ภายใน 28 วัน และย่อยสลายฟลูออแรนทรีนและไพรีนได้อย่างสมบูรณ์ภายใน 42 วัน แต่ฟางข้าวไม่ช่วยเร่งการย่อยสลายตลอดการทดลอง และพบว่าจุลินทรีย์จากเปลือกถั่วและใบจามจุรีเป็นปัจจัยหลักในการย่อยสลาย นอกจากนี้ใบจามจุรีมี bioavailability ดีกว่าเปลือกถั่ว ได้มีงานวิจัยที่ตรวจสอบการปนเปื้อน PAHs ในสิ่งแวดล้อมโดยใช้ใบไม้ พบว่า PAHs จะละลายได้ดีในชั้นไขมัน (lipid layer) และแวกซ์ (waxes) ของใบไม้ (Simonich และ Hites, 1994) จึงอาจเนื่องมาจากจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่บนผิวใบไม้ในธรรมชาติมีความคุ้นเคยกับสาร PAHs จึงเป็นผลให้การย่อยสลาย PAHs เกิดขึ้นในการทดลองได้อย่างรวดเร็ว

นอกจากนี้การเติมตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย (activated sludge) จะเป็นการเติมสารอาหาร สารอินทรีย์ และจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายลงไปในดินที่ปนเปื้อนเช่นกันจะเป็นการช่วยกำจัด PAHs ออกไปจากดินได้ดีขึ้น (Loehr, 1992)

Molina และคณะ (1999) พบว่าสารอินทรีย์จากตะกอนที่เติมลงไปไม่มีผลขัดขวางต่อการย่อยสลายไพรีนโดยเชื้อผสม เมื่อใช้ไพรีนเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน หรือการย่อยสลายไพรีนแบบโคเมแทบอลิซึมที่มีสาร PAHs 2-3 วงในอาหารเลี้ยงเชื้อด้วย

ความเข้มข้นของสาร PAHs

การที่ใช้ความเข้มข้นสารสูงกว่าปกติกว่าที่พบปนเปื้อนทั่วไปตามธรรมชาติ เพื่อศึกษาอัตราการย่อยสลายในสิ่งแวดล้อมที่จำลองขึ้น เพื่อประเมินอัตราการย่อยสลายที่เกิดขึ้นจริงในสภาพแวดล้อมตามธรรมชาติหากเกิดการปนเปื้อน PAHs ความเข้มข้นสูงเฉพาะที่ (Boethling และ Alexander, 1979) ซึ่งความเข้มข้นของ PAHs ที่พบในดินและตะกอนมีตั้งแต่1 ไมโครกรัมจนถึงมากกว่า 300 กรัมต่อกิโลกรัมดิน (Kanaly และ Harayama, 2000) ปริมาณของสารปนเปื้อนนี้มีผลต่ออัตราการย่อยสลายสาร PAHs (Loehr, 1992)

Boethling และ Alexander (1979) ได้สรุปการย่อยสลายจะเกิดได้ 2 กรณี คือ

1. อัตราการย่อยสลายจะเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของสาร เช่น หากความเข้มข้นของสารลดลง 10 หรือ 100 เท่าจากที่พบในธรรมชาติ อัตราการย่อยสลายจะลดลง 10 หรือ 100 เท่าเช่นกัน ดังรายงานของ White และ Pignatello (1999) และ Chung และ Alexander (1999) ที่รายงานว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของไพรีนและฟีแนนทรีนในดินจะเพิ่ม bioavailable ของ PAHs ทั้งสองชนิดได้ แต่เปอร์เซ็นต์ของสารที่จะเปลี่ยนไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์จะไม่ขึ้นกับ

ความเข้มข้นของสาร ซึ่งความสัมพันธ์นี้ทำนายขึ้นจากสมการ Michaelis-Menten ซึ่งทำนายปฏิกิริยาของเอนไซม์ แต่มักไม่ค่อยมีการทดสอบกับจุลินทรีย์ในดิน

2. การย่อยสลายอาจเกิดขึ้นน้อยหรืออาจไม่ย่อยสลายเลยเมื่อสารมีความเข้มข้นต่ำ โดยทั่วไปจะทดสอบสารความเข้มข้นสูงและไม่ทดลองส่วนความเข้มข้นต่ำนี้ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารประมาณจากสมการ Michaelis-Menten ไม่ได้ ซึ่งสาเหตุที่ไม่เกิดการย่อยสลายอาจเพราะพลังงานที่ได้รับจากปฏิกิริยาออกซิเดชันจากสารความเข้มข้นของสับสเตรทต่ำจะช้ามาก ซึ่งไม่เพียงพอที่จะนำไปเริ่มสร้างกลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มใหม่จากการใช้สารประกอบนั้น จุลินทรีย์จึงไม่เจริญเพิ่มจำนวนจนมีปริมาณเซลล์เพียงพอที่จะย่อยสลายสารเหล่านี้ให้หมดไป

