

ความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อตื้น และความสัมพันธ์  
กับอุบัติการณ์มะเร็งช่องปาก และมะเร็งหลอดอาหาร  
ใน อ.นาหม่อม จ.สงขลา

จเร วุฒิศาสตร์<sup>1</sup> ธวัช ชิตตระการ<sup>2</sup> ดร.ณิ ่องสุวรรณ<sup>3</sup> และ ไตรภพ ่องสุวรรณ<sup>4</sup>

Abstract

Wutthisasna, J., Chittrakarn, T., Bhongsuwan, D. and Bhongsuwan, T.  
Concentration of Ra-226 in shallow well water and its relation with  
the evidence of oral and esophagus cancers in Namom District,  
Songkhla Province  
Songklanakarinn J. Sci. Technol., 2006, 28(1) : 201-215

Altogether 150 water samples were collected from shallow wells widely distributed in Namom district, Songkhla province. Co-precipitation technique was used to absorb radium into co-precipitate Ra-BaSO<sub>4</sub>, which was measured for Ra-226 using a low background alpha spectrometer. The results showed that the Ra-226 concentration in well water in Namom district ranged 3.51-292.1 mBq/l, with a geometric mean 50.7 mBq/l. Ra-226 concentration in thirty one water samples or 29.31% exceeded 111 mBq/l, which was the maximum contaminant level of the US Environmental Protection Agency. Six villages having an arithmetic mean of Ra-226 concentration in well water exceeding the 111 mBq/l level included Ban Kottang Moo 2, Pijit sub-district; Ban Tungkho Moo 2, Namom sub-district; Ban Lancai Moo 2, Ban Tungpho Moo 3, Tung

Department of Physics, Faculty of Science, Prince of Songkla University, Hat Yai, Songkhla, 90112 Thailand.

<sup>1</sup>นักศึกษาลัทธิสุตร วท.ม. สาขาฟิสิกส์ <sup>2</sup>Ph.D.(Nuclear Physics) รองศาสตราจารย์ <sup>3</sup>วศ.ม.(นิเวศลิษฐ์เทคโนโลยี) สาขาวัสดุศาสตร์ <sup>4</sup>Ph.D.(Applied Geophysics) ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ภาควิชาฟิสิกส์ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา 90112

Corresponding e-mail: tripop.b@psu.ac.th

รับต้นฉบับ 14 กุมภาพันธ์ 2548      รับลงพิมพ์ 21 มิถุนายน 2548

kamin sub-district; Ban Meapia Moo 3, Ban Tonpling Moo 5, Klongrang sub-district. Ban Tonpling Moo 5 had the highest concentration at 177.8 mBq/l. The high Ra-226 contaminated water wells are generally located in granitic basement with associated fault/fracture zones. The estimated annual dose averaged over Namom district was 15.3  $\mu$ Sv while people living in Ban Tonpling Moo 5 met the highest estimated annual dose of 36.3  $\mu$ Sv. However, the ratios between the number of water wells with and without associated oral and esophagus cancer cases in the area where the estimated dose is over and below 8  $\mu$ Sv did not differ significantly.

**Key words :** Ra-226, shallow well water, co-precipitation, alpha spectrometer, cancer

### บทคัดย่อ

จเร วุฒิสานน์ ธวัช ชิตตระการ ดร.ณี ผ่องสุวรรณ และ ไตรภพ ผ่องสุวรรณ  
ความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อตื้น และความสัมพันธ์กับอุบัติการณ์มะเร็งช่องปาก  
และมะเร็งหลอดอาหาร ใน อ.นาหม่อม จ.สงขลา  
ว. สงขลานครินทร์ วทท. 2549 28(1) : 201-215

เก็บตัวอย่างน้ำบ่อตื้นใน อ.นาหม่อม จ.สงขลา ทั้งหมด 150 ตัวอย่าง กระจายไปทั่วอำเภอนาหม่อม ใช้เทคนิคการตกตะกอนร่วมเรเดียมด้วยตัวพาแบเรียม แล้วนำตะกอนไปวัดรังสีจากเรเดียม-226 ด้วยเครื่องสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา ผลการศึกษาพบว่า ความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อตื้นใน อ.นาหม่อม มีค่าอยู่ระหว่าง 3.5-292.1 mBq/l มีค่าเฉลี่ยเรเดียม-226 50.7 mBq/l มีจำนวนตัวอย่างน้ำ 31 ตัวอย่าง หรือ 29.3% ของทั้งหมด มีความเข้มข้นเรเดียม-226 สูงกว่า 111 mBq/l ซึ่งเป็นระดับปนเปื้อนสูงสุดที่ยอมรับได้ของทบวงกรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา หมู่บ้านที่มีค่าเฉลี่ยเรเดียม-226 สูงกว่า 111 mBq/l มี 6 หมู่บ้าน ได้แก่ บ้านโคกทัง หมู่ 2 ต.พิจิตร, บ้านทุ่งค้อ หมู่ 2 ต.นาหม่อม, บ้านลานไทร หมู่ 2, บ้านทุ่งโพธิ์ หมู่ 3 ต.ทุ่งขมิ้น และบ้านแม่เปี้ยะ หมู่ 3 บ้านต้นปริง หมู่ 5 ต.คลองหรีง โดยที่บ้านต้นปริง หมู่ 5 มีค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 เฉลี่ยสูงสุด เท่ากับ 177.8 mBq/l บ่อน้ำตื้นที่พบว่ามีค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ในปริมาณสูง ส่วนใหญ่จะพบอยู่ในบริเวณที่มีหินแกรนิตเป็นหินฐานและมีรอยเลื่อน เมื่อประเมินค่าปริมาณรังสีเฉลี่ยที่ประชาชนชาวนาหม่อมได้รับต่อปี โดยคิดจากค่าเฉลี่ยเรเดียม-226 ของ อ.นาหม่อม มีค่า 10.4  $\mu$ Sv ประชาชนที่บริโภคน้ำบ่อในบ่อน้ำต้นปริง หมู่ที่ 5 ต.คลองหรีง จะได้รับปริมาณรังสีสูงสุด เท่ากับ 36.4  $\mu$ Sv ต่อปี อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาสัดส่วนบ่อน้ำที่มีประวัติอุบัติการณ์มะเร็งหลอดอาหารและมะเร็งช่องปากกับบ่อน้ำที่ไม่มีประวัติมะเร็งในพื้นที่ที่จะได้รับปริมาณรังสีต่อปีสูงกว่าและต่ำกว่า 8  $\mu$ Sv ไม่ได้แสดงความสัมพันธ์กับอุบัติการณ์มะเร็งอย่างมีนัยสำคัญ

จากข้อมูลอุบัติการณ์ของโรคมะเร็งของหน่วยมะเร็ง คณะแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2533-2537 พบว่ามีผู้ป่วยโรคมะเร็งหลอดอาหาร และมะเร็งในช่องปากในพื้นที่ อ.นาหม่อม จ.สงขลา จำนวนมากผิดปกติ โดยค่าอุบัติการณ์มาตรฐานอายุ ASR (age-standardized incidence rates) เฉพาะในเพศชายเท่ากับ 24.8 และ 16.8 คน ต่อประชากรแสนคน ตามลำดับ (Tongsuksai *et al.*, 1997) ซึ่งเป็นค่าที่สูงเมื่อเทียบกับอำเภอใกล้เคียง จเร และคณะ (2547) ได้ศึกษาความเข้มข้นของโลหะหนักและธาตุหลักในน้ำบ่อตื้นใน อ.นาหม่อม

พบว่าธาตุหลัก Ca และ Mg มีความสัมพันธ์ที่ลึกลับว่าน้ำบ่อกลุ่มที่มีสมาชิกในบ้านเป็นโรคมะเร็งจะมีปริมาณ Ca และ Mg สูงกว่ากลุ่มบ่อน้ำที่ไม่มีสมาชิกในบ้านเป็นมะเร็ง อย่างไรก็ตาม ค่าความเข้มข้นธาตุโลหะหนักและธาตุหลัก รวมทั้ง Ca และ Mg ในน้ำบ่อทั้งหมดที่ตรวจวัดได้ยังไม่เกินค่ามาตรฐานน้ำดื่ม อีกทั้ง Ca และ Mg ไม่ได้เป็นสารก่อมะเร็ง ผู้วิจัยจึงได้สรุปว่าปริมาณโลหะหนักและธาตุหลักในน้ำบ่อใน อ.นาหม่อม ไม่เกี่ยวข้องกับอุบัติการณ์มะเร็งในพื้นที่นี้ อย่างไรก็ตาม จากข้อมูลการตรวจวัดกัมมันตภาพรังสีทางอากาศ (กรมทรัพยากรธรณี, 2532) พบว่า บาง

พื้นที่ใน อ.นาหม่อม มีค่าความเข้มข้นยูเรเนียมสมมูลที่ผิวดินสูงผิดปกติคือระหว่าง 8-12 สนล. และจากผลการวิจัยความเข้มข้นก๊าซกัมมันตรังสีเรดอนในอากาศและในน้ำบาดาลในพื้นที่ลุ่มน้ำทะเลสาบสงขลา (ไตรภพ และคณะ 2544) พบว่าพื้นที่ อ.นาหม่อม เป็นพื้นที่ที่มีความเสี่ยงที่จะพบปัญหาการปนเปื้อนสารกัมมันตรังสีธรรมชาติ (naturally occurring radionuclide) จากผลการตรวจวัดความเข้มข้นยูเรเนียมของหินแกรนิตสงขลา (Ishihara, 1980) และของหินแกรนิตในจังหวัดสงขลา พัทลุง บัตตานี (สุขสวัสดิ์, 2537) พบว่ามีความเข้มข้นยูเรเนียมสมมูลสูงสุดประมาณ 18 สนล. ซึ่งสูงกว่าความเข้มข้นเฉลี่ยยูเรเนียมสมมูลที่ผิวดินทั่วประเทศซึ่งมีค่าเท่ากับ 2.2 สนล. (กรมทรัพยากรธรณี, 2532) และสูงกว่าค่าเฉลี่ยยูเรเนียมสมมูลในหินแกรนิตทั่วไป 4.8 สนล. (Faure, 1986) ประกอบกับใน อ.นาหม่อม เคยมีรายงานการตรวจพบแร่กัมมันตรังสีทอริเบอร์ไนต์ (Punggrassami, 1984) ในเหมืองแร่แห่งหนึ่ง ซึ่งแร่ดังกล่าวมีส่วนประกอบของธาตุยูเรเนียมสูงถึง 48% โดยน้ำหนัก จากที่กล่าวมาข้างต้นจึงน่าจะเชื่อว่าพื้นที่ อ.นาหม่อม มีความเสี่ยงสูงที่จะพบปัญหาการปนเปื้อนสารกัมมันตรังสีธรรมชาติ

