

การประเมินความเป็นพิษเฉียบพลันของไดอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิล
และกุ้งฝอยน้ำจืด
Acute Toxicity Assessment of Diazinon on Nile Tilapia Juveniles
and Freshwater Prawns

กิตติชัย จันธิมา^{1*} สุกัญญา คันทัก¹ และวิชชุดา จินดาธรรม²

Kittichai Chantima^{1*}, Sukanya Kantak¹ and Wichuda Jindatham²

¹โปรแกรมวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี

มหาวิทยาลัยราชภัฏเชียงราย เชียงราย 57100

²สำนักงานทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมจังหวัดเชียงราย เชียงราย 57100

¹ Environmental Science and Technology Program, Faculty of Science and Technology,
Chiang Rai Rajabhat University, Chiang Rai 57100

² Provincial Office of Natural Resources and Environment Chiang Rai, Chiang Rai 57100

*Corresponding author E-mail: kittichai.cha@crju.ac.th

บทคัดย่อ

การใช้สารกำจัดศัตรูพืชในการเกษตร โดยเฉพาะในนาข้าวมีผลกระทบต่อระบบนิเวศน้ำจืดและส่งผล
กระทบต่อความอยู่รอดของสิ่งมีชีวิตในน้ำหลายชนิด การศึกษาครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินความเป็นพิษ
เฉียบพลันของสารกำจัดศัตรูพืชไดอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิล (*Oreochromis niloticus*) และกุ้งฝอยน้ำจืด
(*Macrobrachium lanchesteri*) โดยใช้วิธีชีววิเคราะห์แบบน้ำนิ่ง (static bioassay) เพื่อหาค่าความเป็นพิษ
เฉียบพลันที่ทำให้สัตว์ทดลองตายร้อยละ 50 ภายในเวลา 96 ชั่วโมง (96hr-LC₅₀) ด้วยการวิเคราะห์โพรบิท
(probit analysis) ผลการศึกษาพบว่าค่า 96hr-LC₅₀ ของตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดมีค่าเท่ากับ 14.67
และ 1.39 พีพีเอ็ม ตามลำดับ ผลที่ได้สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการกำหนดค่าความเข้มข้นปลอดภัยของ
ไดอะซินอนในแหล่งน้ำธรรมชาติ เพื่อใช้เป็นข้อมูลประกอบการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศและสนับสนุนการ
วางแผนจัดการสารเคมีทางการเกษตรให้มีความปลอดภัยต่อสิ่งแวดล้อมมากยิ่งขึ้น

คำสำคัญ : พิษเฉียบพลัน, ไดอะซินอน, ปลานิล, กุ้งฝอยน้ำจืด

Abstract

The application of pesticides in agricultural practices, particularly in rice cultivation, has significant impacts on freshwater ecosystems and poses risks to the survival of various aquatic organisms. This study aimed to evaluate the acute toxicity of the pesticide diazinon on juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and freshwater prawns (*Macrobrachium lanchesteri*). A static bioassay was conducted to determine the concentration causing 50% mortality within 96 hours (96hr-LC₅₀), and the data were analyzed using probit analysis. The results revealed that the 96hr-LC₅₀ values for juvenile Nile tilapia and freshwater prawns were 14.67 and 1.39 ppm, respectively. These findings can be utilized to establish safe concentration thresholds of

diazinon in natural water bodies, providing essential data for ecological risk assessment and supporting the formulation of environmentally sustainable pesticide management strategies in agriculture.

Keywords: Acute toxicity, Diazenon, Nile tilapia, Freshwater prawn

บทนำ

ในช่วงไม่กี่ทศวรรษที่ผ่านมา การเติบโตทางเศรษฐกิจและการขยายตัวของภาคเกษตรกรรมในประเทศไทยได้กระตุ้นให้เกิดการใช้สารเคมีทางการเกษตรเพิ่มมากขึ้นอย่างต่อเนื่อง สารกำจัดศัตรูพืช (pesticides) เช่น สารออร์กาโนฟอสเฟต (organophosphates) ซึ่งเป็นหนึ่งในกลุ่มสารเคมีที่ใช้กันอย่างแพร่หลาย ถูกนำมาใช้เพื่อควบคุมศัตรูพืชที่มีผลกระทบต่อการผลิตพืชผลต่าง ๆ อย่างไรก็ตาม การใช้สารเคมีเหล่านี้โดยปราศจากมาตรการควบคุมที่เหมาะสมอาจนำไปสู่ปัญหาสิ่งแวดล้อม เช่น การปนเปื้อนของแหล่งน้ำและผลกระทบต่อระบบนิเวศทางน้ำ (Aktor *et al.*, 2009)