นอกจากนี้ยังใช้ PAHs เติมลงไปเพื่อกระตุ้นการย่อยสลายในดินได้ดังรายงานของ Reid และคณะ (2002) เปรียบเทียบการเหนี่ยวนำให้สร้างเอนไซม์ย่อยฟีแนนทรีนในปุ๋ยหมักที่ได้จากวัสดุเพาะเห็ดฟาง โดยใช้ฟีแนนทรีนบริสุทธิ์กับดินปนเปื้อน PAH ซึ่งจะทำให้มีอัตราการย่อยสลายต่างกัน ฟีแนนทรีนบริสุทธิ์จะเป็นตัวส่งเสริมที่มีประสิทธิภาพในการเหนี่ยวนำให้เกิดการย่อยสลาย ซึ่งใช้ฟีแนนทรีนบริสุทธิ์ 400 มิลลิกรัม/กิโลกรัมปุ๋ยหมัก แต่ในดินที่ปนเปื้อนมีฟีแนนทรีนเพียง 62 มิลลิกรัม/กิโลกรัมปุ๋ยหมักและเป็นดินที่ปนเปื้อนมานานฟีแนนทรีนถูกดูดซับไว้แน่นหนา ดังนั้นความเข้มข้นของฟีแนนทรีนที่จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ได้จะน้อยกว่า 62 มิลลิกรัม/กิโลกรัมปุ๋ยหมัก ซึ่งเป็นความเข้มข้นที่น้อยจึงกระตุ้นการย่อยฟีแนนทรีนได้น้อยกว่าเติมฟีแนนทรีนบริสุทธิ์เข้มข้นสูง แต่ถ้าความเข้มข้นของสารปนเปื้อนมากเกินไปจะส่งผลต่อจุลินทรีย์ โดยที่ความเป็นพิษของสารไฮโดรคาร์บอนที่ปนเปื้อนทำให้กระบวนการย่อยสลายเกิดขึ้นได้ช้ามีผลต่อจำนวนของจุลินทรีย์ ทำให้เกิดความเป็นพิษแบบ nonspecific narcotic-type toxicity บางส่วนของสารพิษจะละลายในชั้น lipophilic ของเซลล์ เมมเบรนซึ่งจะเป็นที่สะสมของสารพิษในจุลินทรีย์ ทำให้เซลล์เมมเบรนแตก เซลล์จะเพิ่มการส่งผ่าน (permeability) มากขึ้นจนทำให้องค์ประกอบภายในเซลล์รั่วไหลออกมาภายนอก เซลล์จึงถูกทำลาย (Sikkema และคณะ, 1995) แต่ถ้ามีจุลินทรีย์จำนวนมาก จะอยู่รวมกันเป็นกลุ่ม สารเคมีจะมีผลต่อเซลล์ได้น้อย

กระบวนการบำบัดสารปนเปื้อนด้วยวิธีทางชีวภาพเป็นกระบวนการที่ปรับปรุงหรือกระตุ้นความสามารถในการย่อยสลายของกลุ่มจุลินทรีย์ ดังนั้นการเข้าใจสภาวะและปฏิกิริยาของการย่อยสลายจึงมีความสำคัญที่จะทำให้กระบวนการบำบัดสารปนเปื้อนด้วยวิธีชีวภาพประสบความสำเร็จ ซึ่งความรู้ที่ได้เพื่อเป็นแนวทางนำไปใช้ปรับปรุงสภาวะการย่อยสลายในแหล่งที่เกิดการปนเปื้อนจริงในสิ่งแวดล้อมต่อไป (Loehr, 1992) การที่สารอินทรีย์ปนเปื้อนยังคงมีเหลือทนทานอยู่ในสิ่งแวดล้อม อาจเนื่องจากกระบวนการบำบัดทางชีวภาพยังไม่มีประสิทธิภาพเพียงพอ

เพราะมีปัจจัยหลายประการที่มีผลต่อการย่อยสลายของจุลินทรีย์และกระบวนการบำบัด เช่น สภาพแวดล้อมไม่เหมาะสม ซึ่งได้แก่

- ความเข้มข้นของสารพิษมีผลต่อจุลินทรีย์

- ชนิดและจำนวนของจุลินทรีย์ไม่เพียงพอต่อการย่อยสลายอาจเนื่องมาจากสภาพแวดล้อมที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์

- สภาพแวดล้อมเป็นกรดหรือด่างมากเกินไป

- ขาดสารอาหาร เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส โปแตสเซียม กำมะถัน หรือแร่ธาตุ (สารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนส่วนใหญ่มักมีสารอาหารไม่สมดุล)

- สภาพความชื้นไม่เหมาะสม (ชื้นหรือแห้งมากเกินไป)

