

สมบัติของดินและระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารหนูต่อรูปของสารหนูในดิน จากอำเภอร่อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช

Soil Properties and Distance from Arsenic Source on Arsenic Fractionation in Soils from Ronphibun District, Nakhon Si Thammarat Province

จิราภรณ์ แก้วล่องลอย¹ ขวัญตา ขาวมี^{1,*} และ จำเป็น อ่อนทอง¹
Jiraporn Kaewlongloi¹, Khwunta Khawmee^{1,*} and Jumpen Onthong¹

¹ ภาควิชาธรณีศาสตร์ คณะทรัพยากรธรรมชาติ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ สงขลา 90112

¹ Department of Earth Science, Faculty of Natural Resources, Prince of Songkla University, Hat Yai Campus, Songkhla 90112 Thailand

วันที่รับบทความ: 3 มกราคม 2562

Received: 3 January 2019

วันที่แก้ไขบทความเสร็จ: 3 พฤษภาคม 2562

Revised: 3 May 2019

วันที่รับตีพิมพ์บทความ: 11 พฤษภาคม 2562

Accepted: 11 May 2019

* Corresponding author: khwunta.k@psu.ac.th

ABSTRACT: Ronphibun District, Nakhon Si Thammarat Province, was tin mining area and resulted in arsenic contamination in soils. Soil properties are an important factor affecting the arsenic fractionation. Therefore, soil properties and distance from arsenic source on arsenic fractionation were studied. Topsoil and subsoil samples from 12 areas within a depth of 100 cm at 0.5 to 6.0 km from arsenic source were collected. Soil properties were analysed and arsenic fractionations were determined by the sequential extraction procedure. The results showed that topsoil and subsoil had high total arsenic concentration (365.8–672.8 and 192.8–687.7 mg kg⁻¹ respectively) when compared with the critical level (3.90 mg kg⁻¹) of total arsenic in agricultural soil in Thailand. Arsenic fractionations in topsoil were mostly partitioned in the amorphous and poorly-crystalline hydrous oxides of Fe and Al fraction, followed by well-crystallized hydrous oxides of Fe and Al fraction and non-specifically adsorbed fraction was the lowest. Moreover, significantly high correlation between sum of the non-specifically adsorbed and specifically adsorbed fractions with specifically adsorbed fraction ($r = 0.997^{**}$) was found and correlation between of non-specifically adsorbed and specifically adsorbed fractions with some soil properties such as organic matter ($r = 0.681^*$ and $r = 0.606^*$), total N ($r = 0.687^*$ and $r = 0.683^*$) and available P ($r = 0.770^{**}$ and $r = 0.611^*$) were found. Whereas, total arsenic, non-specifically adsorbed and specifically adsorbed fractions decreased with increasing distance from arsenic source. The results indicated that arsenic fractions of potential release to the environment had high (23.2–49.8 mg kg⁻¹). Therefore, it is necessary to investigate strategies for reducing arsenic in soil.

Keywords: Arsenic fractionation, sequential extraction, soil properties

บทคัดย่อ

อำเภอรัตนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช เป็นพื้นที่ที่เคยมีการทำเหมืองแร่ดีบุกและส่งผลให้เกิด การปนเปื้อนสารหนูในดิน สมบัติของดินเป็นปัจจัย สำคัญที่ส่งผลต่อรูปของสารหนู ดังนั้น จึงทำการศึกษา สมบัติของดินและระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารหนูต่อ รูปของสารหนูในดิน โดยเก็บตัวอย่างดินบนและล่าง จำนวน 12 บริเวณ ภายในความลึก 100 ซม. ที่ 0.5–6.0 กม. จากแหล่งกำเนิดสารหนู ทำการวิเคราะห์สมบัติของดิน และรูปสารหนูในดิน โดยการสกัดตามลำดับชั้น ผลการ ศึกษาพบว่า ดินบนและล่างมีสารหนูทั้งหมดสูง (365.8–672.8 และ 192.8–687.7 มก./กก. ตามลำดับ) เมื่อเทียบกับระดับที่กำหนดในดินทำการเกษตร ในประเทศไทย (3.9 มก./กก.) สารหนูส่วนใหญ่ในดิน บนอยู่ในรูปสารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียม ออกไซด์ต่อสัณฐาน รองลงมา คือ สารหนูที่เกี่ยวข้อง กับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ที่เป็นผลึก และพบ สารหนูที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจงน้อยที่สุด นอกจากนี้ พบความสัมพันธ์สูงระหว่างผลรวมของ สารหนูที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจงและที่ถูกดูดซับ แบบเฉพาะเจาะจงกับสารหนูที่ถูกดูดซับแบบเฉพาะ เจาะจงอย่างมีนัยสำคัญ ($r = 0.997^{**}$) และพบความสัมพันธ์ระหว่างสารหนูที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะ เจาะจงและที่ถูกดูดซับแบบเฉพาะเจาะจงกับสมบัติ ของดินบางประการ เช่น อินทรีย์วัตถุ ($r = 0.681^{*}$ และ $r = 0.606^{*}$) ไนโตรเจนทั้งหมด ($r = 0.687^{*}$ และ $r = 0.683^{*}$) และฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์ ($r = 0.770^{**}$ และ $r = 0.611^{*}$) ในขณะที่สารหนูทั้งหมด สารหนูรูป ที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจง และที่ถูกดูดซับแบบ เฉพาะเจาะจงลดลงเมื่อเพิ่มระยะห่างจากแหล่งกำเนิด สารหนู ผลที่ได้ชี้ให้เห็นว่า สารหนูในรูปที่มีศักยภาพใน การปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมในพื้นที่ศึกษามีค่าสูง (23.2–49.8 มก./กก.) ดังนั้น จำเป็นต้องหาแนวทาง ลดสารหนูในดิน

คำสำคัญ: รูปของสารหนู, การสกัดตามลำดับชั้น, สมบัติของดิน

บทนำ

ประเทศไทยมีพื้นที่ปนเปื้อนสารหนูถึง 25 จังหวัด (Khownpurk and Chandraambhorn, 2013) เช่น จังหวัดเลย ลำปาง สุพรรณบุรี พิจิตร และตำบลดอนพิบูลย์ อำเภอรัตนพิบูลย์ จังหวัด นครศรีธรรมราช (Songsirikul, 1994) ซึ่งเป็นพื้นที่ ที่เคยมีการทำเหมืองแร่ดีบุก จากการรายงานปริมาณ สารหนูในดินบริเวณพื้นที่ดังกล่าวพบว่า ยังมีปริมาณ สารหนูในดินสูง โดยมีรายงานว่า มีสารหนูทั้งหมด 31–247 มก./กก. และในปี พ.ศ. 2545 พบสารหนู ทั้งหมดในดินบริเวณเหมืองแร่ดีบุกสูงถึง 11,000 มก./กก. (Francesconi *et al.*, 2002) ซึ่งสูงกว่าระดับที่กำหนด ในดินทำการเกษตรในประเทศไทย (3.9 มก./กก.) (Pollution Control Department Ministry of Natural Resources and Environment, 2004) สมบัติของดินเป็นปัจจัยสำคัญที่จะส่งผลต่อรูปของ สารหนูที่จะสะสมและถูกปลดปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม (Redman *et al.*, 2002) มีรายงานพบความสัมพันธ์ ระหว่างปริมาณเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์กับปริมาณ สารหนูรูปที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ ต่อสัณฐานและสารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียม ออกไซด์ที่เป็นผลึก (Krysiak and Karczewska, 2007; Hsu *et al.*, 2012) นอกจากนี้ยังพบความสัมพันธ์ ระหว่างค่าความเป็นกรดเป็นด่างของดินกับสารหนูที่ ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจง (Wenzel *et al.*, 2001) นอกจากสมบัติของดินแล้วยังพบว่า ระยะห่างจาก แหล่งกำเนิดสารหนูเป็นอีกปัจจัยสำคัญต่อระดับ สารหนูในดิน โดยมีรายงานว่าดินที่ปนเปื้อนสารหนู บริเวณอดีตพื้นที่ทำเหมือง Terrubias ที่ระยะห่าง น้อยกว่า 10 ม. พบสารหนูทั้งหมดสูงกว่าระยะห่าง 10–100 ม. (Otones *et al.*, 2011) เช่นเดียวกับ Garcia-Sanchez and Alvarez-Ayuso (2003)

