



การปนเปื้อนและการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพของอะทราซีน

Contamination and Bioremediation of Atrazine

ชนิษฐา สมตระกูล^{1,*}, วราภรณ์ ฉุยฉาย²

¹ภาควิชาชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหาสารคาม มหาสารคาม 44150

²ภาควิชาวิทยาศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยราชภัฏนครสวรรค์ นครสวรรค์ 60000

Khanitta Somtrakoon^{1,*}, Waraporn Chouychai²

¹Department of Biology, Faculty of Science, Mahasarakham University, Maha Sarakham 44150

²Faculty of Science and Technology, Nakhonsawan Rajabhat University, Nakhon Sawan 60000

Received 5 May 2022; Received in revised 20 July 2022; Accepted 30 August 2022

บทคัดย่อ

อะทราซีนเป็นสารกำจัดวัชพืชที่ยังมีการใช้งานทางการเกษตรในหลายประเทศทั่วโลก และยังเกิดปัญหาการปนเปื้อนทั้งในดินและน้ำในพื้นที่เกษตรกรรม อะทราซีนเป็นสารเคมีที่ถูกย่อยสลายด้วยแบคทีเรียได้และมีแบคทีเรียที่ใช้อะทราซีนเป็นแหล่งไนโตรเจนเพียงแหล่งเดียวเพื่อการเจริญได้ วิธีการย่อยสลายอะทราซีนโดยแบคทีเรียแบ่งเป็น 2 ระยะ ระยะแรกคือปฏิกิริยาการเปลี่ยนอะทราซีนไปเป็นกรดไซยานูริก (cyanuric acid) และระยะที่สองคือการย่อยสลายกรดไซยานูริกอย่างสมบูรณ์ ในขณะที่พืชสามารถหลั่งเอนไซม์จากรากเพื่อเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของอะทราซีน รวมทั้งสารที่หลั่งจากรากพืชสามารถกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์ในดินเพื่อเพิ่มการย่อยสลายอะทราซีนได้ นอกจากนี้พืชยังสามารถดูดซึมและเปลี่ยนรูปอะทราซีนภายในเนื้อเยื่อพืชได้ จากคุณสมบัตินี้จึงนำไปสู่การพัฒนาการบำบัดอะทราซีนที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมโดยวิธีทางชีวภาพ ได้แก่ การบำบัดด้วยจุลินทรีย์และการบำบัดด้วยพืช ในบทความนี้จะอธิบายถึงปัญหาการปนเปื้อนอะทราซีนในพื้นที่เกษตรกรรม กลไกการบำบัดอะทราซีนของจุลินทรีย์และพืช รวมถึงการนำไปประยุกต์ใช้ในการฟื้นฟูดินและน้ำที่ปนเปื้อนอะทราซีนด้วยวิธีทางชีวภาพ

คำสำคัญ: การบำบัดทางชีวภาพ; จุลินทรีย์; พืช; อะทราซีน

Abstract

Atrazine is a herbicide used for agricultural propose in many countries worldwide. The contamination of atrazine in soil and water occurs typically in agricultural areas. Atrazine is a biodegradable compound. Some bacteria could use atrazine as a sole source of nitrogen for their growth. There are 2 phases of atrazine biodegradation by bacteria, i.e. 1) breaking down atrazine to cyanuric acid reaction, and 2) complete cyanuric acid degradation. Also, the plant could release enzymes from the root to transform atrazine or root exudates to stimulate the degradation of atrazine by soil microorganisms. Moreover, aquatic plants could uptake and change atrazine within plant tissue. With these properties, bioremediation technology to remove atrazine contamination in the environment was developed, including bioremediation and phytoremediation. In this article, the contamination of atrazine in agricultural areas, the atrazine removal mechanism of microorganisms and plants, and the application of bioremediation technology to restore atrazine-contaminated soil and water were also described.

Keywords: Bioremediation; Microorganism; Plant; Atrazine

1. บทนำ

อะทราซีน (atrazine) เป็นสารกำจัดวัชพืชที่ถูกใช้งานเป็นปริมาณมากในการทำเกษตรกรรมทั่วโลก ปริมาณโดยเฉลี่ยในการใช้งานอยู่ที่ 70,000 - 90,000 ตันต่อปี ประโยชน์ของอะทราซีนคือการใช้กำจัดวัชพืชในพืชไร่ เช่น ข้าวโพด ข้าวฟ่าง ข้าวสาลี และอ้อย [1] การใช้งานอะทราซีนมักผสมกับน้ำแล้วฉีดพ่นในปริมาณ 2.2-4.5 กิโลกรัม/เฮกเตอร์ โดยใช้ก่อนการงอกของวัชพืช อะทราซีนเป็นพืชต่อพืชโดยทำลายระบบการขนส่งอิเล็กตรอนในกระบวนการสังเคราะห์ด้วยแสงของพืช [2] สูตรทางเคมีของอะทราซีนคือ $C_8H_{14}ClN_5$ และชื่อทางเคมีคือ 2-คลอโร-4-เอทิลอะมิโน-6-ไอโซโพรพิลอะมิโน-1,3,5-ไตรอะซีน (2-chloro-4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazine) อะทราซีนละลายน้ำได้ปานกลาง โดยที่อุณหภูมิ 22 องศาเซลเซียส และพีเอช 7 สามารถละลายน้ำได้ 33 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่าสัมประสิทธิ์การกระจายของสารในชั้นน้ำและน้ำมัน (Log Kow) เท่ากับ 2.5 จุดหลอมเหลวระหว่าง 171-174 องศาเซลเซียส [1, 3] การใช้งานอะทราซีน

เป็นสารกำจัดวัชพืชทำให้เกิดการปนเปื้อนในส่วนต่างๆ ของสิ่งแวดล้อมได้ ความคงทนของสารกำจัดวัชพืชในดินขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ ได้แก่ ลักษณะเนื้อดิน ปริมาณสารอินทรีย์ในดินและปริมาณแร่ดินเหนียว ซึ่งส่งผลต่อการถูกขับและการเคลื่อนย้ายของสารกำจัดวัชพืชในดิน สารกำจัดวัชพืชที่ปนเปื้อนลงสู่ดินถูกขับอยู่กับแร่ธาตุหรือสารอินทรีย์ในดินได้ และมักพบในดินที่มีปริมาณสารอินทรีย์มากกว่าร้อยละ 5 ส่วนในดินที่มีปริมาณสารอินทรีย์ต่ำ สารกำจัดวัชพืชจะดูดซับกับดินในส่วนของสารอินทรีย์ที่มักปรากฏอยู่บนอนุภาคของแร่ดินเหนียว [4, 5] นอกจากนี้ลักษณะทางเคมีของสารกำจัดวัชพืชเอง ได้แก่ ความสามารถในการละลายน้ำและความดันไอเป็นตัวกำหนดความไวในการถูกย่อยสลายโดยกิจกรรมของจุลินทรีย์ในดิน โดยสารกำจัดวัชพืชที่มีความไวต่อการย่อยสลายจากจุลินทรีย์จะมีความคงทนต่ำในสิ่งแวดล้อม ลักษณะสภาพภูมิอากาศเป็นอีกปัจจัยที่ส่งผลต่อความคงทนของสารกำจัดวัชพืชในดิน เช่น ความชื้นของดินและอุณหภูมิ เป็นต้น [4, 5] กรณีของอะทราซีนพบรายงานว่ามีค่าครึ่งชีวิตใน

ดินประมาณ 41-231 วัน และเนื่องจากคุณสมบัติของอาหารพืชที่มีความสามารถในการละลายน้ำได้ปานกลาง เมื่อปนเปื้อนลงสู่ดินจึงถูกดูดซับอยู่กับดินได้น้อยทำให้อาหารพืชปนเปื้อนลงสู่พื้นผิวดินและน้ำใต้ดินได้ด้วย [1] อาหารพืชค่อนข้างมีความเสถียรเมื่อปนเปื้อนในแหล่งน้ำจืด โดยมีค่าครึ่งชีวิตเฉลี่ยประมาณ 159 วัน และมีความเสถียรต่ำเมื่อปนเปื้อนในน้ำเค็ม โดยมีค่าครึ่งชีวิตในน้ำเค็มอยู่ระหว่าง 3-190 วัน [6] ประเทศไทยมีการศึกษาความคงทนของอาหารพืชในชุดดินที่แตกต่างกัน ได้แก่ ชุดดินดำนินสะดวก ชุดดินท่าม่วง ชุดดินตาคลี ชุดดินปากช่อง และชุดดินกำแพงแสน ผลการศึกษาพบว่าอาหารพืชมีความคงทนที่แตกต่างกันในชุดดินแต่ละชุด โดยอาหารพืชมีความคงทนมากที่สุดในชุดดินตาคลี ค่าครึ่งชีวิตในดินดังกล่าว 150 วัน โดยดินชุดตาคลี มีร้อยละของอนุภาคนาตรหาย อนุภาคนาตรหายแปง และอนุภาคนาตรดินเหนียวเท่ากับ 30.1, 16.3 และ 53.2 ตามลำดับ พีเอช 7.3 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนร้อยละ 2.62 ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดร้อยละ 1.18 ค่าความนำไฟฟ้า 2.3 เดซิซีเมนต์/เซนติเมตร และความจุความชื้นของดินร้อยละ 79.9 [7]

จากการประเมินความเสี่ยงถึงอันตรายของอาหารพืชโดยองค์กรปกป้องสิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา รายงานว่า อาหารพืชเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตที่ไม่ใช่เป้าหมายในการทำลายหลายชนิด ได้แก่ พืช น้ำ ปลา สัตว์บก และสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม โดยปริมาณของอาหารพืชซึ่งคาดว่าจะทำให้หนูที่ได้รับอาหารพืชเพียงครั้งเดียวตายไปเป็นจำนวนครึ่งหนึ่งเท่ากับ 672 มิลลิกรัม/กิโลกรัม [8] องค์กรปกป้องสิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกาจัดให้อาหารพืชเป็นสารกำจัดศัตรูพืชในกลุ่มรบกวนการทำงานของต่อมไร้ท่อ การสืบพันธุ์ และพัฒนาการของสิ่งมีชีวิต ในขณะที่องค์กรวิจัยมะเร็งนานาชาติจัดให้อาหารพืชเป็นกลุ่มของสารที่มีศักยภาพในการก่อมะเร็ง [1] อาหารพืชถูกห้ามใช้งานในสหภาพยุโรปซึ่งประกาศห้ามใช้งานอาหารพืชตั้งแต่ปี ค.ศ. 2003 [9] ส่วนในสหรัฐอเมริกาได้ออกกฎและควบคุมการใช้งานมากขึ้น โดยในปี ค.ศ.