เรเดียม-226 เป็นไอโซโทปกัมมันตรังสีอยู่ในอนุกรมการสลายตัวของยูเรเนียม-238 (U-238 series) ที่มียูเรเนียม-238 เป็นนิวไคลด์ตั้งต้น มีครึ่งชีวิต  $4.468 \times 10^9$  ปี (Pfennig *et al.*, 1995) สลายตัวแบบต่อเนื่องมาเป็นเรเดียม-226 ซึ่งมีครึ่งชีวิต 1,600 ปี แล้วสลายตัวต่อไปเป็นแก๊สเรดอนกัมมันตรังสีเรดอน-222 ที่มีครึ่งชีวิต 3.82 วัน แก๊สเรดอนยังคงสลายตัวต่อไปจนถึงผลผลิตสุดท้ายเป็นตะกั่วซึ่งเป็นนิวไคลด์เสถียร (Marovic *et al.*, 1982) ในธรรมชาติสามารถพบเรเดียมได้ทั่วไปในหิน ดิน น้ำใต้ดิน เนื่องจากเรเดียมเป็นธาตุในหมู่ 2 (alkaline earth) เช่นเดียวกับ Ca, Mg ซึ่งสารประกอบในธรรมชาติของมันมีความสามารถละลายน้ำได้ดีจึงเป็นสาเหตุหนึ่งที่เรเดียมมีการแพร่กระจายสู่สิ่งแวดล้อมได้ง่ายผ่านทางระบบน้ำธรรมชาติ (Krishnaswami *et al.*, 1991) เรเดียม-226 สลายตัวให้รังสีแอลฟาซึ่งเป็นอนุภาคมีมวลและมีพลังงานสูง หากได้รับเรเดียม-226 เข้าสู่ร่างกายก็จะมีกรดดูดซึมและสะสมภายในร่างกายคล้ายกับแคลเซียม เรเดียม-226 ที่ติดค้างอยู่ในร่างกายจะยังคงสลายตัวปลดปล่อยรังสีแอลฟา

ระดมยิงทำลายเซลล์เนื้อเยื่อทำให้เกิดการระคายเคืองเซลล์ผิดปกติจนอาจก่อตัวเป็นมะเร็งได้ในที่สุด Mays และ Rowland (1985) รายงานว่า เรเดียมที่สะสมในร่างกายจัดเป็นสารก่อมะเร็งในกระดูก มะเร็งโพรงจมูก มะเร็งไซนัส และมะเร็งในส่วนศีรษะ (head carcinomas)

การวัดความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในน้ำอาจทำได้หลายวิธี เช่น การตกตะกอนร่วม (co-precipitation) ด้วยตัวพาแบเรียม (barium carrier) (Loyd and Drake, 1989) แล้วจึงนำตะกอนที่ได้ไปวัดรังสีแกมมาที่มาจากเรเดียม-226 โดยตรงด้วยเครื่องสเปกโตรมิเตอร์รังสีแกมมาหรือวัดรังสีแอลฟาของเรเดียม-226 ด้วยเครื่องสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา (Lawire *et al.*, 2000) เทคนิคเครื่องมือขั้นสูงทั่วไปที่นิยมใช้ในการวิเคราะห์ปริมาณธาตุในน้ำ เช่น AAA (Atomic Absorption Analysis), ICP-AES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry) ไม่สามารถวัดปริมาณหรือความเข้มข้นเรเดียมที่มีอยู่เพียงเล็กน้อยในระดับ  $10^{-6}$  สนล. จึงจำเป็นต้องใช้เทคนิคการตรวจวัดรังสีระดับต่ำและ/หรือใช้เทคนิคทางเคมีในการจับเรเดียมในน้ำในขั้นตอนแรก (Oliveira *et al.*, 1998) แล้วตามด้วยการใช้เทคนิคการตรวจวัดรังสีระดับต่ำ

รายงานวิจัยนี้เป็นผลการศึกษาความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้นที่ยังคงนิยมใช้บริโภคกันใน อ.นาหม่อม จ.สงขลา โดยใช้เทคนิคการตกตะกอนร่วมด้วยตัวพาแบเรียมเพื่อการจับเรเดียมในน้ำและเพื่อลดการรบกวนเนื่องจากการดูดกลืนรังสีแอลฟาของธาตุอื่นที่ไม่เกี่ยวข้องที่อาจมีปะปนอยู่ในน้ำ แล้ววิเคราะห์หาปริมาณเรเดียม-226 ด้วยเทคนิคสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา และประเมินปริมาณรังสีที่ประชาชนชาวนาหม่อมจะได้รับต่อปีจากเรเดียม-226 ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำ

## วัตถุประสงค์และวิธีการวิจัย

### 1. การเก็บตัวอย่างน้ำบ่อต้น

ในการวิจัยครั้งนี้ได้เก็บตัวอย่างน้ำบ่อต้นใน อ.นาหม่อม จากบ่อน้ำของบ้านจำนวน 150 หลังคาเรือนกระจายครอบคลุมพื้นที่ อ.นาหม่อม ทั้งหมด Figure 1 แสดงตำแหน่งพิกัดภูมิศาสตร์ของบ่อน้ำที่เก็บตัวอย่าง ซึ่ง

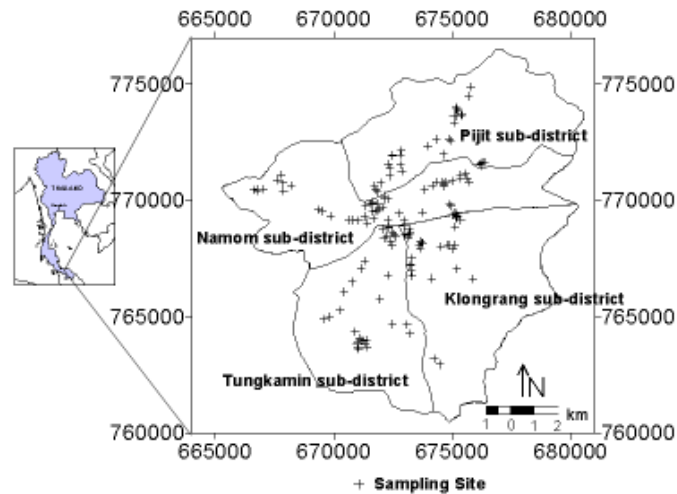


Figure 1. Map of Namom district showing the water sampling wells.

ตรวจสอบด้วยเครื่องบอกพิกัดภูมิศาสตร์ด้วยดาวเทียม (Trimble Navigator, Basic Plus, USA) ทำการเก็บตัวอย่างน้ำในช่วงเดือน เมษายน-พฤษภาคม พ.ศ. 2546 ตัวอย่างละ 10 ลิตร บรรจุในขวดโพลีเอทิลีนที่ล้างสะอาดด้วยน้ำกลั่น ปรับและรักษาสภาพน้ำตัวอย่างด้วยการเติมกรดไนตริกความเข้มข้น 1 N ปริมาตร 15 มล. ต่อตัวอย่างน้ำ 1 ลิตร เพื่อให้ให้น้ำอยู่ในสภาพที่เป็นกรดมีค่า pH ต่ำกว่า 2 แล้วเก็บรักษาน้ำตัวอย่างที่อุณหภูมิ 4°C (APHA, 1998)

## 2. การเตรียมตัวอย่างน้ำสำหรับการวัดด้วยระบบสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา

นำตัวอย่างน้ำบ่อที่รักษาสภาพไว้ ตัวอย่างละ 10 ลิตร มาระเหยให้เหลือปริมาตร 1 ลิตร แล้วกรองน้ำเพื่อกำจัดตะกอนแขวนลอยด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (Whatman, GF/F) นำน้ำตัวอย่างที่กรองแล้วมาผ่านกระบวนการตกตะกอนร่วม (Chart 1) (Krieger and Willtager, 1980; APHA, 1998) เริ่มด้วยการเติมกรด HCl 12 N ปริมาตร 20 มล. เติมตัวพาแบบเรียบปริมาณ 8 มก. ให้ความร้อนและคนจนเดือด จากนั้นเติมกรด  $H_2SO_4$  18 N ปริมาตร 20 มล. ให้ความร้อนแล้วคนต่อไปเป็นเวลา 30 นาที เพื่อให้เกิดการตกตะกอนร่วมที่สมบูรณ์ และเพื่อให้ออกซิเจนที่ติดค้างอยู่ละลายตัวออกไป ทิ้งไว้ 1 ชั่วโมง แล้วนำตัวอย่างไปกรองด้วยกระดาษกรองชนิดใยแก้ว ตะกอน

ที่ติดค้างบนกระดาษกรองจะอยู่ในรูป  $Ba(Ra)SO_4$  จากนั้นย้ายกระดาษกรองลงจานสแตนเลสขนาดเล็กที่ทำขึ้นเป็นพิเศษสำหรับวัดรังสี นำไปอบแห้งที่อุณหภูมิ 105°C แล้วเก็บตัวอย่างตะกอนที่ได้ไว้ในตู้ดูดความชื้นเป็นเวลา 25 วัน หลังจากนั้นนำตัวอย่างตะกอนบนจานสแตนเลสไปวัดรังสีแอลฟาของเรเดียม-226 ด้วยเครื่องสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา

## 3. การปรับเทียบมาตรฐานเครื่องสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟาที่ใช้

เครื่องสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟาที่ใช้งานจำเป็นต้องได้รับการปรับเทียบที่เหมาะสมกับระเบียบวิธีที่ใช้ในการวิจัย ซึ่งในงานวิจัยนี้ได้ทำการปรับเทียบโดยการตรวจวัดสารอ้างอิงมาตรฐานที่ทราบค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ที่มีอยู่

### 3.1 การหาประสิทธิภาพการจับเรเดียมด้วยกระบวนการตกตะกอนร่วมแบบเรียบ

ผู้วิจัยได้ทำการทดลองปรับเปลี่ยนค่าปริมาณแบบเรียบที่ใช้ในกระบวนการตกตะกอนเรเดียม และพบว่าปริมาณแบบเรียบ 8 มก. เป็นปริมาณที่เหมาะสมที่สุดในกระบวนการตกตะกอนร่วม และการวัดรังสีด้วยเครื่องสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟาที่ใช้ในการหาประสิทธิภาพการจับเรเดียมในตัวอย่างน้ำ ได้นำสารละลายมาตรฐานเรเดียม-226 ความแรง 470.9 mBq มาตกตะกอนร่วม

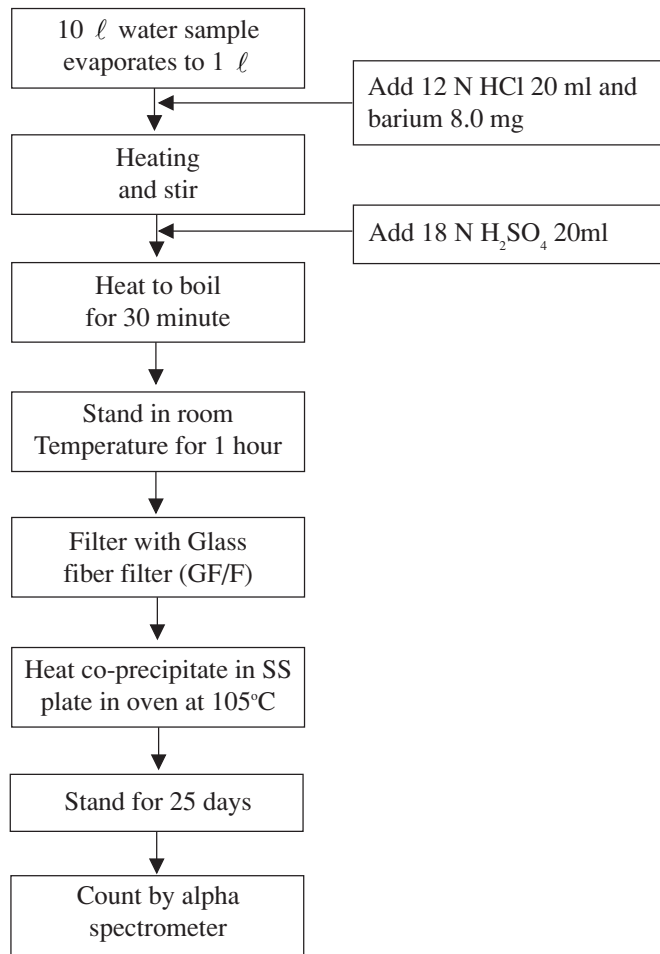
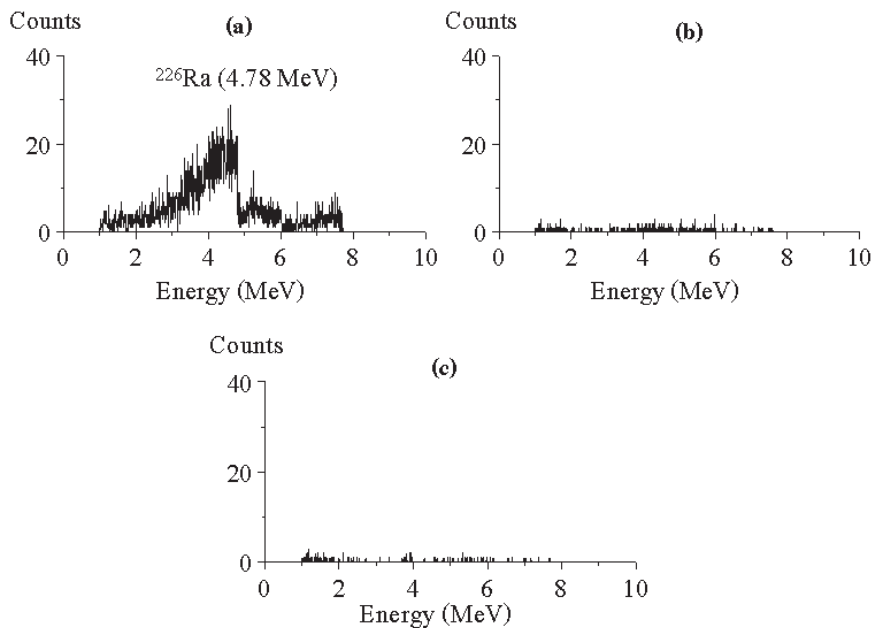


Chart 1. Flow chart of the co-precipitation technique used in the study.

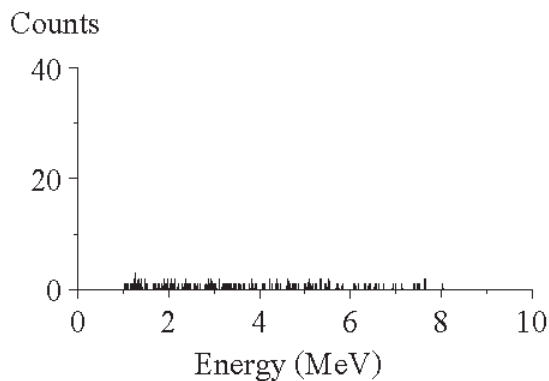
โดยใช้ตัวพาแบเรียม 8 มก. แล้วจึงนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านการตกตะกอนครั้งที่ 1 มาตกตะกอนซ้ำด้วยปริมาณตัวพาแบเรียม 8 มก. เท่าเดิม โดยการตกตะกอนซ้ำจำนวน 3 ครั้ง แล้วทิ้งตัวอย่างตะกอนให้อยู่ในภาวะสมดุลรังสี หลังจากนั้นนำไปวัดสเปกตรัมรังสีแอลฟา (Figures 2a, 2b, 2c) นับจำนวนรังสีแอลฟา (count) เฉพาะยอดพลังงานของเรเดียม-226 และหักลบรังสีภูมิหลัง (Figure 3) ตัวอย่างตะกอนที่ได้จากการตกตะกอนร่วมซ้ำครั้งที่ 2 และ 3 จะมีจำนวนนับรังสีแอลฟาน้อยลงจนใกล้เคียงกับรังสีภูมิหลังเมื่อนำจำนวนนับรังสีมาหาประสิทธิภาพการจับเรเดียมโดยวิธีการตกตะกอนร่วมในครั้งเดียว พบว่าสามารถจับเรเดียมในน้ำตัวอย่างได้ถึง 98.7%

### 3.2 การหาประสิทธิภาพของระบบวัดสเปกตรัมรังสีแอลฟาที่ใช้

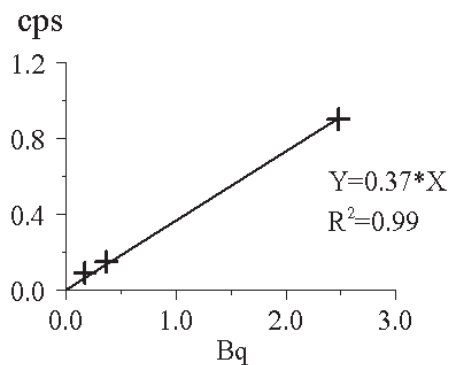
การหาประสิทธิภาพของระบบวัดรังสีแอลฟาได้ใช้สารอ้างอิงมาตรฐานขององค์การพลังงานปรมาณูระหว่างประเทศ (IAEA, The International Atomic Energy Agency) สำหรับเปรียบเทียบค่าจำนวนนับรังสีกับค่าความแรงรังสีเรเดียม-226 โดยใช้สารอ้างอิงมาตรฐาน IAEA-313, IAEA-314 และ IAEA RGU-1 (Strachnov *et al.*, 1991; Steger, 1987) ที่มีความแรงรังสีของเรเดียม-226 เท่ากับ 171, 366 และ 2476 mBq ตามลำดับ นำสารละลายมาตรฐานมาตกตะกอนร่วมด้วยแบเรียมตามวิธีการในหัวข้อที่ 2 แล้วนำตะกอนไปวัดด้วยสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา โดยใช้เวลาวัดรังสีนาน 6 ชั่วโมง



**Figure 2.** Alpha spectra of three precipitates after three repeated co-precipitation of standard Ra-226 contaminated water with 8 mg barium carrier, showing Ra-226 peak at 4.78 MeV, after (a) the first (b) the second and (c) the third co-precipitations.