สารไดอะซินอน (diazinon) เป็นสารกำจัดศัตรูพืชกลุ่มออร์กาโนฟอสเฟตที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในภาคเกษตรกรรมของประเทศไทย โดยเฉพาะในการควบคุมแมลงศัตรูพืชในนาข้าวและพืชไร่ และในพื้นที่เกษตรกรรมที่เน้นการผลิตพืชเศรษฐกิจ (Panuwet *et al.*, 2008) แม้ว่าไดอะซินอนจะถูกระบุว่ามีระดับความเป็นพิษต่อมนุษย์ปานกลาง แต่ผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำยังเป็นที่น่ากังวล เนื่องจากสารดังกล่าวสามารถละลายน้ำได้ดี และมีแนวโน้มที่จะสะสมตัวในแหล่งน้ำธรรมชาติและดิน (Rachid *et al.*, 2018) ไดอะซินอนมีความเป็นพิษสูงต่อสัตว์น้ำหลายชนิด เช่น ปลาและสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลัง ซึ่งอาจนำไปสู่ความผิดปกติทางสรีรวิทยา พฤติกรรม และการเจริญพันธุ์ของสัตว์น้ำ นอกจากนี้ การปนเปื้อนของไดอะซินอนในแหล่งน้ำยังสามารถส่งผลกระทบต่อโครงสร้างประชากรและความหลากหลายทางชีวภาพของระบบนิเวศน้ำจืด (Larkin and Tjeerdema, 2000)

ปลานิล (*Oreochromis niloticus*) เป็นปลาน้ำจืดที่มีความสำคัญทางเศรษฐกิจในระดับโลก รวมถึงประเทศไทย เนื่องจากปลานิลนี้เลี้ยงง่าย โตเร็ว และมีความทนทานต่อสภาวะแวดล้อมที่หลากหลาย นอกจากนี้ กุ้งฝอยน้ำจืด (*Macrobrachium lanchesteri*) ซึ่งพบได้ทั่วไปในแหล่งน้ำธรรมชาติของไทย ยังมีบทบาทสำคัญต่อระบบนิเวศและเศรษฐกิจชุมชน เนื่องจากเป็นแหล่งโปรตีนที่สำคัญ และสามารถจำหน่ายในตลาดท้องถิ่นได้ในราคาที่ดี อย่างไรก็ตาม การปนเปื้อนของสารกำจัดศัตรูพืช เช่น ไดอะซินอน อาจส่งผลกระทบต่อพัฒนาการและการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำเหล่านี้ โดยเฉพาะในระยะตัวอ่อนที่มีความอ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อม มีการศึกษาหลายชิ้นที่ระบุว่าสารเคมีในกลุ่มออร์กาโนฟอสเฟตอาจรบกวนการทำงานของระบบประสาทส่วนกลางในสัตว์น้ำ โดยการยับยั้งเอนไซม์อะเซทิลโคลีนเอสเตอเรส (acetylcholinesterase) ซึ่งเป็นเอนไซม์สำคัญในการส่งสัญญาณประสาท (Fulton and Key, 2001) ผลกระทบนี้อาจทำให้สัตว์น้ำแสดงพฤติกรรมผิดปกติ เช่น การเคลื่อนไหวที่ช้าลง หรือการตอบสนองต่อสิ่งเร้าลดลง และในกรณีที่ได้รับสารในปริมาณสูงอาจนำไปสู่การตาย (Hadi and Alwan, 2012) อย่างไรก็ตาม งานวิจัยที่ศึกษาเกี่ยวกับผลกระทบของไดอะซินอนต่อตัวอ่อนของสัตว์น้ำในพื้นที่เกษตรกรรมที่มีการใช้สารเคมี เช่น ปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืด ยังมีจำนวนจำกัด

ดังนั้นงานวิจัยนี้มุ่งเน้นการประเมินระดับความเป็นพิษเฉียบพลัน (acute toxicity) ของไดอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดภายใต้สภาวะทดลอง ข้อมูลที่ได้จากการวิจัยนี้จะเป็นประโยชน์ในการทำความเข้าใจ

เกี่ยวกับผลกระทบของสารเคมีกำจัดศัตรูพืชต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ และช่วยเสนอแนะแนวทางในการกำหนดมาตรการควบคุมการใช้สารเคมีดังกล่าวเพื่อลดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและรักษาความสมดุลของระบบนิเวศ

วิธีดำเนินการศึกษา

1. **สัตว์ทดลอง** การจัดการสัตว์ทดลองและการเตรียมตัวอย่างในห้องปฏิบัติการดำเนินการตามแนวทางที่ได้รับการรับรองจากคณะกรรมการจริยธรรมการใช้สัตว์เพื่องานทางวิทยาศาสตร์ สำนักงานการวิจัยแห่งชาติ (เลขที่ใบอนุญาต U1-03137-2559) โดยสัตว์ทดลองที่ใช้ในการศึกษานี้มีดังนี้:

1. ตัวอ่อนปลาไนล์ (*Oreochromis niloticus*) อายุ 30 วัน มีน้ำหนักเฉลี่ย 2.5 ± 0.9 กรัม ความยาว 6.8 ± 1.3 เซนติเมตร ถูกเลี้ยงในตู้ทดลองขนาด $8 \times 16 \times 10$ นิ้ว เพื่อปรับตัวให้เข้ากับสภาพแวดล้อมของตู้ทดลองเป็นเวลา 7 วันก่อนเริ่มการทดลอง ให้อาหารสำเร็จรูปสำหรับลูกปลา (Betagro) วันละ 2 ครั้ง โดยแต่ละครั้งให้อาหารในปริมาณประมาณร้อยละ 5-10 ของน้ำหนักตัว