- ขาดออกซิเจนหรือตัวรับอิเล็กตรอน (Loehr, 1992)

การกระตุ้นการเจริญและเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์โดยปรับสภาวะให้เหมาะสมต่อการเจริญ เพื่อให้จุลินทรีย์ลดปริมาณสารพิษใช้หลายปัจจัย เช่น ชนิดจุลินทรีย์ที่ใช้ สภาพของแหล่งปนเปื้อน ปริมาณและความเป็นพิษของสารเคมีที่ปนเปื้อน จุลินทรีย์ต่างชนิดสามารถย่อยสลายสารได้ต่างกันและมีชีวิตอยู่ในสภาพที่ต่างกัน การบำบัดสารพิษในสภาพของแข็งแบ่งได้เป็น 3 วิธี ได้แก่ Landfarming Soil biopiles และ Composting ทั้ง 3 วิธีนี้ต้องควบคุมความชื้น ความร้อน สารอาหาร และออกซิเจนให้เหมาะสมสม่ำเสมอเพื่อกระตุ้นการย่อยสลาย ซึ่งหากไม่ควบคุมแล้วจะทำให้ใช้เวลาในการย่อยสลายนานขึ้น Composting จะมีการเติม bulking agent หรือวัสดุที่ช่วยเพิ่มช่องว่างลงไป ทำให้ช่วยควบคุมออกซิเจนและความชื้นได้ง่ายขึ้น การย่อยสลายจะถูกจำกัดถ้าหากบริเวณนั้นมีโลหะหรือสารประกอบคลอรีน สารอนินทรีย์ความเข้มข้นสูงเนื่องจากสารเหล่านี้เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ (USEPA, 1996) องค์ประกอบในดินมีสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ น้ำ อากาศ และจุลินทรีย์ ซึ่งจะเป็นส่วนของแข็งน้อยกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ ที่เหลือจะเป็นช่องว่างซึ่งเป็นส่วนรอยต่อระหว่างดินกับอากาศและดินกับน้ำ จุลินทรีย์ดินจะไม่แพร่กระจายสม่ำเสมอในดินแต่จะอยู่ในส่วนรอยต่อที่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิต (Sims และคณะ,1989) พารามิเตอร์ที่สามารถปรับให้เหมาะสมต่อการย่อยสลายของจุลินทรีย์ได้แก่ ความชื้น อุณหภูมิ และออกซิเจน

ความชื้น

ความชื้นเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญต่อการย่อยสลาย PAHs ที่มีวงเบนซีน 2,3 และ 4วง (Loehr, 1992) การย่อยสลายขึ้นอยู่กับปริมาณความชื้นหรือน้ำในดินที่มีอย่างเพียงพอ ความชื้นเป็นสิ่งจำเป็นสำหรับการเจริญและเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ หากความชื้นไม่มีจะทำให้จำกัดการละลายของสารอาหารที่จะส่งผ่านเข้าสู่เซลล์เมมเบรนเพื่อเข้าไปย่อยสลายด้านในเซลล์และจำกัด

การส่งผ่านอาหารและผลิตภัณฑ์อื่น ๆ ที่ได้จากกระบวนการเมแทบอลิซึมของจุลินทรีย์ หากมีความชื้นที่เพียงพอที่จะละลายสารอาหาร อัตราการเจริญจะสูง จุลินทรีย์ส่วนใหญ่ต้องการน้ำสำหรับกระบวนการเมแทบอลิซึม (water activity: Aw) มากกว่า 0.96 อย่างไรก็ดีแบคทีเรียและราบางชนิดสามารถใช้ความชื้นจากบรรยากาศที่มีความชื้นสูงเพื่อให้การทำงานของเซลล์เกิดได้ปกติ (King และคณะ,1998) น้ำไม่เพียงมีความสำคัญแค่ความต้องการของจุลินทรีย์ ยังมีความสำคัญต่อปริมาณออกซิเจนในดินด้วย น้ำในดินมี 3 รูป ได้แก่

1. Gravitational water หมายถึง น้ำที่เคลื่อนที่ได้อย่างอิสระด้วยแรงโน้มถ่วงโลก (Paul และ Clark, 1989) ซึ่งจะอยู่เป็นลำดับแรกในส่วนที่เป็นช่องว่างใหญ่ ๆ ในดิน อาจนำไปสู่การเกิดสภาพไร้อากาศขึ้นได้ ในดินที่ปนเปื้อนน้ำชนิดนี้สำคัญมากในการนำสารพิษไปสู่ดินชั้นล่างและแหล่งน้ำเป็นที่สุดท้าย

2. Capillary water หมายถึงน้ำที่อยู่ในช่องว่างเล็ก ๆ ของอนุภาคดิน น้ำชนิดนี้ขึ้นอยู่กับลักษณะเนื้อดิน (เปอร์เซ็นต์ดินเหนียว, silt, sand) และโครงสร้างของดิน ซึ่งน้ำนี้จุลินทรีย์นำไปใช้ได้