**Figure 3.** Alpha spectrum of background with 6 hours counting time.



**Figure 4.** Standard calibration curve for alpha count rate (cps) vs. activity of Ra-226 (Bq).

**4. การวัดปริมาณรังสีแอลฟาของเรเดียม-226 ในตะกอนที่เตรียมจากตัวอย่างน้ำบ่อต้น**

ตะกอนร่วมเรเดียม-แบเรียมซัลเฟตในงานสแตนเลสที่เตรียมจากตัวอย่างน้ำบ่อต้นจำนวนทั้งหมด 150 ตัวอย่างรวมทั้งตะกอนที่เตรียมจากสารมาตรฐานและตะกอนภูมิหลังที่เตรียมจากน้ำกลั่น ได้นำมาตรวจวัดด้วยสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา (Canberra Model 4701, USA) โดยใช้หัววัด

ชนิด Passivated Implanted Planar Silicon (Canberra Model A450, USA) ระบบเชื่อมต่อกับเครื่องวิเคราะห์แบบหลายช่อง (MCA, Canberra Model 35+, USA) และเพื่อให้มีรังสีภูมิหลังมีค่าต่ำที่สุดจึงได้ทำการวัดรังสีของตะกอนตัวอย่างในระบบสุญญากาศระดับ < 300  $\mu\text{m}$  Hg โดยใช้ปั๊มสุญญากาศแบบโรตารี (Cenco Pressovac Model 90550, USA) สำหรับตัวอย่างตะกอนที่เตรียมจากน้ำบ่อ

จะใช้เวลาวัดรังสีนานตัวอย่างละ 4 ชั่วโมง

### ผลและการวิเคราะห์ผล

#### 1. ประสิทธิภาพของระบบแอลฟาสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟาที่ใช้

ผลการหาประสิทธิภาพของสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟาที่ใช้ โดยใช้สารละลายที่เตรียมจากสารอ้างอิงมาตรฐาน IAEA-313, IAEA-314 และ IAEA RGU-1 ที่มีความแรงรังสีของเรเดียม-226 เท่ากับ 171, 366 และ 2476 mBq ตามลำดับ นำมาตกตะกอนร่วมด้วยตัวพาแบบเตรียมตามวิธีการในหัวข้อที่ 2 แล้วนำไปวัดด้วยสเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา จากกราฟเปรียบเทียบมาตรฐาน (Figure 4) ที่พล็อตระหว่างอัตรานับ (cps) กับค่าความแรงรังสีของเรเดียม-226 ของสารมาตรฐาน (Bq) เมื่อคำนวณหาสมการเปรียบเทียบได้สมการ

$$\text{อัตรานับ (cps)} = 0.37 \times \text{ความแรงรังสีเรเดียม-226 (Bq)}$$

โดยมีค่าส.ป.ส.  $R^2 = 0.99$  จากสมการเปรียบเทียบมาตรฐานพบว่า ระบบวัดรังสีแอลฟาจากเรเดียม-226 ที่ใช้ในงานวิจัยนี้ มีประสิทธิภาพ 37%

ผลการวัดค่ารังสีกัมมันต์ซึ่งเตรียมจากการตกตะกอนร่วมโดยใช้ตัวอย่างน้ำกลั่นจำนวน 3 ครั้ง ตัวอย่างสเปก-

ตรัมรังสีกัมมันต์หลังแสดงใน Figure 3 ได้ค่าอัตรานับรังสีเฉลี่ยเท่ากับ 0.000987 cps โดยมีค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน ( $\sigma$ ) เท่ากับ 0.000134 cps ค่าความผิดพลาดต่ำสุดของการวัด (L.L.D.) ตามสมการของ Curie (1968) ได้เท่ากับ 1.7 mBq

#### 2. ความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้น ใน อ.นาหม่อม

ผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในตัวอย่างน้ำบ่อต้นทั้งหมด 150 ตัวอย่าง แสดงใน Table 1 โดยความเข้มข้นเรเดียม-226 มีค่าอยู่ระหว่าง 3.5-292.1 mBq/l เมื่อนำค่าดังกล่าวมาเขียนกราฟแจกแจงความถี่พบว่า ข้อมูลมีลักษณะการแจกแจงแบบเบ้ไปทางขวา (Figure 5a) คือมีหางยาวไปทางค่าสูง โดยมีค่าทางสถิติที่สำคัญ ได้แก่ ค่าฐานนิยม (mode) ค่ามัธยฐาน (median) และค่าเฉลี่ยเลขคณิต (arithmetic mean) เท่ากับ 22.6, 50.3 และ 75.1 mBq/l ตามลำดับ ค่าเฉลี่ยเลขคณิตและค่ามัธยฐานต่างกันค่อนข้างมาก ดังนั้นค่าเฉลี่ยเลขคณิตจึงไม่ใช่ค่าตัวแทนที่ดีของการแจกแจงข้อมูลนี้ หากพิจารณาการกระจายของข้อมูลในสิ่งแวดล้อมซึ่งหลายกรณีพบว่ามีการแจกแจงเป็นแบบ log-normal (Limpert *et al.*, 2001) รวมทั้งความเข้มข้นเรเดียม-226 ในสิ่งแวดล้อม (Malance *et al.*, 1996) ผลการแจกแจงค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้น อ.นาหม่อม พบว่ามีการแจกแจง

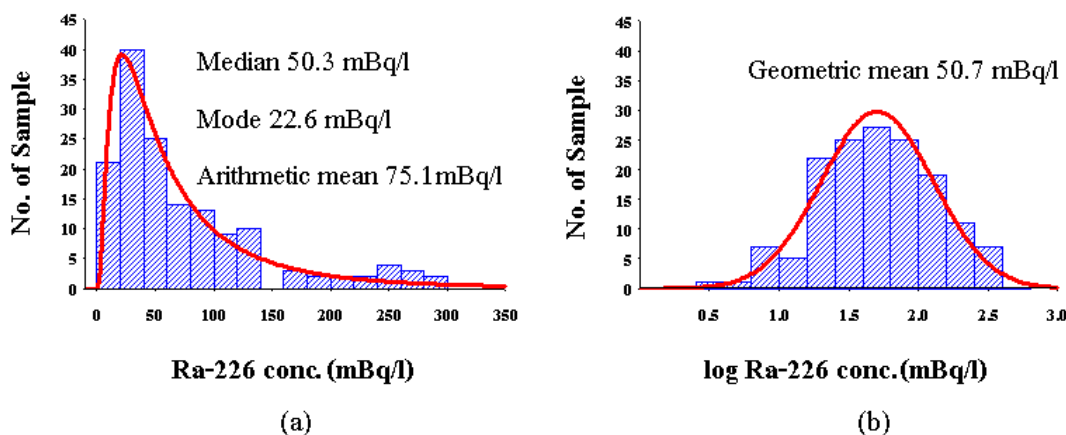


Figure 5. Histograms showing the distribution of Ra-226 concentration in all 150 water samples (a) a skewed distribution of linear data, (b) log-normal distribution of logarithmic data.

แบบ log-normal เช่นเดียวกัน ดังแสดงใน Figure 5b โดยมีค่าเฉลี่ยเรขาคณิต (geometric mean) เท่ากับ 50.7 mBq/l ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่ามัธยฐาน (50.3 mBq/l) ดังนั้นจึงควรใช้ค่ามัธยฐาน (50.3 mBq/l) หรือค่าเฉลี่ยเรขาคณิต (50.7 mBq/l) เป็นค่าตัวแทนของค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้นใน อ.นาหม่อม

### 3. ความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อและการกระจายในพื้นที่

จากผลการวิเคราะห์ข้อมูลความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้นทั่วทั้งพื้นที่ อ.นาหม่อม พบว่ามีค่ากระจายอยู่ในช่วงกว้าง (3.5-292.1 mBq/l) โดยมีค่ามัธยฐานต่ำกว่าค่าสูงสุดอยู่มาก จึงเป็นไปได้ว่าค่าความเข้มข้นสูงอาจกระจุกตัวในพื้นที่ใดพื้นที่หนึ่ง จึงได้วิเคราะห์ข้อมูลในระดับตำบลและหมู่บ้าน เพื่อกำหนดขอบเขตพื้นที่เสี่ยงต่อปัญหาเรเดียมในน้ำให้อยู่ในระดับหมู่บ้าน ไม่ให้กระทบพื้นที่ทั้งอำเภอ

เมื่อพิจารณาค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อ อ.นาหม่อม เทียบกับเกณฑ์มาตรฐานค่าความเข้มข้นสูงสุดที่ยอมรับได้ (MCL, Maximum Contaminant Level) ของทบวงการพิทักษ์สิ่งแวดล้อมของประเทศสหรัฐอเมริกา (US.EPA, 1976) ที่กำหนดว่าค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำดื่มไม่ควรเกิน 111 mBq/l ผลการศึกษาตัวอย่างน้ำบ่อจาก อ.นาหม่อม ทั้งหมด พบว่ามี 31 ตัวอย่าง ที่มีความเข้มข้นเรเดียม-226 เกินค่า MCL หรือคิดเป็น 29.31% ของจำนวนตัวอย่างทั้งหมด

เพื่อให้ทราบว่าเป็นประชาชนในแต่ละพื้นที่ของ อ.นาหม่อม จะมีโอกาสเสี่ยงที่จะได้รับปริมาณรังสีจากการบริโภคน้ำปนเปื้อนเรเดียม-226 มากน้อยเพียงใด จึงได้วิเคราะห์ข้อมูลโดยแยกตามเขตปกครองระดับตำบล และหมู่บ้าน (Table 1) ดังต่อไปนี้

**ตำบลพิจิตร** ผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในตัวอย่างน้ำบ่อจำนวน 33 ตัวอย่าง จาก ต.พิจิตร ค่าความเข้มข้นของเรเดียม-226 เฉลี่ยมีค่า 53.9 mBq/l ค่าเฉลี่ยสูงสุด (126.5 mBq/l) ตรวจพบที่หมู่ที่ 2 บ้านโคกทัง ซึ่งสูงกว่าค่า MCL ค่าเฉลี่ยต่ำสุด (30.7 mBq/l) ตรวจพบที่หมู่ที่ 6 บ้านคลองม่วงตก เมื่อพิจารณาค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเรเดียม-226 ในน้ำตัวอย่างจาก