2018 องค์กรปกป้องสิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกาได้แจ้งเตือนและร้องขอให้มีการควบคุมการใช้งานอาหารพืชเพื่อลดการปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำ [10] รวมทั้งยังกำหนดให้ลดการใช้งานในสนามหญ้าเพื่อลดความเสี่ยงต่อการสัมผัสในเด็ก กำหนดให้ผู้ที่ใช้งานควรสวมใส่อุปกรณ์ป้องกันภัยส่วนบุคคลโดยเฉพาะอุปกรณ์ป้องกันระบบทางเดินหายใจ และห้ามใช้งานโดยการฉีดพ่นในขณะที่เกิดภาวะอุณหภูมิผกผันและมีความเร็วลมมากกว่า 24 กิโลเมตร/ชั่วโมง รวมทั้งให้ผู้ประกอบการปรับปรุงฉลากข้างผลิตภัณฑ์โดยระบุข้อกำหนดที่เกี่ยวข้องกับการใช้งานแบบใหม่ขึ้นมาด้วย [10] ดังนั้นในบทความนี้จะกล่าวถึงปัญหาการปนเปื้อนอาหารพืชในสิ่งแวดล้อมและการบำบัดสิ่งแวดล้อมที่ปนเปื้อนอาหารพืชด้วยวิธีทางชีวภาพ ได้แก่ การใช้จุลินทรีย์และพืช ซึ่งจะเป็นประโยชน์ในการเข้าใจปัญหา ตระหนักถึงความเร่งด่วนของการบำบัดและเลือกใช้วิธีการบำบัดที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อมเพื่อเป็นการแก้ปัญหาอย่างยั่งยืน

2. การปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อม

การใช้งานอาหารพืชในอดีตจนถึงปัจจุบันทำให้มีการตรวจพบการตกค้างของอาหารพืชในบริเวณต่างๆ ในสิ่งแวดล้อม การปนเปื้อนของอาหารพืชในสิ่งแวดล้อมของประเทศไทยมักเกิดจากการใช้งานอาหารพืชในการทำเกษตรกรรม เช่น การทำไร่ข้าวโพด ในจังหวัดน่าน ตรวจพบการปนเปื้อนของอาหารพืชในน้ำประปามีค่าเฉลี่ยสูงถึง 18.78 ไมโครกรัม/ลิตร [11] พื้นที่ลุ่มน้ำห้วยกะโปะ อำเภอน้ำหนาว จังหวัดเพชรบูรณ์พบค่าเฉลี่ยอาหารพืชปนเปื้อนในแหล่งน้ำและตะกอนเท่ากับ 4.7 ไมโครกรัม/ลิตร และ 27.42 ไมโครกรัม/ลิตร ตามลำดับ โดยการปนเปื้อนของอาหารพืชในพื้นที่ลุ่มน้ำห้วยกะโปะมีสาเหตุมาจากการใช้อาหารพืชเป็นสารกำจัดวัชพืชในการทำไร่ข้าวโพดเช่นกัน [12] บริเวณที่ไม่ได้ทำเกษตรกรรมโดยตรงแต่ตั้งอยู่ใกล้เคียงกับพื้นที่โดยรอบที่มีการปลูกอ้อย มันสำปะหลัง ข้าว และข้าวโพด พบการปนเปื้อนอาหารพืชได้ทั้งน้ำผิวดินและน้ำใต้ดิน

เช่น พบอาหารซินปนเปื้อนในน้ำผิวดินและน้ำที่สูบจากบ่อบาดาลในวิทยาลัยพยาบาลพัฒนา จังหวัดลพบุรีระหว่าง 0.14-0.82 ไมโครกรัม/ลิตร [13] อาหารซินยังเป็นสารกำจัดวัชพืชที่ตรวจพบได้บ่อยในแม่น้ำทางภาคกลางของประเทศไทยระหว่าง พ.ศ. 2552 - 2559 ในแม่น้ำเจ้าพระยา พบอาหารซินในฤดูแล้งและฤดูฝนในช่วง 0.13 - 0.28 ไมโครกรัม/ลิตร และ 0.16 - 0.40 ไมโครกรัม/ลิตร ตามลำดับ โดยพบอาหารซินมากในแม่น้ำเจ้าพระยาช่วงจังหวัดนครสวรรค์และสิงห์บุรี ส่วนในแม่น้ำป่าสักตรวจพบอาหารซินได้บ่อยทั้งสองฤดูกาล โดยค่าสูงสุดในฤดูแล้งและฤดูฝนเป็น 0.22 และ 3.23 ไมโครกรัม/ลิตร ตามลำดับ ซึ่งเป็นการปนเปื้อนที่มาจากพื้นที่เกษตรกรรมเช่นกัน [14]

ความกังวลจากการใช้งานอาหารซินคือความคงทนในดิน การเคลื่อนย้ายสู่น้ำผิวดิน และน้ำใต้ดินซึ่งเป็นแหล่งผลิตน้ำเพื่อการบริโภค การปนเปื้อนของอาหารซินในแหล่งน้ำใต้ดินพบได้บ่อยในสหรัฐอเมริกา องค์การปกป้องสิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกาได้กำหนดค่าสูงสุดของอาหารซินที่ยอมรับให้ตรวจพบได้ในน้ำดื่มเป็น 3 ไมโครกรัม/ลิตร [15] ในขณะที่ออสเตรเลียกำหนดค่าอาหารซินที่ยอมรับให้ตรวจพบได้ในน้ำประปาเป็น 0.5 ไมโครกรัม/ลิตร [11] ส่วนองค์การอนามัยโลกได้กำหนดค่าสูงสุดของ อาหารซินที่ยอมรับให้ตรวจพบได้ในน้ำดื่มสูงถึง 100 ไมโครกรัม/ลิตร ซึ่งเป็นค่าที่สูงกว่ามาตรฐานขององค์การปกป้องสิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา [16] อย่างไรก็ตามประเทศไทยยังไม่มีกำหนดค่ามาตรฐานที่ยอมรับให้ตรวจพบได้ของอาหารซินในน้ำดื่ม [11] จากการสำรวจระหว่างปี ค.ศ. 2006 - ค.ศ. 2008 พบอาหารซินปนเปื้อนในน้ำดื่มในรัฐ Ohio สหรัฐอเมริกา พบการปนเปื้อนของอาหารซินซึ่งมีค่าต่ำสุดและสูงสุดในปี ค.ศ. 2006 ค.ศ. 2007 และ ค.ศ. 2008 อยู่ระหว่าง 0.00-7.22, 0.03-4.23 และ 0.03-15.66 ไมโครกรัม/ลิตร [15] การใช้งานอาหารซินในปริมาณสูงทำให้ตรวจพบอาหารซินในสัตว์น้ำซึ่งเก็บตัวอย่างในช่วงเดือนมกราคมถึงพฤษภาคม ค.ศ. 2017 ของ

ประเทศไนจีเรีย พบค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของอาหารซินในอาหารปลาและตัวปลา catfish (*Clarias gariepinus*) เท่ากับ 1.3-1.5 ไมโครกรัม/กิโลกรัม และ 1.4-1.8 ไมโครกรัม/กิโลกรัม ตามลำดับ โดยตรวจพบการปนเปื้อน อาหารซินถึงร้อยละ 91.3 ในตัวอย่างปลา catfish ที่เก็บจากรัฐ Ogun และพบการปนเปื้อนอาหารซินร้อยละ 80 ในตัวอย่างอาหารปลาที่เก็บจากรัฐ Lagos State [17]

ประเทศอื่นๆ ที่พบการปนเปื้อนของอาหารซินได้แก่ ประเทศอิหร่านซึ่งมีการใช้งานอาหารซินในปริมาณสูงถึง 250 ตัน/ปี ตรวจพบอาหารซินที่ระดับความเข้มข้นตั้งแต่ 0 ถึง 2,175.8 ไมโครกรัม/ลิตรในน้ำ และความเข้มข้นตั้งแต่ 0 ถึง 35.58 ไมโครกรัม/ลิตรในปลา ในช่วงปี ค.ศ. 2019 - ค.ศ. 2020 โดยตัวอย่างน้ำที่สำรวจในฤดูร้อนร้อยละ 88 มีค่าอาหารซินในแหล่งน้ำเกินค่ามาตรฐานที่องค์การปกป้องสิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา และองค์การอนามัยโลกแนะนำ [6] ประเทศจีนเป็นอีกประเทศหนึ่งที่มีตรวจพบการปนเปื้อนของอาหารซินสม่ำเสมอในบริเวณที่มีการทำเกษตรกรรม เช่น พบการปนเปื้อนของอาหารซินในตะกอนทะเลสาบหงหู (Honghu Lake) เท่ากับ 0.171 มิลลิกรัม/กิโลกรัม และเหลียงจื่อหู (Liangzihu Lake) เท่ากับ 0.114 มิลลิกรัม/กิโลกรัม โดยทะเลสาบทั้งสองตั้งอยู่ในมณฑลหูเป่ย์ (Hubei Province) ทางตอนกลางของประเทศจีน [18] ดินที่ใช้ในการทำเกษตรกรรมบริเวณดินดอนสามเหลี่ยมปากแม่น้ำแยงซี มณฑลเจ้อเจียง (Zhejiang Province) ประเทศจีน ซึ่งสำรวจในเดือนมิถุนายน ค.ศ. 2014 พบการปนเปื้อนของอาหารซินในดินชั้นบนมีค่าระหว่าง 1.0 ถึง 113 นาโนกรัม/กรัมน้ำหนักแห้ง โดยพบการปนเปื้อนของอาหารซินในไร้น้ำหนักรองลงมาคือไร้มัลเบอร์รี่ และนาข้าว [19] นอกจากนี้จากการสำรวจการปนเปื้อนของไฟรทรอยด์และอาหารซินในพื้นที่ที่มีการทำเกษตรกรรมใน 20 มณฑลของประเทศจีน จากการสำรวจพบว่าการปนเปื้อนของสารไฟรทรอยด์และอาหารซินเป็นปัญหาที่ทำให้เกิดความกังวลทางจังหวัดที่