3. Hygroscopic water (bound water) หมายถึงน้ำที่ถูกยึดไว้ด้วยพันธะไฮโดรเจนหรือพันธะมีขั้วยึดกับผิวหน้าของดิน น้ำชนิดนี้แยกออกจากดินยากมาก โดยทั่วไปแล้วสิ่งมีชีวิตใช้น้ำนี้ไม่ได้

Capillary water จะกำหนดความจุของดิน (field capacity) หรือ water-holding capacity หมายถึง ปริมาณน้ำที่เหลืออยู่หลังจากน้ำอิสระถูกกำจัดออกไป (น้ำที่เติมลงในช่องว่างของอนุภาคดินจนเต็ม ซึ่งขึ้นอยู่กับขนาดอนุภาคดิน) หรือหมายถึงปริมาณน้ำที่เก็บไว้ในดินที่ความดันมาตรฐาน (-1/3 บาร์) ใช้ประมาณน้ำในดินอย่างคร่าว ๆ (capillary micropore) ในสภาพไม่อิ่มตัวขึ้นอยู่กับลักษณะเนื้อดินและช่องว่างในดิน ดินชนิด sandy มีช่องว่างในดินขนาดใหญ่ น้ำถูกกำจัดออกไปได้ง่าย จึงมีความ จุของดินต่ำ ดินชนิด silts/loam และ clays มีเนื้อดินขนาดปานกลางและเล็กตามลำดับ จึงมีความจุของดินสูง loam มีเนื้อดินขนาดปานกลางมีความจุของดินสูงและน้ำในดินสามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้สูงด้วย มีรายงานว่าความชื้นที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายจะอยู่ในช่วง 30-80 เปอร์เซ็นต์ (Dibble และ Bartha, 1979 และ Riser-Roberts, 1992)

Dibble และ Bartha (1979) รายงานว่าปัจจัยทางกายภาพที่เหมาะสมในการย่อยสลายน้ำมันในตะกอน (sludge) คือ ความจุสูงสุดของการอุ้มน้ำ 30-90 เปอร์เซ็นต์ ความเป็นกรดด่าง 7.5-7.8 อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนและคาร์บอนต่อฟอสฟอรัส เท่ากับ 60:1 และ 800:1 ตามลำดับ

Stegmann และคณะ (1991) พบว่าการย่อยสลายน้ำมันดีเซลในปุ๋ยหมักจะเหมาะสมเมื่อปรับความชื้นที่ 60 เปอร์เซ็นต์ของความจุสูงสุดของการอุ้มน้ำ ซึ่งเป็นการแสดงให้เห็นความสำคัญ

ของการปรับระดับน้ำในการย่อยสลายสารปนเปื้อนในดินให้อยู่ในรูปความจุสูงสุดของการอุ้มน้ำ ไม่ใช่เปอร์เซ็นต์น้ำในดิน ความจุสูงสุดของการอุ้มน้ำมักอยู่ในช่วง 5-40 เปอร์เซ็นต์ของน้ำหนักดิน ขึ้นอยู่กับลักษณะเนื้อดิน ดังนั้นความชื้นในดินที่ 50 เปอร์เซ็นต์ของค่าความจุสูงสุดของการอุ้มน้ำ จะอยู่ในช่วง 2.5-20 เปอร์เซ็นต์ของความชื้นทั้งหมดโดยน้ำหนัก

King และคณะ (1998) รายงานว่าเมื่อดินที่กำลังบำบัดอยู่ในบริเวณที่ความชื้นไม่อิ่มตัว ความชื้นที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายในสภาพมีอากาศจะอยู่ในช่วง 10-25 เปอร์เซ็นต์ต่อน้ำหนักดิน หรือ 20-70 เปอร์เซ็นต์ของความจุสูงสุดของการอุ้มน้ำ ซึ่งเป็นความชื้นในช่องว่างดินที่เพียงพอต่อการย่อยสลาย การเจริญและการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์อย่างมีประสิทธิภาพ Loehr (1992) รายงานว่า ถ้าปรับความชื้นไว้ที่ 80 เปอร์เซ็นต์ อัตราการย่อยสลายจะเกิดได้ดีกว่าที่ความชื้น 40 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งความชื้น 80 เปอร์เซ็นต์ เป็นความชื้นที่เหมาะสมต่อปฏิกิริยาการย่อยสลาย และไม่ทำให้เกิดสภาพน้ำอิ่มตัวในดิน ถ้าความชื้นต่ำกว่า 30-40 เปอร์เซ็นต์ การย่อยสลายจะถูกจำกัดเนื่องจากปริมาณน้ำที่นำไปใช้ได้ต่ำ (King และคณะ,1998) ถ้าความชื้นสูงหรือมีน้ำมากเกินไปจะทำให้ดินอิ่มตัวด้วยน้ำ มีปัญหาเรื่องการระบายน้ำออก การย่อยสลายจะลดลงเพราะช่องว่างในดินเกือบจะอยู่ในสภาพอิ่มตัวด้วยน้ำทำให้การส่งผ่านออกซิเจนถูกจำกัด เกิดสภาพไร้อากาศจะหยุดการย่อยสลายแบบใช้อากาศ ทำให้ลดการย่อยสลายได้ (Loehr, 1992)

อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยทางสภาพแวดล้อมที่มีความสำคัญอย่างยิ่งในการเจริญและการปรับตัวเพื่ออยู่รอดของจุลินทรีย์ มีผลต่อการย่อยสลายทั้งทางตรงและทางอ้อม ทางตรงนั้นพบว่ากิจกรรมของจุลินทรีย์มีความสัมพันธ์กับอุณหภูมิ ปฏิกิริยาการย่อยสลายและกระบวนการเมแทบอลิซึมโดยทั่วไปจะเพิ่มขึ้น โดยที่กิจกรรมของจุลินทรีย์จะเพิ่มขึ้น 2 เท่าเมื่ออุณหภูมิเพิ่ม 10 องศาเซลเซียสจนถึงอุณหภูมิที่เหมาะสมของจุลินทรีย์แต่ละชนิด (Swift และคณะ, 1979) อุณหภูมิมีบทบาทสำคัญในการควบคุมการทำงานของเอนไซม์ ในที่อุณหภูมิเหมาะสมจะทำให้เอนไซม์ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด ถ้าอุณหภูมิสูงหรือต่ำเกินไปจะมีผลให้การทำงานของเอนไซม์ลดลง จึงกล่าวได้ว่าเมแทบอลิซึมของจุลินทรีย์หรือสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิเป็นสำคัญ

ผลต่อการย่อยสลายในทางอ้อมพบว่าอุณหภูมิยังมีผลต่อเนื้อดินและลักษณะทางเคมีของสารที่ปนเปื้อน Paul และ Clark (1989) พบว่าอุณหภูมิมีผลต่อปริมาตรดิน oxidation-reduction potentials และโครงสร้างน้ำในเนื้อดิน อุณหภูมิสามารถเปลี่ยนแปลงได้เสมอ และมีผลต่อการเจริญและกิจกรรมของจุลินทรีย์ มีรายงานการศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายสารอันตรายน้อย เนื่องจากการย่อยสลายที่ทำกันส่วนใหญ่ ทำอยู่ในช่วงอุณหภูมิปานกลาง

(20-70 องศาเซลเซียส) การย่อยสลายในฤดูหนาวจะลดลง การปรับอุณหภูมิของดินทำได้หลายวิธี เช่น การปลูกพืช คลุมด้วยพลาสติกและพืช ซึ่งจะช่วยลดการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิที่เกิดขึ้นได้บ่อย ๆ การปลูกพืชจะเป็นการสร้างชั้นกันความร้อนให้กับผิวหน้าดินและช่วยรักษาความชุ่มชื้นให้กับผิวหน้าดินในเวลากลางวัน แต่ด้วยวิธีการบำบัดสารพิษในดินโดยวิธีชีวภาพมักจะใช้วิธีไถดินบ่อย และระดับสารปนเปื้อนในดินจะยับยั้งการเจริญของพืช จึงมักไม่ใช้วิธีปลูกพืชคลุมดินในการบำบัดทางชีวภาพ (Sims และคณะ, 1986) อุณหภูมิและการย่อยสลายจะสัมพันธ์กันเมื่อดินนั้นอยู่บริเวณผิวหน้า (Baker และ Herson, 1994)

Dibble และ Bartha (1979) ทดสอบผลของอุณหภูมิที่ใช้ในการบ่มต่อการย่อยสลายตะกอนน้ำมันในการบำบัดแบบ land farming พบว่าการย่อยสลายเกือบถูกยับยั้งเมื่อบ่มไว้ที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส และเมื่อเพิ่มอุณหภูมิจะทำให้อัตราการย่อยสลายเพิ่มขึ้นเรื่อย ๆ จนถึง 20 องศาเซลเซียส และเมื่อเพิ่มอุณหภูมิเป็น 28 และ 37 องศาเซลเซียส การย่อยสลายจะเกิดขึ้นเพียงเล็กน้อย

Coover และ Sims (1987) ศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการย่อยสลาย PAHs ของจุลินทรีย์ในดินเพาะปลูกการเกษตรที่ไม่คุ้นเคยกับสาร PAHs มาก่อน พบว่าเมื่อเพิ่มอุณหภูมิดินทำให้เพิ่มอัตราการย่อยสลายมากขึ้น และ PAHs โมเลกุลต่ำ ๆ จะถูกสลายไปมาก แต่ PAHs โมเลกุลสูง ๆ 5-6 วง เกือบจะไม่สลายไป