หมู่ที่ 1, 3, 4, 5 และ 6 โดยไม่คิดค่าเฉลี่ยจากหมู่ที่ 2 พบว่าค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำจะมีความแตกต่างกันไม่มากนัก โดยมีค่าเฉลี่ยที่ใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 30.7-52.7 mBq/l และหมู่บ้านที่มีค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำเฉลี่ยรองจากหมู่ที่ 2 คือหมู่ที่ 4 บ้านพลีควาย สำหรับความเข้มข้นเฉลี่ยของเรเดียม-226 ในน้ำตัวอย่างจากหมู่ที่ 2 บ้านโคกทัง พบแตกต่างจากของหมู่บ้านอื่นๆ ใน ต.พิจิตร อย่างเห็นได้ชัด ซึ่งน่าจะมาจากลักษณะเฉพาะทางเคมีของชั้นดินและชั้นน้ำในบริเวณนี้

**ตำบลนาหม่อม** ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำบ่อจำนวน 51 ตัวอย่าง ได้ค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 เฉลี่ยใน ต.นาหม่อม เท่ากับ 63.8 mBq/l ค่าความเข้มข้นเฉลี่ยสูงสุดพบที่หมู่ 2 บ้านทุ่งค้อ 118.1 mBq/l สูงกว่าค่า MCL ไม่มากนัก ความเข้มข้นเฉลี่ยต่ำสุด (27.7 mBq/l) เป็นของตัวอย่างน้ำจากบ้านพรูเม่า หมู่บ้านที่ค่าความเข้มข้นเฉลี่ยรองมาจากหมู่ที่ 2 คือ หมู่ที่ 10 บ้านต้นวัด มีค่า 96.5 mBq/l ค่าสูงที่สุดกับค่ารองลงมาแตกต่างกันไม่มากนัก โดยค่าความเข้มข้นเฉลี่ยของเรเดียม-226 ในตัวอย่างน้ำจากทั้งหมด 10 หมู่บ้านใน ต.นาหม่อม มีการกระจายของข้อมูล โดยไม่มีหมู่บ้านที่มีค่าสูงสุดหรือต่ำสุดแยกออกมาอย่างเด่นชัด

**ต.ทุ่งขมิ้น** ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำบ่อต้นจำนวน 33 ตัวอย่าง พบความเข้มข้นของเรเดียม-226 เฉลี่ยของ ต.ทุ่งขมิ้น มีค่า 81.7 mBq/l โดยมีค่าเฉลี่ยสูงกว่าค่า MCL อยู่ 2 หมู่บ้านคือหมู่ที่ 2 บ้านลานไทร และหมู่ที่ 3 บ้านทุ่งโพธิ์ (124.9 และ 151.3 mBq/l) ตามลำดับ น้ำตัวอย่างจากหมู่ที่ 7 บ้านทุ่งโพธิ์ มีค่าเฉลี่ยใกล้เคียงกับค่า MCL คือ 103.7 mBq/l ส่วนค่าความเข้มข้นต่ำสุด (21.9 mBq/l) ตรวจพบที่หมู่ 1 บ้านทุ่งขมิ้น ค่าความเข้มข้นเฉลี่ยในหมู่ 4, 5, 6 มีค่าไม่สูงมากนัก น้อยกว่าความเข้มข้นเฉลี่ยในหมู่ที่ 2, 3, 7 สำหรับหมู่ที่ 3 บ้านทุ่งโพธิ์ ที่พบค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในน้ำสูงที่สุดนั้น อาจเป็นผลมาจากประวัติการเปิดหน้าดินเพื่อการทำเหมืองในอดีต ทำให้บริเวณนี้มีการปนเปื้อนของเรเดียม-226 ในปริมาณมากกว่าหมู่บ้านใกล้เคียง

**ตำบลคลองหรีง** ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำทั้งหมด 33 ตัวอย่าง ได้ค่าความเข้มข้นเฉลี่ยเรเดียม-226 ของ ต.คลองหรีง มีค่า 107.0 mBq/l โดยหมู่ที่ 5 บ้านต้นปริง



**Table 1. Average concentration of Radium-226 in shallow well water and the estimated annual dose.**

Sub district / village (No. of sample)	Village No.	Ra-226 concentration (mBq/l)			Mean annual Dose ( $\mu$ Sv)
		Min. - max.	Mean	S.D.	
Ban Naenpijit (10)	1	12.7-115.1	44.4	31.1	9.17
Ban Koktang (5)	2	14.5-262.4	126.5	110.0	25.9
Ban Kokpayom (5)	3	22.6-57.5	41.0	14.0	8.4
Ban Pleekway (4)	4	48.8-60.2	52.7	5.1	10.8
Ban Tungnawan (4)	5	3.5-83.4	33.6	34.6	6.9
Ban Klongmuangtok (5)	6	21.6-38.4	30.7	7.4	6.3
Mean of Pijit sub-district (33)		3.5-262.4	53.9	54.3	11.0
Ban Tungtanod (5)	1	29.0-198.7	89.8	68.9	18.4
Ban Tungkho (8)	2	23.8-285.0	118.1	98.8	24.1
Ban Plumau (3)	3	6.8-42.9	27.7	18.7	5.7
Ban Kwounjong (9)	4	9.3-28.1	16.9	7.4	3.4
Ban Namuang (9)	5	17.2-134.1	69.5	35.4	14.2
Ban Nai (3)	6	16.3-136.2	65.7	62.7	13.4
Ban Chaina (4)	7	26.5-75.1	57.1	21.5	11.7
Ban Tungpakain (3)	8	16.5-83.2	39.8	37.6	8.1
Ban Khochapu (3)	9	4.7-41.0	22.0	18.2	4.5
Ban Teenwat (4)	10	50.5-130.7	96.5	34.3	19.7
Mean of Namom sub-district (51)		4.7-285.0	63.8	59.5	13.0
Ban Tungkamin (4)	1	6.8-44.4	21.9	16.3	4.5
Ban Lancai (3)	2	34.5-269.8	124.9	126.7	25.5
Ban Tungpho (5)	3	91.9-253.9	151.3	69.1	30.9
Ban Natongsuk (4)	4	9.8-126.3	58.4	49.0	11.9
Ban Na (3)	5	22.2-28.1	24.3	3.3	5.0
Ban Tungkamin (7)	6	8.9-164.2	63.6	61.3	13.0
Ban Tungpho (7)	7	55.4-258.5	103.7	73.6	21.2
Mean of Tungkamin sub-district (33)		6.8-269.8	81.7	74.2	16.7
Ban Klongrang (7)	1	30.8-245.1	110.7	89.2	22.6
Ban Maepia (5)	2	50.1-115.2	93.2	27.8	19.1
Ban Meapia (7)	3	27.2-292.1	157.4	88.2	32.2
Ban Sea (7)	4	31.7-216.3	71.1	69.3	14.5
Ban Tonpling (2)	5	91.7-264.0	177.8	-	36.4
Ban Plukting (5)	6	24.3-107.1	66.7	31.5	13.6
Mean of Klongrang sub-district (33)		24.3-292.1	107.0	77.3	21.9
Overall Namom District (150)		3.5-292.1			
Arithmetic mean (150)			75.1	68.3	15.3
Geometric mean (150)			50.7	2.5*	10.4

Note \* Multiplicative standard deviation

และหมู่ที่ 3 มีค่าเฉลี่ยสูงสุด 177.8 และ 157.4 mBq/l ตามลำดับ ซึ่งสูงกว่าค่า MCL หมู่ที่ 1 มีค่าเฉลี่ย 110.7 mBq/l ค่าเฉลี่ยความเข้มข้นเรเดียม-226 ต่ำสุดใน ต.คลองหรีง อยู่ที่หมู่ที่ 6 บ้านปลักทิง มีค่า 66.7 mBq/l ส่วนในหมู่ที่ 2, 4 และ 6 มีค่าเฉลี่ยยังไม่เกินค่า MCL

ความเข้มข้นเฉลี่ยของเรเดียม-226 จะมีค่ามากที่สุดที่ ต.คลองหรีง ต.ทุ่งขมิ้น ต.นาหม่อม ต.พิจิตร โดยเรียงลำดับจากมากไปน้อย ตำบลพิจิตรเป็นตำบลที่ตรวจพบมีค่าเฉลี่ยเรเดียม-226 ต่ำที่สุด แต่ก็ยังพบว่ามีหมู่บ้านที่มีค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของเรเดียม-226 สูงกว่าค่า MCL คือหมู่ที่ 2 บ้านโคกทัง

#### 4. การกระจายของเรเดียม-226 ใน อ.นาหม่อม และ ความสัมพันธ์กับธรณีวิทยาในพื้นที่

เมื่อนำค่าความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในน้ำ ตัวอย่างจากจุดเก็บตัวอย่างทั้งหมด 150 จุด มาทำแผนที่คอนทัวร์ (Figure 6) พบว่า พื้นที่ที่มีค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ระหว่าง 100-250 mBq/l จะอยู่เป็นบริเวณกว้างใน ต.คลองหรีง และกินเนื้อที่เข้าไปใน ต.นาหม่อม ทางทิศตะวันตก เมื่อพิจารณาแผนที่ธรณีวิทยา (Figure 7) พบว่าบริเวณดังกล่าวเป็นบริเวณที่มีหินแกรนิตเป็นหินฐาน Pungrassami (1984) ตรวจพบรอยเลื่อนในหินแกรนิตบริเวณดังกล่าวซึ่งมีการแปรสภาพด้วยอิทธิพลของก๊าซและสารละลายร้อน โดยตรวจพบการแปรสภาพของแร่เฟลด์สปาร์ไปเป็นแร่ดินขาว หินแกรนิตที่นี้จึงมีลักษณะผุและพรุน จึงน่าจะเป็นสาเหตุสำคัญทำให้ธาตุโลหะรวมทั้งเรเดียมในหินมีโอกาสถูกชะล้างละลายออกมาด้วยการบวม การของน้ำบาดาลได้ง่ายกว่าในหินแกรนิตทั่วไปซึ่งเป็นหินแข็งและแน่น (Dickson, 1990) ทำให้พื้นที่ในบริเวณนี้มีความเข้มข้นของเรเดียม-226 สูงกว่าในบริเวณข้างเคียง