ตั้งอยู่ทางตอนเหนือของประเทศจีน ได้แก่ เฮยหลงเจียง (Heilongjiang) จี๋หลิน (Jilin) เหลียวหนิง (Liaoning) ปักกิ่ง (Beijing) และเหอเป่ย์ (Hebei) การเก็บดินในโรงเรือนและดินในสถานที่เปิดโล่ง (open-field soils) พบระดับความเข้มข้นของไพริทรอยด์ที่ตรวจพบในดินในโรงเรือนมีค่าระหว่าง 1.30-113 นาโนกรัม/กรัม และดินจากสถานที่เปิดโล่งมีค่าระหว่าง 0.51-85.4 นาโนกรัม/กรัม ส่วนปริมาณอาหารพิษที่ตรวจพบในดินในโรงเรือนมีค่าระหว่างต่ำกว่าขีดจำกัดของการตรวจวัดจนถึง 137 นาโนกรัม/กรัม ส่วนปริมาณอาหารพิษที่ตรวจพบในดินในสถานที่เปิดโล่งมีค่าระหว่างต่ำกว่าขีดจำกัดของการตรวจวัดจนถึง 134 นาโนกรัม/กรัม [20]

3. การย่อยสลายอาหารพิษโดยกิจกรรมของจุลินทรีย์

จุลินทรีย์มีบทบาทในการลดการปนเปื้อนของอาหารพิษในดินจากกิจกรรมการย่อยสลายด้วยเอนไซม์จากจุลินทรีย์จุลินทรีย์หลายชนิดทั้งแบคทีเรียและรามีความสามารถในการย่อยสลายอาหารพิษและนำมาใช้เป็นแนวทางในการบำบัดอาหารพิษที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมได้ แบคทีเรียมีรายงานว่าสามารถย่อยสลายอาหารพิษได้ตั้งแต่อดีตถึงปัจจุบัน แบคทีเรียที่ถูกใช้เป็นตัวแบบในการย่อยสลายสารในกลุ่มไตรอะซีน ได้แก่ *Pseudomonas* sp. ADP โดยแบคทีเรียชนิดนี้มีความสามารถในการใช้

อาหารพิษเป็นแหล่งไนโตรเจนเพียงแหล่งเดียวเพื่อการเจริญได้ วิธีการย่อยสลายอาหารพิษประกอบด้วย 2 ระยะ ได้แก่ วิธีการย่อยสลายส่วนต้นจะเป็นปฏิกิริยาการเปลี่ยนอาหารพิษไปเป็นกรดไฮยานูริก ปฏิกิริยาในวิธีย่อยสลายส่วนต้นเอนไซม์ที่กำหนดรหัสการสังเคราะห์มาจากยีน *atzA*, *atzB* และ *atzC* ในขณะที่วิธีการย่อยสลายอาหารพิษส่วนท้ายเป็นปฏิกิริยาการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ของกรดไฮยานูริกซึ่งเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายถูกกำหนดรหัสการสังเคราะห์มาจากยีน *atzDEF* [4] ภาพที่ 1 แสดงวิธีการย่อยสลายอาหารพิษโดย *Pseudomonas* sp. ADP สำหรับแบคทีเรียชนิดอื่นๆ ที่พบรายงานว่าสามารถย่อยสลายอาหารพิษได้ เช่น *Agrobacterium radiobacter* J14a [21] *Arthrobacter* sp. SD41 [22] *Bacillus badius* ABP6 [23] *Citricoccus* sp. TT3 [24] *Ensifer* sp. CX-T [25] *Klebsiella variicola* FH-1 [26] *Pseudomonas* sp. ZXY-1 [27] *Raoultella planticola* [28] การใช้จุลินทรีย์บำบัดบริเวณที่ปนเปื้อนอาหารพิษมีข้อดีคือต้นทุนในการดำเนินงานต่ำ ไม่ก่อให้เกิดการปนเปื้อนซ้ำซ้อน แต่ก็มีข้อจำกัดตรงที่กิจกรรมการย่อยสลายของจุลินทรีย์ขึ้นอยู่กับปัจจัยทางสิ่งแวดล้อม เช่น อุณหภูมิ ความเค็ม พีเอช สารอาหาร การมีอยู่ของสารมลพิษชนิดอื่นๆ เป็นต้น [8]

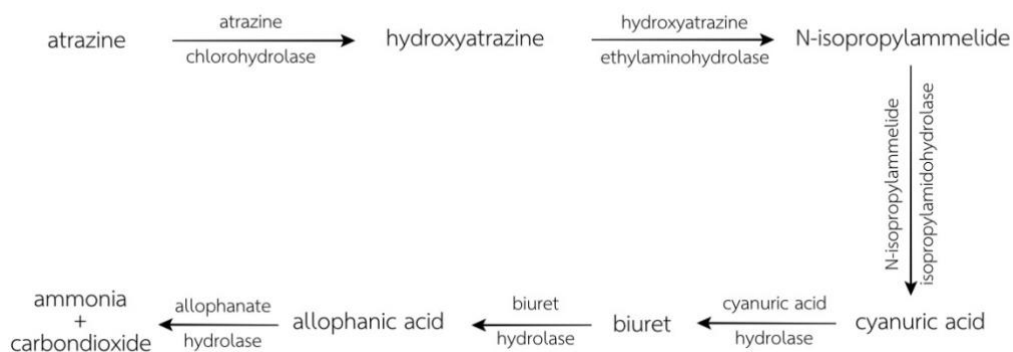


Figure 1 Atrazine degradation pathway by *Pseudomonas* sp. ADP [29, 30, 31]

แบคทีเรียที่มีความสามารถในการย่อยสลายอาหารขึ้นมักคัดแยกได้จากบริเวณที่เคยมีการใช้งานอาหารขึ้นหรือบริเวณที่ใกล้เคียงกับโรงงานที่ผลิตสารกำจัดศัตรูพืช เช่น *Arthrobacter* sp. TES6 คัดแยกได้จากดินบริเวณลุ่มแม่น้ำไนล์ ประเทศอียิปต์ ซึ่งใช้เป็นแหล่งปลูกข้าวโพด [32] *Pseudomonas* sp. ZXY-1 คัดแยกได้จากดินปนเปื้อนบริเวณโรงงานผลิตสารกำจัดศัตรูพืชในประเทศจีน [27] แบคทีเรียในจีนัส *Rhizobium* sp., *Stenotrophomonas* sp. และ *Klebsiella* sp. คัดแยกได้จากดินที่ใช้ปลูกอ้อยในจังหวัดชลบุรีและฉะเชิงเทรา ประเทศไทย โดยดินดังกล่าวมีประวัติการใช้อาหารขึ้นมาอย่างยาวนาน [33] *Arthrobacter* sp. KU001 คัดแยกได้จากดินปลูกอ้อย ณ ศูนย์วิจัยและพัฒนาอ้อยและน้ำตาล มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ วิทยาเขตกำแพงแสน จังหวัดนครปฐม แบคทีเรียดังกล่าวสามารถใช้อาหารขึ้นเป็นแหล่งไนโตรเจนเพียงแหล่งเดียวได้ และการย่อยสลายอาหารขึ้นไม่ถูกยับยั้งเมื่อเซลล์เจริญในสภาวะที่มีแหล่งไนโตรเจนชนิดอื่นๆ [34] *K. variicola* FH-1 คัดแยกได้จากดินที่มีการใช้งานอาหารขึ้นมาเป็นเวลานานกว่า 10 ปี บริเวณสถานีวิจัยทางวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยการเกษตรจีหลิน (Jilin Agricultural University) ประเทศจีน ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายอาหารขึ้นโดย *K. variicola* FH-1 ได้แก่ 2-ไฮดรอกซิล-4-เอทิลอะมิโน-6-ไฮดรอกซิล-4,6-บิส(เอทิลอะมิโน)-1,3,5-ไตรอะซีน (2-hydroxyl-4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazine) 2-ไฮดรอกซิล-4,6-บิส(เอทิลอะมิโน)-1,3,5-ไตรอะซีน (2-hydroxyl-4,6-bis(ethylamino)-1,3,5-triazine)

และ 4,6-บิส(เอทิลอะมิโน)-1,3,5-ไตรอะซีน-2(1เอช)-โอน (4,6-bis(ethylamino)-1,3,5-triazin-2(1H)-one) [26] *R. planticola* คัดแยกได้จากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานผลิตสารกำจัดวัชพืช [28] *B.adius* ABP6 คัดแยกได้จากไร่ข้าวโพดที่เคยมีการใช้งานสารกำจัดวัชพืช [23] *Ensifer* sp. CX-T คัดแยกได้จากดินใกล้กับโรงงานผลิตอาหารขึ้น สามารถย่อยสลายอาหารขึ้นได้ดีที่พีเอช 7 และความสามารถในการย่อยสลายอาหารขึ้นลดลงเมื่อพีเอชเท่ากับ 5 และ 9 [25] *Citricoccus* sp. TT3 เป็นแบคทีเรียที่คัดแยกได้จากดินบริเวณจุดระบายน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตสารกำจัดศัตรูพืชในประเทศจีน แบคทีเรียมียีนที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายอาหารขึ้น ได้แก่ *trzN*, *atzB* และ *atzC* แบคทีเรียชนิดนี้เจริญได้ดีที่พีเอช 6.0–11.0 แต่จะเจริญได้ดีกว่าในสภาวะที่เป็นด่าง แบคทีเรีย *Citricoccus* sp. TT3 สามารถกำจัดอาหารขึ้นที่ระดับความเข้มข้น 50 มิลลิกรัม/ลิตรได้ภายในเวลา 66 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส พีเอช 7.0 และใช้ความเข้มข้นของหัวเชื้อร้อยละ 1 [24] แบคทีเรียในจีนัส *Pseudomonas* และ *Arthrobacter* ที่คัดแยกได้จากบริเวณรอบรากของ *Acorus calamus*, *Typha latifolia* และ *Phragmites karka* พบว่าแบคทีเรีย *Pseudomonas* sp. AACB สามารถลดปริมาณอาหารขึ้นได้ในช่วงพีเอช 5.0-8.0 แบคทีเรีย *Pseudomonas* sp. AACB และ TTLB สามารถลดปริมาณอาหารขึ้นได้มากกว่าร้อยละ 62 ที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส [35] โดย (Figure 1) สรุปสภาวะที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายอาหารขึ้นโดยแบคทีเรียบางชนิด

Table 1 Suitable conditions for anthracene degradation by some atrazine-degrading bacteria.

Bacteria	Conditions for anthracene degradation	Ref.
<i>B.adius</i> ABP6	temperature = 30.4 °C, pH = 7.05, initial concentration = 200.9 mg/l	[23]
<i>Ensifer</i> sp. CX-T	temperature = 30 °C, pH = 7, initial concentration = 100 mg/l rate of atrazine degradation = 99.71% within 30 h	[25]
<i>Citricoccus</i> sp. TT3	temperature = 30 °C, pH = 7, initial concentration = 50 mg/l	[24]
<i>K. variicola</i> FH-1	temperature = 25 °C, pH = 9.0, initial concentration = 50 mg/l rate of atrazine degradation = 81.5% within 11 days	[26]
<i>Pseudomonas</i> sp. ZXY-1	temperature = 30.71 °C, pH = 7.14, initial concentration = 157.1 mg/l, rate of atrazine degradation = 19.03 mg/l/h	[27]
<i>R. planticola</i>	temperature = 28 °C, pH = 7.0 rate of atrazine degradation = 10 mg/l/h	[278]

การย่อยสลายอาหาราซินที่เกิดขึ้นในสภาพธรรมชาติซึ่งอาจพบการปนเปื้อนของสารชนิดอื่นๆ ร่วมกับซึ่งส่งผลกระทบต่อกรย่อยสลายอาหาราซินในแบคทีเรีย เช่น อัตราการย่อยสลายอาหาราซินใน *R. planticola* ลดลงเหลือเพียง 9.42, 7.42 และ 5.42 มิลลิกรัม/ลิตร/ชั่วโมง ในสภาวะที่มีอะซิโตนไตรลฟีนอล หรือโทลูอิน ปนเปื้อนร่วมด้วย [28] การปนเปื้อนของนิโคซัลฟูรอน (nicosulfuron) เป็นสารกำจัดวัชพืชในกลุ่มซัลโฟนิลยูเรีย (sulfonylurea) ที่มักใช้งานร่วมกับสารกำจัดวัชพืชในกลุ่มไทราซีนในการกำจัดวัชพืชในการทำเกษตรกรรม สามารถยับยั้งการย่อยสลายอาหาราซินใน *Arthrobacter* sp. DNS10 ได้ โดยแบคทีเรียสามารถย่อยสลายอาหาราซินได้ร้อยละ 76.0 ในสภาวะที่ไม่มีนิโคซัลฟูรอน แต่ในสภาวะที่มีนิโคซัลฟูรอน 1, 5 และ 10 มิลลิกรัม/ลิตรทำให้อาหาราซินถูกย่อยสลายได้เพียงร้อยละ 63.9, 49.1 และ 42.6 ตามลำดับ การย่อยสลายอาหาราซินที่ลดลงเกิดจากนิโคซัลฟูรอนชักนำให้ระดับของอนุพันธ์ของออกซิเจนที่ว่องไวภายในเซลล์แบคทีเรียเพิ่มขึ้นจึงส่งผลให้เยื่อหุ้มเซลล์เสียเสถียรภาพจึงยับยั้งการเจริญของแบคทีเรีย รวมทั้งยังลดการทรานสคริปต์ชันของยีนที่กำหนดรหัสสำหรับสังเคราะห์เอนไซม์อาหาราซิน

คลอโรไฮโดรเลส (atrazine chlorohydrolase) ด้วย [36] ในขณะที่การมีโลหะปนเปื้อนร่วมด้วยกลับส่งเสริมการย่อยสลายอาหาราซินโดย *Arthrobacter* sp. DNS10 เนื่องจากสังกะสีช่วยเพิ่มการแสดงออกของยีน *trzN* ซึ่งกำหนดรหัสสำหรับการสังเคราะห์เอนไซม์อาหาราซินคลอโรไฮโดรเลส โดยในสภาวะที่มีสังกะสีที่ระดับความเข้มข้น 0.05 มิลลิโมลาร์ มีการแสดงออกของยีนที่กำหนดรหัสสำหรับสังเคราะห์เอนไซม์อาหาราซินคลอโรไฮโดรเลสเพิ่มขึ้นถึง 7.30 เท่า นอกจากนี้การเติมสังกะสีที่ระดับความเข้มข้นดังกล่าวยังช่วยปรับระดับความเป็นเยื่อเลือกผ่านของเยื่อหุ้มเซลล์ของแบคทีเรียทำให้พบการสะสมอาหาราซินได้ดีกว่าในสภาวะที่ไม่มีสังกะสีถึง 2.21 เท่า [37] นอกจากนี้แบคทีเรีย *Arthrobacter* sp. DNS10 ยังสามารถย่อยสลายอาหาราซินได้ดีขึ้นในสภาวะที่เลี้ยงร่วมกับแบคทีเรีย *Enterobacter* sp. P1 ซึ่งมีความสามารถในการผลิตกรดอินทรีย์หลายชนิดและละลายฟอสเฟต แต่ไม่มีความสามารถในการย่อยสลายอาหาราซิน ในสภาวะของการเพาะเลี้ยงแบคทีเรียร่วมกันพบการแสดงออกของยีนที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายอาหาราซินเพิ่มขึ้น ได้แก่ *trzN*, *atzB* และ *atzC* โดยเมแทบอลิต์ที่ได้จากการย่อยสลายอาหาราซิน เช่น เอทิลามีน

(ethylamine) และไอโซโพรพิลามีน (isopropylamine) ถูกใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนเพื่อสนับสนุนการเจริญของ *Enterobacter* sp. P1 การส่งเสริมการย่อยสลายอาหารพืชที่เกิดขึ้นคาดว่าเป็นผลมาจากการแลกเปลี่ยนเมแทบอลิซึมซึ่งกันและกันระหว่างแบคทีเรียทั้งสองชนิด [38] การย่อยสลายอาหารพืชยังสามารถเพิ่มขึ้นได้เมื่อใช้สารลดแรงตึงผิว เช่น เซอร์แฟกทีน (surfactin) ที่ผลิตจาก *Bacillus velezensis* MHNK1 สามารถส่งเสริมการย่อยสลายอาหารพืชได้ถึงร้อยละ 100 ± 1.20 ภายในเวลา 4 วัน เมื่อใช้หัวเชื้อแบคทีเรียความเข้มข้นร้อยละ 2 ร่วมกับเซอร์แฟกทีนความเข้มข้นเป็น 2 เท่าของค่าวิกฤตของการเกิดไมเซลล์ (CMC ของเซอร์แฟกทีนเท่ากับ 40 มิลลิกรัม/ลิตร) ในขณะที่การย่อยสลายอาหารพืชในสภาวะที่ไม่มีเซอร์แฟกทีนสามารถย่อยสลายอาหารพืชได้เพียงร้อยละ 87.10 ± 3.10 ภายในเวลา 5 วัน [39]

การเติมแบคทีเรียลงสู่สภาพแวดล้อมเพื่อบำบัดอาหารพืชเป็นสิ่งที่เป็นได้ ดังตัวอย่างในการศึกษาใน *A. radiobacter* J14a ซึ่งมีความสามารถในการย่อยสลายอาหารพืชได้อย่างสมบูรณ์ไปเป็นแร่ธาตุ (mineralization) ไม่ว่าจะทดสอบในอาหารเหลวและในดิน แบคทีเรียชนิดนี้สามารถใช้อาหารพืชเป็นแหล่งไนโตรเจนได้ เมื่อใช้ซูโครสและซีเตรตเป็นแหล่งคาร์บอนพบว่าแบคทีเรียสามารถย่อยสลายอาหารพืชได้อย่างสมบูรณ์ถึงร้อยละ 94 และปริมาณเซลล์เพิ่มขึ้นจาก 7.9×10^5 ไปเป็น 5.0×10^7 เซลล์/มิลลิลิตร ภายในเวลา 72 ชั่วโมง ภายใต้สภาวะนี้แบคทีเรีย *A. radiobacter* J14a สามารถนำอาหารพืชไปใช้เพื่อผลิตชีวมวลได้ถึงร้อยละ 30 สำหรับสารตัวกลางที่พบในการย่อยสลายอาหารพืชโดย *A. radiobacter* J14a ได้แก่ ไฮดรอกซีอะตราซีน (hydroxyatrazine) ดีเอทิลอะตราซีน (deethylatrazine) และดีเอทิล-ไฮดรอกซีอะตราซีน (deethyl-hydroxyatrazine) นอกจากนี้การเติมหัวเชื้อ *A. radiobacter* J14a ลงสู่ดินที่จำลองให้ปนเปื้อนอาหารพืชและมีปริมาณแบคทีเรียประจำถิ่นที่ย่อยสลายอาหารพืชได้อยู่จำนวนน้อยในดินที่ระดับความเข้มข้น 50 และ 200 ไมโครกรัม/กรัม ยัง

ส่งผลให้อาหารพืชถูกย่อยสลายได้อย่างสมบูรณ์เพิ่มขึ้นด้วย ปริมาณการย่อยสลายมากกว่าในดินที่ไม่เติมหัวเชื้อประมาณ 2-5 เท่าเมื่อเทียบกับดินที่ไม่เติมหัวเชื้อแบคทีเรีย [21] และในกรณีของแบคทีเรีย *R. planticola* มีรายงานเช่นกันว่าส่งเสริมการย่อยสลายอาหารพืชได้ เนื่องจากการเติมแบคทีเรีย *R. planticola* ลงสู่ภาคตะกอนดั้งเดิมจากโรงงานบำบัดน้ำเสียพบว่าสามารถย่อยสลายอาหารพืชได้ภายในเวลา 3 ชั่วโมง ในขณะที่การไม่เติมหัวเชื้อใช้เวลาในการย่อยสลายถึง 3 วัน [28]

ราย่อยสลายอาหารพืชได้เช่นกันแต่พบรายงานการศึกษาน้อยกว่าแบคทีเรีย เช่น *Metarhizium robertsii* IM 6519 เป็นราที่คัดแยกได้จากตัวอ่อนที่ตายแล้วของ *Agriotes sputator* L. ย่อยสลายอาหารพืชที่ระดับความเข้มข้น 25 มิลลิกรัม/ลิตรได้ในสภาวะที่มีกลูโคสความเข้มข้นร้อยละ 2 เป็นแหล่งคาร์บอน และให้อากาศที่ 160 รอบ/นาที่ ภายในเวลา 10 วัน เมแทบอลิซึมที่ได้จากการย่อยสลายอาหารพืชโดยรามีความเกี่ยวข้องกับการทำงานของเอนไซม์ในระบบไซโทโครม พี450 มอนออกซิจีเนส (cytochrome P450 monooxygenases) [40] และ *Bjerkandera adusta* เป็นราที่ย่อยสลายอาหารพืชได้ ความสามารถในการย่อยสลายอาหารพืชถูกทดสอบที่พีเอช 2-8 อุณหภูมิ 16-32 องศาเซลเซียส และระดับความเข้มข้นของอาหารพืชเป็น 25-100 ส่วนในล้านส่วน ความสามารถในการย่อยสลายอาหารพืชโดยรานี้เกิดขึ้นได้ถึงร้อยละ 92 [41]

4. การใช้พืชบำบัดอาหารพืช

การใช้พืชบำบัดอาหารพืชมีหลายกลไกที่เป็นไปได้ เช่น การย่อยสลายและเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของอาหารพืชจากเอนไซม์ที่หลั่งจากรากพืช เช่น เพอร์ออกซิเดส พอลิฟีนอลออกซิเดส และอินเวอร์เทส เป็นต้น รวมทั้งอาจใช้กลไกร่วมกันระหว่างการปลูกพืชและจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่บริเวณรอบรากพืชในการย่อยสลายอาหารพืช โดยรากพืชทำหน้าที่เป็นถิ่นอาศัยที่เหมาะสมให้กับจุลินทรีย์ การบำบัดด้วยพืชมีข้อดีหลายประการ เช่น

ดำเนินการง่ายและเป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม แต่การบำบัดด้วยพืชอาจต้องใช้เวลานาน นอกจากนี้ยังต้องมีวิธีการกำจัดชีวมวลภายหลังการบำบัดเพื่อไม่ให้เกิดการปนเปื้อนซ้ำซ้อนด้วย [8]

4.1 การลดความเป็นพิษของอาหาราซินในพืชบก

การบำบัดอาหาราซินด้วยพืชอาศัยความสามารถของพืชที่ทนทานต่ออาหาราซิน พืชที่ทนทานต่ออาหาราซินได้จะมีกลไกลดความเป็นพิษของอาหาราซิน ในกรณีของต้นพอลาร์ (*Populus deltoides* x *nigra* DN34) อาหาราซินจะถูกขนส่งเข้าสู่พืชผ่านทางไซเลม จากนั้นจะถูกเปลี่ยนแปลงภายในเนื้อเยื่อพืช ปฏิกริยาที่เกี่ยวข้องกับการลดความเป็นพิษของอาหาราซิน เช่น ปฏิกริยาไฮโดรไลซิส (hydrolysis) ปฏิกริยาไฮดรอกซิเลชันโดยไม่อาศัยเอนไซม์ (non-enzymatic hydroxylation) ปฏิกริยาเอ็น-ดีอัลคิลเลชัน (N-dealkylation) โดยอาศัยเอนไซม์ หรือปฏิกริยาคอนจูเกชัน (conjugation) กับซิสเทอีน กลูตาไทโอน และกลูทิน เป็นต้น อาหาราซินจะไม่ระเหยออกจากพืชพร้อมกับการคายน้ำแต่จะถูกเปลี่ยนเป็นดีเอทิลอาหาราซิน และดีไอโซพโรพิลอาหาราซิน (deisopropylatrazine; DIA) ที่มีความเป็นพิษต่อพืชน้อยกว่าอาหาราซินและมีครึ่งชีวิตน้อยกว่าอาหาราซิน ปฏิกริยาไฮโดรไลซิสของอาหาราซินพบในพืช C4 ซึ่งสัมพันธ์กับความสามารถในการทนทานต่ออาหาราซินด้วย อย่างไรก็ตามกลไกที่สำคัญในการบำบัดอาหาราซินในดินคือการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ [2, 42] สำหรับ Switchgrass DEA และ DIA ในเนื้อเยื่อจะถูกเปลี่ยนรูปต่อไปเป็นไดดีอัลคิลอาหาราซิน (didealkylatrazine; DDA) และกรด ไซยานูริก [43] ปฏิกริยาไฮดรอกซิเลชันเป็นกลไกสำคัญในการลดความเป็นพิษในพืช C4 ที่ทนทานต่ออาหาราซิน โดยเฉพาะเมื่อพืชได้รับอาหาราซินผ่านทางราก ตัวอย่างต้นกล้าของพืช C4 หลายชนิดที่ทนทานต่ออาหาราซิน เช่น big bluestem ข้าวโพด หญ้าอินเดีย (Indian grass) และ switchgrass จะใช้ปฏิกริยากลูตาไทโอนคอนจูเกชัน (glutathione conjugation) เป็นปฏิกริยาลดความเป็นพิษ [44] สำหรับปฏิกริยาลดความเป็นพิษของอาหาราซิน

ในพืช เช่น เอ็น-ดีอัลคิลเลชัน โดยเฉพาะเอ็น-ดีเอทิลเลชัน (N-deethylation) พบว่าเป็นวิถีสำคัญที่พืชกลุ่มซีสามใช้ลดความเป็นพิษเมื่อได้รับสารกำจัดวัชพืชกลุ่มโทรอาซิน เช่น annual ryegrass (*Lolium rigidum*) และพอลาร์ลูกผสม แม้ว่าปฏิกริยาไฮดรอกซิเลชัน (hydroxylation) จะมีประสิทธิภาพในการลดความเป็นพิษมากกว่า แต่ปฏิกริยาเอ็น-ดีอัลคิลเลชันมีบทบาทช่วยเพิ่มความทนทานอาหาราซินในพืชที่ไวต่ออาหาราซิน เช่น ฝ้าย และถั่ว (pea) โดยมีการตั้งสมมติฐานว่าปฏิกริยาเอ็น-ดีอัลคิลเลชันมีความสัมพันธ์กับกิจกรรมของไซโทโครม พี450 ใน annual ryegrass ใน biotype ที่ทนทานต่ออาหาราซิน [44]

การย่อยสลายภายในไรโซสเฟียร์ก็ยังเป็นวิธีหนึ่ง ที่ช่วยให้พืชสามารถส่งเสริมการย่อยสลายอาหาราซินในดินได้ ดินบริเวณไรโซสเฟียร์ของข้าวโพดจะส่งเสริมการย่อยสลายของอาหาราซินได้ดีกว่าดินรอบนอก โดยดินในบริเวณไรโซสเฟียร์มีคาร์บอนจากชีวมวลของจุลินทรีย์สูงกว่า มีโครงสร้างของชุมชนจุลินทรีย์ต่างจากดินรอบนอก และในไรโซสเฟียร์พบยีน *atzC* ซึ่งกำหนดการสร้างเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายอาหาราซินได้อย่างสมบูรณ์ไปเป็นแร่ธาตุมากกว่าดินรอบนอกด้วย [45] นอกจากนี้บริเวณไรโซสเฟียร์เป็นแหล่งที่อยู่ของจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายอาหาราซินได้ และสามารถคัดแยกออกมาเพื่อใช้ประโยชน์ได้ เช่น คัดแยกจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายอาหาราซินได้จากไรโซสเฟียร์ของวุ้นน้ำ โดยสายพันธุ์ที่มีประสิทธิภาพสูงคือ *Stenotrophomonas maltophilia* ย่อยสลายอาหาราซินได้ร้อยละ 83.5 ภายในเวลา 15 วัน ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 5 มิลลิกรัม/ลิตร และ *Botrytis cinerea* ย่อยสลายอาหาราซินได้ร้อยละ 82 ภายในเวลา 21 วัน ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 5 มิลลิกรัม/ลิตร [46] อีกทั้งสารที่หลั่งจากรากพืช (root exudates) สามารถกระตุ้นการย่อยสลายของอาหาราซินให้เป็นสารตัวกลางในวิถิเมทาบอลิซึมของแบคทีเรียได้ด้วย เช่น 3,4-ไดไฮโดร-2,4-ไดไฮดรอกซี-7-เมทอกซี-2เอช-1,4-เบนโซซาซีน-3-โอน (3,4-dihydro-2,4

-dihydroxy-7-methoxy-2H-1,4-benzoxazin-3-one; DIMBOA) ซึ่งเป็นสารในกลุ่มเบนโซซาสีโนน (benzoxazinone) ที่พบได้ในพืชวงศ์หญ้า สารชนิดนี้ จากรากของต้นกล้าข้าวโพดที่ทำให้บริสุทธิ์แล้วเมื่อเติมลงในดินที่ไม่ได้ปลูกพืช พบว่า การเติม DIMBOA กับอาหารพืชในอัตราส่วน 100:1 สามารถเปลี่ยนอาหารพืชให้เป็นไฮดรอกซีอาหารพืชได้ทั้งหมดภายใน 48 ชั่วโมง ในทำนองเดียวกัน การปลูกข้าวโพดแบบไฮโดรโพนิคส์ที่สัมผัสกับอาหารพืช 10 มิลลิกรัม/ลิตร พบว่าเกิดไฮดรอกซีอาหารพืชภายในเวลา 11 วัน และยังตรวจพบสารตั้งต้นของ DIMBOA คือ 3,4-ไดไฮโดร-2-ไฮดรอกซี-7-เมทอกซี-2เอช-1,4-เบนโซซาสีโนน (3,4-dihydro-2-hydroxy-7-methoxy-2H-1,4-benzoxazin-3-one; HMBOA) ในสารที่หลังจากรากข้าวโพดด้วย จึงเป็นไปได้ว่าพืชสามารถระงับการเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสของอาหารพืชด้วยการหลั่งสารจำพวกเบนโซซาสีโนน [47]

แบคทีเรียกลุ่มสนับสนุนการเจริญเติบโตของพืชมีบทบาทต่อการลดความเป็นพิษของอาหารพืชต่อพืช C4 เช่น แบคทีเรีย *Pseudomonas chlororaphis* PAS18 ซึ่งผลิตกรดอินโดล-3อะซิติกได้ สามารถลดความเป็นพิษของอาหารพืชต่อต้นกล้าของหญ้า *Pennisetum americanum* (L.) K. Schum เมื่อปลูกที่ระดับความเข้มข้นของอาหารพืช 20 มิลลิกรัม/กิโลกรัมในระดับกระถางทดลอง แบคทีเรีย *P. chlororaphis* PAS18 ลดความเป็นพิษของอาหารพืชได้โดยเพิ่มการซ่อมแซมระบบการสังเคราะห์ด้วยแสง 2 เพิ่มความสามารถในการต้านทานต่ออนุมูลอิสระ และช่วยรักษาสมดุลการไหลของแคลเซียมออกจากเซลล์ [48]

4.2 การสะสมและการเปลี่ยนรูปร่างในเนื้อเยื่อพืชน้ำ

การกำจัดอาหารพืชด้วยการสะสมและเปลี่ยนรูปร่างในเนื้อเยื่อพืชเป็นกลไกที่มีรายงานมากในพืชน้ำ ซึ่งมีการใช้พืชน้ำและสาหร่ายในการบำบัดอาหารพืชที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำอย่างแพร่หลายด้วย เช่น วัชพืชน้ำ (*Typha latifolia*) ที่สัมผัสกับอาหารพืชโดยการเพาะเลี้ยงแบบไฮโดรโพนิคส์ที่ระดับความเข้มข้น 20 ไมโครกรัม/ลิตร

เป็นเวลา 7, 14, 21, 28, 35 และ 42 วัน พบว่าพืชมีน้ำหนักและการคายน้ำลดลงหลังจากวันที่ 21 และ 28 ของการทดลอง พบอาหารพืชในส่วนต่างๆ ของพืชทั้งในใบหน่อ (sprout) ลำต้น (stem) ราก และเหง้า (rhizome) วัชพืชน้ำสามารถย่อยสลายอาหารพืชได้หลายวิธีเนื่องจากพบเอนไซม์หลายชนิดในเนื้อเยื่อพืช เช่น เนื้อเยื่อพืชส่วนที่จมในน้ำพบเอนไซม์ไลเทอ ดีเอทิลอาหารพืชและดีไฮโดรโพรพิลอาหารพืชในปริมาณที่ใกล้เคียงกัน ในขณะที่ดีไฮโดรโพรพิลอาหารพืชเป็นเอนไซม์หลักที่พบในการดูดซึมอาหารพืชจากรากสู่ยอดชักนำให้เกิดความเป็นพิษต่อพืชและส่งผลกระทบต่อกระบวนการเคลื่อนย้ายอาหารพืชไปสู่ยอด [49] พืชน้ำ ได้แก่ *Potamogeton crispus* และ *Myriophyllum spicatum* บำบัดอาหารพืชที่ปนเปื้อนในตะกอนได้ โดยพืชทั้งสองช่วยกำจัดอาหารพืชได้สูงมากกว่าร้อยละ 90 ภายในเวลา 45 วัน ในขณะที่ตะกอนที่ไม่ปลูกพืชสามารถบำบัดอาหารพืชได้เพียง ร้อยละ 77.2 ± 2.12 ในดินที่ไม่ปลูกพืช ค่าครึ่งชีวิตของอาหารพืชเท่ากับ 14.30 วัน ส่วนในตะกอนที่ปลูกพืชค่าครึ่งชีวิตของอาหารพืชลดลง โดยอาหารพืชมีค่าครึ่งชีวิต 8.60 วัน และ 9.72 วัน ในดินที่ปลูก *P. crispus* และ *M. spicatum* ตามลำดับ [18] พืชน้ำที่ไหลผ่านน้ำ ได้แก่ *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria* และว่านน้ำ (*Acorus calamus*) นำมาใช้บำบัดอาหารพืชได้ หลังจาก 20 วันที่พืชสัมผัสอาหารพืชพบว่าอัตราการเจริญเติบโตของพืชในสภาวะที่ปราศจากเชื้อต่ำกว่าสภาพธรรมชาติ ปริมาณอาหารพืชในสารละลายที่ปลูกพืชลดลงอย่างมีนัยสำคัญเมื่อเทียบกับในสารละลายที่ไม่ได้ปลูกพืช และอัตราการกำจัดอาหารพืชในสภาพธรรมชาติเกิดขึ้นได้มากกว่าในสภาพที่ทำให้ปราศจากเชื้อ การย่อยสลายอาหารพืชในทริทแมนต์ที่ปลูก *I. pseudacorus*, *L. salicaria* และว่านน้ำ เท่ากับร้อยละ 75.6, 65.5 และ 61.8 ตามลำดับ [50] สาหร่าย *M. spicatum* สามารถย่อยสลายอาหารพืชไปเป็นไฮดรอกซีอาหารพืช ดีเอทิลอาหารพืช ไดดีอัลคิลอาหารพืช กรดไฮยานูริก และไบยูเรต (biuret) การตรวจพบไบยูเรตเป็นจุดที่แสดงให้เห็นว่าสาหร่าย

สามารถเปิดวงแหวนของอาหาราซินได้ ปริมาณอาหาราซินที่เหลืออยู่ในตะกอนที่เพาะเลี้ยง *M. spicatum* เท่ากับ ร้อยละ 6.5 ± 2.0 ภายในระยะเวลา 60 วัน ในขณะที่ ในดินที่ไม่มี *M. spicatum* มีอาหาราซินเหลืออยู่ร้อยละ 18.0 ± 2.5 โดยในวันที่ 15 ตรวจพบสารตัวกลาง ได้แก่ ไฮดรอกซีอาหาราซิน กรดไฮยานูริก และไบยูเรต แสดงให้เห็นว่า *M. spicatum* ส่งเสริมการย่อยสลายอาหาราซินได้ การปลูกพืชและการเติมอาหาราซินลงดินทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงชุมชนจุลินทรีย์ โดยพบแบคทีเรียในจีนัส *Acetobacter* เป็นจำนวนมากซึ่งเป็นแบคทีเรียที่มีความสามารถในการย่อยสลายอาหาราซิน [51]

4.3 ตัวอย่างการใช้พืชบำบัดอาหาราซินในสิ่งแวดล้อม

พืชที่นำไปใช้ในการบำบัดดินที่ปนเปื้อนอาหาราซินมีทั้งพืชบก และพืชน้ำที่เป็นพืชชายน้ำ ตัวอย่างเช่น ว่านน้ำทนทานต่ออาหาราซินและสามารถกำจัดอาหาราซินได้ดี ค่าครึ่งชีวิตเฉลี่ยของอาหาราซินลดลงจาก 400 เหลือ 5 วัน โดยความเข้มข้นของอาหาราซินสูงสุดที่ทดสอบคือ 20 มิลลิกรัม/ลิตร สามารถลดลงได้มากกว่าร้อยละ 99 ภายในเวลา 40 วัน [52] *Lolium multiflorum* เป็นพืชที่งอกและเจริญเติบโตได้ที่ระดับความเข้มข้นของอาหาราซิน 1 มิลลิกรัม/กิโลกรัม การปลูก *L. multiflorum* ช่วยลดปริมาณอาหาราซินออกจากดินได้ดีกว่าในดินที่ไม่ปลูกพืชถึงร้อยละ 20 [53]

ตัวอย่างกลุ่มพืชบกที่เป็นพืช C4 ที่มีรายงานการนำมาใช้บำบัดอาหาราซินที่ปนเปื้อนในดิน เช่น ข้าวโพด โดยจากการศึกษาในระดับกระถางทดลองพบว่า การทำดินร่วนปนทรายให้ปนเปื้อนด้วยอาหาราซินที่ระดับความเข้มข้น 0.5 และ 1.0 ส่วนในล้านส่วน แล้วปลูกข้าวโพดพันธุ์ที่ช่วยบำบัดอาหาราซินที่ปนเปื้อนในดินได้ โดยข้าวสาลีที่ปลูกในดินที่ผ่านการปลูกข้าวโพดมาก่อนมีความยาวยอดและความยาวรากมากกว่าข้าวสาลีที่ปลูกในดินที่ปนเปื้อนอาหาราซินที่ไม่ผ่านการบำบัดด้วยการปลูกข้าวโพด [54] ปริมาณอาหาราซินที่คงเหลือในดินที่ผ่านการทำให้ปราศจากเชื้อแต่ไม่ได้ปลูกข้าวโพดเท่ากับ

0.99 ส่วนในล้านส่วน ส่วนปริมาณอาหาราซินที่คงเหลือในดินที่ผ่านการทำให้ปราศจากเชื้อแต่ปลูกข้าวโพดเป็นเวลา 30 วันเท่ากับ 0.14 ส่วนในล้านส่วน ในขณะที่การปลูกข้าวโพดในดินที่ปนเปื้อนไปเป็นระยะเวลา 60 วัน ช่วยลดปริมาณอาหาราซินได้อีก โดยปริมาณอาหาราซินที่คงเหลือในดินที่ผ่านการทำให้ปราศจากเชื้อแต่ไม่ได้ปลูกข้าวโพดเท่ากับ 0.38 ส่วนในล้านส่วน ส่วนปริมาณอาหาราซินที่คงเหลือในดินที่ผ่านการทำให้ปราศจากเชื้อแต่ปลูกข้าวโพดเท่ากับ 0.09 ส่วนในล้านส่วน [54] หญ้า Switchgrass เป็นพืช C4 อีกชนิดที่มีแนวโน้มนำมาใช้บำบัดอาหาราซินได้ โดยการปลูก Switchgrass ในดินที่ทำให้ปนเปื้อนอาหาราซินที่ระดับความเข้มข้น 16 ส่วนในล้านส่วน พบว่าระดับของอาหาราซินในดินและในพืชสามารถตรวจพบได้ตลอด 2 สัปดาห์แรกของการทดลองและปริมาณลดต่ำกว่าค่าขีดจำกัดของการตรวจวัดภายใน 21 วันของการทดลอง รวมทั้งตรวจพบเมแทบอลิท์ ได้แก่ ไดเอทิลอาหาราซินและไดเอทิลคลิลอาหาราซิน ทั้งในดินและในพืชในบางช่วงเวลาการทดลอง [55] การบำบัดอาหาราซินที่จำลองให้ปนเปื้อนในดินโดยพืช 4 ชนิด ได้แก่ หญ้าไรน์ (*Lolium perenne*) หญ้า tall fescue (*Festuca arundinacea*) ข้าวบาร์เลย์ (*Hordeum vulgare*) และข้าวโพด ดินถูกทำให้ปนเปื้อนอาหาราซิน 3 ระดับ ได้แก่ 2, 5 และ 10 มิลลิกรัม/กิโลกรัม การปลูกพืชช่วยลดปริมาณอาหาราซินได้ร้อยละ 88.6-99.6 ส่วนในดินที่ไม่ปลูกพืชช่วยลดระดับอาหาราซินได้เพียงร้อยละ 63.1-78.2 ภายในเวลา 16 วันหลังทำดินให้ปนเปื้อน พืชทุกชนิดสามารถสะสมอาหาราซินและเมแทบอลิท์ไว้ในเนื้อเยื่อได้ ข้าวโพดมีความสามารถในการสะสมอนุพันธ์ของอาหาราซินได้มากที่สุดถึงประมาณ ร้อยละ 38.4 ของปริมาณอาหาราซินที่เติมลงไป การที่ข้าวโพดเป็นพืชที่มีรายงานว่าสามารถกระตุ้นการย่อยสลายของอาหาราซินได้ดี น่าจะเป็นผลมาจากสารที่หลั่งจากรากพืชของข้าวโพดที่ช่วยส่งเสริมการเปลี่ยนรูปหรือการย่อยสลายอาหาราซินด้วยกิจกรรมของจุลินทรีย์ได้ [47] และยังช่วยเพิ่มชีวมวลของแบคทีเรียและการแสดงออกของยีน *atzC* ในไรโซสเฟียร์

ของข้าวโพด ซึ่งสัมพันธ์กับการย่อยสลายอาหารพืชอย่างสมบูรณ์ในดิน [45] การย่อยสลายบริเวณรอบรากพืชโดยกิจกรรมของจุลินทรีย์หรือเอนไซม์จากพืชร่วมกับการย่อยสลายภายในพืชคาดว่าจะเป็กลไกหลักที่ใช้ในการบำบัดอาหารพืชมากกว่าการสะสม [56] การกำจัดชีวมวลของพืชหลังการบำบัดใช้หลักการเดียวกับการบำบัดชีวมวลของพืชที่ใช้บำบัดโลหะหนัก เช่น สารหนู [57] เพียงแต่มีความสำคัญน้อยกว่าเพราะกลไกหลักที่พืชใช้ในการบำบัดคือการกระตุ้นให้จุลินทรีย์ในดินย่อยสลายจนได้เป็นแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ในขณะที่กลไกหลักในการบำบัดโลหะหนักคือการสะสมในเนื้อเยื่อพืช

5. สรุป

อาหารพืชเป็นสารกำจัดวัชพืชที่มีการใช้งานอย่างแพร่หลาย จนทำให้เกิดการปนเปื้อนและตกค้างในสิ่งแวดล้อมในระดับที่ก่อให้เกิดความกังวล การปนเปื้อนอาหารพืชพบได้ในพื้นที่เกษตรกรรมทั้งในดิน น้ำ และน้ำใต้ดิน เมื่อเข้าสู่สิ่งแวดล้อม สิ่งมีชีวิตทั้งแบคทีเรีย รา และพืช ต่างสามารถกำจัดอาหารพืชออกจากสิ่งแวดล้อมได้ด้วยกลไกทางสรีรวิทยาของสิ่งมีชีวิตนั้นๆ แบคทีเรียหลายสายพันธุ์สามารถย่อยสลายอาหารพืชได้อย่างสมบูรณ์ในขณะที่พืชใช้การกระตุ้นการย่อยสลายบริเวณรอบรากพืชร่วมกับจุลินทรีย์และการย่อยสลายภายในเนื้อเยื่อพืช จึงมีการนำแบคทีเรียและพืชมาใช้ในการบำบัดอาหารพืชในสิ่งแวดล้อมด้วยวิธีทางชีวภาพ การเพิ่มประสิทธิภาพของแบคทีเรียและพืชในการกำจัดอาหารพืชออกจากสิ่งแวดล้อมยังคงเป็นประเด็นการศึกษาวิจัยที่น่าสนใจ

6. References

- [1] Singh, S., Kumar, V., Chauhan, A., Datta, S., Wani, A.B., Singh, N. and Singh, J., 2018, Toxicity, degradation and analysis of the herbicide atrazine, Environ. Chem. Lett. 16: 211-237.
- [2] Klementova, S. and Keltnerova, L., 2015, Triazine Herbicides in the Environment, pp. 71-96, In Price, A., Kelton, J. and Sarunaite, L. (Eds.), Herbicides, Physiology of Action, and Safety, IntechOpen.
- [3] Barchańska, H. and Baranowska, I., 2009, Procedures for Analysis of Atrazine and Simazine in Environmental Matrices, pp. 53-84, In Whitacre D.M. (Ed), Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 200, Springer Science + Business Media.
- [4] Hernández, M., Morgante, V., Flores, C., Villalobos, P., González, M., Miralles, P., Dinamarca, A. and Seeger, M., 2008, Modern approaches for the study of s- triazine herbicide bioremediation in agricultural soils, J. Soil Sci. Plant Nut. 8(2): 19-30.
- [5] de Lima, J.M., Aquino, R.F., de Souza, Magalhães C.A., Gonçalves, R.H., Nóbrega, J.C.A. and Mello, C.R. 2018, Lime and phosphate effects on atrazine sorption, leaching and runoff in soil, Ciênc. Agro- tec. 40: e022919.
- [6] Almasi, H., Takdastan, A., Jaafarzadeh, N., Babaei, A.A., Birgani, Y.T., Cheraghian, B., Saki, A. and Jorfi, S., 2020, Spatial distribution, ecological and health risk assessment and source identification of atrazine in Shadegan international wetland, Iran, Mar. Pollut. Bull. 160: 111569.
- [7] Korpraditskul, R., Korpraditskul, V. and Uwatsuka, S., 1992, Degradation of the herbicide atrazine in five different Thai soils. J. Pesticide. Sci. 17: 287-289.
- [8] He, H., Liu, Y., You, S., Liu, J., Xiao, H. and Tu, Z., 2019, A review on recent treatment technology for herbicide atrazine

- in contaminated environment, *Int. J. Env. Res. Pub. He.* 16: 5129.
- [9] Jennifer, B. and Aaron, C., 2006, European Union bans atrazine, while the United States negotiates continued use, *Int. J. Occup. Env. Heal.* 12(3): 260-267
- [10] Erickson, B.E., 2020, September 21, US EPA Reapproves Atrazine: Agency Allows Continued Use of Common Herbicide with New Requirements. *Chemical & Engineering News*. Available Source: <https://cen.acs.org/environment/pesticides/US-EPA-reapproves-atrazine/98/web/2020/09>, September 28, 2021.
- [11] ทีมข่าวภูมิภาคโพสทูเดย์, 20 กรกฎาคม 2559, สารเคมีคลั่งเขาหัวโล้น มหันตภัยร้ายซ้ำเติมคน น่าน. สืบค้นได้จาก: <https://www.posttoday.com/social/local/443794>, วันที่สืบค้น 22 กันยายน 2564.
- [12] Phewnil, O., Tungkananurak, N., Panichsakpatana, S., Pitiyont, B., Siripat, N. and Watanabe, H., 2012, The residues of atrazine herbicide in stream water and stream sediment in Huay Kapo Watershed, Phetchabun Province, Thailand, *Environ. Nat. Res. J.* 10(10): 42-52.
- [13] Sangsirimongkolying, R., Watchayanon, M., Khunlert, P., and Chalopagorn, P., 2015, Study on contamination of some pesticide in environment in Chaibadal-phiphat College, Phranakhon Rajabhat Research Journal. 10 (2): 22-37.
- [14] Wetchayanon, M., Kungskulniti, N., Charoenca, N., and Tangbanluekal, C., 2021, Assessment of agricultural pesticide contamination and health risk in main rivers of Thailand, *Thai Journal of Science and Technology*. 10 (1): 109-123.
- [15] Almberg, K.S., Turyk, M.E., Jones, R.M., Rankin, K., Freels, S. and Stayner, L.T., 2018, Atrazine contamination of drinking water and adverse birth outcomes in community water systems with elevated atrazine in Ohio, 2006–2008, *Int. J. Env. Res. Pub. He.* 15: 1889.
- [16] Stradtman, S.C. and Freeman, J.L., 2021, Mechanisms of neurotoxicity associated with exposure to the herbicide atrazine, *Toxics*. 9(9): 207.
- [17] Olatoye, I.O., Okocha, R.C., Oridupa, O.A., Nwishiye, C.N., Tiamiyu, A.M. and Adejebi, O.B., 2021, Atrazine in fish feed and african catfish (*Clarias gariepinus*) from aquaculture farms in Southwestern Nigeria, *Heliyon*. 7: e06076.
- [18] Qu, M., Li, H., Li, N., Liu, G., Zhao, J., Hua, Y. and Zhu, D., 2017, Distribution of atrazine and its phytoremediation by submerged macrophytes in lake sediments, *Chemosphere*. 168: 1515-1522.
- [19] Sun, J.T., Pan, L.L., Zhan, Y., Tsang, D.W.C., Zhu, L.Z. and Li, X.D., 2017, Atrazine contamination in agricultural soils from the Yangtze River Delta of China and associated health risks, *Environ. Geochem. Hlth.* 39: 369-378.
- [20] Dou, R., Sun, J., Deng, F., Wang, P., Zhou, H., Wei, Z., Chen, M., He, Z., Lai, M., Ye, T. and Zhu, L., 2020, Contamination of pyrethroids and atrazine in greenhouse and open-field agricultural soils in China, *Sci. Total Environ.* 701(20): 134916.

- [21] Struthers, J.K., Jayachadran, K. and Moor-
man, T.B., 1998, Biodegradation of atrazine by *Agrobacterium radiobacter* J14a and use of this strain in bioremediation of contaminated Soil, *Appl. Environ. Microb.* 64(9): 3368–3375.
- [22] Bazhanov, D.P., Li, C., Li, H., Li, J., Zhang, X., Chen, X. and Yang, H., 2016, Occurrence, diversity and community structure of culturable atrazine degraders in industrial and agricultural soils exposed to the herbicide in Shandong Province, P.R. China. *BMC Microbiol.* 16: 265.
- [23] Khatoon, H. and Rai, J.P.N., 2020, Optimization studies on biodegradation of atrazine by *Bacillus badius* ABP6 strain using response surface methodology, *Biotechnol. Rep.* 26: e00459.
- [24] Yang, X., Wei, H., Zhu, C. and Geng, B., 2018, Biodegradation of atrazine by the novel *Citricoccus* sp. strain TT3, *Ecotox. Environ. Safe.* 147: 144-150.
- [25] Ma, L., Chen, S., Yuan, J., Yang, P., Liu, Y. and Stewart, K., 2017, Rapid biodegradation of atrazine by *Ensifer* sp. strain and its degradation genes, *Int. Biodeter, Biodegr.* 116: 133-140.
- [26] Zhang, J., Liang, S., Wang, X., Lu, Z., Sun, P., Zhang, H. and Sun, F., 2019, Biodegradation of atrazine by the novel *Klebsiella variicola* strain FH-1. *BioMed Res. Int.* 2019: 4756579.
- [27] Zhao, X., Wang, L., Ma, F., Bai, S., Yang, J. and Qi, S., 2017, *Pseudomonas* sp. ZXY-1, a newly isolated and highly efficient atrazine-degrading bacterium, and optimization of biodegradation using response surface methodology, *J. Environ. Sci.* 54: 152-159.
- [28] Swissa, N., Nitzan, Y., Langzam, Y. and Cahan, R., 2014, Atrazine biodegradation by a monoculture of *Raoultella planticola* isolated from a herbicides wastewater treatment facility, *Int. Biodeter, Biodegr.* 92: 6-11.
- [29] Govantes, F., Porrúa, O., García-González, V. and Santero, E., 2009, Atrazine biodegradation in the lab and in the field: enzymatic activities and gene regulation. *Microb. Biotechnol.* 2(2): 178-185.
- [30] Govantes, F., García-González, V., Porrúa, O., Platero, A.I., Jiménez-Fernández, A. and Santero, E. 2010, Regulation of the atrazine-degradative genes in *Pseudomonas* sp. strain ADP, *FEMS Microbiol. Lett.*, 310(1): 1-8.
- [31] de Souza, M. L., Seffernick, J., Martinez, B., Sadowsky, M. J. and Wackett, L. P., 1998, The atrazine catabolism genes *atzABC* are widespread and highly conserved, *J. Bacteriol.* 180(7): 1951-1954.
- [32] El Sebaï, T., Devers-Lamrani, M., Changey, F., Rouard, N. and Martin-Laurent, F., 2011, Evidence of atrazine mineralization in a soil from the Nile Delta: Isolation of *Arthrobacter* sp. TES6, an atrazine-degrading strain. *Int. Biodeter Biodegr.* 65(8): 1249-1255.
- [33] Sopid, S., 2014, Phylogenetic characterization of atrazine-degrading bacteria isolated from agricultural soil in Eastern Thai-

- land. World Academy of Science, Engineering and Technology, Open Science Index 92, International Journal of Agricultural and Biosystems Engineering, 8(8), 890 - 893.
- [34] Sajjaphan, K., Heepngoen, P., Sadowsky, M.J. and Boonkerd, N., 2010, *Arthrobacter* sp. strain KU001 isolated from a Thai soil degrades atrazine in the presence of inorganic nitrogen sources. J. Microbiol. Biotechnol. 20(3): 602-608.
- [35] James, A. and Singh, D.K., 2018, Assessment of atrazine decontamination by epiphytic root bacteria isolated from emergent hydrophytes, Ann. Microbiol. 68: 953-962.
- [36] Jiang, Z., Deng, S., Wang, L., Hu, Y., Cao, B., Lv, J., Qu, J., Wang, L., Wang, Y. and Zhang, Y., 2021, Nicosulfuron inhibits atrazine biodegradation by *Arthrobacter* sp. DNS10: Influencing mechanisms insight from bacteria viability, gene transcription and reactive oxygen species production, Environ. Pollut. 273: 116517.
- [37] Jiang, Z., Chen, J., Li, J., Cao, B., Chen, Y., Liu, D., Wang, X. and Zhang, Y., 2020, Exogenous Zn^{2+} enhance the biodegradation of atrazine by regulating the chlorohydrolase gene *trzN* transcription and membrane permeability of the degrader *Arthrobacter* sp. DNS10, Chemosphere. 238: 124594.
- [38] Jiang, Z., Zhang, X., Wang, Z., Cao, B., Deng, S., Bi, M. and Zhang, Y., 2019, Enhanced biodegradation of atrazine by *Arthrobacter* sp. DNS10 during co-culture with a phosphorus solubilizing bacteria: *Enterobacter* sp. P1, Ecotox. Environ. Safe. 172: 159-166.
- [39] Jakinala, P., Lingampally, N., Kyama, A. and Hameeda, B., 2019, Enhancement of atrazine biodegradation by marine isolate *Bacillus velezensis* MHNK1 in presence of surfactin lipopeptide, Ecotox. Environ. Safe. 182: 109372.
- [40] Szewczyk, R., Rożalska, S., Mironenka, J. and Bernat, P., 2020, Atrazine biodegradation by mycoinsecticide *Metarhizium robertsii*: Insights into its amino acids and lipids profile, J. Environ. Manage. 262: 110304.
- [41] Dhiman, N., Jasrotia, T., Sharma, P., Negi, S., Chaudhary, S., Kumar, R., Mahnashi, M.H., Umar, A. and Kumar, R. 2020, Immobilization interaction between xenobiotic and *Bjerkandera adusta* for the biodegradation of atrazine, Chemosphere. 257: 127060.
- [42] Burken, J.G. and Schnoor, J.L. 1997. Uptake and Metabolism of Atrazine by Poplar Trees. Environ. Sci. Technol. 31: 1399-1406
- [43] Albright III, V.C. and Coats, J.R., 2014, Disposition of atrazine metabolites following uptake and degradation of atrazine in switchgrass, Int. J. Phytoremediation, 16(1): 62-72.
- [44] Lin, C.H., Lerch, R.N., Garrett, H.E. and George, M.F., 2008, Bioremediation of atrazine-contaminated soil by forage grasses: Transformation, uptake, and detoxification, J. Environ. Qual. 37: 196-206.

- [45] Piutti, S., Hallet, S., Rousseaux, S., Philip-pot, L., Soulas, G., and Martin-Laurent., 2002, Accelerated mineralisation of atrazine in maize rhizosphere soil. *Biol. Fertil. Soils*. 36: 434-441.
- [46] Marecik, R., Króliczak, P., Czaczyk, K., Białas, W., Olejnik, A., and Cyplik, P., 2008, Atrazine degradation by aerobic microorganisms isolated from the rhizosphere of sweet flag (*Acorus calamus* L.). *Biodegradation*. 19:293-301.
- [47] Wenger, K., Bigler, L., Suter, M.J.F., Schnenberger, R., Gupta, S.K. and Schulin, R., 2005, Effect of corn root exudates on the degradation of atrazine and its chlorinated metabolites in soils, *J. Environ. Qual.* 34: 2187-2196.
- [48] Jiang, Z., Jiang, D., Zhou, Q., Zheng, Z., Cao, B., Meng, Q., Qu, J., Wang, Y. and Zhang, Y., 2020, Enhancing the atrazine tolerance of *Pennisetum americanum* (L.) K. Schum by inoculating with indole-3-acetic acid producing strain *Pseudomonas chlororaphis* PAS18, *Ecotox. Environ. Safe.* 202: 110854.
- [49] Pérez, D.J., Doucette, W.J. and Moore, M.T., 2022, Atrazine uptake, translocation, bioaccumulation and biodegradation in cattail (*Typha latifolia*) as a function of exposure time, *Chemosphere*. 287: 132104.
- [50] Wang, Q., Zhang, W., Li, C. and Xiao, B., 2012, Phytoremediation of atrazine by three emergent hydrophytes in a hydroponic system, *Water Sci. Technol.* 66(6): 1282-1288.
- [51] Qu, M., Li, N., Li, H., Yang, T., Liu, W., Yan, Y., Feng, X. and Zhu, D., 2018, Phytoextraction and biodegradation of atrazine by *Myriophyllum spicatum* and evaluation of bacterial communities involved in atrazine degradation in lake sediment, *Chemosphere*. 209: 439-488.
- [52] Marecik, R., Białas, W., Cyplik, P., Ławniczak, Ł. and Chrzanowski, Ł., 2012, Phytoremediation potential of three wetland plant species toward atrazine environmentally relevant concentrations, *Pol. J. Environ. Stud.* 21(3): 697-702.
- [53] Merini, L.J., Bobillo, C., Cuadrado, V., Corach, D. and Giulietti, A.M., 2009, Phytoremediation potential of the novel atrazine tolerant *Lolium multiflorum* and studies on the mechanisms involved, *Environ. Pollut.* 157(11): 3059-3063.
- [54] Ibrahim, S.I., Abdel, Lateef M.F., Khalifa, H.M.S. and Abdel Monem, A.E., 2013, Phytoremediation of atrazine-contaminated soil using *Zea mays* (maize), *Ann. Agr. Sci.* 58(1): 69-75.
- [55] Albrightlll, V.C., Murphy, I.J., Anderson, J.A. and Coats, J.R., 2013, Fate of atrazine in switchgrass-soil column system, *Chemosphere*. 90(6): 1847-1853.
- [56] Sánchez, V., López-Bellido, F.J., Cañizares, P. and Rodríguez, L., 2017, Assessing the phytoremediation potential of crop and grass plants for atrazine-spiked soils, *Chemosphere*. 185: 119-126.
- [57] Somtrakoon, K. and Chouychai, W., 2022, Phytoremediation of arsenic - contaminated in the environment. *Thai Science and Technology Journal*. 30 (3): 59-72.