Thornton-Manning และคณะ (1987) ทดลองการย่อยสลายฟีนอลในดินที่มีความลึกต่างกัน พบว่าอุณหภูมิในดินที่มีความลึกต่างกันมีผลต่อการย่อยสลาย

Song และคณะ (1990) พบว่าไฮโดรคาร์บอน (ก๊าซโซลีน น้ำมันเจ็ท น้ำมันดีเซล) จะถูกย่อยสลายหมดเมื่ออุณหภูมิสูงสุดที่ 27 องศาเซลเซียส

Palmisano และคณะ (1991) การย่อยสลายไฮโดรคาร์บอนเกิดได้ตั้งแต่อุณหภูมิเกือบจุดเยือกแข็งจนถึงมากกว่า 30 องศาเซลเซียส แบคทีเรียสามารถปรับตัวเพื่อให้กิจกรรมการย่อยสลายคงอยู่ อย่างไรก็ดีอุณหภูมิที่เปลี่ยนแปลงในฤดูกาลต่าง ๆ มีผลต่ออัตราการย่อยสลายเช่นกัน

OCCTC (2003) รายงานการย่อยสลาย PAHs ที่อุณหภูมิ 35 40 45 50 55 และ 60 องศาเซลเซียส พบว่าจะย่อยสลายได้ดีอยู่ในช่วง 35-55 องศาเซลเซียส ต้องมีการควบคุมอุณหภูมิให้เหมาะสมเพื่อไม่ให้จำกัดการเจริญของจุลินทรีย์

ออกซิเจน

การบำบัดทางชีวภาพส่วนใหญ่ขึ้นอยู่กับสภาพมีออกซิเจน จึงควรมีออกซิเจนเพียงพอในดินเพื่อให้เกิดการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ ในเนื้อดินออกซิเจนจะอยู่ในช่องว่างอนุภาคดิน ซึ่งอาจกลายเป็นสภาพไร้ออกซิเจนได้หากการแพร่ของออกซิเจนถูกจำกัดเมื่อมีปริมาณน้ำมากและ

จุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนอย่างรวดเร็ว แบคทีเรีย heterotroph ได้รับพลังงานจากแหล่งคาร์บอนโดยผ่านทางการส่งผ่านอิเล็กตรอน เมื่อใดก็ตามที่จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน อิเล็กตรอนจะเคลื่อนย้ายจากสับสเตรทและส่งผ่านมายังตัวรับอิเล็กตรอนที่เหมาะสม ซึ่งหมายความว่าอะตอมคาร์บอนที่รีดิวซ์จะถูกออกซิไดซ์ (ปลดปล่อยพลังงาน) โดยอิเล็กตรอนจะส่งผ่านจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์ ซึ่งปริมาณอิเล็กตรอนที่ส่งผ่านไปยังไฮโดรเจนอะตอมไปยังตัวรับอิเล็กตรอนที่เหมาะสมซึ่งจะอยู่ในสภาพรีดิวซ์ เมื่อใดก็ตาม อิเล็กตรอนนี้ถูกส่งมายังโมเลกุลออกซิเจนซึ่งเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะเรียกว่าเป็นการเจริญโดยใช้อากาศ ปฏิกิริยานี้จะได้คาร์บอนไดออกไซด์ (คาร์บอนถูกออกซิไดซ์) และน้ำ (ออกซิเจนถูกรีดิวซ์) ซึ่งการใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะต้องมีออกซิเจนอิสระที่สามารถใช้ได้และจุลินทรีย์ใช้วิถีการย่อยสลายนี้ได้ หากออกซิเจนอิสระไม่สามารถย่อยสลายได้ จุลินทรีย์สามารถออกซิไดซ์คาร์บอนเพื่อเป็นแหล่งพลังงานและการเจริญโดยใช้วิถีการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งอาจใช้ออกซิเจนที่อยู่กับไนโตรเจนในรูปไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ซึ่งเรียกว่า facultative anaerobes ซึ่งไม่มีความจำเป็นต้องใช้ออกซิเจน แต่หากมีแล้วจะช่วยให้การเจริญดีขึ้น โดยทั่วไปการย่อยสลายแบบใช้อากาศจะมีอัตราการย่อยสลายที่รวดเร็วกว่าการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ (King และคณะ,1998)