#### 5. ปริมาณเรเดียม-226 ที่ร่างกายได้รับต่อปี

ผลการตอบแบบสอบถามการใช้น้ำบริโภคของประชาชนใน อ.นาหม่อม พบว่าน้ำบ่อน้ำยังคงเป็นแหล่งน้ำหลักสำหรับการบริโภคและอุปโภคของประชาชน เมื่อประเมินปริมาณการบริโภคน้ำปนเปื้อนเรเดียม-226 ของชาว อ.นาหม่อม โดยอนุโลมใช้เกณฑ์ของ WHO (2002) ซึ่งประเมินอัตราการบริโภคน้ำไว้ที่ 2 ลิตร/วัน/คน ในเวลา

1 ปี จะดื่ม 730 ลิตร เมื่อใช้ค่าปัจจัย  $2.8 \times 10^{-7}$  Sv/Bq ซึ่งใช้สำหรับการประเมินปริมาณรังสีสมมูลที่ร่างกายของผู้ใหญ่ได้รับต่อปี (adult annual equivalent dose) ผลการคำนวณปริมาณรังสีที่ได้รับจากการบริโภคน้ำบ่อน้ำใน อ.นาหม่อม แสดงอยู่ใน Table 1

ICRP (International Commission on Radiological Protection) ได้กำหนดเกณฑ์ปริมาณรังสีที่บุคคลทั่วไปได้รับจากรังสีทุกชนิดด้วยค่าปริมาณรังสีขนาดเสี่ยง (committed dose) ว่าควรได้รับไม่เกิน 0.1 mSv หรือเท่ากับ 1/10 ของเกณฑ์ปลอดภัย 1 mSv (dose limit; ICRP, 1991) ซึ่งยังคงเป็นปริมาณรังสีที่สูงมากเมื่อเทียบกับปริมาณรังสีที่จะได้รับจากรังสีเรเดียม-226 ในน้ำดื่ม อย่างไรก็ตาม UNSCEAR (2000) ได้กำหนดปริมาณรังสีขนาดเสี่ยงที่จะได้รับจากรังสีเรเดียม-226 ต่ออายุ-น้ำหนัก ว่าไม่ควรเกิน 8  $\mu$ Sv/ปี ในการศึกษาครั้งนี้ได้อนุโลมใช้เกณฑ์นี้เพื่อประเมินปริมาณรังสีที่ชาว อ.นาหม่อม จะได้รับจากรังสีเรเดียม-226 ในน้ำบ่อน้ำ โดยแยกพิจารณาในระดับตำบลดังต่อไปนี้

**ตำบลพิจิตร** ค่าปริมาณรังสีเฉลี่ยที่ประชาชนชาว ต.พิจิตร ได้รับต่อปี มีค่า 11.0  $\mu$ Sv ค่าสูงสุดอยู่ที่หมู่ที่ 2 บ้านโคกทังมีค่าสูงถึง 25.9  $\mu$ Sv และในหมู่ที่ 1, 2, 3 และ 4 มีค่าเกินกว่า 8  $\mu$ Sv โดยอาจแยกกลุ่มหมู่บ้านออกเป็น 2 กลุ่ม กลุ่มแรกเป็นกลุ่มที่ปริมาณรังสีที่ได้รับเข้าไปในร่างกายต่อปีเกินกว่า 8  $\mu$ Sv คือประชาชนในหมู่ที่ 1, 2, 3 และ 4 และกลุ่มที่สองเป็นกลุ่มที่จะได้รับปริมาณรังสีต่อปีเฉลี่ยต่ำกว่า 8  $\mu$ Sv คือประชาชนในหมู่ที่ 5 และ 6

**ตำบลนาหม่อม** ค่าปริมาณรังสีที่ประชาชนใน ต.นาหม่อม ได้รับต่อปี จากปริมาณเรเดียม-226 ในน้ำดื่ม มีค่าเฉลี่ย 13.0  $\mu$ Sv สูงกว่าใน ต.พิจิตรไม่มากนัก หมู่ที่ 2 บ้านทุ่งค้อมีค่าสูงสุดคือ 24.1  $\mu$ Sv โดยสามารถแยกกลุ่มหมู่บ้านออกเป็น 2 กลุ่ม กลุ่มแรกที่จะได้รับปริมาณรังสีต่อปีสูงกว่า 8  $\mu$ Sv คือประชาชนในหมู่ที่ 1, 2, 5, 6, 7, 8 และ 10 และกลุ่มที่ค่าได้รับปริมาณรังสีเฉลี่ยต่อปีต่ำกว่า 8  $\mu$ Sv คือประชาชนในหมู่ที่ 3, 4 และ 9

**ตำบลทุ่งขมิ้น** ค่าปริมาณรังสีที่ประชาชนใน ต.ทุ่งขมิ้นได้รับต่อปี จากปริมาณเรเดียม-226 ในน้ำบ่อน้ำที่ใช้ดื่มมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 16.7  $\mu$ Sv โดยประชาชนในหมู่ที่ 2, 3, 4, 6 และ 7 จะได้รับปริมาณรังสีเกินกว่า 8  $\mu$ Sv และ

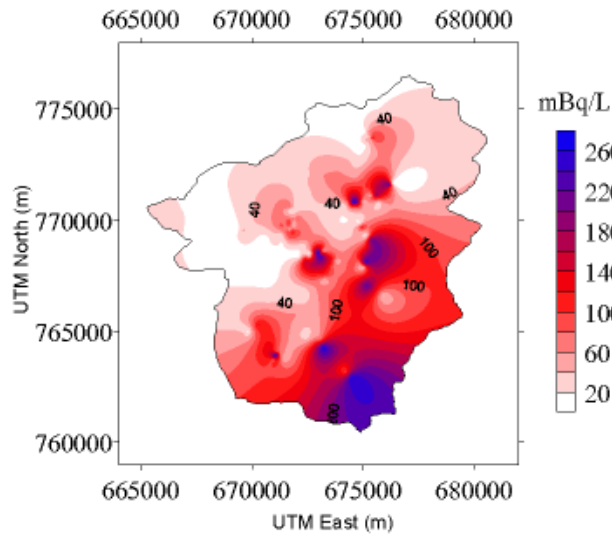


Figure 6. Contour map of Ra-226 concentration in shallow well water in Namom district, Songkhla province.

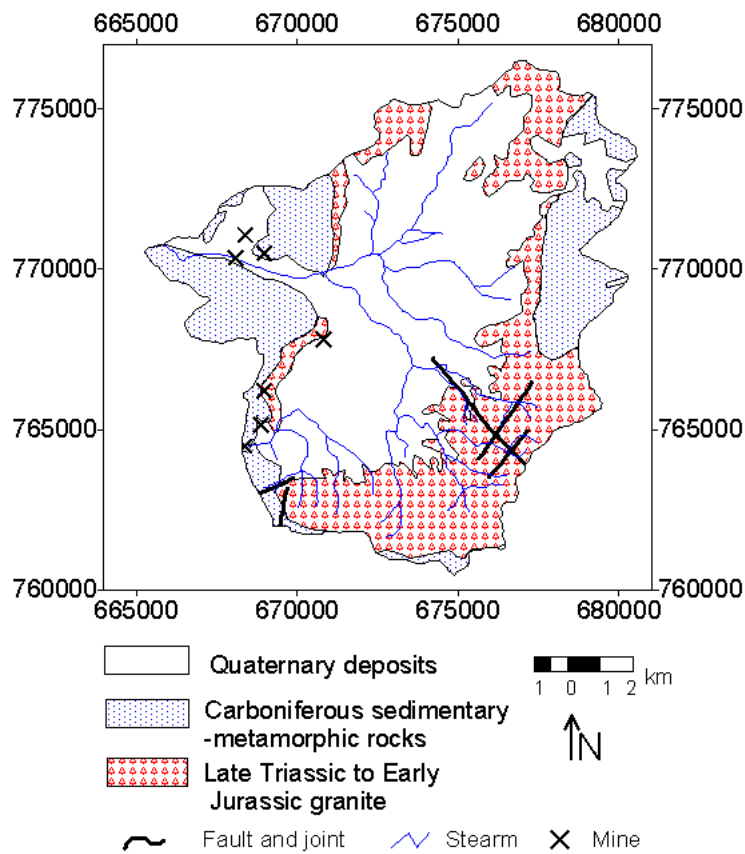
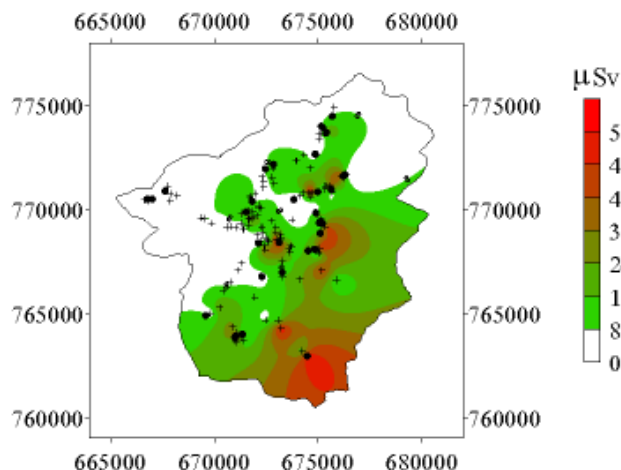


Figure 7. Geologic map of the Namom District (Redrawn from Pungrasami, 1984)



**Figure 8. Contour map of the estimated annual dose ( $\mu\text{Sv}$ ) Ra-226 in Namom district. Symbols indicate shallow wells with related cancer evidences (●) and without cancer evidence (+).**

ประชาชนในหมู่ที่ 1 และ 5 จะได้รับปริมาณรังสีเฉลี่ยต่อปีต่ำกว่า  $8 \mu\text{Sv}$

ตำบลคลองหริ่ง ประชาชนชาว ต.คลองหริ่ง จะได้รับปริมาณรังสีต่อปี เฉลี่ยเท่ากับ  $21.9 \mu\text{Sv}$  โดยทุกหมู่บ้านใน ต.คลองหริ่ง จะได้รับปริมาณรังสีเกินกว่า  $8 \mu\text{Sv}$  หมู่บ้านที่ได้รับต่ำสุดคือ หมู่ที่ 6 บ้านปลักทิงได้รับ  $13.6 \mu\text{Sv}$  ต่อปี จากการจัดอันดับหมู่บ้านที่ประชาชนจะได้รับปริมาณรังสีจากเรเดียม-226 ในน้ำ สูงสุด 10 อันดับแรก ประกอบด้วย บ้านต้นปริง หมู่ 5 ต.คลองหริ่ง ( $36.4 \mu\text{Sv}$ ) บ้านแม่เปี้ยะ หมู่ 3 ต.คลองหริ่ง ( $32.2 \mu\text{Sv}$ ) บ้านทุ่งโพธิ์ หมู่ 3 ต.ทุ่งขม้น ( $30.9 \mu\text{Sv}$ ) บ้านโคกทัง หมู่ 2 ต.พิจิตร์ ( $25.9 \mu\text{Sv}$ ) บ้านลานไทร หมู่ 2 ต.ทุ่งขม้น ( $25.5 \mu\text{Sv}$ ) บ้านทุ่งค้อ หมู่ 2 ต.นาหม่อม ( $24.1 \mu\text{Sv}$ ) บ้านคลองหริ่ง หมู่ 1 ต.คลองหริ่ง ( $22.6 \mu\text{Sv}$ ) บ้านทุ่งโพธิ์ หมู่ 7 ต.ทุ่งขม้น ( $21.2 \mu\text{Sv}$ ) บ้านตีนวัด หมู่ 10 ต.นาหม่อม ( $19.7 \mu\text{Sv}$ ) และบ้านแม่เปี้ยะ หมู่ 2 ต.คลองหริ่ง ( $19.1 \mu\text{Sv}$ )

เมื่อพิจารณาเกณฑ์ปริมาณรังสีขนาดเสี่ยง  $8 \mu\text{Sv}$  (UNSCEAR, 2000) ในจำนวนหมู่บ้านทั้งหมด 29 หมู่บ้านที่สำรวจพบว่า มีจำนวน 22 หมู่บ้าน มีโอกาสได้รับปริมาณรังสีสูงเกิน  $8 \mu\text{Sv}$  และมีเพียง 7 หมู่บ้านที่มีโอกาสได้รับปริมาณรังสีต่ำกว่า  $8 \mu\text{Sv}$  อย่างไรก็ตาม ปริมาณรังสีดังกล่าวคำนวณจากการบริโภคน้ำดื่มเพียงอย่าง

เดียว หากในอาหารอื่นๆ เช่น ข้าว เนื้อสัตว์ ผักและผลไม้ มีปริมาณเรเดียม-226 อยู่ในปริมาณสูงด้วย ประชาชนก็จะได้รับปริมาณรังสีเพิ่มมากขึ้นด้วยตามสัดส่วนที่บริโภค และความเข้มข้นเรเดียม-226 ในอาหารประเภทนั้นๆ

## 6. ความสัมพันธ์เรเดียม-226 กับอุบัติการณ์โรคมะเร็งในช่องปากและหลอดอาหาร

จเร และคณะ (2547) ได้นำสมบัติเคมีของน้ำบ่อต้นอ.นาหม่อม จากบ่อน้ำบ้านที่มีประวัติการเป็นโรคมะเร็งช่องปาก และมะเร็งหลอดอาหาร (เฉพาะที่มีประวัติที่หน่วยมะเร็ง คณะแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์) และบ่อน้ำบ้านที่ไม่มีประวัติมะเร็ง มาทดสอบทางสถิติด้วย t-test โดยพบว่า ค่าความเข้มข้น Ca และ Mg ระหว่างกลุ่มข้อมูลที่มีประวัติมะเร็ง กับกลุ่มข้อมูลที่ไม่มีประวัติการเป็นมะเร็ง มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่นมากกว่า 90% ซึ่งอาจเป็นไปได้ว่า Ca และ Mg มีส่วนเกี่ยวข้องในการดูดซึมเรเดียมเข้าสู่ร่างกาย เมื่อแสดงตำแหน่งพิกัดบ่อน้ำทั้งหมด 150 บ่อ (บ่อที่มีประวัติมะเร็ง จำนวน 35 บ่อ ใช้สัญลักษณ์ ● และบ่อที่ไม่มีประวัติมะเร็ง 115 บ่อ ใช้สัญลักษณ์ +) ลงในแผนที่แสดงระดับปริมาณรังสีที่ประชาชนจะได้รับต่อปี (Figure 8) โดยใช้เกณฑ์ปริมาณรังสีขนาดเสี่ยง  $8 \mu\text{Sv}$  พบว่า กลุ่ม 1 กลุ่มบ่อในพื้นที่ที่จะได้รับปริมาณรังสีสูงกว่าเกณฑ์ มี

**Table 2. Mean concentration of Ra-226 in water from other countries.**

Country	Ra-226 conc. (mBq/l)	References
Namom district, Songkhla, Thailand	16.9-157.4	This study
Taiwan	0-28.1	Kuo <i>et al.</i> , 1997
China	1.2-941	Zhuo <i>et al.</i> , 2001
North America United States	0.4-1.8	Cothorn and Lappenbusch, 1983
Germany	1-1,800	Gan, 1985
Poland	1.7-4.5	Pietrzak-Flis, 1997
U.K.	0-180	Bradley, 1993

สัดส่วนบ่อที่มีประวัติมะเร็ง : บ่อไม่มีประวัติ เท่ากับ 16 : 61 คิดเป็น 26% และ กลุ่ม 2 กลุ่มบ่อในพื้นที่ที่จะได้รับปริมาณรังสีต่ำกว่าเกณฑ์ มีสัดส่วนเท่ากับ 19 : 89 คิดเป็น 21% จะเห็นว่าสัดส่วนบ่อทั้ง 2 กลุ่ม มีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก

จึงอาจกล่าวได้ว่า อุบัติการณ์มะเร็งหลอดอาหาร และมะเร็งช่องปากของประชาชนใน อ.นาหม่อม ไม่ได้มีความสัมพันธ์กันอย่างมีนัยสำคัญกับการกระจายค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อ แต่อย่างไรก็ตาม ยังคงมีปัจจัยหลายอย่างที่อาจต้องพิจารณาร่วมด้วย เป็นต้นว่า (1) ข้อมูลจำนวนผู้ป่วยมะเร็งอาจยังคลาดเคลื่อน (2) นิสัยการบริโภคน้ำดื่มและอาหาร และการปนเปื้อนเรเดียม-226 ในอาหารจำพวกพืชผักและเนื้อสัตว์ หรือ (3) อาจเป็นเพราะพฤติกรรมเสี่ยงอื่นๆ ที่มีอิทธิพลสูง เช่น การดื่มเหล้า การสูบบุหรี่ กินหมากและยาเส้น ที่เชื่อกันในปัจจุบันว่าเป็นปัจจัยหลักของการเกิดโรคมะเร็งหลอดอาหารและมะเร็งช่องปาก และสอดคล้องกับพฤติกรรมการบริโภคที่อาจทำให้มีอุบัติการณ์มะเร็งดังกล่าวสูงในเพศชายใน อ.นาหม่อม อย่างไรก็ตาม พฤติกรรมการดื่มเหล้า สูบบุหรี่ กินหมากและยาเส้นเป็นพฤติกรรมการบริโภคของชนทุกชาติโดยเฉพาะเพศชาย แต่การกระจายของเรเดียมในน้ำบริโภคแตกต่างกันในแต่ละพื้นที่ ซึ่งการปรากฏของเรเดียมที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำและอาหารในปริมาณสูงอาจมีผลเสริมพลังที่เรียกว่า synergistic effect ทำให้เพิ่มความเสี่ยงต่อการเป็นมะเร็งของอวัยวะที่เกี่ยวข้อง เช่นเดียวกับการสูบบุหรี่กับการได้รับสัมผัสก๊าซซกัมมันตรังสีเรดอนที่เสริมพลังกันแล้วเพิ่มความเสี่ยงต่อการเป็นมะเร็งปอดในมนุษย์มากกว่าความเสี่ยงมะเร็งที่เกิดจากการสูบบุหรี่เพียงอย่างเดียว หรือได้รับสัมผัสก๊าซเรดอนเพียงอย่างเดียว

### สรุป

ผลการศึกษาวิเคราะห์ค่าความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้นในเขต อ.นาหม่อม จ.สงขลา โดยใช้เครื่องวิเคราะห์สเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา และใช้เทคนิคการตกตะกอนร่วมโดยใช้ตัวพาแบเรียม พบว่ามีประสิทธิภาพในการจับเรเดียมถึง 99% ผลการวิเคราะห์การแพร่กระจายของเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้นในพื้นที่ศึกษาพบว่าแหล่งกำเนิดเรเดียมน่าจะมาจากพื้นที่ที่ปรากฏมีหินแกรนิตเป็นหินฐานโดยเฉพาะในพื้นที่ที่พบหินแกรนิตผุ เช่น บริเวณใกล้เขตรอยเลื่อน กระบวนการชะล้างตามธรรมชาติได้ทำให้เรเดียมแพร่กระจายไปในพื้นที่ ดัดค้างในดินและในน้ำขึ้นกับสภาวะทางเคมี เมื่อคำนวณปริมาณรังสีที่ประชาชนชาว อ.นาหม่อม จะได้รับต่อปี พบว่าประชาชนใน ต.คลองหรีง จะได้รับปริมาณรังสีสูงกว่าประชาชนในตำบลอื่น โดยประชาชนใน ต.คลองหรีง ทุกหมู่บ้านจะได้รับปริมาณรังสีสูงกว่า 8  $\mu$ Sv เมื่อพิจารณาเทียบเคียงค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อใน อ.นาหม่อม กับพื้นที่ศึกษาในภูมิภาคอื่นของโลก (Table 2) พบว่าช่วงความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อใน อ.นาหม่อม จะมีค่าสูงกว่าที่ตรวจพบในประเทศไต้หวัน ทางเหนือของสหรัฐอเมริกา และโปแลนด์ แต่ต่ำกว่าที่ตรวจพบในประเทศจีน และเยอรมัน และเทียบเท่ากับที่ตรวจพบในประเทศอังกฤษ

ผลการวิเคราะห์การกระจายค่าความเข้มข้นเรเดียม-226 ในน้ำบ่อ ร่วมกับข้อมูลการเป็นมะเร็งหลอดอาหาร และมะเร็งช่องปากของประชาชนใน อ.นาหม่อม พบว่าไม่ได้มีความสัมพันธ์กันอย่างมีนัยสำคัญ อย่างไรก็ตามยังคงมีปัจจัยอื่นที่เกี่ยวข้องและควรทำการศึกษาเพิ่มเติม เป็นต้นว่า อัตราการบริโภคน้ำดื่ม การปนเปื้อนเรเดียม-226 ใน

อาหารจำพวกพืชผักและเนื้อสัตว์ และพฤติกรรมเสี่ยงอื่นๆ ที่มีอิทธิพลสูง เช่น การดื่มเหล้า การสูบบุหรี่ กินหมาก และยาเส้น ที่เชื่อว่าเป็นปัจจัยหลักของการเกิดโรคมะเร็งหลอดอาหารและมะเร็งช่องปาก การบริโภคน้ำปนเปื้อนเรเดียมสูงร่วมกับการมีพฤติกรรมเสี่ยงอื่นๆ อาจมีผลเสริมพลังที่เรียกว่า synergistic effect ทำให้เพิ่มความเสี่ยงต่อการเป็นมะเร็งของอวัยวะดังกล่าวได้

### กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบขอบคุณสถาบันวิจัยระบบสาธารณสุข (สวรส.) และบัณฑิตวิทยาลัย ที่ให้ทุนสนับสนุนงานวิจัยและวิทยานิพนธ์ ขอขอบคุณภาควิชาฟิสิกส์ และหลักสูตรวิทยาศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ได้อนุญาตให้ใช้เครื่องมือที่จำเป็นในการทำวิจัย ขอขอบคุณผู้อำนวยการศูนย์วิทยาศาสตร์การแพทย์สุราษฎร์ธานี นายบำรุง คงดี ที่สนับสนุนการศึกษาวิจัยครั้งนี้ และขอขอบคุณ คุณอภิชัย วชิรห่า แห่งบริษัทไทยยูนิค ที่ให้ความอนุเคราะห์ข้อมูลหัววัดรังสีแอลฟา ขอขอบคุณสุกิจ อติพันธ์ ที่ให้ความช่วยเหลือในการเก็บตัวอย่าง

### เอกสารอ้างอิง

- กรมทรัพยากรธรณี. 2532. การสำรวจกัมมันตภาพรังสีทางอากาศ: ข้อมูลดิจิทัล, กรมทรัพยากรธรณี.
- จเร วุฒิศาสตร์ ธวัช ชิตตระกูล และ ไตรภพ ผ่องสุวรรณ. 2547. ความเข้มข้นโลหะหนักและธาตุหลักในน้ำบาดาล และความสัมพันธ์กับอุบัติการณ์เกิดโรคมะเร็งช่องปากและมะเร็งหลอดอาหารในพื้นที่อำเภอหนองมอ จังหวัดสงขลา. ว.สงขลานครินทร์ วทท. 26(5): 709-725.
- ไตรภพ ผ่องสุวรรณ ธวัช ชิตตระกูล สมพร จงคำ พรศรี พลพงษ์ สุขสวัสดิ์ ศิริจารุกุล และ อภินันท์ จิตติภรณ์พันธ์. 2544. การประเมินความเสี่ยงต่อเรดอนภายในและภายนอกอาคารในพื้นที่ชุมชน เขตลุ่มน้ำทะเลสาบสงขลา รายงานวิจัยเสนอสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ จำนวน 235 หน้า.
- สุขสวัสดิ์ ศิริจารุกุล. 2537. การวัดปริมาณยูเรเนียม-238 ในหินชนิดต่างๆ ในพื้นที่ จังหวัดสงขลาพัทลุง ปัตตานี. โครงการฟิสิกส์. สาขาวิชาฟิสิกส์ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- APHA, AWWA, WEF, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20<sup>th</sup> edition, American Public Health Association, Washington, DC.
- Bradley, E.J. 1993. Contract Report. Natural radionuclides in environmental media. NRPB-M439.
- Cothorn, C.R. and Lappenbusch, W.L. 1983. Occurrence of uranium in drinking water in the United States. Health Phys., 45(1): 89-93.
- Curie, L.A. 1968. Limits for qualitative detection and quantitative determination. Analyst. Chem., 40: 586-593.
- Dickson, B.L. 1990. Radium in ground water. In: The environmental behavior of radium, Vol. 1 Intl. Atomic Energy Agency, Vienna, Chap. 4-2: 335-372.
- Faure, G. 1986. Principle of isotope geology (Second Edition), John Wiley & Sons, Inc., Singapore.
- Gan, I. 1985. Natural radionuclides in mineral waters. Sci. Total Environ., 45: 93-99.
- ICRP 60. 1991. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford.
- Ishihara, S., Sawata, H., Shibata, K., Terashima, S., Arrykul, S. and Sato, K. 1980. Granites and Sn-W deposits of peninsula Thailand. Mining Geol. Spec., Issue, 8.
- Krieger, L.H. and Whittaker, E.L. 1980. Prescribed procedures for measurement of radioactivity in drinking water, EPA-600/4-80-032.
- Krishnasawami, S., Graustein, W.C., Turekian, K.K. and Dowd, J.F. 1982. Radium, thorium, and radioactive lead isotopes in ground waters: application to the in-situ determination of absorption rate constants and retardation factors. Water Resour. Res., 18: 1663-1675.
- Kuo, Y.C., Lai, S.Y., Huang, C.C. and Lin, Y.M. 1997. Activity concentrations and population dose from radium-226 in food and drinking water in Taiwan. Appl. Radiat. Isot., 48(9): 1245-1249.
- Lawire, W.C., Desmond, J.A., Spence, D., Anderson, S. and Edmondson, C. 2000. Determination of radium-226 in environment and personal monitoring samples. Appl. Radiat. Isot., 53: 133-137.

- Limpert, E., Stahel, W.A. and Abbt, M. 2001. Log-normal distributions across the sciences: keys and clues. *Biosc.*, 51(5): 341-352.
- Loyd, D.H. and Drake, E.N. 1989. An alternative method for Ra determinations in water. *Health Phys.*, 57(1): 71-77.
- Malanca, A. Gaidolfi, L., Pessina, V. and Dallara, G. 1996. Distribution of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ , and  $^{40}\text{K}$  in soil of Rio do Norte (Brazil). *J. Environ. Radioact.*, 30: 55-67.
- Marovic, G., Sencar, J., Franic, Z. and Lokobaner, N. 1996. Radium-226 in thermal and mineral springs of Croatia and Associated Health Risk. *J. Environ. Radioact.*, 33: 309-317.
- Mays, C.W. and Rowland, R.E. 1985. Cancer risk from the lifetime intake of Ra and U isotope. *Health Phys.*, 48: 635-647.
- Oliveira J.D., Mazzilli, B., Sampa, M.H. and Silva, B. 1998. Seasonal variations of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{222}\text{Rn}$  in mineral spring water of Aguas da Prata, Brazil. *Appl. Radiat. Isot.*, 49(4): 423-427.
- Pfennig, G., Klewe-Nebenius, H. and Seelmann-Eggebert, W. 1995. Chart of the nuclides, Institut für Radiochemie, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH.
- Pietrzak-Flis, Z., Suplinska, M.M. and Rosiak, L. 1997. The dietary intake of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Th}$  and  $^{226}\text{Ra}$  from food and drinking water by inhabitants of the Walbrzych region. *J. Radio. Nucl. Chem.*, 222(1-2): 183-193.
- Pungrassami, T. 1984. Tin Mineralization of the Thung Pho-Thung Khamin mining District, Changwat Songkhla, Prince of Songkhla University, Thailand.
- Steger, H.F. 1987. The Preparation of RGU-1, A Uranium Radiometric Reference Material, In Preparation of Gamma-ray Spectrometry Reference Materials RGU-1, RGTh-1 and RGK-1 Report, IAEA/RL/148, Vienna.
- Strachnov, V., Valkovic, V., Zeisler, R. and Dekner, R. 1991. Report on the Intercomparison Run IAEA-313:  $^{226}\text{Ra}$ , Th and U in Stream Sediment. IAEA/AL/037, IAEA, Vienna, Austria.
- Strachnov, V., Valkovic, V., Zeisler, R. and Dekner, R. 1991. Report on the Intercomparison Run IAEA-314:  $^{226}\text{Ra}$ , Th and U in Stream Sediment. IAEA/AL/038, IAEA, Vienna, Austria.
- Thongsuksai, P., Sriplung, H., Phungrassami, T. and Prechavittayakul, P. 1997. Cancer incidence in Songkhla, southern Thailand, 1990-1994. *Southeast Asian J. Trop. Med. Public Health*, 28(3): 1-10.
- UNSCEAR. 2000. The United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation, sources and effects of ionizing radiation, United Nations, New York.
- US Environmental Protection Agency. 1976. Interim primary drinking water regulations, Washington, DC, EPA.570/9-76-003.
- WHO (World Health Organization). 2002. Guidelines for drinking water quality, third edition: radiological aspects.
- Zhuo, W., Iida, T. and Yang, X. 2001. Occurrence of  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  and U in groundwater in Fujian Province, China. *J. Environ. Radioact.*, 53: 111-120.