2. กุ้งฝอยน้ำจืด (*Macrobrachium lanchesteri*) ถูกเลี้ยงในตู้ทดลองขนาด $6 \times 12 \times 7$ นิ้ว เพื่อปรับตัวให้เข้ากับสภาพแวดล้อมของตู้ทดลองเป็นเวลา 7 วันก่อนเริ่มการทดลอง กุ้งฝอยน้ำจืดที่ใช้มีขนาดเฉลี่ย 3.5 ± 0.7 เซนติเมตร และน้ำหนักตัวเฉลี่ย 480 ± 76.7 มิลลิกรัม ให้อาหารสำหรับกุ้ง (Grobest) วันละ 2 ครั้ง โดยแต่ละครั้งให้อาหารในปริมาณประมาณร้อยละ 5-10 ของน้ำหนักตัว

2. **สารเคมี** เตรียมสารละลายไดอะซินอน (Diazinon 60% w/v, PNPANDBEST, Thailand) ในรูปสารละลายเข้มข้นหน่วยพีพีเอ็ม (ppm) โดยปรับความเข้มข้นให้ได้ตามที่กำหนด (ตารางที่ 1)

3. การทดลอง การทดลองมีขั้นตอนดังนี้

1. การทดลองขั้นต้น (pre-test) การทดลองขั้นต้นมีวัตถุประสงค์เพื่อหาช่วงความเข้มข้นของไดอะซินอนที่ส่งผลให้สัตว์ทดลองตายและไม่ตายทั้งหมด (ร้อยละ 0-100) โดยทำการเติมสารละลายไดอะซินอนในระดับความเข้มข้นต่าง ๆ ลงในตู้เลี้ยงสัตว์ทดลอง พร้อมทั้งให้ระบบออกซิเจนทำงานตลอดเวลา จากนั้นนำสัตว์ทดลองจำนวน 10 ตัวใส่ลงในตู้ทดลอง และดำเนินการทดลองเป็นเวลา 24 ชั่วโมง พร้อมทั้งบันทึกผลการทดลอง

2. การทดลองอย่างละเอียด (full scale test) การทดลองนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินระดับความเป็นพิษของไดอะซินอน โดยใช้วิธีชีววิเคราะห์แบบนิ่ง (static bioassay) โดยอาศัยข้อมูลจากการทดลองขั้นต้นเพื่อกำหนดช่วงความเข้มข้นของไดอะซินอนที่ทำให้สัตว์ทดลองตายระหว่างร้อยละ 0-100 และแบ่งออกเป็น 5 ระดับความเข้มข้น พร้อมกลุ่มควบคุม 1 กลุ่ม แต่ละกลุ่มใช้สัตว์ทดลอง 30 ตัว การออกแบบการทดลองแสดงในตารางที่ 1

3. ก่อนและหลังการทดลองมีการตรวจวัดคุณภาพน้ำ ได้แก่ อุณหภูมิ ค่าความเป็นกรด-ด่าง ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมด ค่าการนำไฟฟ้า ค่าความเค็ม และปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ โดยใช้เครื่องวิเคราะห์คุณภาพน้ำแบบ multiparameter ยี่ห้อ EUTECH รุ่น PCD 650

4. หลังเติมไดอะซินอนลงไปในระบบตู้ทดลอง ทำการนับจำนวนสัตว์ทดลองที่ตาย บันทึกค่าร้อยละการตาย และสังเกตพฤติกรรมและปฏิกิริยาของสัตว์ทดลองเมื่อสัมผัสสารเคมี พร้อมบันทึกผลการทดลองทุก ๆ 24 ชั่วโมง จนครบ 96 ชั่วโมง ในระหว่างการทดลองสัตว์ทดลองที่ตายจะถูกนำออกจากตู้ทันที

ตารางที่ 1 รูปแบบการทดลองความเป็นพิษเฉียบพลันของไคอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืด

กลุ่มทดลอง	ความเข้มข้นของไคอะซินอน (พีพีเอ็ม)	
	ตัวอ่อนปลานิล	กุ้งฝอยน้ำจืด
กลุ่มที่ 1 (กลุ่มควบคุม)	0	0
กลุ่มที่ 2	17	2
กลุ่มที่ 3	22	6
กลุ่มที่ 4	27	10
กลุ่มที่ 5	32	14
กลุ่มที่ 6	37	18

4. การวิเคราะห์ข้อมูล ดำเนินการเพื่อหาค่าความเป็นพิษเฉียบพลัน ซึ่งเป็นค่าความเข้มข้นที่ทำให้สัตว์ทดลองตายร้อยละ 50 ภายใน 96 ชั่วโมง (96hr-LC₅₀) โดยนำข้อมูลร้อยละการตายของสัตว์ทดลองและค่าความเข้มข้นมาคำนวณด้วยวิธีโพรบิต (probit) โดยใช้โปรแกรม StatPlus V.5.7.8 และ Microsoft Excel

ผลการศึกษา

การศึกษาพิษเฉียบพลันของไคอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดในระยะเวลา 96 ชั่วโมง พบว่าอัตราการตายของตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยมีความแตกต่างกันตามระยะเวลาและความเข้มข้นของสารเคมี (ตารางที่ 2) โดยคุณภาพน้ำระหว่างการทดลองมีค่าดังนี้: อุณหภูมิของน้ำเปลี่ยนแปลงตามอุณหภูมิห้องทดลอง ในช่วง 22.0-26.0 องศาเซลเซียส ค่าการนำไฟฟ้าอยู่ในช่วง 71.3-246.0 ไมโครซีเมนส์ต่อเซนติเมตร ค่าของแข็งละลายน้ำทั้งหมดอยู่ในช่วง 67.3-232.5 มิลลิกรัมต่อลิตร (มก./ล.) ค่าความเค็มอยู่ในช่วง 67.0-266.0 พีพีเอ็ม ค่าความเป็นกรด-ด่างอยู่ในช่วง 7.4-8.1 และค่าออกซิเจนละลายน้ำอยู่ในช่วง 3.7-6.9 มก./ล. จากผลการตรวจวัดคุณภาพน้ำ พบว่า อุณหภูมิ ค่าความเป็นกรด-ด่าง และค่าออกซิเจนละลายน้ำในระหว่างการทดลองอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำที่เหมาะสมต่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ (สถาบันวิจัยและพัฒนาประมงน้ำจืดแห่งชาติ, 2530)

ผลการทดลองพบว่า ตัวอ่อนปลานิลกลุ่มควบคุมไม่พบการตายตลอดระยะเวลา 96 ชั่วโมง แต่ที่ทุกระดับความเข้มข้นของชุดทดลอง พบว่าเริ่มมีการตายของตัวอ่อนปลานิลที่ 24 ชั่วโมง และเพิ่มขึ้นเรื่อย ๆ เมื่อครบ 96 ชั่วโมง โดยที่ระดับความเข้มข้น 32 และ 37 พีพีเอ็ม มีการตายสะสมถึงร้อยละ 100 ที่ 72 ชั่วโมง ส่วนที่ระดับความเข้มข้น 27 พีพีเอ็ม พบการตายสะสมร้อยละ 100 เมื่อครบ 96 ชั่วโมง ขณะที่ระดับความเข้มข้น 17 และ 22 พีพีเอ็ม พบการตายสะสมสูงสุดร้อยละ 56.6 และ 90 ตามลำดับ เมื่อครบ 96 ชั่วโมง

สำหรับผลการทดลองในกุ้งฝอยน้ำจืด พบว่า กลุ่มควบคุมเริ่มมีการตายของกุ้งฝอยน้ำจืดในอัตราร้อยละ 3.3 ที่เวลา 96 ชั่วโมง ในขณะที่กุ้งฝอยน้ำจืดที่สัมผัสกับไคอะซินอนในระดับความเข้มข้นต่ำยังคงแสดงพฤติกรรมการว่ายน้ำใกล้เคียงกับกลุ่มควบคุม โดยมีอัตราการตายค่อนข้างต่ำ อย่างไรก็ตาม กุ้งฝอยน้ำจืดที่สัมผัสกับไคอะซินอนในระดับความเข้มข้นสูงแสดงปฏิกิริยาตอบสนองที่ชัดเจน เช่น ว่ายน้ำเร็วขึ้น พยายามดิ้นตัวขึ้นเหนือผิวน้ำ และหยุดการตอบสนองก่อนจมลงสู่พื้นน้ำ เมื่อกุ้งฝอยน้ำจืดตายจะมีลักษณะลำตัวอและเปลี่ยนเป็นสีขาว ขุ่น เมื่อครบระยะเวลา 96 ชั่วโมง พบการตายสะสมของกุ้งฝอยน้ำจืดในอัตราสูง (ร้อยละ 70.0-96.7) ในทุกระดับความเข้มข้น ยกเว้นที่ระดับความเข้มข้น 18 พีพีเอ็ม ซึ่งพบการตายสะสมร้อยละ 100 ภายในเวลา 72 ชั่วโมง

ตารางที่ 2 การตายสะสมของตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดจากการทดสอบความเป็นพิษเฉียบพลันของไดอะซินอนในระยะเวลา 96 ชั่วโมง

สัตว์ทดลอง	การตายสะสม (ร้อยละ)											
	ตัวอ่อนปลานิล						กุ้งฝอยน้ำจืด					
ความเข้มข้น (พีพีเอ็ม)	0	17	22	27	32	37	0	2	6	10	14	18
24 ชั่วโมง	0	6.6	26.6	16.6	33.3	80	0	3.3	13.3	23.3	33.3	43.3
48 ชั่วโมง	0	10	60	50	73.3	90	0	16.7	23.3	40	56.7	76.7
72 ชั่วโมง	0	36.6	76.6	96.6	100	100	0	40	46.7	53.3	73.3	100
96 ชั่วโมง	0	56.6	90	100	100	100	3.3	70	80	90	96.7	100

ค่าความเข้มข้นของไดอะซินอนที่ทำให้ตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดมีอัตราการตายสะสมร้อยละ 50 ภายในเวลา 24, 48, 72 และ 96 ชั่วโมง ถูกแปลงค่าอัตราการตายสะสมเป็นค่าโพรบิต และแปลงค่าความเข้มข้นเป็นค่าลอการิทึม (log) ตามข้อมูลในตารางที่ 3 จากนั้นสร้างสมการเส้นตรงและคำนวณค่าความสัมพันธ์เชิงเส้น ดังแสดงในตารางที่ 4 โดยค่าความเข้มข้นที่ทำให้สัตว์ทดลองตายร้อยละ 50 (LC_{50}) จะได้จากการแทนค่าอัตราการตายสะสมที่ร้อยละ 50 ซึ่งแปลงอยู่ในรูปของ log และนำค่า log ที่ได้มาหาค่า LC_{50}

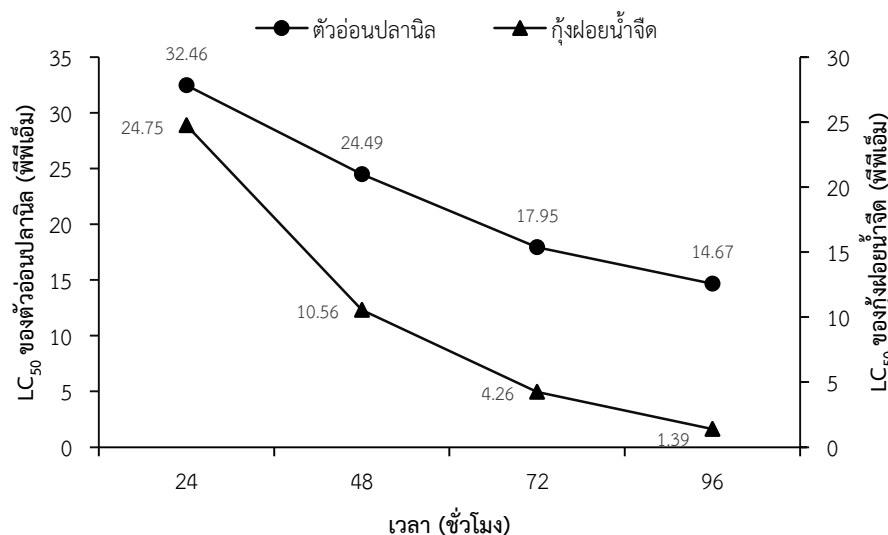
ตารางที่ 3 การแปลงค่าการตายสะสมเป็นค่าโพรบิตและความเข้มข้นเป็น log เพื่อคำนวณค่า LC_{50}

ตัวอ่อนปลานิล									
ความเข้มข้น (พีพีเอ็ม)	log_ppm	24 ชั่วโมง		48 ชั่วโมง		72 ชั่วโมง		96 ชั่วโมง	
		ร้อยละ	probit	ร้อยละ	probit	ร้อยละ	probit	ร้อยละ	probit
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	1.2304	6.6	3.4986	10	3.7183	36.6	4.6597	56.6	5.1676
22	1.3424	26.6	4.3774	60	5.2529	76.6	5.7277	90	6.2817
27	1.4314	16.6	4.0326	50	5	96.6	6.8343	100	7.3944
32	1.5051	33.3	4.5697	73.3	5.6226	100	7.3944	100	7.3944
37	1.5682	80	5.8415	90	6.2817	100	7.3944	100	7.3944
กุ้งฝอยน้ำจืด									
ความเข้มข้น (พีพีเอ็ม)	log_ppm	24 ชั่วโมง		48 ชั่วโมง		72 ชั่วโมง		96 ชั่วโมง	
		ร้อยละ	probit	ร้อยละ	probit	ร้อยละ	probit	ร้อยละ	probit
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0.301	3.33	3.1657	16.66	4.0326	40	4.7471	3.33	5.524
6	0.7782	13.33	3.8892	23.33	4.2723	46.67	4.9166	70	5.8415
10	1	23.33	4.2723	40	4.7471	53.33	5.0834	80	6.2817
14	1.1461	33.33	4.5697	56.67	5.1676	73.33	5.6226	90	6.8343
18	1.2553	43.33	4.832	76.67	5.7277	100	7.3944	100	7.3944

ตารางที่ 4 สมการเชิงเส้นที่เวลาต่าง ๆ และค่า LC_{50} ของไคอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดตลอดระยะเวลา 96 ชั่วโมง

เวลา (ชั่วโมง)	ตัวอ่อนปลานิล			กุ้งฝอยน้ำจืด		
	สมการเชิงเส้น	R^2	LC_{50} (ppm)	สมการเชิงเส้น	R^2	LC_{50} (ppm)
24	$y = 5.5899x - 3.4486$	0.7332	32.46	$y = 1.717x + 2.6072$	0.9928	24.75
48	$y = 6.6051x - 4.1746$	0.8666	24.49	$y = 1.6455x + 3.3149$	0.8279	10.56
72	$y = 8.6957x - 5.9068$	0.9533	17.95	$y = 2.0771x + 3.6915$	0.5268	4.26
96	$y = 6.9314x - 3.085$	0.8623	14.67	$y = 1.8246x + 4.7401$	0.8373	1.39

จากผลการศึกษาพบว่า ค่า LC_{50} ของไคอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิลที่ระยะเวลา 24, 48, 72 และ 96 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 32.46, 24.49, 17.95 และ 14.67 พีพีเอ็ม ตามลำดับ และค่า LC_{50} ของไคอะซินอนต่อกุ้งฝอยน้ำจืดที่ระยะเวลา 24, 48, 72 และ 96 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 24.75, 10.56, 4.26 และ 1.39 พีพีเอ็ม ตามลำดับ (ภาพที่ 1)



ภาพที่ 1 ค่า LC_{50} ของไคอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดตลอดระยะเวลา 96 ชั่วโมง

วิจารณ์ผลการศึกษา

ผลการทดลองพิษเฉียบพลันของไคอะซินอนต่อการตายของตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืด พบว่าอัตราการตายของสัตว์ทดลองทั้งสองชนิดมีความสัมพันธ์กับระดับความเข้มข้นของไคอะซินอนที่สัมผัสในระยะเวลาต่าง ๆ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาก่อนหน้านี้ที่รายงานว่าไคอะซินอนมีพิษต่อสัตว์น้ำอย่างมีนัยสำคัญในระดับความเข้มข้นสูง (Algburi *et al.*, 2023; Kadiru *et al.*, 2022) ผลการทดลองในตัวอ่อนปลานิลกลุ่มควบคุมไม่มีการตายตลอดระยะเวลา 96 ชั่วโมง ซึ่งสะท้อนให้เห็นถึงความแข็งแรงของสัตว์ทดลองในสภาพแวดล้อมที่ไม่มีไคอะซินอน เมื่อสัมผัสกับไคอะซินอนในระดับความเข้มข้นต่าง ๆ พบว่าเริ่มมีการตายที่ระดับความเข้มข้นต่ำสุดที่ 17 พีพีเอ็มในเวลา 96 ชั่วโมง ในขณะที่ระดับความเข้มข้น 32 และ 37 พีพีเอ็ม มีการตายสะสมถึงร้อยละ 100 ที่ 72 ชั่วโมง การตายสะสมสูงสุดนี้สะท้อนถึงความไวต่อพิษของตัวอ่อนปลานิลที่มีปฏิกิริยาตอบสนองต่อไคอะซินอนได้เร็ว (Gaworecki *et al.*, 2009; Köprücü *et al.*, 2006) สำหรับกุ้งฝอยน้ำจืด ผลการทดลองพบว่าอัตราการตายของกุ้งฝอยน้ำจืดที่สัมผัสกับไคอะซินอนในระดับความเข้มข้นสูงจะมีปฏิกิริยาตอบสนองที่ชัดเจน เช่น การ

ว่าน้ำเร็วขึ้นและการหยุดการตอบสนองก่อนจมลงสู่พื้นน้ำ ซึ่งอาจเกิดจากพิษที่กระตุ้นให้ระบบประสาทของกุ้งฝอยน้ำจืดทำงานหนักขึ้นตามระดับความเข้มข้นที่เพิ่มขึ้น การตายของกุ้งฝอยน้ำจืดที่พบภายใน 96 ชั่วโมงในระดับความเข้มข้นต่าง ๆ จึงแสดงให้เห็นถึงผลกระทบที่รุนแรงจากการสัมผัสไดอะซินอน แม้ว่ากุ้งฝอยน้ำจืดในระดับความเข้มข้นต่ำยังคงแสดงพฤติกรรมการว่ายน้ำใกล้เคียงกับกลุ่มควบคุม แต่ระดับการตายสะสมในระดับสูงสุดที่ร้อยละ 100 ในเวลา 72 ชั่วโมงที่ระดับ 18 พีพีเอ็ม บ่งชี้ถึงความไวต่อพิษของกุ้งฝอยน้ำจืดที่สัมผัสไดอะซินอนในระยะเวลานาน (Mena *et al.*, 2020)

ค่า LC_{50} ของไดอะซินอนสำหรับตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดในแต่ละช่วงเวลาแสดงถึงความแตกต่างในการรับสารของสัตว์ทดลองทั้งสองชนิด โดยค่า LC_{50} สำหรับตัวอ่อนปลานิลลดลงเมื่อเวลาผ่านไปจาก 32.46 พีพีเอ็มที่เวลา 24 ชั่วโมงเป็น 14.67 พีพีเอ็มที่เวลา 96 ชั่วโมง ซึ่งสะท้อนถึงผลกระทบที่เพิ่มขึ้นจากการสะสมของไดอะซินอนในร่างกายสัตว์ สำหรับกุ้งฝอยน้ำจืด ค่า LC_{50} ก็ลดลงจาก 24.75 พีพีเอ็ม ที่เวลา 24 ชั่วโมงเป็น 1.39 พีพีเอ็ม ที่เวลา 96 ชั่วโมง ซึ่งแสดงให้เห็นถึงความไวของกุ้งฝอยน้ำจืดต่อไดอะซินอนที่เพิ่มขึ้นอย่างชัดเจนตามระยะเวลา (DeLorenzo *et al.*, 2001; Wand *et al.*, 2023) การศึกษาก่อนหน้านี้ได้รายงานค่า LC_{50} ของไดอะซินอนต่อปลาชนิดต่าง ๆ เช่น ปลาแคร์พ (Cyprinus carpio) มีค่า 96-hr LC_{50} อยู่ที่ 7.8 พีพีเอ็ม (Aydin and Köprücü, 2005) และปลาช่อน (Channa striata) ที่พบว่าการสัมผัสไดอะซินอนในนาข้าวมีผลต่อการทำงานของเอนไซม์โคลีนเอสเตอเรสในสมอง (Cong *et al.*, 2008) เมื่อเปรียบเทียบกับผลการทดลองในครั้งนี้ที่พบว่า ค่า 96-hr LC_{50} ของไดอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดอยู่ที่ 14.67 และ 1.39 พีพีเอ็ม ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่ากุ้งฝอยน้ำจืดมีความไวต่อไดอะซินอนมากกว่าปลานิลและปลาน้ำจืดอื่น ๆ ที่มีการศึกษามาก่อนหน้านี้

ในภาคการเกษตร โดยเฉพาะในนาข้าว ไดอะซินอนมักถูกใช้เพื่อควบคุมแมลงศัตรูพืช จากรายงานการศึกษาพบว่าหลังจากการพ่นไดอะซินอนในนาข้าวที่มีระดับน้ำลึก 10 เซนติเมตร ความเข้มข้นของไดอะซินอนในน้ำอยู่ที่ประมาณ 0.25 ± 0.04 พีพีเอ็ม ภายใน 1 ชั่วโมง หลังการพ่น ระดับความเข้มข้นนี้สูงกว่าเกณฑ์ที่อาจส่งผลกระทบต่อสัตว์น้ำบางชนิด เช่น กุ้งฝอยน้ำจืด ซึ่งมีความไวต่อไดอะซินอนมากกว่าปลานิล นอกจากนี้มีรายงานค่า 96hr- LC_{50} ของไดอะซินอนต่อกุ้งฝอยน้ำจืดอยู่ที่ประมาณ 0.226 พีพีเอ็ม ซึ่งใกล้เคียงกับความเข้มข้นที่พบในนาข้าวหลังการพ่น ดังนั้นการใช้ไดอะซินอนในนาข้าวอาจเพิ่มความเสี่ยงต่อการตายของกุ้งฝอยน้ำจืดในแหล่งน้ำใกล้เคียง (Mohammad Nejad Shamoushaki, 2012) การใช้ไดอะซินอนในภาคการเกษตรมีผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมโดยเฉพาะระบบนิเวศน้ำจืด ซึ่งอาจทำให้เกิดการเสียสมดุลของระบบนิเวศและความหลากหลายทางชีวภาพในแหล่งน้ำต่าง ๆ ผลการศึกษาพิษเฉียบพลันจากไดอะซินอนต่อสัตว์น้ำจากการทดลองในครั้งนี้ แสดงให้เห็นถึงผลกระทบต่อทั้งตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืด ซึ่งมีบทบาทสำคัญในห่วงโซ่อาหารของระบบนิเวศและอาจส่งผลกระทบต่อความหลากหลายของชนิดพันธุ์และความสมดุลของระบบโดยรวม รวมทั้งส่งผลกระทบต่อห่วงโซ่อาหารและความยั่งยืนของแหล่งน้ำในระยะยาว ซึ่งการสะสมของไดอะซินอนในสัตว์น้ำยังอาจนำไปสู่การถ่ายทอดไปยังผู้บริโภคในระดับถัดไปของห่วงโซ่อาหาร รวมถึงมนุษย์ด้วย (Iturburu *et al.*, 2019; Rico *et al.*, 2022)

การใช้สารเคมีในปริมาณสูงโดยเฉพาะพื้นที่การเกษตรที่ใกล้กับแหล่งน้ำ ทำให้สารเคมีเหล่านี้ไหลลงสู่แหล่งน้ำผ่านการชะล้างจากน้ำฝนหรือการรั่วไหลจากการใช้สารเคมีในการควบคุมศัตรูพืช ซึ่งการปนเปื้อนของสารเคมีเหล่านี้ในแหล่งน้ำอาจนำไปสู่การสะสมของสารพิษในสัตว์น้ำ (Wang *et al.*, 2023) การสะสมของสารเคมีในสัตว์น้ำไม่เพียงแต่ส่งผลกระทบต่อชีวิตของสัตว์เหล่านั้นเท่านั้น แต่ยังอาจส่งผลกระทบต่อผู้บริโภคที่ใช้ประโยชน์จากสัตว์น้ำเหล่านั้นในอนาคต เช่น มนุษย์และสัตว์ป่า เพื่อป้องกันและลดผลกระทบจากการใช้สารเคมีในระบบนิเวศน้ำจืด ควรมีการควบคุมและกำหนดมาตรฐานการใช้ไดอะซินอนอย่างเคร่งครัด รวมถึงส่งเสริมการใช้

สารเคมีทางเลือกหรือวิธีการควบคุมแมลงศัตรูพืชที่ปลอดภัยต่อสิ่งแวดล้อมมากยิ่งขึ้น ร่วมกับการพัฒนาเทคโนโลยีตรวจจับสารเคมีเป้าหมายในน้ำจะช่วยประเมินความเสี่ยงได้เร็วขึ้นและเพิ่มประสิทธิภาพการควบคุมสารเคมี ตลอดจนมีการศึกษาติดตามผลกระทบระยะยาวในพื้นที่การเกษตรที่มีการใช้โดอะซินอนอย่างต่อเนื่อง เพื่อให้เกิดการจัดการอย่างรอบด้านและยั่งยืน

สรุปผลการศึกษา

โดอะซินอนเป็นสารเคมีที่ส่งผลกระทบต่อสัตว์น้ำทั้งปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืด โดยการศึกษาพบว่าอัตราการตายของตัวอ่อนของทั้งสองชนิดเพิ่มสูงขึ้นตามระดับความเข้มข้นของสารพิษและระยะเวลาในการสัมผัส โดยมีค่า 96hr-LC₅₀ ของโดอะซินอนต่อตัวอ่อนปลานิลและกุ้งฝอยน้ำจืดเท่ากับ 14.67 และ 1.39 พีพีเอ็ม ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นถึงความไวต่อสารพิษที่แตกต่างกันระหว่างสิ่งมีชีวิตแต่ละชนิด ผลกระทบดังกล่าวไม่เพียงจำกัดอยู่ที่ระดับปัจเจก แต่ยังส่งผลกระทบต่อประชากรและระบบนิเวศด้วย โดยเฉพาะอย่างยิ่ง การลดลงของประชากรสัตว์น้ำขนาดเล็ก ซึ่งเป็นอาหารสำคัญของปลาและสัตว์น้ำอื่น ๆ อาจส่งผลกระทบต่อห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศน้ำจืด ทำให้สมดุลของระบบนิเวศเสียไปและอาจนำไปสู่การลดลงของสัตว์น้ำที่เป็นผู้บริโภคในลำดับที่สูงขึ้น ข้อมูลจากการทดลองนี้จึงมีประโยชน์อย่างยิ่งต่อการประเมินความเสี่ยงของการใช้สารเคมีในพื้นที่แหล่งน้ำจืด และสามารถนำไปใช้เป็นแนวทางในการกำหนดมาตรการควบคุมและจัดการสารเคมีอย่างเหมาะสม เพื่อรักษาสมดุลของระบบนิเวศและความหลากหลายทางชีวภาพในระยะยาว

กิตติกรรมประกาศ

คณะผู้วิจัยขอขอบคุณโปรแกรมวิทยาศาตร์และเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยราชภัฏเชียงรายที่อนุเคราะห์อุปกรณ์ และเครื่องมือในการศึกษาครั้งนี้จนสำเร็จลงไปด้วยดี

เอกสารอ้างอิง

- สถาบันวิจัยและพัฒนาประมงน้ำจืดแห่งชาติ. 2530. *เกณฑ์คุณภาพน้ำเพื่อคุ้มครองทรัพยากรสัตว์น้ำจืด*. เอกสารวิชาการ ฉบับที่ 75/2530. กรุงเทพฯ : กรมประมง, กระทรวงเกษตรและสหกรณ์.
- Aktar, M.W., D. Sengupta, and A. Chowdhury. 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*. 2: 1–12.
- Algburi, J.B., J.Y. Moayed, and A.L. Amari. 2023. *The LC₅₀ of Diazinon and sub-lethal concentration effect of it on hematological properties in Cyprinus Carpio fish*. AIP Conference Proceeding. 17 July 2023. 2830(1): 050009.
- Aydin, R., and Köprücü, K. 2005. Acute toxicity of diazinon on the common carp (*Cyprinus carpio* L.) embryos and larvae. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 82: 220-225.
- Cong, N.V., Phuong, N.T., and Bayley, M. 2008. Brain cholinesterase response in the snakehead fish (*Channa striata*) after field exposure to diazinon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 71: 314-318.
- DeLorenzo, M.E., G.I. Scott, and P.E. Ross. 2001. Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: A review. *Environmental toxicology and chemistry*. 20: 84–98.

- Fulton, M.H., and P.B. Key. 2001. Acetylcholinesterase inhibition in estuarine fish and invertebrates as an indicator of organophosphorus insecticide exposure and effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20: 37–45.
- Gaworecki, K.M., A.P. Roberts, N. Ellis, A.D. Sowers, and S.J. Klaine. 2009. Biochemical and behavioral effects of diazinon exposure in hybrid striped bass. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 28: 105–112.
- Hadi, A.A., and S.F. Alwan. 2012. Histopathological changes in gills, liver, and kidney of freshwater fish, *Tilapia zillii*, exposed to aluminum. *International Journal of Science and Research*. 3: 12–25.
- Iturburu, F.G., G. Calderon, M.V. Amé, and M.L. Menone. 2019. Ecological risk assessment (ERA) of pesticides from freshwater ecosystems in the Pampas region of Argentina: Legacy and current use chemicals contribution. *The Science of the Total Environment*. 691: 476–482.
- Kadiru, S., S. Patil, and R. D’Souza. 2022. Effect of pesticide toxicity in aquatic environments: A recent review. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. 10: 113–118.
- Köprücü, S.Ş., K. Köprücü, M.Ş. Ural, Ü. İspir, and M. Pala. 2006. Acute toxicity of organophosphorous pesticide diazinon and its effects on behavior and some hematological parameters of fingerling European catfish (*Silurus glanis* L.). *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 86: 99–105.
- Larkin, D.J., and Tjeerdema, R.S. 2000. Fate and effects of diazinon. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 166: 49–82.
- Mena, F., E. González-Ortegón, K. Solano, and C.V.M. Araújo. 2020. The effect of the insecticide diazinon on the osmoregulation and the avoidance response of the white leg shrimp (*Penaeus vannamei*) is salinity dependent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 206: 111364.
- Mohammad Nejad Shamoushaki, M. 2012. Acute toxicity of insecticide, Diazinon and fungicide, Tilt (Propiconazole) on Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* postlarvae and *Palaemon adspersus* juveniles. *Journal of Research in Biology*. 2: 160–166.
- Panuwet, P., W. Siritong, T. Prapamontol, P.B. Ryan, N. Fiedler, M.G. Robson, and D.B. Barr. 2008. Agricultural pesticide management in Thailand: Status and population health risk. *Environmental Science and Policy*. 11: 548–556.
- Ragnarsdottir, K.V. 2000. Environmental fate and toxicology of organophosphate pesticides. *Journal of the Geological Society*. 157: 859–876.
- Rico, A., R. de Oliveira, G.S. de Souza Nunes, C. Rizzi, S. Villa, B. de Caroli Vizioli, C.C. Montagner, and A.V. Waichman. 2022. Ecological risk assessment of pesticides in urban streams of the Brazilian Amazon. *Chemosphere*. 291: 132821.
- Wang, Y., Y. Zhao, X. Han, J. Wang, C. Wu, Y. Zhuang, J. Liu, and W. Li. 2023. A review of organophosphate esters in aquatic environments: Levels, distribution, and human exposure. *Water*. 15: 1790.