น้ำในดินใช้ระบุปริมาณอากาศในดินอย่างคร่าว ๆ ได้ ถ้าน้ำลดลงอากาศจะอยู่ในช่องว่างมากขึ้น โดยทั่วไปอากาศ 10 เปอร์เซ็นต์ของอากาศที่อยู่ในช่องว่างอนุภาคดินเพียงพอต่อกิจกรรมการย่อยสลายของจุลินทรีย์ (Paul และ Clark, 1981) Maier (2000) กล่าวว่าต้องมีการให้อากาศ เพราะออกซิเจนเป็นปัจจัยสำคัญสำหรับการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน ออกซิเจนเคลื่อนที่ (แพร่กระจาย) ในอากาศและในน้ำได้ต่ำ และออกซิเจนยังละลายน้ำได้น้อย เมื่อรวมกันทั้ง 3 ประการออกซิเจนจึงมีความสำคัญ เมื่อออกซิเจนไม่เพียงพอ การย่อยสลายจึงต่ำ Nieman และคณะ (1998) รายงานว่าปริมาณออกซิเจนบริเวณผิวหน้าดินสามารถจำกัดกิจกรรมทางชีวภาพได้ และจะส่งผลต่อไปยังการเกิดกระบวนการสร้างสารฮิวมิก จากการทดลองพบว่าเมื่อให้ออกซิเจนอย่างเพียงพอกระบวนการสร้างสารฮิวมิกและกระบวนการย่อยสลายไพรีนจะเกิดขึ้นได้แม้จะอยู่ในช่วงอุณหภูมิต่ำ (10 องศาเซลเซียส)

OCCTC (2003) แบ่งการให้อากาศเป็น 2 วิธี ขึ้นอยู่กับความลึกของสารที่ปนเปื้อน โดยที่บริเวณผิวดินให้อากาศเพิ่มโดยวิธีการทางฟิสิกส์ เช่น การไถพลิกกลับดิน และการเพาะปลูก การเพาะปลูกเป็นการปรับปรุงลักษณะเนื้อดิน ทั้ง 2 วิธีใช้สำหรับความลึกไม่เกิน 6-12 นิ้ว วิธีการทางฟิสิกส์นี้เป็นการเพิ่มการสึกกร่อนของดินและเพิ่มการระเหยของสารโมเลกุลต่ำ ๆ ซึ่งจะทำให้เกิดมลภาวะทางอากาศได้ ถ้าปนเปื้อนอยู่ในชั้นใต้ผิวดิน สามารถเพิ่มออกซิเจนได้หลายวิธี เช่น ใช้รถไถพลิกกลับดินที่ความลึก 2 ฟุต และให้ออกซิเจนในรูปแบบเป่าอากาศโดยใช้ปั๊ม

(Bioventing) ซึ่งให้ออกซิเจนโดยปั๊มออกซิเจนบริสุทธิ์หรือออกซิเจนจากบรรยากาศเข้าสู่ดิน หรืออาจให้โดยให้ไหลซึมลงสู่แหล่งน้ำที่เกิดปนเปื้อน หรือพ่นออกซิเจนผ่านท่อน้ำหากกองดินที่ปนเปื้อนนั้นตื้น เพื่อเพิ่มการละลายออกซิเจนในดินจาก 8-10 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 40-50 มิลลิกรัมต่อลิตร หรือการเติมน้ำที่มีออกซิเจนหรือการเติมโมเลกุลสารที่สามารถให้ออกซิเจนได้ และการฉีดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นการให้ออกซิเจนหมุนเวียนทั่วถึงในดินที่ปนเปื้อนเพื่อเร่งให้เกิดการย่อยสลาย โดยใช้ในน้ำเป็นตัวนำและขนส่งสารประกอบในการบำบัดดินที่อิ่มตัวด้วยน้ำ การฉีดไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะใช้สำหรับกองดินสูง (USEPA, 1996)

โมเลกุลที่สามารถให้ออกซิเจนได้ที่ใช้กันทั่วไป คือ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ซึ่งละลายในน้ำได้ดีกว่าออกซิเจน ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ใช้เป็นแหล่งออกซิเจนความเข้มข้นสูงให้กับดินใต้พื้นผิว และยิ่งไปกว่านั้นยังมีราคาถูก ในขณะที่ออกซิเจนบริสุทธิ์มีราคาแพง จึงนิยมใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กันอย่างกว้างขวางและไม่ตกค้างในสิ่งแวดล้อม ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เกิดการย่อยสลายได้เป็นน้ำและออกซิเจนโดยอาศัยการทำงานของเอนไซม์คาตาเลส แสดงดังปฏิกิริยา

$$2H_2O_2 \longrightarrow 2H_2O+O_2$$

ดังนั้นทุกโมเลกุลของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เติมลงไป จะได้ออกซิเจน 0.5 โมลในทางทฤษฎี มีการใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มถึง 500 มิลลิกรัมต่อลิตร จะช่วยเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายได้ ในขณะที่เพิ่มการละลายของออกซิเจนในดินก็จะมีการตกตะกอนของเหล็กซึ่งเปลี่ยนรูปจาก Fe^{2+} มาเป็น Fe^{3+} (Bowlen และ Kosson,1995)

