การปนเปื้อนโลหะหนักและการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์

ธนาธิป แสงพายัพ

วิทยานิพนธ์เสนอบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยนเรศวร
เพื่อเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา หลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2564
ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยนเรศวร

การปนเปื้อนโลหะหนักและการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์

ธนาธิป แสงพายัพ

วิทยานิพนธ์เสนอบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยนเรศวร
เพื่อเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา หลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2564
ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยนเรศวร

วิทยานิพนธ์ เรื่อง "การปนเปื้อนโลหะหนักและการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์"

ของ ธนาธิป แสงพายัพ

ได้รับการพิจารณาให้นับเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร

ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

(ดร.นฤชิต ดำปิน)

..... ประธานที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พันธ์ทิพย์ กล่อมเจ๊ก)

..... กรรมการที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จรูญ สารินทร์)

..... กรรมการผู้ทรงคุณวุฒิภายใน

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชนินทร์ อัมพรสถิร)

..... กรรมการผู้ทรงคุณวุฒิภายใน

(ดร.ชาญยุทธ กฤตสุนันท์กุล)

อนุมัติ

.....

(รองศาสตราจารย์ ดร.กรองกาญจน์ ชูทิพย์)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ชื่อเรื่อง การปนเปื้อนโลหะหนักและการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์

ผู้วิจัย ธนาธิป แสงพายัพ

ประธานที่ปรึกษา ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พันธ์ทิพย์ กล่อมเจ๊ก

กรรมการที่ปรึกษา ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จรูญ สารินทร์

ประเภทสารนิพนธ์ วิทยานิพนธ์ วท.ม. วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยนเรศวร, 2564

คำสำคัญ พื้นที่ชุ่มบึงบอระเพ็ด, การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา, การสะสมทางชีวภาพในปลา, การสะสมทางชีวภาพในหอย, โลหะหนัก

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการปนเปื้อนโลหะหนัก และการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ โดยตรวจวัดค่าดัชนีคุณภาพน้ำทั่วไป และตรวจวัดปริมาณโลหะหนัก ได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในน้ำผิวดิน ตะกอนพื้นท้องน้ำ ปลา (สลาด: *Notopterus notopterus*, ช่อน: *Channa striata* และ ตะเพียน: *Barbonymus gonionotus*) หอย (*Filopaludina martensi*) และส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยเก็บตัวอย่างทุกประเภทจาก 3 ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ ได้แก่ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ ทำการเก็บตัวอย่างในฤดูฝน และฤดูแล้ง ผลการศึกษาพบคุณภาพน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ ค่า Cr, Cd, Pb, Cu และ Zn ในน้ำผิวดิน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.001, 0.003, 0.006, 0.007 และ 0.032 mg/l ตามลำดับ โดยมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำ ผิวดินประเภทที่ 3 และส่วนใหญ่มีค่าสูงในช่วงฤดูฝน อย่างไรก็ตาม พบ Cd ในน้ำผิวดินมีค่าสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำเล็กน้อย ค่า Cd, Pb, Cr, Zn และ Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.41, 1.88, 2.27, 28.48 และ 38.70 mg/kg DW ตามลำดับ โดยพบ Cu และ Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำสูงในช่วงฤดูแล้ง และ Pb, Cd และ Cr สูงในช่วงฤดูฝน ปริมาณโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำโดยส่วนใหญ่มีค่าสูงในพื้นที่ชุมชน และส่วนใหญ่มีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นของสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน ยกเว้น Cu และ Cd ที่พบค่าสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน และพบค่า Cu มีค่าเกินเกณฑ์การปนเปื้อนสารพิษในตะกอนดินที่สัตว์หน้าดินเริ่มตอบสนองต่อความเป็นพิษของสารพิษ (Threshold Effect

Limit: TEL) พบค่า Cr, Cd, Pb, Cu และ Zn ในเนื้อปลา มีค่าเฉลี่ย 1.01, 0.66, 1.49, 2.63 และ 30.00 mg/kg DW ตามลำดับ โดยส่วนใหญ่พบโลหะหนักสูง ในเนื้อปลาในช่วงฤดูแล้ง ปลาในพื้นที่ชุมชน และสูงในเนื้อปลาสลาด และปลาตะเพียน ค่า Cr, Pb, Cd, Cu และ Zn ในเนื้อหอย มีค่าเฉลี่ย 0.13, 0.63, 0.78, 27.91 และ 38.46 mg/kg DW ตามลำดับ โดยส่วนใหญ่พบมีค่าสูงในเนื้อหอยจากช่วงฤดูแล้ง และในหอยจากพื้นที่เกษตรกรรม ยกเว้น Pb ที่พบสูงในเนื้อหอยจากพื้นที่ชุมชน ค่า Cr, Pb, Cd, Cu และ Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าเฉลี่ย 0.24, 0.47, 0.49, 10.11 และ 19.50 mg/kg DW ตามลำดับ โดยส่วนใหญ่พบมีค่าสูงในช่วงฤดูฝน และมีค่าสูงในบัวหลวงจากพื้นที่ชุมชนและพื้นที่เกษตรกรรม ค่าการสะสมทางชีวภาพ ของ Pb, Cr, Cu, Cd และ Zn ในปลา มีค่าเฉลี่ย 189.7, 255.8, 355.8, 1,084.3 และ 3,317.67 ตามลำดับ โดยส่วนใหญ่มีค่าเกินกว่าเกณฑ์มาตรฐานการสะสมทางชีวภาพในปลา ยกเว้นค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา ค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr, Pb, Cu, Cd และ Zn ในหอย มีค่าเฉลี่ย 0.06, 0.33, 0.76, 0.99 และ 1.47 ตามลำดับ โดยส่วนใหญ่เป็นไปตามค่ามาตรฐานการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักที่ไม่เป็นอันตรายต่อสัตว์หน้าดิน ยกเว้นการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย ค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนของ Cr, Pb, Zn, Cu และ Cd ในตะกอนในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ย 0.08, 0.36, 0.38, 8.60 และ 126.10 ตามลำดับ ซึ่งมีความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาในระดับต่ำ ยกเว้นความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของการปนเปื้อน Cd ในตะกอนของพื้นที่ชุ่มน้ำที่อยู่ในระดับที่ต้องเฝ้าระวัง โดยในพื้นที่ชุมชนพบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนในระดับสูง ค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมทั้ง 5 ชนิด มีค่าเฉลี่ย 140.14 เป็นความเสี่ยงในระดับปานกลาง ทั้งนี้ การปนเปื้อนโลหะหนักในองค์ประกอบของระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ส่วนใหญ่พบมีค่าสูงในพื้นที่ชุมชนและพื้นที่เกษตรกรรมที่มีกิจกรรมมนุษย์หนาแน่น การปนเปื้อนของโลหะหนักในสิ่งแวดล้อมมีแนวโน้มที่อาจส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยเฉพาะการปนเปื้อนของ Cd ในตะกอน ดังนั้นจึงควรมีมาตรการในการเฝ้าระวัง และป้องกันการปนเปื้อนโลหะหนักของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

Title HEAVY METAL CONTAMINATION AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF BUENG BORAPHET WETLAND, NAKHON SAWAN PROVINCE

Author THANATHIP SAENGPAYAP

Advisor Assistant Professor Dr. Pantip Klomjek

Co-Advisor Assistant Professor Dr. Charoon Sarin

Academic Paper M.S. Thesis in Environmental Science, Naresuan University, 2021

Keywords Bueng Boraphet Wetland, Ecological risk assessment, Bioaccumulation in fish, Bioaccumulation in shellfish, Heavy metal

ABSTRACT

This research aims to study heavy metal contamination and ecological risk assessment in Bueng Boraphet wetland, Nakhon Sawan Province. Water quality index was measured and heavy metals such as Cu, Pb, Cd, Zn, and Cr in surface water, bottom sediment, fish (Bronze featherback: *Notopterus notopterus*, Striped snakehead: *Channa striata,* and Java barb: *Barbonymus gonionotus*), shellfish (River snail: *Filopaludina martensi*), and aboveground tissue of lotus in the Bueng Boraphet wetland were evaluated. All sample types were collected from three land-use areas: a community area, an agricultural area, and a natural area. The sampling of all samples was performed during the wet and dry seasons. The results showed that the quality of surface water in the Bueng Boraphet wetland was according to standard criteria for surface water class 3 and standard criteria for the survival of aquatic animals. Average Cr, Cd, Pb, Cu and Zn in surface water were 0.001, 0.003, 0.006, 0.007 and 0.032 mg/l, respectively. They were in line with standard criteria for surface water class 3. Most of the heavy metals in surface water were high in the wet period. However, Cd in surface water was slightly higher than that in standard criteria for the survival of aquatic animals. Average Cd, Pb, Cr, Zn, and Cu in the bottom sediment were 0.41, 1.88, 2.27, 28.48, and 38.70 mg/kg DW, respectively. In the bottom

sediment, Cu and Pb were high in the dry period however Pb, Cd, and Cr were high in the wet period. Most of the heavy metals were high in the bottom sediment of the community area. Most of the heavy metals in the sediment were under the standard criteria of the bottom sediment for benthos conservation and the standard criteria of unsafe pollutants concentration for benthos. However, the quantities of Cu and Cd in sediment were higher than their quantities in standard criteria of bottom sediment for benthos conservation. Moreover, the quantity of Cu was higher than the threshold effect limit. Average Cd, Cr, Pb, Cu, and Zn in fish muscles were 0.66, 1.01, 1.49, 2.63 and 30.00 mg/kg DW, respectively. The heavy metals in fish muscle were mostly high in fish samples of the dry period, fish samples of the community area, and Java barb and Bronze featherback samples. Average Cr, Pb, Cd, Cu, and Zn in the River snails were 0.13, 0.63, 0.78, 27.91, and 38.46 mg/kg DW respectively. Most of the heavy metal in the River snails was high in the snail of the dry period and the snail of the agricultural area. Nonetheless, Pb was high in the snail of the community area. Average Cr, Pb, Cd, Cu, and Zn in the shoot of lotus were 0.24, 0.47, 0.49, 10.11, and 19.50 mg/kg DW, respectively. Most of them were high in the lotus sample of the wet period and the sample of community and agricultural areas. Bioaccumulation factors (BAF) of Pb, Cr, Cu, Cd, and Zn in fish were 189.7, 255.8, 355.8, 1,084.3, and 3,317.67, respectively. The majority were higher than the bioaccumulation standard in fish except for the bioaccumulation of Pb. Biota-sediment accumulation factors of Cr, Pb, Cu, Cd, and Zn in the snail were 0.06, 0.33, 0.76, 0.99, and 1.47, respectively. Most were under bioaccumulation standard of non-toxic heavy metal concentration for benthos except for the bioaccumulation of Zn in the snail. Ecological risk index (E) of Cr, Pb, Zn, Cu, and Cd in the wetland, the resulting of contamination of each heavy metal in bottom sediment, were 0.08, 0.36, 0.38, 8.60, and 126.10, respectively. These values indicated low potential ecological risk. Though, the ecological risk of Cd in the sediment of the wetland was the considerable potential ecological risk with high potential ecological risk in the community area. Potential Ecological Risk Index (PERI) of contamination of all 5 heavy metals in sediment averaged 140.14 indicating moderate potential ecological risk. High heavy metal contamination in ecological components of the Bueng

Boraphet wetland was mostly found in the components of community and agricultural areas with dense human activity. Contamination of heavy metal in environments is likely to affect the Bung Boraphet wetland ecosystems, especially Cd contamination in the sediment. Therefore, monitoring and protection measures of heavy metal contamination in the wetland are necessary.

ประกาศคุณูปการ

ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ ผศ.ดร.พันธ์ทิพย์ กล่อมเจ๊ก ประธานที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ และ ผศ.ดร จรูญ สารินทร์ ที่ปรึกษาร่วมวิทยานิพนธ์ เป็นอย่างสูงที่ได้กรุณาสละเวลาอันมีค่ามาเป็นที่ปรึกษา พร้อมทั้งอบรมสั่งสอนและให้คำแนะนำตลอดระยะเวลาที่ทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ และขอขอบคุณคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ อันประกอบไปด้วย ดร.นฤชิต ดำปิน ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ผศ.ดร ชนินทร์ อัมพรสถิร และ ดร.ชาญยุทธ กฤตสุนันท์กุล ผู้ทรงคุณวุฒิภายใน ที่ได้กรุณาให้คำแนะนำ และแก้ไขข้อบกพร่อง จนทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงอย่างสมบูรณ์

ขอขอบคุณ หน่วยงานเขตห้ามล่าสัตว์ป่าบึงบอระเพ็ด ที่อนุเคราะห์ช่วยเหลือด้านการเก็บข้อมูล และการเก็บตัวอย่างในงานวิจัย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ คุณหนึ่งฤทัย เทียนทอง นักวิทยาศาสตร์ควบคุมดูแลห้องปฏิบัติการกลาง คณะเกษตรศาสตร์ ทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม คุณพรสวรรค์ กลมกลิ้ง นักวิทยาศาสตร์ควบคุมดูแลห้องปฏิบัติการ ภาควิชาทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ บิดา มารดา ของผู้วิจัยที่ให้กำลังใจและให้การสนับสนุนในทุก ๆ ด้าน อย่างดีเสมอมา และขอขอบคุณทุกๆ คนที่มีส่วนเกี่ยวข้องตั้งแต่เริ่มดำเนินการวิจัยนี้จนเสร็จลุล่วงไปด้วยดี

ธนาธิป แสงพายัพ

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อภาษาไทย ..... ค

บทคัดย่อภาษาอังกฤษ ..... จ

ประกาศคุณูปการ ..... ซ

สารบัญ ..... ฌ

สารบัญตาราง ..... ฐ

สารบัญรูปภาพ ..... ด

บทที่ 1 1

บทนำ 1

ความเป็นมาของปัญหา 1

จุดมุ่งหมายของการศึกษา 2

ขอบเขตของงานวิจัย 2

นิยามศัพท์เฉพาะ 3

บทที่ 2 5

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง 5

1. โลหะหนัก 5

2. การประเมินความเสี่ยงด้านนิเวศวิทยา 23

2.1 ดัชนีการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา 24

2.2 ดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์น้ำ (ปลา) 25

2.3 ดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์หน้าดิน 26

3. พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (Bueng Boraphet Wetland).....27
4. งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง (Review literature).....34
บทที่ 3 37
วิธีดำเนินงานวิจัย.....37
1. พื้นที่ศึกษา.....37
2. วิธีการเก็บและรักษาตัวอย่าง 39
3. วิธีการวิเคราะห์ตัวอย่าง.....43
4. การวิเคราะห์ข้อมูล 48
บทที่ 4 49
ผลการวิจัย.....49
1. คุณภาพน้ำผิวดิน.....49
2. ปริมาณโลหะหนักในน้ำผิวดิน 53
3. ปริมาณโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ 61
4. การปนเปื้อนโลหะหนักในสัตว์น้ำ.....66
5. ปริมาณโลหะหนักในพืช 85
6. การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ.....93
7. การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลา (Bioaccumulation factor: BAF).....99
8. การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย (Biota-sediment accumulation factor: BSAF)..... 104
9. การขยายตัวทางชีวภาพของโลหะหนัก (Biomagnification of heavy metal)..... 108

บทที่ 5 113
บทสรุป 113
สรุปผลการวิจัย 113
1. คุณภาพน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 113
2. การปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 114
3. ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 115
4. การปนเปื้อนโลหะหนักในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 116
5. การปนเปื้อนโลหะหนักในหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 117
6. การปนเปื้อนโลหะหนักในบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 118
7. การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (Ecological risk index: E) จากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 119
8. การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 121
9. การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 123
10. การขยายตัวทางชีวภาพของโลหะหนัก (Biomagnification of heavy metal) 125
อภิปรายผล 125
1. คุณภาพน้ำผิวดิน 125
2. ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 129
3. ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 137
4. ปริมาณการเปื้อนโลหะหนักในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 143

5. ปริมาณการเปื้อนโลหะหนักในหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 153
6. การเปื้อนเปื้อนโลหะหนักในพืช ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 159
7. การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (Ecological risk index: E) จากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 164
8. การประเมินการสะสมทางชีวภาพในปลา (Bioaccumulation factor: BAF) ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 172
9. การขยายตัวทางชีวภาพของโลหะหนัก (Biomagnification of heavy metal).. 184
ข้อเสนอแนะ 185
บรรณานุกรม 186
บรรณานุกรม 187
ภาคผนวก 202
ภาคผนวก ก 203
จุดเก็บตัวอย่าง 203
ภาคผนวก ข 206
เครื่องมือตรวจวัด และเก็บตัวอย่าง 206
ประวัติผู้วิจัย 208

สารบัญตาราง

หน้า

ตาราง 1 มาตรฐานคุณภาพแหล่งน้ำผิวดินด้านปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักแบ่งประเภท 8

ตาราง 2 กระบวนการเคลื่อนย้ายสารพิษและการเปลี่ยนรูปของสารพิษในสิ่งแวดล้อม ... 18

ตาราง 3 ค่าอ้างอิงของโลหะหนัก (C_n^i) และค่าสัมประสิทธิ์ความเป็นพิษ (T_r^i) ของโลหะหนักในตะกอนดิน 24

ตาราง 4 ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักชนิดเดียวในตะกอนดิน .. 25

ตาราง 5 ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมหลายชนิดในตะกอนดิน 25

ตาราง 6 ระดับค่าการสะสมทางชีวภาพ (BAF) ในปลาตามเกณฑ์มาตรฐานของ NCRP (1996) 26

ตาราง 7 จุดเก็บตัวอย่างในพื้นที่ศึกษาพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ 38

ตาราง 8 ดัชนีคุณภาพน้ำที่ทำการศึกษาและวิธีวิเคราะห์ 40

ตาราง 9 % Recovery ของโลหะหนักในตัวอย่างทางสิ่งแวดล้อมในงานวิจัย 47

ตาราง 10 คุณภาพน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดจำแนกตามฤดูกาล 50

ตาราง 11 คุณภาพน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ 50

ตาราง 12 ปริมาณโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล 63

ตาราง 13 ปริมาณโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ 63

ตาราง 14 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักของตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล....94

ตาราง 15 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักของตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน....94

ตาราง 16 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล....100

ตาราง 17 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน....100

ตาราง 18 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์....101

ตาราง 19 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล....105

ตาราง 20 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน....105

ตาราง 21 ปริมาณ Cu ในน้ำผิวดิน ในแหล่งน้ำต่าง ๆ....130

ตาราง 22 ปริมาณ Pb ในน้ำผิวดิน ในแหล่งน้ำต่าง ๆ....132

ตาราง 23 ปริมาณ Cd ในน้ำผิวดินในแหล่งน้ำต่าง ๆ....133

ตาราง 24 ปริมาณ Zn ในน้ำผิวดิน ในแหล่งน้ำต่าง ๆ....135

ตาราง 25 ปริมาณ Cr ในน้ำผิวดินในแหล่งน้ำต่าง ๆ....136

ตาราง 26 การปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ....138

ตาราง 27 การปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ....140

ตาราง 28 การปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ....140

ตาราง 29 การปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ....142

ตาราง 30 การปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ 143
ตาราง 31 การปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 145
ตาราง 32 การปนเปื้อน Pb ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 147
ตาราง 33 การปนเปื้อน Cd ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 149
ตาราง 34 การปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 151
ตาราง 35 การปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 152
ตาราง 36 การปนเปื้อน Cu ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 154
ตาราง 37 การปนเปื้อน Pb ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 155
ตาราง 38 การปนเปื้อน Cd ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 157
ตาราง 39 การปนเปื้อน Zn ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำที่ต่าง ๆ 158
ตาราง 40 การปนเปื้อน Cr ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 159
ตาราง 41 การปนเปื้อน Cu ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 160
ตาราง 42 การปนเปื้อน Pb ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 161
ตาราง 43 การปนเปื้อน Cd ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 162
ตาราง 44 การปนเปื้อน Zn ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 163
ตาราง 45 การปนเปื้อน Cr ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 164
ตาราง 46 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ 166
ตาราง 47 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ 167
ตาราง 48 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ 168

ตาราง 49 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ 170

ตาราง 50 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ 171

ตาราง 51 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยารวม (PERI) จากการปนเปื้อน Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 172

ตาราง 52 การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 173

ตาราง 53 การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ..... 174

ตาราง 54 การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 176

ตาราง 55 การสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 177

ตาราง 56 การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 179

ตาราง 57 การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย (BSAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ..... 180

ตาราง 58 การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย (BSAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ..... 181

ตาราง 59 การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย (BSAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 182

ตาราง 60 การสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย (BSAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ 183

ตาราง 61 การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย (BSAF) ในพื้นที่ต่าง ๆ..... 184

สารบัญรูปภาพ

หน้า

ภาพ 1 การแพร่กระจายและเคลื่อนย้ายโลหะหนักในระบบนิเวศแหล่งน้ำ.....20

ภาพ 2 ขอบเขตห้ามล่าสัตว์ป่าบึงบอระเพ็ด และขอบเขตบึงบอระเพ็ดตามพระราชกฤษฎีกา 28

ภาพ 3 เส้นทางน้ำของลุ่มน้ำย่อยบึงบอระเพ็ด.....29

ภาพ 4 การใช้ประโยชน์ที่ดินโดยรอบของบึงบอระเพ็ด.....30

ภาพ 5 ที่ตั้งชุมชนในพื้นที่บึงบอระเพ็ด.....31

ภาพ 6 เขตพื้นที่ศึกษา (Zone).....37

ภาพ 7 จุดเก็บตัวอย่าง (Station).....38

ภาพ 8 ปลาตะเพียนขาว (Barbonymus gonionotus).....41

ภาพ 9 ปลาสลาด (Notopterus notopterus).....42

ภาพ 10 ปลาช่อน (Channa striata).....42

ภาพ 11 หอยขม (Filopaludina martensi).....43

ภาพ 12 ความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด.....54

ภาพ 13 ความเข้มข้นของ Cu ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล 55

ภาพ 14 ความเข้มข้นของ Cu ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....55

ภาพ 15 ความเข้มข้นของ Pb ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดจำแนก ตามฤดูกาล 56

ภาพ 16 ความเข้มข้นของ Pb ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....57

ภาพ 17 ความเข้มข้นของ Cd ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล 58

ภาพ 18 ความเข้มข้นของ Cd ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....58

ภาพ 19 ความเข้มข้นของ Zn ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล 59

ภาพ 20 ความเข้มข้นของ Zn ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....60

ภาพ 21 ความเข้มข้นของ Cr ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล61

ภาพ 22 ความเข้มข้นของ Cr ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์.....61

ภาพ 23 โลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด.....62

ภาพ 24 ปริมาณโลหะหนักในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด.....67

ภาพ 25 ปริมาณ Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....68

ภาพ 26 ปริมาณ Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์.....68

ภาพ 27 ปริมาณ Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์.....69

ภาพ 28 ปริมาณ Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....70

ภาพ 29 ปริมาณ Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....70

ภาพ 30 ปริมาณ Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์.....71

ภาพ 31 ปริมาณ Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....72
ภาพ 32 ปริมาณ Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์.....72
ภาพ 33 ปริมาณ Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์.....73
ภาพ 34 ปริมาณ Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....74
ภาพ 35 ปริมาณ Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....74
ภาพ 36 ปริมาณ Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์.....75
ภาพ 37 ปริมาณ Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....76
ภาพ 38 ปริมาณ Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....76
ภาพ 39 ปริมาณ Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์.....77
ภาพ 40 ปริมาณโลหะหนักในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด.....78
ภาพ 41 ปริมาณ Cu ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....78
ภาพ 42 ปริมาณ Cu ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์.....79
ภาพ 43 ปริมาณ Pb ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....80
ภาพ 44 ปริมาณ Pb ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์.....80
ภาพ 45 ปริมาณ Cd ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....81
ภาพ 46 ปริมาณ Cd ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....82
ภาพ 47 ปริมาณ Zn ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....83

ภาพ 48 ปริมาณ Zn ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ 83

ภาพ 49 ปริมาณ Cr ในเนื้อหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....84

ภาพ 50 ปริมาณ Cr ในเนื้อหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ 85

ภาพ 51 ปริมาณโลหะหนักในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 86

ภาพ 52 ปริมาณ Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....86

ภาพ 53 ปริมาณ Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....87

ภาพ 54 ปริมาณ Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....88

ภาพ 55 ปริมาณ Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....88

ภาพ 56 ปริมาณ Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....89

ภาพ 57 ปริมาณ Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....90

ภาพ 58 ปริมาณ Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....91

ภาพ 59 ปริมาณ Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....91

ภาพ 60 ปริมาณ Cr ในส่วนเหนือดินบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล.....92

ภาพ 61 ปริมาณ Cr ในส่วนเหนือดินบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....92

ภาพ 62 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักของตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำ บึงบอระเพ็ด.....93

ภาพ 63 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมของตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล 98

ภาพ 64 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมของตะกอนพื้นท้องน้ำใน พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์.....98

ภาพ 65 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด 99

ภาพ 66 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด..... 104

ภาพ 67 การขยายตัวทางชีวภาพของ Cu ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด..... 108

ภาพ 68 การขยายตัวทางชีวภาพของ Pb ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด..... 109

ภาพ 69 การขยายตัวทางชีวภาพของ Cd ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด..... 110

ภาพ 70 การขยายตัวทางชีวภาพของ Zn ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด..... 111

ภาพ 71 การขยายตัวทางชีวภาพของ Cr ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด..... 112

บทที่ 1

บทนำ

ความเป็นมาของปัญหา

สถานการณ์การใช้โลหะหนักในประเทศไทยมีอัตราการใช้ที่เพิ่มมากขึ้นตามจำนวนอุตสาหกรรมที่ขยายตัวเพิ่มมากขึ้นอยู่อย่างต่อเนื่อง โดยส่วนใหญ่โลหะหนักจะถูกนำมาใช้เป็นวัตถุดิบ หรือส่วนผสมในผลิตภัณฑ์ที่ใช้ในชีวิตประจำวัน ทั้งที่ใช้ในประเทศและเพื่อการส่งออก โดยประเทศไทยยังมีบทบาทเป็นฐานการผลิตด้านอุตสาหกรรมที่สำคัญของโลกและมีการลงทุนในกิจการด้านอุตสาหกรรมในหลายลักษณะ เช่น อุตสาหกรรมผลิตยานยนต์ อุตสาหกรรมอิเล็กทรอนิกส์ และอื่น ๆ ที่มีการใช้โลหะหนักเป็นวัตถุดิบในการผลิต ทั้งนี้นอกจากการใช้โลหะหนักในภาคอุตสาหกรรมแล้ว โลหะหนักยังเป็นส่วนผสมในปัจจัยการผลิต เช่น สารกำจัดศัตรูพืช และปุ๋ย ที่นำมาใช้ในการเกษตรกรรมอย่างแพร่หลาย โดยพบว่า ในปี พ.ศ. 2560 ประเทศไทยมีสถิติการนำเข้าสารกำจัดศัตรูพืช กลุ่มสารกำจัดวัชพืช สารกำจัดแมลง สารป้องกันและกำจัดโรคพืช รวมกว่า 198,317 ตัน (สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร, 2561) จากกระบวนการผลิตและการใช้ผลิตภัณฑ์ดังกล่าวข้างต้น ส่งผลให้มีความเสี่ยงในการปนเปื้อนของโลหะหนักในสิ่งแวดล้อมเพิ่มมากขึ้น ในขณะที่โลหะหนักมีคุณสมบัติที่ย่อยสลายได้ยากด้วยกระบวนการทางธรรมชาติ จึงเกิดการสะสมในสิ่งแวดล้อมที่เป็นแหล่งรองรับและเกิดการสะสมในร่างกายและส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตประเภทต่าง ๆ ที่ได้รับสัมผัส โดยจะเป็นสาเหตุทำให้เกิดความผิดปกติของการทำงานของระบบอวัยวะต่าง ๆ ของสิ่งมีชีวิตที่เป็นองค์ประกอบสำคัญของระบบนิเวศ อันจะส่งผลต่อเนื่องที่อาจทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงด้านปริมาณของสิ่งมีชีวิตเกิดการลดลงของความหลากหลายทางชีวภาพของระบบนิเวศและทำให้ระบบนิเวศเกิดความเสื่อมโทรมไปในที่สุด โดยเฉพาะอย่างยิ่งในระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำและระบบนิเวศแหล่งน้ำที่เป็นแหล่งรองรับของเสีย ทั้งนี้โลหะหนักที่ถูกระบายเข้าสู่ระบบนิเวศจะเกิดการสะสมในน้ำ ดิน และสิ่งมีชีวิต และยังถูกถ่ายทอดไปยังสิ่งมีชีวิตอื่นตามลำดับห่วงโซ่อาหาร ซึ่งผลกระทบที่เกิดขึ้นกับระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำและแหล่งน้ำ และยังส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศบกด้วย เนื่องจากพื้นที่ชุ่มน้ำและแหล่งน้ำมีบทบาทในการเป็นระบบนิเวศหลักและเป็นแหล่งผลิตที่สำคัญของระบบนิเวศตามธรรมชาติ

บึงบอระเพ็ดเป็นพื้นที่ชุ่มน้ำขนาดใหญ่ของประเทศไทยที่เกิดขึ้นจากการทำประตูกั้นน้ำเพื่อกักเก็บน้ำแต่เมื่อระยะเวลาผ่านไปทำให้บึงบอระเพ็ดมีความอุดมสมบูรณ์คล้ายคลึงกับพื้นที่ชุ่มน้ำที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติ เนื่องจากบึงบอระเพ็ดมีลักษณะภูมิอากาศแบบสะวันนาที่มีการแบ่งฤดูกาลอย่างชัดเจนโดย

ได้รับอิทธิพลของลมมรสุมตะวันตกเฉียงใต้ทำให้มีฝนตกชุกในฤดูฝน และได้รับอิทธิพลลมมรสุมตะวันออกเฉียงเหนือ ทำให้อากาศเย็นหรือแห้งในช่วงฤดูหนาว ในขณะที่ฤดูร้อนมีอากาศร้อนจัด บึงบอระเพ็ดจึงมีลักษณะทางกายภาพและลักษณะภูมิอากาศที่เหมาะสมต่อสิ่งมีชีวิตประเภทต่าง ๆ อันทำให้บึงบอระเพ็ดเป็นระบบนิเวศที่มีความหลากหลายทางชีวภาพ และเป็นทรัพยากรธรรมชาติที่ทรงคุณค่าของประเทศ ทั้งนี้พื้นที่โดยรอบและภายในบึงบอระเพ็ดได้ถูกใช้ประโยชน์จากชุมชนโดยรอบ อีกทั้งบึงบอระเพ็ดยังเป็นแหล่งท่องเที่ยวเชิงอนุรักษ์ของจังหวัดนครสวรรค์อีกด้วย อย่างไรก็ตามในปัจจุบันพบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีสภาพเสื่อมโทรมลงซึ่งส่วนหนึ่งคาดว่าเป็นผลมาจากกิจกรรมต่าง ๆ ที่เกิดขึ้นบริเวณโดยรอบบึง เช่น กิจกรรมการดำรงชีวิตของคนในชุมชน การทำการเกษตรประเภทเพาะปลูก การทำประมง เป็นต้น ซึ่งกิจกรรมเหล่านี้สามารถทำให้เกิดการปลดปล่อยมลสาร ซึ่งรวมถึงโลหะหนักลงสู่พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด อันจะนำมาซึ่งความเสื่อมโทรมของระบบนิเวศของบึงบอระเพ็ด

ในการศึกษาครั้งนี้จึงทำการศึกษาถึงการปนเปื้อนโลหะหนักขององค์ประกอบที่สำคัญของระบบนิเวศบึงบอระเพ็ด และประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของระบบนิเวศบึงบอระเพ็ด เพื่อให้ได้มาซึ่งข้อมูลปริมาณการปนเปื้อนของโลหะหนักและระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา อันจะเป็นข้อมูลพื้นฐานที่สำคัญในการนำไปสู่แนวทางการบริหาร จัดการ และฟื้นฟูระบบนิเวศบึงบอระเพ็ดที่มีความสำคัญ อันจะนำมาซึ่งความหลากหลายและความสมดุลของระบบนิเวศ และเพิ่มขีดความสามารถในการใช้ประโยชน์ของมนุษย์และสิ่งมีชีวิตบริเวณโดยรอบของบึงบอระเพ็ดต่อไป

จุดมุ่งหมายของการศึกษา

1. เพื่อศึกษาการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำผิวดิน ตะกอนพื้นท้องน้ำ พืช ปลา และหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด
2. เพื่อประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักของตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ขอบเขตของงานวิจัย

ด้านเนื้อหา

ทำการศึกษาการปนเปื้อนของโลหะหนักประเภททองแดง (Cu) ตะกั่ว (Pb) แคดเมียม (Cd) สังกะสี (Zn) และโครเมียม (Cr) ในสิ่งแวดล้อมที่เป็นองค์ประกอบที่สำคัญ ของระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ได้แก่ น้ำผิวดิน ตะกอนพื้นท้องน้ำ พืช ปลา และ หอย และทำการประเมินความเสี่ยงทาง

นิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักของตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์

ด้านพื้นที่

ศึกษาการปนเปื้อนโลหะหนักของสิ่งแวดล้อมในพื้นที่ศึกษา คือ พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ ในบริเวณที่เป็นพื้นที่ผิวน้ำครอบคลุมพื้นที่ 3 ลักษณะการใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติบริเวณกลางบึง

ด้านระยะเวลา

ทำการศึกษาโดยแบ่งช่วงระยะเวลาออกเป็น 2 ช่วงคือ ฤดูฝน (Wet period) และช่วงฤดูแล้ง (Dry period) โดยฤดูฝน ทำการศึกษาในช่วงเดือนกันยายน ถึง พฤจิกายน ของปี พ.ศ. 2562 และ ฤดูแล้ง ทำการศึกษาในช่วงเดือนมกราคม ถึง มีนาคม ของปี พ.ศ. 2563

นิยามศัพท์เฉพาะ

การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (Ecological risk assessment) คือการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยใช้ดัชนี Potential ecological risk Index หรือ PERI และดัชนี Ecological risk Index หรือ E ในการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศ ซึ่งเป็นผลมาจากปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักประเภท Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ผลจากการประเมินจะระบุถึงความเสี่ยงทางนิเวศของบึงบอระเพ็ดจากการปนเปื้อนโลหะหนักแต่ละชนิดที่ทำการศึกษา และความเสี่ยงทางนิเวศจากการปนเปื้อนของโลหะหนักรวมทุกชนิดในตะกอนพื้นท้องน้ำของบึงบอระเพ็ด

Bioaccumulation factors (BAF) คือค่าดัชนีที่ใช้แสดงการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในสิ่งมีชีวิตที่ได้รับการสะสมผ่านอาหารและสิ่งแวดล้อมบริเวณแหล่งที่อยู่อาศัย ในการศึกษาครั้งนี้ค่า BAF จะบ่งบอกถึงความเสี่ยงจากการสะสมโลหะประเภท Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ใน ปลา ของระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

Biota-sediment accumulation factor (BSAF) คือค่าดัชนีที่ใช้แสดงความสัมพันธ์ของการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในสัตว์หน้าดิน ที่ได้รับจากตะกอนดินบริเวณแหล่งที่อยู่อาศัย และปริมาณโลหะหนักในสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่บริเวณพื้นท้องน้ำนั้น ๆ ในการศึกษาครั้งนี้ค่า BSAF

จะบ่งบอกถึงความเสี่ยงจากการสะสมโลหะประเภท Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในหอย ของระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ในการศึกษาครั้งนี้ ผู้วิจัยได้ทำการศึกษา ค้นคว้าทฤษฎีต่าง ๆ และเอกสารงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง ซึ่งมีหัวข้อที่ทำการศึกษาดังต่อไปนี้

1. โลหะหนัก
    1.1 โลหะหนักในสิ่งแวดล้อม
    1.2 พิษของโลหะหนัก
    1.3 กระบวนการแพร่กระจายของโลหะหนักในสิ่งแวดล้อม
2. การประเมินความเสี่ยงด้านนิเวศวิทยา
    2.1 ดัชนีการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา
    2.2 ดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์น้ำ (ปลา)
    2.3 ดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์หน้าดิน
3. พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด
    3.1 ลักษณะทางกายภาพและภูมิอากาศ
    3.2 ลักษณะทางอุทกวิทยาของบึงบอระเพ็ด
    3.3 ลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน
    3.4 ความหลากหลายทางด้านชีวภาพในบึงบอระเพ็ด
    3.5 คุณภาพสิ่งแวดล้อมในบึงบอระเพ็ด
4. งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

1. โลหะหนัก

โลหะหนัก (Heavy metals) หมายถึง ธาตุโลหะที่มีความถ่วงจำเพาะมากกว่า 4 ขึ้นไป หรือมีความหนาแน่นมากกว่า 5 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร จัดอยู่ในกลุ่มธาตุ Transition metals เป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต เป็นสารคงตัวไม่ย่อยสลายไปตามกระบวนการธรรมชาติทำให้สะสมอยู่ในสิ่งแวดล้อมได้เป็นเวลายาวนาน นอกจากนี้ยังมีความสามารถในการเปลี่ยนแปลงทางเคมีได้ดี (ลำไย ณีรัตนพันธุ์, 2554) โลหะหนักสามารถจำแนกลักษณะการเกิดได้ 2 ลักษณะคือ เกิดเองตามธรรมชาติในชั้นเปลือกโลก หรือชั้นดินต่าง ๆ และเกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ โดยโลหะหนักแต่ละ

ชนิดจะพบในปริมาณที่แตกต่างกันไปขึ้นอยู่กับลักษณะทางภูมิศาสตร์และกิจกรรมการใช้ประโยชน์ที่ดินในแต่ละพื้นที่ ขณะที่การกระจายตัวของโลหะหนักจะขึ้นอยู่กับอิทธิพลของสภาพแวดล้อม (Khlifi & Hamza-Chaffai, 2010) ทั้งนี้โลหะหนักสามารถแพร่กระจายเข้าสู่สิ่งแวดล้อมได้หลายวิธี เช่น จากการชะล้างของน้ำฝนผ่านผิวหน้าดิน โดยเฉพาะในพื้นที่เหมืองแร่ที่มีการขุดเปิดหน้าดินในช่วงฤดูฝน ซึ่งจะทำให้น้ำฝนชะล้างโลหะไหลลงสู่แหล่งน้ำได้ และจากการทำอุตสาหกรรม ที่ใช้โลหะหนักเป็นวัตถุดิบในการผลิตหรือเกี่ยวข้องกับโลหะหนัก เช่น อุตสาหกรรมถลุงแร่ อุตสาหกรรมฟอกหนัง และอุตสาหกรรมปิโตเลี่ยม เป็นต้น โดยกิจกรรมข้างต้นนี้มีโอกาสปล่อยโลหะหนักเข้าสู่สิ่งแวดล้อมได้ทั้งลักษณะรูปแบบที่เป็นไอสารระเหย อนุภาคฝุ่นขนาดเล็ก โลหะหนักที่เป็นของแข็งแขวนลอยในน้ำหรือตกตะกอนอยู่ในดิน เมื่อโลหะหนักเหล่านี้ปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อมจะเข้าไปสะสมอยู่ในสิ่งมีชีวิตและเกิดการถ่ายทอดผ่านห่วงโซ่อาหารทำให้เกิดความเป็นพิษของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ และอาจส่งผลทำให้ระบบนิเวศนั้นขาดความสมดุลได้ในที่สุด

1.1 โลหะหนักในสิ่งแวดล้อม

ธาตุโลหะหนักเป็นกลุ่มธาตุที่เป็นส่วนประกอบของชั้นเปลือกโลกจึงพบได้ทั่วไปในสิ่งแวดล้อมตามธรรมชาติ ขณะที่โลหะหนักในสิ่งแวดล้อมส่วนหนึ่งเกิดขึ้นจากกิจกรรมของมนุษย์ซึ่งส่วนมากจะเป็นการนำมาใช้ประโยชน์ทางด้านอุตสาหกรรม การทำเหมืองแร่ เหมืองถ่านหิน หรืออยู่ในรูปของสิ่งปฏิกูล (Adelekan & Abegunde, 2011) โลหะหนักจัดอยู่ในกลุ่มมลสารที่เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อม โดยการเกิดมลพิษนั้นมักเกิดขึ้นในแหล่งน้ำและสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในบริเวณใกล้เคียงซึ่งโลหะหนักที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำนั้นจะมีแม่น้ำ ลำน้ำสาขา หรือ คลอง ที่มีลักษณะเป็นแหล่งน้ำไหลที่เป็นตัวการสำคัญในการนำพาโลหะหนักให้เคลื่อนย้ายสู่สิ่งแวดล้อมอื่นและไปปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติแหล่งอื่น ๆ โดยเมื่อโลหะหนักเข้าไปปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำตามธรรมชาติแล้วจะเข้าไปสะสมอยู่ในตัวกลาง เช่น ตะกอนดิน สัตว์น้ำ พืชน้ำ หรือแขวนลอยอย่างอิสระอยู่ในน้ำ โดยโลหะหนักเหล่านี้สามารถที่จะเปลี่ยนรูปและเข้าไปสะสมอยู่ในห่วงโซ่อาหารได้

โดยทั่วไปแล้วโลหะหนักจะสามารถเคลื่อนที่โดยอาศัยตัวกลาง เช่น อากาศ น้ำ ดิน และมีการสะสมทางชีวภาพในช่วงระยะเวลาใดเวลาหนึ่ง โดยการสะสมทางชีวภาพจะนำมาสู่การเพิ่มขึ้นหรือมีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นของสารเคมีในสิ่งมีชีวิต ซึ่งสารที่ปนเปื้อนนั้นบางชนิดอาจเคลื่อนที่ผ่านอากาศหรืออาจเป็นฝุ่นละอองที่มีอนุภาคขนาดเล็กปนเปื้อนอยู่ในอากาศหรือเกิดการเคลื่อนที่ผ่านน้ำและเกิดการตกตะกอนและสะสมอยู่ในตะกอนดินในแหล่งน้ำตามธรรมชาติ (Lenntech, 2010) ทั้งนี้ Obdai et al. (2010) ได้ระบุว่า โลหะหนักที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาตินั้น บางส่วนเกิดจากการ

กระจายตัวของโลหะหนักที่มีอนุภาคขนาดเล็กปะปนไปกับฝุ่นละอองในชั้นบรรยากาศ แต่ยังคงมีสถานะที่สามารถละลายในน้ำได้ จากนั้นถูกชะล้างด้วยน้ำฝนทำให้โลหะหนักที่ปนเปื้อนอยู่ในอนุภาคของฝุ่นถูกชะล้างลงมาสู่แหล่งน้ำและเข้าไปสะสมในห่วงโซ่อาหารของสิ่งมีชีวิต ทั้งนี้โดยส่วนใหญ่จะนิยมวิเคราะห์ปริมาณของโลหะหนักในตะกอนดิน เนื่องจากโลหะหนักสามารถสะสมอยู่ในตะกอนดินได้เป็นระยะเวลายาวนาน (Aderionola et al., 2009) ขณะที่การปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำนั้นสามารถพบได้ทั้งในรูปของสารละลาย และในรูปของอนุภาคแขวนลอย ความเข้มข้นของโลหะหนักในแหล่งน้ำสามารถเปลี่ยนแปลงได้ตลอดเวลา โดยการเคลื่อนไหวของน้ำจะทำให้ตะกอนที่อยู่ใต้น้ำเกิดการลอยตัวขึ้น (Resuspension) และร่วมกับกระบวนการดูดซับ (Absorption) และการคาย (Desorption) ของโลหะหนักในตะกอนดินซึ่งจะส่งผลต่อปริมาณโลหะหนักทั้งในตะกอนและในน้ำ ดังนั้นหากมีการใช้ประโยชน์จากน้ำในแหล่งน้ำจึงจำเป็นต้องมีการตรวจสอบคุณภาพของน้ำในแหล่งน้ำ เพื่อให้เกิดการใช้ประโยชน์อย่างเหมาะสมตามมาตรฐานการใช้ประโยชน์ของน้ำในแหล่งน้ำผิวดินในด้านต่าง ๆ ดังตาราง 1

1.2 พิษของโลหะหนัก

เนื่องจากโลหะหนักเป็นกลุ่มธาตุที่เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตและไม่สามารถย่อยสลายได้ตามกระบวนการทางธรรมชาติ จึงทำให้โลหะหนักตกค้างในสิ่งแวดล้อมมาอย่างยาวนาน โดยพบสะสมอยู่ในดิน ตะกอนดิน และสะสมอยู่ในสัตว์น้ำ เช่น พบสะสมอยู่ในปลา (Tanee et al., 2013) โดยรายงานการศึกษาของ Keepax et al. (2011) ได้ตรวจพบโลหะหนักประเภท Pb, Cd, Zn, Cr และ Cu ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำ และในตะกอนดิน ทั้งนี้เมื่อโลหะนี้เข้าไปสะสมในสิ่งแวดล้อมแล้วจะถ่ายทอดไปตามห่วงโซ่อาหารจากนั้นจะเข้าไปสะสมในสิ่งมีชีวิต และเกิดความเป็นพิษต่อร่างกายของสิ่งมีชีวิต เช่น เกิดเซลล์มะเร็ง ทำลายกระดูกสันหลัง ทำให้ระบบความดันโลหิตเกิดความผิดปกติ ยับยั้งการทำงานของเอนไซม์บางชนิด และมีผลทำให้ DNA เกิดความผิดปกติ (Manahan, 1992) ทั้งนี้ลักษณะเฉพาะและความเป็นพิษของโลหะหนักแต่ละชนิดมีดังนี้

1) ทองแดง (Copper: Cu)

1.1) ลักษณะของทองแดง

ทองแดงเป็นธาตุที่มีสีน้ำตาลผสมกับสีแดงอ่อน มีสัญลักษณ์ธาตุ คือ Cu เป็นธาตุลำดับที่ 29 ในตารางธาตุ มีมวลอะตอมอยู่ที่ 63.546 กรัมต่อโมล มีจุดเดือดอยู่ที่ 2,562 องศาเซลเซียส และมีจุดหลอมเหลวอยู่ที่ 1,084.62 องศาเซลเซียส (Hardy et al., 2008)

ทองแดงเป็นธาตุที่ถูกพบและถูกนำมาใช้ตั้งแต่ยุคก่อนประวัติศาสตร์ ดังนั้นในสิ่งแวดล้อมจึงมีการปนเปื้อนของทองแดงที่สะสมมานานหลายทศวรรษ โดยในระบบนิเวศแต่ละแหล่งจะมีการปนเปื้อนของทองแดงด้วยปริมาณความเข้มข้นที่แตกต่างกันออกไป ทั้งนี้ทองแดงที่

เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติและสะสมอยู่ในระบบนิเวศจะไม่ก่อให้เกิดอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ แต่เมื่อทองแดงที่เข้าไปสะสมมีสูงเกินกว่าธรรมชาติจะรับได้อันเนื่องมาจากกิจกรรมของมนุษย์ซึ่งส่งผลทำให้ทองแดงในระบบนิเวศมีความเข้มข้นมากขึ้นจึงก่อให้เกิดความเป็นพิษของทองแดงในสิ่งแวดล้อมและระบบนิเวศขึ้นได้

ตาราง 1 มาตรฐานคุณภาพแหล่งน้ำผิวดินด้านปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักแบ่งประเภทตามการใช้ประโยชน์

ดัชนีคุณภาพน้ำ[1/]	หน่วย	ประเภทคุณภาพแหล่งน้ำตามการใช้ประโยชน์[2/]				
		ประเภทที่ 1	ประเภทที่ 2	ประเภทที่ 3	ประเภทที่ 4	ประเภทที่ 5
สารหนู (As)	มก./ล	ธ		ไม่เกิน 0.01		-
แคดเมียม (Cd)	มก./ล	ธ		ไม่เกิน 0.005* และ 0.05**		-
ทองแดง (Cu)	มก./ล	ธ		ไม่เกิน 0.1		-
ตะกั่ว (Pd)	มก./ล	ธ		ไม่เกิน 0.05		-
สังกะสี (Zn)	มก./ล	ธ		ไม่เกิน 1.0		-
โครเมียม (Cr)	มก./ล	ธ		ไม่เกิน 0.05		-
นิเกิล (Ni)	มก./ล	ธ		ไม่เกิน 0.1		-
แมงกานีส (Mn)	มก./ล	ธ		ไม่เกิน 1.0		-
ปรอท (Hg)	มก./ล	ธ		ไม่เกิน 0.002		-

หมายเหตุ: [1/] ค่ากำหนดมาตรฐานคุณภาพแหล่งน้ำผิวดินในแหล่งประเภทที่ 2-4 โดยแหล่งน้ำประเภทที่ 1 ให้เป็นไปตามธรรมชาติ และแหล่งน้ำประเภทที่ 5 ไม่มีการกำหนดค่า

[2/] ประเภทแหล่งน้ำผิวดิน

ประเภทที่ 1 หมายถึง แหล่งน้ำที่มีคุณภาพแหล่งน้ำเป็นไปตามธรรมชาติ ปราศจากน้ำทิ้งจากทุกกิจกรรมทุกประเภทสามารถใช้ในการอุปโภคและบริโภคได้ แต่ต้องผ่านการฆ่าเชื้อก่อนการบริโภค การขยายพันธุ์ของสิ่งมีชีวิตตามธรรมชาติในระดับพื้นฐาน และอนุรักษ์ระบบนิเวศแหล่งน้ำ

ประเภทที่ 2 หมายถึง แหล่งน้ำที่รองรับน้ำทิ้งจากกิจกรรมบางประเภท สามารถใช้ในการอุปโภคและบริโภคได้ แต่ต้องผ่านการฆ่าเชื้อหรือผ่านกระบวนการปรับปรุง

คุณภาพน้ำก่อน การอนุรักษ์สัตว์น้ำ การประมง การว่ายน้ำ รวมถึงกีฬาทางน้ำในทุกประเภท

ประเภทที่ 3 หมายถึง แหล่งน้ำที่รองรับน้ำทิ้งจากกิจกรรมบางประเภท สามารถใช้ในการอุปโภคและบริโภคได้ แต่ต้องผ่านการฆ่าเชื้อหรือผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำก่อน และการทำการเกษตร

ประเภทที่ 4 หมายถึง แหล่งน้ำที่รองรับน้ำทิ้งจากกิจกรรมบางประเภท สามารถใช้ในการอุปโภคและบริโภคได้ แต่ต้องผ่านการฆ่าเชื้อหรือผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำก่อน และการทำอุตสาหกรรม

ประเภทที่ 5 หมายถึง แหล่งน้ำที่รองรับน้ำทิ้งจากกิจกรรมในบางประเภทสามารถใช้ประโยชน์เพื่อการคมนาคม

ธ หมายถึง เป็นไปตามธรรมชาติ

* น้ำที่มีความกระด้างในรูปของ $CaCO_3$ ไม่เกินกว่า 100 มิลลิกรัมต่อลิตร

** น้ำที่มีความกระด้างในรูปของ $CaCO_3$ มากกว่า 100 มิลลิกรัมต่อลิตร

ที่มา: ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมฉบับที่ 8 พ.ศ. 2537 ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติพ.ศ. 2535 เรื่องกำหนดมาตรฐานคุณภาพแหล่งน้ำผิวดิน ในพระราชกิจจานุเบกษา ฉบับประกาศทั่วไป เล่ม 111 ตอนที่ 16 ลงวันที่ 24 กุมภาพันธ์ 2537

1.2) การปนเปื้อนทองแดงในสิ่งแวดล้อม

ทองแดงที่ปนเปื้อนในดินนั้นส่วนใหญ่มาจาก 2 ลักษณะ คือ การปนเปื้อนในดินตามธรรมชาติ และการปนเปื้อนทองแดงในดินจากกิจกรรมของมนุษย์ โดยทั่วไปแล้วทองแดงที่เกิดจากธรรมชาติจะมีปริมาณความเข้มข้นที่น้อยและไม่ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศ ขณะที่ทองแดงที่เกิดจากกิจกรรมของมนุษย์โดยส่วนใหญ่แล้วจะมีปริมาณความเข้มข้นมากเมื่อถูกปล่อยและสะสมลงในดินมักเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตและระบบนิเวศโดยรอบ โดยค่าทองแดงที่พบตามธรรมชาตินั้นมักพบไม่เกิน 50 ppm และมีปัจจัยที่มีผลต่อความสัมพันธ์ของปริมาณทองแดงในดินและชั้นหินอยู่หลายปัจจัย เช่น กระบวนการเกิดของชั้นดิน การระบายน้ำ ระดับของปฏิกิริยาออกซิเดชั่น-รีดักชัน จำนวนธาตุอาหารในดิน และระดับการระบายน้ำ ตัวอย่างเช่น ลักษณะของดินที่เป็นดินเหนียวจะมีความเข้มข้นของทองแดงที่น้อย (Baker, 1974) เป็นต้น

ทองแดงที่ปนเปื้อนในน้ำจะมีลักษณะที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติ และที่เกิดขึ้นจากกิจกรรมมนุษย์ โดยทองแดงที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติส่วนใหญ่จะเกิดจากการผุกร่อนของชั้นหินหรือดินแล้วถูกพัดพามาโดยการชะของน้ำฝน ส่วนการปนเปื้อนที่มาจากกิจกรรมของมนุษย์นั้นส่วนใหญ่จะมาจากภาคของอุตสาหกรรม การทำการเกษตร และแหล่งชุมชนที่อยู่อาศัย ซึ่งทองแดงที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำต่าง ๆ จะถูกพัดพาไปสู่มหาสมุทรในที่สุด

ทองแดงที่ปนเปื้อนอยู่ในอากาศส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของอนุภาคที่จับกับฝุ่นและรูปของไอทองแดงที่ระเหยอยู่ในอากาศ ซึ่งเกิดขึ้นได้เองจากกระบวนการของธรรมชาติและกิจกรรมของมนุษย์ ในบางครั้งอาจเกิดจากภัยของธรรมชาติ ยกตัวอย่างเช่น ภูเขาไฟระเบิด ในส่วนของกิจกรรมมนุษย์นั้นโดยส่วนใหญ่แล้วเกิดจากภาคอุตสาหกรรม เช่น การผลิตเครื่องทองเหลือง เป็นต้น

1.3) ประโยชน์ของทองแดง

ทองแดงเป็นธาตุที่มนุษย์ค้นพบและถูกนำมาใช้ประโยชน์ตั้งแต่ยุคก่อนประวัติศาสตร์ โดยทองแดงนั้นมีทั้งคุณและโทษขึ้นอยู่กับลักษณะของการใช้งาน ทั้งนี้ทองแดงได้ถูกนำมาใช้ประโยชน์อย่างแพร่หลายในหลายกิจกรรม โดยโลหะหนักทองแดงได้ถูกนำไปใช้ประโยชน์ในการเกษตรโดยการใช้เป็นส่วนประกอบของสารกำจัดศัตรูพืช เช่น สารกำจัดหอย หรือ สารกำจัดเชื้อรา เป็นต้น ในด้านอุตสาหกรรม โลหะหนักทองแดงได้ถูกนำมาใช้ประโยชน์อย่างแพร่หลายเช่นกัน เช่น การใช้เป็นส่วนประกอบของการผลิตอุปกรณ์อิเลคทรอนิคส์ ลวดทองแดงชุบโลหะ เป็นต้น

1.4) ความเป็นพิษของทองแดงต่อระบบนิเวศ

การเกิดพิษของทองแดงต่อระบบนิเวศนั้น สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์ (2528) ได้ระบุว่า การเกิดพิษของทองแดงในสัตว์เกิดขึ้นได้หลายกรณี และเกิดขึ้นกับสัตว์ได้หลายชนิด โดยพิษของทองแดงอาจไปทำให้สัตว์เกิดอาการท้องร่วง ซึมเศร้า อาเจียน การเกร็งของกล้ามเนื้ออย่างรุนแรง และเมื่อได้รับในปริมาณที่มากอาจก่อให้เกิดอันตรายถึงชีวิต โดยปริมาณทองแดงเพียงแค่ 0.1 ppm ในแหล่งน้ำก็สามารถเป็นอันตรายต่อสัตว์น้ำในระบบนิเวศนั้นๆ ได้ หรือหากมีการสะสมของทองแดงในร่างกายสัตว์แต่มีปริมาณที่น้อย อาจจะส่งผลต่อระดับโครโมโซม และมีผลทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงในระบบสืบพันธุ์ได้ทั้งในพืชและในสัตว์ และทองแดงยังสามารถถูกถ่ายทอดไปตามลำดับของห่วงโซ่อาหารได้

2) ตะกั่ว (Lead: Pb)

2.1) ลักษณะของตะกั่ว

ตะกั่ว เป็นโลหะหนักที่มีสีเทาผสมกับสีน้ำเงินอ่อน มีลักษณะที่นุ่ม และมีความยืดหยุ่นได้สูง สัญลักษณ์ของธาตุตะกั่ว คือ Pb มีมวลอะตอมอยู่ที่ 207.2 กรัมต่อโมล

มีจุดเดือดอยู่ที่ 1,746 องศาเซลเซียส และจุดหลอมเหลวที่อุณหภูมิ 327.46 องศาเซลเซียส (กรมวิทยาศาสตร์การแพทย์, 2532) โดยปริมาณของตะกั่วที่สะสมอยู่ในสิ่งแวดล้อมมีแนวโน้มที่เพิ่มมากขึ้นอันเนื่องมาจากกิจกรรม ของมนุษย์ เช่น การทำเหมืองตะกั่ว หรือการหลอมเพื่อใช้ในอุตสาหกรรมต่าง ๆ ทั้งนี้ตะกั่วเป็นโลหะหนักที่ถูกนำใช้ในอุตสาหกรรมอย่างแพร่หลาย เช่น ตะกั่วถูกนำมาใช้ผสมกับน้ำมัน การใช้ประโยชน์ทางอุตสาหกรรมถลุงแร่ หรือถูกนำมาเป็นส่วนผสมในการผลิตสารกำจัดศัตรูพืช เป็นต้น จึงทำให้มีแนวโน้มที่จะพบตะกั่วในสิ่งแวดล้อมเพิ่มมากขึ้นในทุกช่วงเวลา โดยอาจพบได้ทั้งในน้ำ ดิน อากาศ และมีการสะสมอยู่ในสิ่งมีชีวิตอีกด้วย

2.2) การปนเปื้อนของตะกั่วในสิ่งแวดล้อม

ปริมาณตะกั่วที่พบในธรรมชาติส่วนใหญ่จะพบในปริมาณที่ต่ำ โดยตะกั่วที่พบในดินโดยทั่วไปจะมีปริมาณอยู่ที่ไม่เกิน 15 ppm แต่พื้นที่ดินที่ใช้ในการทำการเกษตรอาจพบตะกั่วได้ถึง 200 ppm โดยปริมาณของตะกั่วในดินต่าง ๆ นั้น มีความเข้มข้นที่แตกต่างกันขึ้นอยู่กับลักษณะการใช้ประโยชน์ในพื้นที่ดินนั้น ๆ (Gillbert, 1950)

โดยทั่วไปมักพบตะกั่วปนเปื้อนอยู่ในน้ำ ทั้งในน้ำฝน น้ำผิวดิน น้ำใต้ดิน ซึ่งในน้ำธรรมชาติจะมีตะกั่วอยู่ระหว่าง 1-10 ppb โดยตะกั่วที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำเกิดการปนเปื้อนได้ 2 ลักษณะคือ การปนเปื้อนจากกระบวนการทางธรรมชาติ และการปนเปื้อนที่เกิดจากมนุษย์ เช่นกัน

ตะกั่วที่พบอยู่ในอากาศส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของไอระเหย โดยเกิดจากกระบวนการตามธรรมชาติและจากกิจกรรมมนุษย์ ซึ่งตะกั่วในอากาศโดยส่วนใหญ่เกิดมาจากการเผาไหม้ของเชื้อเพลิง ทั้งในถ่านหินและน้ำมันเบนซิน ส่วนกระบวนการทางธรรมชาติที่ทำให้ตะกั่วปนเปื้อนในอากาศนั้นโดยส่วนใหญ่แล้วเกิดจากภัยธรรมชาติ เช่น การประทุของภูเขาไฟ หรือการเกิดไฟป่า (Hill, 1960)

2.3) ประโยชน์ของตะกั่ว

ตะกั่วเป็นโลหะหนัก ซึ่งหากมีสะสมอยู่ในสิ่งแวดล้อมในปริมาณที่มากเกินไปอาจส่งผลกระทบที่อันตรายต่อสิ่งแวดล้อมนั้นได้ ทั้งนี้มนุษย์มีการนำตะกั่วมาใช้ประโยชน์ในหลายด้านจึงเป็นเหตุผลสำคัญที่พบตะกั่วปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อม โดยในกิจกรรมด้านการเกษตรนั้น ตะกั่วถูกนำมาใช้เป็นส่วนประกอบสำคัญในการผลิตสารกำจัดศัตรูพืช และปุ๋ยฟอสเฟต เป็นต้น ในกิจกรรมด้านอุตสาหกรรมนั้น ตะกั่วถูกนำมาใช้ประโยชน์เป็นองค์ประกอบของการผลิตแบตเตอรี่ พลาสติก น้ำมันหล่อลื่น เป็นส่วนประกอบของสีทาบ้าน เป็นต้น

2.4) ความเป็นพิษของตะกั่วในระบบนิเวศ

ตะกั่วเป็นธาตุที่เป็นผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศได้ เช่นส่งผลกระทบต่อพืช และสัตว์ โดยการไปทำให้พืชและสัตว์มีการเจริญเติบโตที่ช้ากว่าปกติ ทั้งนี้

Afshan et al. (2014) ระบุว่า เมื่อตะกั่วเข้าไปสะสมอยู่ในสิ่งมีชีวิต อาจไปส่งผลทำให้ ตับ ไต และอวัยวะอื่นๆ ทำงานผิดปกติไปจากเดิม และยังส่งผลทำให้ความดันโลหิตของสัตว์น้ำบางชนิดสูงขึ้น ทำให้กระดูกของสิ่งมีชีวิตไม่แข็งแรงแตกหักได้ง่าย และยังมีผลต่อการสืบพันธุ์ของสิ่งมีชีวิตรวมถึงปลาด้วย

3) แคดเมียม (Cadmium: Cd)

3.1) ลักษณะของแคดเมียม

แคดเมียมเป็นธาตุที่มีสีขาวเงินและมีความแววววาว หรือสีน้ำเงินจางไม่มีกลิ่น ถูกจัดลำดับเป็นธาตุที่พบมากเป็นลำดับที่ 7 ของโลก มีสัญลักษณ์ธาตุคือ Cd และเป็นธาตุที่อยู่ในลำดับที่ 48 ของตารางธาตุ โดยมีมวลอะตอมอยู่ที่ 112.411 กรัมต่อโมล มีจุดเดือดอยู่ที่ 767 องศาเซลเซียส และมีจุดหลอมเหลว 321.07 องศาเซลเซียส ในธรรมชาติเมื่อพบธาตุแคดเมียมก็จะพบธาตุตะกั่วและสังกะสีอยู่ร่วมด้วยดังนั้นจึงพบแร่แคดเมียมได้ในแหล่งสังกะสี

3.2) การปนเปื้อนแคดเมียมในสิ่งแวดล้อม

ปริมาณของแคดเมียมในดินที่พบส่วนใหญ่จะพบในปริมาณที่แตกต่างกันขึ้นอยู่กับลักษณะทางธรณีวิทยาและชั้นหิน เนื่องจากมีปริมาณการสะสมอยู่ในแต่ละลักษณะทางธรณีวิทยาและชั้นหินที่แตกต่างกัน อาทิเช่น ชั้นหินแปรและชั้นหินอัคนีจะพบปริมาณความเข้มข้นของแคดเมียมไม่เกิน 1 ppm ในส่วนของชั้นหินตะกอนจะพบปริมาณความเข้มข้นของแคดเมียมสะสมระหว่าง 2-10 ppm ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าลักษณะของชั้นหินที่ทำให้เกิดดินที่แตกต่างกันมีผลต่อความเข้มข้นของแคดเมียมที่พบ นอกจากนั้นแล้วในแต่ละชั้นดินยังพบค่าความเข้มข้นของแคดเมียมที่แตกต่างกันออกไปอีกด้วย ขึ้นอยู่กับความสามารถในการเคลื่อนย้ายตัวของชั้นดินนั้น ๆ โดยดินที่ไม่มีความสามารถเคลื่อนย้ายตัวได้จะมีการสะสมของแคดเมียมได้มากกว่าดินที่มีการเคลื่อนตัวได้ ดังนั้นพืชต่าง ๆ ที่อยู่ในบริเวณดังกล่าวจะสามารถดูดซึมและสะสมนำเอาแคดเมียมไปสะสมอยู่ในลำต้นของพืชได้ แต่เมื่อพืชเหล่านี้ได้ตายลงก็จะทำให้แคดเมียมที่สะสมอยู่บนต้นพืชกลับมาสะสมอยู่ในชั้นดินได้เหมือนเดิม

แคดเมียมจัดเป็นธาตุที่มีคุณสมบัติละลายน้ำได้ดี และมีความสามารถในการเปลี่ยนแปลงรูปหรือเคลื่อนย้ายตัวได้ มีวาเลนซ์ +2 ดังนั้นพืชจึงมีความสามารถดูดซึมนำเอาแคดเมียมเข้าไปสะสมอยู่ในเนื้อเยื่อได้อย่างรวดเร็ว แต่โดยส่วนใหญ่แล้วแคดเมียมที่ละลายอยู่ในน้ำจะอยู่ในรูปของคลอไรด์และซัลเฟต แต่เมื่อใดที่ได้รวมตัวกับกำมะถันก็จะตกตะกอนอยู่ในรูปของ Greenochite

แคดเมียมที่กระจายและสะสมอยู่ในอากาศโดยส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของอนุภาคฝุ่นเล็ก ๆ และไอแคดเมียม โดยที่ไอแคดเมียมสามารถเคลื่อนที่ไปในอากาศได้อย่างอิสระและไกล จากนั้นอาจไปตกลงสะสมในดิน น้ำ และพืชต่าง ๆ

3.3) ประโยชน์ของแคดเมียม

มนุษย์นำแคดเมียมมาใช้ประโยชน์อย่างแพร่หลาย นอกจากนั้นแคดเมียมยังทนต่อการผุกร่อนได้ดี จึงเป็นที่นิยมที่จะนำแคดเมียมไปทำเป็นโลหะเคลือบผิวโลหะอื่น ๆ เพื่อป้องกันการผุกร่อน เช่น เหล็ก นอกจากนี้ยังใช้แคดเมียมเป็นส่วนผสมของขั้วแบตเตอรี่ที่มีการทำประจุใหม่ ใช้เป็นตัวทำให้พลาสติกพีวีซี (PVC) ขึ้นรูปง่ายและอยู่ตัวยิ่งขึ้น ใช้ผลิตเป็นตัวประกอบของสารเรืองแสง ใช้ในกระบวนการแกะสลักแม่พิมพ์ และอุตสาหกรรมเครื่องบินและรถยนต์ เป็นต้น มนุษย์ได้นำเอาแคดเมียมมาใช้ประโยชน์ตั้งแต่ศตวรรษที่ 20 มาจนถึงปัจจุบัน ซึ่งในปี ค.ศ. 1973 มีการผลิตแคดเมียมมากกว่า 15,000 ตัน และมีการนำกลับมาใช้ใหม่ที่น้อยมากจึงมีความเป็นไปได้สูงที่แคดเมียมจะมีโอกาสปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อมเพิ่มมากขึ้นในทุก ๆ ช่วงเวลา โดยแคดเมียมที่ปะปนอยู่ในสิ่งแวดล้อมนั้น ส่วนมากจะปนเปื้อนอยู่ในชั้นบรรยากาศ น้ำ ดิน พืช และสะสมอยู่ในสัตว์ต่าง ๆ ซึ่งการแพร่กระจายของแคดเมียมดังกล่าวเป็นผลมาจากกิจกรรมของมนุษย์เป็นส่วนใหญ่ (Hogan, 2010) โดยในด้านการเกษตรนั้น แคดเมียมถูกนำมาใช้เป็นองค์ประกอบในการผลิตสารกำจัดวัชพืช (Herbicide) สารกำจัดเชื้อรา (Fungicide) และปุ๋ยฟอสเฟต เป็นต้น ในด้านอุตสาหกรรมนั้น แคดเมียมถูกนำมาใช้ในการผลิตอุปกรณ์อิเลคทรอนิคส์ การผลิตแบตเตอรี่ สีชุบ สีทาบ้าน หรือเป็นโลหะผสมต่าง ๆ (มธุรส รุจิรวัฒน์ และจุฑามาส สัตยวิวัฒน์, 2549)

3.4) ความเป็นพิษของแคดเมียมในระบบนิเวศ

นอกจากแคดเมียมจะมีความเป็นพิษต่อมนุษย์แล้วยังมีความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตชนิดอื่น ๆ ในระบบนิเวศด้วย ซึ่งจะเห็นได้ว่าแคดเมียมสามารถพบได้ทั้งในพืชและในสัตว์ เมื่อสิ่งมีชีวิตได้รับแคดเมียมเข้าไปแคดเมียมอาจก่อให้เกิดการเจ็บป่วย หรือถ้าได้รับในปริมาณที่มากอาจเป็นอันตรายถึงเสียชีวิตได้ และถ้าได้รับในปริมาณที่น้อยแคดเมียมอาจมีผลต่อโครโมโซมทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางพันธุกรรมของสิ่งมีชีวิตได้ นอกจากนั้นแคดเมียมที่สะสมในพืชและสัตว์ยังสามารถถ่ายทอดความเป็นพิษไปตามห่วงโซ่อาหารได้ ในกรณีของแคดเมียมที่สะสมอยู่ในระบบนิเวศแหล่งน้ำ แคดเมียมสามารถจะไปส่งผลกระทบต่อตับและไตของสัตว์น้ำทำให้อวัยวะเหล่านี้ทำงานผิดปกติ โดยในปลาอาจไปเป็นผลทำให้ความดันโลหิตสูงขึ้น และมีผลกระทบทำให้ความสามารถของระบบสืบพันธุ์ของสิ่งมีชีวิตลดลงอีกด้วย (Mansour and Sidky, 2002)

4) สังกะสี (Zinc: Zn)

4.1) ลักษณะทั่วไปของสังกะสี

สังกะสี เป็นโลหะที่มีสีเทาแกมน้ำเงิน และมีความมันวาว สัญลักษณ์ธาตุ คือ Zn โดยมีมวลอะตอมอยู่ที่ 65.409 กรัมต่อโมล มีจุดเดือดอยู่ที่ 907 องศาเซลเซียส และมีจุดหลอมเหลว 419.53 องศาเซลเซียส พบได้ทั้งในอากาศ ดิน น้ำ รวมไปถึงร่างกายของสิ่งมีชีวิต เช่น มนุษย์และสัตว์ เนื่องจากในร่างกายของมนุษย์และสัตว์มีความต้องการแร่สังกะสี (Hardy et al., 2008)

4.2) การปนเปื้อนของสังกะสีในสิ่งแวดล้อม

สังกะสีเป็นธาตุที่พบอยู่ในลักษณะที่ไม่อยู่แบบเดี่ยวหรือเป็นอิสระ โดยส่วนใหญ่แล้วจะพบปนเปื้อนอยู่ในดินตามธรรมชาติทั่วไป 120 กรัมต่อตัน โดยอาจอยู่ในรูปของซัลไฟด์ และมักปนเปื้อนอยู่ในโลหะอื่น ๆ เช่น ตะกั่ว แคดเมียม เหล็ก เป็นต้น ในประเทศไทย พบสังกะสีชนิดซัลไฟด์ ในอำเภอแม่สอด จังหวัดตาก ลักษณะเป็นการปนเปื้อนที่เกิดจากการทำเหมืองแร่ โดยมลพิษที่เกิดจากสังกะสีส่วนใหญ่เกิดในรูปของฝุ่นละอองและการปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำผิวดินและแหล่งน้ำใต้ดิน ซึ่งมนุษย์และสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศมีโอกาสที่จะสัมผัสและรับเข้าได้ง่าย

4.3) ประโยชน์ของสังกะสี

มนุษย์นำสังกะสีมาใช้ประโยชน์ตั้งแต่อดีตมาจนถึงปัจจุบัน ซึ่งในปัจจุบันมีการใช้สังกะสีอย่างแพร่หลายจึงทำให้สังกะสีมีแนวโน้มที่จะสะสมอยู่ในสิ่งแวดล้อมมากขึ้น โดยในกิจกรรมด้านการเกษตรนั้น สังกะสีถูกนำมาใช้เป็นองค์ประกอบหรือส่วนผสมในกระบวนการผลิตสารกำจัดศัตรูพืช เช่น สารกำจัดเชื้อราในพืช เป็นต้น ในกิจกรรมด้านอุตสาหกรรม โลหะหนักสังกะสีถูกนำมาใช้ประโยชน์เป็นส่วนผสมของโลหะ การผลิตทองแดง อุตสาหกรรมเซรามิก และอุตสาหกรรมกระดาษหรือไม้อัด เป็นต้น (มธุรส รุจิรวัฒน์ และจุฑามาส สัตยวิวัฒน์, 2549)

4.4) ความเป็นพิษของสังกะสีในระบบนิเวศ

โดยส่วนใหญ่สังกะสีที่ปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อมมักมาจากกระบวนการทางด้านอุตสาหกรรมจากกิจกรรมของมนุษย์เป็นส่วนใหญ่ โดยมักอยู่ในรูปของฝุ่นละอองหรือไอของสาร เมื่อสังกะสีเข้าไปสะสมอยู่ในสัตว์ในปริมาณที่สูงจะส่งผลต่อระบบเลือด และระบบสืบพันธุ์ของสัตว์ ในระบบนิเวศของแหล่งน้ำพบว่าสังกะสีในแหล่งน้ำจะส่งผลกระทบต่อปลา ซึ่งจะมีผลต่อการฟักไข่ การดำรงชีวิต และทำให้ความดันในเลือดสูง หรือหากได้รับสังกะสีที่มากไปอาจเกิดผลกระทบต่อสมดุลในการทรงตัวและความสามารถในการว่ายน้ำและตายในที่สุด หรือเข้าไปมีผลต่อการหายใจของสัตว์น้ำนำไปสู่การขาดออกซิเจนและตายในที่สุด (Kori-siakper and Ubogu, 2008) ทั้งนี้ หากมีการปนเปื้อนสังกะสีในแหล่งน้ำในปริมาณที่สูงสังกะสีอาจเข้าไปมีผลกระทบต่อโครงสร้างของปลา

ส่งผลต่อการเจริญเติบโต เหตุอันเนื่องมาจากสังกะสีเข้าไปสะสมที่บริเวณเหงือกทำให้อัตราการแลกเปลี่ยนออกซิเจนหรือการหายใจของปลาลดลงและตายในที่สุด และอีกประการหนึ่งคือ สังกะสีอาจเข้าไปส่งผลต่อสรีระวิทยาของโครงสร้างหัวใจ (Olaifa et al., 2004)

5) โครเมียม (Chromium: Cr)

5.1) ลักษณะทั่วไปของโครเมียม

โครเมียม เป็นธาตุที่มีลักษณะมันวาว มีสัญลักษณ์ธาตุคือ Cr โดยมีมวลอะตอมอยู่ที่ 51.9961 กรัมต่อโมล มีจุดเดือดอยู่ที่ 2,199 องศาเซลเซียส จุดหลอมเหลว 1,875 องศาเซลเซียส เป็นโลหะที่เป็นที่นิยมในการใช้เป็นองค์ประกอบในกิจกรรมอุตสาหกรรม เช่น อุตสาหกรรมงานชุบกันการผุกร่อนและอุตสาหกรรมทางด้านการเกษตร เช่น ใช้เป็นองค์ประกอบของสารกำจัดศัตรูพืช และปุ๋ย และใช้ในอุตสาหกรรมเครื่องสำอางบางชนิด (สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528)

5.2) การปนเปื้อนของโครเมียมในสิ่งแวดล้อม

โครเมียมที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมเกิดจาก 2 ลักษณะใหญ่ๆ คือเกิดขึ้นเองตามธรรมชาติ และเกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ ในปัจจุบันนั้น โครเมียมนิยมนำมาใช้อย่างแพร่หลายและทำให้โครเมียมมีโอกาสปนเปื้อนลงสู่สิ่งแวดล้อม ทั้งนี้โครเมียมในดินนั้นเกิดจากลักษณะของธรณีวิทยาของพื้นที่นั้น ๆ ที่อาจมีโลหะหนักโครเมียมอยู่และมีกิจกรรมต่าง ๆ เข้าไปกระทบทำให้โครเมียมในชั้นดินถูกปลดปล่อยออกมา ส่วนโครเมียมที่ปนเปื้อนในน้ำนั้นโดยส่วนใหญ่จะมาจากกิจกรรมอุตสาหกรรมที่ปล่อยโครเมียมลงสู่แหล่งน้ำ เช่น อุตสาหกรรมฟอกย้อม อุตสาหกรรมงานชุบป้องกันสนิม อุตสาหกรรมทางการเกษตร เป็นต้น และโครเมียมที่ปนเปื้อนอยู่ในอากาศนั้นโดยส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของไอสารและเกิดขึ้นโดยกิจกรรมทางด้านอุตสาหกรรมเป็นหลัก

5.3) ประโยชน์ของโครเมียม

โครเมียมถูกนำมาใช้ประโยชน์ตั้งแต่อดีตมาจนถึงปัจจุบันและมีการใช้โครเมียมในอุตสาหกรรมที่แพร่หลาย ทำให้โครเมียมมีแนวโน้มที่จะสะสมอยู่ในสิ่งแวดล้อมมากขึ้น โดยในทางด้านการเกษตรนั้น โครเมียมนำมาใช้เป็นองค์ประกอบหรือส่วนผสมในกระบวนการผลิตสารกำจัดศัตรูพืช ในกิจกรรมด้านอุตสาหกรรมโลหะหนักโครเมียมถูกนำมาใช้เป็นส่วนผสมของโลหะ อุตสาหกรรมการชุบโลหะป้องกันสนิม การชุบโลหะ ผลิตชิ้นส่วนรถยนต์ ผลิตเม็ดสี ชุบเครื่องประดับ การย้อมผ้า การฟอกหนังสัตว์ และอื่น ๆ (จิระฉัตร ศรีแสน, 2560)

5.4) ความเป็นพิษของโครเมียมในระบบนิเวศ

โครเมียมที่ปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อมมักมาจากกระบวนการทางด้านอุตสาหกรรมเป็นส่วนใหญ่ โดยมักอยู่ในรูปของฝุ่นละอองหรือไอของสาร เมื่อโครเมียมไปสะสมอยู่ใน

สัตว์ในปริมาณที่สูงจะส่งผลต่อการทำงานของร่างกายสัตว์ และระบบอวัยวะต่าง ๆ โดยมีผลทำให้เกิดความบกพร่องขึ้น เช่น เกิดการอักเสบของผิวหนังสัตว์ ทำให้เกิดโรคมะเร็งและเป็นแผลเรื้อรัง เมื่อสัตว์ในระบบนิเวศได้รับปริมาณโครเมียมที่มาก อาจเป็นอันตรายถึงชีวิต นำมาซึ่งความเสื่อมโทรมของระบบนิเวศนั้น ๆ (สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528) และ จิระฉัตร ศรีแสน (2560) ได้อธิบายถึงความเป็นพิษของโครเมียมในสิ่งแวดล้อมไว้ว่า โครเมียมในรูปของเฮกซาวาเลนในสิ่งแวดล้อมมีความเป็นพิษตั้งแต่ปานกลางถึงสูงมาก โดยส่งผลต่อสัตว์ที่กินน้ำและอาหารที่มีโครเมียมและสารประกอบโครเมียมเข้าไปโดยทำให้สัตว์ตายได้ ส่วนพืชที่ได้รับโครเมียมเฮกซาวาเลน จะส่งผลทำให้การเจริญเติบโตช้าลง และเนื่องจากโครเมียมเฮกซาวาเลนมีความคงทนในธรรมชาติจึงเป็นไปได้ว่าจะสะสมในสัตว์น้ำได้และถ่ายทอดความเป็นพิษเข้าสู่ห่วงโซ่อาหาร

1.3 กระบวนการแพร่กระจายของโลหะหนักในสิ่งแวดล้อม

ปัจจุบันสารเคมีที่เป็นมลพิษต่อสิ่งแวดล้อมมีหลายชนิด เช่น โลหะหนัก ซึ่งถูกนำมาใช้อย่างแพร่หลายในทางอุตสาหกรรม การเกษตร การขนส่ง เป็นต้น การใช้อย่างหลากหลายนี้ทำให้โลหะหนักมีโอกาสถูกปล่อยให้ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมทั้งแบบทราบแหล่งที่มาอย่างแน่นอน (Point source) และแบบไม่ทราบแหล่งที่มาที่แน่นอน (Non-point source) ทั้งนี้นอกจากการปนเปื้อนและสะสมที่มากขึ้นแล้ว โลหะหนักยังสามารถเคลื่อนย้ายไปในสิ่งแวดล้อมประเภทต่าง ๆ ได้อีกด้วย (Walker et al., 2006)

จากความสัมพันธ์ระหว่างอากาศ น้ำ ดิน และสิ่งมีชีวิต จึงทำให้เมื่อสิ่งใดสิ่งหนึ่งได้รับหรือสะสมโลหะหนักก็จะส่งผลถึงอีกสิ่งหนึ่งอาจในทางตรงหรือทางอ้อม โดยลักษณะของผลกระทบและความสัมพันธ์ที่เกิดขึ้นนี้จะเป็นผลมาจากคุณสมบัติเฉพาะตัวของสสาร โดยโลหะหนักแต่ละชนิดจะมีคุณสมบัติเฉพาะตัวทางเคมีและทางกายภาพที่แตกต่างกัน เช่น ค่าความเข้มข้น ความสามารถในการละลายน้ำ ค่าการระเหย ค่าคงที่ และค่าสัมประสิทธิ์การดูดซับและการแพร่กระจาย โดยค่าต่างๆ เหล่านี้จะส่งผลต่อการแพร่กระจายของสารพิษ การเปลี่ยนรูป นอกจากนี้การเพิ่มขึ้นหรือลดลงของค่าความเข้มข้นของโลหะหนักก็ขึ้นอยู่กับลักษณะคุณสมบัติของสิ่งแวดล้อมด้วย (Corsi, 1998) โดยทั่วไปแล้วอากาศและน้ำจะเป็นเส้นทางหลักของสารพิษที่แพร่กระจายเข้าสู่สิ่งแวดล้อม อนุภาคของสารพิษที่เป็นของแข็งขนาดเล็กจะแพร่กระจายได้ไกล เช่น ตะกั่วที่พบบริเวณชายฝั่งตอนเหนือของประเทศอังกฤษ เป็นตะกั่วที่ถูกพามาจากโรงงานอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่ห่างออกไป (Cheevaporn, 2004) เป็นต้น

โดยทั่วไปแล้วโลหะหนักส่วนใหญ่มีลักษณะมันเงา มีคุณสมบัตินำไฟฟ้าได้ดี และทำปฏิกิริยาทางเคมีกับวัตถุที่มีไอออนบวก ไม่ละลายน้ำแต่แขวนลอยอยู่ในน้ำ มีความสามารถดูด

ซับกับอนุภาคของสารอินทรีย์ของสิ่งมีชีวิตได้เป็นอย่างดี ดังนั้นจึงมีแนวโน้มความเป็นไปได้ที่จะพบโลหะหนักปนเปื้อนในสิ่งมีชีวิต (Walker et al., 2006) เมื่อโลหะหนักที่เข้าสู่สิ่งแวดล้อมปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำจะถูกดูดซับอย่างรวดเร็วและถ่ายทอดไปยังอนุภาคอื่นๆ เช่น ตะกอนดิน จึงพบโลหะหนักในตะกอนดินเข้มข้นกว่าในน้ำ และเมื่อโลหะหนักเข้าไปสะสมในตะกอนดินแล้วนั้น ก็อาจถูกถ่ายทอดไปยังพืชหรือสิ่งมีชีวิตอื่นๆ ตามห่วงโซ่อาหารต่อไป (Forstner and Wittmann, 1983) ทั้งนี้การแพร่กระจายของสารพิษระหว่างตัวกลางสิ่งแวดล้อม เช่น สารพิษที่ปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำแพร่กระจายไปสู่ตะกอนดิน หรือการแพร่จากน้ำไปในอากาศและตกลงสู่แหล่งน้ำและดิน เป็นต้น

โดยกระบวนการเคลื่อนย้ายสารพิษเข้าสู่สิ่งแวดล้อมนั้น มลิวรรณ บุญเสนอ (2560) ได้ระบุว่าสารพิษในส่วนต่าง ๆ ของสิ่งแวดล้อมสามารถเคลื่อนย้ายได้แต่ต้องอาศัยกระบวนการหรือตัวการต่าง ๆ เป็นตัวนำพา เช่น อาศัยสภาพภูมิอากาศ อุณหภูมิ แรงดันของอากาศไปจนถึงทิศทางและความเร็วของลม ซึ่งจะทำให้เกิดการแพร่กระจายของสารพิษเข้าสู่ชั้นบรรยากาศในรูปของอนุภาคขนาดเล็กที่สามารถตกลงสู่แหล่งน้ำและพื้นดินได้ (ตาราง 2) ทั้งนี้ ในแหล่งน้ำนั้นการเคลื่อนที่ของโลหะหนักจะขึ้นอยู่กับลักษณะรูปของสารนั้น ๆ โดยโลหะหนักที่มีคุณสมบัติที่ละลายน้ำได้ก็จะไหลรวมตัวไปกับน้ำ ในขณะที่บางชนิดก็ยึดติดอยู่กับตะกอนดินด้วยกระบวนการดูดซับ (Sorption) ทำให้เกิดการสะสมในแหล่งน้ำ นอกจากนี้ยังมีกระบวนการระเหยของสารพิษ (Volatization) และกระบวนการดูดซับของสิ่งมีชีวิต (Biouptake) ที่ทำให้เกิดการเคลื่อนที่ของสารพิษด้วย ส่วนการแพร่กระจายของโลหะหนักในดินนั้น กระบวนการเคลื่อนย้ายที่สำคัญ ได้แก่ กระบวนการดูดซับ (Sorption) การไหลบ่าหน้าดิน (Runoff) และการชะล้างหน้าดิน (Leaching) เป็นต้น

1) การกระจายของสารพิษในสิ่งแวดล้อม

1.1) การกระจายสารพิษในอากาศ

สภาพชั้นบรรยากาศของโลกในที่ต่าง ๆ นั้น จะมีอุณหภูมิและแรงดันที่แตกต่างกัน การหมุนของโลกและความแตกต่างของอุณหภูมิบนโลกทำให้เกิดสภาพอากาศในแบบต่าง ๆ นอกจากนี้ความดันของบรรยากาศรวมไปถึงการแลกเปลี่ยนความร้อนระหว่างพื้นดิน น้ำ และวัสดุอื่น ๆ ทำให้เกิดการเคลื่อนที่ของลมจากบริเวณหนึ่งไปยังอีกบริเวณหนึ่ง โดยเขตของการแพร่กระจายของสารพิษนั้นจะมีขนาดพื้นที่กว้างเท่าใดนั้นขึ้นอยู่กับขนาดและทิศทางของลม บางครั้งอากาศยังเกิดปรากฏการณ์อินเวอร์ชั่นและปรากฏการณ์เกาะความร้อน ที่เป็นผลทำให้สารพิษจับตัวกันอยู่ในอากาศบริเวณนั้นไม่แพร่กระจายออกไป นอกจากสภาพภูมิอากาศแล้วการเคลื่อนย้ายของ

มลพิษยังขึ้นอยู่กับอนุภาคต่าง ๆ ที่อยู่ในชั้นบรรยากาศ เช่น อนุภาคฝุ่นหรือฝนที่สามารถจับกับอนุภาคของฝุ่นและน้ำฝนทำให้มีน้ำหนักที่มากขึ้นและตกลงในสิ่งแวดล้อมอื่น ๆ เป็นต้น

ตาราง 2 กระบวนการเคลื่อนย้ายสารพิษและการเปลี่ยนรูปของสารพิษในสิ่งแวดล้อม

สิ่งแวดล้อม	การเคลื่อนย้าย (Transport)	การเปลี่ยนรูป (Transformation)
อากาศ	-การเคลื่อนย้ายจากสภาพอากาศ	-ปฏิกิริยาสลายตัวโดยแสง
	-การเคลื่อนย้ายจากการแพร่กระจาย (Diffusion and dispersion)	-ปฏิกิริยาออกซิเดชั่น
		-ปฏิกิริยาไฮโดรไลซีส
	-การตก (Precipitation/fallout)	
น้ำ	-การดูดซับ (Sorption)	-ปฏิกิริยาสลายตัวโดยแสง
	-การระเหย (Volatization)	-ปฏิกิริยาไฮโดรไลซีส
	-การรับโดยตรงของสิ่งมีชีวิต (Biouptake)	-ปฏิกิริยาออกซิเดชั่น
		-ปฏิกิริยาการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์
ดิน	-การดูดซับในดินและตะกอนดิน	-ปฏิกิริยาการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์
	-การไหลบ่าของน้ำหน้าดิน (Runoff)	-ปฏิกิริยาไฮโดรไลซีส
	-การระเหย	-ปฏิกิริยาออกซิเดชั่น
	-การชะล้าง (Leaching)	-ปฏิกิริยารีดักชั่น
	-การรับโดยตรงของสิ่งมีชีวิต	-ปฏิกิริยาสลายตัวโดยแสง

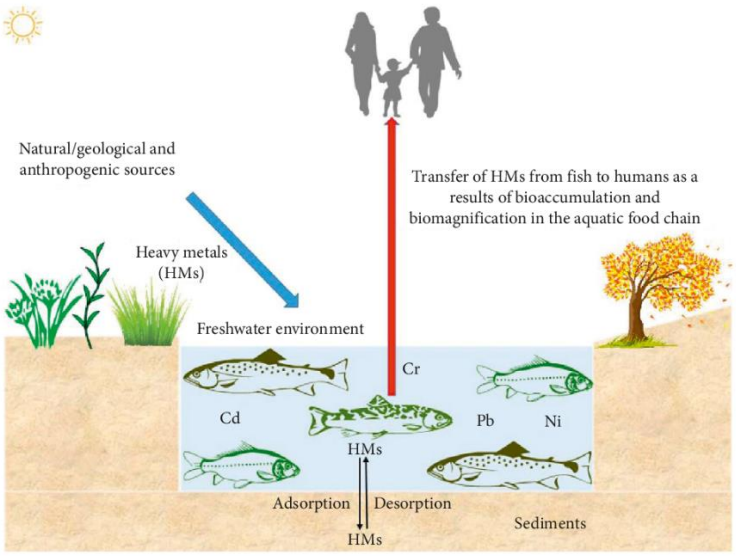
ที่มา: มลิวรรณ บุญเสนอ (2560)

1.2) การกระจายของสารพิษในน้ำ

เมื่อสารพิษปนเปื้อนเข้าสู่แหล่งน้ำแล้ว ลักษณะของน้ำเป็นส่วนสำคัญในการแพร่กระจายของสารพิษเป็นอย่างมาก เช่น แม่น้ำ ลำคลอง จะทำให้สารพิษที่อยู่ในน้ำแพร่กระจายไปตามทิศทางการไหลของน้ำ โดยขอบเขตของการแพร่กระจายของสารพิษนั้นจะขึ้นอยู่กับลักษณะการไหลของน้ำ ยกตัวอย่างเช่น แม่น้ำที่มีเส้นทางตรงและกระแสน้ำที่ไหลไวก็จะทำให้สารพิษไหลไปไกล แต่ถ้าบริเวณแม่น้ำหรือลำคลองที่มีความคดเคี้ยว หรือเป็นเกาะ สารพิษอาจจะสะสมอยู่ ณ ที่ใดที่หนึ่ง หรือมีการแพร่กระจายที่ช้าลง มลพิษในแหล่งน้ำสามารถแพร่ไปยังสิ่งแวดล้อมอื่น เช่น อากาศและการตกตะกอนในดิน เนื่องจากคุณสมบัติทั้งทางกายภาพและเคมี เช่น

ความดันไอ และการละลายน้ำ สำหรับสารพิษที่สามารถละลายน้ำได้น้อยจะสามารถตกตะกอนลงสู่ดินได้มาก

โลหะหนักในแหล่งน้ำ โดยส่วนใหญ่มาจาก 2 เส้นทางหลัก คือจากการผุกร่อนหรือการ พังทลายของชั้นหินที่มีการปนเปื้อนโลหะหนักตามธรรมชาติอยู่แล้ว และอีกหนึ่งแหล่งที่มาของโลหะหนักที่เข้าสู่แหล่งน้ำคือ กิจกรรมของมนุษย์ โดยแบ่งย่อยไปเป็นกิจกรรมโรงงานอุตสาหกรรม กิจกรรมเกษตรกรรม และกิจกรรมการดำรงชีวิตประจำวันของมนุษย์ที่ปลดปล่อยโลหะหนักลงสู่แหล่งน้ำ ได้ทั้งโดยตรง เช่นการปล่อยน้ำทิ้งจากโรงงาน พื้นที่เกษตรกรรม และน้ำเสียจากชุมชนที่มีโลหะหนักปนเปื้อนมาด้วยลงสู่แหล่งน้ำโดยไม่ผ่านการบำบัด และทางอ้อม เช่นการทำการเกษตร หรือที่ตั้งชุมชน หรือโรงงานที่ตั้งอยู่ห่างจากแหล่งน้ำ และกิจกรรมเหมืองแร่ที่ปลดปล่อยโลหะหนักออกมา และถูกพัดโดยน้ำไหลบ่าเอาโลหะหนักเข้ามาปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำ (Forstner and Wittmann, 1983; Khlifi and Hamza-Chaffai, 2010) และเมื่อโลหะหนักเข้าสู่แหล่งน้ำโดยวิธีการต่าง ๆ แล้ว บางส่วนจะละลายหรือแขวนลอยอยู่ในน้ำ บางส่วนจะตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำ และเมื่อน้ำและตะกอนปนเปื้อนโลหะหนัก พืชน้ำต่างๆ ซึ่งอาศัยและหาอาหารจากน้ำและตะกอน จะรับเอาโลหะหนักเข้าสะสมในส่วนต่าง ๆ ของพืชน้ำ ผ่านกระบวนการ Plant uptake ที่พืชรับเอาโลหะหนักเข้าทางราก ลำต้น และใบพืช และเข้าไปยังเซลล์เมมเบรน และเข้าไปที่ท่อลำเลียงไซเล็ม และกระจายโลหะหนักต่างๆ ไปทั่วทุกเซลล์ และในทุกส่วนทั่วทั้งลำต้นต่อไป และนอกจากนี้โลหะหนักบางส่วนยังเข้าสะสมสู่สัตว์น้ำ (ภาพ 1) โดยอาจเข้าสะสมผ่านทางการรับสัมผัสผ่านแหล่งที่อาศัยที่มีการปนเปื้อนโลหะหนัก หรืออาจเข้าสะสมสัตว์น้ำผ่านการกินอาหาร ทั้งอาหารที่เป็นพืช และอาหารที่เป็นสัตว์น้ำด้วยกัน ที่มีการสะสมของโลหะหนักอยู่แล้ว ก็ทำให้สัตว์น้ำสามารถรับเอาโลหะหนักเข้าสะสมในร่างกายได้ โดยสะสมผ่านกระบวนการ Uptake process ที่สัตว์รับเอาสารพิษเข้าทางเซลล์เมมแบรน การรับเข้าทางกระบวนการหายใจ และบางส่วนอาจละลายเข้าทางไขมันเข้าสู่ส่วนต่างๆ ของร่างกายสัตว์น้ำ เป็นต้น แต่อย่างไรก็ตาม สัตว์น้ำก็มีกระบวนการกำจัดสารพิษออกจากร่างกายด้วยเช่นเดียวกัน แต่หากได้รับสารพิษในปริมาณที่สูงซึ่งกระบวนการร่างกายไม่สามารถกำจัดออกได้หมด สารพิษก็สามารถตกค้างและสะสมอยู่ตัวสัตว์น้ำได้เช่นเดียวกัน (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560; Walker et al., 2006)



ภาพ 1 การแพร่กระจายและเคลื่อนย้ายโลหะหนักในระบบนิเวศแหล่งน้ำ
ที่มา: Ali et al (2019)

1.3) กระบวนการดูดซับในดิน

ดินและตะกอนดินเป็นแหล่งสะสมของสารต่าง ๆ ในสิ่งแวดล้อมรวมไปถึงสารพิษ สารพิษสามารถเกาะอยู่กับอนุภาคของดินได้โดยกระบวนการดูดซับ กระบวนการดูดซับของดินอาจต้องอาศัยปัจจัยหลายด้าน เช่น อนุภาคของดิน การแลกเปลี่ยนประจุในดินกับสารพิษ ความเป็นกรดเป็นด่างของดิน รวมไปถึง อุณหภูมิ เป็นต้น สารพิษส่วนใหญ่ที่จับตัวกับดิน หรือตะกอนดินแล้วส่วนใหญ่มักไม่เคลื่อนที่ไปกับน้ำ และสารพิษที่อยู่ในดินจะเคลื่อนที่ไปในสิ่งแวดล้อมต่าง ๆ นั้น จะอาศัยการแลกเปลี่ยนประจุของสาร (Ion exchange) และการละลายของสารพิษทำให้สารพิษบางชนิดหลุดออกจากอนุภาคของดินและถูกชะโดยน้ำฝนไปอยู่ในน้ำ และมีบางส่วนที่ระเหยจากอนุภาคของดินขึ้นไปอยู่ในอากาศ หรืออาจถูกดูดซึมไปโดยสิ่งมีชีวิต

1.4) กระบวนการดูดซึมสารพิษโดยสิ่งมีชีวิต

สิ่งมีชีวิตสามารถรับสารพิษจากสิ่งแวดล้อมได้หลายทาง เช่น ทางดิน ทางน้ำ และทางอากาศ พืชสามารถรับจากทางรูใบ (Stomata) หรือเข้าทางรากด้วยการดูดซึมเข้าลำต้นพร้อมอาหาร หรือในบางกรณีอาจดูดซึมผ่านเซลล์เมมเบรนของรากโดยตรง เมื่อสารพิษเข้าสู่ลำต้นพืชแล้วจะเคลื่อนที่ไปยังส่วนต่าง ๆ ของลำต้น โดยผ่านระบบท่อลำเลียงอาหารและน้ำ และอาศัยกระบวนการคายเป็นตัวช่วย และสารพิษจากอากาศอาจถูกดูดซับไว้ในผิวของลำต้น ใบพืช หรือส่วน

ต่าง ๆ แต่อย่างไรก็ตามกระบวนการดูดซับของพืชก็ขึ้นอยู่กับลักษณะของพืชด้วยว่าเหมาะสมต่อการดูดซับหรือไม่ และสำหรับสัตว์นั้นสามารถรับเอาสารพิษเข้าสู่ร่างกายทั้งทางปาก จมูก เหงือก และผิวหนัง โดยเฉพาะสัตว์น้ำ ในขณะที่สัตว์บกจะรับสัมผัสเอาสารพิษผ่านทาง ปาก จมูก และผิวหนัง เป็นต้น เมื่อสิ่งมีชีวิตทั้งสัตว์และพืช ได้รับสารพิษเข้าไป กระบวนการเมทาบอลิซึมจะเปลี่ยนรูปของสารพิษทำให้สารพิษมีความเป็นพิษน้อยลง แต่ในบางครั้งสารพิษต่าง ๆ ก็ถูกสัตว์และพืชเก็บสะสมไว้ในร่างกายเป็นผลทำให้สารพิษในสิ่งแวดล้อมน้อยลง

2) การเปลี่ยนรูปของสารพิษตามสภาพแวดล้อม

สารพิษในสิ่งแวดล้อมนั้นสามารถเปลี่ยนรูปไปตามสภาพสิ่งแวดล้อม มลิวรรณ บุญเสนอ (2560) ได้ระบุถึงกระบวนการเปลี่ยนรูปของสารพิษไว้ ดังนี้

2.1) ปฏิกิริยาสลายตัวของสารพิษด้วยแสง

การสลายตัวโดยปฏิกิริยาการดูดซับพลังงานในรูปของโฟตอน (photon) จากแสงซึ่งเป็นช่วงคลื่นยูวี ที่มีความยาวคลื่นระหว่าง 10 - 390 นาโนเมตร และช่วงคลื่นอินฟราเรดที่มีความยาวช่วงคลื่นระหว่าง 750 -1,000 นาโนเมตร ทำให้เกิดการแตกตัวของโมเลกุล และเมื่อโมเลกุลของสารพิษดูดกลืนพลังงานของแสงแล้วก็จะทำให้โมเลกุลของสารพิษถูกกระตุ้นขึ้นและปล่อยพลังงานออกมาในรูปแบบของความร้อนหรือปล่อยพลังงานให้กับโมเลกุลที่ใกล้เคียงทำให้โมเลกุลของสารที่อยู่บริเวณโดยรอบเคลื่อนที่ชนกันและเกิดปฏิกิริยาเคมีเกิดขึ้นกระบวนการดังกล่าวนี้จึงทำให้สารพิษเกิดการสลายตัวหรือเปลี่ยนรูปได้

2.2) ปฏิกิริยาออกซิเดชั่น

กระบวนการออกซิเดชั่น คือกระบวนการที่โมเลกุลของสารสูญเสียอิเล็คตรอน หรือการเพิ่มของอะตอมออกซิเจนในโมเลกุลของสาร เช่น เหล็กที่เป็นสนิมเกิดจาก Fe^0 เปลี่ยนรูปเป็น Fe_2O ปฏิกิริยานี้ที่เกี่ยวข้องกับการเกิดสารใหม่ในอากาศ เช่นการเกิดหมอกควันพิษในอากาศ เป็นต้น

2.3) ปฏิกิริยารีดักชั่น

กระบวนการรีดักชั่น คือ กระบวนการที่โมเลกุลของสารได้รับอิเล็คตรอน เช่น ไอออนของเหล็กที่เปลี่ยนรูปจาก Fe^{3+} ไปอยู่ในรูป Fe^{2+} เป็นต้น โดยปฏิกิริยารีดักชั่นมีบทบาทที่สำคัญในการย่อยสลายสารพิษในที่ที่มีอากาศน้อย เช่น ในชั้นดินระดับที่ลึก ที่มีความชื้นแต่มีอากาศน้อยหรือไม่มีอากาศเลย

2.4) ปฏิกิริยาไฮโดรไลซีส

เป็นปฏิกิริยาที่สารพิษทำปฏิกิริยากับน้ำแล้วแตกตัวเป็นไฮดรอกไซด์และไฮโดรเจน ส่วน OH^- จะจับกับขั้วบวกของสารพิษที่อยู่ในน้ำและเกิดการเปลี่ยนรูปหรือเกิดเป็นสารใหม่เกิดขึ้น และ H^+ ที่ได้จากปฏิกิริยาไฮโดรไลซีสก็จะเข้าไปเปลี่ยนสภาวะความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ จึงเป็นที่มาของการที่สารต่างชนิดกันจะมีความสามารถในการละลายน้ำที่แตกต่างกัน ทำให้การเปลี่ยนรูปหรือการสลายตัวของสารพิษขึ้นอยู่กับสิ่งแวดล้อมรอบข้าง เป็นต้น

2.5) การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์

จุลินทรีย์เป็นสิ่งมีชีวิตขนาดเล็กที่ทำหน้าที่ย่อยสลายสารต่าง ๆ ในสิ่งแวดล้อม โดยจุลินทรีย์ถูกแบ่งออกเป็น 2 ลักษณะ คือ จุลินทรีย์ที่ย่อยสลายสารโดยใช้อากาศโดยจุลินทรีย์ชนิดดังกล่าวนี้จะย่อยสลายสารต่าง ๆ โดยใช้กระบวนออกซิเดชั่น ส่วนจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายสารโดยไม่ใช้อากาศนั้น จะใช้กระบวนการรีดักชั่นในการย่อยสลายสาร เป็นต้น

3) คุณสมบัติของสารพิษที่มีผลต่อการแพร่กระจาย

การแพร่กระจายของสารพิษในสิ่งแวดล้อมขึ้นอยู่กับคุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีที่สำคัญหลายประการ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) ดังนี้

3.1) การละลายของสารพิษในน้ำ

การละลายของสารพิษในน้ำจะขึ้นกับปริมาณของสารพิษที่อิ่มตัวในน้ำ จำพวกสารที่ไม่มีขั้วจะมีความสามารถในการละลายน้ำได้น้อย เมื่อใดที่สารพิษมีมวลโมเลกุลที่มากขึ้นจะมีค่าการละลายน้ำได้น้อยลง ในแหล่งน้ำหากสารพิษที่ถูกปลดปล่อยลงแหล่งน้ำมีคุณสมบัติละลายน้ำได้สูงแล้วนั้น สารพิษดังกล่าวจะถูกดูดซับ (Adsorption) ไว้ในตะกอนดินได้น้อย การแพร่กระจายของสารพิษจึงต้องขึ้นอยู่กับทิศทางการไหลของน้ำ ดังนั้นจึงสรุปว่า สารที่มีคุณสมบัติที่ละลายน้ำได้สูงจะเคลื่อนที่ได้ไกล นอกจากนี้สารที่สะลายน้ำได้ดียังจะทำปฏิกิริยากับน้ำได้ดีอีกด้วย

3.2) ขนาดโมเลกุลของสารพิษ

ขนาดโมเลกุลของสารพิษมีผลต่อการเปลี่ยนทางเคมีของสารพิษนั้นๆ โดยสารพิษที่มีขนาดใหญ่จะละลายน้ำได้ไม่ดี จึงทำให้สารพิษนั้นสะสมอยู่ในสิ่งแวดล้อมและในสิ่งมีชีวิตได้มากขึ้น แต่เมื่อโมเลกุลของสารพิษใหญ่มากกว่า 350 ขึ้นไป การสะสมในสิ่งมีชีวิตและในสิ่งแวดล้อมจะน้อยลง เนื่องจากสารพิษขนาดใหญ่ต้องใช้พลังงานสูงในการแทรกตัวเข้าไปในเซลล์เมมเบรนของสิ่งมีชีวิต เป็นต้น

3.3) การแตกตัวของสารพิษ

การแตกตัวของสารพิษนั้นจะขึ้นอยู่กับสภาวะความเป็นกรดเป็นด่าง เมื่อสารพิษในสิ่งแวดล้อมมีความเป็นกรดเป็นด่างที่เปลี่ยนไป จะทำให้สารพิษนั้นๆ เปลี่ยนรูปไปโดยลักษณะการเปลี่ยนรูปนั้นจะขึ้นอยู่กับความเป็นกรดเป็นด่างของสิ่งแวดล้อมที่แตกต่างไปทำให้เกิดการแตกตัวของสารพิษ (Ionized form) สารพิษที่อยู่ในรูปของการแตกตัวจะมีคุณสมบัติในการละลายน้ำได้น้อยจึงทำให้สารพิษดังกล่าว เข้าไปสะสมอยู่ในตะกอนดินได้ดี หรือเข้าไปสะสมอยู่ในสิ่งมีชีวิตได้ง่าย

3.4) การดูดซับของสารพิษ

การดูดซับสารพิษเข้าสู่ตะกอนดินหรือในดินนั้น จะดูดซับได้ดีหรือไม่ขึ้นอยู่กับขนาดของสารพิษและปัจจัยต่าง ๆ ของดิน สารพิษประเภทสารอนินทรีย์เป็นประเภทสารพิษที่มีขั้ว จะสามารถดูดซับได้ดีกับดินเหนียว และจะแตกตัวเป็นประจุต่าง ๆ โดยขึ้นอยู่กับความเป็นกรดเป็นด่างของดิน ส่วนสารพิษประเภทสารประกอบอินทรีย์ที่ไม่มีขั้ว การดูดซับเข้าไปในดินได้ดีหรือไม่นั้นจะขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นส่วนใหญ่

2. การประเมินความเสี่ยงด้านนิเวศวิทยา

การประเมินความเสี่ยง (Risk Assessment) หมายถึง การวิเคราะห์และจัดลำดับความเสี่ยงโดยพิจารณาจากปัจจัยที่อาจเกิดความเสี่ยง โอกาสที่อาจจะเกิดความเสี่ยงขึ้นและผลกระทบที่ตามมาหลังจากเกิดความเสี่ยง เพื่อให้เห็นถึงระดับความเสี่ยงที่แตกต่างกัน เพื่อที่จะหาแนวทางในการหลีกเลี่ยงหรือควบคุมความเสี่ยงที่อาจเกิดขึ้นหรือที่เกิดขึ้นแล้วได้อย่างเหมาะสม และข้อมูลที่ได้จากการประเมินความเสี่ยงนี้ยังสามารถนำไปวางแผนและจัดสรรทรัพยากรได้อย่างเหมาะสม เป็นต้น (มหาวิทยาลัยทักษิณ, 2555)

การศึกษาและการประเมินความเสี่ยงของระบบนิเวศ สามารถศึกษาได้โดยใช้ค่าดัชนีและสมการในการบ่งชี้ โดยการบ่งชี้ถึงความเสี่ยงของระบบนิเวศจะอยู่บนพื้นฐานของค่าการปนเปื้อนของโลหะหนักในองค์ประกอบที่สำคัญของระบบนิเวศ เช่นการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนดิน ในน้ำและในสิ่งมีชีวิต ทั้งนี้ดัชนีและสมการที่สามารถใช้ในการประเมินความเสี่ยงของระบบนิเวศมีหลายลักษณะ ดังนี้

2.1 ดัชนีการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา

ดัชนีการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา หรือ Potential Ecological Risk Index (PERI) เป็นดัชนีที่ใช้ประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนของโลหะหนักใน ตะกอนดินในระบบนิเวศแหล่งน้ำ ซึ่งค่าที่ได้จะบ่งชี้ถึงอันตรายและความเสี่ยงจากการได้รับสารพิษนั้นๆ ของระบบนิเวศ

โดยสมการประเมินความเสี่ยงด้านนิเวศวิทยาแบบชนิดเดี่ยว (Ecological Risk Index: E) คำนวนตามสมการของ Hakanson (1980) แสดงดังสมการที่ [1] และสมการประเมินความเสี่ยงด้านนิเวศวิทยารวม (Potential Ecological Risk Index: PERI) คำนวนตามสมการของ Hakanson (1980) แสดงดังสมการที่ [2]

$$E = T_r^i C_f^i \quad \text{..... [1]}$$

$$C_f^i = C_0^i / C_n^i$$

E คือ ปัจจัยเสี่ยงทางนิเวศวิทยา

T_r^i คือ ค่าสัมประสิทธิ์ความเป็นพิษของโลหะหนัก (ตารางที่ 3)

C_f^i คือ ค่าปัจจัยการปนเปื้อน

C_0^i คือ ค่าการปนเปื้อนของโลหะหนักในตะกอน

C_n^i คือ ค่าอ้างอิงของโลหะหนัก ซึ่งในการศึกษาครั้งนี้ใช้ค่าอ้างอิงซึ่งเป็นผลการตรวจวัดของประเทศจีน แสดงดังตารางที่ 3 (Xie et al., 2016) ซึ่งอยู่ในแถบทวีปเอเชียเช่นเดียวกับประเทศไทย

$$PERI = \sum E \quad \text{..... [2]}$$

โดยที่ PERI คือ ผลรวมของปัจจัยเสี่ยงของโลหะหนักทั้งหมดในตะกอนดิน

ตาราง 3 ค่าอ้างอิงของโลหะหนัก (C_n^i) และค่าสัมประสิทธิ์ความเป็นพิษ (T_r^i) ของโลหะหนักในตะกอนดิน

โลหะหนัก	ค่าอ้างอิงของโลหะหนัก (C_n^i) mg/kg[1/]	ค่าสัมประสิทธิ์ความเป็นพิษ (T_r^i)[2/]
ตะกั่ว (Pb)	26	5
แคดเมียม (Cd)	0.097	30
สังกะสี (Zn)	74.2	1
โครเมียม (Cr)	61	2
ทองแดง (Cu)	22.6	5

ที่มา : [1/]Xie et al. (2016)

[2/]Hakanson (1980); Yi et al. (2011)

ค่าปัจจัยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา จากการปนเปื้อนโลหะหนักของตะกอนดิน ได้ถูกนำเสนอโดย Hakanson (1980) ซึ่งได้ทำการแบ่งระดับของความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนดินออกเป็น 2 ประเภท คือ ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักชนิดเดียวในตะกอนดิน (E) และความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมหลายชนิดในตะกอนดิน (PERI) ซึ่งแสดงได้ดังตารางที่ 4 และ 5

ตาราง 4 ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักชนิดเดียวในตะกอนดิน

ปัจจัยความเสี่ยงทางด้านนิเวศ (E)	ค่าแสดงระดับความเสี่ยงทางด้านนิเวศวิทยา
$E < 40$	ระดับต่ำ
$40 \leq E < 80$	ระดับปานกลาง
$80 \leq E < 160$	ระดับที่ต้องเฝ้าระวัง
$160 \leq E < 320$	ระดับสูง
$E \geq 320$	ระดับสูงมาก

ที่มา: Hakanson (1980)

ตาราง 5 ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมหลายชนิดในตะกอนดิน

ปัจจัยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (PERI)	ค่าแสดงระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา
$PERI < 95$	ระดับต่ำ
$95 \leq PERI < 190$	ระดับกลาง
$190 \leq PERI < 380$	ระดับสูง
$PERI \geq 380$	ระดับสูงมาก

ที่มา: Hakanson (1980)

2.2 ดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์น้ำ (ปลา)

ดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพ หรือ Bioaccumulation factor (BAF) คือ ดัชนีที่ใช้แสดงถึงความสัมพันธ์ของการสะสมของสารพิษที่สิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำได้รับจากในน้ำซึ่งเป็นแหล่งที่อยู่อาศัย และจากอาหารที่สิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำกินเข้าไป โดยค่า BAF นี้นิยมใช้ในการประเมินการสะสมของสารพิษในสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำตามธรรมชาติหรือในภาคสนามซึ่งแตกต่างจากค่า Bioconcentration factor (BCF) ซึ่งเป็นค่าที่บ่งบอกแค่ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณสารพิษใน

น้ำที่เป็นแหล่งที่อยู่อาศัยของสัตว์น้ำกับปริมาณสารพิษที่สะสมอยู่ในสัตว์น้ำเท่านั้น โดยค่า BCF มีความเหมาะสมต่อการศึกษาในห้องปฏิบัติการที่มีการควบคุมการให้อาหารและความเข้มข้นของสารพิษ (Sara et al., 2002) เนื่องจากการศึกษาครั้งนี้เป็นการศึกษาในระบบนิเวศตามธรรมชาติจึงนำดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพ หรือ Bioaccumulation factor (BAF) มาเป็นเครื่องมือในการศึกษานี้

สมการที่ใช้ในการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์น้ำ หรือ Bioaccumulation factor (BAF) แสดงได้ดังสมการที่ [3] (Sara et al., 2002)

$$BAF = \frac{\text{ความเข้มข้นของโลหะหนักในสิ่งมีชีวิต } (\mathbf{mg/kg\ DW})}{\text{ความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำ } (\mathbf{mg/l})} \quad \text{..... [3]}$$

โดย NCRP (19996) ได้กำหนดเกณฑ์มาตรฐานการสะสมทางชีวภาพ (BAF) ของโลหะหนักประเภทต่าง ๆ ในปลา (ตาราง 6) ซึ่งหากพบมีค่าสูงเกินเกณฑ์มาตรฐาน แสดงถึงการสะสมที่เป็นอันตรายต่อปลาและจะส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศได้

ตาราง 6 ระดับค่าการสะสมทางชีวภาพ (BAF) ในปลาตามเกณฑ์มาตรฐานของ NCRP (1996)

โลหะหนัก	ค่ามาตรฐาน BAF ในปลา
ทองแดง (Cu)	200
ตะกั่ว (Pb)	300
แคดเมียม (Cd)	200
สังกะสี (Zn)	1,000
โครเมียม (Cr)	200

ที่มา: NCRP (1996)

2.3 ดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์หน้าดิน

ดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์หน้าดิน หรือ Biota-sediment accumulation factor (BSAF) คือ ดัชนีที่ใช้แสดงถึงความสัมพันธ์ของสารพิษในตะกอนดินบริเวณแหล่งที่อยู่อาศัย และปริมาณสารพิษในสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่บริเวณพื้นท้องน้ำนั้น (Soto-Jimenez et al., 2001) เนื่องจากการศึกษาครั้งนี้เป็นการศึกษาปริมาณโลหะหนักของสิ่งมีชีวิตที่อาศัยที่บริเวณพื้นท้องน้ำ

และตะกอนดิน จึงนำดัชนีการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์หน้าดิน หรือ Biota-sediment accumulation factor (BSAF) มาเป็นเครื่องมือในการศึกษานี้

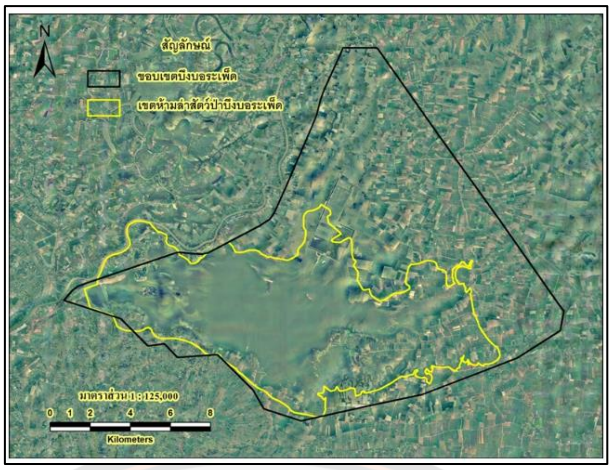
สมการที่ใช้ในการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์หน้าดินหรือ Biota-sediment accumulation factor (BSAF) แสดงได้ดังสมการที่ [4] (Soto-Jimenez et al., 2001)

$$BSAF = \frac{\text{ความเข้มข้นของโลหะหนักในสิ่งมีชีวิต } (\mathbf{mg/kg\ DW})}{\text{ความเข้มข้นของโลหะหนักในตะกอนดิน } (\mathbf{mg/kg\ DW})} \quad \text{..... [4]}$$

โดย Jahan & Strezov (2018) ได้ระบุไว้ว่าหากค่า BSAF มีค่ามากกว่า 1 แสดงถึงการสะสมของสารพิษในสิ่งมีชีวิต และหาก BSAF มีค่าสูงมากขึ้นจะยิ่งเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตมากขึ้นตามไปด้วย

3. พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (Bueng Boraphet Wetland)

บึงบอระเพ็ดเป็นพื้นที่ชุ่มน้ำที่มีลักษณะเป็นรูปคล้ายกับรูปแอก แต่เดิมมีลักษณะพื้นที่เอียงต่ำ มีหนองน้ำขนาดเล็กมากมายสลับกับป่า โดยมีคลองที่เป็นเส้นทางสำคัญคือ คลองบอระเพ็ด โดยคลองบอระเพ็ดจะรับน้ำจากแม่น้ำน่านเข้าสู่บึงบอระเพ็ดในช่วงฤดูน้ำหลากและฤดูฝน ในรัชสมัยของพระบาทสมเด็จพระมงกุฎเกล้าเจ้าอยู่หัว รัชกาลที่ 6 หรือราวปี พ.ศ. 2464 ประเทศไทยได้ว่าจ้าง ดร. ฮิว สมิธ ผู้มีความเชี่ยวชาญด้านพันธุ์ปลาของอเมริกา มาทำการวางแผนด้านการประมงในประเทศไทยและได้เลือกบึงบอระเพ็ดเป็นแหล่งเพาะพันธุ์ปลา และใช้เป็นที่อยู่อาศัยและแหล่งเพาะพันธุ์สัตว์น้ำอื่น ๆ เนื่องจากทำเลที่ตั้งของบึงบอระเพ็ดเหมาะสมแก่การเพาะพันธุ์ วางไข่ และอนุบาลสัตว์น้ำ จึงได้มีการสร้างประตูเพื่อชะลอการระบายน้ำลงและคงเก็บรักษาระดับน้ำไว้ได้ทั้งปี ในปี พ.ศ. 2469 พระบาทสมเด็จพระปกเกล้าเจ้าอยู่หัว รัชกาลที่ 7 ได้พระราชทานพระบรมราชานุญาตให้กระทรวงเกษตราธิการ ก่อสร้างคันกั้นน้ำ และประตูระบายน้ำในบึงบอระเพ็ดเพิ่มเติม ในปี พ.ศ. 2473 ได้กำหนดให้บึงบอระเพ็ดเป็นพื้นที่สงวนไว้เพื่อที่อยู่อาศัยของสัตว์น้ำและเพื่อเป็นแหล่งกักเก็บน้ำ แต่เนื่องจากราษฎรในพื้นที่เข้าครอบครองและใช้ประโยชน์จากบึงบอระเพ็ดเป็นจำนวนมาก ในปี พ.ศ. 2480 รัฐบาลจึงได้ตราพระราชกฤษฎีกา ถอนการหวงห้ามและประกาศพื้นที่หวงห้ามเหลือประมาณ 132,737 ไร่ 56 ตารางวา และได้ทำการแบ่งเขตการรักษาพืชพันธุ์ออกเป็น 2 เขต คือ เขตที่ 1 เป็นเขตหวงห้ามไม่ให้ทำการประมงโดยเด็ดขาด มีจำนวนเนื้อที่กว่า 38,850 ไร่ และเขตที่ 2 เป็นเขตหวงห้ามที่อนุญาตให้ราษฎรทำการประมงภายใต้การใช้เครื่องหาปลาที่กำหนดให้ใช้ได้เท่านั้น โดยมีจำนวนเนื้อที่กว่า 93,887 ไร่ (ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมบึงบอระเพ็ด, 2558) (ภาพ 2)



ภาพ 2 ขอบเขตห้ามล่าสัตว์ป่าบึงบอระเพ็ด และขอบเขตบึงบอระเพ็ดตามพระราชกฤษฎีกา
ที่มา: ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมบึงบอระเพ็ด (2558)

3.1 ลักษณะทางกายภาพและภูมิอากาศ

บึงบอระเพ็ด เป็นพื้นที่ชุ่มน้ำขนาดใหญ่ที่สุดในประเทศไทย มีที่ตั้งครอบคลุม 3 อำเภอ คืออำเภอเมือง อำเภอชุมแสง และอำเภอท่าตะโก ของจังหวัดนครสวรรค์ มีเนื้อที่ราว 212.38 ตารางกิโลเมตร ตั้งอยู่ในภูมิอากาศในเขตร้อนแบบสะวันน่า คือแบ่งฤดูกาลที่ชัดเจน มีอุณหภูมิเฉลี่ยตลอดทั้งปีประมาณ 28.4 องศาเซลเซียส มีความชื้นสัมพัทธ์เฉลี่ย 69.6 % ปริมาณน้ำฝนเฉลี่ย 1,081.9 มิลลิเมตรต่อปี (องค์การบริหารส่วนจังหวัดนครสวรรค์, 2554) มีระดับความลึกของบึงเฉลี่ย 1.6 เมตร และบริเวณที่ลึกที่สุดมีความลึกถึง 5 เมตร มีพื้นที่รองรับน้ำได้ถึง 4,498.4 ตารางกิโลเมตร เป็นพื้นที่ชุ่มน้ำของไทยที่มีความสำคัญในระดับนานาชาติ มีอาณาเขตติดต่อกับพื้นที่อื่น ดังนี้

ทิศเหนือ ติดต่อกับ ตำบลทับกฤช อำเภอชุมแสง จังหวัดนครสวรรค์

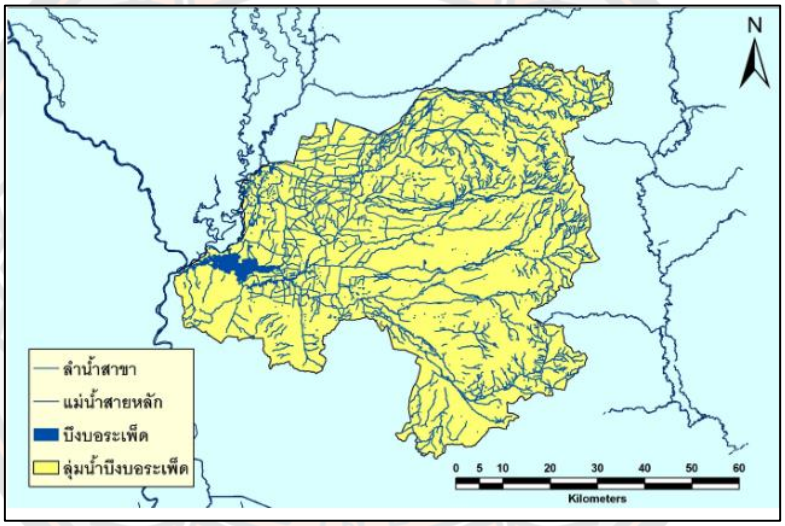
ทิศตะวันออก ติดต่อกับ ตำบลเขาพนมเศษ ตำบลพนมรอก อำเภอท่าตะโก จังหวัดนครสวรรค์

ทิศตะวันตก ติดต่อกับ ตำบลพระหลวง ตำบลเกรียงไกร ตำบลนครสวรรค์ อำเภอเมือง จังหวัดนครสวรรค์

ทิศใต้ ติดต่อกับ ตำบลหนองปลิง ตำบลพระนอน อำเภอเมือง และตำบลวังมหากร อำเภอท่าตะโก จังหวัดนครสวรรค์

3.2 ลักษณะทางอุทกวิทยาของบึงบอระเพ็ด

บึงบอระเพ็ดมีพื้นที่รับน้ำโดยประมาณถึง 4,498.4 ตารางกิโลเมตร และมีปริมาณน้ำท่าเฉลี่ยสะสม 1,506 ล้านลูกบาศก์เมตรต่อปี ทางด้านทิศตะวันออกของบึงบอระเพ็ดมีพื้นที่รับน้ำไปจนถึงเขาพนมเศษ มีคลองน้ำไหลจำนวนมากที่ไหลเข้าบึงบอระเพ็ด ในทุกทิศทาง ทั้งจากแม่น้ำน่าน แม่น้ำปิง คลองท่าตะโก และอีกหลายสาย ด้านทิศเหนือของบึงบอระเพ็ดมีน้ำจากแม่น้ำน่านไหลผ่านเข้าสู่บึงบอระเพ็ดและไหลออกลงสู่แม่น้ำเจ้าพระยาผ่านทางประตูระบายน้ำด้านทิศตะวันตกและยังมีบางส่วนที่ไหลออกสู่แม่น้ำน่านจากคลองบึงบอระเพ็ดทางด้านทิศเหนือ โดยน้ำที่ไหลจากทิศเหนือและทางทิศตะวันออกของบึงบอระเพ็ดจะไหลออกสู่แม่น้ำเจ้าพระยา (สำนักนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2546) (ภาพ 3)

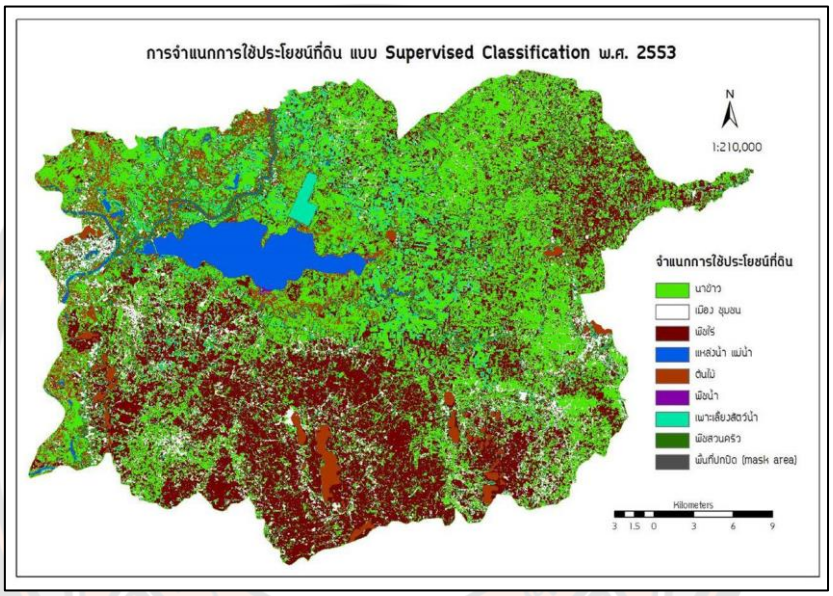


ภาพ 3 เส้นทางน้ำของลุ่มน้ำย่อยบึงบอระเพ็ด
ที่มา: ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมบึงบอระเพ็ด (2558)

3.3 ลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน

เนื่องจากลักษณะภูมิประเทศของบึงบอระเพ็ดที่มีลักษณะเป็นแอ่งหรือหนองน้ำขนาดใหญ่ เป็นพื้นที่ราบชุ่มน้ำที่มีน้ำท่วมถึง โดยพื้นที่เหล่านี้เกิดจากการทบถมกันของตะกอนจากแม่น้ำน่าน คลองบึงบอระเพ็ด และคลองต่าง ๆ เช่น คลองห้วยหิน และลำคลองอื่น ๆ จึงเป็นพื้นที่ที่มีแร่ธาตุและอุดมสมบูรณ์สูงจึงทำให้มีความหลากหลายของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศน้ำและระบบนิเวศบก ความอุดมสมบูรณ์ดังกล่าวจึงส่งผลดีต่อเศรษฐกิจของชุมชนรอบบึงบอระเพ็ด โดยเฉพาะการทำอาชีพด้านเกษตรกรรม เช่น การทำนา การปลูกผัก การเพาะพันธุ์สัตว์น้ำ และการทำการประมง หรือจากกิจกรรม

การท่องเที่ยวเชิงอนุรักษ์ซึ่งใช้บึงบอระเพ็ดเป็นพื้นที่ท่องเที่ยวและพักผ่อนของนักท่องเที่ยว โดยกิจกรรมดังกล่าวเป็นกิจกรรมที่สอดคล้องกับวิถีชีวิตของชุมชนและสอดคล้องกับลักษณะทางธรรมชาติของบึงบอระเพ็ด จึงนับได้ว่าบึงบอระเพ็ดมีความสำคัญทั้งในด้านการท่องเที่ยว การเพาะพันธุ์สัตว์น้ำ และเป็นแหล่งทำมาหากินของชุมชนโดยรอบ ด้วยเหตุผลนี้ทำให้บริเวณโดยรอบของบึงบอระเพ็ดมีประชากรมาตั้งถิ่นฐานและอาศัยเพื่อทำมาหากินอยู่เป็นจำนวนมาก โดยสามารถจำแนกลักษณะการใช้ที่ดินบริเวณโดยรอบของบึงบอระเพ็ดออกเป็น 8 ประเภท แสดงดังภาพที่ 4 โดยมีลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดินดังนี้



ภาพ 4 การใช้ประโยชน์ที่ดินโดยรอบของบึงบอระเพ็ด
ที่มา: ศันสนีย์ ชูแวว (2557)

1) พื้นที่การเกษตรกรรม

พื้นที่เกษตรกรรมโดยรอบบึงบอระเพ็ดมีประมาณ 76,662 ไร่ หรือ 122.65 ตารางกิโลเมตร โดยคิดเป็นร้อยละ 57.67 ของพื้นที่บึงบอระเพ็ดทั้งหมด โดยมีการใช้ประโยชน์ทางด้านการเกษตรหลายประเภท ประกอบด้วย

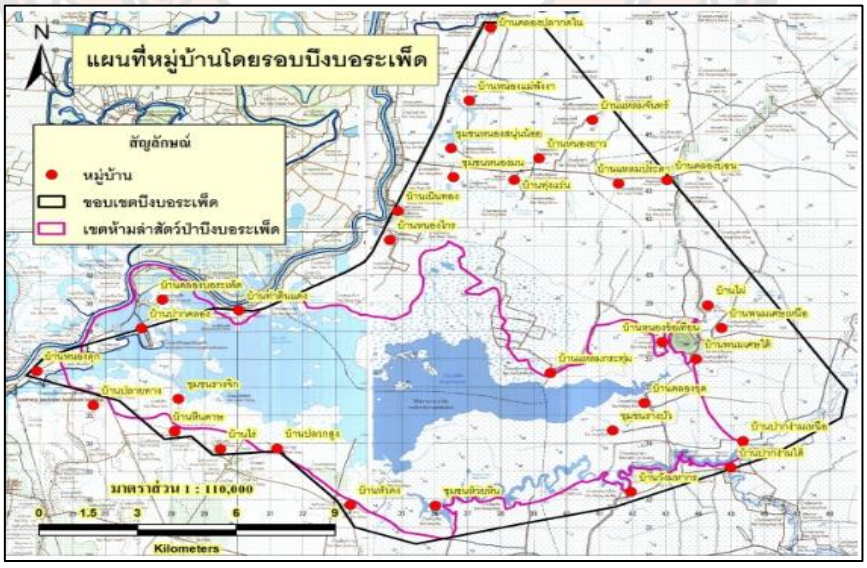
1.1) พื้นที่เพาะปลูกข้าว พื้นที่เพาะปลูกข้าวโดยส่วนใหญ่เป็นการทำนาข้าวแบบนาหว่านซึ่งบริเวณที่ทำนาหว่านน้ำตมส่วนใหญ่จะเป็นพื้นที่ที่มีลักษณะเป็นแอ่งต่ำ ๆ ซึ่งในช่วงฤดูฝนจะมีน้ำไหลหลากเข้าท่วมรวมทั้งน้ำจากลุ่มน้ำตอนบนไหลบ่าลงมาท่วม จึงเป็นพื้นที่ที่มีน้ำท่วมขังยาวนานกว่า 5 เดือน

1.2) พื้นที่ปลูกพืชไร่ พื้นที่ปลูกพืชไร่ในบริเวณบึงบอระเพ็ดมีพื้นที่โดยประมาณ 193 ไร่ หรือคิดเป็นร้อยละ 0.15 ของพื้นที่บึงบอระเพ็ดทั้งหมด ส่วนใหญ่แล้ว จะเพาะปลูกพืชไร่ ชนิด ข้าวโพด และ แตงโม เป็นต้น

1.3) พื้นที่สำหรับเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ โดยส่วนใหญ่บริเวณพื้นที่บึงบอระเพ็ดจะนิยมเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำตระกูลปลา และจะเพาะเลี้ยงในบริเวณตอนบนและทางตะวันออกของบึงบอระเพ็ด โดยมีพื้นที่เลี้ยงปลารวมประมาณ 194 ไร่ หรือคิดเป็นร้อยละ 0.5 ของพื้นที่บึงบอระเพ็ดทั้งหมด โดยวิธีการเลี้ยงนั้นจะนิยมนำพันธุ์ปลามาปล่อยลงสู่บ่อลี้ยง โดยปลาที่นิยมเลี้ยง ได้แก่ ปลาสวาย ปลาดุก ปลาทับทิม เป็นต้น (ศันสนีย์ ชูแวว, 2557)

2) พื้นที่ชุมชนและสิ่งปลูกสร้าง

ด้านการใช้ประโยชน์ของชุมชนโดยใช้เป็นที่อยู่อาศัย มีพื้นที่ประมาณ 7,481 ไร่ หรือ 11.96 ตารางกิโลเมตร คิดเป็นร้อยละ 5.63 ของพื้นที่บึงบอระเพ็ดทั้งหมด อันประกอบไปด้วย พื้นที่อยู่อาศัยของประชาชน และสถานที่ราชการ โดยการตั้งถิ่นฐานโดยรอบบึงบอระเพ็ดนั้นเป็น ลักษณะของบ้านพักอาศัย ร้านค้า อาคารพาณิชย์ และสถานที่ราชการ โดยมักสร้างติดกันอยู่อาศัยอยู่เป็นกลุ่ม หรือเรียงรายกันไปตามข้างถนน (สำนักนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2546) ทั้งนี้ภาพที่ตั้งหมู่บ้านโดยรอบบึงบอระเพ็ด แสดงดังภาพที่ 5



ภาพ 5 ที่ตั้งชุมชนในพื้นที่บึงบอระเพ็ด

ที่มา: ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมบึงบอระเพ็ด (2558)

3.4 ความหลากหลายทางด้านชีวภาพในบึงบอระเพ็ด

1) แพลงก์ตอนพืชและแพลงก์ตอนสัตว์

ในปี พ.ศ. 2554 ได้มีการศึกษาแพลงก์ตอนพืชและสัตว์ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบแพลงก์ตอนพืช 3 กลุ่มได้แก่ สาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงิน (Division cyanophyta) สาหร่ายสีเขียว (Division chlorophyta) และ ไดโนแฟลกเจลเลท (Division chromophyta) มีจำนวนของแพลงก์ตอนพืชที่พบมากกว่า 93 ชนิด ปริมาณแพลงก์ตอนพืชที่พบเฉลี่ย 17,290 $\pm$ 35,945 หน่วยต่อลิตร ซึ่งจำนวนของแพลงก์ตอนพืชนั้นปริมาณการเพิ่มหรือการลดจะขึ้นอยู่กับฤดูกาล โดยในช่วงฤดูร้อนจะพบแพลงก์ตอนพืชมากที่สุด ส่วนแพลงก์ตอนสัตว์นั้นจากการสำรวจในปี 2554 พบแพลงก์ตอนสัตว์จำแนกได้ 3 ไฟลัม อันได้แก่ Protozoa Rotifera และ Arthropoda โดยจำนวนชนิดของแพลงก์ตอนสัตว์นั้น รวมกว่า 43 ชนิด โดยปริมาณของแพลงก์ตอนสัตว์เฉลี่ยที่พบอยู่ประมาณ 978 $\pm$ 1,085 หน่วยต่อลิตร แต่ปริมาณของแพลงก์ตอนสัตว์จะมีปริมาณที่ใกล้เคียงกันในทุกฤดูกาล โดยแนวโน้มของแพลงก์ตอนพืชและสัตว์นั้นมีแนวโน้มที่ลดลงเป็นผลมาจากการเสื่อมโทรมของระบบนิเวศบึงบอระเพ็ดที่ปัจจุบันได้เสื่อมโทรมลงเป็นอย่างมาก (ศันสนีย์ ชูแวว, 2557)

2) สัตว์หน้าดิน

จากรายงานการสำรวจในปี 2554 ของ ศันสนีย์ ชูแวว (2557) ที่นำผลการศึกษาสัตว์หน้าดินมาทำการเปรียบเทียบกับการศึกษาของ สันทนา ดวงสวัสดิ์ (2546) และกรมประมง (2535) พบว่า จากการสำรวจพบสัตว์หน้าดิน 3 กลุ่ม ได้แก่ แมลงน้ำ ใส้เดือนดิน และหอย รวม 35 สกุล โดยสัตว์น้ำสกุลเด่นที่พบคือ หนอนแดง และใส้เดือนน้ำ มีความหนาแน่นของสัตว์หน้าดินเฉลี่ย 162 $\pm$ 76 ตัวต่อตารางเมตร ซึ่งปริมาณของสัตว์หน้าดินจะมีปริมาณเพิ่มหรือลดขึ้นอยู่กับช่วงฤดูกาล ซึ่งในฤดูร้อนจะพบสัตว์หน้าดินมากที่สุด รองลงมาคือช่วงฤดูฝน และจากการเปรียบเทียบพบว่า ในปี 2554 มีปริมาณสัตว์หน้าดินที่ใกล้เคียงกับการศึกษาในอดีต แต่อย่างไรก็ตามปริมาณสัตว์หน้าดินก็ยังลดลงกว่าการศึกษาในปี 2546

3) พรรณไม้น้ำ

บึงบอระเพ็ดมีพื้นที่ผิวน้ำโดยเฉลี่ยร้อยละ 33 ของพื้นที่บึงทั้งหมด ในการสำรวจในปี 2554 ซึ่งรายงานใน ศันสนีย์ ชูแวว (2557) ได้ระบุว่าพบพรรณไม้น้ำรวม 23 ชนิด โดยจะพบพืชน้ำและพืชปกคลุมน้ำมากที่สุดบริเวณชายฝั่ง และพบพืชน้ำน้อยที่สุดบริเวณกลางบึง โดยชนิดของพืชริมน้ำชายฝั่งชนิดที่เด่นที่สุดได้แก่ ผักไผ่น้ำ (*Polygonum tomentosum*, Wild) ส่วนพืชที่โผล่พ้นน้ำชนิดหลักๆ ที่พบมากที่สุดคือ บัวหลวง (*Nelumbo nucifera*, Gaertn.) และพืชลอยน้ำชนิดเด่นที่พบได้มากที่สุดคือ ผักตบชวา (*Eichhornia crassipes*) จอกแหน (*Pistia stratiotes*) เป็นต้น

4) ปลา

จากข้อมูลของ ศันสนีย์ ชูแวว (2557) ได้ระบุว่ามีจำนวนปลาในบึงบอระเพ็ดมากกว่า 77 ชนิด โดยปลาส่วนใหญ่จะอาศัยอยู่บริเวณชายฝั่งมากกว่าบริเวณกลางน้ำ โดยปลาชนิดที่พบได้บ่อยที่สุดในบริเวณริมชายฝั่ง ได้แก่ ปลาสลาด ปลากิมควาย ปลากิม ปลาหม
อช้าง ปลาซิว และปลาช่อน ส่วนปลาที่พบบริเวณกลางน้ำมากที่สุดคือ ปลาตะเพียนขาว ปลาขาวแปป ปลาซิวแก้ว และปลาแป้นแก้ว เป็นต้น

3.5 คุณภาพสิ่งแวดล้อมในบึงบอระเพ็ด

1) คุณภาพน้ำ

คุณภาพน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดจัดอยู่ในแหล่งน้ำผิวดินประเภทที่ 3 คือ แหล่งน้ำที่ได้รับน้ำทิ้งจากกิจกรรมบางประเภท และสามารถเป็นประโยชน์เพื่อการอุปโภคและบริโภค แต่ต้องผ่านปรับปรุงคุณภาพน้ำก่อน หรือใช้เพื่อการเกษตรกรรม จากการสำรวจคุณภาพน้ำทางด้านกายภาพและเคมีของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดในปี 2554 พบว่าน้ำในบึงบอระเพ็ดมีค่า อุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 30.5$\pm$4 ^{0}C ความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.8$\pm$0.5 โดยมีสภาพเป็นกลางถึงด่างอ่อนๆ ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (DO) มีค่าเฉลี่ย 6.4$\pm$2.30 mg/l โดยบริเวณกลางบึงจะมีค่ามากกว่าบริเวณริมบึง ค่าความสกปรกในรูปสารอินทรีย์ (BOD) เฉลี่ยอยู่ที่ 2–4 mg/l ปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ละลายน้ำ (TDS) มีค่าเฉลี่ย 0.7$\pm$1.2 g/l ปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (SS) มีค่าเฉลี่ย 15–20 mg/l ค่าความโปร่งแสง (Transparency) มีค่าเฉลี่ย 0.6$\pm$0.2 m ค่าการนำไฟฟ้า (EC) เฉลี่ยอยู่ที่ 416 $\pm$ 827.8 µS/cm โคลิฟอร์มแบคทีเรียทั้งหมด มีค่าเฉลี่ยไม่เกิน 5,000 MPN/100 ml ฟีคอลโคลิฟอร์ม มีค่าเฉลี่ยระหว่าง 1,000 – 2,400 MPN/100 ml ปริมาณแอมโมเนียม-ไนโตรเจน มีค่าเฉลี่ย 3.5$\pm$7.1 µg/l ไนเตรต-ไนโตรเจน มีค่าเฉลี่ย 0.2$\pm$0.1 mg/l ไนโตรเจนรวม มีค่าเฉลี่ย 0.24$\pm$0.52 mg/l ปริมาณฟอสเฟส-ฟอสฟอรัส มีค่าเฉลี่ย 1.0$\pm$0.7 µg/l ปริมาณฟอสฟอรัสรวม มีค่าเฉลี่ย 10.0$\pm$2.6 µg/l และ คลอโรฟิลล์ เอ มีค่าเฉลี่ย 2.2$\pm$2.6 µg/l ซึ่งเป็นปริมาณที่ต่ำมาก (ศันสนีย์ ชูแวว, 2557) โดยภาพรวมแล้วเมื่อพิจารณาจากปริมาณ คลอโรฟิลล์ เอ และธาตุอาหารฟอสฟอรัสรวม บ่งชี้ได้ว่าบึงบอระเพ็ดมีความอุดมสมบูรณ์อยู่ในระดับต่ำไปจนถึงปานกลาง เมื่อเปรียบเทียบคุณภาพน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดในปี 2554 กับผลการศึกษาของ สำนักจัดการคุณภาพน้ำ กรมควบคุมมลพิษ ในปี 2547-2552 และผลการศึกษาของ Netpae & Phalarak (2009) ที่ทำการวัดคุณภาพน้ำในบึงบอระเพ็ดในปี 2551 พบว่าคุณภาพน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดระหว่างปี 2550–2552 ใกล้เคียงกับคุณภาพน้ำในปี 2554 โดยคุณภาพน้ำในปี 2547–2549 พบค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) มีค่าต่ำกว่าผลการตรวจวัดในปีอื่น ๆ ขณะที่ปริมาณความ

สกปรกในรูปสารอินทรีย์ (BOD) โคลิฟอร์มแบคทีเรีย ฟีคอลโคลิฟอร์ม และปริมาณแอมโมเนียม ที่มีค่าสูงกว่า และเมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างฤดูกาล พบว่ามีความแตกต่างกันโดยเฉพาะ ค่าอุณหภูมิ และปริมาณของแข็งที่ละลายน้ำทั้งหมด ซึ่งจะมีค่าสูงในช่วงฤดูแล้ง ส่วนค่านำไฟฟ้า (EC) จะมีค่าสูงในช่วงฤดูฝน

2) คุณภาพตะกอนพื้นท้องน้ำ

บึงบอระเพ็ดมีลักษณะทางธรณีวิทยาเกิดจากการพัดพาตะกอนมาทับถมกัน โดยโครงสร้างทางธรณีส่วนใหญ่เป็นเนินตะกอนรูปพัด พื้นที่บึงบอระเพ็ดมีลักษณะเป็นที่ราบลุ่ม น้ำท่วมถึง โดยมีวัสดุพื้นที่ต้นกำเนิดของดินในพื้นที่เป็นหินปูนและหินอัคนี เป็นแหล่งรองรับตะกอนดิน ทั่วทั้งบริเวณบึงมีอัตราการสะสมของตะกอนเพิ่มขึ้น 14.1 มิลลิเมตรต่อปี คิดเป็นปริมาณตะกอนดินทั้งหมดที่สะสม 2.19 ล้าน ลูกบาศก์เมตรต่อปี (กรมทรัพยากรน้ำ, 2556) และจากการศึกษาปริมาณโลหะหนัก Pb และ Cd ในตะกอนดินของ Netpae & Phalarak (2009) พบว่า Pb และ Cd ในตะกอนดินมีค่าระหว่าง 28.73 – 41.15 และ 16.44 – 26.89 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ตามลำดับ

4. งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง (Review literature)

ธวัดชัย และคณะ (2560) ได้ทำการศึกษาโลหะหนักประเภท สังกะสี ทองแดง แคดเมียม และตะกั่ว ในตัวอย่างน้ำ ตะกอนดิน และในปลา โดยทำการเก็บตัวอย่าง 3 จุด ในอ่างเก็บน้ำห้วยแกง อำเภอจาน จังหวัดกาฬสินธุ์ โดยผลการศึกษาพบว่า ปริมาณ Zn Cu Cd และ Pb ในน้ำ มีค่าระหว่าง 0.01-0.14, 0.02-0.08, 0.02-0.05, และ 0.07-0.91 mg/l ตามลำดับ และพบ Zn Cu Cd และ Pb ในตะกอนดิน มีค่าระหว่าง 12.78-115.30, 8.12-25.63, 8.79-9.08 และ 47.38-111.82 mg/kg ตามลำดับ แต่จากผลการศึกษาโลหะหนักทั้ง 4 ชนิด ในปลาโดยใช้ค่าดัชนีการสะสมทางชีวภาพ (BCF) พบว่ามีค่าเรียงจากลำดับจากมากไปน้อย คือ Zn (569.53), Cu (61.46), Cr (9.47) และ Pb (2.01)

ศุภณัฐ เฉลิมศุภนิมิต (2549) ได้ทำการศึกษา การสะสมของโลหะหนักในน้ำ ดินตะกอน และพืชน้ำในบ่อเลี้ยงปลาสลิด อำเภออัมพวา จังหวัดสมุทรสงคราม โดยโลหะหนัก 5 ชนิดที่ศึกษา ได้แก่ Cd, Cu, Fe, Pb และ Zn โดยพืชน้ำที่ทำการศึกษา ได้แก่ กกสามเหลี่ยมเล็ก ผักบุ้ง และหญ้าชันกาศ โดยทำการเก็บตัวอย่างในพื้นที่บ่อ 4 จุด โดยกำหนดระยะเวลาศึกษา 6 เดือน ตั้งแต่เดือนมิถุนายน จนถึง พฤศจิกายน 2549 และหลังจากนั้นนำตัวอย่างที่ได้มาวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักโดยเครื่อง Atomic Absorption Spectrometer ผลการศึกษาพบว่าปริมาณโลหะหนักในน้ำเรียงจากมากไปหาน้อย ได้แก่ Cu, Zn, Fe, Pb และ Cd ตามลำดับ ในดินตะกอน ได้แก่

Fe, Zn, Cu, Pb และ Cd ตามลำดับ ในรากและยอดของพืชน้ำ ได้แก่ เหล็ก Zn, Cu, Pb และCd ตามลำดับ การเปรียบเทียบปริมาณโลหะหนักที่สะสมในน้ำ ดินตะกอน รากและยอดพืช มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ การเปรียบเทียบปริมาณโลหะหนักที่สะสมในน้ำ ดินตะกอน รากและยอดพืช มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติในแต่ละจุดศึกษา จากการศึกษานี้พบว่าการสะสมทองแดงในน้ำมีค่าเกินมาตรฐานของ WHO (1995) ส่วนการสะสมแคดเมียมและตะกั่วในตะกอนดินมีค่าไม่เกินมาตรฐานคุณภาพดินของประเทศไทย ในขณะที่การสะสมของเหล็กในรากของพืชน้ำมีค่าเกินมาตรฐานของพืชที่พบโดยปกติและผลจากการศึกษาแสดงว่ารากพืชน้ำเหล่านี้สามารถใช้ในการเฝ้าระวังและสามารถนำมาใช้ในการดูดซับโลหะหนักได้

Li et al. (2015) ทำการศึกษาการกระจายและการประเมินความเสี่ยงโลหะหนักจากตะกอนดินในอ่าวฉูถ่าฉี่ ในประเทศจีน โดยทำการศึกษาโลหะหนัก 5 ชนิด คือ Pb, Cu, Zn, Cd และ Hg ในตะกอนทั้ง 18 จุดเก็บตัวอย่าง ทำการวิเคราะห์โลหะหนักด้วยเทคนิค Atomic absorption spectrophotometry และเทคนิค Atomic fluorescence spectrometry ผลการศึกษาพบ Zn Pb Cu Cr และ Hg ในตะกอนดิน มีค่าระหว่าง 18.25-126.75, 4.38 – 9.65, 1.80-17.68, 0.241-0.764 และ 0.007-0.021 mg/kg และเมื่อนำผลการศึกษามาเปรียบเทียบกับกับภูมิภาคอื่น ๆ ของประเทศจีน จะพบว่า Pb Cd และ Zn จากอ่าวฉูถ่าฉี่ อยู่ในเกณฑ์ต่ำ และทำการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาด้วย PERI ผลการศึกษาบ่งชี้ว่ามลพิษส่วนใหญ่ที่เกิดขึ้นในอ่าวฉูถ่าฉี่ เป็นผลมาจากโลหะหนัก Cd

Li et al. (2016) ทำการประเมินความเสี่ยงด้านนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักทั้ง 9 ชนิด ได้แก่ As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb และ Zn ในตะกอนดินและสัตว์หน้าดินบริเวณพื้นที่ชุ่มน้ำ สามเหลี่ยมปากแม่น้ำเหลืองในประเทศจีน โดยใช้ดัชนี การปนเปื้อนปัจจัยเดี่ยว (SFCI) ดัชนีการปนเปื้อนโลหะ (MCI) และปัจจัยการสะสมทางชีวภาพตะกอน (BSAF) มาใช้ในการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาและการสะสมทางชีวภาพที่อาจเกิดขึ้น ผลการศึกษาพบว่า พบว่าโลหะหนัก As มีค่าเกินค่ามาตรฐานแห่งชาติของประเทศจีน (National standard) มากกว่า 50% ส่วนความเข้มข้นของโลหะชนิดอื่นมีค่าความเข้มข้นใกล้เคียงกับมาตรฐานที่กำหนดไว้ ช่วงของค่า SFCI โลหะแต่ละชนิดส่วนใหญ่ในช่วงฤดูใบไม้ร่วงจะมากกว่าในฤดูใบไม้ผลิโดยมีค่าตามลำดับ ดังนี้ Cr, Pb, Hg, Cd และ Cu ส่วนค่า MCI ได้ผลที่ไม่ชัดเจน แต่ผล BSAF บ่งชี้ว่า Cd มีการสะสมจากตะกอนดินและถ่ายทอดไปยังสัตว์หน้าดินในปริมาณที่สูง

Xu et al. (2017) ได้ศึกษาประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนดินของแม่น้ำ ในเมืองชิ่งเต่า ประเทศจีน โดยทำการศึกษาความเสี่ยงของระบบนิเวศจากการปนเปื้อนโลหะหนัก 6 ชนิด ได้แก่ Cu, Pb, Zn, Cr, Cd และ As ในตัวอย่างตะกอนดินจากทั้งหมด 47 จุดเก็บตัวอย่าง โดยผลการศึกษาพบ Cu, Pb, Zn, Cr, Cd และ As ในตะกอนดินระหว่าง 4.5-178.7, 8.2-65.8, 8.2-325.7, 12.2-185.5, 0.013-1.486 และ 1.2-20.6 mg/kg ตามลำดับ คุณภาพของตะกอนดินโดยรวมเป็นไปตามค่ามาตรฐานตะกอนดินของประเทศจีน แต่จากเกณฑ์คุณภาพตะกอนดินบ่งชี้ว่าค่า Cu, Cr และ As มีแนวโน้มที่จะส่งผลกระทบต่อกระบวนการทางชีววิทยาที่เป็นอันตรายต่อระบบนิเวศในแหล่งน้ำ การประเมินค่าการสะสมทางดัชนีภูมิศาสตร์ (Igeo) ปัจจัยแนวโน้มการเพิ่มขึ้นของมลพิษ (EF) ปัจจัยการปนเปื้อน (CF) และค่าดัชนีการเกิดมลพิษ (PLI) บ่งชี้ให้เห็นว่า ระดับการปนเปื้อนของ As, Cd, และ Pb มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นในพื้นที่ลุ่มน้ำทางด้านตะวันออกของอ่าวฉีฮาว และจากผลการศึกษาดังกล่าวนี้จะมีส่วนร่วมในการกำหนดมาตรการการจัดการในอนาคตด้วย

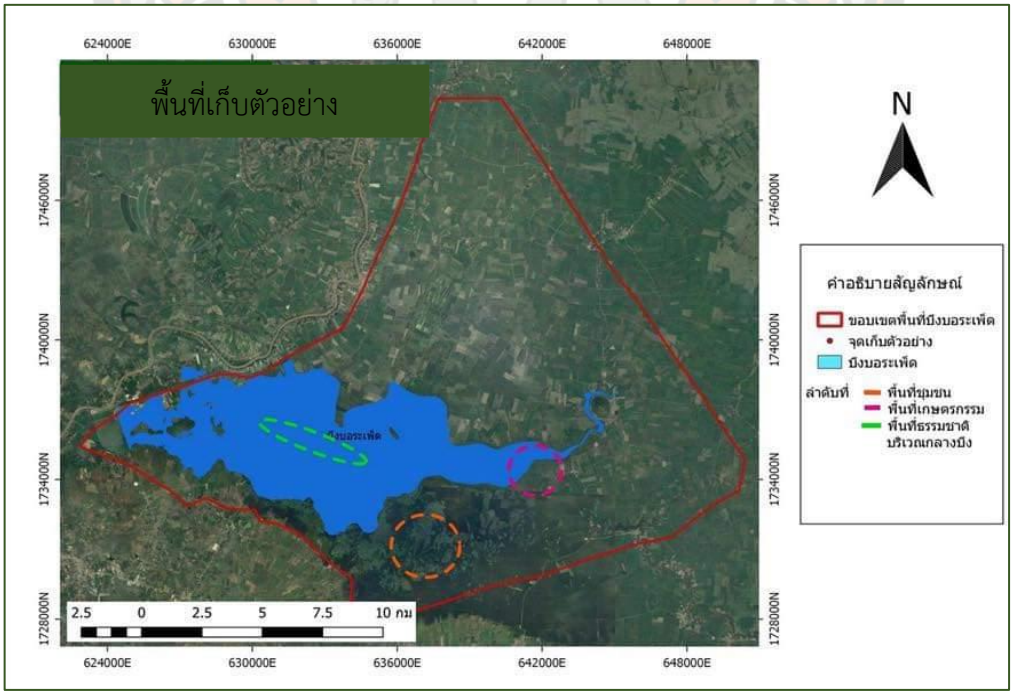
Guo et al. (2010) ทำการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของโลหะหนักในตะกอนดินบริเวณโดยรอบของท่าเรือดองชิง เมืองเทียนจิง ประเทศจีน โดยศึกษาการกระจายและการเพิ่มขึ้นของโลหะหนักในตะกอนจากจุดเก็บทั้ง 11 สถานี และนำมาหาค่าคาดการณ์ผลกระทบที่อาจจะเกิดขึ้นได้โดยใช้ดัชนีปัจจัยการเพิ่ม (EF) และดัชนีความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (PERI) ผลการศึกษาลำดับความเข้มข้นของโลหะหนัก As, Zn, Cu, Hg และ Pb ในตะกอนดิน จากมากไปน้อย ดังนี้ คือ 1.14, 1.11, 0.64, 0.29, 0.17 และ 0.13 ตามลำดับ ซึ่ง Pb และ Cd เป็นค่าที่เกิดขึ้นจากธรรมชาติของบริเวณที่ศึกษาโดยไม่ได้เกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ ส่วน Hg บ่งชี้ได้ว่าเกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ ขณะที่สารหนูและสังกะสี บ่งชี้ว่าได้รับผลกระทบจากกิจกรรมของมนุษย์อย่างชัดเจน และผลการประเมินความเสี่ยงทางด้านนิเวศวิทยา (E) ของโลหะหนัก Hg, Cd, As, Cu, Hg และ Zn มีค่าดังนี้ คือ 58.91, 14.25, 13.17 ,3.74 ,1.30 และ 1.18 ทั้งนี้โลหะหนักส่วนใหญ่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศเล็กน้อย ส่วนปรอท บ่งชี้ว่าก่อให้เกิดความเสี่ยงที่เป็นอันตรายต่อระบบนิเวศในระดับปานกลาง

บทที่ 3

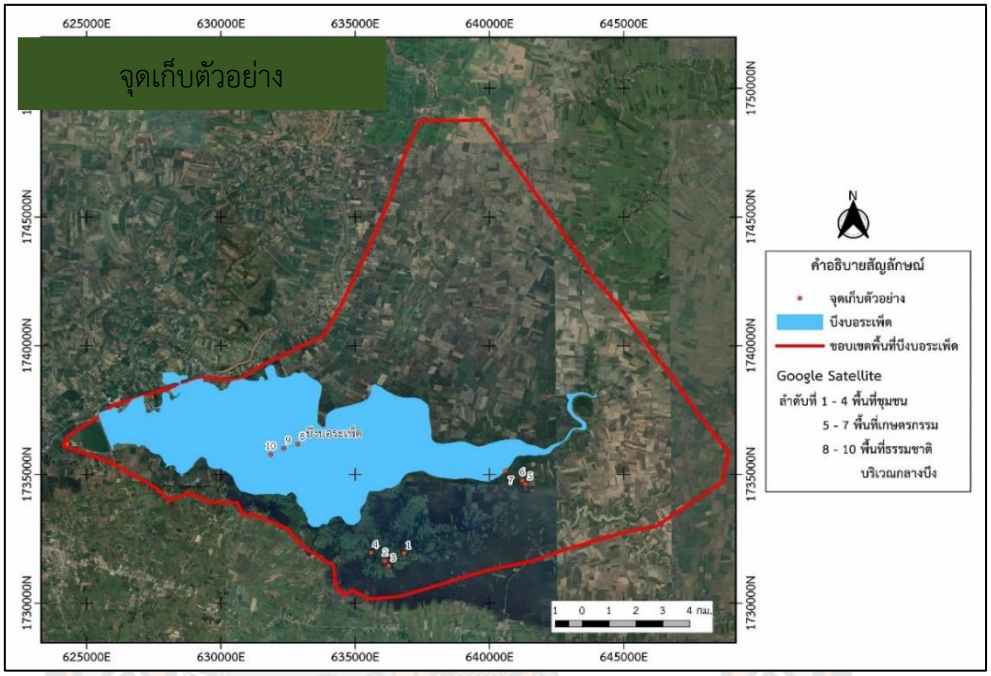
วิธีดำเนินงานวิจัย

1. พื้นที่ศึกษา

พื้นที่ศึกษาคือพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ซึ่งมีสภาพเป็นพื้นที่ชุ่มน้ำตามธรรมชาติที่มีการใช้ประโยชน์จากประชาชนที่อยู่อาศัยโดยรอบในการใช้เป็นที่อยู่อาศัยดำรงชีวิต และใช้ประกอบอาชีพ ซึ่งกิจกรรมเหล่านี้มักมีการใช้ผลิตภัณฑ์ที่มีโลหะหนักเป็นองค์ประกอบร่วมอยู่ด้วย ทำให้ของเหลือหรือของเสียจากกิจกรรมการใช้ผลิตภัณฑ์เหล่านี้ สามารถปลดปล่อยโลหะหนักลงสู่สิ่งแวดล้อมโดยรอบพื้นที่และภายในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดได้ ทั้งนี้โลหะหนักที่มักพบในผลิตภัณฑ์ที่มีการใช้ในชีวิตประจำวันและใช้ในการเกษตรกรรม ได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ซึ่งได้ถูกกำหนดเป็นกลุ่มของโลหะหนักที่ทำการศึกษาในครั้งนี้ โดยได้ทำศึกษาใน 3 ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์หลัก คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่การเกษตร และพื้นที่ธรรมชาติ แสดงดังภาพ 6 และได้กำหนดจุดเก็บตัวอย่างน้ำและตะกอน จำนวนทั้งหมด 10 สถานี (Station) ใน 3 ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ แสดงดังภาพ 7 และตาราง 7



ภาพ 6 เขตพื้นที่ศึกษา (Zone)



ภาพ 7 จุดเก็บตัวอย่าง (Station)

ตาราง 7 จุดเก็บตัวอย่างในพื้นที่ศึกษาพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์

จุดที่	สถานี	ลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน
1	เหนือบ้านห้วยหิน	พื้นที่ชุมชน
2	กลางบ้านห้วยหิน จุดที่ 1	
3	กลางบ้านห้วยหิน จุดที่ 2	
4	ท้ายบ้านห้วยหิน	
5	ต้นน้ำรางบัว	พื้นที่เกษตรกรรม
6	กลางน้ำรางบัว	
7	ท้ายน้ำรางบัว	
8	พื้นที่ธรรมชาติบริเวณกลางบึง จุดที่ 1	พื้นที่ธรรมชาติ
9	พื้นที่ธรรมชาติบริเวณกลางบึง จุดที่ 2	
10	พื้นที่ธรรมชาติบริเวณกลางบึง จุดที่ 3	

2. วิธีการเก็บและรักษาตัวอย่าง

การศึกษาในครั้งนี้จะทำการเก็บและศึกษาตัวอย่างที่เป็นองค์ประกอบที่สำคัญของระบบนิเวศบึงบอระเพ็ด คือ น้ำ ตะกอนพื้นท้องน้ำ พืช ปลา และหอย โดยมีรายละเอียดการเก็บและการรักษาตัวอย่าง ดังนี้

2.1 ตัวอย่างน้ำ

การเก็บตัวอย่างน้ำจะทำการเก็บตัวอย่างน้ำที่เป็นตัวแทนน้ำจากแต่ละเขตลักษณะการใช้ประโยชน์ (Zone) คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติบริเวณกลางบึง การตรวจวัดและการเก็บตัวอย่างน้ำจะดำเนินการใน 2 ช่วงฤดูกาล คือ ฤดูแล้ง และฤดูฝน และทำการศึกษาฤดูกาลละ 3 เดือน โดยเก็บตัวอย่างทั้งหมด 10 สถานี ทั้งนี้ในแต่ละลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน (Zone) จะประกอบด้วยสถานีเก็บตัวอย่าง (Station) จำนวน 3-4 สถานี (ซ้ำ) ด้วยวิธีการเก็บตัวอย่างน้ำแบบจ้วง (Grab sampling) ที่ระดับความลึกกึ่งกลางน้ำแต่ไม่เกิน 1 เมตร และทำการเก็บตัวอย่างน้ำด้วย Water sampler แล้วใส่ตัวอย่างน้ำในขวด PE ขนาดบรรจุ 1 ลิตร ที่ติดฉลากที่ระบุจุดเก็บตัวอย่างน้ำในแต่ละจุดเก็บ และทำการรักษาสภาพด้วย กรดไนตริก 2 มิลลิลิตรต่อน้ำตัวอย่าง 1 ลิตร แล้วทำการเขย่าขวดเล็กน้อยประมาณ 10 ครั้ง แล้วนำขวดตัวอย่างน้ำที่เก็บได้ไปเก็บรักษาในกล่องรักษาความเย็น ที่เตรียมน้ำแข็งไว้ในกล่อง ที่อุณหภูมิ 4 ± 2 องศาเซลเซียส ตามวิธีการของ กรมควบคุมมลพิษ (2546)

ขณะทำการเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อนำไปวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการนั้น จะทำการตรวจวัดดัชนีคุณภาพน้ำทั่วไปของน้ำ ณ สถานีเก็บตัวอย่าง ด้วยเครื่องมือตรวจวัดคุณภาพน้ำภาคสนาม โดยมีค่าดัชนีที่ทำการตรวจวัด ได้แก่ ความเป็นกรดเป็นด่าง อุณหภูมิ ออกซิเจนละลายในน้ำ ค่าของแข็งละลายน้ำ ค่าการนำไฟฟ้า ค่าความโปร่งแสง และค่าความขุ่น ดังแสดงในตาราง 8

ตาราง 8 ดัชนีคุณภาพน้ำที่ทำการศึกษาและวิธีวิเคราะห์

ดัชนีคุณภาพน้ำ	หน่วย	เครื่องมือหรือวิธีการวิเคราะห์
ความเป็นกรดเป็นด่าง (pH)	-	pH meter
อุณหภูมิ (Temperature)	^{0}C	Thermometer
ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO)	mg/l	DO meter
ค่าของแข็งละลายน้ำ (TDS)	mg/l	TDS meter
ค่าการนำไฟฟ้า (EC)	µS/cm	EC meter
ค่าความโปร่งแสง (Transparency)	cm	Secchi disk
ค่าความขุ่น (Turbidity)	NTU	Turbidity meter
ค่าความกระด้าง (Hardness)	mg/l as $CaCO_3$	ไตเตรท โดยใช้ EDTA
โลหะหนักในน้ำ	mg/l	ทำการย่อยด้วยกรดไนตริก
(Pb Cd Zn Cr Cu)		แล้วทำการวิเคราะห์ โดยเครื่อง AAS

ที่มา: วิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทย ในพระบรมราชูปถัมภ์ (2545)

2.2 ตัวอย่างตะกอน

การเก็บตัวอย่างตะกอนพื้นท้องน้ำจะทำการเก็บตัวอย่างในพื้นที่ที่มีลักษณะการใช้ประโยชน์บริเวณโดยรอบบึง 3 ลักษณะคือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติบริเวณกลางบึง โดยเก็บตัวอย่างตะกอนใน 3 เขตพื้นที่ รวม 10 สถานีตรวจวัดซึ่งเป็นจุดเก็บตัวอย่างเดียวกันกับตัวอย่างน้ำ (ภาพ 7 และตาราง 7) ทั้งนี้ในแต่ละลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน (Zone) จะประกอบด้วยสถานีเก็บตัวอย่าง (Station) จำนวน 3-4 สถานี (ซ้ำ) โดยใช้เครื่องมือ Ekman grab ทั้งนี้แต่ละสถานีเก็บตัวอย่างจะทำการเก็บตัวอย่างตะกอนประมาณ 1 กิโลกรัม จากนั้นนำตัวอย่างตะกอนบรรจุในถุงพลาสติก นำกลับมาวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการต่อไป

ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนพื้นท้องน้ำใน 2 ช่วงฤดูกาล คือ ฤดูแล้ง และฤดูฝน ฤดูกาลละ 3 เดือน โดยเก็บตัวอย่างจากทั้งหมด 10 สถานี

2.3 ตัวอย่างพืช

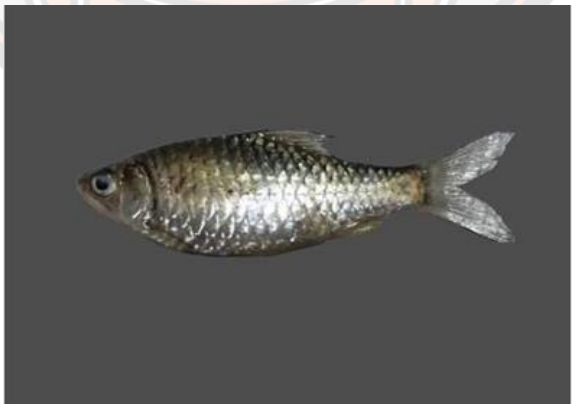
ตัวอย่างพืชที่ทำการศึกษาในครั้งนี้ คือ บัวหลวง (*Nelumbo nucifera*) โดยจะทำการเก็บตัวอย่างแบบ Composite sampling ในส่วนเหนือดิน (Shoot) ของบัวหลวงใน 3 เขตพื้นที่ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่การเกษตร และพื้นที่ใกล้เคียงกับพื้นที่ธรรมชาติกลางบึง โดยในแต่ละเขตพื้นที่จะทำการเก็บตัวอย่าง พื้นที่ละ 3 ซ้ำ

ทำการเก็บตัวอย่างบัวหลวงใน 2 ช่วงฤดูกาล คือ ฤดูแล้ง และฤดูฝน ฤดูกาลละ 3 เดือน โดยเก็บตัวอย่างทั้งหมด 3 เขตพื้นที่ แล้วเก็บรักษาตัวอย่างบัวหลวงในถุงที่เตรียมไว้เพื่อนำไปตรวจวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการต่อไป

2.4 ตัวอย่างปลา

ตัวอย่างปลาที่ทำการศึกษาในครั้งนี้เป็นปลาที่ได้จากชาวประมงพื้นบ้าน ที่ทำการประมงด้วยเครื่องมือที่ถูกกฎหมาย โดยจะพิจารณาเลือกชนิดพันธุ์ที่ศึกษาจากชนิดพันธุ์ปลาที่มีปริมาณชุกชุม (Dominant species) และพบได้ในทุกฤดูกาล นอกจากนี้ยังพิจารณาเลือกชนิดพันธุ์จำแนกตามถิ่นที่อยู่อาศัยและพื้นที่หากิน และลักษณะการกินอาหารของปลาแต่ละชนิดพันธุ์ โดยมีชนิดพันธุ์ปลาที่ศึกษา ได้แก่ ปลาตะเพียนขาว (*Barbonymus gonionotus*) ซึ่งเป็นปลากินพืช (ภาพ 8) ปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) ซึ่งเป็นปลากินสัตว์และเป็นผู้ล่า (ภาพ 9) โดยปลาทั้ง 2 ชนิดนี้มีแหล่งที่อยู่อาศัยบริเวณกลางน้ำและผิวน้ำ และปลาช่อน (*Channa striata*) ซึ่งเป็นปลาที่กินสัตว์และเป็นผู้ล่า ที่มีแหล่งที่อยู่อาศัยบริเวณผิวหน้าดิน (ภาพ 10) โดยศึกษาตัวอย่างปลาจาก 3 เขตพื้นที่ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่การเกษตร และพื้นที่ธรรมชาติกลางบึง โดยในแต่ละเขตพื้นที่จะทำการเก็บตัวอย่างพื้นที่ละ 3 ซ้ำ สำหรับปลาแต่ละชนิด

ทำการเก็บตัวอย่างปลาทั้ง 3 ชนิด ใน 2 ช่วงฤดูกาล คือ ฤดูแล้ง และฤดูฝน ฤดูกาลละ 3 เดือน โดยเก็บตัวอย่างทั้งหมด 3 เขตพื้นที่ แล้วเก็บรักษาตัวอย่างปลาในถุงที่เตรียมไว้ที่อุณหภูมิ 4$\pm$2 องศาเซลเซียส เพื่อนำไปตรวจวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการต่อไป



ภาพ 8 ปลาตะเพียนขาว (*Barbonymus gonionotus*)

ภาพ 9 ปลาสลาด (*Notopterus notopterus*)

ภาพ 10 ปลาช่อน (*Channa striata*)

2.5 ตัวอย่างหอย

ตัวอย่างหอยที่ทำการศึกษาในครั้งนี้เป็นหอยที่ได้จากชาวประมงพื้นบ้าน คือ หอยขม (*Filopaludina martensi*) (ภาพ 11) ด้วยวิธี Composite sampling จาก 3 เขตพื้นที่ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่การเกษตร และพื้นที่ธรรมชาติบริเวณกลางบึง โดยในแต่ละเขตพื้นที่จะทำการเก็บตัวอย่าง พื้นที่ละ 3 ซ้ำ โดยเก็บหอยที่เกาะอยู่กับหลักหรือวัสดุที่ยึดติดไม่เคลื่อนที่

ทำการเก็บตัวอย่างหอยขม ใน 2 ช่วงฤดูกาล คือ ฤดูแล้ง และฤดูฝน ฤดูกาลละ 3 เดือน โดยเก็บตัวอย่างทั้งหมด 3 เขตพื้นที่ แล้วเก็บรักษาตัวอย่างหอยขมในถุงที่เตรียมไว้ที่อุณหภูมิ 4$\pm$2 องศาเซลเซียส เพื่อนำไปตรวจวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการต่อไป

ภาพ 11 หอยขม *(Filopaludina martensi)*

3. วิธีการวิเคราะห์ตัวอย่าง

ในการวิเคราะห์ตัวอย่างทางสิ่งแวดล้อมในระบบนิเวศบึงบอระเพ็ด อันได้แก่ น้ำ ตะกอนดิน และสิ่งมีชีวิต ได้แก่ พืช ปลา และหอย เพื่อให้ได้ข้อมูลและนำไปสู่ขั้นตอนการประเมินความเสี่ยงทางด้านนิเวศวิทยาในขั้นตอนต่อไปนั้น มีวิธีการวิเคราะห์ตัวอย่างที่ศึกษา ดังนี้

3.1 ตัวอย่างน้ำ

ทำการตรวจวัดค่าดัชนีคุณภาพน้ำขณะที่ทำการเก็บตัวอย่างในภาคสนาม ได้แก่ ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง อุณหภูมิ ค่าออกซิเจนละลายน้ำ ค่าของแข็งละลายน้ำ ค่าการนำไฟฟ้า ค่าความโปร่งแสง และค่าความขุ่น และทำการเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อนำมาทำการวิเคราะห์ ค่าความกระด้าง (ตาราง 8) และโลหะหนักทั้ง 5 ชนิด อันได้แก่ Pb, Cd, Zn, Cr และ Cu ในห้องปฏิบัติการ โดยการวิเคราะห์โลหะหนักในน้ำตัวอย่างจะทำตามวิธีการของวิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทยในพระบรมราชูประถัมภ์ (2545) ตามขั้นตอนดังนี้

1) นำตัวอย่างน้ำมาตั้งทิ้งไว้ในอุณหภูมิห้องให้น้ำตัวอย่างมีอุณหภูมิใกล้เคียงกับอุณหภูมิห้อง

2) เขย่าน้ำตัวอย่างให้เข้ากัน แล้วปิเปตตัวอย่างน้ำ 100 มิลลิลิตร ใส่ลงในบีกเกอร์ขนาด 250 มิลลิลิตร

3) เติมกรดไนตริก (HNO_3) 5 มิลลิลิตร แล้วเขย่าเล็กน้อยเพื่อให้น้ำตัวอย่างและกรดไนตริกเข้ากัน จากนั้นใส่ลูกแก้วกันเดือดประมาณ 1-2 ลูก

4) นำไปวางบนเตาความร้อนไฟฟ้า (Hot plate) ในตู้ดูดควัน จากนั้นให้ความร้อนที่เหมาะสมโดยสังเกตจากการเดือดเบาๆ เพียงเล็กน้อย และปล่อยให้น้ำระเหยออกจนการย่อยสมบูรณ์ โดยสังเกตจากสารละลายจะมีสีใสขึ้น จนเหลือตัวอย่างประมาณ 10-20 มิลลิลิตร จากนั้นยกลงจากเตาแล้วปล่อยให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง

5) Rinse ข้างบีกเกอร์ ด้วยน้ำ Deionized จากนั้นนำมากรองผ่านกระดาษกรองเบอร์ 42 แล้วใส่ในขวดวัดปริมาตรขนาด 100 มิลลิลิตร เมื่อกรองสารละลายหมดแล้วให้ Rinse ด้วย Deionized แล้วนำสารละลายที่ได้เติมจนเต็มขวดวัดปริมาตร จากนั้นจึงนำสารละลายไปใส่ไว้ในขวด PE แล้วจากนั้นนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)

3.2 ตัวอย่างตะกอนดิน

นำตัวอย่างตะกอนพื้นท้องน้ำมาทำการวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนัก 5 ชนิด ได้แก่ Pb, Cd, Zn, Cr และ Cu โดยวิธีการย่อยสลายด้วยกรดเปอร์คลอลิก-กรดไนตริก และนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง AAS ตามวิธีการของ วิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทยในพระบรมราชูประถัมภ์ (2545) ดังนี้

1) นำตัวอย่างตะกอนมาผึ่งให้แห้ง ที่อุณหภูมิห้อง หรือนำเข้าตู้อบความร้อนที่อุณหภูมิ 40 องศาเซลเซียส เป็นเวลาอย่างน้อย 24 ชั่วโมง จนแห้งสนิท

2) บดตัวอย่างตะกอนดินที่แห้งสนิทแล้วให้ละเอียด และร่อนผ่านตะแกรงร่อนขนาดรู 0.177 มิลลิเมตร

3) ชั่งน้ำหนักตะกอนที่ผ่านการร่อนแล้ว 5 กรัม ใส่ลงในขวดรูปชมพู่

4) เติม HNO_3 10 มิลลิลิตร แล้วใส่ลูกแก้วกันเดือด 2 ลูก

5) นำตัวอย่างไปให้ความร้อนบนเตาไฟฟ้า จนเดือดแต่ไม่ควรแห้ง จากนั้นตั้งทิ้งไว้ให้เย็น

6) เติม HNO_3 10 มิลลิลิตร และเติม $HClO_4$ 10 มิลลิลิตร

7) นำตัวอย่างตั้งบนเตาความร้อนไฟฟ้าอีกครั้ง จนมีควันสีขาวลอยออกมา

8) หากสารละลายยังไม่ใส ให้ปิดภาชนะด้วยกระจกนาฬิกาและนำไปต้มต่อจนกว่าจะเดือดกระทั่งสารละลายมีสีใส แต่หากยังไม่ใสอีกให้เติม HNO_3 10 มิลลิลิตร แล้วให้ความร้อนต่อไปจนกว่าสารละลายจะมีสีใส

9) ตั้งทิ้งไว้ให้สารละลายเย็นตัวลงแล้ว Rinse ข้างๆ บีกเกอร์ ด้วยน้ำ Deionized แล้วนำมากรองผ่านกระดาษกรองเบอร์ 42 ใส่ลงในขวดวัดปริมาตรและปรับปริมาตรให้ได้ 100 มิลลิลิตร แล้ว

นำสารละลายที่ได้ไปใส่ไว้ในขวด PE จากนั้นนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)

3.3 ตัวอย่างพืช

ทำการวิเคราะห์หาปริมาณการปนเปื้อนของโลหะหนัก 5 ชนิด ได้แก่ Pb, Cd, Zn, Cr และ Cu ในตัวอย่างบัวหลวงด้วย วิธีวิเคราะห์โลหะหนักซึ่งดัดแปลงมาจากการตรวจโลหะหนักในพืชของ กรมควบคุมมลพิษ (2553) ตามขั้นตอนดังต่อไปนี้

1) นำตัวอย่างมาทำการอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 100 องศาเซลเซียส เป็นเวลานาน 1 ชั่วโมง

2) ย่อยตัวอย่างในบีกเกอร์ด้วยการเติมกรดเปอร์คลอริก ($HClO_4$) และกรดไนตริก (HNO_3) ในอัตราส่วน 1:2 ลงไปในปริมาณ 5 มิลลิลิตร

3) นำสารละลายที่ได้จากการย่อยไปกรองใส่ขวดปรับปริมาตรขนาด 25 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรน้ำ Deionized จนครบ 25 มิลลิลิตร

4) จากนั้นนำสารละลายที่ได้เทใส่ในขวด PE และนำตัวอย่างที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณโลหะหนักด้วยเครื่อง AAS

3.4 ตัวอย่างปลา

นำตัวอย่างปลามาทำการตรวจวิเคราะห์หาปริมาณการปนเปื้อนของโลหะหนัก 5 ชนิด ได้แก่ Pb, Cd, Zn, Cr และCu ในห้องปฏิบัติการโดยวิธีการย่อยสลายด้วยกรดเปอร์คลอลิก-กรดไนตริก และนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง AAS โดยใช้วิธีวิเคราะห์โลหะหนักในตัวอย่างปลาตามวิธีการของ กชวรรณ วงค์เจริญ และศิรินันท์ ยุบลศรี (2555) ตามขั้นตอนดังนี้

1) นำตัวอย่างเนื้อปลาไปอบให้แห้งที่ อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชั่วโมง

2) บดตัวอย่างที่ผ่านการอบแห้งมาแล้ว ให้ละเอียดแล้วชั่งด้วยเครื่องชั่งทศนิยม 2 ตำแหน่ง จำนวน 2 กรัม ใส่ใน Erlenmeyer flask

3) เติม HNO_3 20 มิลลิลิตร และเติม $HClO_4$ 10 มิลลิลิตร แล้วใส่ลูกแก้วกันเดือด 2 ลูก

4) นำไปให้ความร้อนบนเตาไฟฟ้าจนเดือด และสังเกตให้สารละลายมีสีใส แต่ไม่แห้ง และตั้งทิ้งไว้จนเย็น

5) ตั้งทิ้งไว้ให้สารละลายเย็นตัวลง แล้ว Rinse ข้างๆ บีกเกอร์ ด้วยน้ำ Deionized แล้วจากนั้นให้นำมาผ่านกระดาษกรองเบอร์ 42 Rinse กระดาษกรองด้วย Deionized

แล้วใส่ในขวดวัดปริมาตรขนาด 100 มิลลิลิตร แล้วนำสารละลายที่ได้ไปใส่ไว้ในขวด PE แล้วจากนั้นนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)

3.5 ตัวอย่างหอย

นำตัวอย่างหอยมาวิเคราะห์ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนัก 5 ชนิด ได้แก่ Pb, Cd, Zn, Cr และ Cu ในห้องปฏิบัติการโดยวิธีการย่อยสลายด้วยกรดไนตริก-กรดซัลฟูริก และนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง AAS โดยวิธีวิเคราะห์โลหะหนักในตัวอย่างหอยจะทำตามวิธีของพุทธวรรณ รัตนพันธ์ (2551) ตามขั้นตอนดังต่อไปนี้

1) นำส่วนของเนื้อหอยไปอบที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 48 ชั่วโมง

2) บดเนื้อหอยที่ผ่านการอบจนแห้งแล้วให้ละเอียด

3) นำเนื้อหอยที่บดละเอียดแล้ว มาชั่งให้ได้ 2 กรัม ใส่ลงในขวดรูปชมพู่

4) เติม HNO_3 10 มิลลิลิตร และ H_2SO_4 2 มิลลิลิตร และใส่ลูกแก้วกันเดือดลงไป 2 ลูก

5) นำไปย่อยโดยให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียส เป็นเวลาประมาณ 2 ชั่วโมง

6) จากนั้นตั้งทิ้งไว้จนกว่าจะเย็น แล้ว Rinse ข้างขวดรูปชมพู่ แล้วเจือจางจนกว่าจะได้ปริมาตร 50 มิลลิลิตร แล้วนำไปกรองด้วยกระดาษกรองเบอร์ 42 แล้วใส่ในขวดปรับปริมาตรขนาด 100 มิลลิลิตร จากนั้นให้ทำการ Rinse กระดาษกรองอีกรอบและเติมลงในขวดวัดปริมาตร

7) ปรับปริมาตรให้เป็น 100 มิลลิลิตร ด้วยน้ำ Deionized แล้วจากนั้นให้ถ่ายใส่ขวด PE และนำไปวิเคราะห์หาปริมาณโลหะหนักด้วยเครื่อง AAS

3.6 การวิเคราะห์ความแม่นยำของวิธีการในการหาโลหะหนักในตัวอย่างทางสิ่งแวดล้อมในงานวิจัย (% recovery)

ทำการทดสอบความแม่นยำของวิธีการทดลอง โดยการตรวจสอบค่า % recovery ของโลหะหนัก Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในตัวอย่างทางสิ่งแวดล้อม อันได้แก่ น้ำผิวดิน ตะกอนพื้นท้องน้ำ ปลา หอย และพืช ด้วยการตรวจวิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ และวิธีการวิเคราะห์เดียวกันกับที่ใช้ในการวิเคราะห์ตัวอย่างที่ศึกษา โดยทำการทดสอบที่ 3 ระดับความเข้มข้น ระดับความเข้มข้นละ 7 ซ้ำ ทั้งนี้ค่า % recovery ที่เป็นที่ยอมรับ ต้องมีค่า % recovery ไม่ต่ำกว่า 80 % และไม่สูงกว่า 120 % (จุไรรัตน มหาเทียน, 2552) ผลการทดสอบความแม่นยำของวิธีการวิเคราะห์ ในรูปค่า % recovery ใน

การศึกษาครั้งนี้ แสดงดังตารางที่ 9 และได้นำค่า % recovery ที่ทำการทดสอบได้ มาคำนวณหาค่าที่แท้จริงของโลหะหนักทั้ง 5 ชนิด ในตัวอย่างทางสิ่งแวดล้อม

ตาราง 9 % Recovery ของโลหะหนักในตัวอย่างทางสิ่งแวดล้อมในงานวิจัย

ชนิดตัวอย่าง	% Recovery (%)				
	Cu	Pb	Cd	Zn	Cr
น้ำผิวดิน	81.60	81.10	110.00	96.90	72.50
ตะกอนพื้นท้องน้ำ	91.62	85.10	91.10	84.40	71.30
ปลา	77.70	81.00	88.20	95.00	73.40
หอย	114.30	70.20	76.40	101.10	93.48
บัว	90.30	70.60	78.50	81.80	70.00

3.7 การประเมินการสะสมโลหะหนักของสิ่งมีชีวิตและการประเมินความเสี่ยงทางด้านนิเวศวิทยา

นำผลการวิเคราะห์ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักในตัวอย่างทางสิ่งแวดล้อม ในระบบนิเวศบึงบอระเพ็ดมาทำการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา ด้วยสมการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาแบบชนิดเดี่ยว (Ecological Risk index: E) คำนวนตามสมการของ Hakanson (1980) แสดงดังสมการที่ [1] สมการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยารวม (Potential Ecological Risk index: PERI) คำนวนตามสมการของ Hakanson (1980) แสดงดังสมการที่ [2] สมการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์น้ำ (Bioaccumulation factor: BAF) ตามสมการที่ [3] (Sara et al., 2002) และสมการประเมินการสะสมทางชีวภาพในสัตว์หน้าดิน (Biota-sediment accumulation factor: BSAF) ตามสมการที่ [4] (Soto-Jimenez et al., 2001)

$$E = T_r^i C_f^i \quad \text{..... [1]}$$

$$PERI = \sum E \quad \text{..... [2]}$$

$$BAF = \frac{\text{ความเข้มข้นของโลหะหนักในสิ่งมีชีวิต } (\mathbf{mg/kg\ DW})}{\text{ความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำ } (\mathbf{mg/l})} \quad \text{..... [3]}$$

$$BSAF = \frac{\text{ความเข้มข้นของโลหะหนักในสิ่งมีชีวิต } (\mathbf{mg/kg\ DW})}{\text{ความเข้มข้นของโลหะหนักในตะกอนดิน } (\mathbf{mg/kg\ DW})} \quad \text{..... [4]}$$

4. การวิเคราะห์ข้อมูล

ในการศึกษาครั้งนี้ ข้อมูลและผลการตรวจวัดจากทั้งภาคสนามและจากห้องปฏิบัติการจะถูกนำมาวิเคราะห์ในประเด็นดังต่อไปนี้

4.1 ทำการวิเคราะห์การปนเปื้อนของโลหะหนักแต่ละชนิด คือ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในน้ำ ตะกอนดิน พืช ปลา และหอย ด้วยสถิติเชิงพรรณนา

4.2 ทำการวิเคราะห์ความแตกต่างทางสถิติของค่าของความเข้มข้นของโลหะหนักชนิดเดียวกันในสิ่งมีชีวิตและสิ่งไม่มีชีวิตชนิดเดียวระหว่างลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดินที่แตกต่างกัน ด้วยสถิติ Kruskal – Wallis test ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05

4.3 ทำการวิเคราะห์ความแตกต่างทางสถิติของค่าความเข้มข้นของโลหะหนักชนิดเดียวกันในสิ่งมีชีวิตและสิ่งไม่มีชีวิตชนิดเดียวกัน ระหว่างฤดูกาลที่แตกต่างกันด้วยสถิติ Mann – Whitney U test ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05

4.4 ทำการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในแต่ละลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน ด้วยสมการ Ecological Risk index (E) และ Potential Ecological Risk index (PERI) และประเมินการสะสมโลหะหนักของปลาและหอย ด้วยสมการ Bioaccumulation factor (BAF) และ Biota-sediment accumulation factor (BSAF) ตามลำดับ

บทที่ 4

ผลการวิจัย

1. คุณภาพน้ำผิวดิน

การศึกษาคุณภาพน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ ได้ทำการศึกษาดัชนีคุณภาพน้ำผิวดิน 7 พารามิเตอร์ ได้แก่ ค่า pH, Temperature, DO, TDS, EC, Turbidity และ Hardness โดยทำการศึกษาใน 3 ลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ได้แก่ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติบริเวณกลางบึง โดยทำการตรวจวัดใน 2 ฤดูกาล ได้แก่ ช่วงฤดูฝน (Wet period) ปี 2562 และช่วงฤดูแล้ง (Dry period) ปี 2563 ซึ่งมีผลการศึกษาดังนี้

1.1 ความเป็นกรด-เบส (pH)

pH ของน้ำผิวดินที่ตรวจวัดทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 7.1–9.6 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 8.3 โดย pH ของน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 7.1–8.8 และ 8.1-9.6 ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าเฉลี่ยสูงสุดในช่วงฤดูแล้งและแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 10) ทั้งนี้น้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง 7.6-9.6, 7.1-9.6 และ 7.1-8.3 ตามลำดับ (ตาราง 11) โดยพบว่าค่าเฉลี่ย pH ของน้ำผิวดินในพื้นที่ชุมชนมีค่าเฉลี่ยมากที่สุด แต่ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น

เมื่อเปรียบเทียบค่า pH เฉลี่ยของตัวอย่างน้ำทั้งหมด pH เฉลี่ยของน้ำตามฤดูกาล และ pH เฉลี่ยของน้ำตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับค่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 ที่กำหนดให้มีค่า pH อยู่ระหว่าง 5-9 (ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2537) และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำที่กำหนดให้มีค่าอยู่ระหว่าง 5-9 (สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ, 2530) พบว่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนด

ตาราง 10 คุณภาพน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดจำแนกตามฤดูกาล

พารามิเตอร์ (หน่วย)	ฤดูกาล (Seasons)	
	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง
pH	7.9±0.4[b]	8.7±0.5[a]
Temperature (^{0}C)	31.4±1.7[a]	28.2±0.6[b]
DO (mg/l)	7.1±0.8[a]	4.9±2.4[b]
TDS (mg/l)	192.3±57.4[b]	253.6±30.7[a]
EC (µS/cm)	337.6±107.7[b]	388.3±8.5[a]
Turbidity (NTU)	21.5±8.9[a]	16.4±3.2[b]
Hardness (mg/l as $CaCO_3$)	128.8±30.2[b]	165.8±33.8[a]

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05)

ตาราง 11 คุณภาพน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

พารามิเตอร์/หน่วย	ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์		
	พื้นที่ชุมชน	พื้นที่เกษตรกรรม	พื้นที่ธรรมชาติ
pH	8.6±0.5	8.3±0.7	7.9±0.3
Temperature (^{0}C)	29.3±1.6	30.1±2.3	30.3±2.2
DO (mg/l)	5.4±2.2[b]	5.3±2.0[b]	7.6±0.9[a]
TDS (mg/l)	216.7±78.2	229.6±40.1	224.7±23.4
EC (µS/cm)	330.9±102.6[b]	385.9±62.0[a]	382.6±40.8[a]
Turbidity (NTU)	17.6±4.8	19.5±4.8	20.0±10.6
Hardness (mg/l as $CaCO_3$)	160.1±46.5	138.5±21.9	139.7±29.9

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

1.2 อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิของน้ำผิวดินที่ตรวจวัดทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 27.1-34.8 ^{0}C มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 29.8 ^{0}C โดยอุณหภูมิของน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 28.1-34.8 และ 27.1-29.0 ^{0}C ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าเฉลี่ยสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 10) ทั้งนี้น้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าอุณหภูมิระหว่าง 27.2-32.3, 27.1-34.4 และ 28.3-34.8 ^{0}C ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยอุณหภูมิในน้ำผิวดินจากทั้ง 3 ลักษณะพื้นที่ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (ตาราง 11)

เมื่อเปรียบเทียบค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของตัวอย่างน้ำทั้งหมด อุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำจำแนกตามฤดูกาล และ อุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับค่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 ที่กำหนดให้มีค่าอุณหภูมิ ไม่สูงกว่าอุณหภูมิตามธรรมชาติเกิน 3 ^{0}C (ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2537) และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ ที่กำหนดให้มีค่าอุณหภูมิไม่สูงกว่าอุณหภูมิตามธรรมชาติเกิน 3 ^{0}C เช่นกัน (สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ, 2530) พบว่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนด

1.3 ออกซิเจนละลายน้ำ (DO)

DO ของน้ำผิวดินที่ตรวจวัดทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 2.1-8.7 mg/l มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.1 mg/l โดย DO ของน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 4.8-8.1 และ 2.1-8.7 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าเฉลี่ยสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 10) ทั้งนี้น้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่า DO อยู่ระหว่าง 2.1-8.1, 2.9-7.8 และ 5.4-8.7 mg/l ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย DO ในพื้นที่ธรรมชาติมีค่าสูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ตาราง 11)

เมื่อเปรียบเทียบค่า DO เฉลี่ยของน้ำตัวอย่างทั้งหมด DO เฉลี่ยของน้ำจำแนกตามฤดูกาล และ DO เฉลี่ยของน้ำจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับค่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 ที่กำหนดให้มีค่า DO ไม่ต่ำกว่า 6 mg/l (ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2537) และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ ที่กำหนดให้มีค่าออกซิเจนละลายน้ำไม่ต่ำกว่า 3 mg/l (สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ, 2530) พบว่าค่าเฉลี่ย DO ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ในพื้นที่ชุมชน และพื้นที่เกษตรกรรม และในช่วงฤดูแล้ง ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 ที่กำหนดไว้ แต่พบค่าเฉลี่ย DO ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดทั้งหมด ค่าเฉลี่ย DO ช่วงฤดูฝน และค่าเฉลี่ย DO ในพื้นที่ธรรมชาติ เป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 แต่อย่างไรก็ตามพบค่าเฉลี่ย DO ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด เป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ

1.4 ของแข็งละลายน้ำ (TDS)

TDS ของน้ำผิวดินที่ตรวจวัดทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 85.0-323.0 mg/l มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 222.9 mg/l โดย TDS ของน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 85.0-290.0 และ 221.0-323.0 mg/l ตามลำดับ โดยพบมีค่าเฉลี่ยสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 10) ทั้งนี้ TDS ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่า TDS ระหว่าง 85.0-323.0, 121.0-301.0 และ 137.0-247.0 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ย TDS ในน้ำผิวดินจากทั้ง 3 ลักษณะพื้นที่ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (ตาราง 11)

1.5 การนำไฟฟ้า (EC)

EC ของน้ำผิวดินที่ตรวจวัดทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 146.0-508.0 µS/cm มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 362.9 µS/cm โดยค่า EC ของน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 146.0-508.0 และ 367.0–401.0 µS/cm ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าเฉลี่ยสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 10) ทั้งนี้ EC ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่า EC ระหว่าง 146.0-508.0, 208.0-468.0 และ 295.0-455.0 µS/cm ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย EC ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุมชนมีค่าต่ำสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ตาราง 11)

1.6 ค่าความขุ่น (Turbidity)

ความขุ่นของน้ำผิวดินที่ตรวจวัดทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 7.6-47.7 NTU มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 18.8 NTU โดยความขุ่นของน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 7.6-47.7 และ 12.5-21.2 NTU ตามลำดับ

โดยพบว่ามีค่าเฉลี่ยสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 10) ทั้งนี้ ความขุ่นของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าความขุ่นระหว่าง 12.5-27.6, 13.1-30.1 และ 7.6-47.7 NTU ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยความขุ่นของน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 11)

1.7 ความกระด้าง (Hardness)

ความกระด้างของน้ำผิวดินที่ตรวจวัดทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 92.0–220.0 mg/l as $CaCO_3$ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 147.6 mg/l as $CaCO_3$ โดยพบค่าความกระด้างของน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 92.0–200.0 และ 100.0–220.0 mg/l as $CaCO_3$ ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าเฉลี่ยสูงสุดในช่วงฤดูแล้งและแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 10) ทั้งนี้ ความกระด้างในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าความกระด้างระหว่าง 92.0-220.0, 100.0-200.0 และ 94.0-200.0 mg/l as $CaCO_3$ ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยความกระด้าง ของน้ำผิวดินจากทั้ง 3 ลักษณะพื้นที่มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 11)

2. ปริมาณโลหะหนักในน้ำผิวดิน

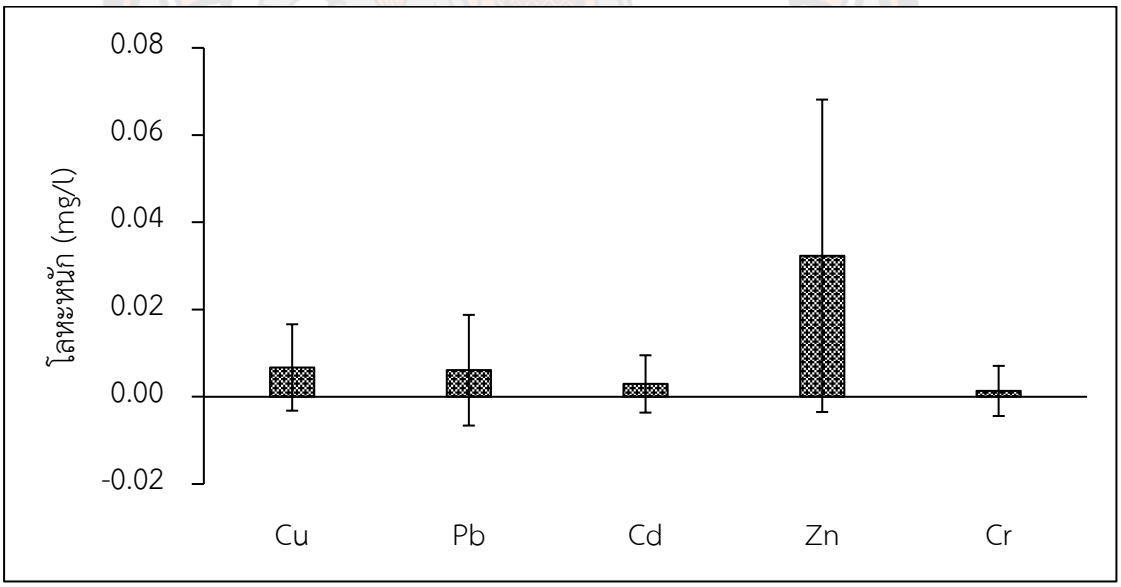
การศึกษาการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ ได้ทำการศึกษาปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนัก 5 ชนิด อันได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr โดยทำการศึกษาใน 3 ลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ ได้แก่ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ โดยทำการตรวจวัดใน 2 ฤดูกาล ได้แก่ ช่วงฤดูฝน (Wet period) ปี 2562 และช่วงฤดูแล้ง (Dry period) ปี 2563 ซึ่งมีผลการศึกษาดังนี้

2.1 ปริมาณทองแดง (Cu) ในน้ำผิวดิน

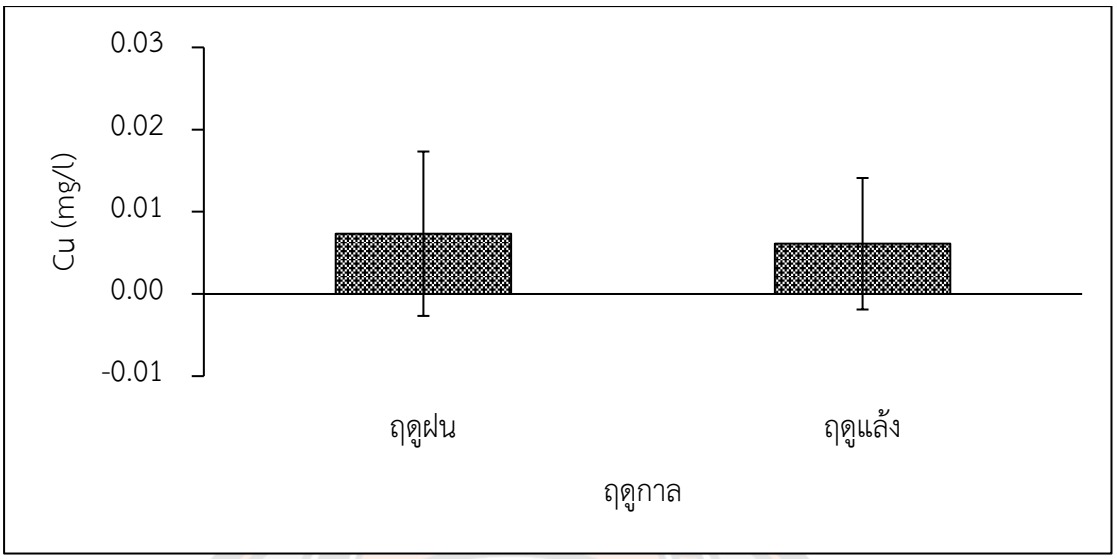
ปริมาณการปนเปื้อน Cu ในน้ำผิวดินที่ตรวจวัดได้ทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ไม่สามารถตรวจวัดได้ (ND)-0.040 mg/l มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.007 mg/l (ภาพ 12) โดยการปนเปื้อน Cu ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มี

ค่าระหว่าง ND-0.040 และ ND-0.030 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่าการปนเปื้อน Cu เฉลี่ยในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 13) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cu ในน้ำผิวดิน ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-0.030, ND-0.040 และ ND-0.040 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cu ในน้ำผิวดินจากพื้นที่ชุมชนมีค่าสูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ภาพ 14)

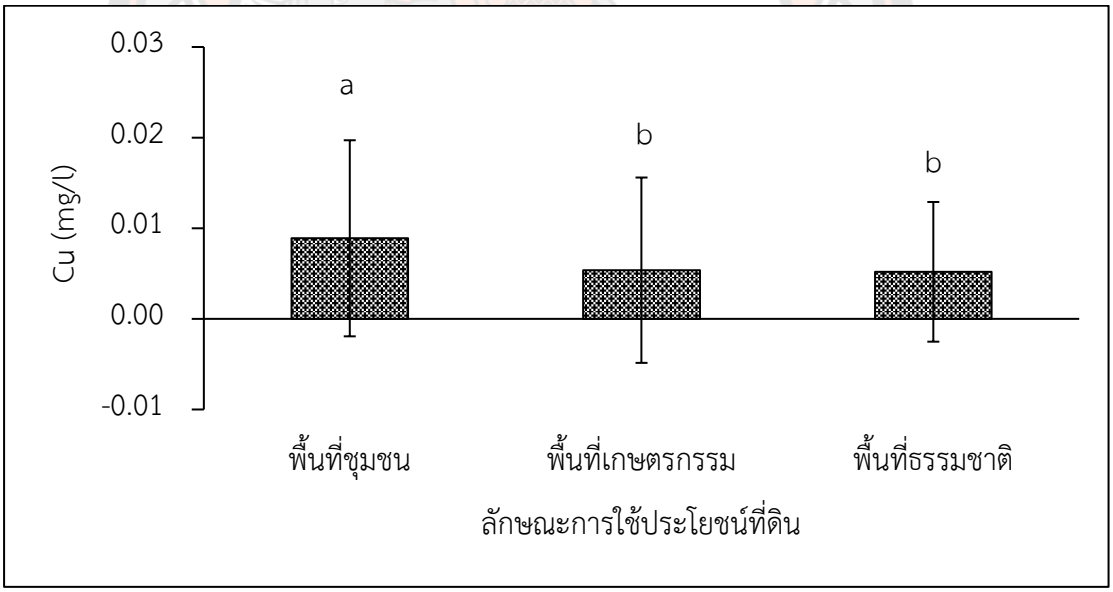
เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Cu ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ค่าเฉลี่ย Cu ในน้ำผิวดินจำแนกตามฤดูกาล และค่าเฉลี่ย Cu ในน้ำผิวดินจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์กับค่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cu ได้ไม่เกิน 0.1 mg/l (ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2537) และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cu ได้ไม่เกิน 0.02 mg/l (สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ, 2530) พบว่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน



ภาพ 12 ความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด



ภาพ 13 ความเข้มข้นของ Cu ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



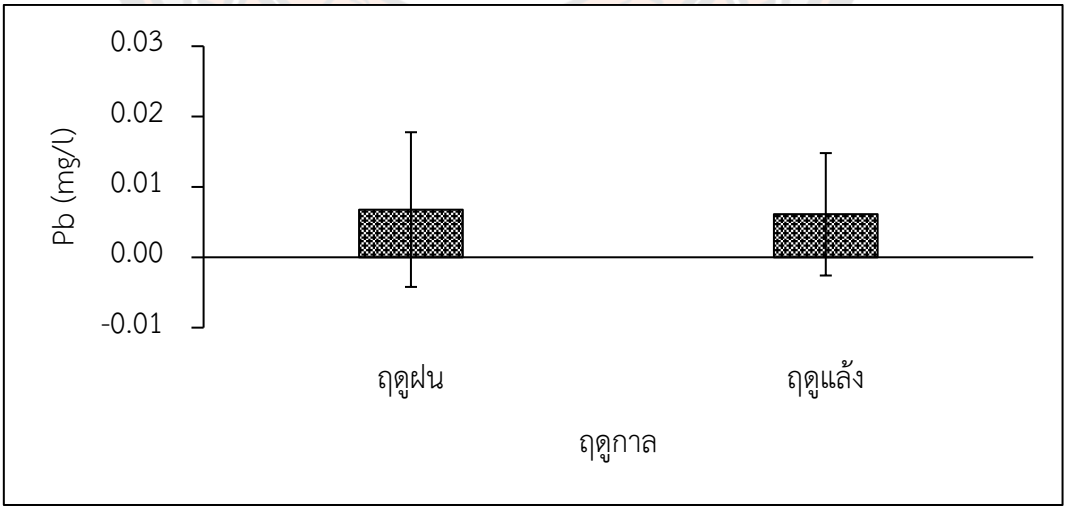
ภาพ 14 ความเข้มข้นของ Cu ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

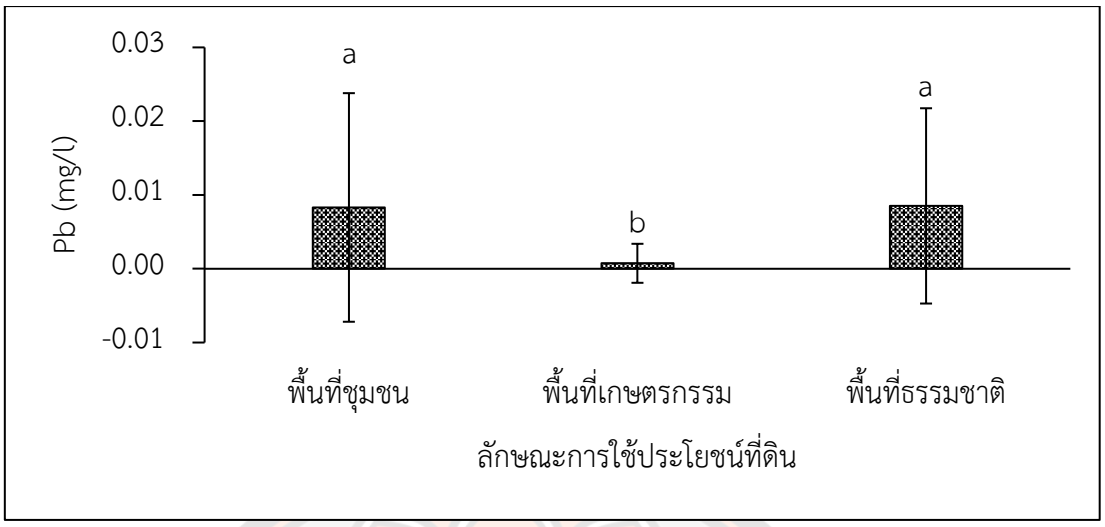
2.2 ปริมาณตะกั่ว (Pb) ในน้ำผิวดิน

ปริมาณการปนเปื้อน Pb ในน้ำผิวดินที่ตรวจวัดได้ทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-0.060 mg/l มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.006 mg/l (ภาพ 12) โดยการปนเปื้อน Pb ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-0.060 และ ND-0.060 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่าการปนเปื้อน Pb เฉลี่ยในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 15) ทั้งนี้ การปนเปื้อน Pb ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-0.060, ND-0.010 และ ND-0.050 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Pb ในน้ำผิวดินจากพื้นที่เกษตรกรรมมีค่าต่ำสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ภาพ 16)

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Pb ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ค่าเฉลี่ย Pb ในน้ำผิวดินจำแนกตามฤดูกาล และค่าเฉลี่ย Pb ในน้ำผิวดินจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับค่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 ซึ่งกำหนดให้มีค่า Pb ได้ไม่เกิน 0.05 mg/l (ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2537) และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ ซึ่งกำหนดให้มีค่า Pb ได้ไม่เกิน 0.05 mg/l (สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ, 2530) พบว่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน



ภาพ 15 ความเข้มข้นของ Pb ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดจำแนก ตามฤดูกาล



ภาพ 16 ความเข้มข้นของ Pb ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

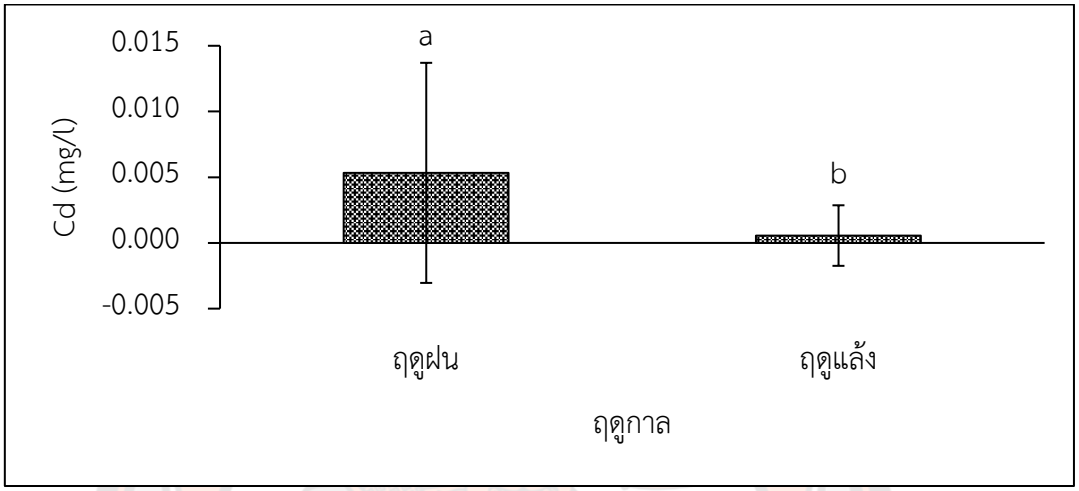
หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

2.3 ปริมาณแคดเมียม (Cd) ในน้ำผิวดิน

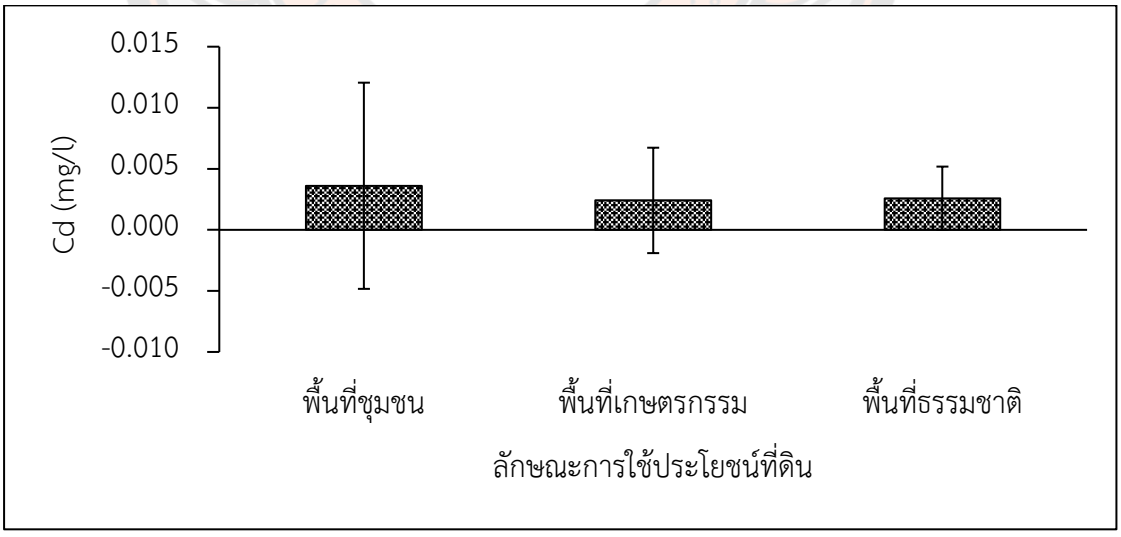
ปริมาณการปนเปื้อน Cd ในน้ำผิวดินที่ตรวจวัดได้ทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-0.040 mg/l มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.003 mg/l (ภาพ 12) โดยการปนเปื้อน Cd ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-0.040 และ ND-0.010 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่าการปนเปื้อน Cd เฉลี่ยในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 17) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cd ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-0.040, ND-0.010 และ ND-0.030 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cd ในน้ำผิวดินมีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 18)

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Cd ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ค่าเฉลี่ย Cd ในน้ำผิวดินจำแนกตามฤดูกาล และค่าเฉลี่ย Cd ในน้ำผิวดินจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์กับเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cd ได้ไม่เกิน 0.05 mg/l ในกรณีที่น้ำมีค่าความกระด้างในรูปของ $CaCO_3$ เกินกว่า 100 mg/l (ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2537) ซึ่งน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดนั้นมีค่าความกระด้างเฉลี่ยมากกว่า 100 mg/l จึงพบว่า ค่า Cu

ในน้ำผิวดินมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์ของมาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 แต่อย่างไรก็ตามพบว่ามีค่าสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cd ได้ไม่เกิน 0.001 mg/l (สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ, 2530)



ภาพ 17 ความเข้มข้นของ Cd ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล
หมายเหตุ: ตัวอักษรที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05)

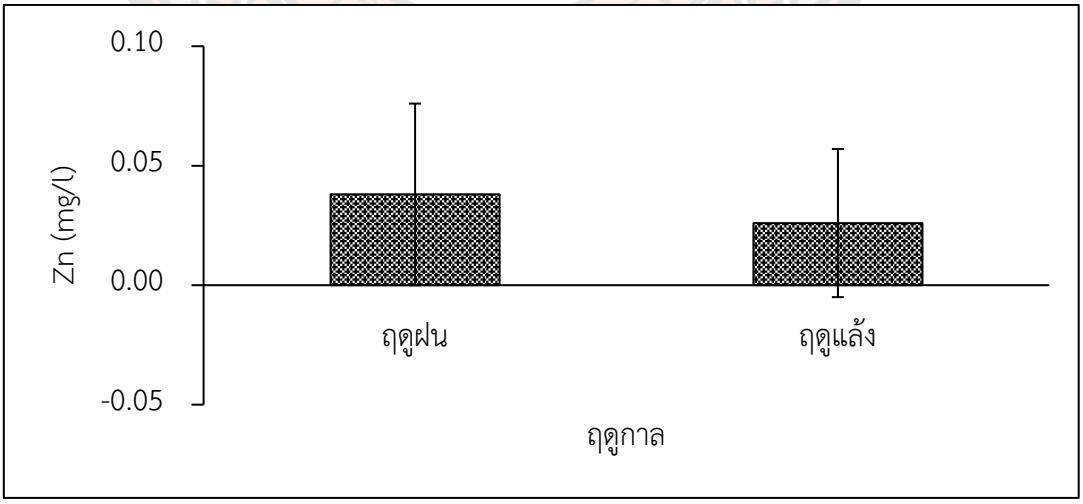


ภาพ 18 ความเข้มข้นของ Cd ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

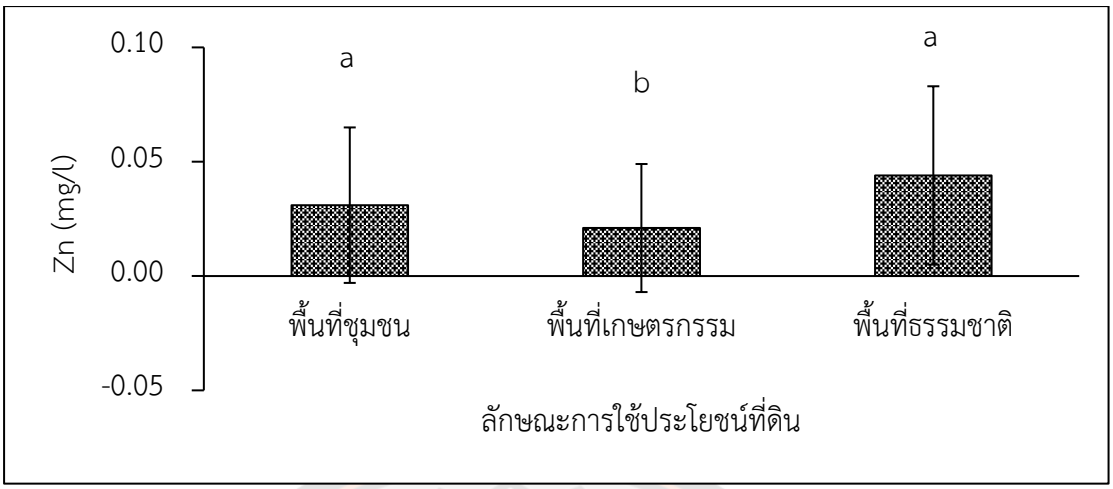
2.4 ปริมาณสังกะสี (Zn) ในน้ำผิวดิน

ปริมาณการปนเปื้อน Zn ในน้ำผิวดินที่ตรวจวัดได้ทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-0.120 mg/l มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.032 mg/l (ภาพ 12) โดยการปนเปื้อน Zn ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-0.120 และ ND-0.110 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Zn ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 19) ทั้งนี้การปนเปื้อน Zn ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-0.120, ND-0.100 และ ND-0.120 mg/l ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Zn ในน้ำผิวดินจากพื้นที่เกษตรกรรมมีค่าต่ำสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ภาพ 20)

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Zn ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ค่าเฉลี่ย Zn ในน้ำผิวดินจำแนกตามฤดูกาล และค่าเฉลี่ย Zn ในน้ำผิวดินจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับค่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 ซึ่งกำหนดให้มีค่าเฉลี่ย Zn ได้ไม่เกิน 1.0 mg/l (ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2537) และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ ซึ่งกำหนดให้มีค่า Zn ได้ไม่เกิน 0.1 mg/l (สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ, 2530) พบว่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน



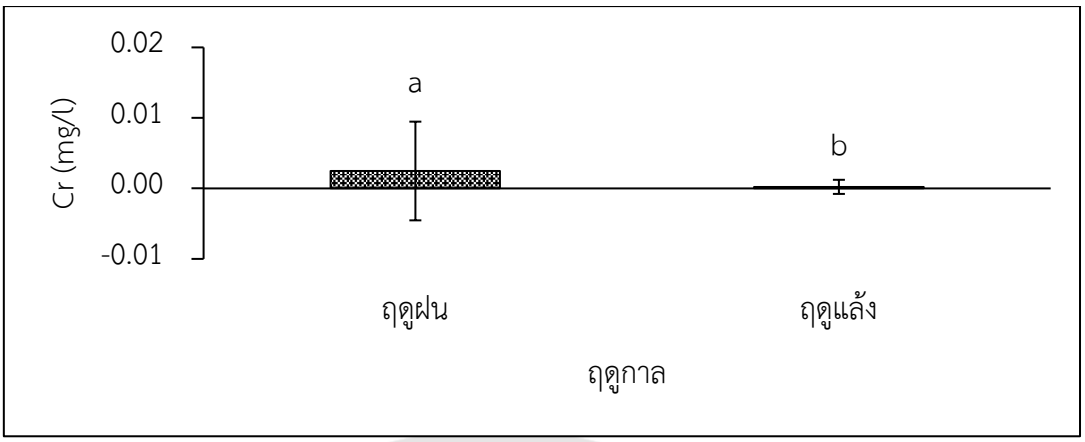
ภาพ 19 ความเข้มข้นของ Zn ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



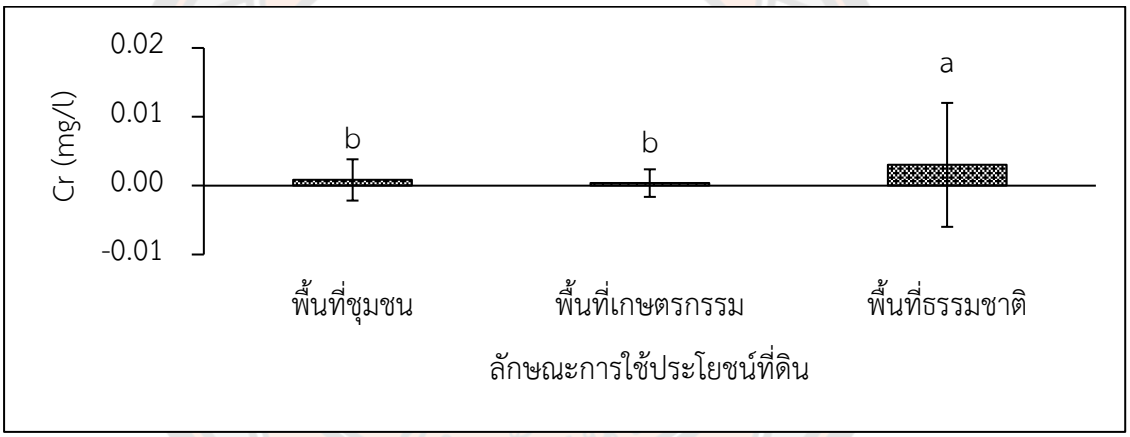
ภาพ 20 ความเข้มข้นของ Zn ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์
หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

2.5 ปริมาณโครเมียม (Cr) ในน้ำผิวดิน

ปริมาณการปนเปื้อน Cr ในน้ำผิวดินที่ตรวจวัดได้ทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-0.050 mg/l มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.001 mg/l (ภาพ 12) โดยการปนเปื้อน Cr ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-0.050 และ ND-0.010 mg/l ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cr ในน้ำผิวดินในช่วงฤดูฝนมีค่าสูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 21) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cr ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-0.020, ND-0.020 และ ND-0.050 mg/l ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cr ในน้ำผิวดินในพื้นที่ธรรมชาติมีค่าสูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ภาพ 22) ทั้งนี้ค่า Cr ไม่ได้ถูกกำหนดไว้ในเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ



ภาพ 21 ความเข้มข้นของ Cr ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



ภาพ 22 ความเข้มข้นของ Cr ในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์

หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

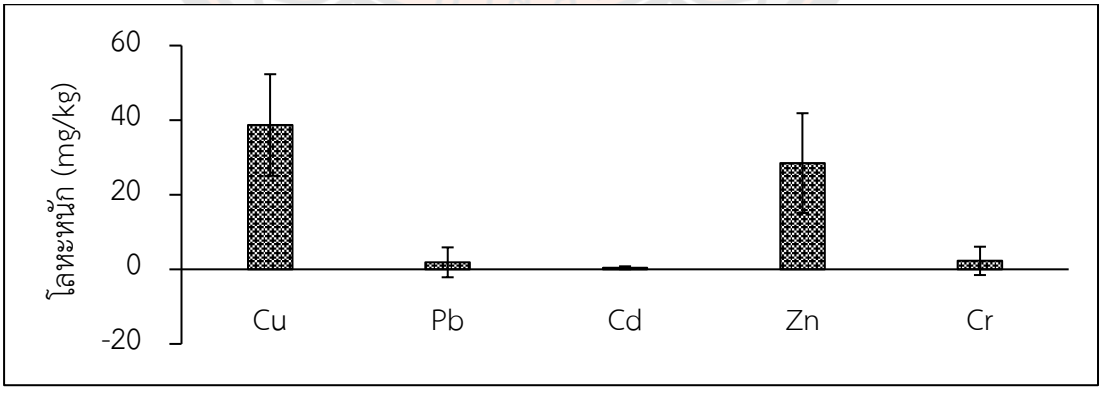
3. ปริมาณโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ

3.1 ปริมาณทองแดง (Cu) ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 2.40-67.30 mg/kg มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 38.70 mg/kg (ภาพ 23) โดยปริมาณ Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 2.40-67.30 และ 12.00-60.00 mg/kg ตามลำดับ โดยพบว่าปริมาณการปนเปื้อน Cu ใน

ตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 12) ทั้งนี้ปริมาณ Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่ใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง 12.00-61.00, 5.10-67.30 และ 2.40-60.00 mg/kg ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 13)

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดทั้งหมด ค่าเฉลี่ย Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามฤดูกาล และค่าเฉลี่ย Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cu ได้ไม่เกิน 21.5 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) พบว่าค่า Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าสูงกว่าเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน แต่อย่างไรก็ตาม พบว่าค่า Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าอยู่ภายใต้เกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cu มากกว่าหรือเท่ากับ 150 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) และเมื่อเปรียบเทียบกับค่าการปนเปื้อนของสารพิษในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มตอบสนองความเป็นพิษของสารนั้น (Threshold Effect Limit: TEL) ซึ่งค่า TEL ของ Cu ในตะกอนดินมีค่าเท่ากับ 35.7 mg/kg (MacDonald et al, 2000) พบว่าค่าเฉลี่ย Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าสูงกว่าค่าที่กำหนด โดยพบมีค่าสูงกว่าค่า TEL ไม่มากนัก ในทุกฤดูกาล และทุกลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์



ภาพ 23 โลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ตาราง 12 ปริมาณโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล

โลหะหนัก (mg/kg)	ฤดูกาล	
	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง
Cu	37.53±14.88	39.86±12.20
Pb	3.63±5.11[a]	0.12±0.29[b]
Cd	0.49±0.44[a]	0.31±0.0.31[b]
Zn	27.03±11.12	29.98±15.22
Cr	3.34±4.92	1.22±1.66

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05)

ตาราง 13 ปริมาณโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

โลหะหนัก (mg/kg)	ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์		
	พื้นที่ชุมชน	พื้นที่เกษตรกรรม	พื้นที่ธรรมชาติ
Cu	36.95±11.05	38.66±16.06	41.07±13.94
Pb	1.88±3.77	2.12±4.93	1.63±3.30
Cd	0.53±0.45[a]	0.31±0.29[b]	0.33±0.34[b]
Zn	32.90±14.34[a]	23.86±8.28[b]	27.17±14.50[b]
Cr	2.35±3.80	2.94±4.96	2.20±4.15

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

3.2 ปริมาณตะกั่ว (Pb) ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่ตรวจวัดได้ทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-17.04 mg/kg มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.88 mg/kg (ภาพ 23) โดยการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-17.04 และ ND-1.18 mg/kg ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยปริมาณการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 12) ทั้งนี้การปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-14.45, ND-17.04 และ ND-11.75 mg/kg ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำจากทุกพื้นที่ มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 13)

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ค่าเฉลี่ย Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามฤดูกาล และค่าเฉลี่ย Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดินซึ่งกำหนดให้มีค่า Pb ได้ไม่เกิน 36 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Pb มากกว่าหรือเท่ากับ 130 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) พบว่าค่า Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำจากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน และเมื่อเปรียบเทียบกับค่าการปนเปื้อนของสารพิษในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มตอบสนองความเป็นพิษของสารนั้น (TEL) ซึ่งค่า TEL ของ Pb ในตะกอนดินมีค่าเท่ากับ 35.0 mg/kg (MacDonald et al, 2000) พบว่าค่า Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเป็นไปตามค่ามาตรฐาน TEL ในทุกฤดูกาลและทุกลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

3.3 ปริมาณแคดเมียม (Cd) ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่ตรวจวัดได้ทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-1.76 mg/kg มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.41 mg/kg (ภาพ 23) โดยการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-1.76 และ ND-1.04 mg/kg ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 12) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่ใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-1.76, ND-0.93 และ ND-1.04 mg/kg ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำสูงสุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ตาราง 13)

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดทั้งหมด ค่าเฉลี่ย Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามฤดูกาล และค่าเฉลี่ย Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้า

ดิน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cd ได้ไม่เกิน 0.16 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) พบว่าค่าเฉลี่ย Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าสูงกว่าเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน แต่อย่างไรก็ตาม พบว่าค่าเฉลี่ย Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าอยู่ภายใต้เกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cd มากกว่าหรือเท่ากับ 5 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) และเมื่อเปรียบเทียบกับค่าการปนเปื้อนของสารพิษในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มตอบสนองความเป็นพิษของสารนั้น (TEL) ซึ่งค่า TEL ของ Cd ในตะกอนดินมีค่าเท่ากับ 0.6 mg/kg (MacDonald et al, 2000) พบว่าค่า Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าเป็นไปตามค่ามาตรฐาน TEL ในทุกฤดูกาล และทุกลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

3.4 ปริมาณสังกะสี (Zn) ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่ตรวจวัดได้ทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 1.42-84.36 mg/kg มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 28.48 mg/kg (ภาพ 23) โดยการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 9.24-84.36 และ 1.42-82.94 mg/kg ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 12) ทั้งนี้การปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง 1.42-82.94, 6.52-47.39 และ 3.67-84.36 mg/kg ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำสูงสุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ตาราง 13)

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ค่าเฉลี่ย Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามฤดูกาล และค่าเฉลี่ย Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับค่าเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Zn ได้ไม่เกิน 80 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Zn มากกว่าหรือเท่ากับ 460 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) พบว่าค่า Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำจากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน และเมื่อเปรียบเทียบกับค่าการปนเปื้อนของสารพิษในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มตอบสนองความเป็นพิษของสารนั้น (TEL) ซึ่งค่า TEL ของ Zn ในตะกอนดินมีค่าเท่ากับ 123.0 mg/kg (MacDonald et al, 2000) พบว่าค่า Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเป็นไปตามค่ามาตรฐาน TEL ในทุกฤดูกาล และทุกลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

3.5 โครเมียม (Cr) ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่ตรวจวัดได้ทั้งหมดในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-17.11 mg/kg มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.27 mg/kg (ภาพ 23) โดยการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-17.11 และ ND-7.01 mg/kg ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 12) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่ใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-14.86, ND-14.87 และ ND-17.11 mg/kg ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 13)

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ค่าเฉลี่ย Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามฤดูกาล และค่าเฉลี่ย Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ กับค่าเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cr ได้ไม่เกิน 54.5 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cr มากกว่าหรือเท่ากับ 110.0 mg/kg (กรมควบคุมมลพิษ, 2561) พบว่าค่า Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำจากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน และเมื่อเปรียบเทียบกับค่าการปนเปื้อนของสารพิษในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มตอบสนองความเป็นพิษของสารนั้น (TEL) ซึ่งค่า TEL ของ Cr ในตะกอนดินมีค่าเท่ากับ 37.3 mg/kg (MacDonald et al, 2000) พบว่าค่า Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน TEL ในทุกฤดูกาล และทุกลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

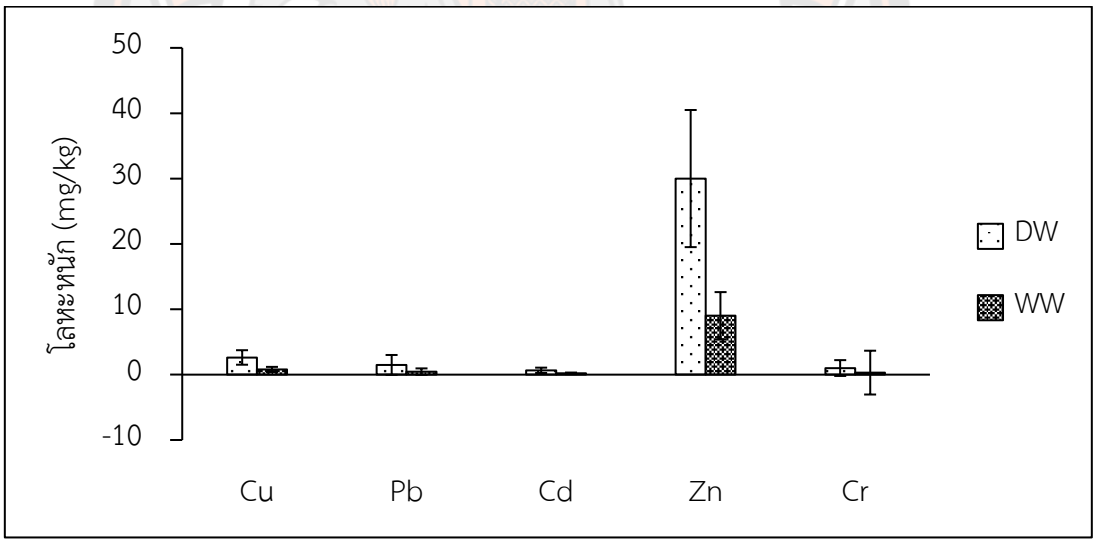
4. การปนเปื้อนโลหะหนักในสัตว์น้ำ

4.1 ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักในเนื้อปลา

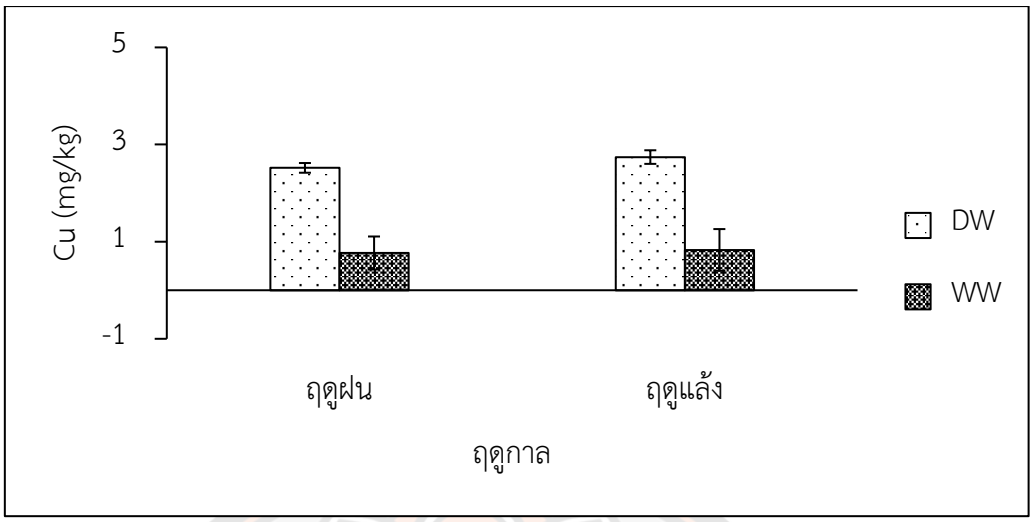
4.1.1 ปริมาณ Cu ในเนื้อปลา

ปริมาณการปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง 0.45-6.44 mg/kg DW หรือ 0.13-2.43 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.63 mg/kg DW และ 0.79 mg/kg WW (ภาพ 24) โดยการปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.74-4.57 และ 0.45-6.44 mg/kg DW

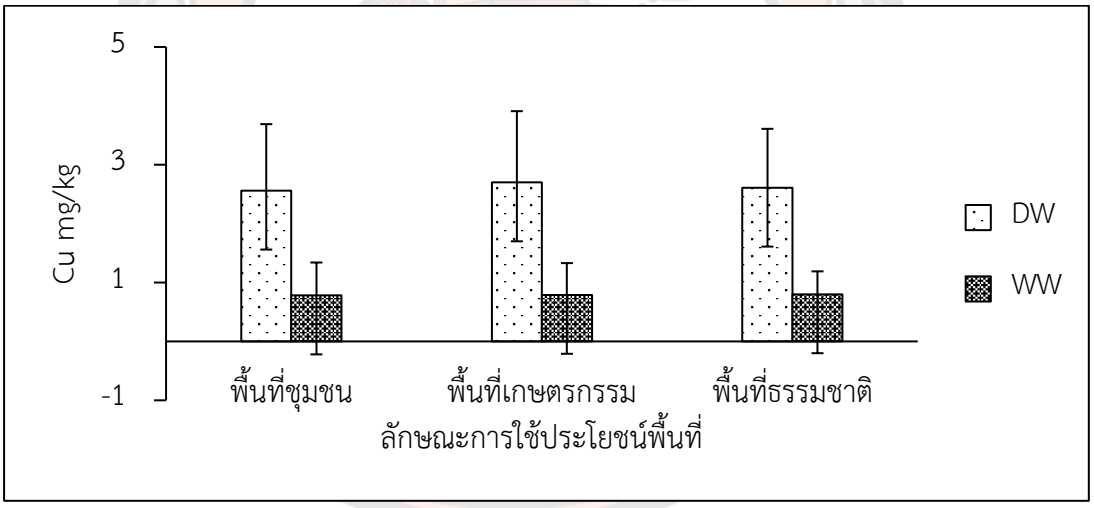
ตามลำดับ หรือ 0.22-1.70 และ 0.13-2.43 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 25) โดยการปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่ใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง 1.09-4.95, 0.74-5.15 และ 0.45-6.44 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ 0.28-1.87, 0.13-1.94 และ 0.25-2.43 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 26) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์ คือ ปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน พบมีค่าระหว่าง 0.74-6.44, 0.45-4.57 และ 1.03-4.95 mg/kg DW หรือ 0.28-2.43, 0.13-1.28 และ 0.25-1.20 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างชนิดพันธุ์ ในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (mg/kg DW) แต่พบว่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในรูปของปริมารต่อน้ำหนักสด (mg/kg WW) (ภาพ 27)



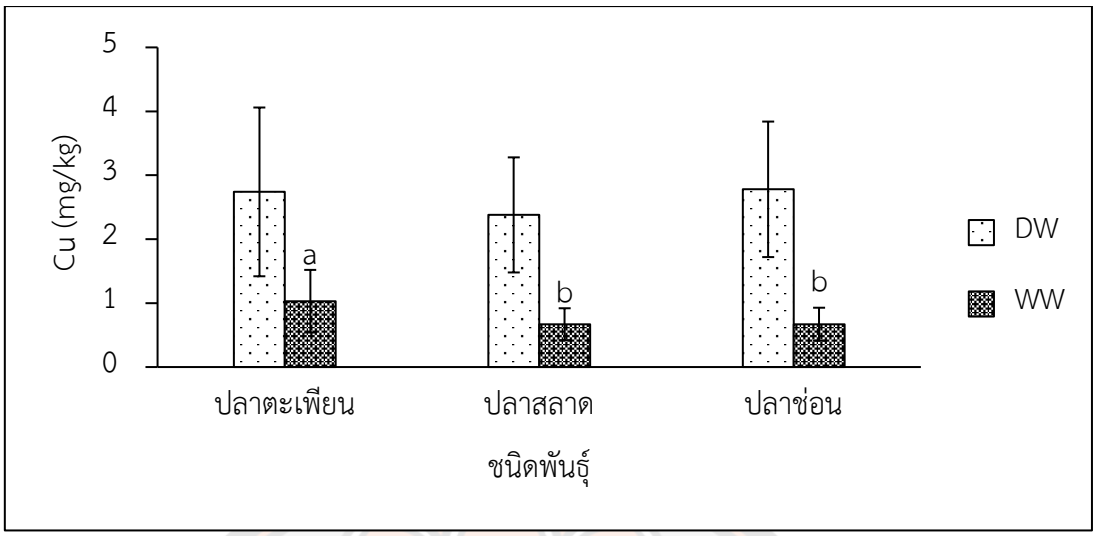
ภาพ 24 ปริมาณโลหะหนักในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด



ภาพ 25 ปริมาณ Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



ภาพ 26 ปริมาณ Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์



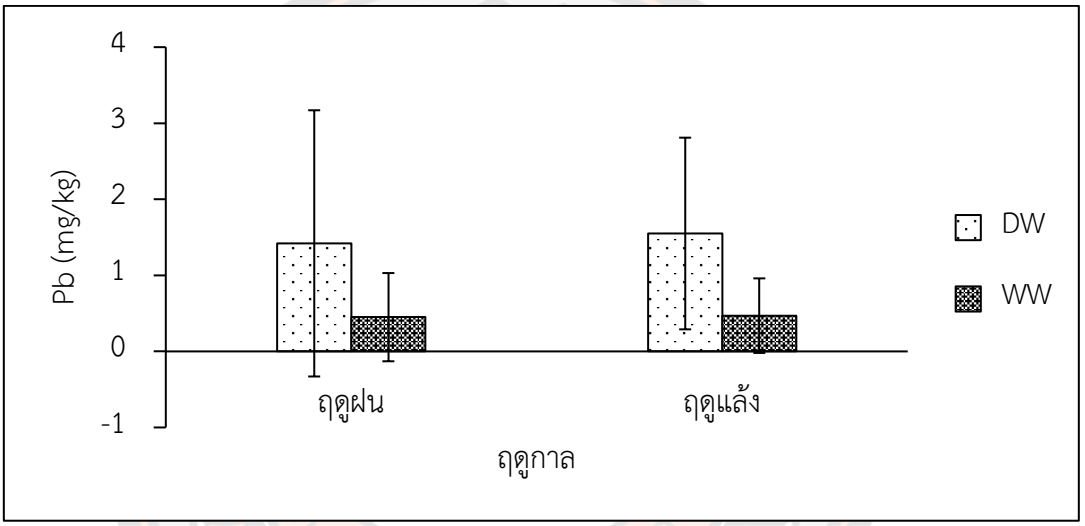
ภาพ 27 ปริมาณ Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์
หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

4.1.2 ปริมาณ Pb ในเนื้อปลา

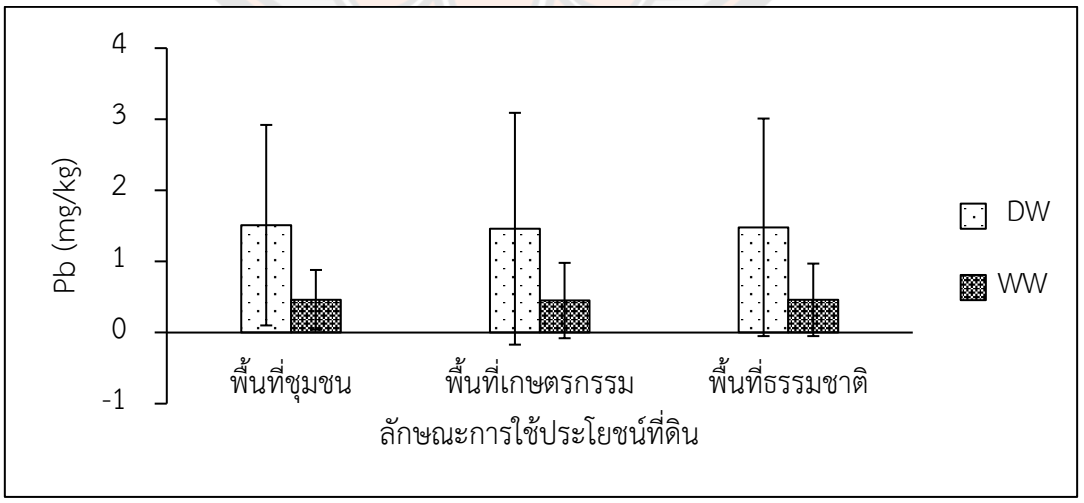
ปริมาณการปนเปื้อน Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง ND-5.99 mg/kg DW หรือ ND-2.26 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.49 mg/kg DW หรือ 0.46 mg/kg WW (ภาพ 24) โดยการปนเปื้อน Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-5.99 และ ND-5.43 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-2.26 และ ND-1.53 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 28) โดยการปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่ใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-4.44, ND-5.99 และ ND-5.86 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-1.42, ND-2.26 และ ND-2.21 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 29) ทั้งนี้ การปนเปื้อน Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์ คือ ปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน พบมีค่าระหว่าง ND-5.99, ND-5.43 และ ND-4.44 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-2.26 ND-1.53, และ ND-1.08 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Pb ในเนื้อปลา

สลาดมีค่าสูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับปลาช่อน ทั้งในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (mg/kg DW) และในของปริมาณต่อน้ำหนักสด (mg/kg WW) (ภาพ 30)

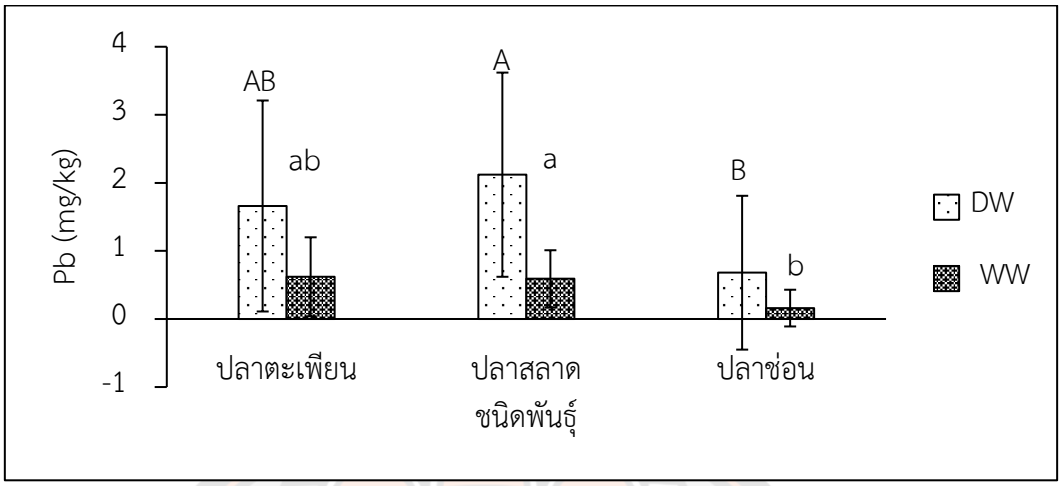
เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อปลาจำแนกตามฤดูกาล ค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อปลาจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ และค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อปลาจำแนกตามชนิดพันธุ์ กับมาตรฐานอาหารที่ปนเปื้อน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Pb ในเนื้อปลา ได้ไม่เกิน 0.3 mg/kg DW (กระทรวงสาธารณสุข, 2522) พบว่ามีค่า Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานในทุกฤดูกาล ทุกพื้นที่ และทุกชนิดพันธุ์



ภาพ 28 ปริมาณ Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



ภาพ 29 ปริมาณ Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์



ภาพ 30 ปริมาณ Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์

หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวใหญ่ที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

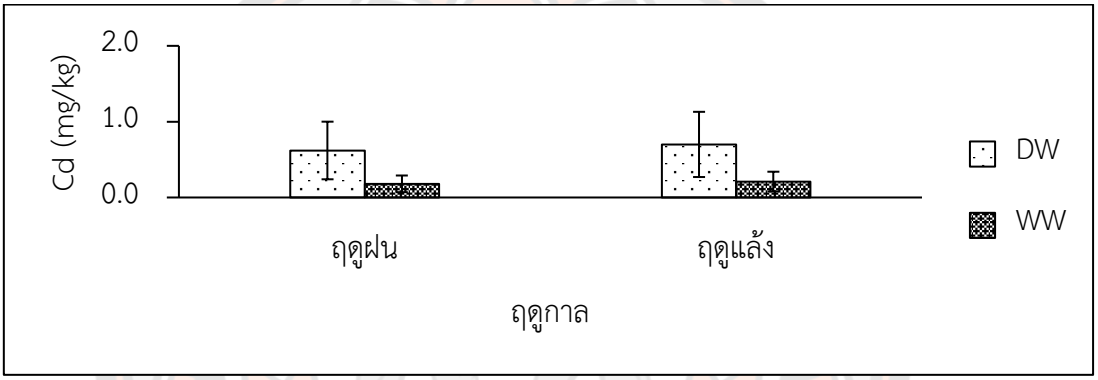
ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

4.1.3 ปริมาณ Cd ในเนื้อปลา

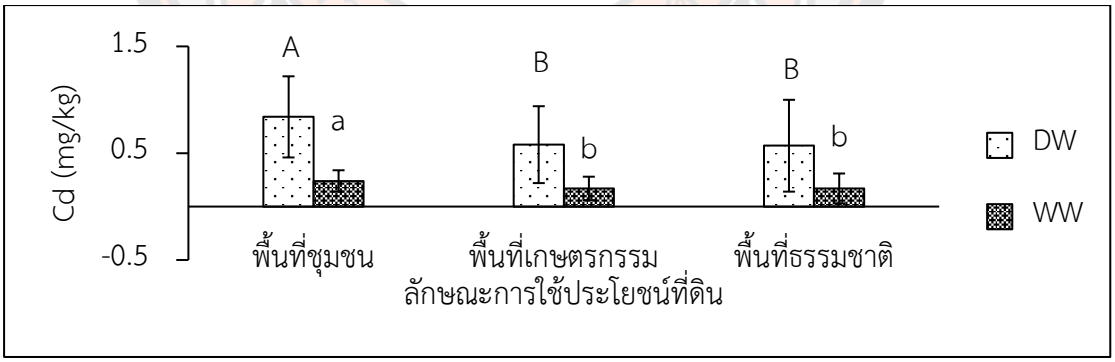
ปริมาณการปนเปื้อน Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง ND-1.98 mg/kg DW หรือ ND-0.75 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.66 mg/kg DW หรือ 0.19 mg/kg WW (ภาพ 24) โดยการปนเปื้อน Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-1.64 และ ND-1.98 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-0.51 และ ND-0.75 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 31) โดยการปนเปื้อน Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-1.64, ND-1.53 และ ND-1.98 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-0.48, ND-0.43 และ ND-0.75 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cd ในเนื้อปลาจากพื้นที่ชุมชนมีค่าสูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ภาพ 32) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์ คือ ปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน พบมีค่าระหว่าง ND-1.98, ND-1.67 และ ND-1.36 mg/kg DW

ตามลำดับ หรือ ND-0.75, ND-0.46 และ ND-0.33 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cd ในปลาสลาดมีค่าสูงสุด และมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างชนิดพันธุ์ ทั้งในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (mg/kg DW) และในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (mg/kg WW) (ภาพ 33)

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ค่าเฉลี่ย Cd ในเนื้อปลาจำแนกตามฤดูกาล ค่าเฉลี่ย Cd ในเนื้อปลาจำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ และค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อปลาจำแนกตามชนิดพันธุ์ กับมาตรฐานอาหารที่ปนเปื้อน ซึ่งกำหนดให้มีค่า Cd ในเนื้อปลา ได้ไม่เกิน 1.0 mg/kg DW (กระทรวงสาธารณสุข, 2522) พบว่ามีค่า Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานในทุกฤดูกาล ทุกพื้นที่ และทุกชนิดพันธุ์



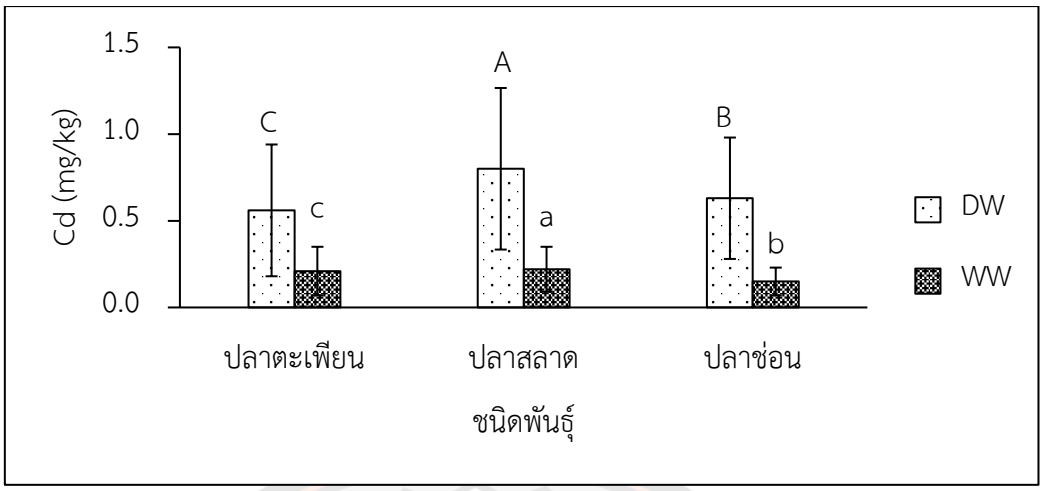
ภาพ 31 ปริมาณ Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



ภาพ 32 ปริมาณ Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์

หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวใหญ่ที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05



ภาพ 33 ปริมาณ Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์

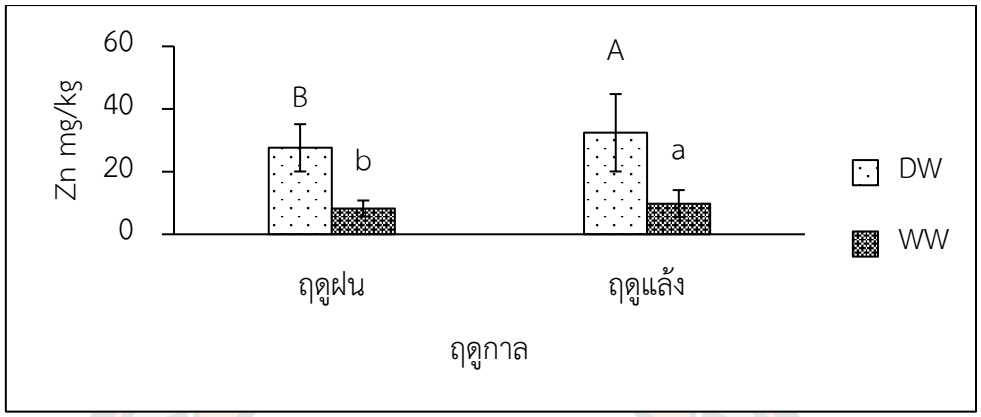
หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวใหญ่ที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

4.1.4 ปริมาณ Zn ในเนื้อปลา

ปริมาณการปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง 1.32-60.42 mg/kg DW หรือ 0.50-20.32 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 30.00 mg/kg DW หรือ 9.02 mg/kg WW (ภาพ 24) โดยการปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 13.63-60.42 และ 1.32-55.79 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ 4.18-15.06 และ 0.50-20.32 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบมีค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลาสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 34) โดยการปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่ใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง 1.32-55.79, 13.63-50.58 และ 10.79-60.42 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ 0.50-20.32, 3.84-17.64 และ 2.62-17.86 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลาจากพื้นที่ชุมชนมีค่าสูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่พื้นที่ธรรมชาติ (ภาพ 35) ทั้งนี้การปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำ บึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์ คือ ปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน พบมีค่าระหว่าง 1.32-53.89, 15.79-50.79 และ 10.79-60.42 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ 0.50-20.32, 4.44-14.27 และ

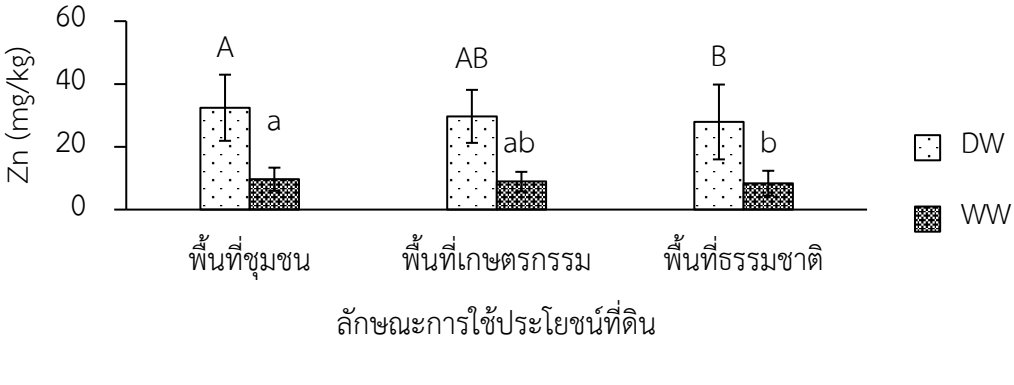
2.62-14.68 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลา ในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (mg/kg WW) มีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (ภาพ 36) โดยมีค่าสูงในเนื้อปลาตะเพียน



ภาพ 34 ปริมาณ Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล

หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวใหญ่ที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (p<0.05)

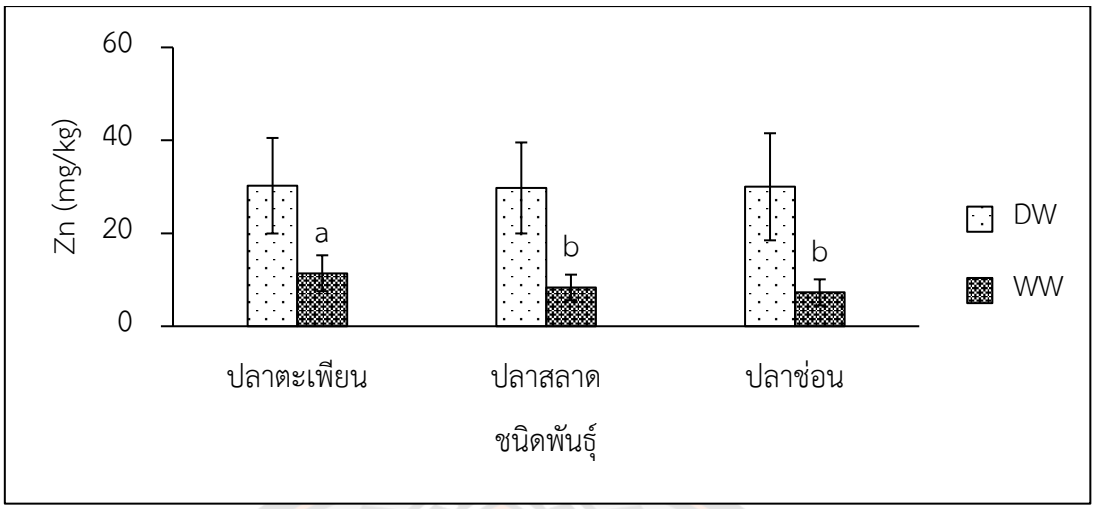
ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (p<0.05)



ภาพ 35 ปริมาณ Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวใหญ่ที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

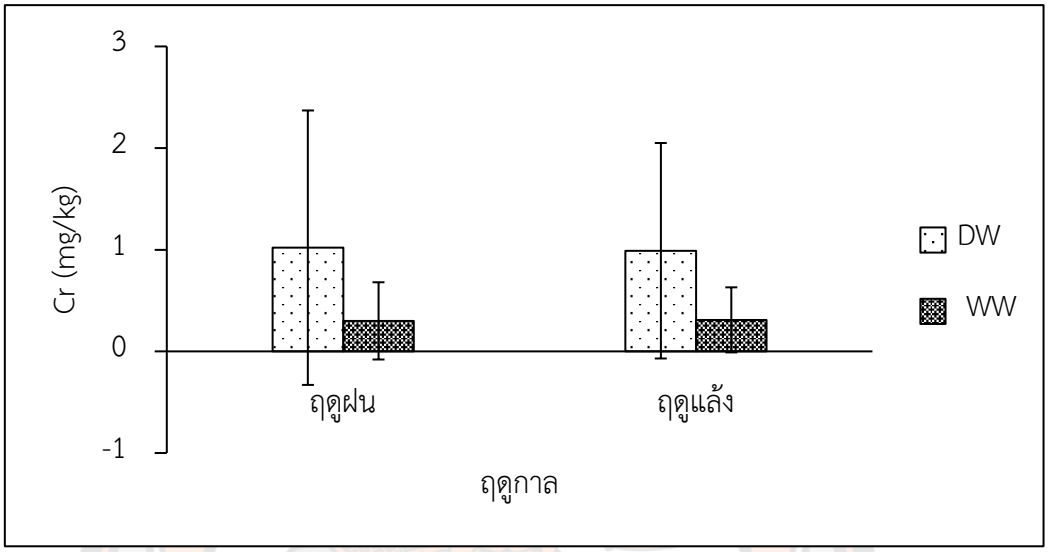


ภาพ 36 ปริมาณ Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์
หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

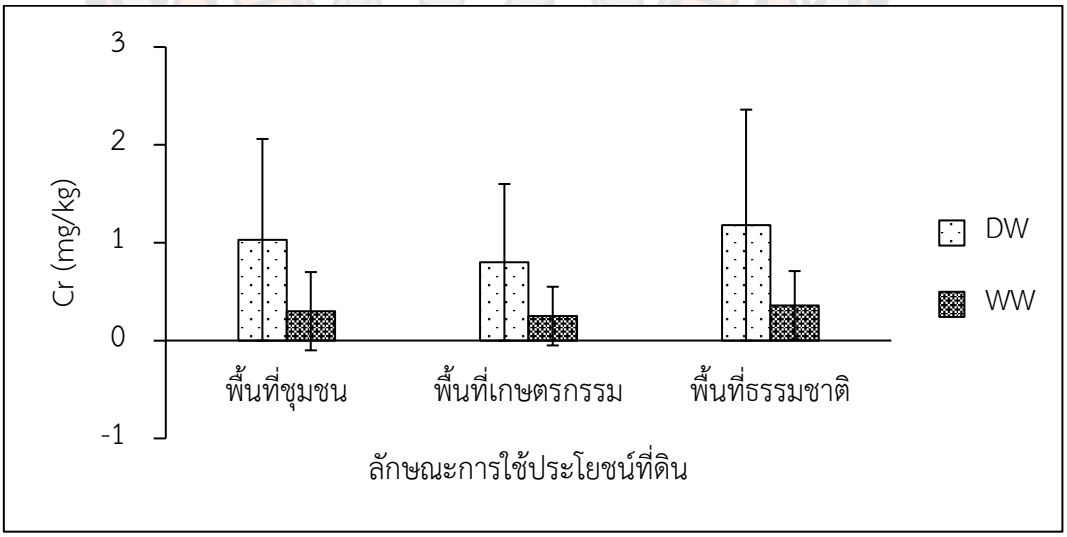
4.1.5 ปริมาณ Cr ในเนื้อปลา

ปริมาณการปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง ND-6.81 mg/kg DW หรือ ND-1.91 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.01 mg/kg DW หรือ 0.31 mg/kg WW (ภาพ 24) โดยการปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วง ฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-5.04 และ ND-6.81 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-1.43 และ ND-1.91 mg/kg WW ตามลำดับ พบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 37) โดยการปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามพื้นที่ใช้ประโยชน์ คือ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-6.81, ND-3.81 และ ND-4.70 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-1.91, ND-1.07 และ ND-1.43 mg/kg WW ตามลำดับ ค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 38) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์ คือ ปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน พบมีค่าระหว่าง ND-3.78, ND-6.81 และ ND-4.70 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-1.43, ND-1.91 และ ND-1.14 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลาในรูป

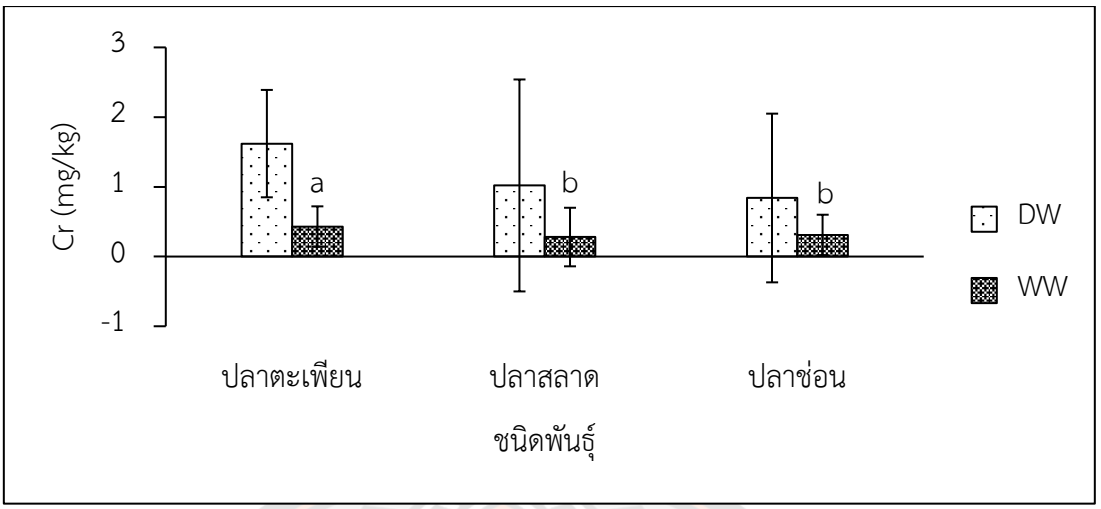
ของปริมาณต่อน้ำหนักสด (mg/kg WW) มีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างชนิดพันธุ์ โดยพบมีค่าสูงในปลาตะเพียน (ภาพ 39)



ภาพ 37 ปริมาณ Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



ภาพ 38 ปริมาณ Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

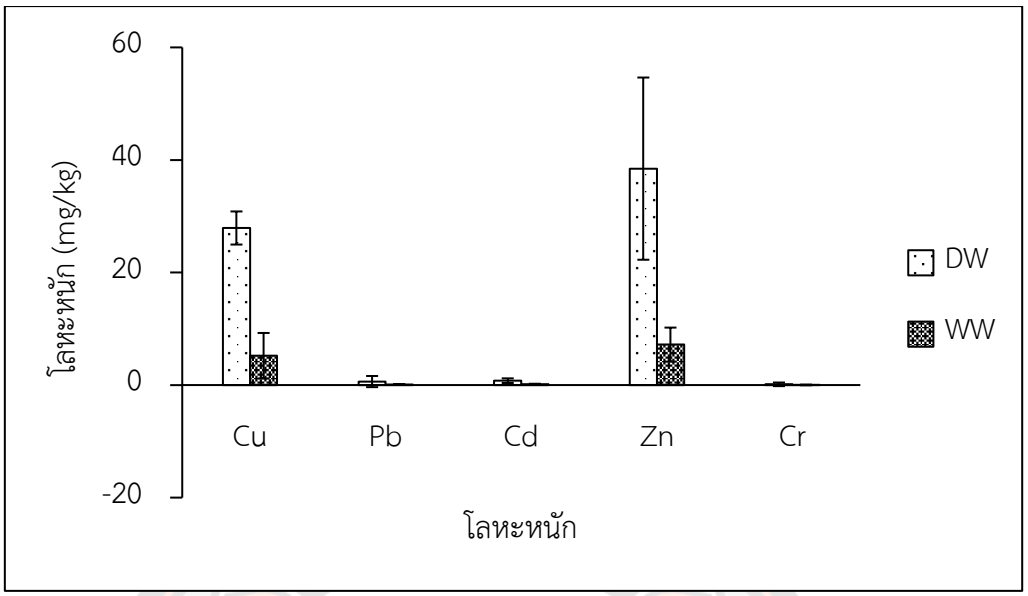


ภาพ 39 ปริมาณ Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์
หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

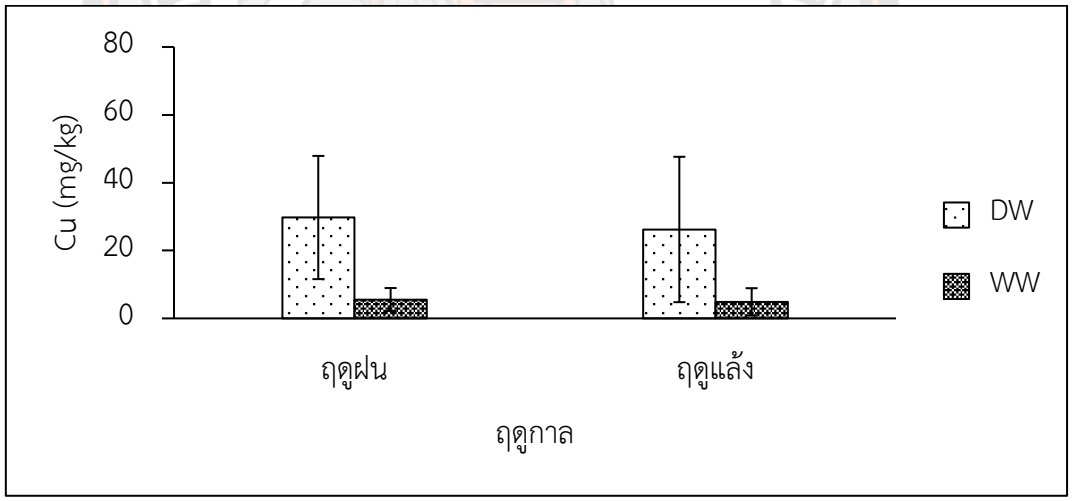
4.2 ปริมาณโลหะหนักในเนื้อหอย

4.2.1 ปริมาณ Cu ในเนื้อหอย

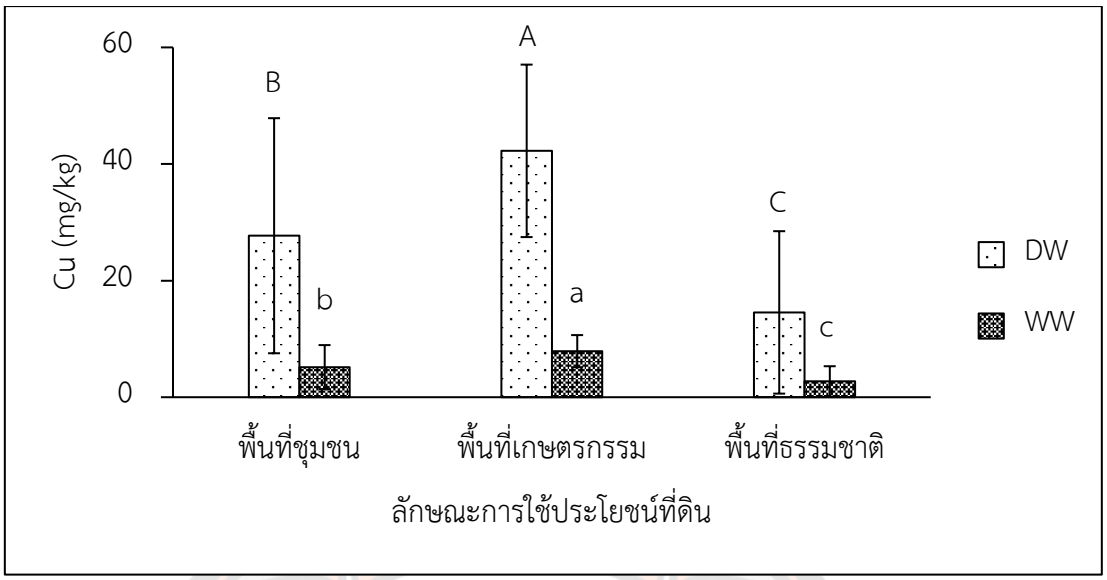
ปริมาณการปนเปื้อน Cu ในเนื้อหอย (*Filopaludina martensi*) ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 0.44-66.23 mg/kg DW หรือ 0.08-12.38 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 27.91 mg/kg DW หรือ 5.22 mg/kg WW (ภาพ 40) โดยการปนเปื้อน Cu ในเนื้อหอย ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 4.42-66.23 และ 0.44-61.24 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ 0.83-12.38 และ 0.08-11.45 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย Cu ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 41) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cu ในเนื้อหอย จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง 1.84-62.60, 23.75-66.23 และ 0.44-40.73 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ 0.34-11.71, 4.44-12.38 และ 0.08-7.62 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ย Cu ในเนื้อหอยมีค่าสูงสุดในพื้นที่เกษตรกรรม และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 42)



ภาพ 40 ปริมาณโลหะหนักในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด



ภาพ 41 ปริมาณ Cu ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



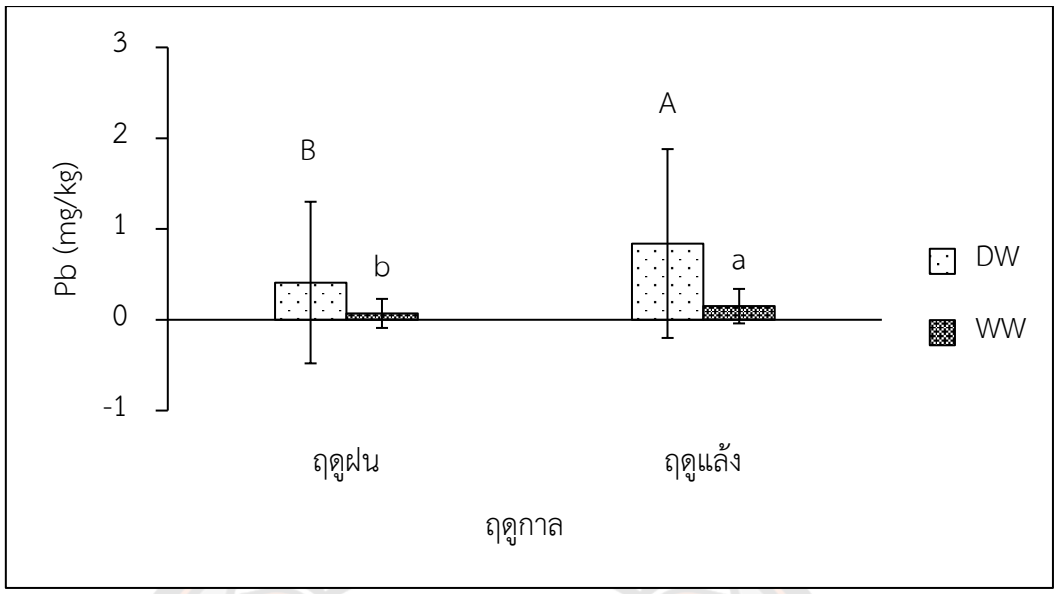
ภาพ 42 ปริมาณ Cu ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์

หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวใหญ่ที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

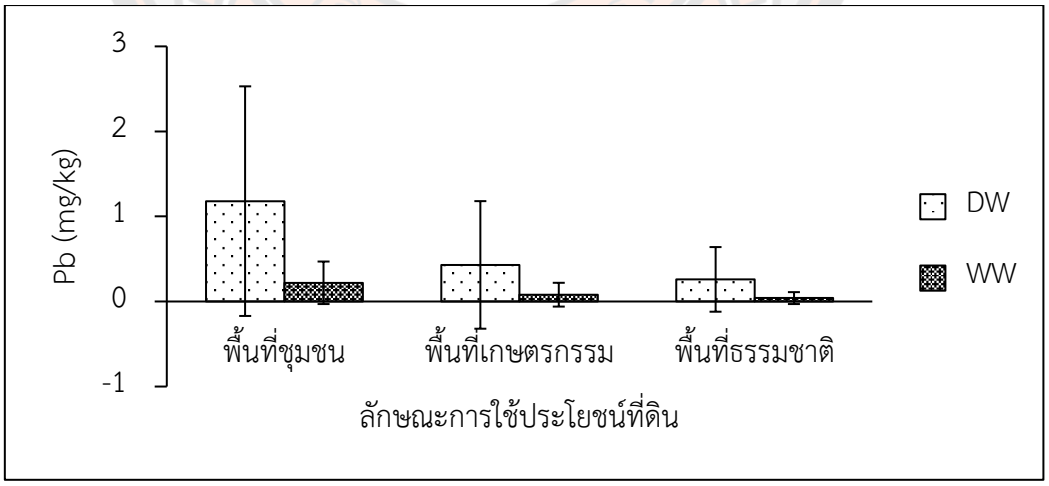
ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

4.2.2 ปริมาณ Pb ในเนื้อหอย

ปริมาณการปนเปื้อน Pb ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-3.21 mg/kg DW หรือ ND-0.60 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.63 mg/kg DW หรือ 0.12 mg/kg WW (ภาพ 40) โดยการปนเปื้อน Pb ในเนื้อหอย ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-3.21 และ ND-3.13 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-0.60 และ ND-0.59 mg/kg WW ตามลำดับ ค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อหอยขมมีค่าสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และมีค่าต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 43) ทั้งนี้การปนเปื้อน Pb ในเนื้อหอย จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-3.21, ND-2.56 และ ND-1.07 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-0.60, ND-0.48 และ ND-0.20 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ยการปนเปื้อน Pb ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 44)



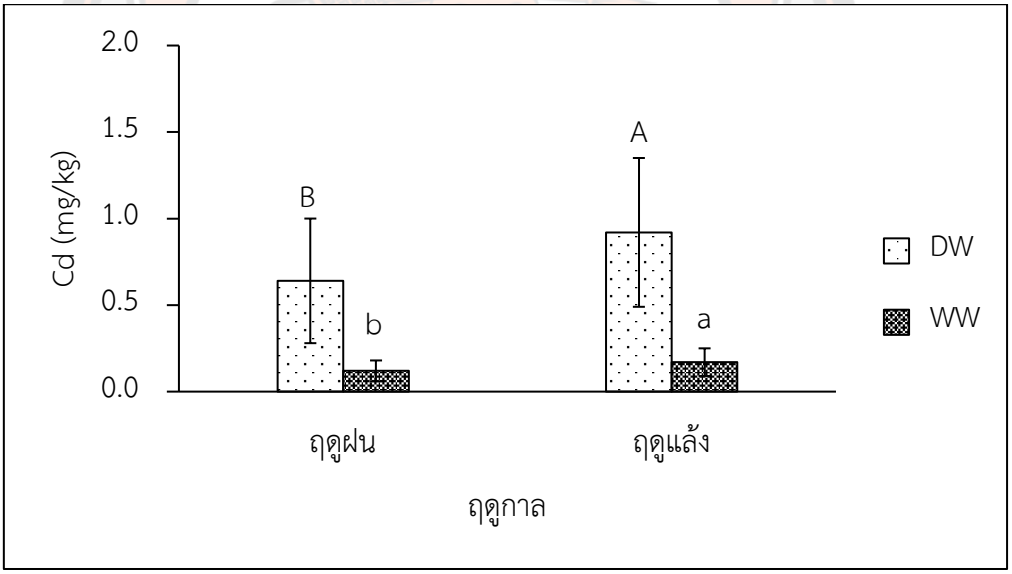
ภาพ 43 ปริมาณ Pb ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล
หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวใหญ่ที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (p<0.05)
ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (p<0.05)



ภาพ 44 ปริมาณ Pb ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์

4.2.3 ปริมาณ Cd ในเนื้อหอย

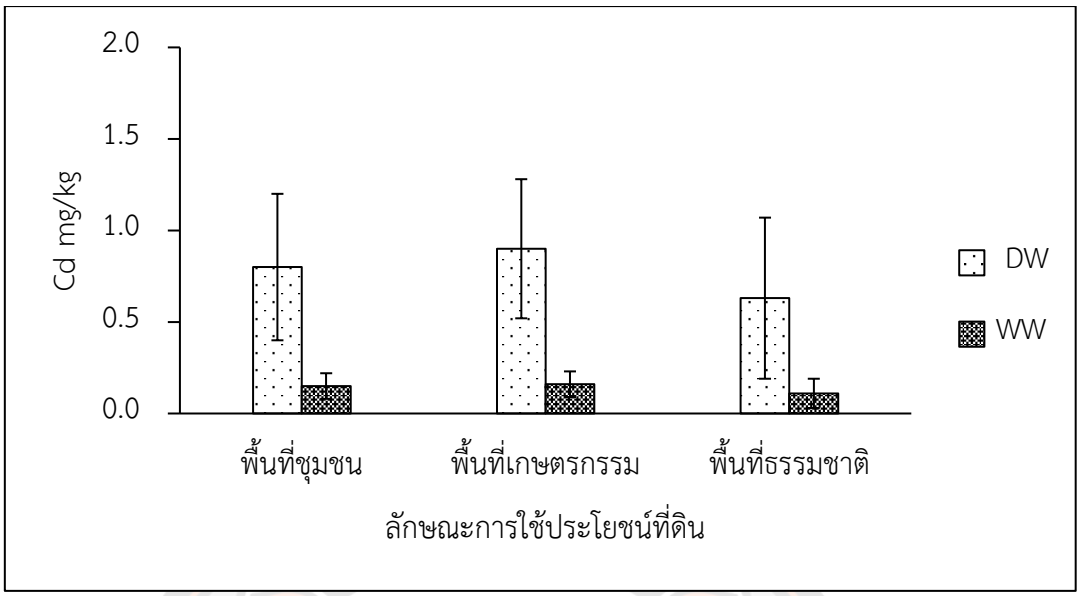
ปริมาณการปนเปื้อน Cd ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-1.64 mg/kg DW หรือ ND-0.31 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.78 mg/kg DW หรือ 0.15 mg/kg WW (ภาพ 40) โดยการปนเปื้อน Cd ในเนื้อหอย ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-1.24 และ ND-1.64 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-0.23 และ ND-0.31 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย Cd ในเนื้อหอย มีค่าสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 45) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cd ในเนื้อหอย จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-1.47, 0.23-1.37 และ ND-1.64 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-0.28, 0.04-0.26 และ ND-0.31 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ย Cd ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 46)



ภาพ 45 ปริมาณ Cd ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล

หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวใหญ่ที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (p<0.05)

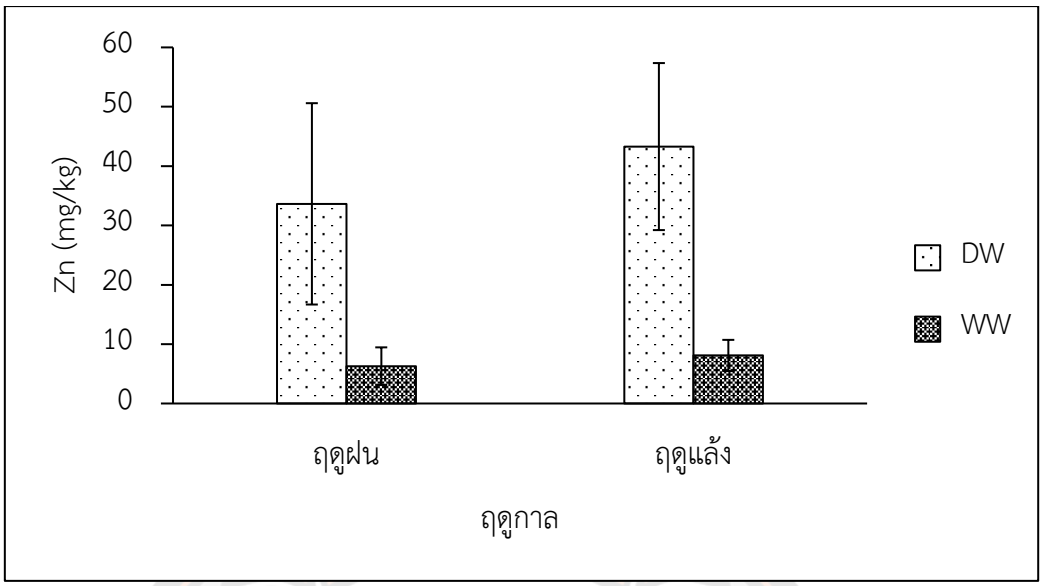
ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (p<0.05)



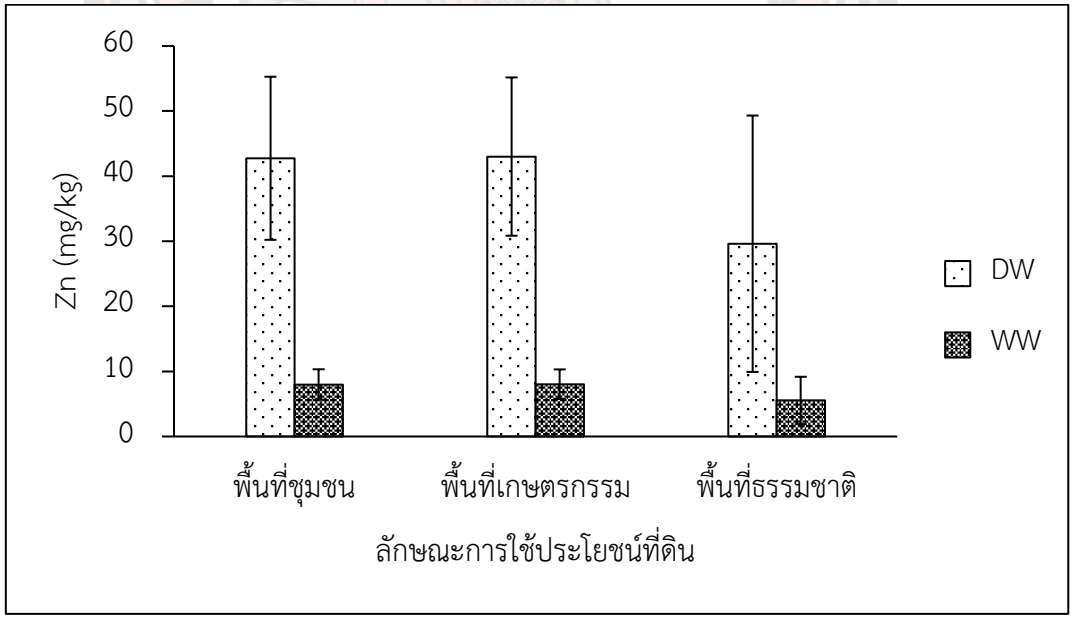
ภาพ 46 ปริมาณ Cd ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

4.2.4 ปริมาณ Zn ในเนื้อหอย

ปริมาณการปนเปื้อน Zn ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 6.23-61.82 mg/kg DW หรือ 1.17-11.56 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 38.46 mg/kg DW หรือ 7.19 mg/kg WW (ภาพ 40) โดยการปนเปื้อน Zn ในเนื้อหอย ในช่วงฤดูฝนและฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 6.23-60.04 และ 11.18-61.82 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ 1.17-11.23 และ 2.09-11.56 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ย Zn ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 47) ทั้งนี้การปนเปื้อน Zn ในเนื้อหอย จำแนกตามพื้นที่ใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง 15.95-61.82, 19.56-60.04 และ 6.23-60.53 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ 2.98-11.56, 3.66-11.23 และ 1.17-11.32 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย Zn ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 48)



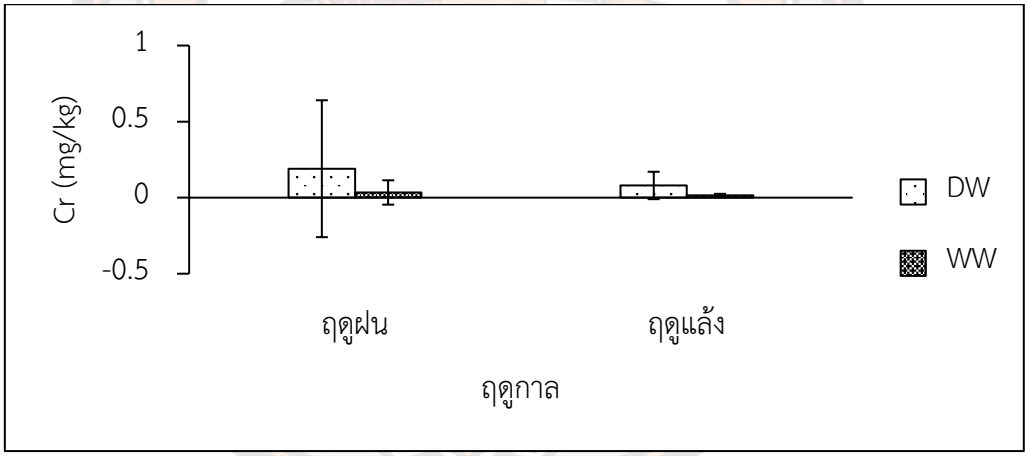
ภาพ 47 ปริมาณ Zn ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



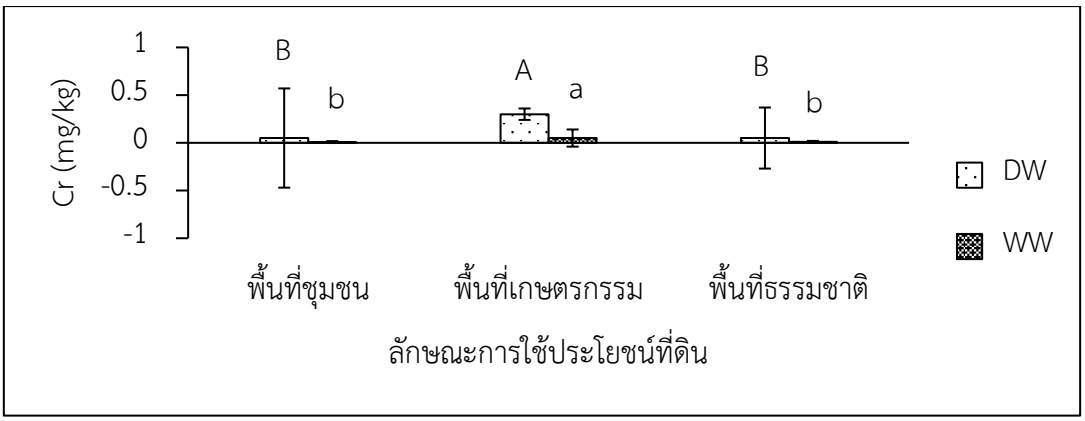
ภาพ 48 ปริมาณ Zn ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

4.2.5 ปริมาณ Cr ในเนื้อหอย

ปริมาณการปนเปื้อน Cr ในเนื้อหอยขมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-1.78 mg/kg DW หรือ ND-0.33 mg/kg WW มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.13 mg/kg DW หรือ 0.02 mg/kg WW (ภาพ 40) โดยการปนเปื้อน Cr ในเนื้อหอย ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-1.78 และ ND-0.36 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-0.33 และ ND-0.07 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบว่าค่าเฉลี่ย Cr ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 49) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cr ในเนื้อหอย จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-0.36, ND-1.78 และ ND-0.14 mg/kg DW ตามลำดับ หรือ ND-0.07, ND-0.33 และ ND-0.03 mg/kg WW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย Cr ในเนื้อหอยในพื้นที่เกษตรกรรมมีค่าสูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ภาพ 50)



ภาพ 49 ปริมาณ Cr ในเนื้อหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



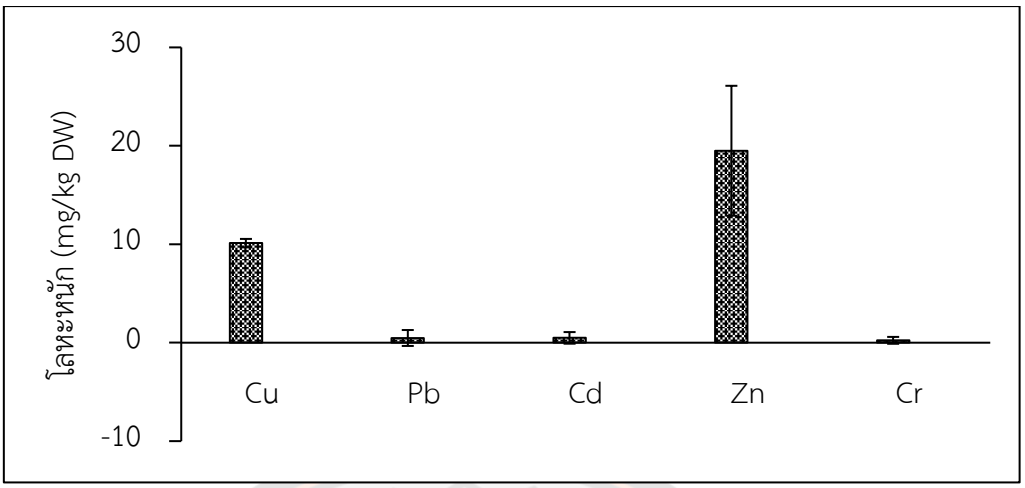
ภาพ 50 ปริมาณ Cr ในเนื้อหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์
หมายเหตุ: ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวใหญ่ที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักแห้ง (DW) ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

ตัวอักษรภาษาอังกฤษตัวเล็กที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยในรูปของปริมาณต่อน้ำหนักสด (WW) ไม่แตกต่างกันระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

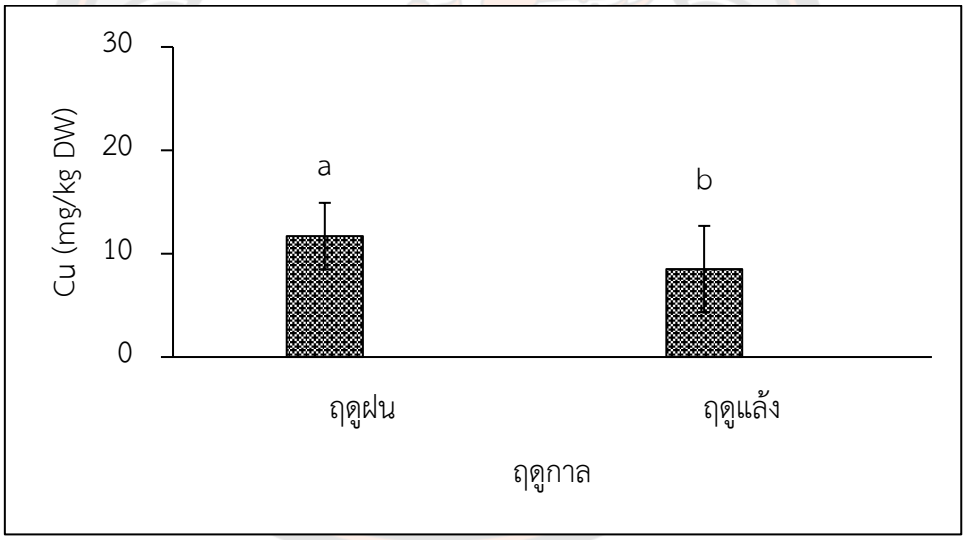
5. ปริมาณโลหะหนักในพืช

5.1 ปริมาณ Cu ในบัวหลวง

ปริมาณการปนเปื้อน Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 1.66-19.93 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 10.11 mg/kg DW (ภาพ 51) โดยการปนเปื้อน Cu ในบัวหลวง ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 6.26-19.93 และ 1.66-15.23 mg/kg DW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 52) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 3.65-13.76, 4.49-15.73 และ 1.66-19.93 mg/kg DW ตามลำดับ และพบว่าค่าเฉลี่ย Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 53)

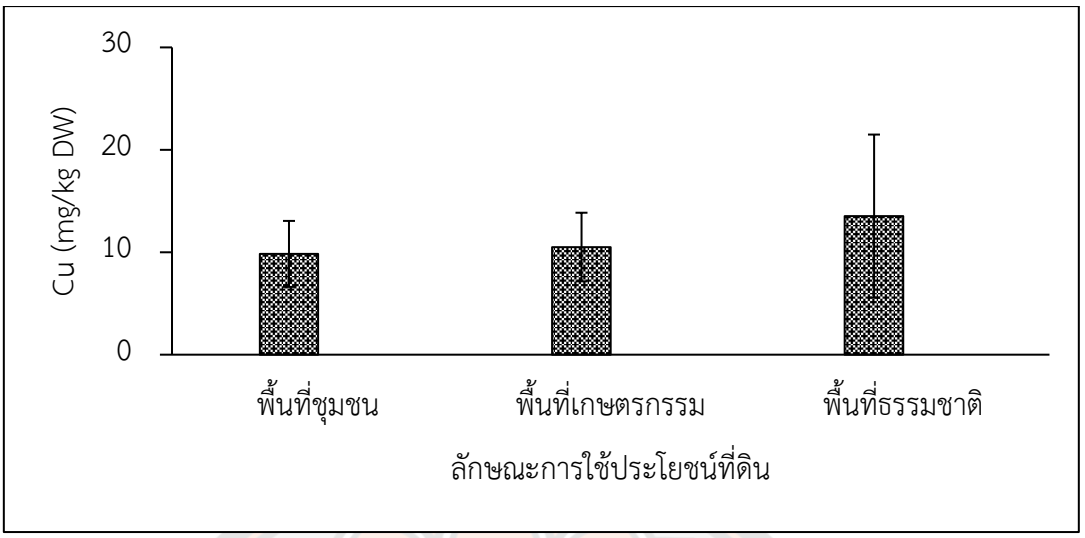


ภาพ 51 ปริมาณโลหะหนักในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด



ภาพ 52 ปริมาณ Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล

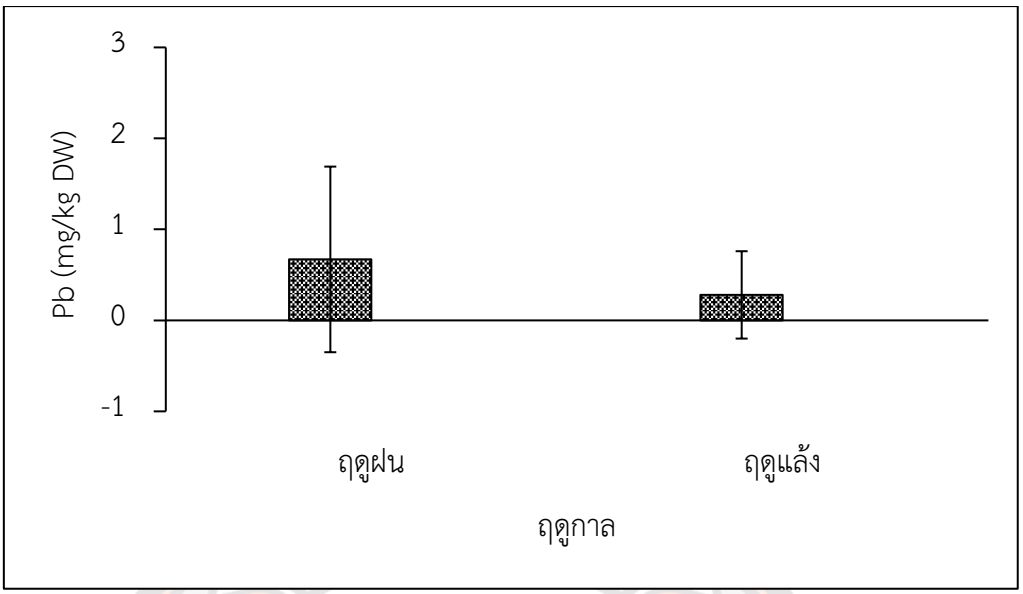
หมายเหตุ: ตัวอักษรที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p<0.05$)



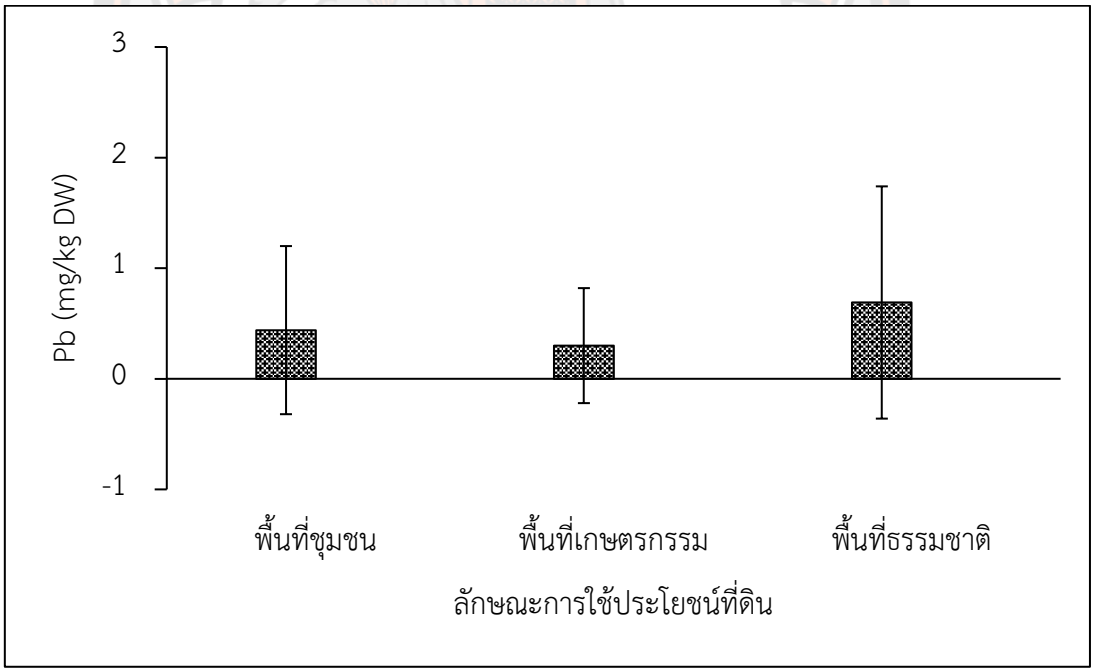
ภาพ 53 ปริมาณ Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

5.2 ปริมาณ Pb ในบัวหลวง

ปริมาณการปนเปื้อน Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-3.82 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.47 mg/kg DW ตามลำดับ (ภาพ 51) โดยการปนเปื้อน Pb ในบัวหลวง ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-2.12 และ ND-3.82 mg/kg DW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 54) ทั้งนี้การปนเปื้อน Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-2.83, ND-1.91 และ ND-3.82 mg/kg DW ตามลำดับ และพบค่าเฉลี่ย Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 55)



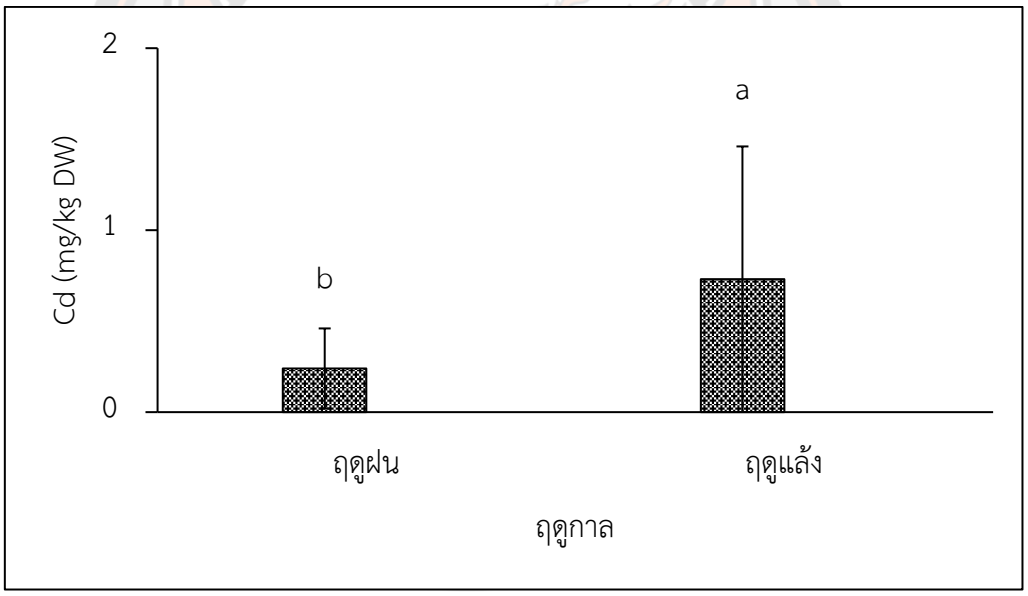
ภาพ 54 ปริมาณ Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



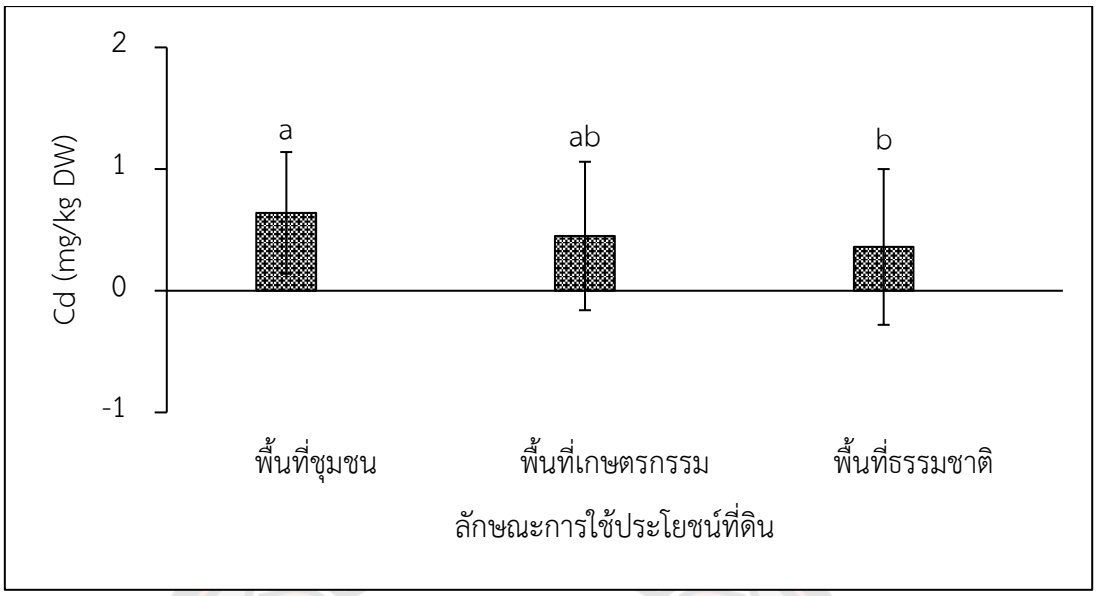
ภาพ 55 ปริมาณ Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

5.3 ปริมาณ Cd ในบัวหลวง

ปริมาณการปนเปื้อน Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-2.48 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.49 mg/kg DW (ภาพ 51) โดยการปนเปื้อน Cd ในบัวหลวง ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-0.83 และ ND-2.48 mg/kg DW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 56) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-1.85, ND-2.48 และ ND-2.48 mg/kg DW ตามลำดับ และพบค่าเฉลี่ย Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าสูงสุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่ธรรมชาติ (ภาพ 57)



ภาพ 56 ปริมาณ Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล
หมายเหตุ: ตัวอักษรที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05)

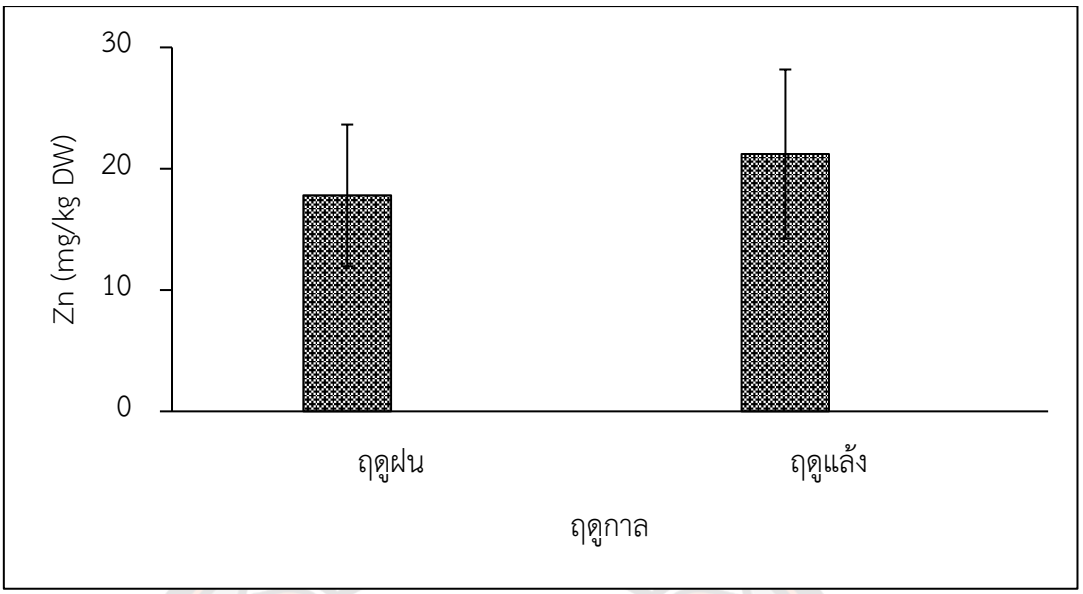


ภาพ 57 ปริมาณ Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

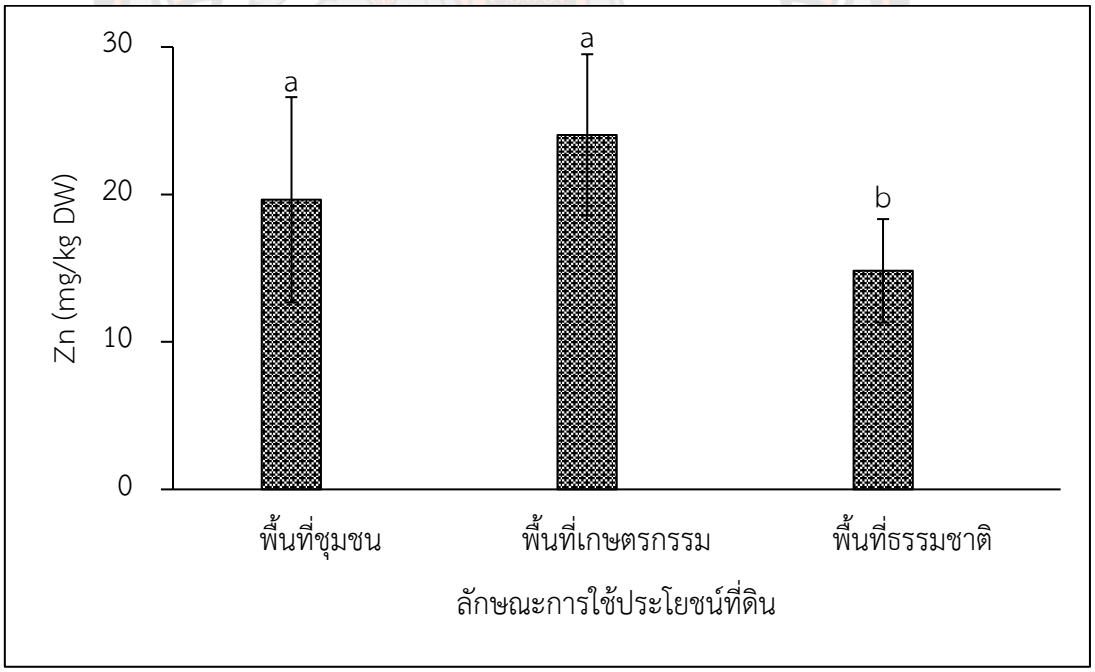
หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

5.4 การปนเปื้อน Zn ในบัวหลวง

ปริมาณการปนเปื้อน Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 8.80-31.97 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 19.50 mg/kg DW (ภาพ 51) โดยการปนเปื้อน Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 8.80-30.81 และ 8.80-31.97 mg/kg DW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 58) ทั้งนี้การปนเปื้อน Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง 8.80-30.81, 12.26-31.97 และ 8.80-20.29 mg/kg DW ตามลำดับ และพบว่าค่าเฉลี่ย Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ธรรมชาติมีค่าต่ำสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ภาพ 59)



ภาพ 58 ปริมาณ Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล

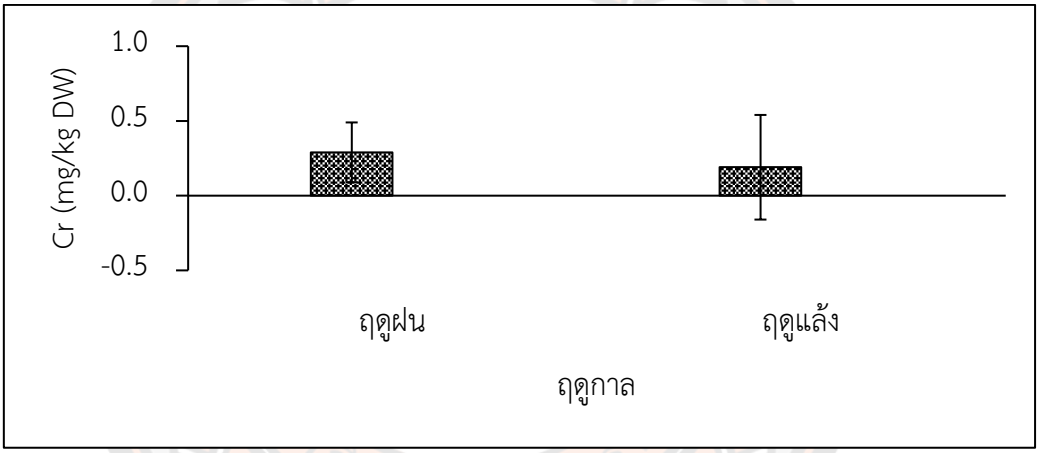


ภาพ 59 ปริมาณ Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

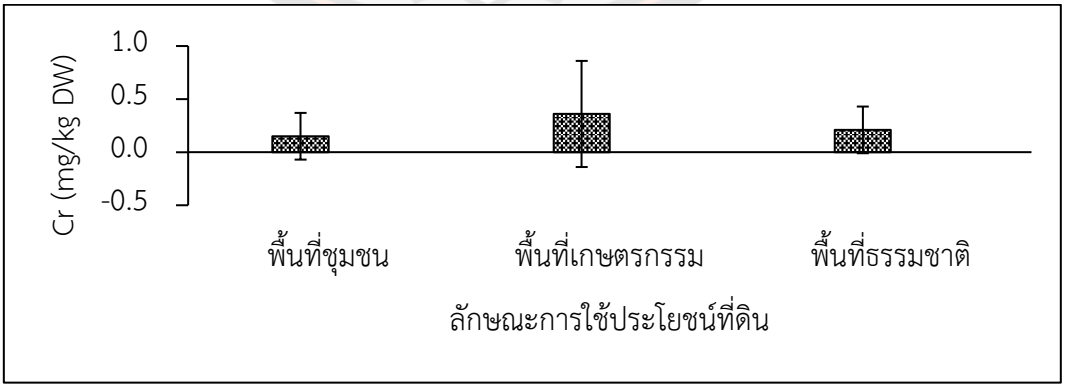
หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

5.5 ปริมาณ Cr ในบัวหลวง

ปริมาณการปนเปื้อน Cr ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง ND-1.64 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.24 mg/kg DW (ภาพ 51) โดยการปนเปื้อน Cr ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง ND-1.64 และ ND-0.79 mg/kg DW ตามลำดับ โดยพบค่าเฉลี่ย Cr ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 60) ทั้งนี้การปนเปื้อน Cr ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง จำแนกตามพื้นที่การใช้ประโยชน์ พบว่าในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ พบมีค่าระหว่าง ND-0.79, ND-1.64 และ ND-0.79 mg/kg DW ตามลำดับ และพบค่าเฉลี่ย Cr ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ภาพ 61)



ภาพ 60 ปริมาณ Cr ในส่วนเหนือดินบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล



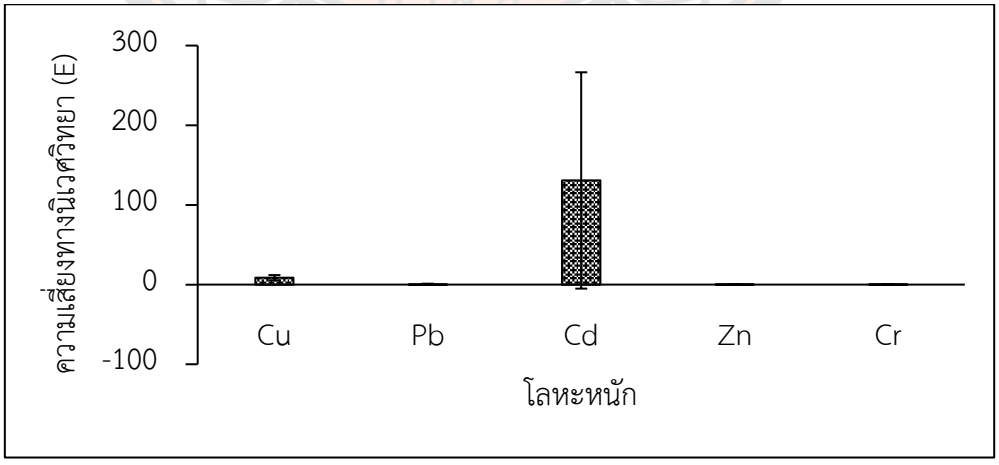
ภาพ 61 ปริมาณ Cr ในส่วนเหนือดินบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

6. การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ

6.1 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ผลการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (Ecological risk index: E) จากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง 0.51-25.40 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 8.60 (ภาพ 62) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.53-25.40 และ 0.51-13.28 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง14) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน พบพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ มีค่าระหว่าง 0.51-13.50, 1.13-14.90 และ 0.53-25.40 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าสูงสุดในพื้นที่ธรรมชาติ และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ตาราง 15)

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ (E) กับค่าระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนดินของ Hakanson (1980) พบว่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยภาพรวมพบว่าอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต่ำ (E<40) และค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในทุกช่วงฤดูกาล และในทุกลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์พบว่า ระดับความเสี่ยงจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต่ำ (E<40) เช่นเดียวกัน



ภาพ 62 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักของตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ตาราง 14 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักของตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล

ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E)	ฤดูกาล	
	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง
Cu	8.49±3.73	8.72±2.82
Pb	0.69±0.98[a]	0.02±0.05[b]
Cd	153.90±136.55[a]	97.98±96.71[b]
Zn	0.36±0.15	0.40±0.20
Cr	0.12±0.18	0.04±0.05

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05)

ตาราง 15 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักของตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน

ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E)	ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์		
	พื้นที่ชุมชน	พื้นที่เกษตรกรรม	พื้นที่ธรรมชาติ
Cu	8.06±2.58[b]	8.55±3.55[b]	9.38±3.77[a]
Pb	0.36±0.72	0.40±0.94	0.31±0.63
Cd	165.63±139.48[a]	97.41±92.71[b]	102.81±108.20[b]
Zn	0.44±0.19[a]	0.31±0.11[b]	0.37±0.19[b]
Cr	0.07±0.12	0.09±0.16	0.07±0.13

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยที่ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

6.2 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ผลการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง 0.00-3.28 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.36 (ภาพ 62) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.00-3.28 และ 0.00-0.23 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 14) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน พบพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ

มีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ระหว่าง 0.00-2.78, 0.00-3.28 และ 0.00-2.26 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 15)

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ (E) กับค่าระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนดินของ Hakanson (1980) พบว่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยภาพรวมพบว่าอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต่ำ (E<40) และค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในทุกฤดูกาล และในทุกลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์พบว่าระดับความเสี่ยงจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต่ำ (E<40) เช่นเดียวกัน

6.3 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ผลการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง 0.00-543.19 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 126.10 (ภาพ 62) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.00-543.19 และ 0.00-322.52 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 14) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน ในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ระหว่าง 0.00-543.19, 0.00-288.57 และ 0.00-322.52 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าสูงสุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ตาราง 15)

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ (E) กับค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนดินของ Hakanson (1980) พบว่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยภาพรวมพบว่าอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต้องเฝ้าระวัง (E<160) และค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ทั้งในทุกช่วงฤดูกาล และในพื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ ก็พบความเสี่ยงอยู่ในระดับที่ต้องเฝ้าระวัง (E<160) เช่นเดียวกัน ทั้งนี้พบพื้นที่ชุมชนมีค่าความเสี่ยงสูงกว่าพื้นที่อื่น โดยพบค่าความเสี่ยงอยู่ในระดับที่สูง (E<320)

6.4 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ผลการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง 0.02-1.14 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.38 (ภาพ 62) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.12-1.14 และ 0.02-1.12 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 14) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน ในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ระหว่าง 0.02-1.12, 0.03-0.64 และ 0.05-1.14 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าสูงสุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ตาราง 15)

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ (E) กับค่าระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนดินของ Hakanson (1980) พบว่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยภาพรวมพบว่าอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต่ำ (E<40) และค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในทุกช่วงฤดูกาล และในแต่ละลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์พบว่าระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต่ำ (E<40) เช่นเดียวกัน

6.5 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ผลการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ พบมีค่าระหว่าง 0.00-0.70 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.08 (ภาพ 62) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.00-0.70 และ 0.00-0.23 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 14) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดินพบว่า ในพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ระหว่าง 0.00-0.49, 0.00-0.70 และ 0.00-0.56 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 15)

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ (E) กับค่าระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักของ Hakanson (1980) พบว่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดโดยภาพรวมพบว่าอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต่ำ (E<40) และค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน

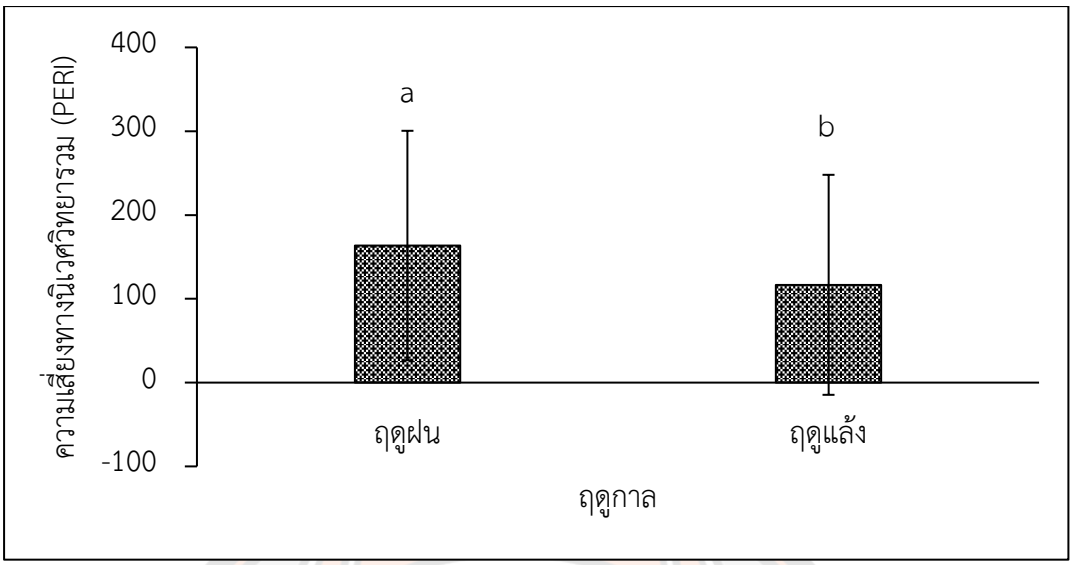
Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในทุกช่วงฤดูกาล และในแต่ละลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์พบว่าระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต่ำ (E<40) เช่นเดียวกัน

จากผลการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักแต่ละชนิด อันได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr โดยส่วนใหญ่พบว่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักอยู่ในระดับความเสี่ยงที่ต่ำ แต่อย่างไรก็ตามพบว่า ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ทั้งในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง การปนเปื้อนในพื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ อยู่ในระดับที่ต้องเฝ้าระวัง ขณะที่ค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุมชนมีความเสี่ยงในระดับสูง

6.6 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำรวม

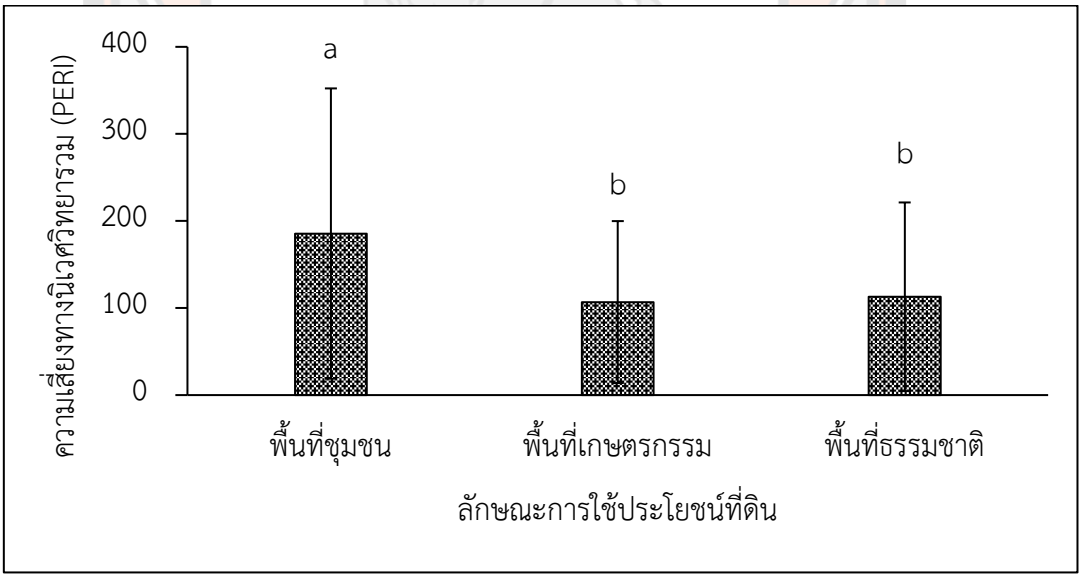
ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (Potential Ecological Risk Index: PERI) จากการปนเปื้อนโลหะหนัก รวมทั้ง 5 ชนิดคือ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ของตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 0.70-958.89 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 140.14 โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.70-559.55 และ 3.33-958.86 ตามลำดับ โดยพบมีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ภาพ 63) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน พบว่าพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมทั้ง 5 ชนิด คือ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ มีค่าระหว่าง 5.04-958.86, 3.33-299.46 และ 0.70-332.35 ตามลำดับ และพบมีค่า PERI เฉลี่ยสูงสุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ภาพ 64)

เมื่อเปรียบเทียบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมทั้ง 5 ชนิด คือ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ (PERI) กับระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมหลายชนิดในตะกอนดิน ของ Hakanson (1980) พบว่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมในตะกอนพื้นท้องน้ำ (PERI) ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยรวมอยู่ในระดับความเสี่ยงปานกลาง (PERI<190) และค่าความเสี่ยงจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในทุกช่วงฤดูกาล (ภาพ 59) และในแต่ละลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ (ภาพ 60) พบว่าความเสี่ยงจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมทั้ง 5 ชนิด ในตะกอนพื้นท้องน้ำอยู่ในระดับความเสี่ยงปานกลาง (PERI<190)



ภาพ 63 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมของตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล

หมายเหตุ: ตัวอักษรที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05)



ภาพ 64 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมของตะกอนพื้นท้องน้ำใน พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

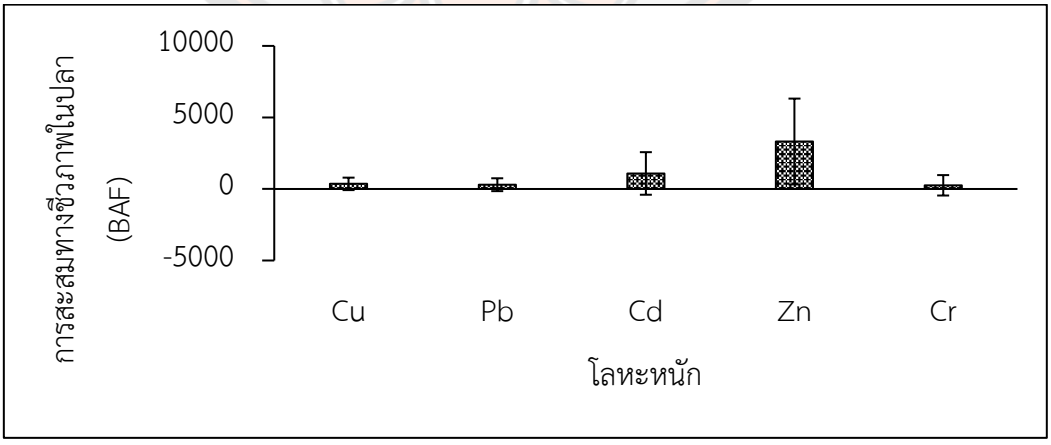
หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

7. การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลา (Bioaccumulation factor: BAF)

7.1 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.0-1,994.9 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 355.8 (ภาพ 65) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 49.3-1994.9 และ 0.0-1,769.6 ตามลำดับ โดยพบมีค่าสูงสุดในฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 16) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน พบการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา จากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 0.0-1,769.6, 0.0-1,994.9 และ 0.0-1,737.5 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 17) และเมื่อจำแนกตามชนิดพันธุ์ พบว่า ปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน มีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ระหว่าง 0.0-1,994.9, 0.0-1,769.6 และ 57.6-1,737.5 ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในเนื้อปลาสูงสุดในเนื้อปลาช่อน และแตกต่างอย่าง มีนัยสำคัญทางสถิติกับชนิดพันธุ์อื่น (ตาราง 18)

เมื่อเปรียบเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา (BAF) จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดกับค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา ซึ่ง National Council on Radiation Protection and Measurements; NCRP (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 200 พบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยรวมมีค่าเฉลี่ยเกินเกณฑ์มาตรฐาน โดยค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา จากทั้งสองช่วงฤดูกาล และในปลาจากทั้งสามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ ก็พบว่าเกินเกณฑ์มาตรฐานเช่นเดียวกัน



ภาพ 65 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ตาราง 16 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล

การสะสมทางชีวภาพในปลา (BAF)	ฤดูกาล		ค่า BAF ที่ NCRP (1996) กำหนด
	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง	
Cu	328.51±314.23[b]	383.17±513.26[a]	200
Pb	182.7±372.6[b]	413.0±490.2[a]	300
Cd	1,109.0±1,636.6	1,059.0±1,332.5	200
Zn	4,229.8±7,112.6[a]	2,405.7±2,952.9[b]	1,000
Cr	255.9±248.4	412.5±954.6	200

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05)

ตาราง 17 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน

การสะสมทางชีวภาพ (BAF)	ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์			ค่า BAF ที่ NCRP (1996) กำหนด
	พื้นที่ชุมชน	พื้นที่เกษตรกรรม	พื้นที่ธรรมชาติ	
Cu	397.35±453.58	361.4±459.4	308.44±394.36	200
Pb	410.4±495.6[a]	236.6±489.5[b]	246.5±329.0	300
Cd	1,304.9+1365.7[a]	1,082.4±1,572.7[b]	865.7±1,572.7[b]	200
Zn	2,194.5±2,566.8[b]	6,343.5±8,294.4[a]	1,415.1±1,542.4[c]	1,000
Cr	399.04±1077.8[a]	85.1±289.2[c]	283.4±496.9[b]	200

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

ตาราง 18 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามชนิดพันธุ์

การสะสมทางชีวภาพ (BAF)	ชนิดพันธุ์			ค่า BAF ที่ NCRP, (1996) กำหนด
	ปลาตะเพียน	ปลาสลาด	ปลาช่อน	
Cu	266.4±429.8[b]	294.3±435.3[b]	510.3±408.5[a]	200
Pb	367.2±477.0[a]	435.5±534.5[a]	90.8±117.7[b]	300
Cd	1,161.6±1605.8[a]	1,479.8±1567.6[a]	611.6±1138.3[b]	200
Zn	3,244.1±5431.3	3,216.7±5167.1	3,492.4±5984.9	1,000
Cr	347.3±572.8[a]	212.7±962.1[b]	207.6±526.4[b]	200

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย ± ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยที่ไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

7.2 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา

การประเมินการสะสมทางชีวภาพ ของ Pb ในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.0-1,851.9 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 189.7 (ภาพ 65) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.0-1,851.9 และ 0.0-1,851.9 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 16) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน พบการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา จากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 0.0-1851.9, 0.0-1,851.9 และ 0.0-1,327.2 ตามลำดับ โดยปลาในพื้นที่ชุมชนมีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb สูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ตาราง 17) และเมื่อจำแนกตามชนิดพันธุ์ พบปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน มีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ระหว่าง 0.0-1,851.9, 1,851.9 และ 0.0-634.9 ตามลำดับ โดยปลาช่อนมีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ต่ำสุด และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับชนิดพันธุ์อื่น (ตาราง 18)

เมื่อเปรียบเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา (BAF) จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดกับค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา ซึ่ง NCRP, (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 300 พบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยรวมมีค่าเฉลี่ยไม่เกินเกณฑ์มาตรฐานแต่อย่างไรก็ตามพบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลาจากช่วงฤดูแล้ง ในพื้นที่ชุมชน และในปลาตะเพียน และปลาสลาด เกินเกณฑ์มาตรฐาน

7.3 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลา

การประเมินการสะสมทางชีวภาพ ของ Cd ในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.0-5,987.6 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1,084.3 (ภาพ 65) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.0-5,987.6 และ 0.0-5,432.0 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 16) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน พบว่าค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cdในปลาจากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 0.0-4,444.4, 0.0-5,987.6 และ 0.0-5, 864.2 ตามลำดับ โดยค่าสูงสุดในปลาจากพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น (ตาราง 17) และเมื่อจำแนกตามชนิดพันธุ์ พบปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน มีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ระหว่าง 0.0-4,444.4, 0.0-5,987.6 และ 0.0-5,864.2 ตามลำดับ โดยพบว่าช่อนมีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ต่ำที่สุด และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับชนิดพันธุ์อื่น (ตาราง 18)

เมื่อเปรียบเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพในปลา (BAF) กับค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลาซึ่งกำหนดให้มีค่าไม่เกิน 200 NCRP (1996) พบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยรวมมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน โดยค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลาจากทั้ง 2 ช่วงฤดูกาล ในปลาจากทั้งใน 3 ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ และทั้ง 3 ชนิดพันธุ์ ก็พบว่าเกินเกณฑ์มาตรฐานเช่นเดียวกัน

7.4 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา

การประเมินการสะสมทางชีวภาพ ของ Zn ในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 73.1-27,842.1 มีค่าเฉลี่ย 3,317.6 (ภาพ 65) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 187.7-27,842.1 และ 73.1-11,315.7 ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 16) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน พบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลาจากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 73.1-10,012.0, 324.56-27,842.1 และ 176.8-4,888.1 ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าสูงสุดในพื้นที่เกษตรกรรม และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 17) และเมื่อจำแนกตามชนิดพันธุ์ พบปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน มีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ระหว่าง 73.1-2,4052.6, 187.7-2,2631.5 และ 176.8-27,842.1 ตามลำดับ และพบว่าไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติระหว่างชนิดพันธุ์ (ตาราง 18)

เมื่อเปรียบเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา (BAF) จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดกับค่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา ซึ่ง NCRP, (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 1,000 พบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยรวมมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน แต่พบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลาจากทั้งสองช่วงฤดูกาล ในปลาจากทั้งในสามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ และในทั้งสามชนิดพันธุ์มีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน

7.5 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา

การประเมินการสะสมทางชีวภาพ ของ Cr ในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.0-6,811.9 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 255.8 (ภาพ 65) โดยในช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.0-1,771.1 และ 0.0-6,811.9 ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 16) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน พบว่าค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา จากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 0.0-6,811.9, 0.0-1,771.1 และ 0.0-2,384.2 ตามลำดับ และพบว่ามีค่าการสะสมทางชีวภาพสูงสุดในปลาจากพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 17) และเมื่อจำแนกตามชนิดพันธุ์ พบปลาตะเพียน ปลาสลาด และปลาช่อน มีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr ระหว่าง 0.0-1,975.4, 0.0-6,811.9 และ 0.0-2,384.2 ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าการสะสมทางชีวภาพสูงสุดในปลาตะเพียน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับชนิดพันธุ์อื่น (ตาราง 18)

เมื่อเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา (BAF) กับค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา ซึ่ง NCRP (1996) กำหนดให้มีค่าได้ไม่เกิน 200 พบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยภาพรวมและปลาจากทุกฤดูกาล ทุกชนิดพันธุ์ และปลาจากพื้นที่ชุมชน และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าเกินมาตรฐานที่กำหนด ยกเว้นการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา ในพื้นที่เกษตรกรรมมีค่าไม่เกินค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้

จากผลการประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักแต่ละชนิดในปลา พบการสะสมทางชีวภาพของ Pb และ Zn ในปลาจากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าเฉลี่ยโดยรวมเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน แต่อย่างไรก็ตามพบการสะสมทางชีวภาพของ Cu, Cd และ Cr ในปลาจากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยโดยรวมเกินเกณฑ์มาตรฐาน เมื่อพิจารณาจำแนกตามฤดูกาล ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ และชนิดพันธุ์ พบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลานั้นเกินค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ในช่วงฤดูแล้ง และมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานในทั้งสามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ และพบค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา ทั้งสองช่วงฤดูกาล และจากทั้งสามพื้นที่ใช้ประโยชน์ มีค่าเกิน

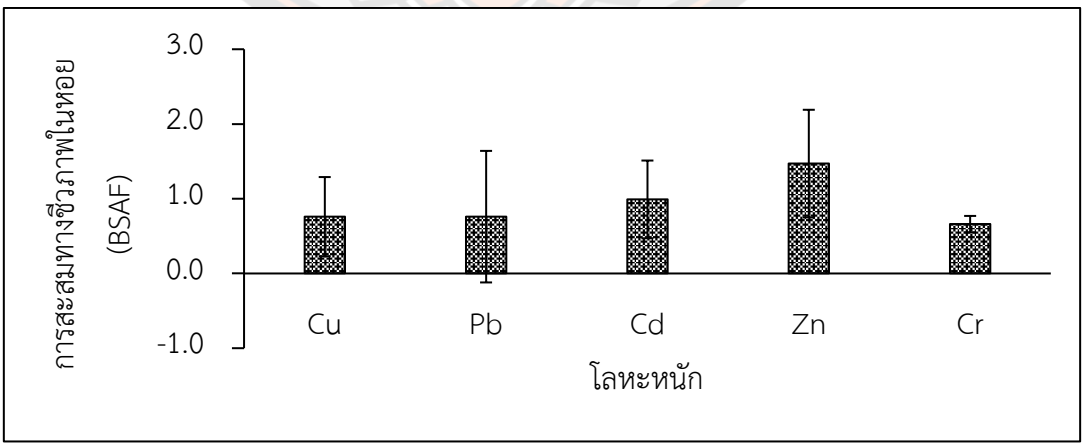
ค่ามาตรฐาน ทั้งนี้การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา โดยส่วนใหญ่มีค่าเกินกว่าเกณฑ์มาตรฐาน ยกเว้นค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา จากพื้นที่เกษตรกรรม

8. การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย (Biota-sediment accumulation factor: BSAF)

8.1 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.01-1.85 และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.76 (ภาพ 66) โดยช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.14-1.85 และ 0.01-1.56 ตามลำดับ โดยพบมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 19) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย จากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 0.46-1.85, 0.68-1.75 และ 0.01-0.88 ตามลำดับ โดยพบ มีค่าต่ำที่สุดในพื้นที่ธรรมชาติ และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่อื่น (ตาราง 20)

เมื่อเปรียบเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย (BSAF) จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด กับค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย ซึ่ง Jahan & Strezov (2018) กำหนดให้มีไม่เกิน 1 พบการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยเฉลี่ยรวมแล้วมีค่าไม่เกินเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนด และพบค่าเฉลี่ยเป็นไปตามเกณฑ์ในทั้งสองฤดูกาล หอยในพื้นที่ชุมชน และพื้นที่ธรรมชาติ แต่อย่างไรก็ตาม พบมีค่าเกินเกณฑ์ในพื้นที่เกษตรกรรม



ภาพ 66 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ตาราง 19 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามฤดูกาล

การสะสมทางชีวภาพ	ฤดูกาล	
(BSAF)	ฤดูฝน	ฤดูแล้ง
Cu	0.83±0.49	0.69±57
Pb	0.21±0.47[b]	0.44±0.54[a]
Cd	1.15±0.83[a]	0.83±4.0[b]
Zn	1.36±0.75	1.59±0.69
Cr	0.05±0.11	0.08±0.12

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่ต่างกัน คือมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (p<0.05)

ตาราง 20 การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน

การสะสมทางชีวภาพ	ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์		
(BSAF)	พื้นที่ชุมชน	พื้นที่เกษตรกรรม	พื้นที่ธรรมชาติ
Cu	0.83±0.56[a]	1.12±0.35[a]	0.33±0.31[b]
Pb	0.63±0.71	0.20±0.35	0.15±0.23
Cd	1.00+0.43	0.99±0.44	0.98±0.70
Zn	1.29±0.35[b]	1.90±0.62[a]	1.23±0.91[b]
Cr	0.03±0.07	0.12±0.16	0.03±0.05

หมายเหตุ: ค่าในตาราง คือค่าเฉลี่ย±ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

ตัวอักษรที่เหมือนกัน คือมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติเท่ากับ 0.05

8.2 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.00-1.70 และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.33 (ภาพ 66) โดยช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.00-1.70 และ 0.00-1.67 ตามลำดับ และพบมีค่าสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 19) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย จากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง

0.00-1.70, 0.00-1.21 และ 0.00-0.65 ตามลำดับ และพบการสะสมทางชีวภาพของ Pb มีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติกับลักษณะระหว่างพื้นที่ (ตาราง 20)

เมื่อเปรียบเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย (BSAF) จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด กับค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย ซึ่ง Jahan & Strezov (2018) กำหนดให้มี ไม่เกิน 1 พบการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยรวมแล้วมีค่าไม่เกินเกณฑ์มาตรฐาน โดยพบการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย จากทั้งสองช่วงฤดูกาลและทั้งสามพื้นที่การใช้ประโยชน์ มีค่าไม่เกินเกณฑ์มาตรฐานเช่นเดียวกัน

8.3 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.00-1.92 และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.99 (ภาพ 66) โดยช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.00-1.92 และ 0.90-1.58 ตามลำดับ โดยพบมีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 19) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย จากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 0.00-1.64, 0.63-1.58 และ 0.90-1.92 ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 20)

เมื่อเปรียบเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย (BSAF) จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด กับค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย ซึ่ง Jahan & Strezov (2018) กำหนดให้มี ไม่เกิน 1 พบการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดโดยรวมไม่เกินค่ามาตรฐาน แต่อย่างไรก็ตามพบเกินค่ามาตรฐานในช่วงฤดูฝน

8.4 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย พบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ มีค่าระหว่าง 0.15-2.69 และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.47 (ภาพ 66) โดยช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.15-1.83 และ 1.09-2.69 ตามลำดับ โดยพบมีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 19) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย จากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 0.15-2.59, 0.33-2.69 และ 0.15-2.59 ตามลำดับ โดยพบว่ามีค่าสูงที่สุดในพื้นที่เกษตรกรรม และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากลักษณะพื้นที่อื่น (ตาราง 20)

เมื่อเปรียบเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย (BSAF) จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด กับค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย ซึ่ง Jahan & Strezov (2018) กำหนดให้มี ไม่เกิน 1 พบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยรวมเกินค่ามาตรฐานที่กำหนด ทั้งในสองฤดูกาล และในสามลักษณะพื้นที่พื้นที่ใช้ประโยชน์

8.5 การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.00-0.55 และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.06 (ภาพ 66) โดยช่วงฤดูฝน และฤดูแล้ง มีค่าระหว่าง 0.00-0.43 และ 0.00-0.55 ตามลำดับ และพบไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างฤดูกาล (ตาราง 19) เมื่อจำแนกตามลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน พบการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย จากพื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ มีค่าระหว่าง 0.00-0.33, 0.00-0.55 และ 0.00-0.12 ตามลำดับ และพบมีค่าไม่แตกต่างกันทางสถิติระหว่างพื้นที่ (ตาราง 20)

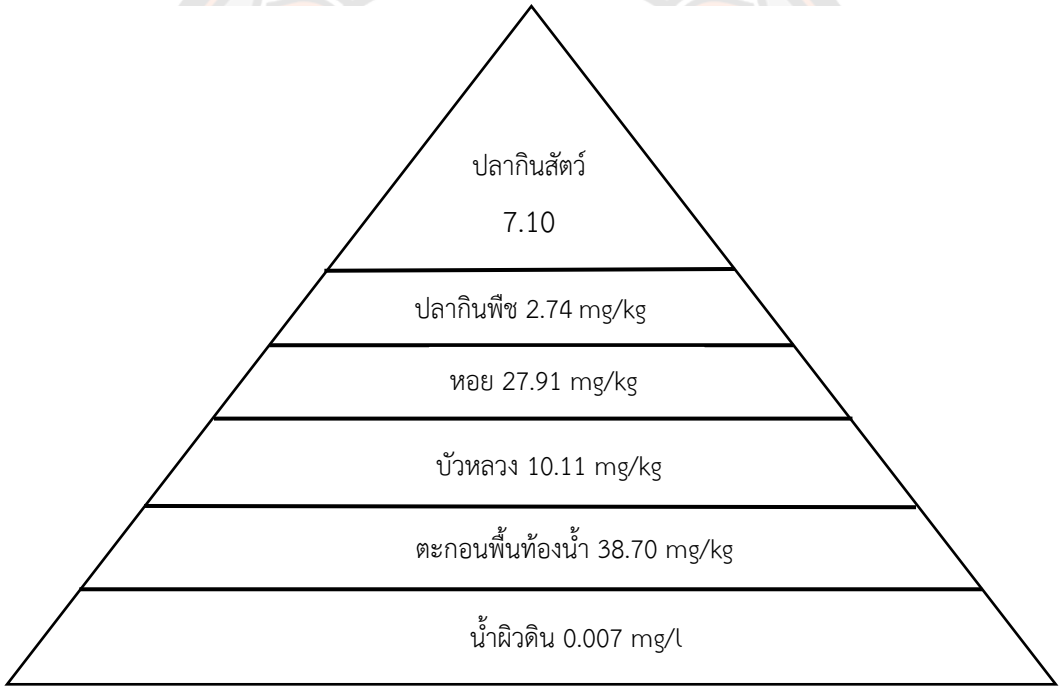
เมื่อเปรียบเทียบค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย (BSAF) จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด กับค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย ซึ่ง Jahan & Strezov (2018) กำหนดให้มี ไม่เกิน 1 พบการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดโดยรวม ไม่เกินค่ามาตรฐานที่กำหนด ในทั้งสองฤดูกาล และในทั้งสามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

จากผลการประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย พบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยของกลุ่มตัวอย่างทั้งหมดเกินเกณฑ์มาตรฐาน แต่พบการสะสมทางชีวภาพของ Cu, Pb, Cd และ Cr ในหอย มีค่าไม่เกินเกณฑ์มาตรฐาน แต่อย่างไรก็ตามพบว่า การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย จากพื้นที่เกษตรกรรม และและการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย ในช่วงฤดูฝน มีค่าเกินค่ามาตรฐาน โดย Jahan & Strezov (2018) ได้ระบุไว้ว่าหากค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนัก ในหอย (BSAF) ที่มีค่าสูงกว่า 1 ขึ้นไปแสดงถึงระดับการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย และถ้ามีค่า BSAF ซึ่งสูงขึ้นยิ่งเป็นความอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตมากขึ้นไปด้วยเช่นเดียวกัน

9. การขยายตัวทางชีวภาพของโลหะหนัก (Biomagnification of heavy metal)

9.1 การขยายตัวทางชีวภาพของ Cu

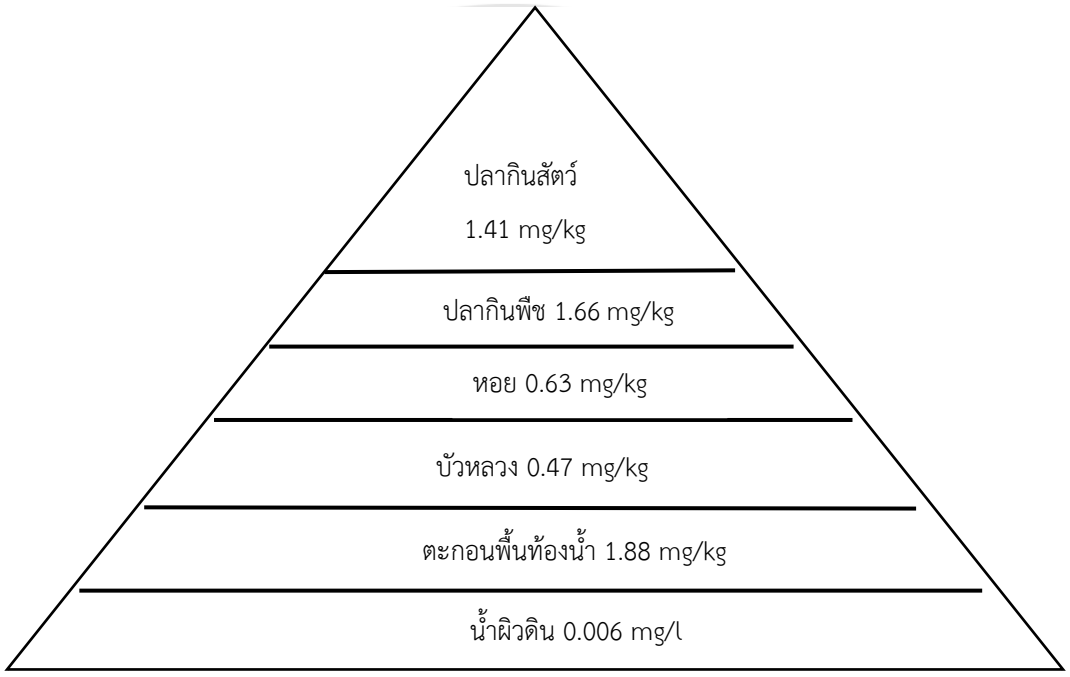
การขยายตัวทางชีวภาพของ Cu ในสิ่งแวดล้อม ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบว่ามีค่าการขยายตัวทางชีวภาพของ Cu ในสิ่งมีชีวิต โดยพบมีค่าความเข้มข้นสูงขึ้นในบังหลวง หอย และปลา เมื่อเทียบกับค่าความเข้มข้นของ Cu ในน้ำผิวดิน และพบมีการขยายตัวทางชีวภาพในปลา โดยพบมีค่าสูงขึ้นในปลากินสัตว์เมื่อเทียบกับปลากินพืช ทั้งนี้ พบค่าความเข้มข้นของ Cu สูงสุดในตะกอนพื้นท้องน้ำ และต่ำสุดในน้ำผิวดิน ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (ภาพ 67)



ภาพ 67 การขยายตัวทางชีวภาพของ Cu ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

9.2 การขยายตัวทางชีวภาพของ Pb

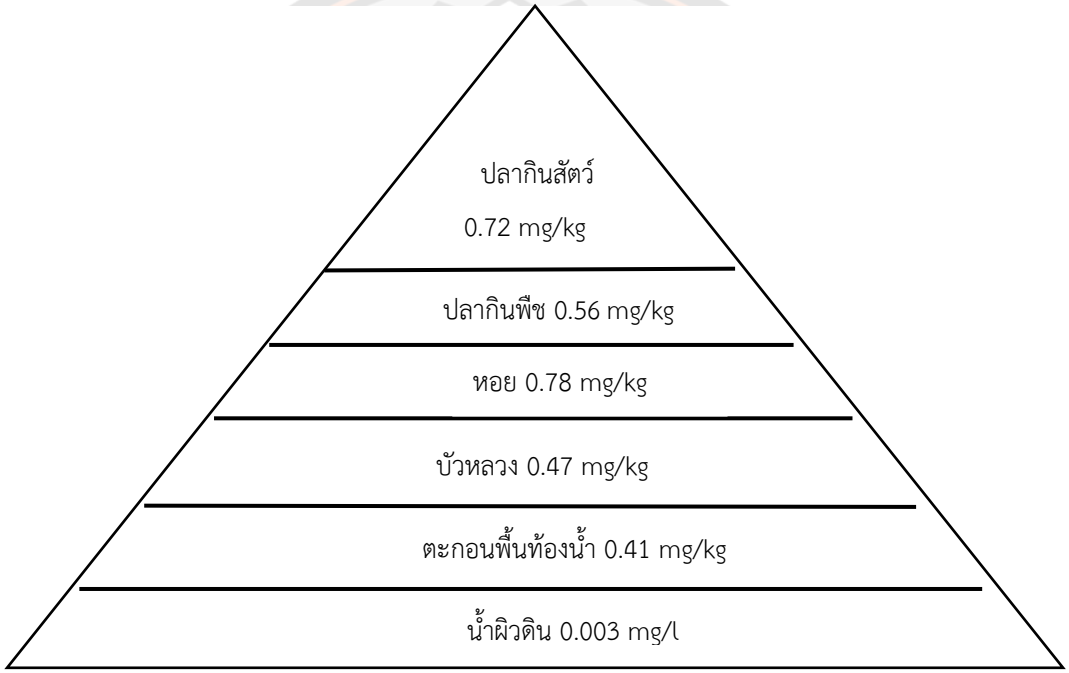
การขยายตัวทางชีวภาพของ Pb ในสิ่งแวดล้อม ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบว่ามีค่าการขยายตัวทางชีวภาพของ Pb ในสิ่งมีชีวิต โดยพบมีค่าความเข้มข้นสูงขึ้นในบัวหลวง หอย และปลา เมื่อเทียบกับค่าความเข้มข้นของ Pb ในน้ำผิวดิน และพบมีการขยายตัวทางชีวภาพในปลา โดยพบมีค่าความเข้มข้นของ Pb ในปลากินสัตว์ใกล้เคียงกับปลากินพืช ทั้งนี้ พบค่าความเข้มข้นของ Pb สูงสุดในตะกอนพื้นท้องน้ำ และต่ำสุดในน้ำผิวดิน ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (ภาพ 68)



ภาพ 68 การขยายตัวทางชีวภาพของ Pb ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

9.3 การขยายตัวทางชีวภาพของ Cd

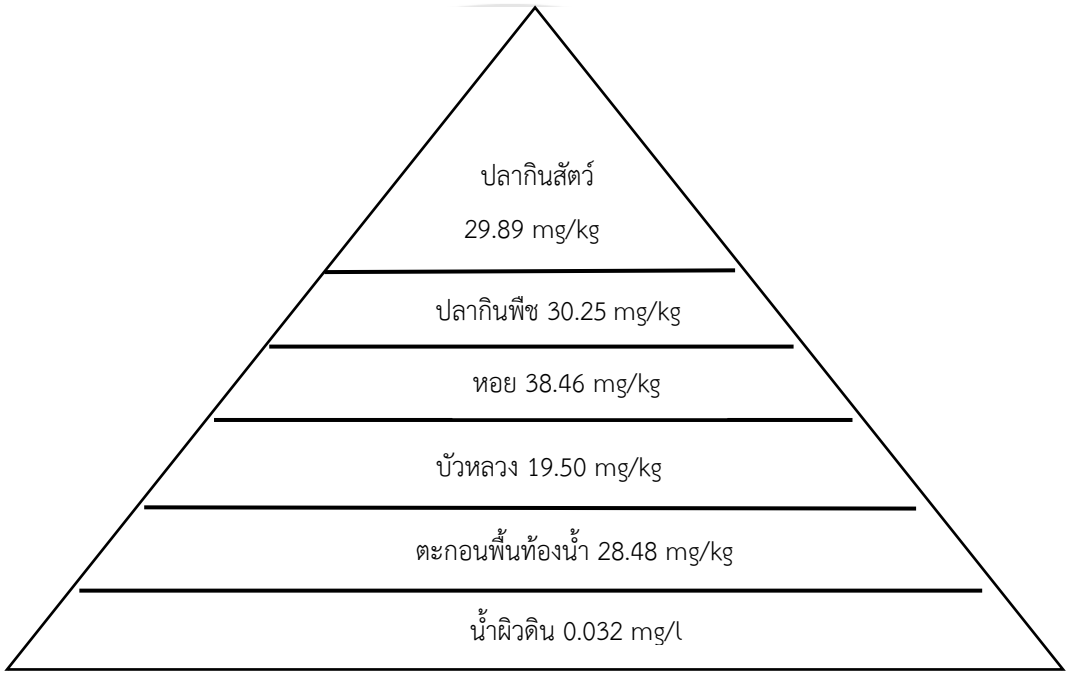
การขยายตัวทางชีวภาพของ Cd ในสิ่งแวดล้อม ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบว่ามีค่าการขยายตัวทางชีวภาพของ Cd ในสิ่งมีชีวิต โดยพบมีค่าความเข้มข้นสูงขึ้นในบัวหลวง หอย และปลา เมื่อเทียบกับค่าความเข้มข้นของ Cd ในน้ำผิวดิน และตะกอนพื้นท้องน้ำ และพบมีการขยายตัวทางชีวภาพในปลา โดยพบมีค่าสูงขึ้นในปลากินสัตว์เมื่อเทียบกับปลากินพืช ทั้งนี้ พบค่าความเข้มข้นของ Cd สูงสุดในหอย และต่ำสุดในน้ำผิวดิน ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (ภาพ 69)



ภาพ 69 การขยายตัวทางชีวภาพของ Cd ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

9.4 การขยายตัวทางชีวภาพของ Zn

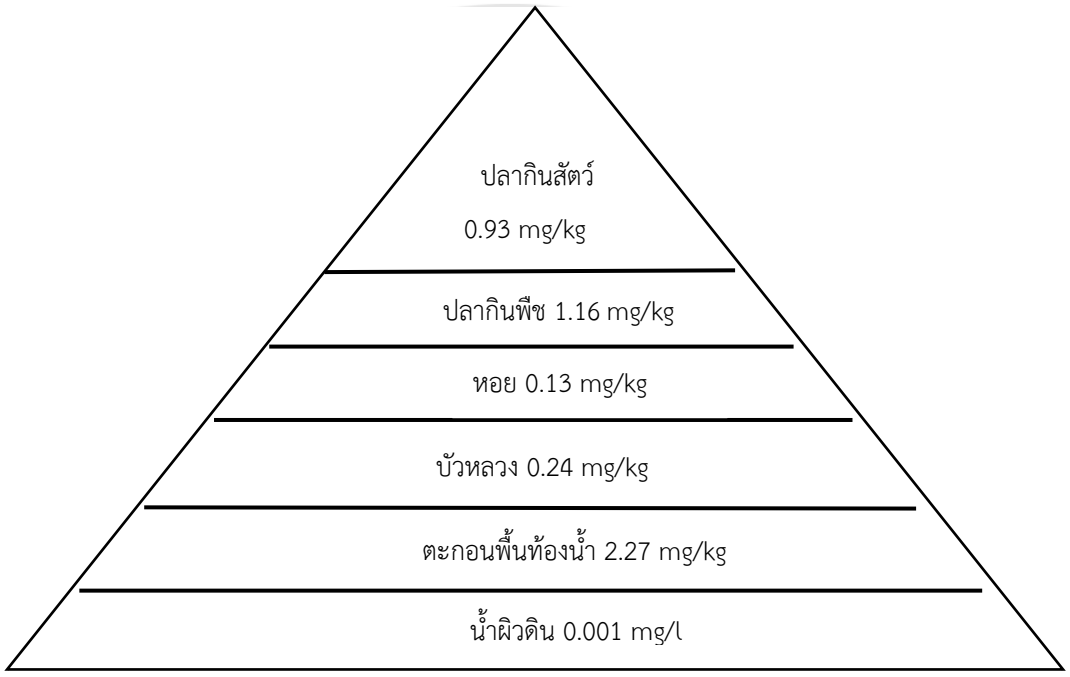
การขยายตัวทางชีวภาพของ Zn ในสิ่งแวดล้อม ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบว่ามีค่าการขยายตัวทางชีวภาพของ Zn ในสิ่งมีชีวิต โดยพบมีค่าความเข้มข้นสูงขึ้นในบัวหลวง หอย และปลา เมื่อเทียบกับค่าความเข้มข้นของ Zn ในน้ำผิวดิน และพบมีการขยายตัวทางชีวภาพในปลา โดยพบมีค่าใกล้เคียงกันระหว่างปลากินสัตว์และปลากินพืช ทั้งนี้ พบค่าความเข้มข้นของ Zn สูงสุดในหอย และต่ำสุดในน้ำผิวดิน ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (ภาพ 70)



ภาพ 70 การขยายตัวทางชีวภาพของ Zn ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

9.5 การขยายตัวทางชีวภาพของ Cr

การขยายตัวทางชีวภาพของ Cr ในสิ่งแวดล้อม ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบว่ามีค่าการขยายตัวทางชีวภาพของ Cr ในสิ่งมีชีวิต โดยพบมีค่าความเข้มข้นสูงขึ้นในปลา เมื่อเทียบกับค่าความเข้มข้นของ Cr ในน้ำผิวดิน พืช และหอย และพบมีการขยายตัวทางชีวภาพในปลา โดยพบมีค่าใกล้เคียงกันระหว่างปลากินสัตว์และปลากินพืช ทั้งนี้ พบค่าความเข้มข้นของ Cr สูงสุดในปลากินพืช และต่ำสุดในน้ำผิวดิน ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (ภาพ 71)



ภาพ 71 การขยายตัวทางชีวภาพของ Cr ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

บทที่ 5
บทสรุป

งานวิจัยเรื่อง การปนเปื้อนโลหะหนักและการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ เป็นงานวิจัยเพื่อศึกษาการปนเปื้อนโลหะหนัก ทั้ง 5 ชนิด ได้แก่ Cu Pb Cd Zn และ Cr ในสิ่งแวดล้อม ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ อันได้แก่ น้ำผิวดิน ตะกอนพื้นท้องน้ำ ปลา หอย และส่วนเหนือดินของบัวหลวง แล้วนำผลการปนเปื้อนโลหะหนักที่ได้มาทำการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา โดยทำการศึกษาครอบคลุมฤดูฝน ปี พ.ศ. 2562 และฤดูแล้ง ปี พ.ศ 2563 และกำหนดพื้นที่ศึกษา ออกเป็น 3 ลักษณะ ตามประเภทการใช้ประโยชน์ที่ดิน อันได้แก่ พื้นที่ชุมชน พื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ ซึ่งมีบทสรุปและการอภิปรายผล ดังต่อไปนี้

สรุปผลการวิจัย

1. คุณภาพน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

การตรวจวัดคุณภาพน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในช่วงฤดูฝน ปี พ.ศ. 2562 และช่วงฤดูแล้ง ปี พ.ศ. 2563 ได้แบ่งการศึกษาออกเป็น 3 ลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ โดยตรวจวัดค่าดัชนีคุณภาพน้ำทั่วไป 7 พารามิเตอร์ ได้แก่ ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) อุณหภูมิ (Temperature) ค่าออกซิเจนที่ละลายน้ำ (DO) ค่าของแข็งละลายน้ำ (TDS) ค่าการนำไฟฟ้า (EC) ค่าความขุ่น (Turbidity) และค่าความกระด้าง (Hardness) พบว่าค่าเฉลี่ยคุณภาพน้ำส่วนใหญ่เป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ แต่อย่างไรก็ตามพบว่า ค่า DO เฉลี่ยในฤดูแล้ง ในพื้นที่ชุมชน และพื้นที่เกษตรกรรม มีค่าต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 ทั้งนี้โดยรวมแล้วผลการศึกษาคุณภาพน้ำบ่งชี้ว่าสามารถใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดเพื่อการอุปโภค บริโภค เกษตรกรรม และใช้เป็นแหล่งในการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำได้

2. การปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ปริมาณ Cu ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-0.040 mg/l โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.007 mg/l ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 (ไม่เกิน 0.1 mg/l) และเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ (ไม่เกิน 0.02 mg/l) โดยพบค่าเฉลี่ย Cu ในน้ำผิวดิน มีค่าไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ พบค่าเฉลี่ย Cu ในน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุมชนมีค่าสูงที่สุด และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ

ปริมาณ Pb ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-0.060 mg/l โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.006 mg/l ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 (ไม่เกิน 0.05 mg/l) และเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ (ไม่เกิน 0.05 mg/l) ค่าเฉลี่ย Pb ในน้ำผิวดิน มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล โดยพบค่าเฉลี่ย Pb ในน้ำผิวดิน ในพื้นที่เกษตรกรรมมีค่าต่ำที่สุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่อื่น

ปริมาณ Cd ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-0.40 mg/l โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.003 mg/l ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 (ไม่เกิน 0.05 mg/l) แต่สูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ (ไม่เกิน 0.001 mg/l) โดยค่าเฉลี่ย Cu ในน้ำผิวดิน ในช่วงฤดูฝนมีค่าสูง และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับช่วงฤดูแล้ง ทั้งนี้ค่าเฉลี่ย Cd ในน้ำผิวดิน มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

ปริมาณ Zn ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-0.120 mg/l โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.032 mg/l ซึ่งมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 (ไม่เกิน 1.0 mg/l) และเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ (ไม่เกิน 0.1 mg/l) โดยค่าเฉลี่ย Zn ในน้ำผิวดิน มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบค่าเฉลี่ย Zn ในน้ำผิวดิน ในพื้นที่เกษตรกรรมมีค่าต่ำที่สุด และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่อื่น

ปริมาณ Cr ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-0.050 mg/l โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.001 mg/l ทั้งนี้ปริมาณ Cr ในน้ำผิวดินยังไม่ได้ถูกกำหนดไว้ในเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ โดยในช่วงฤดูฝน พบค่าเฉลี่ย Cr ในน้ำผิวดินมีค่าสูง และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับช่วงฤดูแล้ง

ทั้งนี้พบค่าเฉลี่ย Cr ในน้ำผิวดิน มีค่าสูงสุดในพื้นที่ธรรมชาติ และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่อื่น

3. ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ปริมาณ Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 2.40-67.30 mg/kg โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 38.70 mg/kg ซึ่งมีค่าเฉลี่ยสูงกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ในเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน (ไม่เกิน 21.5 mg/kg) แต่อย่างไรก็ตามพบว่ายังมีค่าอยู่ภายใต้เกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน (มากกว่าหรือเท่ากับ 150 mg/kg) ค่าเฉลี่ย Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ มีค่าไม่ต่างแตกกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และมีค่าไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ นอกจากนี้ยังพบว่าเกินเกณฑ์ค่าการปนเปื้อนของ Cu ในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มตอบสนองความเป็นพิษของ Cu (Threshold Effect Limit: TEL) ในทุกฤดูกาล และทุกลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์

ปริมาณ Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-17.04 mg/l โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.88 mg/kg ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน (ไม่เกิน 36.0 mg/kg) และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน (มากกว่าหรือเท่ากับ 130.0 mg/kg) ค่าเฉลี่ย Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าสูงในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้ค่าเฉลี่ย Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ พบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ และพบมีค่าในระดับที่ต่ำกว่าการปนเปื้อน Pb ในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มจะตอบสนองความเป็นพิษของ Pb (TEL)

ปริมาณ Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-1.76 mg/l โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.41 mg/kg ซึ่งมีค่าเกินเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน (ไม่เกิน 0.16 mg/kg) และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นของสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยของต่อสัตว์หน้าดิน (มากกว่าหรือเท่ากับ 5.0 mg/kg) ค่าเฉลี่ย Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าสูงในช่วงฤดูฝน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบปริมาณการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุมชนมีค่าสูงสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่อื่น และพบมีค่าในระดับที่ต่ำกว่าการปนเปื้อน Cd ในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มจะตอบสนองความเป็นพิษของ Cd (TEL)

ปริมาณ Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 1.42-84.36 mg/l โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 28.48 mg/kg ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน (ไม่เกิน 80 mg/kg) และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นของสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยของต่อสัตว์หน้าดิน (มากกว่าหรือเท่ากับ 460 mg/kg) ค่าเฉลี่ย Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบปริมาณ Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุมชนมีค่าสูงที่สุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่อื่น และพบมีค่าในระดับที่ต่ำกว่าการปนเปื้อน Zn ในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มจะตอบสนองความเป็นพิษของ Zn (TEL)

การปนเปื้อน Cr ในน้ำตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-17.11 mg/l โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.27 mg/kg ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์คุณภาพตะกอนในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุ้มครองสัตว์หน้าดิน (ไม่เกิน 54.4 mg/kg) และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน (มากกว่าหรือเท่ากับ 110.0 mg/kg) ค่าเฉลี่ย Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ และและพบมีค่าในระดับที่ต่ำกว่าการปนเปื้อน Cr ในตะกอนดิน ที่สัตว์หน้าดินเริ่มจะตอบสนองความเป็นพิษของ Cr (TEL)

4. การปนเปื้อนโลหะหนักในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ปริมาณ Cu ในเนื้อปลา จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.45-6.44 mg/kg DW หรือ 0.13-2.43 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.63 mg/kg DW หรือ 0.79 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ยความเข้มข้น Cu ในเนื้อปลา มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ อย่างไรก็ตามพบว่าค่าเฉลี่ยความเข้มข้น Cu ในรูปน้ำหนักสด (WW) มีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างชนิดพันธุ์ โดยพบสูงสุดในเนื้อปลาตะเพียน

ปริมาณ Pb ในเนื้อปลา จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-5.99 mg/kg DW หรือ ND-2.26 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.49 mg/kg DW หรือ 0.46 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อปลา มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ ทั้งนี้พบค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อปลาสลาด มีค่าสูงที่สุดและแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อปลาช่อน

ปริมาณ Cd ในเนื้อปลา จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-1.98 mg/kg DW หรือ ND-0.75 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.66 mg/kg DW หรือ 0.19 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ย Cd ในเนื้อปลา มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบปริมาณ Cd ในเนื้อปลา สูงในปลาจากพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับ Cd ในเนื้อปลาจากพื้นที่อื่น โดยพบเฉลี่ย Cd ในเนื้อปลามีค่าสูงสุดในเนื้อปลาสลาด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างชนิดระหว่างชนิดพันธุ์

ปริมาณ Zn ในเนื้อปลา จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 1.32-60.42 mg/kg DW หรือ 0.50-20.32 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 30.00 mg/kg DW หรือ 9.02 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ย Zn ในเนื้อ มีค่าสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบปริมาณ Zn ในเนื้อปลา จากพื้นที่ชุมชนมีค่าสูงที่สุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากเนื้อปลาในพื้นที่ธรรมชาติ โดยพบความเข้มข้น Zn ในเนื้อปลา ในรูปน้ำหนักสด (WW) มีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างชนิดพันธุ์ โดยพบค่าสูงในปลาตะเพียน

ปริมาณ Cr ในเนื้อปลา จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-6.81 mg/kg DW หรือ ND-1.91 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.01 mg/kg DW หรือ 0.31 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ย Cr ในเนื้อปลา มีค่าไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และมีค่าไม่แตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ โดยค่าเฉลี่ย Cr ในเนื้อปลามีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างชนิดพันธุ์ เช่นเดียวกัน

5. การปนเปื้อนโลหะหนักในหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ปริมาณ Cu ในเนื้อหอยขม จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.44-66.23 mg/kg DW หรือ 0.08-12.38 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 27.91 mg/kg DW หรือ 5.22 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ย Cu ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบค่าเฉลี่ย Cu ในเนื้อหอย มีค่าสูงสุดในพื้นที่เกษตรกรรม และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

ปริมาณ Pb ในเนื้อหอยขม จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-3.21 mg/kg DW หรือ ND-0.60 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.63 mg/kg DW หรือ 0.12 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ย Pb ในเนื้อหอยมีค่าสูงที่สุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทาง

สถิติระหว่างฤดูกาล โดยพบปริมาณ Pb ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

ปริมาณ Cd ในเนื้อหอยขม จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-1.64 mg/kg DW หรือ ND-0.31 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.78 mg/kg DW หรือ 0.15 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ย Cd ในเนื้อหอยมีค่าสูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้ค่าเฉลี่ย Cd ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

ปริมาณ Zn ในเนื้อหอยขม จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 6.23-61.82 mg/kg DW หรือ 1.17-11.56 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 38.46 mg/kg DW หรือ 7.19 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ย Zn ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

ปริมาณ Cr ในเนื้อหอยขม จากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-1.78 mg/kg DW หรือ ND-0.33 mg/kg WW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.13 mg/kg DW หรือ 0.02 mg/kg WW โดยพบค่าเฉลี่ย Cr ในเนื้อหอย มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบปริมาณ Cr ในเนื้อหอยสูงในหอยจากพื้นที่เกษตรกรรม และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่ใช้ประโยชน์อื่น

6. การปนเปื้อนโลหะหนักในบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

ปริมาณ Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 1.66-19.93 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 10.11 mg/kg DW โดยพบค่าเฉลี่ย Cu ในบัวหลวงสูงในช่วงฤดูฝน และมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบค่าเฉลี่ย Cu ในบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

ปริมาณ Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-3.82 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.47 mg/kg DW โดยพบค่าเฉลี่ย Pb ในบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

ปริมาณ Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-2.48 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.49 mg/kg DW โดยพบค่าเฉลี่ย Cd ในบัวหลวงสูง

ในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบค่าเฉลี่ย Cd ในบัวหลวง มีค่าสูงสุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่ธรรมชาติ

ปริมาณ Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 8.80-31.97 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 19.50 mg/kg DW โดยพบค่าเฉลี่ย Zn ในบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบค่าเฉลี่ย Zn ในบัวหลวง มีค่าต่ำสุดในพื้นที่ธรรมชาติ และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น

ปริมาณ Cr ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง ND-1.64 mg/kg DW โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.24 mg/kg DW โดยพบค่าเฉลี่ย Cr ในบัวหลวง มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่

7. การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (Ecological risk index: E) จากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.51-25.40 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 8.60 ซึ่งจัดได้ว่ามีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำอยู่ในระดับต่ำ โดยในช่วงฤดูฝนและฤดูแล้ง พบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำอยู่ในระดับต่ำและมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้พบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแต่ละพื้นที่ใช้ประโยชน์จัดอยู่ในระดับต่ำเช่นเดียวกัน โดยพบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา มีค่าสูงในพื้นที่ธรรมชาติ และมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น

การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.00-3.28 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.36 ซึ่งมีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำจัดอยู่ในระดับต่ำ โดยช่วงฤดูฝน พบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าสูงกว่าช่วงฤดูแล้งอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่อย่างไรก็ตาม ค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ยังคงอยู่ในระดับต่ำ ในทั้ง 2 ฤดูกาล โดยพบความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการ

ปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแต่ละพื้นที่ใช้ประโยชน์ จัดอยู่ในระดับต่ำเช่นเดียวกัน และพบมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.00-543.19 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 126.10 ซึ่งมีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำจัดอยู่ในระดับที่ต้องเฝ้าระวัง โดยในช่วงฤดูฝนพบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าสูง กว่าช่วงฤดูแล้งอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยพบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ จัดอยู่ในระดับเฝ้าระวังในทั้ง 2 ฤดูกาล ทั้งนี้พบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุมชนมีค่าสูงที่สุด และจัดระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาได้ในระดับสูง และพบมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่ใช้ประโยชน์อื่น โดยพบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่เกษตรกรรม และพื้นที่ธรรมชาติ จัดอยู่ในระดับที่ต้องเฝ้าระวัง

การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.02-1.14 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.38 ซึ่งมีความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำจัดอยู่ในระดับต่ำ ทั้งนี้พบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล เมื่อเปรียบเทียบระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ พบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าสูงสุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากพื้นที่อื่น แต่อย่างไรก็ตามพบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาในทุกพื้นที่ใช้ประโยชน์จัดอยู่ในระดับต่ำ

การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.00-0.70 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.08 ซึ่งมีความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำอยู่ในระดับต่ำ โดยพบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และในแต่ละฤดูกาลมีความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำอยู่ในระดับต่ำ เมื่อพิจารณาระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ พบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำในแต่ละพื้นที่จัดอยู่ในระดับต่ำเช่นเดียวกัน และมีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยารวม (Potential Ecological Risk Index; PERI) จากการปนเปื้อนโลหะหนักรวม 5 ชนิด อันได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.70-958.89 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 140.14 ซึ่งความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวม 5 ชนิด ในตะกอนพื้นท้องน้ำจัดอยู่ในระดับปานกลาง โดยในช่วงฤดูฝนพบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวม 5 ชนิด มีค่าสูงกว่าในช่วงฤดูแล้งอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยารวมจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวม 5 ชนิด ในแต่ละฤดูกาลจัดอยู่ในระดับปานกลางเช่นเดียวกัน และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ พบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวม 5 ชนิด ในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าสูงสุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่ใช้ประโยชน์อื่น แต่อย่างไรก็ตามยังคงพบค่าเฉลี่ยความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวม 5 ชนิด จัดอยู่ในระดับปานกลางในทุกพื้นที่ใช้ประโยชน์

ผลการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนัก (E) อันได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ โดยส่วนใหญ่มีความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาอยู่ในระดับต่ำ แต่อย่างไรก็ตามยังคงพบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยรวม อยู่ในระดับความเสี่ยงเฝ้าระวัง โดยพบมีความเสี่ยงจัดอยู่ในระดับที่สูงในพื้นที่ชุมชน และเมื่อทำการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวม (PREI) ทั้ง 5 ชนิด อันได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr พบค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวม 5 ชนิด ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด อยู่ในระดับปานกลาง

8. การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

การประเมินการสะสมทางชีวภาพ (Bioaccumulation factor: BAF) ของ Cu ในปลา ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.0-1,994.9 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 355.8 ซึ่งเกินเกณฑ์มาตรฐานการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลาที่ National Council on Radiation Protection and Measurements; NCRP (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 200 และเมื่อวิเคราะห์จำแนกตามฤดูกาล ลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ และชนิดพันธุ์ พบค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา เกินเกณฑ์มาตรฐาน ในทุกฤดูกาล ทุกลักษณะพื้นที่การใช้ประโยชน์ และทุกชนิดพันธุ์ ทั้งนี้พบ

ค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา สูงที่สุดในปลาช่อน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากชนิดพันธุ์อื่น

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.0-1,851.9 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 189.7 ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานที่ NCRP (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 300 และเมื่อเปรียบเทียบการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา พบมีค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลาสูงในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และยังพบว่าค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลาในฤดูแล้ง มีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน เมื่อเปรียบเทียบตามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา มีค่าสูงที่สุดในพื้นที่ชุมชน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่ใช้ประโยชน์อื่น โดยพบว่ามีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลาจากพื้นที่ชุมชนมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน ทั้งนี้พบการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในเนื้อปลาสลาดมีค่าสูงที่สุดและเกินเกณฑ์มาตรฐาน และพบมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในเนื้อปลาช่อน

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลา ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.0-5,987.6 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1,084.3 ซึ่งเกินเกณฑ์มาตรฐานการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลาที่ NCRP (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 200 ทั้งนี้ค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลามีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานในทุกฤดูกาล โดยมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และเมื่อพิจารณาตามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลามีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานในทุกลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์ โดยในพื้นที่ชุมชนพบมีค่าสูงสุด และมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น ทั้งนี้การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลาแต่ละชนิดพันธุ์ พบมีค่าเฉลี่ยเกินเกณฑ์มาตรฐาน โดยพบการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลาช่อนมีค่าต่ำสุด และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับชนิดพันธุ์อื่น

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 73.1-27,842.1 พบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 3,317.6 ซึ่งเกินเกณฑ์มาตรฐานที่ NCRP (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 1,000 ค่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา มีค่าสูงในช่วงฤดูฝน และมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล โดยพบว่ามีค่าเฉลี่ยเกินเกณฑ์มาตรฐานในทั้ง 2 ช่วงฤดูกาล เมื่อพิจารณาตามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา มีค่าเฉลี่ยเกินเกณฑ์มาตรฐานในทั้ง 3 พื้นที่ โดยพบพื้นที่เกษตรกรรมมีค่าสูงสุด และมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์ และเมื่อพิจารณาการสะสมทาง

ชีวภาพของ Zn ในปลาแต่ละชนิดพันธุ์ พบว่ามีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานในทั้ง 3 ชนิดพันธุ์ โดยมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างชนิดพันธุ์

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าระหว่าง 0.0-3,317.0 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 492.0 ซึ่งพบว่าเกินค่ามาตรฐานที่ NCRP (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 200 โดยค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา ในแต่ละฤดูกาล พบมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน โดยมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา มีค่าสูงสุดในปลาจากพื้นที่ชุมชน และมีค่าแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ โดยพบค่ามีค่าเฉลี่ยเกินเกณฑ์มาตรฐานในปลาจากพื้นที่ชุมชน และพื้นที่ธรรมชาติ ทั้งนี้ค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา ว่ามีค่าสูงสุดในปลาตะเพียน และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับชนิดพันธุ์อื่น โดยมีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr เกินเกณฑ์มาตรฐานในทุกชนิดพันธุ์

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนัก อันได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในปลา ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยส่วนใหญ่พบค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในเนื้อปลา มีค่าเกินค่ามาตรฐานที่ NCRP (1996) กำหนด ยกเว้นการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในเนื้อปลาซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน

9. การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

การประเมินการสะสมทางชีวภาพ (Biota-sediment accumulation factor: BSAF) ของ Cu ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.01-1.85 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.76 ซึ่งมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน (ไม่เกิน 1) ที่ Jahan & Strezov (2018) ระบุว่าไม่เป็นอันตรายต่อสัตว์หน้าดิน โดยค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย ในแต่ละฤดูกาล มีค่าไม่เกินเกณฑ์มาตรฐาน และไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ทั้งนี้ค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย มีค่าสูงที่สุดในพื้นที่เกษตรกรรม และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่ธรรมชาติ โดยพบว่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอยในพื้นที่เกษตรกรรมมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานอีกด้วย

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.00-1.70 มีค่าเฉลี่ย 0.33 ซึ่งพบว่ามีค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย ของพื้นที่

ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานที่ Jahan & Strezov (2018) กำหนดไว้ว่าไม่เป็นอันตรายต่อสัตว์หน้าดิน และพบค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย สูงสุดในช่วงฤดูแล้ง และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล โดยมีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย เป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานในทั้ง 2 ฤดูกาล และเมื่อพิจารณาตามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย เป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานในทุกพื้นที่ และมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่

การประเมินการสะสมทางชีวภาพ ของ Cd ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.90-1.92 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.99 ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน (ไม่เกิน 1) ที่ Jahan & Strezov (2018) ระบุว่าไม่เป็นอันตรายต่อสัตว์หน้าดิน ค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย มีค่าสูงสุดในช่วงฤดูฝน และมีค่าเฉลี่ยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล และพบว่าในช่วงฤดูฝนมีค่าเฉลี่ยเกินเกณฑ์มาตรฐานอีกด้วย และเมื่อพิจารณาตามลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย มีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานในทุกพื้นที่ และไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.15-2.69 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.47 ซึ่งมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน (ไม่เกิน 1) ที่ Jahan & Strezov (2018) ระบุว่าเป็นอันตรายต่อสัตว์หน้าดิน ทั้งนี้ค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย ในแต่ละฤดูกาล พบมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน แต่มีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างฤดูกาล ค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอยในแต่ละพื้นที่ พบมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน และมีค่าสูงที่สุดในพื้นที่เกษตรกรรม และแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับพื้นที่อื่น

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 0.00-0.55 พบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.06 ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน (ไม่เกิน 1) ที่ Jahan & Strezov (2018) ระบุว่าไม่เป็นอันตรายต่อสัตว์หน้าดิน โดยค่าเฉลี่ยการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย ในแต่ละฤดูกาล และในแต่ละลักษณะการใช้ประโยชน์พื้นที่ พบว่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานเช่นเดียวกัน และมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ระหว่างฤดูกาล และระหว่างพื้นที่ใช้ประโยชน์

การประเมินการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนัก อันได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยรวมพบค่าการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในหอย ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าอยู่ภายใต้เกณฑ์มาตรฐานที่กำหนด ยกเว้นการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย ซึ่งพบว่ามีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน

10. การขยายตัวทางชีวภาพของโลหะหนัก (Biomagnification of heavy metal)

การขยายตัวทางชีวภาพของ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในสิ่งแวดล้อมส่วนต่างๆ ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบว่าปริมาณโลหะหนักโดยส่วนใหญ่มีค่าสูงในตะกอนพื้นท้องน้ำ และมีค่าต่ำในน้ำผิวดิน โดยพบการขยายตัวทางชีวภาพของความเข้มข้นของโลหะหนักในสิ่งมีชีวิต ที่พบว่ามีค่าสูงขึ้นเมื่อเทียบกับปริมาณความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำผิวดิน ทั้งนี้ โดยส่วนใหญ่ความเข้มข้นของโลหะหนักในปลากินพืช และปลากินสัตว์มีค่าใกล้เคียงกัน

อภิปรายผล

1. คุณภาพน้ำผิวดิน

ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง (pH) ของน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าแปรผันระหว่าง 7.1-9.6 โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 8.3 ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ โดยพบค่า pH สูงสุด ในช่วงฤดูแล้ง แต่ยังมีค่าเฉลี่ยเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานข้างต้นในทั้ง 2 ฤดูกาล ทั้งนี้ Pachana et al. (2010) ได้ระบุว่าค่า pH ของน้ำจะส่งผลต่อการแตกตัว และการละลายของโลหะหนักในน้ำ เช่น ค่า pH ที่น้อยกว่าหรือเท่ากับ 4 จะทำให้ธาตุ Cd ละลายไปกับน้ำได้ดี ทำให้ Cd มีแนวโน้มเข้าไปสะสมในสัตว์น้ำ และพืชน้ำได้มากยิ่งขึ้น และในสภาวะที่ pH เป็นด่างยังทำให้โลหะหนักที่ละลายอยู่ในน้ำเกิดการตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำ ทำให้โลหะหนักสะสมในตะกอนพื้นท้องน้ำมีปริมาณสูงขึ้น (Pachana et al., 2010) โดยปัจจัยที่มีผลต่อค่า pH ของน้ำมีด้วยกันหลายปัจจัย เช่น กระบวนการสังเคราะห์แสงของสาหร่ายจะส่งผลทำให้ค่า pH ของน้ำในบริเวณนั้นมีค่าสูงขึ้น และค่า pH ของน้ำยังขึ้นอยู่กับลักษณะของมลสารที่เจอปนอยู่ในน้ำ ซึ่งหากมลสารที่ปนเปื้อนลงในแหล่งน้ำมีสถานะเป็นกรด น้ำที่ถูกปนเปื้อนก็จะมีค่าความเป็นกรดสูงขึ้นตามไปด้วย (Fondriest Environmental, 2013)

เมื่อเปรียบเทียบผลการศึกษาครั้งนี้กับ ผลการศึกษาของ Vipawee et al. (2012) ที่ศึกษา pH ของน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในปี 2012 ที่พบค่า pH มีค่าระหว่าง 4.20-6.49 และการศึกษาของศันสนีย์ ชูแวว (2557) ที่ศึกษา pH ในน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดในปี 2554 พบมีค่าเฉลี่ย pH เท่ากับ 7.8 ซึ่งพบว่าค่า pH ของ Vipawee et al. (2012) และศันสนีย์ ชูแวว (2557) มีค่า pH ต่ำกว่าผลจากการศึกษาในครั้งนี้

อุณหภูมิ (Temperature) ของน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าแปรผันระหว่าง 27.1-34.8 ^{0}C และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 29.8 ^{0}C ซึ่งมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์

มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ ในช่วงเวลาที่ศึกษาพบว่าอุณหภูมิน้ำมีค่าสูงในช่วงฤดูฝน และมีค่าต่ำกว่าในช่วงฤดูแล้ง ซึ่งลักษณะอุณหภูมิน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่แตกต่างกันระหว่างฤดูกาลนี้เป็นผลมาจากอุณหภูมิน้ำในช่วงเวลาที่ศึกษา มีค่าแปรผันตามสภาพภูมิอากาศของพื้นที่ ซึ่งอุณหภูมิอากาศในช่วงฤดูฝนมีค่าอุณหภูมิสูงกว่า ค่าอุณหภูมิอากาศในช่วงฤดูแล้ง (^{0}C) (สถานีกรมอุตุนิยมวิทยาจังหวัดนครสวรรค์, 2564) แต่อย่างไรก็ตามอุณหภูมิน้ำในทั้ง 2 ฤดูกาล ยังคงมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ ซึ่งผลการศึกษาในครั้งนี้สอดคล้องกับ สัมพันธ์ พลันสังเกต และคณะ (2545) ที่อธิบายถึงอุณหภูมิของน้ำในแหล่งน้ำทั่วไปตามธรรมชาติว่า จะมีค่าอยู่ระหว่าง 29.4-32.4 ^{0}C โดยอุณหภูมิของน้ำผิวดิน จะส่งผลต่อคุณสมบัติทางเคมี กระบวนการทางชีวภาพในน้ำ และสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำด้วย โดยเฉพาะสิ่งมีชีวิตจำพวกที่มีความอ่อนไหวต่ออุณหภูมิของน้ำ ที่อาจเสียชีวิตลงได้ ในกรณีที่อุณหภูมิน้ำเพิ่มสูงขึ้น (Kamatsu et al., 2007) ขณะที่ทินพันธุ์ เนตรแพ (2558) ได้ระบุว่า อุณหภูมิในน้ำที่เปลี่ยนแปลง จะมีผลกระทบต่อกระบวนการเมทาบอลิซึมของสัตว์น้ำโดยเมื่ออุณหภูมิน้ำเพิ่มมากขึ้น จะทำให้การทำงานในระบบต่างๆ ของร่างกายสิ่งมีชีวิตทำงานเร็วขึ้น เช่น การหายใจ นอกจากนี้ ไมตรี ดวงสวัสดิ์ และจารุวรรณ สมศิริ (2528) ยังได้อธิบายว่าอุณหภูมิในน้ำอาจส่งผลกระทบต่อความเป็นพิษของมลสาร โดยอุณหภูมิในแหล่งน้ำที่สูงขึ้นจะทำให้สารพิษที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำละลายได้มากขึ้น อีกทั้งยังมีความเป็นพิษเพิ่มมากขึ้นอีกด้วย โดย Fondriest Environmental (2014) ได้ระบุว่าอุณหภูมิของน้ำที่สูงขึ้นสามารถทำให้โลหะหนักประเภท Cu, Zn และ Cd จะละลายน้ำได้ดี และมีความเป็นพิษสูงขึ้น และอุณหภูมิที่สูงขึ้นยังส่งผลทำให้สัตว์น้ำมีความทนทานต่อสารพิษได้ต่ำลง เช่น ปลาที่ได้รับพิษ Zn จากแหล่งน้ำที่อาศัย ในอุณหภูมิน้ำที่มากกว่า 25 ^{0}C ขึ้นไปจะส่งผลทำให้ปลามีอัตราการใช้ออกซิเจนที่สูงขึ้น จนเกิดสภาวะการขาดออกซิเจนและตายในที่สุด นอกจากนี้อุณหภูมิยังมีความสัมพันธ์กับค่าออกซิเจนในน้ำ โดยอุณหภูมิที่สูงขึ้นจะแปรผกผันทำให้ค่าออกซิเจนในน้ำลดลง หากอุณหภูมิในน้ำสูงขึ้นมากจนเกินไปอาจทำให้ค่าออกซิเจนในน้ำไม่เพียงพอต่อสัตว์น้ำ (Fondriest Environmental, 2014) และเมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาของ Vipawee et al. (2012) ในปี 2012 ซึ่งพบค่าอุณหภูมิของน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 32.0-33.6 ^{0}C ซึ่งพบค่าอุณหภูมิน้ำสูงสุด มีค่าต่ำกว่าที่พบในการศึกษาครั้งนี้ และการศึกษาของศันสนีย์ ชูแวว (2557) พบค่าเฉลี่ยอุณหภูมิของน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในปี 2554 มีค่าเท่ากับ 30.5 ^{0}C ซึ่งสูงกว่าผลจากการศึกษาในครั้งนี้เล็กน้อย

ออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ของน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 2.1-8.7 mg/l มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.1 mg/l ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ เมื่อจำแนกตามรายละเอียดพบค่า DO ต่ำสุด ในช่วงฤดูแล้ง

และในพื้นที่เกษตรกรรม และพบว่าค่า DO ในน้ำในช่วงฤดูแล้ง ในพื้นที่ชุมชุม และพื้นที่เกษตรกรรม มีค่าต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานเพื่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ ซึ่งเกิดขึ้นได้จากหลายปัจจัย โดยการพบ DO ต่ำสุดในน้ำ ในพื้นที่เกษตรกรรมของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด คาดว่าเป็นผลมาจากการใช้อาหารเสริมพืชกลุ่มสารอินทรีย์ เช่น ฮอร์โมน ชนิดต่างๆ ในพื้นที่ดังกล่าว ขณะที่มีการปลดปล่อยเศษซากสารอินทรีย์จากกิจกรรมการเกษตร ลงสู่แหล่งน้ำบึงบอระเพ็ดด้วย ซึ่งส่งผลต่อกิจกรรมของจุลินทรีย์บางชนิดที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ หรือเปลี่ยนรูปสารอนินทรีย์บางชนิดที่มีการใช้ DO ในกระบวนการดังกล่าว จึงทำให้ DO ในน้ำลดลง (นฤมล นาคมี และคณะ 2554; Fondriest Environmental, 2013) ทั้งนี้ DO ในน้ำสามารถส่งผลต่อปริมาณโลหะหนักในน้ำบางชนิดให้มีปริมาณเพิ่มสูงขึ้นได้ เช่น Zn, Cu, Pb และ Cr จะมีปริมาณในน้ำสูงเมื่อสภาวะ DO มีค่าระหว่าง 7-9 mg/l ซึ่งเกิดจากปฏิกิริยาออกซิเดชันของสารประกอบอินทรีย์ในตะกอนที่เพิ่มสูงขึ้นและถูกปลดปล่อยออกมา จึงทำให้โลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำเวียนกลับขึ้นมาแขวนลอยและละลายอยู่ในน้ำ จึงทำให้ปริมาณโลหะหนักในน้ำเพิ่มสูงขึ้น (Li et al., 2013) และเมื่อเปรียบเทียบกับผลการตรวจวัดค่า DO ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในปี 2562 ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 5.2 mg/l (สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 4, 2562) ซึ่งพบว่ามีค่า DO ต่ำกว่าค่าเฉลี่ย DO จากการศึกษาครั้งนี้

ของแข็งละลายน้ำ (TDS) ของน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 85.0-323.0 mg/l มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 222.9 mg/l ซึ่งสูงกว่าเล็กน้อย เมื่อเทียบกับค่า TDS ของน้ำในแหล่งน้ำธรรมชาติที่สิ่งมีชีวิตสามารถอยู่อาศัยได้ ซึ่งควรมีค่าระหว่าง 100-200 mg/l (ประเทือง เชาว์วันกลาง, 2534) อย่างไรก็ตามผลจากการศึกษาในครั้งนี้สอดคล้องกับการตรวจวัดของสำนักงานสิ่งแวดล้อมภาค 4 (2560) ที่พบค่าเฉลี่ย TDS ของน้ำในบึงบอระเพ็ด ในปี 2554 มีค่าเท่ากับ 227 mg/l ทั้งนี้ค่า TDS ในแหล่งน้ำอาจมาจากมลสารที่สามารถละลายในน้ำ ดังนั้น TDS ในแหล่งน้ำที่สูงขึ้น จึงอาจส่งผลกระทบต่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ และอาจทำให้ปริมาณสัตว์น้ำในแหล่งน้ำนั้นลดลง (Dickerson & Vinyard, 1999) ค่า TDS จึงเป็นอีกดัชนีหนึ่งที่อาจบ่งชี้ถึงปริมาณมลสารที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำได้ในเบื้องต้น โดย Wen et al. (2018) ได้ระบุว่าปริมาณ TDS มีความสัมพันธ์กับปริมาณโลหะหนักในน้ำ ซึ่งหากปริมาณ TDS เพิ่มมากขึ้น ปริมาณโลหะหนักในน้ำก็อาจแปรผันตามมากขึ้นเช่นเดียวกัน

การนำไฟฟ้า (EC) ของน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 1.46-508.0 uS/cm มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 362.9 uS/cm ซึ่งสูงกว่าค่าที่พบในแหล่งน้ำธรรมชาติทั่วไปที่ ประเทือง เชาว์วันกลาง (2543) ระบุว่าควรมีค่าระหว่าง 150-300 uS/cm โดยสาเหตุที่พบค่า EC ของน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าสูงกว่าค่าที่พบในแหล่งน้ำตามธรรมชาติ ส่วนหนึ่งเป็นผลมาจากกิจกรรมโดยรอบพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่ทำให้เกิดการระบายหรือทิ้งของเสียลงสู่บึง อาทิเช่น กิจกรรมของชุมชนที่

ปลดปล่อยมลสาร หรือของเสียประเภทต่าง ๆ จากกิจกรรมการอุปโภคบริโภคอาหารในชีวิตประจำวัน เช่น เกลือ สบู่ ผงซักฟอก และการดำเนินกิจกรรมทางการเกษตร ที่อาจปลดปล่อยสารประกอบอนินทรีย์ (Inorganic compound) เช่น ปุ๋ย (ประเทือง เชาว์วันกลาง, 2543) ลงสู่แหล่งน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ซึ่งมลสารที่ถูกระบาย หรือทิ้งของเสียลงสู่แหล่งน้ำนั้น ส่วนหนึ่งจะอยู่ในรูปของสสารที่สามารถแตกตัว และให้อิออนบวก หรือลบได้ดี จึงส่งผลทำให้น้ำมีค่าการนำไฟฟ้าที่สูงขึ้น (กรรณิการ์ สิริสิงห์, 2522) โดย EC ของน้ำที่เพิ่มสูงขึ้นยังแปรผันตรงกับปริมาณโลหะหนักในแหล่งน้ำที่เพิ่มสูงขึ้นด้วยเช่นกัน (ประเทือง เชาว์วันกลาง, 2543) ทั้งนี้ค่า EC ของน้ำที่ตรวจวัดได้จากการศึกษาครั้งนี้มีค่าต่ำกว่าผลการศึกษาของ ศันสนีย์ ชูแวว (2557) ซึ่งพบค่าเฉลี่ย EC ของน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในปี 2554 มีค่าเท่ากับ 416.6 uS/cm

ความขุ่น (Turbidity) ของน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 7.5-47.7 NTU มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 18.8 NTU ซึ่งมีค่าต่ำกว่าในแหล่งน้ำธรรมชาติโดยทั่วไป ที่ ประเทือง เชาว์วันกลาง (2543) ระบุว่าควรมีค่าระหว่าง 150-300 NTU ทั้งนี้ความขุ่นของน้ำในแหล่งน้ำ อาจเกิดจากกิจกรรมโดยรอบพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด หรือเกิดจากกระบวนการทางธรรมชาติ เช่น การย่อยสลายผุพังของสิ่งมีชีวิตเกิดเป็นสารแขวนลอยอยู่ในน้ำ จึงทำให้เกิดความขุ่น (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) และรวมถึงการเพิ่มจำนวนของแพงก์ตอน และสาหร่ายขนาดเล็กในน้ำ เมื่อแหล่งน้ำมีความขุ่นมาก จะทำให้แสงไม่สามารถส่องผ่านน้ำได้ หรือส่องผ่านได้ในปริมาณที่น้อยจึง ส่งผลต่อกระบวนการสังเคราะห์แสงของพืช โดยเฉพาะแพลงก์ตอนพืช ซึ่งจะส่งผลกระทบทำให้ปริมาณอาหารตามธรรมชาติของผู้บริโภคลดน้อยลง และเมื่อส่งผลต่อกระบวนการสังเคราะห์แสงของพืชแล้ว จึงอาจส่งผลกระทบทำให้เกิดการลดลงของออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในแหล่งน้ำอีกด้วย (ประเทือง เชาว์วันกลาง, 2543) ค่าความขุ่นของน้ำที่พบในการศึกษาในครั้งนี้มีค่าต่ำกว่าผลการศึกษาของ Netpae and Phalarak (2009) ที่รายงานค่าความขุ่นของน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในปี พ.ศ. 2552 มีค่าระหว่าง 4.0-195.0 NTU

ความกระด้าง (Hardness) ของน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าระหว่าง 92.0–220.0 mg/l as $CaCO_3$ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 147.6 mg/l as $CaCO_3$ ซึ่งอยู่ในระดับความกระด้างปานกลาง (วุฒิพล เล้าอรุณ, 2551) ค่าความกระด้างในน้ำมีผลต่อปริมาณโลหะหนักในแหล่งน้ำ โดยค่าความกระด้างที่สูงขึ้น ร่วมกับอุณหภูมิที่เหมาะสม จะส่งผลทำให้เกิดการจับตัวรวมกันของโลหะหนักที่ปนเปื้อนในน้ำแล้วตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำ ทำให้ปริมาณโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำมีค่าเพิ่มสูงขึ้น ขณะที่ปริมาณโลหะหนักในน้ำจะลดลง ทั้งนี้ค่าความกระด้าง ยังมีส่วนช่วยในการปรับสมดุลของระบบนิเวศแหล่งน้ำโดยทำให้ pH ของน้ำอยู่ในระบบความเป็นกลางไม่เกิดการแปรฝันของ pH มากนัก (ประเทือง เชาว์วันกลาง, 2543)

2. ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักในน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

1) ปริมาณทองแดง (Cu) ในน้ำผิวดิน

ปริมาณ Cu ในน้ำผิวดิน ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.007 mg/l ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ ซึ่งหมายถึงค่า Cu ในน้ำอยู่ในระดับที่เหมาะสมต่อการใช้น้ำเพื่อการอุปโภคบริโภคโดยต้องผ่านกระบวนการฆ่าเชื้อตามปกติ และผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำทั่วไป การใช้เพื่อการเกษตรกรรม และใช้แหล่งน้ำในการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำได้

ค่าเฉลี่ย Cu ในน้ำผิวดิน มีค่าสูงอย่างมีนัยสำคัญในพื้นที่ชุมชน ซึ่งเป็นผลจากลักษณะกิจกรรมของชุมชนที่มีการใช้ผลิตภัณฑ์ที่มี Cu เป็นองค์ประกอบ ยกตัวอย่างเช่น เครื่องทองเหลือง ลวดทองแดงที่เป็นองค์ประกอบของเครื่องใช้ไฟฟ้า และอุปกรณ์อิเลคทรอนิคส์ เป็นต้น (สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528) ที่จะทำให้เกิดการปนเปื้อนของ Cu ลงในแหล่งน้ำได้ โดยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดนี้มีลักษณะของการตั้งถิ่นฐานบ้านเรือนอยู่ในบริเวณแหล่งน้ำในบึง และมีกิจกรรมการดำรงชีวิตประจำวันของชุมชนภายในบึง ดังนั้น จึงทำให้พบ Cu ในน้ำ ในพื้นที่ชุมชนในปริมาณที่สูง ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Bo et al. (2014) ที่ศึกษาการปนเปื้อน Cu ในแหล่งน้ำผิวดินของทะเลสาบไทฮู่ ซึ่งพบว่าค่าการปนเปื้อน Cu ในน้ำผิวดินจาก บริเวณพื้นที่ชุมชนมากที่สุดเช่นเดียวกัน

ทั้งนี้สาเหตุที่พบ Cu ปนเปื้อนในน้ำผิวดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดนั้น ส่วนหนึ่งเป็นผลมาจาก Cu ซึ่งเป็นธาตุที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติ และสามารถพบ Cu ได้โดยทั่วไปในแหล่งน้ำอันเป็นผลมาจากการผุกร่อนของชั้นหินและชั้นเปลือกโลก และละลายอยู่ในแหล่งน้ำ (Baker, 1974) นอกจากกิจกรรมชุมชนแล้ว กิจกรรมทางการเกษตรที่มีการใช้ สารกำจัดศัตรูพืช ประเภท สารกำจัดหอย และสารกำจัดเชื้อรา ซึ่งมี Cu เป็นองค์ประกอบ (สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528) ที่ใช้ในพื้นที่เกษตรกรรมโดยรอบพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด เป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้พบ Cu ปนเปื้อนในน้ำผิวดิน ของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด นอกจากนั้นพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ยังเป็นเป็นแหล่งที่รับน้ำและมลสารที่ปะปนในน้ำจากหลายพื้นที่ (ศันสนีย์ ชูแวว, 2557) ดังนั้น Cu บางส่วนจึงอาจมาจากการพัดพามาจากพื้นที่อื่นโดยเฉพาะในช่วงฤดูน้ำหลากจึงเป็นอีกสาเหตุหนึ่งที่พบ Cu ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

เมื่อ Cu เข้าไปปนเปื้อนอยู่ในระบบนิเวศแหล่งน้ำ บางส่วนจะละลายและปนเปื้อนอยู่ในน้ำ และบางส่วนอาจตกตะกอนและถูกดูดซับอยู่ในตะกอนดินผ่านกระบวนการ sorption process (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) โดย Cu ที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำนี้ อาจเคลื่อนย้ายเข้าไปสะสมในสัตว์น้ำและพืชน้ำ ผ่านการสัมผัสจากแหล่งที่อยู่อาศัย และการกินอาหาร แล้วเกิดการถ่ายทอดผ่านห่วงโซ่อาหารไปยังสิ่งมีชีวิตลำดับที่สูงขึ้น และอาจก่ออันตรายต่อสัตว์น้ำได้ เมื่อได้รับในปริมาณที่สูง โดยอาจทำให้

สิ่งมีชีวิตตาย หรือทำให้ประสิทธิภาพการทำงานของอวัยวะในร่างกายทำงานลดลง จนอาจเป็นผลทำให้จำนวนและชนิดของสิ่งมีชีวิต ในแหล่งน้ำลดลง ซึ่งเป็นส่วนหนึ่งที่อาจทำให้เกิดการขาดแคลนอาหารของผู้ล่าในกรณีที่สิ่งมีชีวิตนั้นเป็นผู้ถูกล่า หรือขาดตัวควบคุมประชากรในกรณีที่สิ่งมีชีวิตเป็นผู้ล่า นำมาซึ่งความเสื่อมโทรมของระบบนิเวศแหล่งน้ำ และจึงทำให้ระบบนิเวศขาดความสมดุลได้ (สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528)

ปริมาณ Cu ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่พบจากการศึกษาในครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาของ Wang et al. (2014) ใน Dianchi Lake ในประเทศจีน การศึกษาของ Intamat et al. (2016) ในลำน้ำห้วยเหล็ก ในจังหวัดเลย และการศึกษาของธวัชชัย ธานี และคณะ (2560) ในอ่างเก็บน้ำห้วยแกง ในจังหวัดกาฬสินธุ์ อย่างไรก็ตามพบว่ามีค่าต่ำกว่าในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย (คุณากร มั่นพรม, 2562) (ตาราง 21) โดยพบมีค่าสูงกว่าผลการศึกษาของ Dummee et al. (2012) ที่ศึกษา Cu ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดเช่นเดียวกัน ซึ่งรายงานปริมาณ Cu ในน้ำมีค่าเท่ากับ ND หรือไม่สามารถตรวจวัดได้ (ตาราง 21) ซึ่งคาดว่าเป็นผลเนื่องจากค่า LOD ที่ใช้ในการศึกษาของ Dummee et al. (2012) มีค่าเท่ากับ 0.2 mg/l เท่านั้น (ตาราง 21)

ตาราง 21 ปริมาณ Cu ในน้ำผิวดิน ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/l)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์	-	ND (LOD: 0.2 mg/l)	Dummee et al. (2012)
Dianchi Lake, China	ND-0.004	0.002	Wang et al. (2014)
อ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์	0.02-0.05	-	ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560)
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	0.021	Intamat et al. (2016)
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	-	0.134	คุณากร มั่นชื่น (2562)
การศึกษาครั้งนี้	ND-0.040	0.007	-

2) ปริมาณตะกั่ว (Pb) ในน้ำผิวดิน

ปริมาณ Pb ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.006 mg/l ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ ซึ่งหมายถึงปริมาณ Pb ที่พบในน้ำยังอยู่ในระดับที่เหมาะสมต่อการใช้น้ำเพื่อการอุปโภคบริโภค โดยต้องผ่านกระบวนการฆ่าเชื้อตามปกติ และผ่านกระบวนการปรับปรุง

คุณภาพน้ำทั่วไป การใช้เพื่อการเกษตรกรรม และการใช้แหล่งน้ำในการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำได้ โดยพบค่าเฉลี่ย Pb ในน้ำผิวดินมีค่าสูงสุดในพื้นที่ชุมชน ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Bo et al. (2014) ที่ทำการศึกษาการปนเปื้อน Pb ในแหล่งน้ำผิวดินของทะเลสาบไทฮู่ พบค่าการปนเปื้อน Pb ในน้ำผิวดินบริเวณพื้นที่ชุมชนมากที่สุดเช่นกัน สาเหตุที่พบค่าเฉลี่ย Pb สูงในน้ำจากพื้นที่ชุมชน เนื่องมาจากลักษณะกิจกรรมของชุมชน ที่มีการใช้ผลิตภัณฑ์ที่มี Pb เป็นองค์ประกอบ เช่น อุปกรณ์เครื่องใช้ไฟฟ้า น้ำมันหล่อลื่นเครื่องยนต์ สีทาบ้าน อุปกรณ์ก่อสร้างบ้านเรือน เป็นต้น รวมถึงการใช้อุปกรณ์ในการทำประมงที่มี Pb เป็นองค์ประกอบ เช่น ทุ่นอวนประมง (Gillbert, 1950; สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528) นอกจากนั้น ศันสนีย์ ชูแวว (2557) ยังได้ระบุว่าพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดเป็นแหล่งรับมลสารที่พัดพามากับน้ำจากหลายพื้นที่โดยรอบบึง จึงเป็นอีกสาเหตุหนึ่งที่ทำให้พบ Pb ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

เมื่อ Pb เข้าไปปนเปื้อนอยู่ในระบบนิเวศแหล่งน้ำ จะละลายหรือแขวนลอยอยู่ในน้ำ หรือตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2557) โดย Pb ที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำ ยังสามารถเคลื่อนย้ายเข้าสะสมในสัตว์น้ำ และพืชน้ำได้ ด้วยการสัมผัส จากแหล่งที่อยู่อาศัยที่มีการปนเปื้อนเช่นเดียวกันกับโลหะหนักชนิดอื่น โดย Pb ที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำอาจเข้าสะสมในสัตว์น้ำ และพืชน้ำ จากการสัมผัสจากแหล่งที่อยู่อาศัย และการกินอาหาร ซึ่งอาจจะส่งผ่านความเป็นพิษของ Pb ผ่านห่วงโซ่อาหารไปยังสิ่งมีชีวิตลำดับที่สูงขึ้น โดยความเป็นพิษนั้นอาจจะทำให้อวัยวะสัตว์น้ำทำงานผิดปกติหรือลดประสิทธิภาพลง จนเป็นเหตุทำให้ประชากรในระบบนิเวศแหล่งน้ำลดจำนวนลดลง จนระบบนิเวศแหล่งน้ำเกิดการเสื่อมโทรมลงและเสียสมดุลได้ (Mansour and Sidky, 2002; สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528)

ปริมาณ Pb ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่พบในครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาของ Intamat et al. (2016) ในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย การศึกษาของ คุณากร มั่นชื่น (2562) ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย และการศึกษาของ ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560) ในอ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์ อย่างไรก็ตามพบว่ามีค่าต่ำกว่าในแหล่งน้ำ Dianchi Lake ประเทศจีน (Wang et al., 2014) (ตาราง 22)

ตาราง 22 ปริมาณ Pb ในน้ำผิวดิน ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/l)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	0.006	Intamat et al. (2016)
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	-	0.16	คุณากร มั่นชื่น (2562)
อ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์	0.07-0.91	-	ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560)
Dianchi Lake, China	0.023- 1.276	0.266	Wang et al. (2014)
การศึกษาครั้งนี้	ND-0.060	0.006	-

3) ปริมาณแคดเมียม (Cd) ในน้ำผิวดิน

ปริมาณ Cd ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.003 mg/l ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 แต่อย่างไรก็ตามพบว่ามีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ ซึ่งหมายถึง ปริมาณ Cd ในน้ำที่พบยังอยู่ในระดับที่สามารถใช้น้ำเพื่อการอุปโภคและบริโภคได้ โดยต้องผ่านกระบวนการฆ่าเชื้อตามปกติและผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำทั่วไป และการใช้เพื่อการเกษตรกรรม แต่ควรต้องพิจารณาแนวทางในการลดปริมาณ Cd ในแหล่งน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด เพื่อให้เหมาะสมต่อการใช้ประโยชน์ในการเป็นแหล่งดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ ทั้งนี้ การพบ Cd ในน้ำผิวดิน ในปริมาณที่สูงอย่างมีนัยสำคัญในช่วงฤดูฝน คาดว่ามีสาเหตุเนื่องมาจากพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดเป็นแหล่งรับน้ำ รวมถึงมลสารที่ปนเปื้อนมากับน้ำจากหลายพื้นที่ โดยเฉพาะการรองรับน้ำในช่วงฤดูฝน (ศันสนีย์ ชูแวว, 2557) ที่ไหลบ่าผ่านหน้าดินที่พัดพา Cd จากพื้นที่อื่น ประกอบกับ Cd ที่มีการปนเปื้อนอยู่แล้วจากลักษณะกิจกรรมที่เกิดขึ้นในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จึงเป็นสาเหตุที่พบ Cd ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดสูงในช่วงฤดูฝน ทั้งนี้กิจกรรมการใช้ประโยชน์ที่ดินโดยรอบพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดส่วนใหญ่เป็นกิจกรรมเกษตรกรรม และชุมชน ที่มีการใช้ผลิตภัณฑ์ที่มี Cd เป็นองค์ประกอบ เช่น แบตเตอรี่ ท่อน้ำ สีทาบ้าน สารกำจัดวัชพืช (Herbicide) สารกำจัดเชื้อรา (Fungicide) และปุ๋ยฟอสเฟต เป็นต้น (มธุรส รุจิรวัฒน์ และจุฑามาส สัตยวิวัฒน์, 2549) และเมื่อ Cd เข้าไปปนเปื้อนอยู่ ในระบบนิเวศแหล่งน้ำจะละลายหรือแขวนลอยอยู่ ในน้ำ หรือตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2557)

เมื่อ Cd ปนเปื้อนในน้ำ อาจเกิดการเคลื่อนย้ายเข้าสู่สัตว์น้ำ และพืชน้ำผ่านห่วงโซ่อาหาร และการสัมผัสจากอยู่อาศัยที่ปนเปื้อน Cd โดยความเป็นพิษของ Cd สามารถไปรบกวน

การทำงานของการสังเคราะห์โปรตีนในเซลล์พืช ซึ่งไปยับยั้งการเจริญเติบโตของพืช (Santos et al., 2012) อีกทั้งยังเข้าไปทำให้อวัยวะสัตว์น้ำทำงานผิดปกติ หรือลดประสิทธิภาพลง เช่นรบกวนการทำงานของอวัยวะในระบบสืบพันธุ์ จนอาจเป็นสาเหตุให้ประชากรสัตว์น้ำลดลง และเกิดการเสียสมดุล ทำให้ระบบนิเวศแหล่งน้ำเกิดความเสื่อมโทรมลงได้ (สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528)

ปริมาณ Cd ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่พบจากการศึกษาในครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาของ ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560) ในอ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์ การศึกษาของ Intamat et al. (2016) ในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย และการศึกษาของ คุณากร มั่นชื่น (2562) ในทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย โดยมีค่าสูงกว่าการศึกษาของ Wang et al. (2014) ใน Dianchi Lake ในประเทศจีนเพียงเล็กน้อย แต่อย่างไรก็ตามพบว่ามีค่าสูงกว่าการศึกษาของ Dummee et al. (2012) ในบึงบอระเพ็ด ซึ่งรายงานปริมาณ Cd ในน้ำมีค่าเท่ากับ ND ซึ่งคาดว่าเป็นผลเนื่องมาจาก ค่า LOD ที่ใช้ในการศึกษาของ Dummee et al. (2012) มีค่าเท่ากับ 0.2 mg/l เท่านั้น (ตาราง 23)

ตาราง 23 ปริมาณ Cd ในน้ำผิวดินในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/l)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์	-	ND (LOD; 0.05)	Dummee et al. (2012)
Dianchi Lake, China	ND-0.002	0.001	Wang et al. (2014)
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	-	0.004	คุณากร มั่นชื่น (2562)
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	0.007	Intamat et al. (2016)
อ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์	0.02-0.05	-	ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560)
การศึกษาครั้งนี้	ND-0.040	0.003	-

4) ปริมาณสังกะสี (Zn) ในน้ำผิวดิน

ปริมาณ Zn ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.032 mg/l ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดินประเภทที่ 3 และเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ ซึ่งหมายถึงปริมาณ Zn ในน้ำยังอยู่ในระดับที่เหมาะสมแก่การใช้เพื่ออุปโภคบริโภค โดยต้องผ่านกระบวนการฆ่าเชื้อตามปกติ และผ่านกระบวนการปรับปรุง

คุณภาพน้ำทั่วไป และการใช้เพื่อการเกษตรกรรม และใช้เป็นแหล่งในการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำได้ จากการศึกษาพบ Zn ในน้ำผิวดินมีค่าสูงสุดในพื้นที่ธรรมชาติ คาดว่าเป็นผลจากกระบวนการแพร่กระจายของ Zn ในน้ำ มาจากพื้นที่การใช้ประโยชน์ประเภทอื่นบริเวณโดยรอบบึง โดย Zn ที่ตกตะกอนอยู่บริเวณพื้นท้องน้ำถูกกวนโดยกระแสน้ำและกระแสลม ทำให้เกิดการฟุ้งกระจาย เกิดการละลายหรือแขวนลอยอยู่ในน้ำ และถูกพัดพามาปนเปื้อนอยู่ในพื้นที่ธรรมชาติ จึงทำให้พบ Zn ปนเปื้อนในน้ำผิวดินในพื้นที่ธรรมชาติสูง (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) แต่อย่างไรก็ตามพบว่าปริมาณไม่ต่างจากที่พบในพื้นที่ชุมชนอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ การพบ Zn ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดนั้น เป็นผลเนื่องจากบึงบอระเพ็ด เป็นแหล่งรับน้ำที่ไหลบ่ามาจากพื้นที่อื่น ซึ่งมีโอกาสที่จะพัดพา Zn เข้าสู่พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จึงเป็นอีกสาเหตุหนึ่งที่พบ Zn ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (ศันสนีย์ ชูแวว, 2557) นอกจากนั้นกิจกรรมชุมชน และการเกษตรกรรมโดยรอบบึงบอระเพ็ด ก็ปลดปล่อย Zn ลงสู่แหล่งน้ำเช่นกัน ทั้งนี้พบว่า Zn ได้ถูกนำมาใช้เป็นองค์ประกอบของสารกำจัดศัตรูพืช และอาหารเสริมพืช เช่น ฮอร์โมนสูตรเร่งการเจริญเติบโตของพืช หรือใช้ในผลิตภัณฑ์ครัวเรือน เช่น สีทาบ้าน ยางรถยนต์ ยาทาแก้เชื้อราในมนุษย์ และแชมพูอาบน้ำสัตว์เลี้ยง เป็นต้น (มธุรส รุจิรวัฒน์ และจุฑามาส สัตยวิวัฒน์, 2549)

เมื่อ Zn ปนเปื้อนอยู่ในน้ำจะละลายหรือแขวนลอยอยู่ในน้ำ และบางส่วนจะตกตะกอนลงสู่ตะกอนพื้นท้องน้ำ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2557) และ Zn สามารถจะเข้าสะสมในพืช และสัตว์น้ำผ่านห่วงโซ่อาหาร และการสัมผัสจากแหล่งที่อยู่อาศัยที่ปนเปื้อน โดยความเป็นพิษของ Zn นั้นอาจจะทำให้อวัยวะของสัตว์น้ำเช่น ระบบไหลเวียนโลหิตต่ำลง ให้ทำงานผิดปกติ (Kori-siakper and Ubogu, 2008; Olaifa et al., 200) เป็นต้น แต่อย่างไรก็ตาม Zn ก็เป็นธาตุที่มีความสำคัญต่อพืช แต่หากมีการสะสมในพืชมากเกินไปอาจทำให้เซลล์พืชเกิดความผิดปกติ (พัชรินทร์ ตุ้ยวงค์ และชนากานต์ เทโบลต์ พรมอุทัย, 2021) ความเป็นพิษของ Zn จึงอาจทำให้ประชากรสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำลดลง และสูญเสียสมดุลของระบบนิเวศแหล่งน้ำ เป็นเหตุทำให้ระบบนิเวศแหล่งน้ำเสื่อมโทรมลงได้ (สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528)

ปริมาณ Zn ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่พบจากการศึกษาในครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560) ในอ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์ และการศึกษาของ Wang et al. (2014) ในแหล่งน้ำ Dianchi Lake ในประเทศจีน อย่างไรก็ตามพบมีค่าต่ำกว่าการศึกษาของ คุณากร มั่นชื่น (2562) ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย และการศึกษาของ Intamat et al. (2016) ในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย ทั้งนี้แหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย เป็นแหล่งรับน้ำจากพื้นที่เกษตรกรรม และกิจกรรมเมืองที่มีความหนาแน่นของประชากรสูง (คุณากร มั่นชื่น, 2562) และลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย เป็นแหล่งรับน้ำจากพื้นที่เหมือง (Intamat et al., 2016) จึงเป็นสาเหตุทำให้พบ Zn ปนเปื้อนในน้ำสูงได้ แต่อย่างไรก็ตามพบว่าค่า Zn ที่พบจากการศึกษาครั้งนี้สูงกว่าการศึกษา

ของ Dummee et al. (2012) ในบึงบอระเพ็ด ซึ่งรายงานปริมาณ Zn ในน้ำ มีค่าเท่ากับ ND ซึ่งคาดว่าเป็นผลเนื่องมาจากค่า LOD ที่ใช้ในการศึกษาของ Dummee et al. (2012) มีค่าเท่ากับ 0.2 mg/l เท่านั้น (ตาราง 24)

ตาราง 24 ปริมาณ Zn ในน้ำผิวดิน ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/l)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์	-	ND (LOD; 0.05)	Dummee et al. (2012)
Dianchi Lake, China	0.002-0.096	0.017	Wang et al. (2014)
อ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์	0.01-0.14	-	ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560)
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	0.12	Intamat et al. (2016)
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	-	0.14	คุณากร มั่นชื่น (2562)
การศึกษาครั้งนี้	ND-0.120	0.032	-

5) ปริมาณโครเมียม (Cr) ในน้ำผิวดิน

ปริมาณ Cr ในน้ำผิวดินของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.001 mg/l โดยพบ Cr สูงในน้ำผิวดินจากพื้นที่ธรรมชาติ ซึ่งคาดว่ามาจากกระบวนการแพร่กระจาย Cr ในน้ำจากพื้นที่อื่นบริเวณรอบบึง รวมถึงการฟุ้งกระจายของ Cr ที่ตกตะกอนเกิดการละลายหรือแขวนลอยอยู่ในน้ำจากพื้นที่อื่นแล้วถูกกวนโดยกระแสน้ำ และกระแสลม และถูกพัดพามาปนเปื้อนอยู่ในพื้นที่ธรรมชาติ จึงทำให้มี Cr ปนเปื้อนในน้ำสูงกว่าพื้นที่อื่น (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) นอกจากนี้ยังพบ Cr ในน้ำสูงในช่วงฤดูฝน ซึ่งคาดว่าเกิดจากการพัดพา Cr ของน้ำที่ไหลบ่าผ่านพื้นที่ต่าง ๆ รวมถึง Cr ที่ปนเปื้อนในน้ำจากลำธารสายต่าง ๆ ที่ไหลเข้าสู่บึงบอระเพ็ดในช่วงฤดูฝน รวมถึงกระแสการไหลของน้ำในช่วงฤดูฝน ทำให้เกิดการกวนน้ำเพิ่มมากขึ้นจึงเป็นเหตุให้ Cr ปะปนเข้าสู่เนื้อน้ำได้มากขึ้น

การพบ Cr ในน้ำผิวดิน ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ส่วนหนึ่งเป็นผลจากลักษณะของกิจกรรมโดยรอบบึงที่มีลักษณะเป็นที่ตั้งถิ่นฐาน และพื้นที่เกษตรกรรม ซึ่งมีการใช้ผลิตภัณฑ์ที่มี Cr เป็นองค์ประกอบ เช่น สารกำจัดศัตรูพืช กลุ่มยาฆ่าแมลง ยาฆ่าหอย และสารกำจัด

วัชพืช และ Cr ยังถูกใช้เป็นส่วนผสมในอุตสาหกรรมการย้อมผ้า การฟอกหนังสัตว์ อีกด้วย (จิระฉัตร ศรีแสน, 2560)

เมื่อ Cr เข้าไปปนเปื้อนอยู่ในระบบนิเวศแหล่งน้ำ อาจพบได้ในรูปสารละลายหรือแขวนลอยอยู่ในน้ำ และบางส่วนอาจตกตะกอนและถูกดูดซับอยู่ในตะกอนดิน (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2557) โดย Cr จะเข้าสะสมในสัตว์น้ำ และพืชน้ำ ผ่านการสัมผัสจากแหล่งที่อยู่อาศัย และการส่งผ่านห่วงโซ่อาหารไปยังสิ่งมีชีวิตลำดับที่สูงขึ้น โดยพิษของ Cr จะเข้าไปทำให้ระบบร่างกายของสัตว์น้ำทำงานผิดปกติ เช่น ทำให้ประสิทธิภาพการทำงานของระบบสืบพันธุ์ของสัตว์น้ำทำงานลดลง (Wei et al., 2014) จึงอาจมีผลทำให้สัตว์น้ำในแหล่งน้ำลดจำนวนลง จนเกิดการสูญเสียสมดุลของระบบนิเวศแหล่งน้ำ (สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528)

ปริมาณ Cr ในน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่พบจากการศึกษาในครั้งนี้ มีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ Intamat et al. (2016) ในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย และการศึกษาของ Wang et al. (2014) ในแหล่งน้ำ Dianchi Lake ในประเทศจีน อย่างไรก็ตามพบมีค่าสูงกว่าการศึกษาของ Wongklom (2016) ในแม่น้ำมูล และแม่น้ำชี ซึ่งเป็นแหล่งน้ำไหลที่ทำให้ปริมาณ Cr เปลี่ยนแปลงตามสิ่งแวดล้อมได้อยู่ตลอดเวลา (Wongklom, 2016)

ตาราง 25 ปริมาณ Cr ในน้ำผิวดินในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/l)		อ้างอิง
	min-max	mean	
แม่น้ำชี ประเทศไทย	-	ND	Wongklom (2016)
แม่น้ำมูล ประเทศไทย	ND-0.02	-	
Dianchi Lake, China	ND-0.010	0.004	Wang et al. (2014)
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	0.007	Intamat et al. (2016)
การศึกษาครั้งนี้	ND-0.050	0.001	-

3. ปริมาณการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

1) การปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณการปนเปื้อนของ Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 38.70 mg/kg ซึ่งสูงกว่าเกณฑ์คุณภาพตะกอนดินในแหลงน้ำผิวดินเพื่อคุมครองสัตวหนาดิน จึงอาจส่งผลความเป็นพิษที่เป็นอันตรายต่อสัตว์น้ำที่อาศัยอยู่บริเวณหน้าดิน จึงควรจะต้องมีมาตรการเพื่อเฝ้าระวังและป้องกันการปนเปื้อน Cu ในตะกอน แต่อย่างไรก็ตามปริมาณ Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่พบ ยังอยู่ภายใต้เกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน Cu ที่พบในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดนี้ คาดว่ามีแหล่งที่มาจากขยะของเสีย หรือน้ำที่พัดพา Cu หรือวัสดุที่ปนเปื้อน Cu ที่มีการใช้ในกิจกรรมชุมชนและกิจกรรมการเกษตรที่อยู่โดยรอบพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด นอกจากนี้ ศันสนีย์ ชูแวว (2557) ยังได้ระบุว่าพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดเป็นแหล่งรับน้ำและมลสารที่พัดพามาจากพื้นที่อื่นด้วย จึงทำให้เกิดการพัดพา Cu เข้ามาปนเปื้อนอยู่ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดได้ โดยเมื่อ Cu ถูกปลดปล่อยลงสู่บึงบอระเพ็ด แล้วบางส่วนอาจเกิดการตกตะกอนหรือถูกดูดซับอยู่กับอนุภาคตะกอนดิน ซึ่งบางส่วนอาจจะถูกดูดซึมไป โดยพืชด้วยกระบวนการ Plant uptake และบางส่วนอาจเข้าไปสะสมอยู่ในสัตว์น้ำที่อาศัยที่บริเวณพื้นท้องน้ำผ่านการสัมผัส หรือการกินอาหารที่มี Cu สะสมอยู่ จากกระบวนการการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในสัตว์น้ำ (Bioaccumulation) จึงทำให้ความเป็นพิษของ Cu นั้นสามารถส่งผ่านไปทางห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศไปยังผู้บริโภคในลำดับที่สูงขึ้นไปได้ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560)

ปริมาณ Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดจากการศึกษาในครั้งนี้ มีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษา Cu ในตะกอน ของ Wang et al. (2018) ในแหล่งน้ำ Hongfeng Lake ในประเทศจีน แต่พบว่ามีค่าต่ำกว่าการศึกษาในลำห้วยสามพาด จังหวัดอุดรธานี (กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ, 2562) ในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย (Intamat et al., 2016) และใน Dianchi Lake ในประเทศจีน (Wang et al., 2014) ซึ่งพื้นที่ดังกล่าวนี้มีกิจกรรมทางอุตสาหกรรม กิจกรรมเหมืองแร่ กิจกรรมชุมชน และกิจกรรมการเกษตร ในพื้นที่แต่อย่างไรก็ตามพบว่าผลการศึกษา Cu ครั้งนี้มีค่าสูงกว่าการศึกษาของ คุณากร มั่นชื่น (2562) ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย และการศึกษาของ ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560) ในอ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์ (ตาราง 26)

ตาราง 26 การปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกอ้างอิง
	min-max	mean	
อ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์	0.004-1.62	-	ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560)
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	-	8.80	คุณากร มั่นชื่น (2562)
Hongfeng Lake, China	-	45.61	Wang et al. (2018)
Dianchi Lake, China	20.0-207.0	71.0	Wang et al. (2014)
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	99.69	Intamat et al. (2016)
ลำห้วยสามพาด จังหวัดอุดรธานี	-	9,765	กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ (2562)
การศึกษาครั้งนี้	2.40-67.30	38.70	-

2) การปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณ Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.88 mg/kg ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์คุณภาพตะกอนดินในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุมครองสัตวหนาดิน และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน ทำให้คุณภาพตะกอนดินในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดยังคงเหมาะสมต่อการดำรงชีวิต และการเพาะพันธุ์ของสัตว์น้ำ ทั้งนี้พบ Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าสูงในช่วงฤดูฝนซึ่งคาดว่าเกิดจากการพัดพา Pb มากับน้ำไหลบ่าจากพื้นที่อื่น เข้ารวมกับ Pb ที่ปนเปื้อนอยู่เดิมในบึงบอระเพ็ด อันเป็นผลจากการได้รับของเสียจากกิจกรรมชุมชน และกิจกรรมการเกษตรบริเวณโดยรอบบึง จึงทำให้ Pb ในตะกอนมีค่าสูงขึ้น ทั้งนี้เมื่อ Pb ถูกปลดปล่อยลงสู่บึงบอระเพ็ด บางส่วนจะตกตะกอนและถูกดูดซับอยู่กับอนุภาคตะกอนดิน ซึ่งบางส่วนจะถูกดูดซึมโดยพืช และบางส่วนจะเข้าสะสมในสัตว์น้ำที่อาศัยอยู่บริเวณที่มีการปนเปื้อน Pb แล้วจึงเคลื่อนย้ายผ่านห่วงโซ่อาหารไปในลำดับการบริโภคที่สูงขึ้น (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560)

ปริมาณ Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่พบในการศึกษาครั้งนี้ มีค่าต่ำกว่าผลการศึกษาของ Wang et al. (2014) ในแหล่งน้ำ Dianchi Lake ในประเทศจีน การศึกษาของ กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ (2562) ในลำห้วยสามพาด จังหวัดอุดรธานี การศึกษาของ Intamat et al. (2016) ในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย การศึกษาของ Hu

et al. (2015) ในแหล่งน้ำ Dongting Lake การศึกษาของ Wang et al. (2018) ในแหล่งน้ำ Hongfeng Lake ในประเทศจีน การศึกษาของ ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560) ในอ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์ และการศึกษาของ คุณากร มั่นชื่น (2562) ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย (ตาราง 27)

3) การปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณการปนเปื้อนของ Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.42 mg/kg ซึ่งพบว่าสูงกว่าเกณฑ์คุณภาพตะกอนดินในแหลงน้ำผิวดินเพื่อคุมครองสัตวหนาดิน และอาจเป็นอันตรายต่อสัตว์น้ำที่อาศัยอยู่บริเวณหน้าดิน จึงควรต้องมีมาตรการเพื่อลดปัญหาจากปริมาณ Cd ในตะกอน แต่อย่างไรก็ตาม ยังคงมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน ทั้งนี้ Cd ในตะกอนมีค่าสูงในช่วงฤดูฝน และพบค่าสูงในพื้นที่ชุมชนเมื่อเปรียบกับพื้นที่อื่น ซึ่งคาดว่าเป็นผลจากกิจกรรมของชุมชนภายในบึงและรอบบึงที่อาจปลดปล่อย Cd ลงสู่แหล่งน้ำ และอีกสาเหตุหนึ่งที่ส่งผลต่อการปนเปื้อน Cd ในตะกอนคือ พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดเป็นพื้นที่รองรับน้ำบ่า รวมถึงมลสารที่ถูกพัดพามาจากพื้นที่อื่นโดยเฉพาะในช่วงฤดูฝน จึงทำให้มี Cd ถูกพัดพาเข้าสู่พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528; ศันสนีย์ ชูแวว, 2557) ซึ่ง Cd ส่วนหนึ่งจะเกิดการตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำ และถูกดูดซับไว้กับอนุภาคตะกอนดิน ทำให้พบ Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ทั้งนี้ Cd บางส่วนจะถูกดูดซึมไปโดยพืช และบางส่วนจะสะสมอยู่ในสัตว์น้ำ จากนั้นจึงอาจเคลื่อนย้ายผ่านห่วงโซ่อาหารไปสู่ผู้บริโภคในลำดับถัดไป (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560)

ปริมาณ Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จากการศึกษาในครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาของ คุณากร มั่นชื่น (2562) ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย การศึกษาของ Wang et al. (2014) ในแหล่งน้ำ Dianchi Lake และการศึกษาใน Hongfeng Lake ในประเทศจีน (Wang et al., 2018) แต่อย่างไรก็ตาม ปริมาณ Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าต่ำกว่าผลการศึกษาของ Intamat et al. (2016) ในแหล่งน้ำลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย การศึกษาของ ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560) ในอ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์ การศึกษาของ กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ (2562) ในแหล่งน้ำลำห้วยสามพาด จ.อุดรธานี และในแหล่งน้ำ Dongting Lake ในประเทศจีน (Hu et al., 2015) ทั้งนี้คาดว่ามีสาเหตุมาจากพื้นที่ดังกล่าวนี้เป็นแหล่งน้ำที่รองรับน้ำจากกิจกรรมเหมืองแร่ และโรงงานอุตสาหกรรม (กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ, 2560; ธวัชชัย ธานี และคณะ, 2560 ; Intamat et al., 2016; Hu et al., 2015) (ตาราง 28)

ตาราง 27 การปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		อ้างอิง
	min-max	mean	
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	-	11.70	คุณากร มั่นชื่น (2562)
อ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์	3.68-14.22	-	ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560)
Hongfeng Lake, China	-	29.78	Wang et al. (2018)
Dongting Lake, China	-	41.70	Hu et al. (2015)
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	43.46	Intamat et al. (2016)
ลำห้วยสามพาด จังหวัดอุดรธานี	-	92.83	กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ (2562)
Dianchi Lake, China	53.0-565.0	189.0	Wang et al. (2014)
การศึกษาในครั้งนี้	ND-17.04	1.88	-

ตาราง 28 การปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	-	0.36	คุณากร มั่นชื่น (2561)
Dianchi Lake, China	ND-1.15	0.41	Wang et al. (2014)
Hongfeng Lake, China	-	0.53	Wang et al. (2018)
อ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์	1.01-1.77	-	ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560)
ลำห้วยสามพาด จ.อุดรธานี	-	1.66	กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ (2562)
Dongting Lake, China	-	1.71	Hu et al. (2015)
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	4.00	Intamat et al. (2016)
การศึกษาครั้งนี้	ND-1.76	0.41	-

4) การปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณการปนเปื้อนของ Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 28.48 mg/kg ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์คุณภาพตะกอนดินในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุมครองสัตวหนาดิน และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน ซึ่งยังเหมาะแก่การดำรงชีวิต และเพาะพันธุ์ของสัตว์น้ำ การพบ Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดในปริมาณสูงในพื้นที่ชุมชน คาดว่ามาจากกิจกรรมชุมชน และกิจวัตรประจำวันของประชาชน ที่ทำให้เกิดปลดปล่อย Zn ลงสู่แหล่งน้ำแล้วจึงเข้ามาสะสมในตะกอนพื้นท้องน้ำ (มธุรส รุจิรวัฒน์ และจุฑามาส สัตยวิวัฒน์, 2549; สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์, 2528) เมื่อ Zn ปนเปื้อนลงสู่บึงบอระเพ็ด สามารถตกตะกอน หรือถูกดูดซับอยู่กับอนุภาคตะกอนดิน นอกจากนี้อาจถ่ายทอดไปยังพืชน้ำ และบางส่วนอาจเข้าไปสะสมอยู่ในสัตว์น้ำ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560)

ปริมาณ Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จากการศึกษาในครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับผลการศึกษาของ ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560) ในแหล่งน้ำอ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์ แต่มีปริมาณ Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ สูงกว่าผลการศึกษาในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย (คุณากร มั่นชื่น, 2562) และในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย (Intamat et al., 2016) อย่างไรก็ตาม พบ Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีค่าต่ำกว่าที่พบในลำห้วยสามพาด จังหวัดอุดรธานี (กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ, 2562) และใน Dianchi Lake ประเทศจีน (Wang et al., 2014) ทั้งนี้มีสาเหตุจากพื้นที่ดังกล่าวเป็นแหล่งรับน้ำจากพื้นที่อุตสาหกรรม และพื้นที่ชุมชนที่มีประชากรหนาแน่น (กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ, 2562; Wang et al., 2014) (ตาราง 29)

5) การปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ปริมาณ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.27 mg/kg ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์คุณภาพตะกอนดินในแหล่งน้ำผิวดินเพื่อคุมครองสัตวหนาดิน และเกณฑ์มาตรฐานความเข้มข้นสารอันตรายที่ไม่ปลอดภัยต่อสัตว์หน้าดิน การพบ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด คาดว่ามาจากลักษณะกิจกรรมชุมชน เช่น การใช้ผลิตภัณฑ์พลาสติกที่มี Cr เป็นองค์ประกอบในชีวิตประจำวัน และการทำการเกษตรกรรมที่มีการใช้อาหารเสริมพืช และสารกำจัดศัตรูพืชที่มี Cr เป็นองค์ประกอบ (จิระฉัตร ศรีแสน, 2560) และเมื่อ Cr ถูกปลดปล่อย ลงสู่แหล่งน้ำจะสามารถเข้าไปปนเปื้อนอยู่ในตะกอนดินด้วยกระบวนการ

ตกตะกอนและดูดซับ ซึ่งบางส่วนอาจถูกดูดซึมไปโดยพืชน้ำ และสามารถเกิดการถ่ายทอดไปยังสัตว์น้ำตามลำดับห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560)

ตาราง 29 การปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	4.00	Intamat et al. (2016)
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	-	8.23	คุณากร มั่นชื่น (2561)
อ่างเก็บน้ำห้วยแกง จังหวัดกาฬสินธุ์	1.98-19.44	-	ธวัชชัย ธานี และคณะ (2560)
Dianchi Lake, China	56.0-343.0	140.0	Wang et al. (2014)
ลำห้วยสามพาด จังหวัดอุดรธานี	-	161.36	กฤษฎา นามบุญเรือง และคณะ (2562)
การศึกษาครั้งนี้	1.42-84.36	28.48	-

ปริมาณ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ที่พบมีค่าต่ำกว่าผลการศึกษาในแหล่งน้ำ Dongting Lake (Hu et al., 2015) ในแหล่งน้ำ Hongfeng Lake (Wang et al., 2018) และในแหล่งน้ำ Dianchi Lake ในประเทศจีน (Wang et al., 2014) และต่ำกว่าในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย (Intamat et al., 2016) และในทะเลสาบสงขลา (Sompongchaiyakul & Sirinawin, 2015) (ตาราง 30)

ตาราง 30 การปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	18.36	Intamat et al. (2016)
ทะเลสาบสงขลา ประเทศไทย	-	42.2	Sompongchaiyakul & Sirinawin (2015)
Dianchi Lake, China	37.0-174.0	78.0	Wang et al. (2014)
Hongfeng Lake, China	-	81.67	Wang et al. (2018)
Dongting Lake, China	-	108.43	Hu et al. (2015)
การศึกษาครั้งนี้	ND-17.11	2.27	-

4. ปริมาณการเปื้อนโลหะหนักในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

1) การปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลา

ปริมาณ Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.63 mg/kg DW หรือ 0.79 mg/kg WW การพบ Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดนั้นสอดคล้องกับผลการตรวจวัดที่พบ Cu ในน้ำ และในตะกอนพื้นท้องน้ำ ซึ่งเป็นแหล่งที่อยู่อาศัย และแหล่งหาอาหารของปลา โดย Cu ที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำสามารถเข้าไปสะสมในปลา โดยรับผ่านช่องปาก เหงือก เมมเบรน หรือผ่านการสัมผัสเยื่อบุผิวหนัง โดย Cu บางส่วนจะสะสมอยู่ในเนื้อและอวัยวะต่าง ๆ ของปลา และขณะที่บางส่วนจะถูกขับออกโดยกระบวนการทางร่างกายของปลา (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560; Afshan et al., 2014)

ความเป็นพิษของ Cu ที่สะสมในปลา จะส่งผลให้การควบคุมเกลือแร่ในร่างกายปลาลดลงทำให้เกลือเข้าสะสมในปลาในปริมาณมากเกินไป ทำให้ปลามีความผิดปกติทางด้านสรีวิทยา ส่งผลต่อความดันในเลือดของปลาที่เพิ่มสูงขึ้น และอาจทำให้ปลาเกิดอาการช็อค นอกจากนี้ยังส่งผลต่อระบบสืบพันธุ์ของปลา ที่อาจทำให้ประชากรปลาลดจำนวนลง (Solomon, 2009; Scudder et al., 1988) และเมื่อปลาซึ่งเป็นองค์ประกอบสำคัญในระบบนิเวศแหล่งน้ำถูกทำลายหรือได้รับผลกระทบ จะส่งผลให้ระบบนิเวศแหล่งน้ำขาดความสมดุล จึงนำมาซึ่งความเสื่อมโทรมของระบบนิเวศแหล่งน้ำได้ (Solomon, 2009; Scudder et al., 1988) ทั้งนี้ความเป็นพิษของ Cu ในเนื้อปลายังจะถูกถ่ายทอดมายังมนุษย์ที่บริโภคปลานั้น และอาจก่อให้เกิดผลกระทบตามมาได้ เช่น ร่างกายซูบผอมผิดปกติ และทำลายตับ เป็นต้น (Baldwin et al., 2003)

ปริมาณ Cu ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ที่พบจากการศึกษาในครั้งนี้ พบปริมาณ Cu ในเนื้อปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) มีค่าใกล้เคียงปริมาณ Cu ในปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) ในแม่น้ำชี จังหวัดมหาสารคาม (Tanee et al., 2013) และในปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) ในแหล่งน้ำ Deepor Beel ในประเทศอินเดีย (Dash & Kalamdhad, 2021) และพบปริมาณ Cu ในเนื้อปลาช่อน (*Channa striata*) ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าใกล้เคียงกับ ปริมาณ Cu ในปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Deepor Beel ประเทศอินเดีย (Dash & Kalamdhad, 2021) โดยพบมีค่าสูงกว่าปริมาณ Cu ในปลาช่อน (*Channa striata*) ในแหล่งน้ำบึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น (Khamlerd et al., 2019) ทั้งนี้ปริมาณ Cu ในเนื้อปลาช่อนในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าต่ำกว่าที่พบ ในปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Kolleru Lake (Sekhar et al., 2003) และในปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในอ่างเก็บน้ำ Harduaganj ในประเทศอินเดีย (Javed & Usmani, 2013) มีกิจกรรมของมนุษย์และมีจำนวนประชากรที่หนาแน่น (Sekhar et al., 2003; Javed & Usmani., 2013) (ตาราง 31)

2) การปนเปื้อน Pb ในเนื้อปลา

ปริมาณ Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.49 mg/kg DW หรือ 0.46 mg/kg WW ซึ่งมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานอาหารที่มีสารปนเปื้อน ซึ่งจะเป็นอันตรายต่อการบริโภค การพบ Pb ในเนื้อปลา สอดคล้องกับผลการตรวจวัดซึ่งพบ Pb ในน้ำ และในตะกอนพื้นท้องน้ำ ที่เป็นแหล่งอยู่อาศัย และแหล่งหาอาหารของปลา โดยปลาจะสะสมโลหะหนักจากการกินอาหาร และการรับสัมผัสจากที่อยู่อาศัยที่ปนเปื้อน Pb ผ่านทางช่องเหงือก ผิวหนัง หรือทางปาก (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560)

ทั้งนี้พบ Pb ในเนื้อปลาสลาดสูงกว่าชนิดพันธุ์อื่น คาดว่าเป็นผลมาจากปลาสลาด เป็นปลาที่กินสัตว์น้ำที่อาศัยอยู่บริเวณพื้นท้องน้ำเป็นอาหาร (สถานีประมงน้ำจืดจังหวัดราชบุรี, 2549) โดยสัตว์น้ำขนาดเล็กที่เป็นอาหารของปลาสลาดจะรับเอาโลหะหนักจากการกินอาหาร หรือรับสัมผัสจากที่อยู่อาศัยที่ปนเปื้อน Pb จึงมีการสะสม Pb ในร่างกายสัตว์น้ำ (Vajargah, 2021) และเมื่อปลาสลาดกินสิ่งมีชีวิตชนิดนั้น ๆ เข้าไป โลหะหนักจะเคลื่อนย้ายผ่านห่วงโซ่อาหารเข้าสะสมในปลาสลาด รวมกับโลหะหนักเดิมที่สะสมอยู่ในปลาสลาดจากการรับสัมผัสจากแหล่งอาศัย จึงมีผลให้พบปริมาณ Pb ในเนื้อปลาสลาดมากกว่าปลาชนิดพันธุ์อื่น ซึ่งสอดคล้องกับ ธวัดชัย ธานี และคณะ (2017) ที่ระบุว่าปลาที่กินเนื้อเป็นอาหาร มักจะพบปริมาณการสะสมโลหะหนักมากกว่าปลาที่กินพืชเป็นอาหาร

ตาราง 31 การปนเปื้อน Cu ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Channa striata	บึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น	-	0.020	Khamlerd et al. (2019)
Channa punctatus	Deepor Beel, India	0.005-1.121	-	Dash & Kalamdhad (2021)
Channa punctatus	Harduaganj, India		13.25	Javed & Usmani. (2013)
Channa punctatus	Kolleru Lake, India	-	38.0	Sekhar et al. (2003)
Notopterus notopterus	Deepor Beel, India	0.006-1.143	-	Dash & Kalamdhad (2021)
Notopterus notopterus	แม่น้ำชี จังหวัดมหาสารคาม	-	2.42	Tanee et al. (2013)
ปลาทั้ง 3 ชนิด (*Barbonymus gonionotus, Notopterus notopterus* และ *Channa striata*)	การศึกษาครั้งนี้	0.45-6.44	2.63	-
Barbonymus gonionotus		0.74-6.44	2.74	
Notopterus notopterus		0.45-4.57	2.38	
Channa striata		1.03-4.95	2.78	

ความเป็นพิษของ Pb จะส่งผลทำให้ระบบการทำงานของประสาทสั่งงานส่วนกลางของปลาลดลง ประสิทธิภาพการทำงานของสมองลดลง และที่สำคัญยิ่งคือการลดประสิทธิภาพการทำงานของระบบสืบพันธุ์ของปลา ซึ่งทำให้ประชากรปลาลดจำนวนลง นอกจากนั้น Pb ยังทำให้กระดูกของปลามีรูปร่างที่ผิดปกติ และเมื่อเข้าไปสะสมในไตจะส่งผลทำให้เกิดสภาวะไตวาย และเสียชีวิตในที่สุด (Afshan et al., 2014) โดยเมื่อปลาที่มีความสำคัญต่อระบบนิเวศมีจำนวนลดลง หรือเกิดความผิดปกติอันเกิดมาจากพิษของ Pb แล้ว จะส่งผลกระทบต่อโครงสร้างของระบบนิเวศ และต่อห่วงโซ่อาหาร ทำให้ระบบนิเวศแหล่งน้ำเสื่อมโทรมลงได้ (Solomon, 2009; มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) และเมื่อมนุษย์บริโภคปลาที่ปนเปื้อน Pb เป็นอาหาร ความเป็นพิษจะถูกถ่ายทอดมายังมนุษย์ โดย Pb อาจก่อนให้เกิดโรคต่อมไทรอยด์เป็นพิษ และมีพัฒนาการที่ช้ากว่าช่วงอายุในเด็ก เป็นต้น (Tiwari et al., 2013)

ปริมาณ Pb ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ที่พบในการศึกษานี้ พบค่า Pb ในเนื้อปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) ใกล้เคียงกับ ปริมาณ Pb ในเนื้อปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) ในแหล่งน้ำ Deepor Beel ในประเทศอินเดีย (Dash & Kalamdhad, 2021) แต่พบมีค่าต่ำกว่าในเนื้อปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) ในแม่น้ำชี จังหวัดมหาสารคาม (Tanee et al., 2013) และเมื่อเปรียบเทียบ Pb ในเนื้อปลาช่อน (*Channa striata*) ในพื้นที่ชุ่มน้ำ บึงบอระเพ็ด พบว่ามีค่าใกล้เคียงกับ ปริมาณ Cd ในปลาช่อน (*Channa striata*) ในบึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น (Khamlerd et al., 2019) ในปลาช่อน (*Notopterus notopterus*) ในแหล่งน้ำ Deepor Beel (Dash & Kalamdhad, 2021) และในปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Kolleru Lake ในประเทศอินเดีย (Sekhar et al., 2003) (ตาราง 32)

ตาราง 32 การปนเปื้อน Pb ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Notopterus notopterus	Deepor Beel, India	0.004-0.557		Dash & Kalamdhad (2021)
Notopterus notopterus	แม่น้ำชี จังหวัดมหาสารคาม		33.84	Tanee et al. (2013)
Channa striata	บึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น	-	0.05	Khamlerd et al. (2019)
Channa punctatus	Deepor Beel, India	0.004-0.541		Dash & Kalamdhad (2021).
Channa punctatus	Kolleru Lake, India		2.11	Sekhar et al. (2003)
ปลาทั้ง 3 ชนิด (*Barbonymus gonionotus, Notopterus notopterus* และ *Channa striata*)	การศึกษาครั้งนี้	ND-5.99	1.49	-
Barbonymus gonionotus		ND-5.99	1.66	
Notopterus notopterus		ND-5.43	2.12	
Channa striata		ND-4.44	0.68	

3) การปนเปื้อน Cd ในเนื้อปลา

ปริมาณ Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.66 mg/kg DW หรือ 0.19 mg/kg WW ซึ่งมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานอาหารที่มีสารปนเปื้อน ทั้งนี้พบปริมาณ Cd ในเนื้อปลาจากแหล่งน้ำในพื้นที่ชุมชนมีค่าสูงกว่าพื้นที่อื่น ซึ่งสอดคล้องกับผลการตรวจวัดที่พบ Cd ในน้ำ และตะกอนพื้นท้องน้ำในแหล่งน้ำบริเวณพื้นที่ชุมชนสูงเช่นเดียวกัน ทั้งนี้น้ำผิวดินและตะกอนพื้นท้องน้ำเป็นแหล่งที่อยู่อาศัย และแหล่งหาอาหารของปลา โดยเมื่อแหล่งน้ำมีการปนเปื้อน Cd แล้ว Cd จึงมี

โอกาสเข้าสะสมในปลาผ่านกระบวนการ Bioaccumulation (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) ทั้งนี้ Cd ในเนื้อปลาสลาดพบมีค่าสูงกว่าชนิดพันธุ์อื่น เนื่องจากปลาสลาด เป็นปลาที่กินสัตว์น้ำที่อาศัยอยู่บริเวณพื้นท้องน้ำเป็นอาหาร จึงมีโอกาสจะรับเอา Cd เข้าสะสมผ่านการกินอาหารหรือจากแหล่งที่อยู่อาศัย (สถานีประมงน้ำจืดจังหวัดราชบุรี, 2549)

ความเป็นพิษของ Cd สามารถจะส่งผลต่อตับ และไต จึงส่งผลต่อกระบวนการขับพิษออกจากร่างกายของปลา และยังทำให้ประสิทธิภาพการทำงานของระบบสืบพันธุ์ปลาลดลง นอกจากนี้ยังส่งผลต่อการอยู่รอดของตัวอ่อนปลา จึงมีผลให้ประชากรปลาลดลงได้ นอกจากนี้พิษของ Cd ยังทำให้ระบบความดันเลือดของปลาสูงขึ้น ซึ่งเป็นสาเหตุของอาการช็อค และเสียชีวิตลงได้ (Mansour & Sidky, 2002) เมื่อมนุษย์บริโภคปลาที่มีการปนเปื้อน Cd เป็นอาหาร ความเป็นพิษจะถูกถ่ายทอดมายังมนุษย์ และส่งผลกระทบ เช่น ส่งผลทำให้เอนไซม์หลายชนิดหยุดการทำหน้าที่ เกิดการขัดขวางการสร้างเม็ดเลือดแดง ทำให้เป็นโรคเลือดจางได้ (Harrison, 2001)

ปริมาณ Cd ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จากการศึกษาในครั้งนี้ พบค่า Cd ในเนื้อปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) มีค่าใกล้เคียงกับค่าที่พบในเนื้อปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) ในแหล่งน้ำ Deepor Beel ในประเทศอินเดีย (Dash & Kalamdhad, 2021) และพบ Cd ในเนื้อปลาช่อน (*Channa striata*) ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าใกล้เคียงกับค่าที่พบ ในเนื้อปลาช่อน (*Channa striata*) ในแหล่งน้ำบึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น (Khamlerd et al., 2019) และในเนื้อปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Deepor Beel (Dash & Kalamdhad., 2021) และ ในเนื้อปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Kolleru Lake ในประเทศอินเดีย (Sekhar et al., 2003) (ตาราง 33)

4) การปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลา

ปริมาณ Zn ในเนื้อปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 30.00 mg/kg DW หรือ 9.02 mg/kg WW การพบ Zn ในเนื้อปลา สอดคล้องกับการตรวจพบปริมาณ Zn ในน้ำ และตะกอนพื้นท้องน้ำ ซึ่งเป็นแหล่งที่อยู่อาศัย และแหล่งหาอาหารของปลา โดย Zn ในแหล่งน้ำนี้ สามารถจะเข้าไปสะสมในปลา และเกิดกระบวนการ Bioaccumulation ได้ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) โดยพบ Zn ในเนื้อปลามีค่าสูงในช่วงฤดูแล้ง ซึ่งเป็นช่วงเวลาที่ปริมาณน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีปริมาณลดลง และแหล่งน้ำตื้นเขิน จึงทำให้ Zn เข้มข้นกว่าช่วงฤดูฝน และปลามีโอกาสสัมผัสกับน้ำร่วมกับตะกอนพื้นท้องน้ำได้มากขึ้น จึงทำให้ Zn มีโอกาสเข้าไปสะสมในปลาได้มากกว่า

ตาราง 33 การปนเปื้อน Cd ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		อ้างอิง
		min-max	mean	
Notopterus notopterus	Deepor Beel, India	0.006-0.131	-	Dash & Kalamdhad (2021)
Channa striata	บึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น	-	0.001	Khamlerd et al. (2019)
Channa punctatus	Deepor Beel, India	0.006-0.117		Dash & Kalamdhad (2021)
Channa punctatus	Kolleru Lake, India	-	0.19	Sekhar et al. (2003)
ปลาทั้ง 3 ชนิด (*Barbonymus gonionotus, Notopterus notopterus* และ *Channa striata*)	การศึกษาครั้งนี้	ND-1.98	0.66	-
Barbonymus gonionotus		ND-1.98	0.56	
Notopterus notopterus		ND-1.67	0.8	
Channa striata		ND-1.36	0.63	

ความเป็นพิษของ Zn จะส่งผลต่อการทรงตัวของปลา มีผลทำให้ไข่ปลามีจำนวนลดลง หรือไม่มีประสิทธิภาพในการฝักตัว และก่อให้เกิดความผิดปกติด้านการเจริญเติบโตโดยทำให้ปลามีขนาดเล็กกว่าปกติ (Mansour & Sidky, 2002; Kori-Siakpere & Ubogu, 2008) เมื่อปลาซึ่งเป็นโครงสร้างของระบบนิเวศถูกทำลายโดยพิษของ Zn ที่ทำให้ปลาเกิดอาการเจ็บป่วย และลดจำนวนลง จะทำให้เกิดผลกระทบต่อห่วงโซ่อาหารของระบบนิเวศแหล่งน้ำ และทำให้ระบบนิเวศแหล่งน้ำเสื่อมโทรมลงได้ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) และเมื่อมนุษย์บริโภคปลา ความเป็นพิษจาก Zn สามารถจะถูกถ่ายทอดมายังมนุษย์และก่อให้เกิดการเจ็บป่วยได้ เช่น ก่อให้เกิดโรคโลหิตจาง และโครโมโซมทำงานผิดปกติ (Huang et al., 2017)

ปริมาณ Zn ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จากการศึกษา ในครั้งนี้ พบปริมาณ Zn ในเนื้อปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) มีค่าใกล้เคียงปริมาณ Zn ในเนื้อปลาสลาดในแม่น้ำชี จังหวัดมหาสารคาม (Tanee et al., 2013) และพบปริมาณ Zn ในเนื้อปลาช่อน (*Channa striata*) ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าสูงกว่า Zn ในเนื้อปลาช่อน (*Channa striata*) ในบึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น (Khamlerd et al., 2019) แต่พบมีค่าต่ำกว่าปริมาณ Zn ในเนื้อปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Harduaganj ในประเทศอินเดีย (Javed & Usmani, 2013) และในเนื้อปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Kolleru Lake ในประเทศอินเดีย (Sekhar et al., 2003) ทั้งนี้คาดว่าเป็นผลเนื่องจากแหล่งน้ำทั้ง 2 แห่ง ในประเทศอินเดีย อยู่ในพื้นที่ที่มีกิจกรรมอุตสาหกรรม และกิจกรรมชุมชนที่หนาแน่น ที่อาจส่งผลให้พบ Zn ในเนื้อปลาช่อนได้ (ตาราง 34)

5) การปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลา

ปริมาณการปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.01 mg/kg DW หรือ 0.31 mg/kg WW การที่พบ Cr ในเนื้อปลา สอดคล้องกับการพบ Cr ในน้ำ และตะกอนพื้นท้องน้ำ ซึ่งเป็นแหล่งที่อยู่อาศัย และแหล่งหาอาหารของปลา โดย Cr ที่ปนเปื้อน ในแหล่งน้ำนี้สามารถเกิดการสะสมผ่านกระบวนการ Bioaccumulation ในปลาได้ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) ความเป็นพิษของ Cr จะส่งผลทำให้ปลามีอาการเบื่ออาหารจึงเป็นที่มาของการขาดสารอาหาร ซึ่งทำให้ปลามีขนาดลำตัวเล็กลงไม่เป็นไปตามช่วงอายุ และส่งผลให้เกล็ดเลือดของปลาต่ำลง จึงมีผลต่อระบบภูมิคุ้มกันและทำให้ปลาเสียชีวิตลงได้ นอกจากนี้ยังสามารถทำให้ความดันในเลือดสูงขึ้นจนเกิดอาการช็อค ทำให้ประสิทธิภาพของระบบสืบพันธุ์ปลาลดลงส่งผลให้จำนวนประชากรปลาลดลง (Wei et al., 2014; Afshan et al., 2014) และเมื่อปลาที่เป็นองค์ประกอบที่สำคัญของระบบนิเวศแหล่งน้ำ มีความผิดปกติทั้งทางด้านสุขภาพ และการขยายพันธุ์ จึงทำให้ระบบนิเวศเสื่อมโทรมลง ได้ (Afshan et al., 2014; มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560) และมนุษย์บริโภคปลาที่มีการสะสมของ Cr เข้าไป อาจส่งผลทำให้เกิดการเจ็บป่วย เช่น ผิวหนังอักเสบ เกิดสภาวะการหายใจล้มเหลว เป็นต้น (Balk et al., 2007)

ตาราง 34 การปนเปื้อน Zn ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		อ้างอิง
		min-max	mean	
Notopterus notopterus	แม่น้ำชี จังหวัดมหาสารคาม	-	14.61	Tanee et al. (2013)
Channa striata	บึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น	-	0.76	Khamlerd et al. (2019)
Channa punctatus	Kolleru Lake, India	-	43.0	Sekhar et al. (2003)
Channa punctatus	Harduaganj, India	-	95.09	Javed & Usmani (2013)
ปลาทั้ง 3 ชนิด (*Barbonymus gonionotus, Notopterus notopterus* และ *Channa striata*)	การศึกษาครั้งนี้	1.32-60.42	30.00	-
Barbonymus gonionotus		0.50-20.32	11.4	
Notopterus notopterus		4.44-14.27	8.36	
Channa striata		2.62-14.68	7.29	

ปริมาณ Cr ในเนื้อปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จากการศึกษาครั้งนี้ พบ Cr ในเนื้อปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) มีค่าใกล้เคียงกับ Cr ในเนื้อปลาสลาด (*Notopterus notopterus*) ในแหล่งน้ำ Deepor Beel ในประเทศอินเดีย (Dash & Kalamdhad, 2021) และพบ Cr ในเนื้อปลาช่อน (*Channa striata*) มีค่าใกล้เคียงกับ Cr ในเนื้อปลาช่อน ในบึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น (Khamlerd et al., 2019) และ ในปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Deepor Beel ในประเทศอินเดีย (Dash & Kalamdhad, 2021) อย่างไรก็ตาม พบมีค่าต่ำกว่าปริมาณ Cr ในเนื้อ

ปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Harduaganj (Javed & Usmani, 2013) และในปลาช่อน (*Channa punctatus*) ในแหล่งน้ำ Kolleru Lake ในประเทศอินเดีย (Sekhar et al., 2003) ทั้งนี้คาดว่ามีสาเหตุมาจากแหล่งน้ำทั้ง 2 แห่งในประเทศอินเดีย อยู่ในพื้นที่ที่มีลักษณะกิจกรรมอุตสาหกรรม และกิจกรรมชุมชนที่ค่อนข้างหนาแน่น ทำให้พบ Cr ในเนื้อปลาช่อนได้สูง (ตาราง 35)

ตาราง 35 การปนเปื้อน Cr ในเนื้อปลา ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Notopterus notopterus	Deepor Beel, India	0.033-0.401	-	Dash & Kalamdhad. (2021)
Channa striata	บึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น	-	0.98	Khamlerd et al. (2019)
Channa punctatus	Deepor Beel, India	0.018-0.369	-	Dash & Kalamdhad. (2021)
Channa punctatus	Harduaganj, India	-	10.83	Javed & Usmani. (2013)
Channa punctatus	Kolleru Lake, india	-	18.0	Sekhar et al. (2003)
ปลาทั้ง 3 ชนิด (*Barbonymus gonionotus, Notopterus notopterus* และ *Channa striata*)	การศึกษาครั้งนี้	ND-6.81	1.01	-
Barbonymus gonionotus		ND-3.78	0.43	
Notopterus notopterus		ND-6.81	0.28	
Channa striata		ND-4.70	0.31	

5. ปริมาณการเปื้อนโลหะหนักในหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

1) การเปื้อน Cu ในหอย

ปริมาณ Cu ในเนื้อหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 27.91 mg/kg DW หรือ 5.22 mg/kg WW ทั้งนี้พบ Cu สูงในเนื้อหอยจากในพื้นที่เกษตรกรรมซึ่งคาดว่ามีสาเหตุจากลักษณะกิจกรรมในพื้นที่เกษตรกรรมที่ปลดปล่อย Cu ลงในแหล่งน้ำบึงบอระเพ็ด และสอดคล้องกับผลการตรวจวัด Cu ที่พบทั้งในน้ำ และในตะกอนพื้นท้องน้ำ ซึ่งทำให้เกิดการสะสมในหอยได้ โดยหอยเป็นสัตว์หน้าดิน และอยู่อาศัยบริเวณพื้นท้องน้ำ และกินอาหารที่เป็นสัตว์หน้าดินที่กินอาหารจากบริเวณพื้นท้องน้ำ โดย Cu สามารถเข้าสะสมในเนื้อหอยได้ 3 ทาง คือ ทางเหงือก ทางการกินอาหาร และผิวสัมผัสจากแหล่งอาศัย โดยเหงือกของหอยสามารถรับ Cu ได้จากการสัมผัส Cu ในน้ำ และการสัมผัสตะกอนพื้นท้องน้ำที่ปนเปื้อน Cu โดยตรง (Romeo et al., 1999)

ความเป็นพิษของ Cu จะส่งผลให้เหงือกของหอยทำงานบกพร่องจากสภาวะอุดตัน จึงทำให้หอยได้รับสารอาหารได้น้อยลง และทำให้หอยมีความดันเลือดเพิ่มสูงขึ้น ส่งผลทำให้หอยเกิดอาการช็อคและเสียชีวิตลงได้ นอกจากนี้ พิษของ Cu ยังทำให้เกิดเนื้องอกในหอยได้อีกด้วย ซึ่งอาการเหล่านี้จะส่งผลกระทบต่อการดำรงชีวิต หรืออาจทำให้จำนวนประชากรของหอยลดลง ทั้งนี้หอยเป็นองค์ประกอบสำคัญของระบบนิเวศแหล่งน้ำ โดยเป็นทั้งอาหารให้สัตว์น้ำ และเป็นผู้ย่อยสลายซากพืชและซากสัตว์ ดังนั้นผลกระทบที่เกิดขึ้นจึงอาจส่งผลต่อโครงสร้างของระบบนิเวศ ทำให้การทำงานของระบบผิดปกติ และทำให้ระบบนิเวศเกิดความเสื่อมโทรมและอาจล่มสลายลงได้ (Solamon, 2009; Tierney et al., 2010) ทั้งนี้หากมนุษย์บริโภคหอยเป็นอาหาร ความเป็นพิษของ Cu อาจทำให้เกิดโรคตับแข็ง และสภาวะควบคุมอารมณ์ตัวเองไม่อยู่หรืออาการคุ้มคลั่ง เป็นต้น (Baldwin et al., 2003)

ปริมาณ Cu ในเนื้อหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดจากการศึกษาครั้งนี้ มีค่าต่ำกว่า Cu ในเนื้อหอย *Bellamya* sp. ซึ่งเป็นหอยน้ำจืดฝาเดียว ในแหล่งน้ำ Taihu Lake ในประเทศจีน ทั้งนี้เนื่องจาก Taihu Lake อยู่ในพื้นที่ที่มีกิจกรรมชุมชน และมีจำนวนประชากรที่หนาแน่น จึงคาดว่ามีการปลดปล่อย Cu ลงในแหล่งน้ำและมีโอกาสเกิดการสะสมในหอยได้ (Bo et al., 2015) อย่างไรก็ตามมีค่าต่ำกว่า Cu ในเนื้อหอย *Filopaludina martensi* ในบึงห้วยโจดจังหวัดของแก่น (Neeratanaphan & Phalaraksh, 2008) (ตาราง 36)

ตาราง 36 การปนเปื้อน Cu ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Filopaludina martensi	บึงห้วยโจด จังหวัดขอนแก่น	-	5.37-36.29	Neeratanaphan & Phalaraksh. (2008)
Bellamya sp.	Taihu Lake, China	89.9–284.0	165.0	Bo et al. (2015)
Filopaludina martensi	การศึกษาครั้งนี้	0.44-66.23	5.22	-

2) การปนเปื้อน Pb ในหอย

ปริมาณ Pb ในเนื้อหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.63 mg/kg DW หรือ 0.012 mg/kg WW โดยพบ Pb ในเนื้อหอยสูงในช่วงฤดูแล้ง คาดว่าเนื่องจากปริมาณน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดลดลง ทำให้หอยและสัตว์น้ำที่เป็นอาหารของหอยมีโอกาสสัมผัสกับตะกอนพื้นท้องน้ำมากขึ้น จึงมีโอกาสได้รับและสะสม Pb ได้สูงขึ้น จึงทำให้ Pb ทั้งจากอาหาร และแหล่งที่อยู่อาศัยเข้าสะสมในหอยได้มากขึ้น (Romeo et al, 1999)

ความเป็นพิษของ Pb จะส่งผลต่อระบบความดันเลือดซึ่งเสี่ยงต่อการตายของหอย และยังส่งผลต่อการสืบพันธุ์ของหอยให้มีประสิทธิภาพลดลง ซึ่งส่งผลทำให้ประชากรหอยลดลง จึงอาจส่งผลกระทบต่อโครงสร้างผู้ย่อยสลายในระบบนิเวศทำให้เกิดความไม่สมดุลและเสื่อมโทรมลงได้ (Afshan et al., 2014; Tierney et al., 2010) และหากความเป็นพิษของ Pb ส่งผ่านห่วงโซ่อาหารมายังมนุษย์ จะเกิดโรคในมนุษย์ได้ เช่น โรคกระดูกผุกร่อน หรือส่งผลทำลายเซลล์สมองทำให้สมองบวม เป็นต้น (Tiwari et al., 2013)

ปริมาณ Pb ในเนื้อหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จากการศึกษาในครั้งนี้มี พบค่าใกล้เคียงกับ Pb ในเนื้อหอย *Filopaludina sumatrensis* ในแหล่งน้ำ บ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น (Sriuttha et al., 2016) โดยพบมีค่า Pb ต่ำกว่าในหอย *Filopaludina sumatrensis* ในนาข้าว อำเภอศรีราชา จังหวัดชลบุรี (Aroonsrimorakot et al., 2017) ซึ่งพื้นที่ดังกล่าวนี้เป็นพื้นที่ทำเกษตรกรรมนาข้าวอย่างต่อเนื่องและหนาแน่น และพบปริมาณ Pb ในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าต่ำกว่า Pb ในหอยน้ำจืดฝาเดียว *Bellamya* sp. ใน Taihu Lake ประเทศจีน

ซึ่งคาดว่ามีสาเหตุมาจากแหล่งน้ำดังกล่าวนี้มีกิจกรรมชุมชน ซึ่งมีประชากรหนาแน่น จึงอาจมีปลดปล่อย Pb ลงในแหล่งน้ำและเกิดการสะสมในหอยในปริมาณสูง (Bo et al., 2015) (ตาราง 37)

ตาราง 37 การปนเปื้อน Pb ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Filopaludina sumatrensis	บ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น	-	0.23	Sriuttha et al. (2016)
Filopaludina sumatrensis	นาข้าว อำเภอศรีราชา จังหวัดชลบุรี	-	56.7	Aroonsrimorakot et al. (2017)
Bellamya sp.	Taihu Lake, China	7.26–78.2	25.2	Bo et al. (2015)
Filopaludina martensi	การศึกษาครั้งนี้	ND-3.21	0.63	-

3) การปนเปื้อน Cd ในหอย

ปริมาณ Cd ในเนื้อหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.78 mg/kg DW หรือ 0.15 mg/kg WW โดยพบ Cd ในเนื้อหอยสูงในช่วงฤดูฝน ซึ่งสัมพันธ์กับค่า Cd ในน้ำ และในตะกอนพื้นท้องน้ำที่พบสูงในช่วงฤดูฝน จึงอาจเข้าสะสมในหอยในปริมาณที่สูงเช่นเดียวกัน โดยหอยจะได้รับ Cd เข้าสะสมในร่างกายผ่านทางเหงือก ทางการกินอาหารที่ปนเปื้อน Cd และการสัมผัสจากแหล่งอาศัย (Romeo et al., 1999)

ความเป็นพิษของ Cd จะทำให้หอยเกิดความดันในเลือดสูง และเกิดการเสียชีวิตฉับพลัน และยังส่งผลต่อการทำงานของตับ และไต ทำให้ขับสารพิษออกจากร่างกายได้น้อยลง นอกจากนี้ยังทำให้หอยเกิดเนื้องอก และที่สำคัญคือส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบสืบพันธุ์ให้ลด ทำให้ประชากรของหอยลดลง ซึ่งจะกระทบต่อระบบโครงสร้างของระบบนิเวศแหล่งน้ำทำให้เสื่อมโทรมลงได้ (Mansour & Sidky, 2002; Tierney et al., 2010) และถ้ามนุษย์นำหอยที่ปนเปื้อน Cd มาเป็นอาหาร Cd อาจเคลื่อนย้ายเข้าสู่ร่างกายมนุษย์ และทำให้เกิดปัญหาสุขภาพ เช่น เกิดโรค ความดันในเลือดสูง สภาวะไตวาย และโรคอิไต-อิไต เป็นต้น (Harrison, 2001)

ปริมาณ Cd ในเนื้อหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ที่ศึกษาในครั้งนี้ มีค่าใกล้เคียงกับ Cd ในเนื้อหอย *Filopaludina sumatrensis* ในแหล่งน้ำบ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น (Sriuttha et al., 2016) และในหอย *Filopaludina sumatrensis* ในแม่น้ำพอง จังหวัดขอนแก่น (Neeratanaphan et al., (2014) นอกจากนี้ยังพบว่ามีค่าใกล้เคียงกับหอยน้ำจืดฝาเดียว *Bellamya* sp. ใน Taihu Lake ในประเทศจีน อีกด้วย (Bo et al., 2015) แต่อย่างไรก็ตาม พบว่ามีค่าต่ำกว่าค่า Cd ในหอย *Filopaludina sumatrensis* ในนาข้าว อำเภอศรีราชา จังหวัดชลบุรี (ตาราง 38)

4) ปริมาณการเปื้อน Zn ในหอย

ปริมาณ Zn ในเนื้อหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 38.46 mg/kg DW หรือ 7.19 mg/kg WW การพบ Zn ในเนื้อหอยนี้ สอดคล้องกับการตรวจพบ Zn ในน้ำ และในตะกอนพื้นท้องน้ำ ซึ่งทำให้ Zn สามารถเข้าสะสมในเนื้อหอย ผ่านการสัมผัสทางเหงือก จากการกินอาหาร และการสัมผัสจากที่อาศัยที่ปนเปื้อน Zn (Romeo et al, 1999)

ความเป็นพิษของ Zn จะทำให้ปริมาณไข่ของหอยฝ่อ และจำนวนลดลง ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญที่ส่งผลต่อการลดลงของจำนวนประชากรหอย และส่งผลทำให้หอยมีอัตราการเจริญเติบโตที่ช้ากว่าปกติเมื่อเทียบกับช่วงวัย อีกทั้งยังส่งผลต่อการทรงตัว และการยึดเกาะของหอยให้ผิดปกติ โดยผลกระทบต่างๆ เหล่านี้จะส่งผลต่อการลดลงของประชากรหอย ซึ่งเป็นผู้ย่อยสลายในระบบนิเวศ อาจทำให้ระบบนิเวศเกิดความไม่สมดุล และเสื่อมโทรมลง (Kori-Siakpere & Ubogu, 2008; Tierney et al., 2010) และหากมนุษย์ได้รับ Zn จากกรบริโภคหอย จะส่งผลกระทบต่อการทำงานของตับ และไตให้ลดประสิทธิภาพลง ซึ่งส่งผลต่อการขับสารพิษออกจากร่างกายมนุษย์ลดลง และยังยับยั้งการดูดซึมสารอาหารของร่างกายอันเป็นสาเหตุของโรคขาดสารอาหาร (Huang et al., 2017)

ตาราง 38 การปนเปื้อน Cd ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Filopaludina sumatrensis	แม่น้ำพอง จังหวัดของแก่น	-	0.0059-0.010	Neeratanaphan et al. (2014)
Filopaludina sumatrensis	บ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น	-	0.05	Sriuttha et al. (2016)
Filopaludina sumatrensis	นาข้าว อำเภอศรีราชา จังหวัดชลบุรี	-	3.9	Aroonsrimorakot et al. (2017)
Bellamya sp.	Taihu Lake, China	0.03–0.65	0.20	Bo et al. (2015)
Filopaludina martensi	การศึกษาครั้งนี้	ND-1.64	0.78	-

ปริมาณ Zn ในเนื้อหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จากการศึกษาครั้งนี้ มีค่าต่ำกว่าปริมาณ Zn ในเนื้อหอย *Filopaludina martensi* ในบึงห้วยโจด (Neeratanaphan & Phalaraksh, 2008) และมีค่าต่ำกว่าในหอยน้ำจืดฝาเดียว *Bellamya* sp. ใน Taihu Lake ในประเทศจีน (Bo et al., 2015) ซึ่งแหล่งน้ำดังกล่าว มีกิจกรรมชุมชนที่มีประชากรหนาแน่น (ตาราง 39)

5) การปนเปื้อน Cr ในหอย

ปริมาณ Cr ในเนื้อหอย ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.13 mg/kg DW หรือ 0.74 mg/kg WW ทั้งนี้พบ Cr ในเนื้อหอยจากพื้นที่เกษตรกรรมสูง คาดว่าเป็นผลมาจากลักษณะการใช้ประโยชน์ที่ดิน และสัมพันธ์กับปริมาณ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ที่พบในพื้นที่เกษตรกรรมสูงกว่าพื้นที่อื่นเล็กน้อย โดย Cr สามารถเข้าสะสมในเนื้อหอย ได้ทั้งทางเหงือกที่หอยใช้ในการเคลื่อนที่ ทางการกินอาหาร และทางการสัมผัสจากแหล่งอาศัย (Romeo et al., 1999)

ตาราง 39 การปนเปื้อน Zn ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำที่ต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Filopaludina martensi	บึงห้วยโจด จังหวัดของแก่น	-	73.59-347.02	Neeratanaphan & Phalaraksh. (2008)
Bellamya sp.	Taihu Lake, China	475.0–887.0	613.0	Bo et al. (2015)
Filopaludina martensi	การศึกษาครั้งนี้	6.23-61.82	38.46	-

ความเป็นพิษของ Cr จะส่งผลทำให้การเจริญเติบโตของหอยช้าลงกว่าปกติเมื่อเปรียบเทียบกับช่วงวัย ทำให้สูญเสียสมดุลในการทรงตัวและการยึดเกาะ ทำให้เกิดสภาวะเกล็ดเลือดต่ำนำมาซึ่งระบบภูมิคุ้มกันโรคลดลง ทำให้มีอาการเบื่ออาหารเป็นที่มาของสภาวะขาดสารอาหารซึ่งส่งผลต่อขนาดตัว และสรีวิทยาของหอย นอกจากนี้ยังทำให้เกิดเนื้องอกอีกด้วย (Wei et al., 2014) เมื่อหอยที่ผู้ย่อยสลายหลักในโครงสร้างระบบนิเวศแหล่งน้ำได้รับผลกระทบจากพิษของ Cr จึงอาจเป็นสาเหตุที่ทำให้ระบบนิเวศแหล่งน้ำเสื่อมโทรมลง (Wei et al., 2014) และหากมนุษย์ได้รับพิษ Cr จากหอยผ่านห่วงโซ่อาหารในปริมาณที่มาก จะส่งผลกระทบให้ตับ ไต และปอดหยุดทำงานฉับพลัน นำมาซึ่งสาเหตุการเสียชีวิตอย่างกะทันหันได้ (Balk et al., 2007)

ปริมาณ Cr ในเนื้อหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดจากการศึกษาในครั้งนี้ มีค่าต่ำกว่าปริมาณ Cr ในเนื้อหอย *Filopaludina sumatrensis* ในบ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น (Sriuttha et al., 2016) และมีค่าต่ำกว่าในหอยน้ำจืดฝาเดียว *Bellamya* sp. ใน Taihu Lake ในประเทศจีน (Bo et al., 2015) (ตาราง 40)

ตาราง 40 การปนเปื้อน Cr ในเนื้อหอย ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Filopaludina sumatrensis	บ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น	-	3.73	Sriuttha et al. (2016)
Bellamya sp.	Taihu Lake, China	1.19–45.96	20.20	Bo et al. (2015)
Filopaludina martensi	การศึกษาครั้งนี้	ND-1.78	0.13	-

6. การเปื้อนเปื้อนโลหะหนักในพืช ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

1) การปนเปื้อน Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง

ปริมาณ Cu ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 10.11 mg/kg DW โดย Cu ในบัวหลวงมีค่าสูงในช่วงฤดูฝน คาดว่าส่วนหนึ่งเป็นผลมาจากการดูดยึด และดูดซับ Cu ในน้ำที่มีสูงในช่วงฤดูฝนจากการที่พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่เป็นแหล่งรับน้ำจากพื้นที่อื่น จึงทำให้ Cu ถูกพัดพามากับน้ำจากพื้นที่อื่นเข้ามาสะสมอยู่ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดร่วมกับ Cu ที่เข้าสู่บึงบอระเพ็ด จากกิจกรรมบริเวณรอบบึง ทั้งนี้การตรวจพบ Cu ในน้ำ และในตะกอนพื้นท้องน้ำ จึงสอดคล้องและคาดว่าเป็นแหล่งของ Cu ในบัวหลวง

โดยเมื่อ Cu เข้าสู่แหล่งน้ำบึงบอระเพ็ด บางส่วนจะอยู่ในรูปสารละลายหรือสารแขวนลอยอยู่ในน้ำ และบางส่วนอาจตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำ ทำให้บัวหลวงซึ่งอาศัยอยู่ในแหล่งน้ำ โดยมีรากยึดติดอยู่กับพื้นท้องน้ำ สามารถรับเอา Cu จากสารละลายในตะกอนพื้นท้องน้ำได้ด้วยกระบวนการ Plant uptake โดย Cu จะเข้าสู่บัวหลวงผ่านทางเซลล์เมมเบรน ทางราก ลำต้น และทางใบ แล้วจะเข้าไปสะสมอยู่ในส่วนต่าง ๆ ของบัวหลวง (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560; ไฉน น้อยแสง, 2558) นอกจากนี้โลหะหนักยังปนเปื้อนอยู่กับพืชน้ำได้จากการดูดยึด (Interception) โลหะหนักในรูปสารแขวนลอย และการดูดซับโลหะหนัก (Adsorption) ในรูปสารละลายของส่วนต่าง ๆ ของพืชที่สัมผัสกับน้ำ โดยเมื่อ Cu เข้าไปสะสมในบัวหลวง จะส่งผลกระทบทำให้บัวหลวงที่เกิดใหม่มีอัตราการรอดตายที่ต่ำ และยังส่งผลการเจริญเติบโต และรูปร่างที่ผิดปกติของบัวหลวงอีกด้วย และยังมีโอกาสถ่ายทอด Cu ผ่านทางห่วงโซ่อาหารไปในระดับที่สูงขึ้นอีกด้วย (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560)

ปริมาณ Cu ในบัวหลวง ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ที่พบจากการศึกษาในครั้งนี้มีค่าสูงกว่าที่พบ ในบัวหลวง (*Nelumbium speciosum*) ในแม่น้ำ Hindon ในประเทศอินเดีย (Chabukdhara & Nema, 2012) และ ในบัวหลวง (*Nelumbo nucifera*) ในแหล่งน้ำใกล้เหมืองแร่ Dabaoshan ในประเทศจีน (Zhuang et al, 2009) (ตาราง 41)

ตาราง 41 การปนเปื้อน Cu ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Nelumbo nucifera	แหล่งน้ำใกล้เหมืองแร่ Dabaoshan ประเทศจีน	-	1.60	Zhuang et al. (2009)
Nelumbium speciosum	แม่น้ำ Hindon, India	-	3.54 (Shoot)	Chabukdhara & Nema (2012)
Nelumbo nucifera	การศึกษาครั้งนี้	1.66-19.93	10.11	-

2) การปนเปื้อน Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง

ปริมาณ Pb ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.49 mg/kg DW การพบ Pb ในบัวหลวง สอดคล้องกับผลการตรวจวัดที่พบ Pb ในน้ำ และในตะกอนพื้นท้องน้ำเช่นกัน โดยบัวหลวงจะรับเอา Pb เข้ามาสะสมได้ผ่านกระบวนการ Plant uptake โดยจะรับ Pb จากในน้ำ และจากสารละลายในตะกอนพื้นท้องน้ำที่ปนเปื้อน Pb โดยผ่านทางราก และบางส่วนจะแทรกซึมเข้าทางเซลล์บริเวณลำต้น (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560; ไฉน น้อยแสง, 2558) รวมถึงการยึด และการดูดซับ Pb ไว้ของในส่วนเหนือดินของบัวหลวง เมื่อ Pb เข้าไปสะสมในบัวหลวง จะส่งผลให้การเจริญเติบโตของบัวหลวงช้าลงกว่าในช่วงเวลาเดียวกันในสภาวะปกติที่ไม่ได้รับสารพิษ และทำให้รูปร่างของลำต้นบัวหลวงผิดปกติ โดยเมื่อ Pb เข้าสะสมในบัวหลวงแล้ว ยังถ่ายทอดไปสู่ห่วงโซ่อาหาร ที่สูงขึ้นได้อีกด้วย (Leong et al., 2012)

ปริมาณ Pb ในบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ในการศึกษาครั้งนี้ มีค่าสูงกว่าที่พบในบัวหลวง (*Nelumbium lotus*) ในแหล่งบ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น (Sriuttha et al., 2016) แต่อย่างไรก็ตามพบว่ามีค่าต่ำกว่า บัวหลวง (*Nelumbo nucifera*) ในแหล่งน้ำ Kampar ในประเทศมาเลเซีย (Leong et al., 2012) และบัวหลวง

(*Nelumbium speciosum*) ในแม่น้ำ Hindon ในประเทศอินเดีย (Chabukdhara & Nema, 2012) ซึ่งแหล่งน้ำทั้ง 2 แห่งดังกล่าวมีกิจกรรมชุมชนที่มีความหนาแน่นของประชากรค่อนข้างสูง (ตาราง 42)

ตาราง 42 การปนเปื้อน Pb ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Nelumbo nucifera	Kampar, Malaysia	-	3.7 (Stem)	Leong et al. (2012)
Nelumbium speciosum	River Hindon, India	-	11.44 (Shoot)	Chabukdhara & Nema (2012)
Nelumbium lotus	บ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น	-	ND	Sriuttha et al. (2016)
Nelumbo nucifera	การศึกษาครั้งนี้	ND-3.82	0.47	-

3) การปนเปื้อน Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง

ปริมาณ Cd ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.49 mg/kg DW โดยพบปริมาณ Cd ในบัวหลวง จากพื้นที่ชุมชนมีค่าสูง สอดคล้องกับค่า Cd ในน้ำ และในตะกอนพื้นท้องน้ำที่พบสูงในพื้นที่ชุมชนเช่นกัน ทั้งนี้บัวหลวงมีรากยึดติดกับตะกอนพื้นท้องน้ำ และลำต้นยังสัมผัสกับน้ำ จึงสามารถรับเอา Cd เข้ามาสะสมได้โดยกระบวนการ Plant uptake จากบริเวณพื้นที่ที่บัวหลวงอาศัย (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560; ไฉน น้อยแสง, 2558) เมื่อ Cd เข้าไปสะสมในบัวหลวง จะส่งผลต่อการเจริญเติบโตที่ช้าลง ลำต้นจะมีรูปร่างผิดปกติ และ Cd สะสมในบัวหลวง ยังสามารถถ่ายทอดความเป็นพิษของ Cd ไปทางห่วงโซ่อาหาร ที่เกี่ยวข้องได้อีกด้วย (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560; Chabukdhara & Nema, 2012)

ปริมาณ Cd ในบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดที่พบในการศึกษาครั้งนี้ มีค่าใกล้เคียงกับปริมาณ Cd ในบัวหลวง (*Nelumbium lotus*) ในบ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น (Sriuttha et al., 2016) อย่างไรก็ตาม พบว่ามีค่าต่ำกว่า ในบัวหลวง (*Nelumbium speciosum*) ในแม่น้ำ Hindon ในประเทศอินเดีย (Chabukdhara & Nema, 2012) ซึ่งแม่น้ำ Hindon นี้จะรับมลสารจากหลายพื้นที่ทั้งกิจกรรมชุมชนที่มีประชากรอาศัยอยู่อย่างหนาแน่น และ

กิจกรรมเกษตรกรรมที่มีพื้นที่ครอบคลุมเป็นวงกว้าง (Chabukdhara & Nema, 2012) จึงเป็นสาเหตุที่พบ Cd สะสมในบัวหลวงสูง (ตาราง 43)

ตาราง 43 การปนเปื้อน Cd ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Nelumbium lotus	บ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัด ขอนแก่น	-	0.05	Sriuttha et al. (2016)
Nelumbium speciosum	River Hindon, India	-	Shoot 2.21	Chabukdhara & Nema (2012)
Nelumbo nucifera	การศึกษาครั้งนี้	ND-2.48	0.49	-

4) การปนเปื้อน Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง

ปริมาณ Zn ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 19.50 mg/kg DW โดยพบการสะสม Zn ในบัวเหลืองปริมาณสูงในพื้นที่เกษตรกรรม และชุมชน สอดคล้องกับปริมาณ Zn ในน้ำและในตะกอนพื้นท้องน้ำที่พบมีค่าสูงในพื้นที่ชุมชน เช่นเดียวกัน โดยบัวหลวง สามารถรับ Zn ได้จากน้ำ และสารละลายในตะกอน ที่ส่วนต่าง ๆ ของบัวหลวง ได้สัมผัส และเกิดการ uptake เข้าไปสะสมไว้ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560; ไฉน น้อยแสง, 2558) ทั้งนี้ธาตุ Zn เป็นธาตุที่มีความจำเป็นต่อพืชที่พืชใช้เป็นธาตุอาหารรองเพื่อป้องกันอาการเซลล์เหี่ยวในฤดูแล้ง จึงทำให้พบ Zn ในพืชได้ตามกลไกธรรมชาติ แต่อย่างไรก็ตามหากพืชได้รับ Zn ในปริมาณที่มากจนเกินไป อาจจะส่งผลต่อการเจริญเติบโตที่ช้าลง มีรูปร่างของลำต้นที่ผิดปกติ และถ่ายทอดความเป็นพิษ ไปสู่ห่วงสิ่งมีชีวิตชนิดอื่นทำให้เป็นโรคที่เกิดจากพิษของ Zn ได้ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560)

ปริมาณ Zn ในบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ที่พบจากการศึกษาครั้งนี้มีค่าต่ำกว่า ในบัวหลวง (*Nelumbium speciosum*) ในแม่น้ำ Hindon ในประเทศอินเดีย (Chabukdhara & Nema, 2012) แต่อย่างไรก็ตาม พบว่ามีค่าสูงกว่าที่พบในบัวหลวง (*Nelumbo nucifera*) ในแหล่งน้ำใกล้เหมืองแร่ Dabaoshan ในประเทศจีน (Zhuang et al., 2009) (ตาราง 44)

ตาราง 44 การปนเปื้อน Zn ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Nelumbo nucifera	แหล่งน้ำใกล้เหมืองแร่Dabaoshan ประเทศจีน	-	4.23	Zhuang et al. (2009)
Nelumbium speciosum	River Hindon, India	-	34.38 (Shoot)	Chabukdhara & Nema. (2012)
Nelumbo nucifera	การศึกษาครั้งนี้	8.80-31.97	19.50	-

5) การปนเปื้อน Cr ในส่วนเหนือดินของบัวหลวง

ปริมาณ Cr ในส่วนเหนือดินของบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.24 mg/kg DW การพบ Cr ในบัวหลวง สอดคล้องกับการตรวจพบ Cr ในน้ำ และในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ซึ่งบัวหลวงสามารถรับสัมผัสเอา Cr ในน้ำและในตะกอนพื้นท้องน้ำ จากบริเวณที่มีการปนเปื้อนของ Cr ผ่านกระบวนการ Plant uptake ได้ (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560; ไฉน น้อยแสง, 2558) และเมื่อ Cr เข้าไปสะสมในบัวหลวง จะส่งผลต่อสภาวะแคระแกร็นของบัว และมีโครงสร้างของลำต้นที่ผิดปกติ และพิษของ Cr ยังเข้าไปทำลายเซลล์ของบัวอีกด้วย ทั้งนี้ Cr ที่สะสมในบัวหลวงยังสามารถเคลื่อนย้ายไปตามห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศบึงบอระเพ็ดได้อีกด้วย (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2560; Leong et al., 2012)

ปริมาณ Cr ในบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ที่พบจากการศึกษาครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับปริมาณ Cr ในบัวหลวง (*Nelumbium lotus*) ในบ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัดขอนแก่น (Sriuttha et al., 2016) พบว่ามีค่าต่ำกว่า ในบัวหลวง (*Nelumbo nucifera*) ในแหล่งน้ำ Kampar ในประเทศมาเลเซีย การศึกษาของ (Leong et al., 2012) ซึ่งแหล่งน้ำ Kampar เป็นแหล่งน้ำรองรับจากกิจกรรมชุมชนที่มีประชาชนอาศัยอยู่อย่างหนาแน่น แต่อย่างไรก็ตามพบว่าปริมาณ Cr ในบัวหลวงในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าสูงกว่าที่พบในบัวหลวง (*Nelumbium speciosum*) ในแม่น้ำ Hindon ในประเทศอินเดีย (ตาราง 45)

ตาราง 45 การปนเปื้อน Cr ในบัวหลวง ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ปริมาณ (mg/kg)		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Nelumbo nucifera	Kampar,Malaysia	-	Stem 6.7	Leong et al. (2012)
Nelumbium lotus	บ่อประมง อำเภอเมือง จังหวัด ขอนแก่น	-	0.30	Sriuttha et al. (2016)
Nelumbium speciosum	River Hindon, India	-	ND (Shoot)	Chabukdhara & Nema (2012)
Nelumbo nucifera	การศึกษาครั้งนี้	ND-1.64	0.24	-

7. การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (Ecological risk index: E) จากการปนเปื้อนโลหะหนักในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

1) การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 8.60 พบความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาอยู่ในระดับต่ำ (E<40) จึงเป็นปริมาณการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำในระดับที่ยังไม่ก่อให้เกิดอันตรายต่อระบบนิเวศแหล่งน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (Hakason, 1980) แต่อย่างไรก็ตามลักษณะกิจกรรมโดยรอบพื้นที่บึงบอระเพ็ดยังมีแนวโน้มที่จะปลดปล่อย Cu เข้าไปสะสมในตะกอนพื้นท้องน้ำ อันจะส่งผลทำให้ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu มีโอกาสเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วย ดังนั้นจึงควรมีแนวทางในการเฝ้าระวัง ป้องกัน และควบคุม เพื่อความยั่งยืนของระบบนิเวศแหล่งน้ำบึงบอระเพ็ดต่อไป

ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำจากการศึกษาครั้งนี้ มีค่าความเสี่ยงอยู่ในระดับต่ำเช่นเดียวกัน กับการศึกษาของ Wu et al. (2018) ใน Chaohu Lake การศึกษาของ Gao et al. (2012) ใน Baiyangdian Lake การศึกษาของ Wang et al. (2015) ใน Dongping Lake การศึกษาของ Hou et al. (2013) ใน Dalinouer Lake ในประเทศจีน และการศึกษาของ Abdullah et al. (2015) ใน Balok River ในประเทศมาเลเซีย

การศึกษาของ Javed (2018) ใน Namal Lake ในประเทศปากีสถาน และการศึกษาของ คุณากร มั่นชื่น (2562) ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย (ตาราง 46)

2) การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.36 พบความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาอยู่ในระดับต่ำ (E<40) โดยพบความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ในฤดูฝนสูงกว่าช่วงฤดูแล้ง สอดคล้องกับปริมาณ Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำ ที่พบ Pb ในฤดูฝนมีค่าสูงกว่าช่วงฤดูแล้ง แต่อย่างไรก็ตามพบว่าทั้ง 2 ฤดูกาล มีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb อยู่ในระดับต่ำเช่นเดียวกัน โดยค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดนี้ยังไม่ก่อให้เกิดอันตรายต่อระบบนิเวศแหล่งน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (Hakason, 1980) แต่อย่างไรก็ตามกิจกรรมโดยรอบพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดมีแนวโน้มจะปลดปล่อย Pb เข้าสะสมในตะกอนพื้นท้อง ดังนั้นจึงควรมีแนวทางในการเฝ้าระวังควบคุมการปนเปื้อน Pb ของแหล่งน้ำเพื่อความยั่งยืนของระบบนิเวศแหล่งน้ำบึงบอระเพ็ดต่อไป

ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำจากการศึกษาในครั้งนี้มีค่าความเสี่ยงอยู่ในระดับต่ำเช่นเดียวกับการศึกษาของ Wang et al. (2015) ใน Dongping Lake การศึกษาของ Gao et al. (2012) ใน Baiyangdian Lake การศึกษาของ Wu et al. (2018) ใน Chaohu Lake การศึกษาของ Hou et al. (2013) ใน Dalinouer Lake ในประเทศจีน การศึกษาของ Abdullah et al. (2015) ใน Balok River ในประเทศมาเลเซีย การศึกษาของ Javed (2018) ใน Namal Lake ในประเทศปากีสถาน และการศึกษาของคุณากร มั่นชื่น (2562) ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย (ตาราง 47)

ตาราง 46 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Cu ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ค่าความเสี่ยง (E)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	0.3-4.6	1.9	คุณากร มั่นชื่น (2562)
Dalinouer Lake, China	3.77-9.57	-	Hou et al. (2013)
Dongping Lake, East China	-	7.66	Wang et al. (2015)
Baiyangdian Lake, Northern China	-	9.87	Gao et al. (2012)
Namal Lake, Pakistan	-	10.0	Javed (2018)
Balok River, Pahang Malaysia		11.6	Abdullah et al. (2015)
Chaohu Lake, China	6.87-97.09	19.26	Wu et al. (2018)
การศึกษาครั้งนี้	0.51-25.40	8.60	-

หมายเหตุ: E<40 หมายถึงระดับความเสี่ยงต่ำ, E<80 หมายถึงระดับความเสี่ยงปานกลาง, E<160 หมายถึงความเสี่ยงระดับเฝ้าระวัง, E<320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูง, E>320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูงมาก

3) การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 126.10 พบความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในระดับเฝ้าระวัง ทั้งนี้ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอน ในฤดูฝนสูงกว่าช่วงฤดูแล้ง สอดคล้องกับค่า Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่มีค่าสูงในฤดูฝน แต่อย่างไรก็ตาม พบว่าทั้ง 2 ช่วงฤดูกาล มีค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนอยู่ในระดับเฝ้าระวังเช่นเดียวกัน ทั้งนี้พบความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอน ในพื้นที่ชุมชนสูงกว่าพื้นที่อื่น สอดคล้องกับปริมาณ Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่พบมีค่าสูงในพื้นที่ชุมชนโดยมีความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนของพื้นที่ชุมชนจัดอยู่ในระดับสูง บ่งชี้ได้ว่าปริมาณ Cd

ในตะกอนพื้นท้องน้ำในบริเวณพื้นที่ชุมชนอาจส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศในพื้นที่บริเวณนั้นได้ (Hakason, 1980) ดังนั้นจึงควรมีการกำหนดแนวและมาตรการทางในการลดผลกระทบเพื่อความยั่งยืนของระบบนิเวศในพื้นที่ต่อไป

ตาราง 47 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Pb ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ค่าความเสี่ยง (E)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	0.0-12.4	2.2	คุณากร มั่นชื่น (2562)
Namal Lake, Pakistan	-	3.66	Javed (2018)
Dalinouer Lake, China	5.22-8.95	-	Hou et al. (2013)
Chaohu Lake, China	3.27-11.33	6.94	Wu et al. (2018)
Baiyangdian Lake, northern China	-	7.14	Gao et al. (2012)
Dongping Lake, East China	-	11.82	Wang et al. (2015)
Balok River, Pahang Malaysia		29.10	Abdullah et al. (2015)
การศึกษาครั้งนี้	0.00-3.28	0.36	-

หมายเหตุ: E<40 หมายถึงระดับความเสี่ยงต่ำ, E<80 หมายถึงระดับความเสี่ยงปานกลาง, E<160 หมายถึงความเสี่ยงระดับเฝ้าระวัง, E<320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูง, E>320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูงมาก

ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่ศึกษาในครั้งนี้ มีค่าความเสี่ยงอยู่ในระดับเฝ้าระวังเช่นเดียวกันกับการศึกษาของ Hou et al. (2013) ใน Dalinouer Lake การศึกษาของ Wang et al. (2015) ใน Dongping Lake ในประเทศจีน การศึกษาของ Abdullah et al. (2015) ใน Balok River ในประเทศมาเลเซีย การศึกษาของคุณากร มั่นชื่น (2562) ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย ทั้งนี้ผลการศึกษาพบระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนจากพื้นที่ชุมชนในระดับสูง เช่นเดียวกับที่พบในพื้นที่ชุมชนใน Baiyangdian Lake ในประเทศจีน (Gao et al., 2012) อย่างไรก็ตามค่าความเสี่ยงทาง

นิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำจากการศึกษานี้ มีค่าต่ำกว่าการศึกษาของ Javed (2018) ใน Namal Lake ในประเทศปากีสถาน (ตาราง 48)

ตาราง 48 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ค่าความเสี่ยง (E)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
Dalinouer Lake, China	27.94-136.47	-	Hou et al. (2013)
Balok River, Pahang Malaysia	-	87.0	Abdullah et al. (2015)
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	0.0-433.0	110.6	คุณากร มั่นชื่น. (2562)
Dongping Lake, East China	-	110.93	Wang et al. (2015)
Baiyangdian Lake, Northern China	-	213.44	Gao et al. (2012)
Namal Lake, Pakistan	-	411.9	Javed. (2018)
การศึกษาครั้งนี้	0.00-543.19	126.10	-

หมายเหตุ: E<40 หมายถึงระดับความเสี่ยงต่ำ, E<80 หมายถึงระดับความเสี่ยงปานกลาง, E<160 หมายถึงความเสี่ยงระดับเฝ้าระวัง, E<320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูง, E>320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูงมาก

4) การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.38 พบความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในระดับต่ำ โดยค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนจากพื้นที่ชุมชนมค่าสูงกว่าพื้นที่อื่น สอดคล้องกับปริมาณ Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่พบ Zn สูงในพื้นที่ชุมชน อย่างไรก็ตาม ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด ยังอยู่ในระดับที่ไม่ก่อให้เกิดอันตรายต่อระบบนิเวศของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (Hakason, 1980) ทั้งนี้ กิจกรรมโดยรอบพื้นที่บึงบอระเพ็ดยังอาจปลดปล่อย Zn เข้าสะสมในตะกอนพื้นท้องน้ำสูงขึ้น ดังนั้น

จึงควรเฝ้าระวัง และควบคุมการปนเปื้อน Zn ของแหล่งน้ำ เพื่อความยั่งยืนของระบบนิเวศบึงบอระเพ็ดต่อไป

ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่ศึกษาในครั้งนี้ มีค่าความเสี่ยงอยู่ในระดับต่ำเช่นเดียวกันกับการศึกษาของ Wang et al. (2015) ใน Dongping Lake การศึกษาของ Gao et al. (2012) ใน Baiyangdian Lake การศึกษาของ Wu et al. (2018) ใน Chaohu Lake การศึกษาของ Hou et al. (2013) ในDalinouer Lake ในประเทศจีน การศึกษาของ Abdullah et al. (2015) ใน Balok River ในประเทศมาเลเซีย การศึกษาของ Javed. (2018) ใน Namal Lake ในประเทศปากีสถาน และการศึกษาของ คุณากร มั่นชื่น (2562) ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย (ตาราง 49)

5) การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.08 ซึ่งพบความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr อยู่ในระดับต่ำ และไม่ก่อให้เกิดอันตรายต่อระบบนิเวศแหล่งน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (Hakason, 1980) แต่อย่างไรก็ตาม ลักษณะกิจกรรมโดยรอบพื้นที่บึงบอระเพ็ดที่มีโอกาสปลดปล่อย Cr เข้าสะสมในตะกอนพื้นท้องน้ำ ดังนั้นจึงควรมีการเฝ้าระวังการปนเปื้อน Cr ของแหล่งน้ำ เพื่อความยั่งยืนของระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดต่อไป

ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำที่ศึกษาในครั้งนี้ มีค่าความเสี่ยงอยู่ในระดับต่ำเช่นเดียวกันกับ การศึกษาของ Wang et al. (2015) ใน Dongping Lake การศึกษาของ Gao et al. (2012) ใน Baiyangdian Lake การศึกษาของ Wu et al. (2018) ใน Chaohu Lake ในประเทศจีน การศึกษาของ Abdullah et al. (2015) ใน Balok River ในประเทศมาเลเซีย และการศึกษาของ Javed. (2018) ใน Namal Lake ในประเทศปากีสถาน (ตาราง 50)

ตาราง 49 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Zn ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ค่าความเสี่ยง (E)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
ทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย	0.0-0.8	0.1	คุณากร มั่นชื่น (2562)
Dalinouer Lake, China	0.57-0.93	-	Hou et al. (2013)
Dongping Lake, East China	-	1.12	Wang et al. (2015)
Baiyangdian Lake, northern China	-	1.64	Gao et al. (2012)
Namal Lake, Pakistan	-	1.77	Javed. (2018)
Chaohu Lake, China	1.19-6.69	2.61	Wu et al. (2018)
Balok River, Pahang Malaysia	-	4.3	Abdullah et al. (2015)
การศึกษาครั้งนี้	0.02-1.14	0.38	-

หมายเหตุ: E<40 หมายถึงระดับความเสี่ยงต่ำ, E<80 หมายถึงระดับความเสี่ยงปานกลาง, E<160 หมายถึงความเสี่ยงระดับเฝ้าระวัง, E<320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูง, E>320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูงมาก

6) การประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมในตะกอนพื้นท้องน้ำ

ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวม 5 ชนิดได้แก่ Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 140.16 พบความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมอยู่ในระดับปานกลาง (PERI<190) ซึ่งยังไม่ก่อให้เกิดอันตรายในระบบนิเวศแหล่งน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (Hakason, 1980) แต่อย่างไรก็ตามควรมีแนวทางในการเฝ้าระวังการปนเปื้อนโลหะหนักของแหล่งน้ำ เพื่อป้องกันไม่ให้มีระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาที่เพิ่มสูงขึ้น ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดได้

ตาราง 50 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา (E) จากการปนเปื้อน Cr ในตะกอนพื้นท้องน้ำของแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ค่าความเสี่ยง (E)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
Baiyangdian Lake, Northern China	-	2.38	Gao et al. (2012)
Dongping Lake, East China	-	2.98	Wang et al. (2015)
Chaohu Lake, China	2.08-3.94	3.00	Wu et al. (2018)
Namal Lake, Pakistan	-	4.30	Javed. (2018)
Balok River, Pahang Malaysia	-	6.0	Abdullah et al. (2015)
การศึกษาครั้งนี้	0.00-0.70	0.08	-

หมายเหตุ: E<40 หมายถึงระดับความเสี่ยงต่ำ, E<80 หมายถึงระดับความเสี่ยงปานกลาง, E<160 หมายถึงความเสี่ยงระดับเฝ้าระวัง, E<320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูง, E>320 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูงมาก

ระดับความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อนโลหะหนักรวมทั้ง 5 ชนิดที่ศึกษาในครั้งนี้ มีค่าความเสี่ยงอยู่ในระดับปานกลางเช่นเดียวกันกับการศึกษาของ Abdullah et al. (2015) ใน Balok River ในประเทศมาเลเซีย แต่อย่างไรก็ตาม พบมีค่าต่ำกว่าการศึกษาของ Ogunkunle & Fatoba (2013) ในแหล่งน้ำ West African Portland ในประเทศแอฟริกา ซึ่งเป็นที่รองรับมลสารส่วนหนึ่งจากโรงงานอุตสาหกรรม (ตาราง 51)

ตาราง 51 ความเสี่ยงทางนิเวศวิทยารวม (PERI) จากการปนเปื้อน Cu, Pb, Cd, Zn และ Cr ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ค่าความเสี่ยงรวม (PERI)		เอกสารอ้างอิง
	min-max	mean	
Balok River, Pahang Malaysia	-	138.0	Abdullah et al. (2015)
West African Portland, African	-	11,488.3	Ogunkunle & Fatoba. (2013)
การศึกษาครั้งนี้	0.70-958.89	140.14	-

หมายเหตุ: PERI<95 หมายถึงระดับความเสี่ยงต่ำ, PERI<190 หมายถึงระดับความเสี่ยงปานกลาง, PERI <380 หมายถึงความเสี่ยงระดับสูง, PERI≥380 หมายถึงระดับความเสี่ยงสูงมาก

8. การประเมินการสะสมทางชีวภาพในปลา (Bioaccumulation factor: BAF) ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

1) การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา

การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 355.8 พบมีค่าสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานที่ National Council on Radiation Protection and Measurements; NCRP (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 200 พบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา มีค่าสูงในช่วงฤดูแล้ง และพบมีค่าสูงในปลาช่อน สอดคล้องกับค่าการสะสมของ Cu ในเนื้อปลาที่พบสูงเช่นเดียวกันในช่วงฤดูแล้ง และในปลาช่อน โดยค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลาที่สูงเกินกว่าเกณฑ์มาตรฐาน จะส่งผลเป็นอันตรายจากพิษของ Cu ต่อปลาได้ โดยจะทำให้เกิดสภาวะความดันเลือดผิดปกติ ทำให้ประสิทธิภาพการสืบพันธุ์ลดลง เป็นต้น และอาจส่งผ่านความเป็นพิษผ่านห่วงโซ่อาหารไปยังสัตว์น้ำชนิดอื่นในระบบนิเวศแหล่งน้ำได้ อีกทั้งยังเป็นอันตรายต่อมนุษย์ที่บริโภคปลาเข้าไปอีกด้วย (NCRP, 1996)

ปริมาณการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลาในการศึกษาครั้งนี้ มีค่าสูงกว่า การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา *Rosbora tornieri, Brachydanio albolineata* และ *Systomus rubripinnis* ในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย (Intamat et al., 2016) และสูงกว่า ในปลา *Cirrhinus mrigala* และ *Labeo rohita* ในแหล่งน้ำ Keenjhar Lake ในประเทศปากีสถาน

(Mehmood et al., 2020) แต่อย่างไรก็ตาม พบมีต่ำกว่าค่าที่พบ ในปลา *Reochromis niloticus* และ *Lates niloticus* ในแหล่งน้ำ Nasser Lake ในประเทศอียิปต์ (Fatma & Mohamed, 2008) (ตาราง 52)

2) การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา

การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 189.7 ผลการศึกษาโดยรวมพบมีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานที่ NPRC (1996) กำหนดไว้ให้ไม่เกิน 300 ทั้งนี้ค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลามีค่าสูงในช่วงฤดูแล้ง ในปลาจากพื้นที่ชุมชน และในปลาสลาด สอดคล้องกับค่าการสะสมของ Pb ในเนื้อปลาที่พบสูงเช่นเดียวกันในช่วงฤดูแล้ง ในปลาจากพื้นที่ชุมชน และในปลาสลาด ทั้งนี้เมื่อจำแนกในรายละเอียด พบการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในชนิดพันธุ์ปลาตะเพียน และปลาสลาด และปลาจากพื้นที่ชุมชน มีค่าสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานที่ NPRC (1996) กำหนด โดยค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลาที่สูงเกินเกณฑ์มาตรฐาน จะส่งผ่านความเป็นพิษทางห่วงโซ่อาหารไปยังสัตว์น้ำชนิดอื่น ในระบบนิเวศ อีกทั้งยังเป็นอันตรายต่อมนุษย์ที่บริโภคปลาเข้าไปอีกด้วย (NCRP, 1996)

ตาราง 52 การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ชื่อวิทยาศาสตร์	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Keenjhar Lake, Pakistan	*Cirrhinus mrigala*	-	7.0	Mehmood et al. (2020)
	Labeo rohita	-	5.0	
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	*Rosbora tornieri*	-	45.55	Intamat et al. (2016)
	Brachydanio albolineata	-	76.71	
	Systomus rubripinnis	-	53.00	
Nasser Lake, Egypt	*Reochromis niloticus*	2,641.70-3,366.30	-	Fatma & Mohamed (2008)
	Lates niloticus	2,273.70-3,087.50	-	
การศึกษาครั้งนี้	*ปลาทั้ง 3 ชนิด*	0.0-1,994.9	355.8	-
	Barbonymus gonionotus	0.0-1,994.9	266.4	
	Notopterus notopterus	0.0-1,769.6	294.3	
	Channa striata	57.6-1,737.5	510.3	

หมายเหตุ: NPRC (1996) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในปลา ให้มีค่าไม่เกิน 200

การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา ในการศึกษาครั้งนี้ มีค่าสูงกว่า การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา*Rasboras tornieri*, *Brachydanio albolineata* และ *Systomus rubripinnis* ในลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย (Intamat et al., 2016) ในปลา *Clarias gariepinus*, และ *Oreochromis spilurus* ในแหล่งน้ำ Wadi Hanifah ในประเทศซาอุดิอาราเบีย (Mortuza & Al-Misned., 2015) และในปลา *Cirrhinus mrigala* และ *Labeo rohita* ใน Keenjhar Lake ประเทศปากีสถาน (Mehmood et al., 2020) แต่อย่างไรก็ตาม พบมีค่าต่ำกว่า ในปลา *Reochromis niloticus* และ *Lates niloticus* ในแหล่งน้ำ Nasser Lake ประเทศอียิปต์ (Fatma & Mohamed, 2008) (ตาราง 53)

ตาราง 53 การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ชื่อวิทยาศาสตร์	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Keenjhar Lake, Pakistan	*Cirrhinus mrigala*	-	2.0	Mehmood et al. (2020)
	Labeo rohita	-	0.6	
Wadi Hanifah, Saudi Arabia	*Clarias gariepinus*	-	119.25	Mortuza & Al-Misned. (2015)
	Oreochromis spilurus	-	120.75	
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	*Rosbora tornieri*	-	133.90	Intamat et al. (2016)
	Brachydanio albolineata	-	44.30	
	Systomus rubripinnis	-	49.92	
Nasser Lake, Egypt	*Reochromis niloticus*	2,408.30-3,826.30	-	Fatma & Mohamed (2008)
	Lates niloticus	2,071.30-3,707.30	-	
การศึกษาครั้งนี้	ปลาทั้ง 3 ชนิด	0.0-1,851.9	189.7	-
	Barbonymus gonionotus	0.0-1,851.9	367.2	
	Notopterus notopterus	1,851.9	435.5	
	Channa striata	0.0-634.9	90.80	

หมายเหตุ: NPRC. (1996) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในปลา ให้มีค่าไม่เกิน 300

3) การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลา

การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1,084.3 พบมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานที่ NPRC (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 200 พบค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลาในพื้นที่ชุมชน และในชนิดพันธุ์ปลาสลาด มีค่าสูงสอดคล้องกับค่า Cd ที่พบในปลาในพื้นที่ชุมชน และในปลาสลาด มีค่าสูงเช่นเดียวกัน โดยค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลาที่สูงเกินเกณฑ์มาตรฐาน จะก่อให้เกิดอันตรายต่อตัวปลาเอง หรือส่งผ่านความเป็นพิษผ่านห่วงโซ่อาหารไปยังสัตว์น้ำชนิดอื่นในระบบนิเวศ อีกทั้งยังเป็นอันตรายต่อมนุษย์ที่บริโภคปลาอีกด้วย (NCRP, 1996)

การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลา ในการศึกษาครั้งนี้มีค่าต่ำกว่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลา *Reochromis niloticus* และปลา *Lates niloticus* ในแหล่งน้ำ Nasser Lake ในประเทศอียิปต์ (Fatma & Mohamed, 2008) อย่างไรก็ตามพบมีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd สูงกว่าในปลา *Rosbora tornieri*, *Brachydanio albolineata* และ *Systomus rubripinnis* ในแหล่งน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย (Intamat et al., 2016) และ สูงกว่าในปลา *Clarias gariepinus* และ *Oreochromis spilurus* ในแหล่งน้ำ Wadi Hanifah ในประเทศซาอุดิอาราเบีย (Mortuza & Al-Misned, 2015) (ตาราง 54)

ตาราง 54 การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ชื่อวิทยาศาสตร์	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	*Rosbora tornieri*	-	6.19	Intamat et al. (2016)
	Brachydanio albolineata	-	44.30	
	Systomus rubripinnis	-	49.92	
Wadi Hanifah, Saudi Arabia	*Clarias gariepinus*	-	50.5	Mortuza & Al-Misned. (2015)
	Oreochromis spilurus	-	25.5	
Nasser Lake, Egypt	*Reochromis niloticus*	2,098.60-2,135.00	-	Fatma & Mohamed (2008)
	Lates niloticus	1,851.30-1,921.60	-	
การศึกษาครั้งนี้	ปลาทั้ง 3 ชนิด	0.0-5,987.6	1,084.3	-
	Barbonymus gonionotus	0.0-4,444.4	1,161.6	
	Notopterus notopterus	0.00-5,987.6	1,479.8	
	Channa striata	0.00-5, 864.2	611.6	

หมายเหตุ: NPRC (1996) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในปลา ให้มีค่าไม่เกิน 200

4) การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา

การสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 3,317.6 พบมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานที่ NPRC (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 1,000 และพบค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานในทั้ง 2 ช่วงฤดูกาลในทุกพื้นที่ และในปลาทั้ง 3 ชนิดพันธุ์ สอดคล้องกับค่า Zn ในเนื้อปลาที่พบมีค่าสูงในทุกฤดูกาล ทุกพื้นที่ และทุกชนิดพันธุ์ โดยการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลาที่สูงเกินเกณฑ์มาตรฐาน อาจส่งผลทำให้ปลาเกิดการเจ็บป่วยจากพิษของ Zn เช่นทำให้โครงสร้างของปลาผิดรูป และความเป็นพิษนี้สามารถเคลื่อนย้ายไปตามลำดับห่วงโซ่อาหาร และอาจเป็นอันตรายต่อมนุษย์ที่บริโภคปลานั้นได้ (NCRP, 1996)

การสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลาในการศึกษาครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา *Rosbora tornieri, Brachydanio albolineata*

และ *Systomus rubripinnis* ในแหล่งน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย (Intamat et al., 2016) และในปลา *Clarias gariepinus* และ *Oreochromis spilurus* ในแหล่งน้ำ Wadi Hanifah ในประเทศซาอุดิอาราเบีย (Mortuza & AlMisned, 2015) แต่มีค่าสูงกว่าในปลา *Reochromis niloticus* และ *Lates niloticus* ในแหล่งน้ำ Nasser Lake ในประเทศอียิปต์ (Fatma & Mohamed, 2008) (ตาราง 55)

ตาราง 55 การสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Clarias gariepinus	*Wadi*	-	81.08	Mortuza &
Oreochromis spilurus	*Hanifah,*	-	132.31	AlMisned.
	Saudi Arabia			(2015)
Rosbora tornieri	ลำน้ำห้วยเหล็ก	-	212.60	Intamat et al.
Brachydanio albolineata	จังหวัดเลย	-	148.78	(2016)
Systomus rubripinnis		-	306.63	
Reochromis niloticus	Nasser Lake,	1,229.00-	-	Fatma &
	Egypt	2,171.20		Mohamed
Lates niloticus		1,031.30-	-	(2008)
		2,171.20		
ปลาทั้ง 3 ชนิด	การศึกษาครั้งนี้	73.1-	3,317	-
		27,842.1		
Barbonymus gonionotus		73.1-	3,244.1	
		2,4052.6		
Notopterus notopterus		187.7-	3,216.7	
		2,2631.5		
Channa striata		176.8-	3,492.4	
		4,888.1		

หมายเหตุ: NPRC (1996) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในปลา ให้มีค่าไม่เกิน 1,000

5) การประเมินการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา

การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลาในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 255.8 พบมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐานที่ NPRC (1996) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 200 และเมื่อจำแนกในรายละเอียด พบมีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน ในทุกช่วงฤดูกาล ทุกชนิดพันธุ์ และทุกพื้นที่ ยกเว้นในพื้นที่เกษตรกรรมที่มีค่าเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐาน ซึ่งสอดคล้องกับค่า Cr ที่พบในเนื้อปลา โดยค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลาที่สูงเกินเกณฑ์มาตรฐาน สามารถทำให้เกิดการส่งผ่านของ Cr ผ่านห่วงโซ่อาหารไปยังสัตว์น้ำชนิดอื่นในระบบนิเวศ และส่งผลกระทบต่อผู้บริโภคปลาได้ (NCRP, 1996)

การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลาในการศึกษาครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา *Rosbora tornieri* และ *Brachydanio albolineata* ในแหล่งน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย (Intamat et al., 2016) แต่พบว่ามีค่าสูงกว่าที่พบในปลา *Cirrhinus mrigala* และ *Labeo rohita* ในแหล่งน้ำ Keenjhar Lake ประเทศปากีสถาน (Mehmood et al., 2020) และในปลา *Clarias gariepinus* และ *Oreochromis spilurus* ในแหล่งน้ำ Wadi Hanifah ในประเทศซาอุดิอาราเบีย (Mortuza & Al-Misned, 2015) (ตาราง 56)

ตาราง 56 การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา (BAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Clarias gariepinus	Wadi Hanifah, Saudi Arabia	-	22.70	Mortuza & Al-Misned (2015)
Oreochromis spilurus		-	23.35	
Cirrhinus mrigala	Keenjhar Lake, Pakistan	-	99.0	Mehmood et al. (2020)
Labeo rohita		-	50.0	
Rosbora tornieri	ลำน้ำห้วยเหล็ก จังหวัดเลย	-	275.47	Intamat et al. (2016)
Brachydanio albolineata		-	266.17	
Systomus rubripinnis		-	347.87	
ปลาทั้ง 3 ชนิด	การศึกษาครั้งนี้	0.0-6,811.9	255.8	-
Barbonymus gonionotus		0.0-1,975.4	347.3	
Notopterus notopterus		0.0-6,811.9	212.7	
Channa striata		0.0-2,384.2	207.6	

หมายเหตุ: NPRC (1996) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในปลา ให้มีค่าไม่เกิน 200

9. การประเมินการสะสมทางชีวภาพในหอย (Biota-sediment accumulation factor: BSAF) ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด

1) การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย

การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.76 ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานที่ Jahan and Strezov (2018) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 1 แต่อย่างไรก็ตามเมื่อวิเคราะห์จำแนกตามลักษณะพื้นที่ใช้ประโยชน์พบค่าการสะสมทางชีวภาพของCu ในหอยในพื้นที่เกษตรกรรม มีค่าเกินเกณฑ์มาตรฐาน ซึ่งบ่งชี้ว่ามีการสะสมทางชีวภาพ

ของ Cu ในหอยในระดับที่อาจก่อให้เกิดอันตรายต่อตัวหอยเอง และต่อห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศบึงบอระเพ็ด (Jahan and Strezov, 2018) การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอยในการศึกษาครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับที่พบในหอย *Anodonta woodiana* ในแม่น้ำ Liuyang ประเทศจีน (Jia et al., 2018) แต่พบมีค่าต่ำกว่าในหอย *Bellamya sp.* ใน Taihu Lake (Bo et al., 2015) และในหอย *Corbicula fluminea* ใน Dongting Lake (Li et al., 2019) (ตาราง 57)

ตาราง 57 การสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย (BSAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

พื้นที่ศึกษา	ชื่อวิทยาศาสตร์	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Liuyang Rive, China	*Anodonta woodiana*	-	0.67	Jia et al. (2018)
Dongting Lake, China	*Corbicula fluminea*	-	2.14	Li et al. (2019)
Taihu Lake, China	*Bellamya sp.*	-	2.28	Bo et al. (2015)
การศึกษาครั้งนี้	*Filopaludina martensi*	0.01-1.85	0.76	-

หมายเหตุ: Jahan and Strezov (2018) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cu ในหอย ให้มีค่าไม่เกิน 1

2) การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย

การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.33 ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานที่ Jahan and Strezov (2018) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 1 ซึ่งบ่งชี้ว่าระดับการสะสมของ Pb ยังไม่ส่งผลอันตรายต่อตัวหอยและสัตว์ผู้บริโภคลำดับถัดไปในห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศบึงบอระเพ็ด (Jahan and Strezov, 2018) การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอยในการศึกษาครั้งนี้ มีค่าใกล้เคียงกับค่าที่พบในหอย *Lanistes carinatus* ใน Manzala Lake ในประเทศอียิปต์ (Gawad, 2018) แต่อย่างไรก็ตาม พบว่ามีค่าต่ำกว่า ในหอย *Melanoides tuberculata* ในแหล่งน้ำ Manzala Lagoon ในประเทศอียิปต์ (Orabi & Khalifa, 2020) ซึ่ง Manzala Lagoon เป็นแหล่งน้ำที่รองรับมลสารจากโรงงานอุตสาหกรรมที่ตั้งอยู่บริเวณโดยรอบแหล่งน้ำ (ตาราง 58)

3) การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย

การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด พบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.99 เป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานที่ Jahan and Strezov (2018) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 1 ซึ่งบ่งชี้ว่ามีการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอยในระดับที่ต่ำ และไม่ส่งผลอันตรายต่อตัวหอย และห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศแหล่งน้ำในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (Jahan and Strezov, 2018) การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย ในการศึกษาครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับค่าที่พบในหอย *Bellamya sp*. ใน Taihu Lake (Bo et al., 2015) และในหอย *Anodonta woodiana* ใน Liuyang Rive ในประเทศจีน (Jia et al., 2018) แต่พบมีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอยต่ำกว่าค่าที่พบในหอย *Corbicula fluminea* ในแหล่งน้ำ Dongting Lake ในประเทศจีน (Li et al., 2019) ซึ่งคาดว่ามีสาเหตุมาจากแหล่งน้ำ Dongting Lake มีการใช้ประโยชน์ทางด้านเกษตรกรรมอย่างหนาแน่นและอาจมีการปลดปล่อย Cd ในปริมาณสูงลงสู่แหล่งน้ำ (ตาราง 59)

ตาราง 58 การสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย (BSAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Lanistes carinatus	Manzala Lake, Egypt	-	0.918	Gawad. (2018)
Melanoides tuberculata	Manzala Lagoon, Egypt	3.30-4.41	-	Orabi & Khalifa. (2020)
Filopaludina martensi	การศึกษาครั้งนี้	0.00-1.70	0.33	-

หมายเหตุ: Jahan and Strezov (2018) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Pb ในหอย ให้มีค่าไม่เกิน 1

ตาราง 59 การสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย (BSAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Bellamya sp.	Taihu Lake, China	-	0.14	Bo et al. (2015)
Anodonta woodiana	Liuyang Rive, China	-	0.76	Jia et al. (2018)
Corbicula fluminea	Dongting Lake, China	-	1.77	Li et al. (2019)
Filopaludina martensi	การศึกษาครั้งนี้	0.90-1.92	0.99	-

หมายเหตุ: Jahan and Strezov (2018) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cd ในหอย ให้มีค่าไม่เกิน 1

4) การสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย

การสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดพบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.47 ซึ่งเกินเกณฑ์มาตรฐานที่ Jahan and Strezov (2018) กำหนดให้มีค่าไม่เกิน 1 บ่งชี้ได้ว่ามีการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอยในระดับที่อาจก่อให้เกิดอันตรายต่อตัวหอย และต่อห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด (Jahan and Strezov, 2018) การสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอยในการศึกษาครั้งนี้มีค่าใกล้เคียงกับค่าที่พบในหอย *Corbicula fluminea* ใน Dongting Lake ในประเทศจีน (Li et al., 2019) และมีค่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอยต่ำกว่า ในหอย *Bellamya sp.* ใน Taihu Lake (Bo et al., 2015) และ ในหอย *Anodonta woodiana* ในแม่น้ำ Liuyang Rive ในประเทศจีน (Jia et al., 2018) ทั้งนี้คาดว่าเนื่องจากแหล่งน้ำทั้ง 2 แห่งมีกิจกรรมชุมชนที่มีประชากรอาศัยอยู่เป็นจำนวนมาก และมีกิจกรรมการเกษตรกรรมบริเวณรอบแหล่งน้ำอย่างหนาแน่น และครอบคลุมพื้นที่ขนาดใหญ่ จึงอาจมีการปลดปล่อย Zn ลงในแหล่งน้ำในปริมาณที่มาก (ตาราง 60)

ตาราง 60 การสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย (BSAF) ในแหล่งน้ำต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Corbicula fluminea	Dongting Lake, China	-	1.60	Li et al. (2019)
Bellamya sp.	Taihu Lake, China	-	4.22	Bo et al. (2015)
Anodonta woodiana	Liuyang Rive, China	-	4.65	Jia et al. (2018)
Filopaludina martensi	การศึกษาครั้งนี้	0.15-2.69	1.47	-

หมายเหตุ: Jahan and Strezov (2018) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Zn ในหอย ให้มีค่าไม่เกิน 1

5) การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย

การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอยในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดพบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.06 ซึ่งเป็นไปตามเกณฑ์มาตรฐานที่ Jahan and Strezov (2018) กำหนดให้มีค่าได้ไม่เกิน 1 ซึ่งบ่งชี้ว่าการสะสมของ Cr ในหอยยังไม่ส่งผลอันตรายต่อตัวหอย และต่อห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศแหล่งน้ำบึงบอระเพ็ด (Jahan and Strezov, 2018) การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอยในการศึกษาครั้งนี้ มีค่าใกล้เคียงค่าที่พบในหอย *Bellamya* sp. ใน Dongting Lake (Bo et al., 2015) ในหอย *Anodonta woodiana* ในแม่น้ำ Liuyang (Rive Jia et al., 2018) และในหอย *Corbicula fluminea* ใน Dongting Lake ในประเทศจีน (Li et al., 2019) (ตาราง 61)

ตาราง 61 การสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย (BSAF) ในพื้นที่ต่าง ๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	พื้นที่ศึกษา	ค่าการสะสมทางชีวภาพ		เอกสารอ้างอิง
		min-max	mean	
Corbicula fluminea	Dongting Lake, China	-	0.05	Li et al. (2019)
Anodonta woodiana	Liuyang Rive, China	-	0.11	Jia et al. (2018)
Bellamya sp.	Taihu Lake, China	-	0.12	Bo et al. (2015)
Filopaludina martensi	การศึกษาครั้งนี้	0.00-0.55	0.06	-

หมายเหตุ: Jahan and Strezov (2018) กำหนดค่าการสะสมทางชีวภาพของ Cr ในหอย ให้มีค่าไม่เกิน 1

9. การขยายตัวทางชีวภาพของโลหะหนัก (Biomagnification of heavy metal)

การขยายตัวทางชีวภาพของโลหะหนักที่พบในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดนั้นเป็นผลจากการสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในสิ่งมีชีวิต ซึ่งได้รับมาจากการสัมผัสสิ่งแวดล้อมหรือการบริโภคอาหารที่มีการปนเปื้อนของโลหะหนัก โดยโลหะหนักที่มีการสะสมไว้นี้จะมีการถ่ายทอดไปยังผู้บริโภคในลำดับที่สูงขึ้นตามลำดับการบริโภคในห่วงโซ่อาหาร จึงทำให้พบปริมาณโลหะหนักในสิ่งมีชีวิตสูงกว่าในน้ำผิวดิน และพบปริมาณโลหะหนักในปลากินสัตว์ใกล้เคียงกับปลากินพืชหรือมีค่าสูงกว่า

ข้อเสนอแนะ

1. จากการศึกษาการปนเปื้อนโลหะหนักในสิ่งแวดล้อม ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด โดยส่วนใหญ่พบค่าการปนเปื้อนโลหะหนักในสิ่งแวดล้อม ในปริมาณมากทั้งในพื้นที่ชุมชน และพื้นที่เกษตรกรรม ซึ่งเป็นผลเกิดมาจากการใช้ประโยชน์พื้นที่รอบบึงบอระเพ็ดที่ปลดปล่อยโลหะหนักมาลงสู่แหล่งน้ำ และยังพบโลหะหนักบางชนิดปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมในพื้นที่ธรรมชาติซึ่งเป็นพื้นที่อนุรักษ์สัตว์น้ำ จึงควรมีการติดตามและเฝ้าระวัง รวมทั้งจัดมาตรการในการใช้ประโยชน์พื้นที่โดยรอบบึงบอระเพ็ด เพื่อลดการปลดปล่อยโลหะหนักลงสู่บึงบอระเพ็ด และควรติดตาม และตรวจสอบปริมาณโลหะหนักในสิ่งแวดล้อม ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด เป็นระยะเวลาที่ต่อเนื่องในระยะยาว ซึ่งผลการติดตาม และตรวจสอบ จะช่วยบ่งชี้แนวทางการป้องกัน และแก้ไขปัญหาในระบบนิเวศของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดได้อย่างทันท่วงที

2. จากผลการศึกษาบ่งชี้ว่าควรพิจารณาถึงแนวทางการลดปริมาณ Cd และ Zn ซึ่งมีในสิ่งแวดล้อมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดในปริมาณที่ค่อนข้างสูง ซึ่งมาจากกิจกรรมจากการใช้ประโยชน์ที่ดินในพื้นที่โดยรอบบึงบอระเพ็ด ที่มีลักษณะเป็นพื้นที่ทำเกษตรกรรม และเป็นแหล่งที่ตั้งชุมชน และผลจากการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยายังบ่งชี้ว่าค่าความเสี่ยงทางนิเวศวิทยาจากการปนเปื้อน Cd ในตะกอนอยู่ในระดับปานกลาง และมีค่าในระดับสูงในพื้นที่ชุมชน ดังนั้นจึงควรมีการจัดการอย่างถูกต้อง เพื่อลดผลกระทบที่อาจทำให้ระบบนิเวศในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดเสื่อมโทรมลงได้

3. ควรทำการศึกษาเพิ่มเติมให้ครอบคลุมองค์ประกอบของห่วงโซ่อาหารในระบบนิเวศของพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด และควรศึกษาวิเคราะห์รายละเอียดเชิงพื้นที่ โดยการกำหนดสถานีตรวจวัดตามแนวลำน้ำที่ไหลเข้าสู่บึงบอระเพ็ด เพื่อบ่งชี้แหล่งที่มาของโลหะหนักที่เข้าสู่พื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดจากพื้นที่ภายนอก เพื่อให้ได้ข้อมูลพื้นฐานที่สามารถใช้เป็นแนวทางในการบริหารจัดการพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ดซึ่งเป็นพื้นที่อันทรงคุณค่า ทั้งทางด้านความหลากหลายของระบบนิเวศ และเป็นพื้นที่สำคัญทางเศรษฐกิจของประเทศไทย

4. ควรศึกษาเพิ่มเติมในหัวข้อการประเมินผลกระทบต่อสุขภาพจากการปนเปื้อนโลหะหนักในสิ่งแวดล้อมในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด เพื่อเป็นข้อมูลพื้นฐานในการป้องกันและเฝ้าระวังผลกระทบด้านสุขภาพของประชาชนที่อาศัยอยู่โดยรอบพื้นที่

บรรณานุกรม

บรรณานุกรม

กชวรรณ วงค์เจริญ และ ศิริรนันท์ ยุบอุบล. (2555). *การศึกษาปริมาณตะกั่ว และแคดเมียม ในปลากดคลัง ปลาตอง ปลาเนื้ออ่อน ปลาบู่ ปลาเก และกุ้ง บริเวณเขื่อนลำปาว จังหวัดกาฬสินธุ์.* วารสารวิชาการมหาวิทยาลัยราชภัฏกาฬสินธุ์, 2(1), 42-46

กรมควบคุมมลพิษ. (2546). *คู่มือการติดตามตรวจสอบและประเมินคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำจืดผิวดิน*. กรุงเทพมหานคร: กรมควบคุมมลพิษ

กรมควบคุมมลพิษ. (2552). *มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดิน*. สืบค้น 29 มิถุนายน 2562, จาก http://www.pcd.go.th/info_serv/reg_std_water05.html

กรมทรัพยากรน้ำ. (2546). *รายงานสรุปผลโครงการฝึกอบรมการเสริมสร้างศักยภาพการทำงานเป็นทีม สำนักบริหารจัดการน้ำ กรมทรัพยากรน้ำ*. วันที่ 12-13 ธันวาคม 2556 ณ ภัทรประภารีสอร์ท จังหวัดลพบุรี.

กรมวิทยาศาสตร์การแพทย์. (2532). *พิษจากโลหะตะกั่ว*. สืบค้น 2 พฤษภาคม 2562 จาก http://weddb.dmsc.moph.go.th/ifc_toxic/a_txR_search.asp?info_id=41

กรรณิการ์ วิริสิงห์. (2522). *เคมีของน้ำโสโครกและการวิเคราะห์.* กรุงเทพมหานคร: บริษัทสารมวลชน จำกัด.

กฤษฎา นามบุญเรือง, ศิณีวัณย์ พิทักษ์ทิม, ขวัญทิพา ปานเดชา, สันติภาพ ศิริวัฒนไพบูลย์ และชาคริต วังคะออม. (2562). การศึกษาปริมาณโลหะหนักปนเปื้อนในน้ำ และตะกอนดินในลำห้วยสาม พาด อำเภอกุมภวาปี จังหวัดอุดรธานี. *วารสารวิทยาศาสตร์ และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยราชภัฏ อุดรธานี*, 7(2), 111-127.

คุณากร มั่นชื่น และ พันธ์ทิพย์ กล่อมเจ๊ก. (2561). คุณภาพน้ำ และความเหมาะสม ต่อการใช้ประโยชน์ ของ น้ำผิวดิน ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย. รายงานการประชุม Graduate School Conference. 143-155.

คุณากร มั่นชื่น. (2561). การปนเปื้อนโลหะหนัก และการประเมินความเสี่ยงทางนิเวศวิทยา ในแหล่งน้ำทะเลหลวง จังหวัดสุโขทัย. วิทยานิพนธ์ วท.ม., มหาวิทยาลัยนเรศวร, พิษณุโลก.

จุไรรัตน มหาเทียน. (2552). การตรวจสอบความใชไดของวิธีทดสอบ (method validation). สืบค้น 7 กรกฎาคม 2564, http://reo06.mnre.go.th/home/ upload/report/Jurairut070509.pdf

ทินพันธุ์ เนตรแพ. (2558). *ชลธีวิทยา*. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ธงชัย สุธีรศักดิ์, เพ็ญศิริ เอกจิตต์, กนกพร เมืองมูล, นูรอัส มี นาสา, & อนัญญา ละไม. (2020). การปนเปื้อนของ ตะกั่ว โครเมียม ทองแดง และสังกะสี ในตะกอนดิน คลองปากบาง และ พื้นที่รองรับน้ำทิ้ง ตำบลป่าตอง จังหวัดภูเก็ต. *วารสารวิทยาศาสตร์บูรพา*, 25(3), 1181-1197.

ธวัดชัย ธานี, เพ็ญแข ธรรมเสนานุภาพ, รุ่งลาวัลย์ สุดมูล และ อรุณรัตน์ ฉวีราช. (2560). *การสะสมทางชีวภาพของโลหะหนักในน้ำ ตะกอนดิน และปลาในอ่างเก็บน้ำห้วยแกง อำเภอจาน จังหวัดกาฬสินธุ์* .ขอนแก่น: มหาวิทยาลัยขอนแก่น

นฤมล นาคมี, อาวีระ ภัคมาตร, พิสิษฐ์ ศรีกัลยานิวาท, เดชา งามนิกุลชลิน, อนุภาพทิพย์ นพคุณ, และ สุขสมาน สังโยคะ. (2554). ผลกระทบจากการเลี้ยงปลาในกระชัง ต่อคุณภาพน้ำในลำน้ำ น่าน จังหวัดพิษณุโลก. *Rajabhat Journal of Sciences, Humanities & Social Sciences,* 12(2), 18-31.

บำรุง ขุมแร่. (2549). *ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ แมงกานีส ตะกั่ว และแคดเมียมในน้ำและตะกอนดิน ในแม่น้ำป่าสัก*. คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี: มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์

ประกาศกรมควบคุมมลพิษ. (2561). เกณฑ์คุภาพตะกอนดินในแหล่งน้ำผิวดิน. สืบค้น 3 สิงหาคม 2564, จาก https://www.pcd.go.th

ประกาศกระทรวงสาธารณสุข พ.ศ. 2529 ออกตามความในพระราชบัญญัติอาหาร พ.ศ. 2522 เรื่อง มาตรฐานอาหารที่มีสารปนเปื้อน. (29 เมษายน 2529). ราชกิจจานุเบกษาฉบับพิเศษ. 103(98). ตอน 23.

ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2537 ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535 เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน (24 กุมภาพันธ์ 2539). ราชกิจจานุเบกษาฉบับประกาศทั่วไป. 111(16ง).

ประเทือง เชาว์วันกลาง. (2534). *คุณภาพน้ำทางการประมง*. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์ฟิสิกส์เซ็นเตอร์.

พัชรินทร์ ตุ้ยวงค์ และ ชนากานต์ เทโบลต์ พรมอุทัย. (2021). การเพิ่มผลผลิต และการ สะสมธาตุสังกะสีในเมล็ดข้าว โดยการจัดการปุ๋ยสังกะสี ในพันธุ์ข้าวนาสวน และข้าวไร่. *วารสารแก่นเกษตร*, *49*(4), 799-809.

พุทธวรรณ รัตนพันธ์. (2551). *การปนเปื้อนและการสะสมโครเมียม แคดเมียม และตะกั่วในคลองบริเวณเขตบางขุนเทียน กรุงเทพมหานคร* (วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต).

มธุรส รุจิวัฒน์ และ จุฑามาศ สัตยวิวัฒน์. (2549). พิษวิทยาสิ่งแวดล้อม. กรุงเทพหมานคร: สำนักพิมพ์ทรินิตี้ พับลิชชิ่ง.

มหาวิทยาลัยทักษิณ. (2555). คู่มือการบริหารความเสี่ยง. สืบค้น 3 เมษายน 2563, จาก http://planning.tsu.ac.th/main/files_sec3/06130413132021137.pdf

มลิวรรณ บุญเสนอ. (2560). *นิเวศพิษวิทยา Ecotoxicology (พิมพ์ครั้งที่ 5)*. นครปฐม: มหาวิทยาลัยศิลปากร วิทยาเขตพระราชวังสนามจันทร์.

ไมตรี ดวงสวัสดิ์ และจารุวรรณ สมศิริ (2528). คุณสมบัติของน้ำและวิธีวิเคราะห์สำหลับการวิจัยทางการประมง. สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ กรมประมง.

เยาวมาลย์ น้อยใหม่, รุจิราเดช สูงเนิน และ กฤษณะ กลัดแดง. (2561). เปรียบเทียบลักษณะทางพฤกษศาสตร์ ของบัวหลวง 4 สายพันธุ์เพื่อการใช้ประโยชน์. วารสารวิจัย มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี. 53-67.

ลำใย ณีรัตนพันธุ์. (2554). ผลของโลหะหนักต่อสัตว์หน้าดินจำพวกหอย. วารสารวิทยาศาสตร์ มข: มหาวิทยาลัยขอนแก่น.ฉบับที่ 3(375-386).

วรญา ไขว้พันธุ์ และ อทิติยา เยาวว์พฤกษ์ชัย. (2555). *ผลกระทบจากการเปลี่ยนแปลงของตะกอนดินต่อสิ่งแวดล้อม*.กรุงเทพมหานคร: ส่วนแหล่งน้ำทะเล สำนักจัดการคุณภาพน้ำ กรมควบคุมมลพิษ. *วารสารวิทยาสารเกษตรศาสตร์*, 7(1), 35-42.

วิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทย ในพระราชูประถัมภ์. (2545). *คู่มือวิเคราะห์น้ำและน้ำเสีย. กรุงเทพมหานคร*: วิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทย ในพระราชูประถัมภ์.

วุฒิพล เล้าอรุณ. (2551). ความกระด้างของน้ำ (Water Hardness). สืบค้น 14 สิงหาคม 2564, จาก https://web.mwa.co.th/ewt_dl_link.php?nid=506

ศันสนีย์ ชูแวว. (2557). *ระบบนิเวศพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด : แนวทางการอนุรักษ์และการใช้ประโยชน์อย่างยั่งยืน.* ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านการจัดการพื้นที่ชุ่มน้ำ คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล ศาลายา นครปฐม.

ศุภมาศ พนิชศักดิ์พัฒนา. (2539). *ภาวะมลพิษของดินจากการใช้สารเคมี*. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: บริษัทเท็กซ์ แอนด์ เจอร์นัล พับลิเคชั่น จำกัด

ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมบึงบอระเพ็ด. (2558). ข้อมูลทั่วไปของบึงบอระเพ็ด. สืบค้นเมื่อ 16 เมษายน 2562, จาก http://www.na.mahidol.ac.th/bungresearch/

ศูนย์วิจัยและพัฒนาการเพราะเลี้ยงสัตว์น้ำจืดจังหวัดศรีสะเกษ. (2564). ในน้ำ...มีปลา. สืบค้นเมื่อ 29 ตุลาคม 2564, จาก http://www4.fisheries.go.th.

ศูนย์วิจัยและพัฒนาการเพราะเลี้ยงสัตว์น้ำจืดจังหวัดศรีสะเกษ. (2564). ในน้ำ...มีปลา. สืบค้นเมื่อ 29 ตุลาคม 2564, จาก http://www4.fisheries.go.th.

ศูนย์วิจัยและพัฒนาการป้องกันและจัดการภัยพิบัติ. (2555). ภัยร้ายจากโลหะหนัก ไม่รู้ ไม่ได้แล้ว. สืบค้นเมื่อ 22 ต.ค. 2564, จาก https://www.dmp.nida.ac.th/โลหะหนัก

สถานีประมงน้ำจืดจังหวัดราชบุรี. (2549). ปลาน้ำจืด. สืบค้นเมื่อ 25 ตุลาคม 2564, จาก https://www.fisheries.go.th/sfratburi/Fish/Fish.htm?fbclid=IwARhRMgcfTzNwCzT12MqlABEMvwypeWnDOw8_LhndSg4IJ9TnHSpR2ymE8

สมสุข ไตรศุภกิตติ, มนชวัน วังกุลางกูร และวัชรา เสนาจันทร์. (2558). *การวิเคราะห์โลหะหนักบางชนิดในผัก โดยวิธีอะตอมมิคแอบซอบชันสเปคโตรโฟโตเมตรี ในพื้นที่จังหวัดมหาสารคาม*. วารสารวิจัยเพื่อพัฒนาสังคมและชุมชน: มหาวิทยาลัยมหาสารคาม.ฉบับที่ 2(4).

สัมพันธ์ พลันสังเกตุ, วรากร วิศพันธ์, และวิภา พลันสังเกตุ. (2545). *การวิเคราะห์คุณภาพน้ำ ในแหล่งน้ำเพื่อการประปาของมหาวิทยาลัยทักษิณ วิทยาเขตพัทลุง*. วิทยานิพนธ์ วท.บ., มหาวิทยาลัยทักษิณ, พัทลุง.

สำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. (2546). ความหลากหลายทางชีวภาพในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด. กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. กรุงเทพมหานคร. 146.

สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร. (2561). *ปริมาณและมูลค่าการนำเข้าวัตถุอันตรายทางการเกษตร*. สืบค้น 23 พฤษภาคม 2562, จาก http://oldweb.oae.go.th/economicdata/pesticides.html

สำนักงานสิ่งแวดล้อม ภาคที่ 4. (2560). รายงานคุณภาพน้ำแหล่งน้ำผิวดิน ประจำปี 2562. สืบค้นเมื่อ 29 ตุลาคม 2564, จาก http://www.reo04.mnre.go.th.

สำนักงานสิ่งแวดล้อม ภาคที่ 4. (2560). รายงานสถานการณ์คุณภาพสิ่งแวดล้อม ประจำปี 2560. กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. 14-18.

สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์. (2528). *พิษวิยาสิ่งแวดล้อม*. กรุงเทพมหานคร: มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

สิทธิชัย ตันธนะสฤษดิ์. (2549). *ความรู้เบื้องต้นเกี่ยวกับคุณภาพน้ำ*. กรุงเทพมหานคร : มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร.

สืบสิน สนธิรัตน์, ประจิตร วงศ์รัตน์ และเวียง เชื้อโพธิ์หัก. (2516). การศึกษาพฤติกรรมของปลาช่อน. *วารสารวิทยาสารเกษตรศาสตร์*, 7(1), 35-42.

องค์การบริหารส่วนจังหวัดนครสวรรค์. (2554). *บึงบอระเพ็ด นครสวรรค์*. สืบค้น 11 พฤษภาคม 2562, จาก http://www.buengboraphet.com/history3.html.

เอกสารวิชาการสถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ. (2530). สถาบันประมงน้ำจืดแห่งชาติ เรื่อง เกณฑ์คุณภาพน้ำเพื่อการคุ้มครองทรัพยากรสัตว์น้ำจืด. ฉบับ (75) .

Abdullah, M. Z., Louis, V. C., & Abas, M. T. (2015). Metal pollution and ecological risk assessment of Balok river sediment, Pahang Malaysia. *American Journal of Environmental Engineering*, *5*(3A), 1-7.

Adelekan, B. A., & Abegunde, K. D. (2011). Heavy metals contamination of soil and groundwater at automobile mechanic villages in Ibadan, Nigeria. *International Journal of the Physical Sciences*, 6(5), 1045-1058

Aderionla, O. J., Clarke, E. O., Olarinmoye, O. M., Kusemiju, V., & Anatekhai, M. A. (2009). Heavy metals in surface water, sediments, fish and periwinkles of lagos lagoon. *American-Eurasian Journal Agriculture & Environmental Science*, 5(5), 609-617

Afshan, S., Ali, S., Ameen, U. S., Farid, M., Bharwana, S. A., Hannan, F., & Ahmad, R. (2014). Effect of different heavy metal pollution on fish. *Research Journal of Chemical and Environmental Sciences*, 2(1), 74-79

Ali, A. S., US, S. A., & Ahmad, R. (2014). Effect of different heavy metal pollution on fish. *Research Journal of Chemical and Environmental Sciences, Res. J. Chem. Env. Sci*, 2(1), 74-79.

Amundsen, P. A., Staldvik, F. J., Lukin, A. A., Kashulin, N. A., Popova, O. A., & Reshetnikov, Y. S. (1997). *Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia.* Science of the total environment, 201(3), 211-224.

Arnold, J., Shoemaker, C. A., & Haith, D. A. (2005). Calibration and validation of soil and water assessment tool on an agricultural watershed in upstate New York. *Journal of Hydrologic Engineering,* 10(5), 363-374.

Arnot, J. A., & Gobas, F . A. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessment for organic chemical in aquatic organism. *Environmental Review,* 14(4), 257-297

Aroonsrimorakot, S., Sakulkiatpanya, T., & Muangkun, S. (2017). Heavy metal concentration in the components of golden apple snail (*Pomacea canaliculata*) and pond snail (Filopaludina martensi). *Interdisciplinary Research Review*, *12*(5), 5-10.

Bai, L., Liu, X. L., Hu, J., Li, J., Wang, Z. L., Han, G., ... & Liu, C. Q. (2018). Heavy metal accumulation in common aquatic plants in rivers and lakes in the Taihu Basin. *International journal of environmental research and public health*, 15(12), 2857.

Baker, D. E. (1974). Copper soil, water, plant relationship. *Federation Proceedinges,* 33,1188-1193.

Bakshi, A., & Panigrahi, A. K. (2018). A comprehensive review on chromium induced alterations in freshwater fishes. *Toxicology reports,* 5, 440-447.

Baldwin, D. H., Sandahl, J. F., Labenia, J. S., & Scholz, N. L. (2003). Sublethal effects of copper on coho salmon: impacts on nonoverlapping receptor pathways in the peripheral olfactory nervous system. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal,* 22(10), 2266-2274.

Balk, E. M., Tatsioni, A., Lichtenstein, A. H., Lau, J., & Pittas, A. G. (2007). Effect of chromium supplementation on glucose metabolism and lipids: a systematic review of randomized controlled trials. *Diabetes care*, *30* (8), 2154-2163.

Bo, L., Wang, D., Li, T., Li, Y., Zhang, G., Wang, C., & Zhang, S. (2015). Accumulation and risk assessment of heavy metals in water, sediments, and aquatic organisms in rural rivers in the Taihu Lake region, *China. Environmental Science and Pollution Research*, 22(9), 6721-6731.

Burton Jr, G. A. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, *3*(2), 65-76.

Chabukdhara, M., & Nema, A. K. (2012). Heavy metals in water, sediments, and aquatic macrophytes: river Hindon, India. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 16(3), 273-281.

Cheevaporn, V. (2004). Analytical technique for environmental quality. Chonburi: Chonburi Karnpim Press.

Corsi, R. (1998). Environmental Risk Assessment. Department of Civil Engineering, The University of Texas at Austin. Retrieved may, 2019, from www. Crwr.utexas.edu/gis/gisenv99.html.

Dash, S., & Kalamdhad, A. S. (2021). Understanding the dynamics of heavy metals in a freshwater ecosystem through their toxicity and bioavailability assay. *Environment, Development and Sustainability*, 1-29.

Dickerson, B. R., & Vinyard, G. L. (1999). Effects of high levels of total dissolved solids in Walker Lake, Nevada, on survival and growth of Lahontan cutthroat trout. *Transactions of the American Fisheries Society,* 128(3), 507-515.

Dummee, V., Kruatrachue, M., Trinachartvanit, W., Tanhan, P., Pokethitiyook, P., & Damrongphol, P. (2012). Bioaccumulation of heavy metals in water, sediments, aquatic plant and histopathological effects on the golden apple snail in Beung Boraphet reservoir, Thailand. *Ecotoxicology and environmental safety,* 86, 204-212.

Dural, M., Göksu, M. Z. L., & Özak, A. A. (2007). Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food chemistry,* 102(1), 415-421.

Elder, J. F., & Collins, J. J. (1991). Freshwater molluscs as indicators of bioavailability and toxicity of metals in surface-water systems. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 37-79.

Fadel, A., Sharaf, N., Siblini, M., Slim, K., & Kobaissi, A. (2019). A simple modelling approach to simulate the effect of different climate scenarios on toxic cyanobacterial bloom in a eutrophic reservoir. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(3), 359-369.

Fatma, A. S. M., & Mohamed, S. (2008). Bioaccumulation of selected metals and histopathological alterations in tissues of *Oreochromis niloticus* and *Lates niloticus* from lake Nasser, Egypt. *Global Veterinaria*, *2*(4), 205-218.

Fondriest Environmental. (2013). pH of Water. Retrieved Dec 13, 2022, from, https://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/ph/ >.

Fondriest Environmental. (2014). Water Temperature. Retrieved Dec 13, 2022, from, https://www.fondriest.com/environmentalmeasurements/parameters/water-quality/water-temperature/ >

Fondriest Environmental. (2014). Dissolved Oxygen. Retrieved Dec 13, 2022, from, https://www.fondriest.com/environmentalmeasurements/parameters/water-quality/dissolved-oxygen/ >.

Forstner, U. & Wittmann, G.T.W. (1983). Metal pollution in the aquatic environment.

Ganjali, S., & Mortazavi, S. (2014). The swan mussel (*Anodonta cygnea*) in Anzali Wetland of Iran, a potential biomonitor for Cd and Pb. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, *93*(2), 154-158.

Gawad, S. S. A. (2018). Concentrations of heavy metals in water, sediment and mollusk gastropod, *Lanistes carinatus* from Lake Manzala, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, *44*(2), 77-82.

Gillbert, A. F. (1950). Mineral nutrition of plant and animals. *Oklahoma*: University of Oklahoma.

Gulliver, J. S. (2007). Introduction to chemical transport in the environment. New York:

Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control-a sedimentological approach. *Water Resource*, 14(8), 975-1001.

Harguinteguy, C.A.; Cirelli, A.F.; Pignata, M.L. (2014). Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant *Stuckenia filiformis* and its relationship with sediment and water in the Suquía river (Argentina). *Microchem J*, 111–118.

Harrison, N. (2001). Inorganic contaminants in food. *Food chemical safety. Volume 1: contaminants*, 148-168.

Hogan, C .M. (2010). Encyclopedia of earth, national council for science and the environment. *USA: Washington DC*.

Hou, D., He, J., Lü, C., Ren, L., Fan, Q., Wang, J., & Xie, Z. (2013). Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, *93*, 135-144.

Hu, C., Deng, Z. M., Xie, Y. H., Chen, X. S., & Li, F. (2015). The risk assessment of sediment heavy metal pollution in the East Dongting Lake Wetland. *Journal of Chemistry*, 2015.

Huang, S., Yuan, C., Li, Q., Yang, Y., Tang, C., Ouyang, K., & Wang, B. (2017). Distribution and risk assessment of heavy metals in soils from a typical Pb-Zn mining area. *Pol J Environ Stud*, *26*(3), 1105-1112.

Intamat, S., Phoonaploy, U., Sriuttha, M., Tengjaroenkul, B., & Neeratanaphan, L. (2016). Heavy metal accumulation in aquatic animals around the gold mine

area of Loei province, Thailand. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(6), 1418-1432.

Jahan, S. & Strezov, V. (2018). Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metals in the sediments of seaports of NSW*, Australia. Marine Pollution Bulletin* 128, 295–306.

Javed, M., & Usmani, N. (2014). Assessment of heavy metals (Cu, Ni, Fe, Co, Mn, Cr, Zn) in rivulet water, their accumulations and alterations in hematology of fish Channa punctatus. *African Journal of Biotechnology*, 13(3), 492-501.

Jia, Y., Wang, L., Qu, Z., & Yang, Z. (2018). Distribution, contamination and accumulation of heavy metals in water, sediments, and freshwater shellfish from Liuyang River, Southern China. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(7), 7012-7020.

Keepax, R. E., Moyes, L. N. & Livens, F. R. (2011). Speciation of heavy metals and radioisotopes. In S. Aleksandar (Ed.), *Environmental and Ecological Chemistry,* Volume II, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS) (pp. 165 – 199). Retrieved may, 2019, from http://www.eolss.net/SampleChapters/C06/E6-13-03-05.pdf

Khamlerd, C., Tengjaroenkul, B., & Neeratanaphan, L. (2019). Abnormal chromosome assessment of snakehead fish (*Channa striata*) affected by heavy metals from a reservoir near an industrial factory. *International Journal of Environmental Studies*, *76*(4), 648-662.

Khlifi, R. & Hamza-Chaffai, A. (2010*).* Head and neck cancer due to heavy metal exposure via tobacco smoking and professional exposure: A review. *Toxicology & Applied Pharmacology*, 248, 71 – 88.

Kori-Siakpere, O., & Ubogu, E. O. (2008). Sublethal haematological effects of zinc on the freshwater fish, *Heteroclarias* sp. (Osteichthyes: Clariidae). *African Journal of Biotechnology*, 7(12).

Lenntech. (2010). *Heavy metals*. Retrieved May 13, 1019, from, http://www.lenntech.com

Leong, E. S., Tan, S., & Chang, Y. P. (2012). Antioxidant properties and heavy metal content of lotus plant (*Nelumbo nucifera* Gaertn) grown in ex-tin mining

pond near Kampar, Malaysia. *Food Science and Technology Research*, 18(3), 461-465.

Li, C., Song, C., Yin, Y., Sun, M., Tao, P., & Shao, M. (2015). Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in sediments of Shuangtaizi estuary, China. Marine Pollution Bulletin, 98, 358-364.

Li, D., Wang, J., Pi, J., Yu, J., & Zhang, T. (2019). Biota-sediment metal accumulation and human health risk assessment of freshwater bivalve *Corbicula fluminea* in Dongting Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(15), 14951-14961.

Li, D., Wang, J., Pi, J., Yu, J., & Zhang, T. (2019). Biota-sediment metal accumulation and human health risk assessment of freshwater bivalve *Corbicula fluminea* in Dongting Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(15), 14951-14961.

Li, H., Shi, A., Li, M., & Zhang, X. (2013). Effect of pH, temperature, dissolved oxygen, and flow rate of overlying water on heavy metals release from storm sewer sediments. *Journal of Chemistry*, *2013*.

Li, M. Yang, W. Sun, T. & Jin, Y. (2016). Potential ecological risk of heavy metal contamination in sediments and macrobenthos in coastal wetlands induced by freshwater releases: A case study in the Yellow River Delta, China. *Marine Pollution Bulletin*, 103, 227-239.

MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of environmental contamination and toxicology*, *39* (1), 20-31.

Manahan, S. E. (1992). *Toxicological chemistry.* 2nd ed. USA, Lewis Publishers, INC.

Mansour, S. A., & Sidky, M. M. (2002). Ecotoxicological studies. 3. Heavy metals contaminating water and fish from Fayoum Governorate, Egypt. *Food chemistry*, 78(1), 15-22.

Marcus, A. C., Okoye, C. O. B., & Ibeto, C. N. (2013). Bioaccumulation of trace metals in shellfish and fish of Bonny River and creeks around Okrika in rivers state, Nigeria. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 90(6), 708-713.

Mehmood, R., Imran, U., Ullah, A., Ullman, J. L., & Weidhaas, J. (2020). Health risks associated with accumulation of heavy metals in fish of Keenjhar Lake, Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(19), 24162-24172.

Mohamed, F. A. (2008). Bioaccumulation of selected metals and histopathological alterations in tissues of *Oreochromis niloticus* and *Lates niloticus* from Lake Nasser, Egypt. *Global Veterinaria*, 2(4), 205-218.

Mortuza, M. G., & Al-Misned, F. A. (2015). Heavy Metal Concentration in Two Freshwater Fishes from Wadi Hanifah (Riyadh, Saudi Arabia) and Evaluation of Possible Health Hazard to Consumers. *Pakistan Journal of Zoology*, *47*(3).

Nakayama, S. M., Ikenaka, Y., Muzandu, K., Choongo, K., Oroszlany, B., Teraoka, H., ... & Ishizuka, M. (2010). Heavy metal accumulation in lake sediments, fish (*Oreochromis niloticus* and *Serranochromis thumbergi*), and crayfish (*Cherax quadricarinatus*) in Lake Itezhi-tezhi and Lake Kariba, Zambia. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 59(2), 291-300.

National Council on Radiation Protection & Measurements. (1996). Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water, and ground. *NCRP report No*. 123 I.

Neeratanaphan, L., & Phalaraksh, C. (2008). Contamination of heavy metals in sediment and mollusks collected form Bueng Jode reservoir, Khon Kaen province. *Asia-Pacific Journal of Science and Technology*, *13*(9), 1058-1064.

Netpae, T. & Phalarak, C. (2009). Water quality and heavy metal monitoring in water, sediments, and tissues of *Corbicula* sp. from Bung Borphet reservoir, Thailand. *Chiang Mai Journal of Science* (3) : 395-402

Ogunkunle, C. O., & Fatoba, P. O. (2013). Pollution Loads and the Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals around a Mega Cement Factory in Southwest Nigeria. *Polish Journal of Environmental Studies*, *22*(2).

Olaifa, F. E., Olaifa, A. K., & Onwude, T. E. (2004). Lethal and sub-lethal effects of copper to the African catfish (*Clarias gariepinus*) juveniles. *African Journal of Biomedical Research*, 7(2). 65-70.

Othman, R., amd Ruhul, N. A. B. H., & Shaharuddin, I. (2014). Aquatic plants as phytoindicator for heavy metals contaminant in polluted freshwater bodies. *In International Conference On Global Trends in Academic Research (GTAR-2014)*, Bali, Indonesia.

Pachana, K., Wattanakornsiri, A., & Nanuam, J. (2010). Heavy metal transport and fate in the environmental compartments. *NU. International Journal of Science*, *7*(1), 1-11.

Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., & Li, X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 191, 626-638.

Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., & Li, X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. Chemosphere, 191, 626-638.

Rather, M. Y., Tilwani, Y. M., & Dey, A. (2019). Assessment of heavy metal contamination in two edible fish species *Carassius carassius* and *Triplophysa kashmirensis* of Dal Lake, Srinagar, Kashmir, India. *Environmental monitoring and assessment*, 191(4), 1-6.

Rather, M. Y., Tilwani, Y. M., & Dey, A. (2019). Assessment of heavy metal contamination in two edible fish species *Carassius carassius* and *Triplophysa kashmirensis* of Dal Lake, Srinagar, Kashmir, India. Environmental monitoring and assessment, 191(4), 1-6.

Roméo, M., Siau, Y., Sidoumou, Z., & Gnassia-Barelli, M. (1999). Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. *Science of the total environment*, 232(3), 169-175.

Sa K., Markus M. & Ulla B., (2002). Bioaccumulation factors in aquatic ecosytems. *A critical review. AB,* R-02-36.

Saber, T. M., Khedr, M. H., & Darwish, W. S. (2018). Residual levels of organochlorine pesticides and heavy metals in shellfish from Egypt with assessment of health risks. Slovenian Veterinary Research, 55(2).

Santos RWd, Schmidt ÉC, Martins RdP, Latini A, Maraschin M, Horta PA, Bouzon ZL (2012). Effects of Cadmium on Growth, Photosynthetic Pigments, Photosynthetic Performance, Biochemical Parameters and Structure of

Chloroplasts in the Agarophyte (Rhodophyta, Gracilariales). *American Journal of Plant Sciences 03*:1077-1084.

Scudder, B. C., Carter, J. L., & Leland, H. V. (1988). Effects of copper on development of the fathead minnow, *Pimephales promelas* Rafinesque. *Aquatic Toxicology,* 12(2), 107-124.

Sekhar, K. C., Chary, N. S., Kamala, C. T., Raj, D. S., & Rao, A. S. (2004). Fractionation studies and bioaccumulation of sediment-bound heavy metals in Kolleru lake by edible fish. *Environment international*, 29(7), 1001-1008.

Solomon, F. (2009). Impacts of metals on aquatic ecosystems and human health. *Environment and communities*, 15, 25-29

Sompongchaiyakul, P., & Sirinawin, W. (2007). Arsenic, chromium and mercury in surface sediment of Songkhla Lake system, Thailand. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, 4(1), 17-24.

Soto-Jiménez, M., Soto-Jiménez, F., Páez-Osuna & F., Morales-Hernández (2001). Selected trace metals in oysters (*Crassostrea iridescens*) and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall in Mazatlán Bay (southeast Gulf of California). *chemical fractions and bioaccumulation factors Environmental. Pollution*., 114, 357-370

Sriuttha, M., Tengjaroenkul, B., Intamat, S., Phoonaploy, U., Thanomsangad, P., & Neeratanaphan, L. (2017). Cadmium, chromium, and lead accumulation in aquatic plants and animals near a municipal landfill. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 23(2), 350-363.

Tanee, T., Chaveerach, A., Narong, C., Pimjai, M., Punsombut, P., & Sudmoon, R. (2013). Bioaccumulation of heavy metals in fish from the Chi River, *Maha Sarakham Province, Food and Applied Bioscience Journal*, 3, 159-167.

Tierney, K. B., Baldwin, D. H., Hara, T. J., Ross, P. S., Scholz, N. L., & Kennedy, C. J. (2010). Olfactory toxicity in fishes. Aquatic toxicology, 96(1), 2-26.

Tiwari, S., Tiwari, H. L., & Tripathi, I. P. (2013). Lead Effects on Health. *Int. Res. J. Environment Sci*, *2*, 83-87.

Uysal, K., Köse, E., Bülbül, M., Dönmez, M., Erdoğan, Y., Koyun, M. & Özmal, F. (2009). The comparison of heavy metal accumulation ratios of some fish species in

Enne Dame Lake (Kütahya/Turkey). *Environmental monitoring and assessment*, 157(1), 355-362.

Vajargah, M. F. (2021). A Review on the Effects of Heavy Metals on Aquatic Animals. *Journal ISSN*, *2766*, 2276.

Vu, C. T., Lin, C., Yeh, G., & Villanueva, M. C. (2017). Bioaccumulation and potential sources of heavy metal contamination in fish species in Taiwan: assessment and possible human health implications. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(23), 19422-19434.

Vukašinović-Pešić, V., Blagojević, N., Vukanović, S., Savić, A., & Pešić, V. (2017). Heavy metal concentrations in different tissues of the snail *Viviparus mamillatus* (Küster, 1852) from lacustrine and riverine environments in Montenegro. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17(3), 557-563.

Walker, C.H., Hopkin, S.P., Sibly, R.M. and Peakall, D.B. (2006). Principles of water, and ground. NCRP report No. 123 I.

Wang, G., Hu, X., Zhu, Y., Jiang, H., & Wang, H. (2018). Historical accumulation and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of a drinking water lake. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(25), 24882-24894.

Wang, Y., Yang, L., Kong, L., Liu, E., Wang, L., & Zhu, J. (2015). Spatial distribution, ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East China. *Catena*, 125, 200-205.

Wang, Z., Yao, L., Liu, G., & Liu, W. (2014). Heavy metals in water, sediments and submerged macrophytes in ponds around the Dianchi Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *107*, 200-206.

Wei, Y., Zhang, J., Zhang, D., Tu, T., & Luo, L. (2014). Metal concentrations in various fish organs of different fish species from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 104, 182-188.

Wen, X., Lu, J., Wu, J., Lin, Y., & Luo, Y. (2019). Influence of coastal groundwater salinization on the distribution and risks of heavy metals. *Science of the Total Environment,* 652, 267-277.

Wongklom, A. (2016). Non-volatile toxic heavy metals analysis in surface water collected from Moon and Shi rivers in Northeastern of Thailand by atomic absorption spectrophotometry. *SNRU Journal of Science and Technology*, 8(2), 275-283.

Wu, Y., Zhou, Y., Qiu, Y., Chen, D., Zhu, Z., Zhao, J., & Bergman, A. (2017). Occurrence and risk assessment of trace metals and metalloids in sediments and benthic invertebrates from Dianshan Lake, China. Environmental Science and Pollution Research, 24(17), 14847-14856.

Yi, Y., Yang, Z., & Zhang, S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental pollution*, 159(10), 2575-2585.

Yousafzai, A. M., Chivers, D. P., Khan, A. R., Ahmad, I., & Siraj, M. (2010). Comparison of heavy metals burden in two freshwater fishes *Wallago attu* and *Labeo dyocheilus* with regard to their feeding habits in natural ecosystem. *Pakistan Journal of Zoology*, 42(5).

Yu, Y., yang, Z., & Zhang, S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health assessment of heavy metal in fishes in the middle and lower reaches of the Yangze River Basin. *Environmental Pollution*, 159, 2575-2585.

Zhuang, P., McBride, M. B., Xia, H., Li, N., & Li, Z. (2009). Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. *Science of the total environment*, *407*(5), 1551-1561.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก

จุดเก็บตัวอย่าง

ภาพผนวก ก1 จุดเก็บตัวอย่างบริเวณพื้นที่ชุมชน

ภาพผนวก ก2 จุดเก็บตัวอย่างบริเวณพื้นที่เกษตรกรรม

ภาพผนวก ก3 จุดเก็บตัวอย่างบริเวณพื้นที่ธรรมชาติ

ภาคผนวก ข

เครื่องมือตรวจวัด และเก็บตัวอย่าง

ภาพผนวก ข1 เครื่องมือเก็บตัวอย่างตะกอน

ภาพผนวก ข2 เครื่องตรวจวัดคุณภาพน้ำภาคสนาม

ประวัติผู้วิจัย

ชื่อ-นามสกุล	นายธนาธิป แสงพายัพ
วัน เดือน ปี เกิด	30 มกราคม 2539
ที่อยู่ปัจจุบัน	14 หมู่ 4 ตำบลหนองกระเจา อำเภอชุมแสง จังหวัดนครสวรรค์ 60120
ที่ทำงานปัจจุบัน	คณะเกษตรศาสตร์ ทรัพยากรธรรมชาติ และสิ่งแวดล้อม
ตำแหน่งหน้าที่ปัจจุบัน	นิสิตปริญญาโท
ประวัติการศึกษา	ปริญญาตรี วท.บ. วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยราชภัฏนครสวรรค์ 2561 ปริญญาโท วท.ม. วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยนเรศวร 2561-ปัจจุบัน
ผลงานตีพิมพ์	การสะสมโลหะหนักในปลา และความสัมพันธ์ระหว่างโลหะหนักในปลา น้ำ ผิวดิน และตะกอนพื้นท้องน้ำ ในพื้นที่ชุ่มน้ำบึงบอระเพ็ด จังหวัดนครสวรรค์ รายงานสืบเนื่อง (Proceedings) ในงานประชุมวิชาการระดับชาติพิบูลสงครามวิจัย ครั้งที่ 6 ประจำปี พ.ศ. 2563