รายงานวาระยะใกล้แหล่งกำเนิดสารหนู (<10 ม.) พบสารหนูทั้งหมดสูงกว่าระยะไกล (50–500 ม.) เนื่องจากสารหนูจากแหล่งกำเนิดสามารถแพร่กระจายสู่สิ่งแวดล้อมได้โดยน้ำผิวดินและน้ำใต้ดินชะล้างและพัดพาสารหนูไปสะสมบริเวณพื้นที่ราบ (Visoottiviseth *et al.*, 2002) ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อมนุษย์ สัตว์ และพืช สารหนูเมื่อสะสมในพืชจะส่งผลต่อการเจริญเติบโต เช่น เข้าไปทำลายเนื้อเยื่อของพืชโดยเฉพาะใบอ่อน ยอดอ่อน หรือลำต้น (Abedin and Meharg, 2002)

จากรายงานส่วนใหญ่พบว่า การวิเคราะห์สารหนูในดินมักวิเคราะห์ในรูปสารหนูทั้งหมด ซึ่งมีรายงานว่าเป็นตัวชี้วัดความเป็นพิษไม่ดีนัก นักวิจัยจึงได้ให้ความสนใจกับสารหนูที่มีศักยภาพที่จะเคลื่อนย้ายได้ในดินหรือสารหนูในรูปที่มีศักยภาพในการปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม ซึ่งวิธีที่ใช้ในปัจจุบันคือวิธีการสกัดตามลำดับขั้น (sequential extraction procedure; SEP) (Wenzel *et al.*, 2001; Taggart *et al.*, 2004; Smith *et al.*, 2008; Hoang and Hahn, 2015) ด้วยสารเคมีที่มีความรุนแรงเพิ่มขึ้นในแต่ละขั้นตอน ได้สารหนูในรูปต่าง ๆ ดังนี้ 1) สารหนูที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจง 2) สารหนูที่ถูกดูดซับแบบเฉพาะเจาะจง 3) สารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์เบื้องต้น 4) สารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ที่เป็นผลึก และ 5) สารหนูส่วนที่เหลือ เป็นสารหนูส่วนที่เหลือตกค้างอยู่ในแร่ซิลิเกตและแร่ลูมิโนซิลิเกตยากต่อการสกัด (Kim *et al.*, 2014) โดยสารหนูในรูปแบบที่ 1) และ 2) มีศักยภาพที่จะปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม ในขณะที่ สารหนูในรูปแบบที่ 3) และ 4) ไม่สามารถปลดปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมได้ง่าย การทราบปริมาณสารหนูรูปดังกล่าวข้างต้น โดยเฉพาะสารหนูในรูปที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจงและดูดซับแบบเฉพาะเจาะจง หากพบว่ามีสารหนูปริมาณสูง ก็ควรหาแนวทางในการจัดการสารหนูที่ปนเปื้อนในดินต่อไป จากรายงานการศึกษาสารหนูในอำเภอร่อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช พบว่า ไม่เคยมีการศึกษารูปของ

สารหนูดังกล่าวในดิน ดังนั้น จึงสนใจศึกษาสมบัติของดินและระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารหนูต่อรูปของสารหนูในดิน

อุปกรณ์และวิธีการ

การเก็บและวิเคราะห์สมบัติของดิน

เก็บตัวอย่างดินบนและล่างที่มีการปนเปื้อนสารหนู โดยทำการแจกแจงชั้นดินบนและล่างตามชั้นกำเนิดดิน จำนวน 12 บริเวณ (Figure 1) บริเวณละ 3 ซ้ำ เก็บภายในความลึก 100 ซม. ที่ระยะห่างกันประมาณ 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, 4.5, 5.0, 5.5 และ 6.0 กม. ในอำเภอร่อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช โดยยึดสายน้ำที่ไหลจากแหล่งกำเนิดสารหนูเป็นหลัก นำดินทั้ง 3 ซ้ำผสมคลุกเคล้าให้เข้ากัน รวมดินบนทั้งหมด 12 ตัวอย่าง และดินล่างทั้งหมด 35 ตัวอย่าง นำดินมาผึ่งลมให้แห้ง บดและร่อนผ่านตะแกรงขนาดช่องเปิด 2 มม. เพื่อวิเคราะห์สมบัติของดิน ได้แก่ ค่าความเป็นกรดเป็นด่างและค่าการนำไฟฟ้า (ดิน : น้ำ = 1 : 5) อินทรีย์วัตถุ (Walkley and Black) ไนโตรเจนทั้งหมด (Kjeldahl) ฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์ (Bray II) โพแทสเซียม แคลเซียม และแมกนีเซียมที่สกัดได้ ความจุแลกเปลี่ยนแคตไอออน (1 M NH_4OAc pH 7) (Onthong and Poonpakdee, 2014) เหล็กออกไซด์เบื้องต้น (0.2 M NH_4^+ -oxalate pH 3) (Schwertmann, 1973) เหล็กออกไซด์ที่เป็นผลึก (Na-citrate-bicarbonate-dithionite) (Mehra and Jackson, 2013) ร้อยละอนุภาคทราย ทรายแป้ง และดินเหนียว (pipette method) (Day, 1965)

การสกัดและวิเคราะห์สารหนู

การวิเคราะห์รูปของสารหนูด้วยวิธีการสกัดตามลำดับขั้นตามวิธีของ Wenzel *et al.* (2001) ซึ่งสกัดสารหนูออกเป็น 5 รูป คือ สารหนูที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจง (non-specifically adsorbed) สกัดด้วย 0.05 M $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (F1) สารหนูที่ถูกดูดซับ

แบบเฉพาะเจาะจง (specifically adsorbed) สกัดด้วย $0.05 \text{ M } (\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ (F2) สารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์อสัณฐาน (amorphous and poorly-crystalline hydrous oxides of Fe and Al) สกัดด้วย $0.2 \text{ M } \text{NH}_4\text{-oxalate}$ buffer ที่ pH 3.25 (F3) สารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียม

ออกไซด์ที่เป็นผลึก (well-crystallized hydrous oxides of Fe and Al) สกัดด้วย $0.2 \text{ M } \text{NH}_4\text{-oxalate}$ buffer + 0.1 M ascorbic acid ที่ pH 3.25 (F4) สารหนูส่วนที่เหลือ (residual phases) (F5) และสารหนูทั้งหมด สกัดด้วย $(\text{HNO}_3/\text{HCl})$ (Lynch, 1999) วัดปริมาณสารหนูด้วยเครื่อง ICP-OES

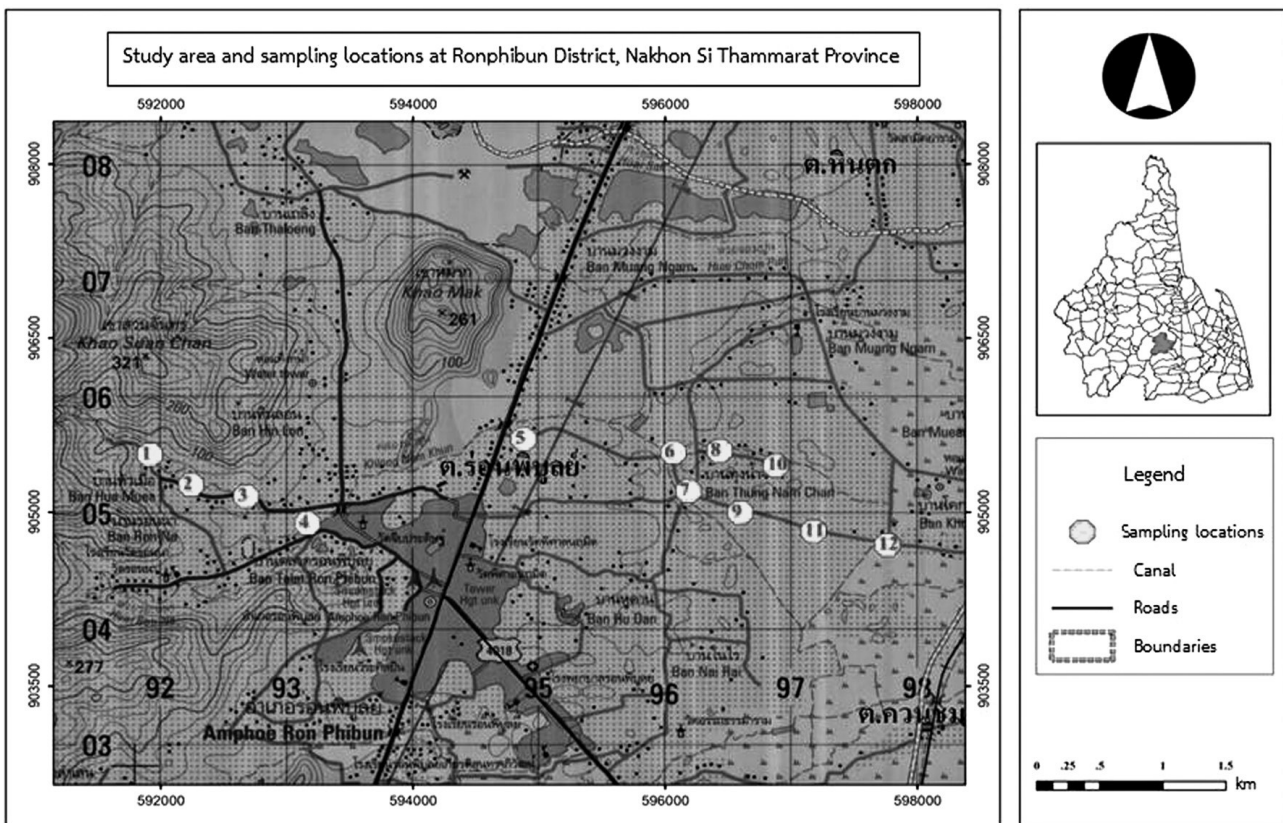


Figure 1 Study area and sampling locations

การวิเคราะห์สถิติ

นำข้อมูลดินบน (12 ตัวอย่าง) และดินล่าง (35 ตัวอย่าง) ไปประมาณค่าแบบช่วงที่ระดับความเชื่อมั่น

95% (Kispedarborisuthi, 2010) และวิเคราะห์สหสัมพันธ์ด้วย Pearson's correlation ที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

Table 1 Some physicochemical properties of arsenic contaminated soil, with range values derived from interval estimation at $P < 0.05$

Soil property	Topsoil (n=12)	Subsoil (n=35)
pH (soil:water = 1:5)	5.40 to 6.44	6.07 to 6.58
EC (1:5) (dS m ⁻¹)	0.040 to 0.079	0.035 to 0.061
OM (g kg ⁻¹)	15.82 to 36.74	3.01 to 4.93
Total N (g kg ⁻¹)	0.93 to 1.97	0.25 to 0.39
Total As (mg kg ⁻¹)	365.80 to 672.8	192.80 to 687.70
Avail P (mg kg ⁻¹)	14.90 to 45.36	10.47 to 35.12
Extr.K (cmol _c kg ⁻¹)	0.16 to 0.27	0.07 to 0.12
Extr.Ca (cmol _c kg ⁻¹)	6.95 to 15.25	6.50 to 11.55
Extr.Mg (cmol _c kg ⁻¹)	0.85 to 2.09	0.64 to 1.24
CEC (cmol _c kg ⁻¹)	9.15 to 18.62	7.05 to 11.05
Amorphous Fe (g kg ⁻¹)	4.88 to 9.46	4.01 to 6.46
Crystalline Fe (g kg ⁻¹)	5.77 to 10.67	6.01 to 8.81
Sand (%)	18.86 to 62.72	30.77 to 54.34
Silt (%)	12.51 to 29.49	17.96 to 29.43
Clay (%)	21.99 to 54.43	26.31 to 41.19

Note: EC = electrical conductivity; OM = organic matter; Avail = available;
Extr. = extractable; CEC = cation exchange capacity

ผลการทดลองและวิจารณ์

สมบัติทั่วไปของดินและสารหนูทั้งหมดในดินจาก อำเภอร่อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช

บริเวณอำเภอร่อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช เป็นพื้นที่ที่เคยมีการทำเหมืองแร่ดีบุก ทำให้สารหนูปนเปื้อนอยู่ทั่วไปในดินบริเวณพื้นที่ที่ศึกษา ซึ่งเป็นบริเวณที่มีแร่อาร์ซีโนไฟไรต์ (ประกอบด้วย เหล็ก 34.3% สารหนู 40.0% และกำมะถัน 19.7%) แร่นี้ส่วนมากจะอยู่ในหินและในสายแร่ดีบุก วุลแฟรม เกิดการสลายตัวตามธรรมชาติและเกิดจากการทำเหมืองแร่ ทำให้

สารหนูมีโอกาสปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อม (Limcharoen, 1988) จากการศึกษาในครั้งนี้พบว่า ดินบนมีค่าความเป็นกรดเป็นด่างเป็นกรดจัดถึงกรดเล็กน้อยและดินล่างเป็นกรดปานกลางถึงกรดเล็กน้อย ดินบนและดินล่างมีค่าการนำไฟฟ้าต่ำ ปริมาณอินทรีย์วัตถุต่ำถึงสูงในดินบนและต่ำมากในดินล่าง ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดต่ำมากถึงต่ำในดินบนและต่ำมากในดินล่าง ทั้งดินบนและดินล่างมีสารหนูทั้งหมดสูง ซึ่งดินบนมีสารหนูทั้งหมดสูงกว่าดินล่าง ดินบนและดินล่างมีฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์ปานกลางถึงสูงมาก โพแทสเซียมที่สกัดได้ต่ำมากถึงต่ำในดินบนและต่ำมากในดินล่าง ดินบนและดิน

ล่างมีแคลเซียมที่สกัดได้ปานกลางถึงสูงแต่มีแมกนีเซียมที่สกัดได้ต่ำถึงปานกลาง ความจุแลกเปลี่ยนแคตไอออนต่ำถึงปานกลางในดินบนและต่ำในดินล่าง ดินบนและดินล่างมีเหล็กออกไซด์ออสซิลและที่เป็นผลึกสูงและมีเนื้อดินเป็นดินเหนียว (Table 1) พบสารหนูทั้งหมดในดินบนและดินล่างมีปริมาณสูงมาก โดยในดินบนสารหนูทั้งหมดมีแนวโน้มสูงกว่าในดินล่าง อยู่ในช่วง 365.8–672.8 และ 192.8–687.7 มก./กก. ตามลำดับ (Table 1) ซึ่งสูงกว่าค่ามาตรฐานที่องค์การอนามัยโลกกำหนดไว้ คือ 40 มก./กก. (WHO, 1981) ประเทศไทยกำหนดระดับสารหนูทั้งหมดในดินทำการเกษตรไม่เกิน 3.9 มก./กก. (Pollution Control Department Ministry of Natural Resources and Environment, 2004) แต่พบว่า บริเวณพื้นที่ดังกล่าว สารหนูทั้งหมดในดินมีแนวโน้มลดลงจาก 27 ปีที่ผ่านมา ซึ่งเคยพบสารหนูทั้งหมดในตัวอย่างดินอยู่ในช่วง 50–5,300 มก./กก. (Suwanmanee, 1991)

รูปของสารหนูในดินจากอำเภอร่อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช

ที่ผ่านมาการวิเคราะห์สารหนูในดินส่วนใหญ่วิเคราะห์ในรูปสารหนูทั้งหมด ซึ่งสะท้อนส่วนที่เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อมไม่มากนัก เนื่องจากสารหนูในรูปที่มีศักยภาพในการปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมนั้นไม่ได้มีผลจากสารหนูทุกรูปเพราะสารหนูสามารถอยู่ในรูปทางธรณีเคมี (geochemical form) เช่น รูปออกไซด์ที่เสถียร ยากต่อการปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม (Sarkar

and Datta, 2004) ดังนั้นจึงวิเคราะห์สารหนูรูปต่าง ๆ ในดินบน พบว่า สารหนูส่วนใหญ่อยู่ในรูป F3 (188.2–332.5 มก./กก.) คิดเป็น 62.67% ของสารหนูทั้งหมด (Figure 2) ซึ่งเป็นสารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ออสซิล เกิดในสภาวะออกซิเดชันในสภาพแวดล้อมเป็นด่างหรือเป็นกลาง สารประกอบอาร์เซนเตตจะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสโดยการตกตะกอนร่วมกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ (Wilson and Hawkins, 1978) รองลงมา คือ F4 (25.65–170.6 มก./กก.) คิดเป็น 23.62% ของสารหนูทั้งหมด (Figure 2) เป็นสารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ที่เป็นผลึก ซึ่งเป็นสารหนูส่วนที่ตรึงกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์โดยถูกยึดไว้ด้วยแรงที่เหนียวแน่น เมื่อเวลาผ่านไปจะเปลี่ยนไปเป็นสารมีผลึก (Wang *et al.*, 2015; Lock *et al.*, 2018) สารหนูรูป F3 และ F4 นี้ไม่สามารถปลดปล่อยออกมาสู่สิ่งแวดล้อมได้ง่ายหรือปลดปล่อยออกมาน้อยมาก (Sarkar and Datta, 2004) สอดคล้องกับรายงานของ Hoang and Hahn (2015) ที่พบว่า ดินบน (0–15 ซม.) บริเวณสามเหลี่ยมปากแม่น้ำแดง ประเทศเวียดนาม สารหนูส่วนใหญ่อยู่ในรูปที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ออสซิลและที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ที่เป็นผลึก เนื่องจากดินมีเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์สูง ถัดมาคือ F2 (22.13–45.82 มก./กก.) คิดเป็น 8.18% ของสารหนูทั้งหมด และรูป F5 (13.02–27.93 มก./กก.) คิดเป็น 4.93% ของสารหนูทั้งหมด

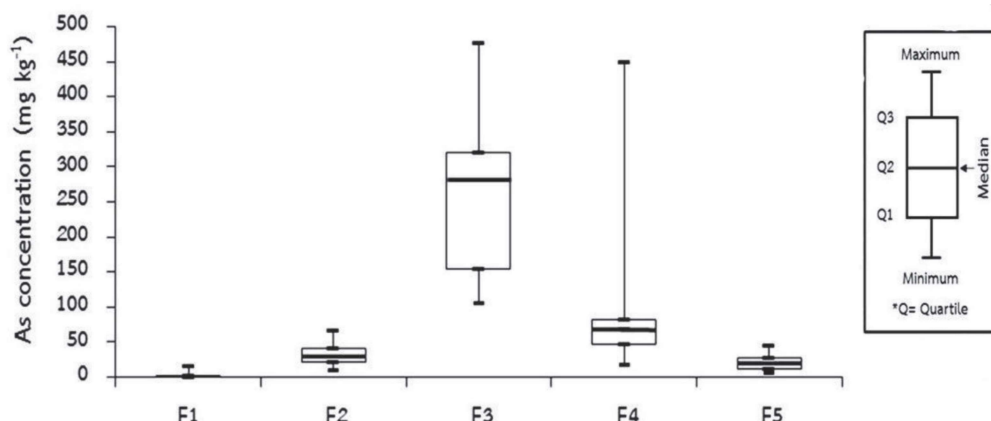


Figure 2 Sequential fractionation of soil arsenic

Note: F1 = non-specifically adsorbed; F2 = specifically adsorbed; F3 = amorphous Fe and Al oxides; F4 = crystalline Fe and Al oxides; F5 = residual phases

ในดินมีสารหนูรูป F1 น้อยที่สุด (0.18–5.22 มก./กก.) คิดเป็น 0.61% ของสารหนูทั้งหมด (Figure 2) ซึ่งเป็นรูปที่มีศักยภาพจะปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมได้ เป็นสารหนูที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจง ถูกดูดซับบนผิวของคอลลอยด์ การดูดซับมักจะเกิดกับไอออนที่มีโมเลกุลของน้ำล้อมไว้โดยรอบ และเกิดจากแรงดึงดูดแบบคูลอมบ์เนื่องจากประจุไฟฟ้าต่างกัน โดยสารหนูดังกล่าวทำปฏิกิริยาเป็นไอออนเชิงซ้อนที่ผิวชั้นนอก (outer-sphere complex) หรือแอนไอออนที่อยู่ในชั้นแพร่กระจาย (diffuse layer) สารหนูเหล่านี้จะสามารถแลกเปลี่ยนได้ง่ายกับแอนไอออนอื่น ๆ ในสารละลายรอบนอก (Wenzel *et al.*, 2001; Gleyzes *et al.*, 2002) ส่วนสารหนูรูป F2 เป็นสารหนูที่ถูกดูดซับแบบเฉพาะเจาะจง ถูกดูดซับที่ผิวชั้นใน (inner-sphere complex) ซึ่งการดูดซับแบบนี้ไม่ได้เกิดตรงตำแหน่งที่มีประจุบวกของคอลลอยด์ ปริมาณแอนไอออนที่ถูกดูดซับไม่จำเป็นต้องมีสมมูลเท่ากับประจุบวกบนผิวคอลลอยด์ การดูดซับแบบเฉพาะเจาะจงมักเกิดกับออกซีแอนไอออน (oxyanion) (AsO_3^{3-} , AsO_4^{3-}) ซึ่งเกิดจากการแลกเปลี่ยนลิแกนด์ (ligand exchange) ระหว่างแอนไอออนกับหมู่ฟังก์ชันด้วยแรงคูยิตที่เหนียวแน่นมากยิ่งขึ้นบนผิวของคอลลอยด์ดิน (Wenzel *et al.*, 2001) ซึ่งพบว่า ปริมาณสารหนูทั้ง

สองรูปนี้ (F1 + F2) มีค่าสูงกว่าค่าระดับความเป็นพิษของสารหนูทั้งหมดที่กำหนดในดินทำการเกษตรในประเทศไทย (3.9 มก./กก.) ซึ่งให้เห็นว่า ปริมาณสารหนูในรูปที่มีศักยภาพในการปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม (F1 + F2) ในอำเภอร่อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช มีปริมาณสูงกว่าที่กำหนดในประเทศ

เมื่อนำสารหนูรูปต่าง ๆ มาหาความสัมพันธ์กัน พบความสัมพันธ์ระหว่าง F1 กับ F5 ($r = -0.619^*$) และพบความสัมพันธ์สูงระหว่าง F2 กับ F1 + F2 ($r = 0.997^{**}$) (Table 2) แสดงว่าสารหนูที่ถูกดูดซับแบบเฉพาะเจาะจงสามารถที่จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสารหนูแบบไม่เฉพาะเจาะจงในดินลดลง (Zhang and Sparks, 1990 อ้างโดย Wang *et al.*, 2015) นอกจากนี้ยังพบความสัมพันธ์ระหว่าง F2 กับ F3 ($r = 0.619^*$) (Table 2) แสดงว่าสารหนูที่ถูกดูดซับแบบเฉพาะเจาะจงสามารถที่จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ต่อสัณฐานได้เมื่อระยะเวลาเพิ่มขึ้น (Tang *et al.*, 2007) และระหว่าง F4 กับ F5 ($r = 0.647^*$) (Table 2) แสดงว่าสารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ที่เป็นผลึกสามารถที่จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสารหนูส่วนที่เหลือได้ ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ Wang *et al.* (2015) ได้

หาความสัมพันธ์ระหว่างสารหนูรูปต่าง ๆ ในดินเพาะปลูกพืช ความลึก 0–20 ซม. จำนวน 40 ตัวอย่าง ในมณฑลหูหนาน สาธารณรัฐประชาชนจีน พบว่าพบสารหนูรูป F1 และ F2 มีความสัมพันธ์กับสารหนู

รูป F1 + F2 ($r = 0.79$; $P < 0.01$ และ $r = 0.73$; $P < 0.01$) สารหนูรูป F3 มีความสัมพันธ์กับรูป F4 ($r = 0.64$; $P < 0.01$) และสารหนูรูป F4 มีความสัมพันธ์กับรูป F5 ($r = 0.66$; $P < 0.01$)

Table 2 Correlation coefficients (r) among the various arsenic fractionation in soils

As form	F1	F2	F1+F2	F3	F4
Topsoil					
F2	0.484				
F1+F2	0.545	0.997**			
F3	0.003	0.619*	0.593		
F4	-0.519	0.199	0.148	0.562	
F5	-0.619*	0.168	0.110	0.433	0.647*

Note: *, ** = Significantly different ($P < 0.05$) and highly significantly different ($P < 0.01$), respectively; NS = not significantly different ($P > 0.05$)

F1 = non-specifically adsorbed; F2 = specifically adsorbed; F3 = amorphous Fe and Al oxides; F4 = crystalline Fe and Al oxides; F5 = residual phases

สหสัมพันธ์ระหว่างสมบัติของดินและรูปของสารหนูในดินบน

สมบัติของดินเป็นปัจจัยหนึ่งที่ส่งผลต่อรูปของสารหนูที่จะสะสมและถูกปลดปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม (Wang *et al.*, 2015) จากการศึกษาครั้งนี้พบว่า สารหนูรูปต่าง ๆ มีความสัมพันธ์กับสมบัติของดินบางประการ (Table 3) โดยสารหนูรูป F1 และ F2 มีความสัมพันธ์กับปริมาณอินทรีย์วัตถุ ($r = 0.681^*$ และ $r = 0.606^*$) ไนโตรเจนทั้งหมด ($r = 0.687^*$ และ $r = 0.683^*$) และฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์ ($r = 0.770^{**}$ และ $r = 0.611^*$) สารหนูรูป F4 มีความสัมพันธ์กับความจุแลกเปลี่ยนแคตไอออน ($r = 0.666^*$) และเหล็กออกไซด์ที่เป็นผลึก ($r = 0.629^*$) และสารหนูรูป F5 มีความสัมพันธ์กับความจุแลกเปลี่ยนแคตไอออน ($r = 0.695^*$) เหล็กออกไซด์อสัณฐาน ($r = 0.679^*$) และเหล็กออกไซด์ที่เป็นผลึก ($r = 0.629^*$)

เนื่องจากโมเลกุลของอินทรีย์วัตถุในดินมีประจุบวกอยู่บางส่วนทำให้มีความสามารถในการดูดซับแอนไอออนได้ ส่วนประจุบวกดังกล่าวมักเกิดขึ้นจากกระบวนการเติมโปรตอน (protonation) ของ amine group บนอนุภาคอินทรีย์วัตถุซึ่งในสภาวะที่ดินเป็นกรดทำให้เกิดประจุบวกได้ดีจึงส่งผลให้สารหนูจับตัวกับอินทรีย์วัตถุได้ดี (Meharg, 2004) และในอินทรีย์วัตถุมีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบประมาณ 5% (Havlin *et al.*, 2005) ทำให้สารหนูรูป F1 และ F2 มีความสัมพันธ์กับไนโตรเจนทั้งหมดด้วย และการพบความสัมพันธ์ระหว่างสารหนูรูป F1 และ F2 กับฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์ เนื่องจากในอินทรีย์วัตถุมีฟอสฟอรัสเป็นองค์ประกอบประมาณ 1% (Onthong, 2014) และในสภาวะเป็นกรดเล็กน้อยพฤติกรรมของสารหนูจะคล้ายกับฟอสเฟต และไอออนทั้งสองจะถูกดูดซับอย่างเหนียวแน่นบนพื้นผิวของดินเหนียวและออกไซด์ของ

เหล็กและอะลูมิเนียม (O'Neill, 1990 อ้างโดย Alam *et al.*, 2003) ซึ่งการดูดซับของฟอสเฟตเกิดจากปฏิกิริยาการแลกเปลี่ยนลิแกนด์ (ligand exchange) ระหว่างออกซิเจนไอออนในสารละลายกับหมู่ฟังก์ชันบนผิวของแร่หรือคอลลอยด์ดิน เช่น แร่เหล็กออกไซด์ การแลกเปลี่ยนลิแกนด์ดังกล่าวมีผลทำให้เกิดการดูดซับแอนไอออนเชิงซ้อนที่ผิวชั้นใน (inner-sphere surface complexes) (Goh and Lim, 2004)

นอกจากนี้การพบความสัมพันธ์ระหว่างสารหนูรูป F4 กับเหล็กออกไซด์ที่เป็นผลึก เนื่องจากดินที่เก็บมาเป็นดินอันดับอัลทิซอลส์ มีออกไซด์ของเหล็กและอะลูมิเนียมมาก ทำให้สารหนูถูกดูดซับและตกตะกอนในรูปนี้ สอดคล้องกับการทดลองของ Novoa-Munoz *et al.* (2007) ที่พบว่า สารหนู

รูปที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ที่เป็นผลึกมีความสัมพันธ์กับเหล็กออกไซด์ที่เป็นผลึกและอะลูมิเนียมที่สกัดด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ และสอดคล้องกับศึกษารูปของสารหนูในดินที่ได้รับผลกระทบจากการทำเหมือง Aznalcollar ยืนยันว่าอิทธิพลของสารประกอบอะลูมิเนียมและเหล็กมีผลต่อการแพร่กระจายของสารหนูในดิน (Taggart *et al.*, 2004) ส่วนสารหนูรูป F5 มีความสัมพันธ์กับเหล็กออกไซด์อสัณฐานและที่เป็นผลึก สอดคล้องกับการทดลองของ Novoa-Munoz *et al.* (2007) ที่พบว่า สารหนูในส่วนที่เหลือนี้อาจมีความสัมพันธ์กับเหล็กออกไซด์ที่เป็นผลึกและอะลูมิเนียมที่สกัดด้วยโซเดียมไดโทไอน์ดซิเทรต ซึ่งอะลูมิเนียมดังกล่าวสัมพันธ์กับเหล็กออกไซด์ในดิน

Table 3 Correlation coefficients (r) among the various arsenic fractionation and soil properties

Soil property	Arsenic form				
	F1	F2	F3	F4	F5
pH	-0.295	0.067	-0.261	0.230	-0.018
EC	0.517	0.413	0.041	-0.350	-0.484
OM	0.681*	0.606*	0.189	-0.497	-0.118
Total N	0.687*	0.683*	0.242	-0.459	-0.116
Avail P	0.770**	0.611*	-0.170	-0.533	-0.383
Extr.K	-0.548	0.011	0.198	0.394	0.592
Extr.Ca	-0.479	0.156	0.215	0.542	0.448
Extr.Mg	-0.543	0.036	0.234	0.508	0.530
CEC	-0.496	0.174	0.353	0.666*	0.695*
Amorphous Fe	-0.506	0.201	0.560	0.594	0.679*
Crystalline Fe	-0.588	0.120	0.512	0.629*	0.629*
Clay	-0.633*	-0.092	0.251	0.581	0.588
distance from arsenic source	-0.663*	-0.665*	-0.480	-0.452	0.221

Note: *, ** = Significantly different ($P < 0.05$) and highly significantly different

($P < 0.01$), respectively. EC = electrical conductivity; OM = organic matter;

Avail = available; Extr. = extractable; CEC = cation exchange capacity;

F1 = non-specifically adsorbed; F2 = specifically adsorbed; F3 = amorphous Fe and Al oxides;

F4 = crystalline Fe and Al oxides; F5 = residual phases

ระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารหนูต่อรูปของสารหนูในดิน

มีรายงานว่ารยะใกล้แหล่งกำเนิดสารหนูพบสารหนูทั้งหมดสูงกว่าระยะไกล (Garcia-Sanchez and Alvarez-Ayuso, 2003; Otones *et al.*, 2011) จึงศึกษาการแพร่กระจายของสารหนูทั้งหมดในดินบนและดินล่างจากแหล่งกำเนิดสารหนู (ระยะห่าง 0.5–6 กม.) พบว่า พื้นที่ที่อยู่ถัดลงมาใกล้แหล่งกำเนิดสารหนูมีแนวโน้มการสะสมของสารหนูทั้งหมดในดินสูง และสารหนูทั้งหมดมีแนวโน้มลดลงเมื่อระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารหนูเพิ่มขึ้น ดินบริเวณใกล้ แหล่งแร่ที่มีสารหนูปะปนอยู่มีปริมาณสารหนูทั้งหมดอยู่มากในดินชั้นล่าง (Figure 3B) เนื่องจากดินชั้นล่างบริเวณใกล้แหล่งแร่ที่ระยะห่าง 0.5 กิโลเมตร (สารหนู เท่ากับ 882.5 มก./กก.)

มีปริมาณฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์สูง (98.28 มก./กก.) แต่การที่มีสารหนูทั้งหมดสะสมอยู่ชั้นดินบนมากกว่า ปกตินั้นเพราะถูกดูดซับโดยอินทรีย์วัตถุ (Vunpun, 2008) และพบสารหนูทั้งหมดในดินบนมากที่สุดจากแหล่งกำเนิดสารหนูที่ระยะห่าง 2.5 กม. (961.2 มก./กก.) ใกล้เคียงกับที่ระยะ 0.5 กม. (Figure 3A) เนื่องจากอดีตบริเวณพื้นที่ดังกล่าวอยู่ใกล้กองขี้แร่อาร์เซนไพไรท์ที่ถูกกองทิ้งไว้ (Songsirikul, 1994) ทำให้มีสารหนูทั้งหมดสะสมในบริเวณนี้สูง และจากรายงานของ Limcharoen (1988) ได้ศึกษาปัญหาของสารหนูในพื้นที่บริเวณนี้ พบว่า ปริมาณสารหนูทั้งหมดในดินและตะกอนท้องน้ำมีมากในบริเวณเทือกเขาร่อนนาและโรงแต่งแร่ ปริมาณสารหนูทั้งหมดลดลงเมื่อห่างจากเทือกเขาร่อนนาตามระยะทางของกระแสน้ำในลำห้วย

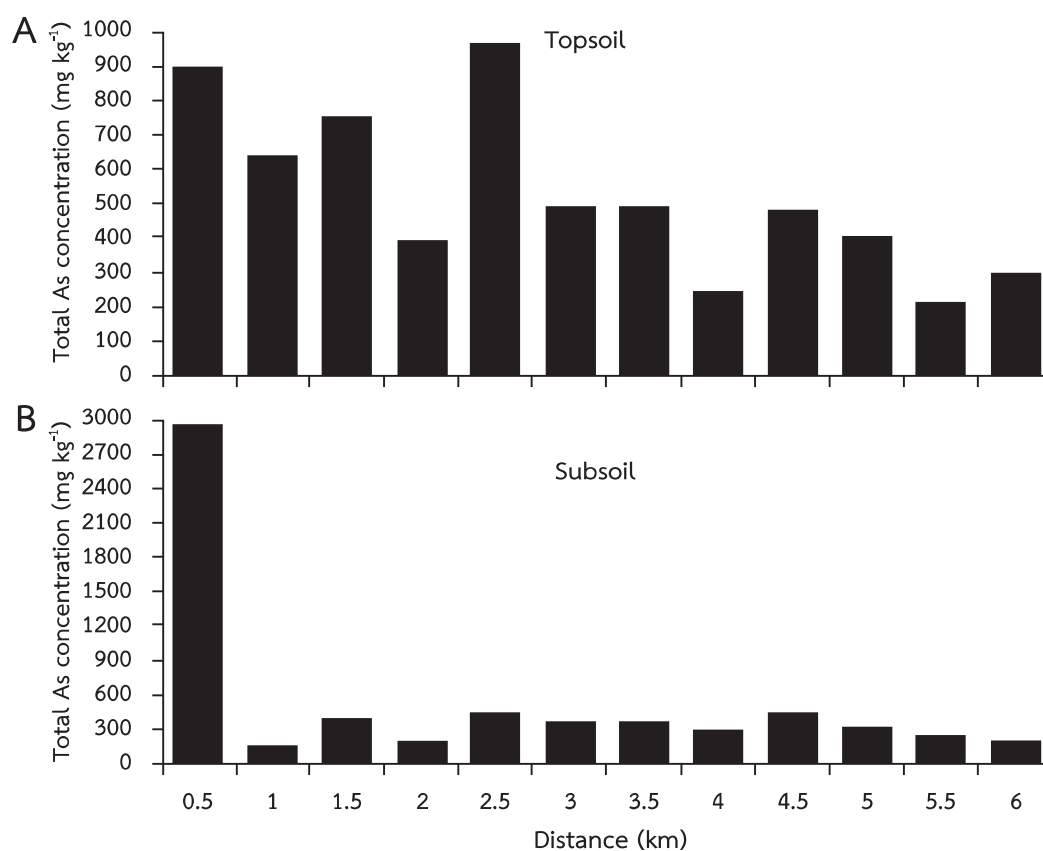


Figure 3 Distance from arsenic source on total arsenic concentration in topsoil (n=12) (A) and subsoil (n=35) (B)

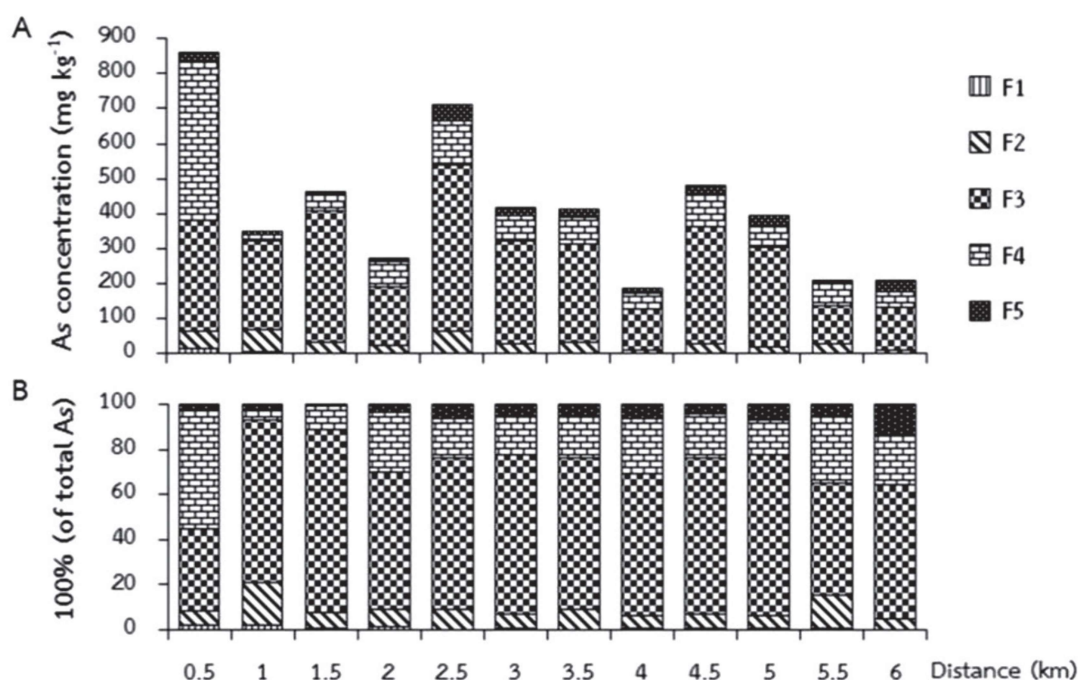


Figure 4 Distance from arsenic source on arsenic fractionation in topsoil (A) and percentage of arsenic fractionations in comparison with total arsenic concentration (B)

Note: F1 = non-specifically adsorbed; F2 = specifically adsorbed; F3 = amorphous Fe and Al oxides; F4 = crystalline Fe and Al oxides; F5 = residual phases

จากการหาความสัมพันธ์ระหว่างรูปของสารหนูในดินบนกับระยะห่างจากแหล่งกำเนิด พบว่า สารหนูรูป F1 และ F2 ลดลงเมื่อระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารหนูเพิ่มขึ้น ($r = -0.663^*$ และ $r = -0.665^*$) (Table 3, Figure 4A) แต่สารหนูรูป F5 มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารหนูเพิ่มขึ้น (Figure 4A) สอดคล้องกับการศึกษาสารหนูรูปต่าง ๆ ที่พบว่า สารหนูที่สกัดได้ในขั้นตอนการสกัดที่ 1-3 ซึ่งเป็นรูปที่สามารถเคลื่อนย้ายและปลดปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม ลดลงเมื่อไกลจากแหล่งกำเนิด (Otones *et al.*, 2011; Alvarez-Ayuso *et al.*, 2016)

สรุป

สารหนูทั้งหมดในดินบนและดินล่างมีปริมาณสูงมาก ซึ่งสารหนูส่วนใหญ่ในดินบนอยู่ในรูปสารหนูที่

เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์อสัณฐาน รองลงมาเป็นรูปสารหนูที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์ที่เป็นผลึก แต่พบสารหนูที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจงน้อย และพบความสัมพันธ์กันสูงระหว่างรูปสารหนูที่ถูกดูดซับแบบเฉพาะเจาะจงกับผลรวมของสารหนูที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจงกับที่ถูกดูดซับแบบเฉพาะเจาะจง นอกจากนี้ ยังพบความสัมพันธ์ระหว่างสารหนูที่ถูกดูดซับแบบไม่เฉพาะเจาะจงและที่ถูกดูดซับแบบเฉพาะเจาะจงกับ อินทรีย์วัตถุ ไนโตรเจน ทั้งหมด และฟอสฟอรัสที่เป็นประโยชน์ในดิน ในขณะที่สารหนูทั้งหมดมีแนวโน้มลดลงเมื่อระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารหนูเพิ่มขึ้น นอกจากนี้ในดินบนบริเวณใกล้แหล่งกำเนิดมีปริมาณสารหนูในรูปที่มีศักยภาพในการปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมสูง (F1+F2) และมีแนวโน้มลดลงเมื่อระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารหนูเพิ่มขึ้น ข้อมูลที่ได้ชี้ให้เห็นว่าบริเวณพื้นที่ศึกษาถึงแม้ว่าจะมี

สารหนูรูปที่เกี่ยวข้องกับเหล็กและอะลูมิเนียมออกไซด์
 อสัณฐานและที่เป็นผลึกสูงซึ่งเป็นรูปที่เป็นพิษกับสิ่ง
 แวดล้อมได้ยาก แต่บางบริเวณมีสารหนูรูปที่มีศักยภาพ
 ในการปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมสูงเกินค่ามาตรฐานที่
 กรมควบคุมมลพิษกำหนด ดังนั้นจำเป็นที่จะต้องหา
 แนวทางในการลดสารหนูในดิน โดยเฉพาะบริเวณใกล้
 แหล่งกำเนิดสารหนู

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยเพื่อ
 วิทยานิพนธ์ งานวิจัยประเภทการทดลองทาง
 วิทยาศาสตร์ จากบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัย
 สงขลานครินทร์

เอกสารอ้างอิง

- Abedin, M.J. and A.A. Meharg. 2002. Relative toxicity of arsenite and arsenate on germination and early seedling growth of rice (*Oryza sativa* L.). *Plant Soil*. 243: 57–66.
- Alam, M.G.M., E.T. Snow and A. Tanaka. 2003. Arsenic and heavy metal contamination of vegetables grown in Samta village, Bangladesh. *Sci. Total Environ*. 308: 83–96.
- Alvarez-Ayuso, E., P. Abad-Valle, A. Murciego and P. Villar-Alonso. 2016. Arsenic distribution in soils and rye plants of a cropland located in an abandoned mining area. *Sci. Total Environ*. 542: 238–246.
- Day, P.R. 1965. Particle Fractionation and Particle Size Analysis. *Methods of Soil Analysis*. Part 1. Agronomy. 9: 545–566. American Society of Agronomy, Madison, USA.
- Francesconi, K., P. Visoottiviseth, W. Sridokchan and W. Goessler. 2002. Arsenic species in an arsenic hyperaccumulating fern, *Pityrogramma calomelanos*: a potential phytoremediator of arsenic-contaminated soils. *Sci. Total Environ*. 284: 27–35.
- Garcia-Sanchez, A. and E. Alvarez-Ayuso. 2003. Arsenic in soils and waters and its relation to geology and mining activities (Salamanca Province, Spain). *J. Geochem. Explor*. 80: 69–79.
- Gleyzes, C., S. Tellier and M. Astruc. 2002. Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedures. *Trends Anal. Chem*. 21: 451–467.
- Goh, K.H. and T.T. Lim. 2004. Geochemistry of inorganic arsenic and selenium in a tropical soil: effect of reaction time, pH, and competitive anions on arsenic and selenium adsorption. *Chemosphere*. 55: 849–859.
- Havlin, J.L., J.D. Beaton, S.L. Tisdale and W.L. Nelson. 2005. *Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management*. 7th Edition, Pearson Educational, Inc., Upper Saddle River, New Jersey. 516 p.

- Hoang, T.Q.T. and C. Hahn. 2015. Arsenic fractionation in agricultural soil in Vietnam using the sequential extraction procedure. *In* Proc. The 4th Dresden University of Technology International Conference, 24 March 2015. p.82.
- Hsu, W.M., H.C. His, Y.T. Huang, C.S. Liao and Z.Y. Hseu. 2012. Partitioning of arsenic in soil-crop systems irrigated using groundwater: A case study of rice paddy soil in southwestern Taiwan. *Chemosphere*. 86: 606–613.
- Khownpurk, P. and W. Chandraambhorn. 2013. Adsorption of arsenic in contaminated water by using adsorbent synthesized from oyster shell. *In* Proc. The 51st Kasetsart University Annual Conference, 5–7 February 2013. p.334. (in Thai)
- Kim, E.J., J.C. Yoo and K. Baek. 2014. Arsenic speciation and bioaccessibility in arsenic contaminated soils: Sequential extraction and mineralogical investigation. *Environ. Pollut.* 186: 29–35.
- Kispredarborisuthi, B. 2010. Statistics for Research. Ruankaew Printing House, Bangkok. (in Thai)
- Krysiak, A. and A. Karczewska. 2007. Arsenic extractability in soils in the areas of former arsenic mining and smelting, SW Poland. *Sci. Total Environ.* 379: 190–200.
- Limcharoen, P. 1988. The Problem of Arsenic Toxicity in Ron Phibun District, Nakhon Si Thammarat Province Department of Mineral Resources, Ministry of Industry, Bangkok. 13 pp. (in Thai).
- Lock, A., D. Wallschlager, N. Belzile, G. Spiers and C. Gueguen. 2018. Rates and processes affecting As speciation and mobility in lake sediments during aging. *J. Environ. Sci.* 66: 338–347.
- Lynch, J. 1999. Additional provisional elemental values for LKSD-1, LKSD-2, LKSD-3, LKSD-4, STSD-1, STSD-2, STSD-3 and STSD-4. *Geostandards Newsletter*. 23: 251–260.
- Meharg, A. 2004. Arsenic in rice—understanding a new disaster for South-East Asia. *Trends Plant Sci.* 9: 415–417.
- Mehra, O.P. and M.L. Jackson. 2013. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Clays Clay Miner.* 5: 317–327.
- Novoa-Munoz, J.C., J.M.G. Queijeiro, D. Blanco-Ward, C. Alvarez-Olleros, E. Garcia-Rodeja and A. Martinez-Cortizas. 2007. Arsenic fractionation in agricultural acid soils from NW Spain using a sequential extraction procedure. *Sci. Total Environ.* 378: 18–22.
- Onthong, J. 2014. Plant and Soil Analysis. Department of Earth Science, Faculty of Natural Resources, Prince of Songkla University, Songkhla. 300 pp. (in Thai).
- Onthong, J. and C. Poonpakdee. 2014. Plant and Soil Analysis. Department of Earth Science, Faculty of Natural Resources, Prince of Songkhla University, Songkhla. 168 pp. (in Thai).

- Otones, V., E. Álvarez-Ayuso, A. Garcia-Sanchez, I. Santa Regina and A. Murciego. 2011. Mobility and Phyto availability of arsenic in an abandoned mining area. *Geoderma*. 166: 153–161.
- Pollution Control Department Ministry of Natural Resources and Environment. 2004. Soil Quality Standard. Office of Natural Resources and Environmental Policy and Planning, Bangkok. (in Thai)
- Redman, A.D., D.L. Macalady and D. Ahmann. 2002. Natural organic matter affects arsenic speciation and sorption onto hematite. *Environ. Sci. Technol.* 36: 2889–2896.
- Sarkar, D. and R. Datta. 2004. Human health risks from arsenic in soils: Does one model fit all. *Arch. Environ. Health*. 59: 337–341.
- Schwertmann, U. 1973. Use of oxalate for Fe extraction from soils. *Can. J. Soil Sci.* 53: 244–246.
- Smith, E., R. Naidu, J. Weber and A.L. Juhasz. 2008. The impact of sequestration on the bioaccessibility of arsenic in long-term contaminated soils. *Chemosphere*. 71: 773–780.
- Songsirikul, A. 1994. Effect of Flood on Arsenic Contamination in Water Well at Ronphiboon District, Nakornsrihammarat Province, Southern Thailand. MS Thesis, Mahidol University, Bangkok. (in Thai)
- Suwanmanee, A. 1991. Distribution of Arsenic in the Environment of Amphoe Ronpibul Changwat Nakhon Si Thammarat. MS Thesis, Prince of Songkla University, Songkhla. (in Thai)
- Taggart, M.A., M. Carlisle, D.J. Pain, R. Williams, D. Osborn, A. Joyson and A.A. Meharg. 2004. The distribution of arsenic in soils affected by the Aznalcollar mine spill, SW Spain. *Sci. Total Environ.* 323: 137–152.
- Tang, X.Y., Y.G. Zhu, X.Q. Shan, R. McLaren and J. Duan. 2007. The ageing effect on the bioaccessibility and fractionation of arsenic in soils from China. *Chemosphere* 66: 1183–1190.
- Visoottiviseth, P., K. Francesconi and W. Sridokchan. 2002. The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land. *Environ. Pollut.* 118: 453–461.
- Vunpun, T. 2008. Arsenic Content in Rock Samples from Chiang Khong District, Chiang Rai and Phayao Province. Mineral Resources and Analysis Division. Department of Mineral Resources, Bangkok. (in Thai)
- Wang, Y., X. Zeng, Y. Lu, S. Su, L. Bai, L. Li and C. Wu. 2015. Effect of aging on the bioavailability and fractionation of arsenic in soils derived from five parent materials in a red soil region of Southern China. *Environ. Pollut.* 207: 79–87.

- Wenzel, W.W., N. Kirchbaumer, T. Prohaska, G. Stingeder, E. Lombi and D.C. Adriano. 2001. Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. *Anal. Chim. Acta.* 436: 309–323.
- WHO. 1981. Environmental Health Criteria for Arsenic. World Health Organization, United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland. 512 pp.
- Wilson, F.H. and D.B. Hawkins. 1978. Arsenic in streams stream sediments and ground water, Fairbanks area, Alaska. *Environ. Geol.* 2: 195–202.