Flasthman และคณะ (1991) พบว่าการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในคอลัมน์ดินปนเปื้อนน้ำมันปิโตรเลียม (น้ำมันดีเซล และน้ำมันหล่อลื่น) จะกระตุ้นกิจกรรมการย่อยสลายทางชีวภาพในดินนี้ได้

ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เติมลงไปต้องพิจารณาให้เหมาะสม เนื่องจากอาจเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ได้ เพราะใช้เป็นสาร disinfectant ควรเริ่มความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ 20-50 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อให้จุลินทรีย์ปรับตัวและเพิ่มความเข้มข้นขึ้นอย่างช้า ๆ จนถึง 100-500 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งเป็นระดับที่เหมาะสม ดังนั้นการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่มากเกินไปอาจยับยั้งจุลินทรีย์และลดประสิทธิภาพการย่อยสลายสารพิษ (Bowlen และ Kosson, 1995) มีการศึกษาความเสถียรของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในดิน โดย Lawes (1990,1991) พบว่าไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะเสถียรอยู่ในดินได้หลายแบบ ซึ่งไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะให้ออกซิเจนไม่แน่นอน ซึ่งจะเป็นเรื่องที่ซับซ้อนมากขึ้นเมื่อเติมลงในดิน ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพอย่างรวดเร็วได้เป็นก๊าซและฟองอากาศออกซิเจน ถ้ามีเหล็กหรือเอนไซม์คาตาเลสเร่งปฏิกิริยา อาจทำให้เกิดฟองอากาศขนาดใหญ่ปิดช่องว่างอนุภาคดินได้ ซึ่งจะลดการส่งผ่านและกีดขวางสารอาหารในดินที่ปนเปื้อน และปฏิกิริยาระหว่างไฮโดรเจนเปอร์

ออกไซด์กับเหล็กที่ละลายได้ จะทำให้เกิดการตกตะกอนของเหล็กไฮดรอกไซด์และจำกัดการส่งผ่านได้

Huling และคณะ (1991) รายงานการทดลองในระดับ pilot โดยเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 50-200 ppm จะเพิ่มปริมาณออกซิเจนทั้งในดินอิ่มตัวและไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ โดยมีรายงานว่าไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ความเข้มข้น 10 -1,000 ppm จะยับยั้งการเจริญของแบคทีเรียได้ และถ้าเซลล์มีจำนวนมากและเจริญบนอาหารแข็งแล้วจะเป็นอันตรายต่อเซลล์จุลินทรีย์น้อยลง จุลินทรีย์ที่เจริญเป็น biofilm สามารถทนทานต่อไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ 500 ppm ได้ และถ้าเพิ่มปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์อย่างช้า ๆ จะสามารถทนได้ถึง 2,000 ppm

Pardieck และคณะ (1992) รายงานว่าออกซิเจนที่จะได้รับจากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เติมลงไปในดินไม่เป็นไปตามสัดส่วนที่แน่นอน เพราะมีหลายปัจจัยที่ส่งผลต่อปฏิกิริยานี้ ได้แก่ อนุมูลอิสระของสารอินทรีย์ในดิน ซึ่งอาจมาจากสารปนเปื้อนหรือสารอินทรีย์เดิมที่มีอยู่ในดิน หรือโลหะที่ละลายได้ เช่น เหล็กและแมงกานีส สามารถออกซิเดชันไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ได้ ดังนั้นออกซิเจนที่ได้แท้จริงแล้วจะน้อยกว่าในทางทฤษฎี (0.5 โมล/โมลไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์) การทดลองในห้องปฏิบัติการระดับ pilot ยืนยันการใช้ประโยชน์จากไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เป็นแหล่งออกซิเจนทั้งในดินที่อิ่มตัวและไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ

Lee (1995) รายงานว่าการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ลงในดินที่ปนเปื้อน PAHs เพื่อให้แบคทีเรียเลือกใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนและเป็นการเพิ่มออกซิเจนในดินให้เพียงพอต่อการย่อยสลายมีความสะดวกและ ค่าใช้จ่ายน้อยกว่าการเติมออกซิเจนวิธีอื่น และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ความเข้มข้น 30 เปอร์เซ็นต์ ปริมาณ 0.1 กรัมในอาหารเหลวหนึ่งลิตร เป็นปริมาณที่ไม่เป็นอันตรายต่อเซลล์

ในการทดลองนี้จึงได้ทำการปรับความชื้น อุณหภูมิ และการให้อากาศ ซึ่งเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการย่อยสลายไพรีนและฟีแนนทรีนความเข้มข้นสูงโดยใบไม้ที่คัดเลือกได้ เพื่อให้การย่อยสลายเกิดได้รวดเร็วและมีประสิทธิภาพมากที่สุด

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย