

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

จเร วุฒิศาสตร์¹ ธวัช ชิตตระการ² ดร.ณิ ฝ่องสุวรรณ³ และ ไตรภพ ฝ่องสุวรรณ⁴

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-BaSO₄, 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 Koptang 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.

¹นักศึกษาลูกศร วท.ม. สาขาฟิสิกส์ ²Ph.D.(Nuclear Physics) รองศาสตราจารย์ ³วศ.ม.(นิเวศวิทยาระบบเทคโนโลยี) สาขาวัสดุศาสตร์ ⁴Ph.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 μ Sv while people living in Ban Tonpling Moo 5 met the highest estimated annual dose of 36.3 μ 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 μ Sv did not differ significantly.

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

บทคัดย่อ

จเร วุฒิสานน์ ธวัช ชิตตระการ ดร.ณิ 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 μ Sv ประชาชนที่บริโภคน้ำบ่อในบ่อน้ำต้นปริง หมู่ที่ 5 ต.คลองหรีง จะได้รับปริมาณรังสีสูงสุด เท่ากับ 36.4 μ Sv ต่อปี อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาสัดส่วนบ่อน้ำที่มีประวัติอุบัติการณ์มะเร็งหลอดอาหารและมะเร็งช่องปากกับบ่อน้ำที่ไม่มีประวัติมะเร็งในพื้นที่ที่จะได้รับปริมาณรังสีต่อปีสูงกว่าและต่ำกว่า 8 μ 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 4.468×10^9 ปี (Pfennig *et al.*, 1995) สลายตัวแบบต่อเนื่องมาเป็นเรเดียม-226 ซึ่งมีครึ่งชีวิต 1,600 ปี แล้วสลายตัวต่อไปเป็นแก๊สเรดอนซึ่งยังคงสลายตัวต่อไปจนถึงผลผลิตสุดท้ายเป็นตะกั่วซึ่งเป็นนิวไคลด์เสถียร (Marovic *et al.*, 1982) ในธรรมชาติสามารถพบเรเดียมได้ทั่วไปในหิน ดิน น้ำใต้ดินเนื่องจากเรเดียมเป็นธาตุในหมู่ 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 โดยตรงด้วยเครื่องสเปกโตรมิเตอร์รังสีแกมมา หรือวัดรังสีแอลฟาของเรเดียม-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

วัสดุ อุปกรณ์และวิธีการวิจัย

1. การเก็บตัวอย่างน้ำบ่อต้น

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

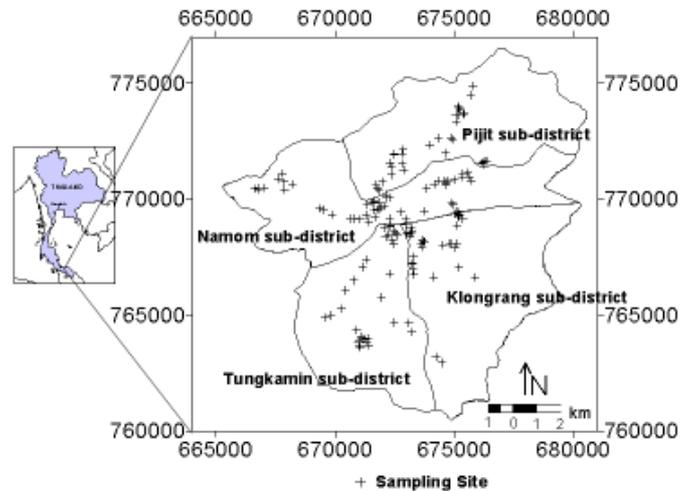


Figure 1. Map of Namom district showing the water sampling wells.

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) (Kriege 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 และเพื่อให้ออกซิเจนที่ติดค้างอยู่สลายตัวออกไป 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

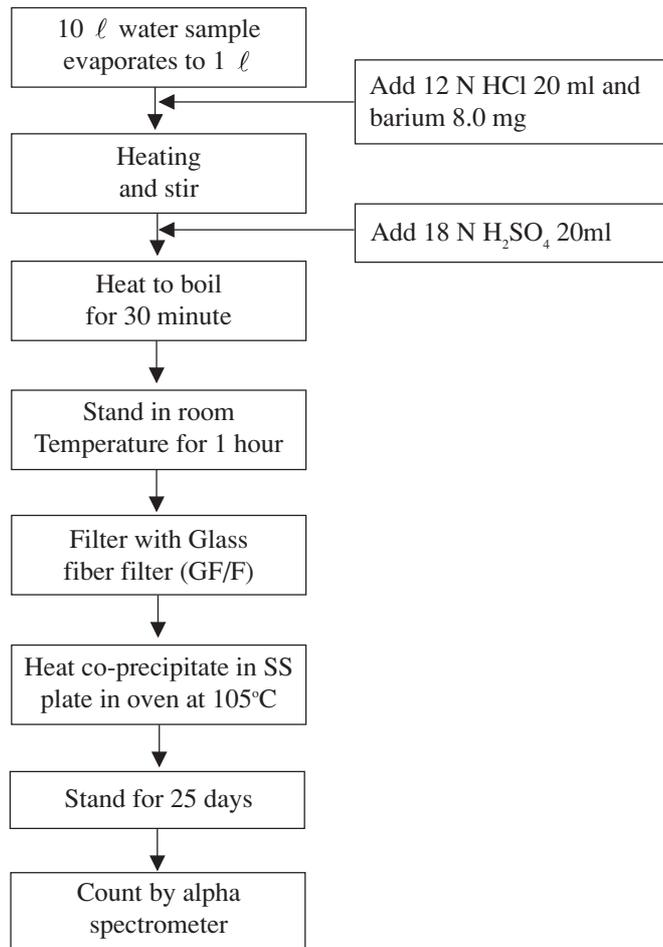


Chart 1. Flow chart of the co-precipitation technique used in the study.

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

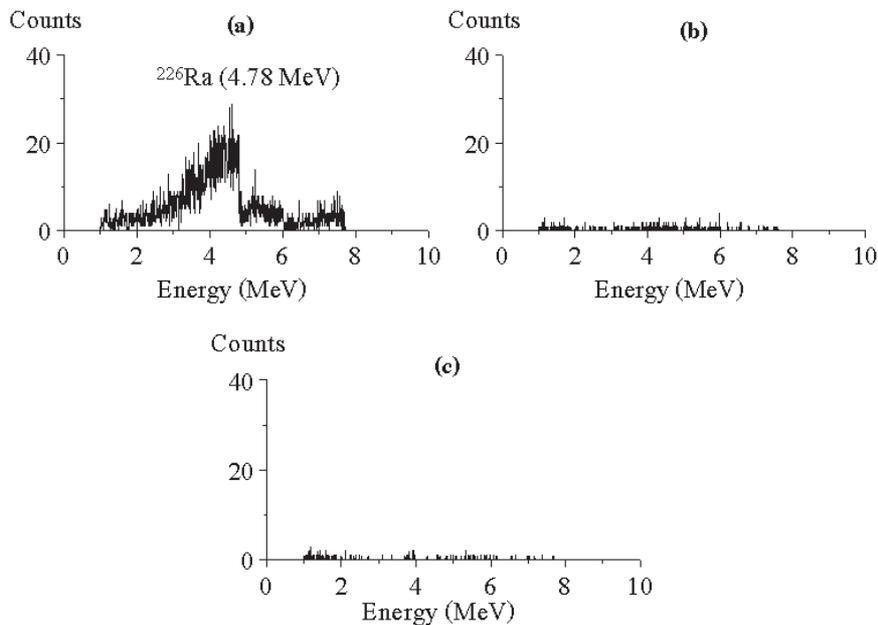


Figure 2. Alpha spectra of three precipitates after three repeated co-precipitation of standard Ra-226 contaminated water with 8 mg barium carrier, showing Ra-226 peak at 4.78 MeV, after (a) the first (b) the second and (c) the third co-precipitations.

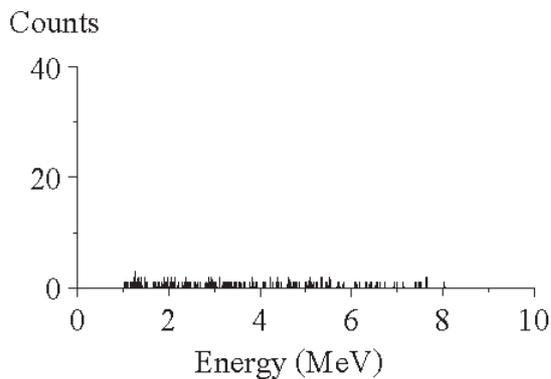


Figure 3. Alpha spectrum of background with 6 hours counting time.

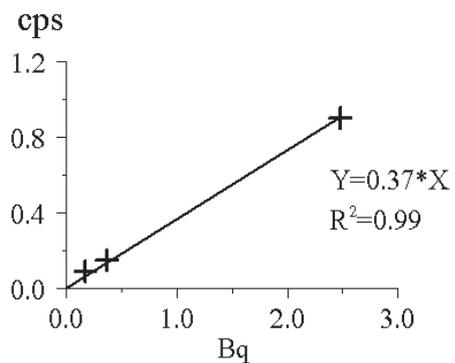


Figure 4. Standard calibration curve for alpha count rate (cps) vs. activity of Ra-226 (Bq).

4. การวัดปริมาณรังสีแอลฟาของเรเดียม-226 ในตะกอนที่เตรียมจากตัวอย่างน้ำบ่อต้น

ตะกอนร่วมเรเดียม-แบเรียมซัลเฟตในจานสแตนเลสที่เตรียมจากตัวอย่างน้ำบ่อต้นจำนวนทั้งหมด 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 μm 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 (σ) เท่ากับ 0.000134 cps ค่าความผิดพลาดต่ำสุดของการวัด (L.L.D.) ตามสมการของ Curie (1968) ได้เท่ากับ 1.7 mBq

2. ความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้น ในอ.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

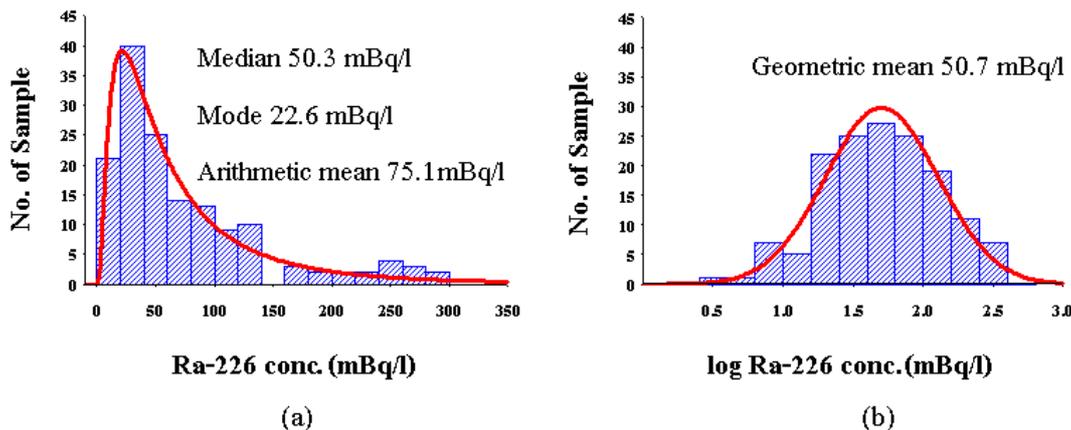


Figure 5. Histograms showing the distribution of Ra-226 concentration in all 150 water samples (a) a skewed distribution of linear data, (b) log-normal distribution of logarithmic data.

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) เป็นของตัวอย่างน้ำจากบ้านพรูเมา หมู่บ้านที่ค่าความเข้มข้นเฉลี่ยรองมาจากหมู่ที่ 2 คือ หมู่ที่ 10 บ้านต้นวัด มีค่า 96.5 mBq/l ค่าสูงที่สุดกับค่ารองลงมาแตกต่างกันไม่มากนัก โดยค่าความเข้มข้นเฉลี่ยของเรเดียม-226 ในตัวอย่างน้ำจากทั้งหมด 10 หมู่บ้านใน ต.นาหม่อม มีการกระจายตัวของข้อมูล 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 (μ 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.ทุ่งขม้น 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 2.8×10^{-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 μ Sv/ปี ในการศึกษาครั้งนี้ได้อนุโลมใช้เกณฑ์นี้เพื่อประเมินปริมาณรังสีที่ชาว อ.นาหม่อม จะได้รับจากรังสีเรเดียม-226 ในน้ำบ่อน้ำ โดยแยกพิจารณาในระดับตำบลดังต่อไปนี้

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

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

ตำบลทุ่งขม้น ค่าปริมาณรังสีที่ประชาชนใน ต.ทุ่งขม้นได้รับต่อปี จากปริมาณเรเดียม-226 ในน้ำบ่อน้ำที่ใช้ดื่มมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 16.7 μ Sv โดยประชาชนในหมู่ที่ 2, 3, 4, 6 และ 7 จะได้รับปริมาณรังสีเกินกว่า 8 μ Sv และ

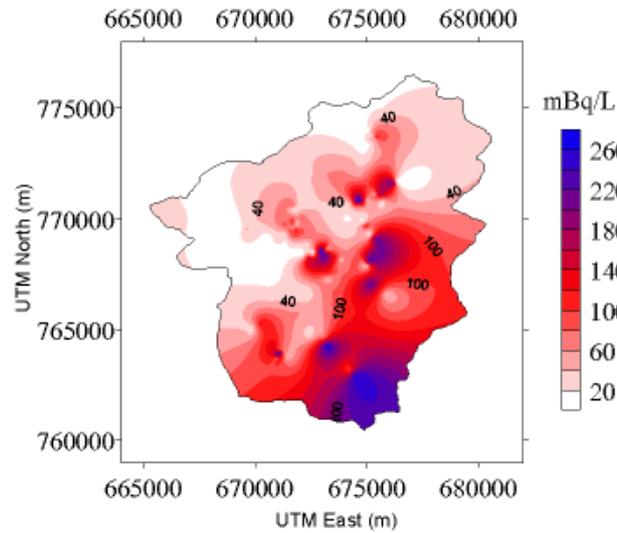


Figure 6. Contour map of Ra-226 concentration in shallow well water in Namom district, Songkhla province.

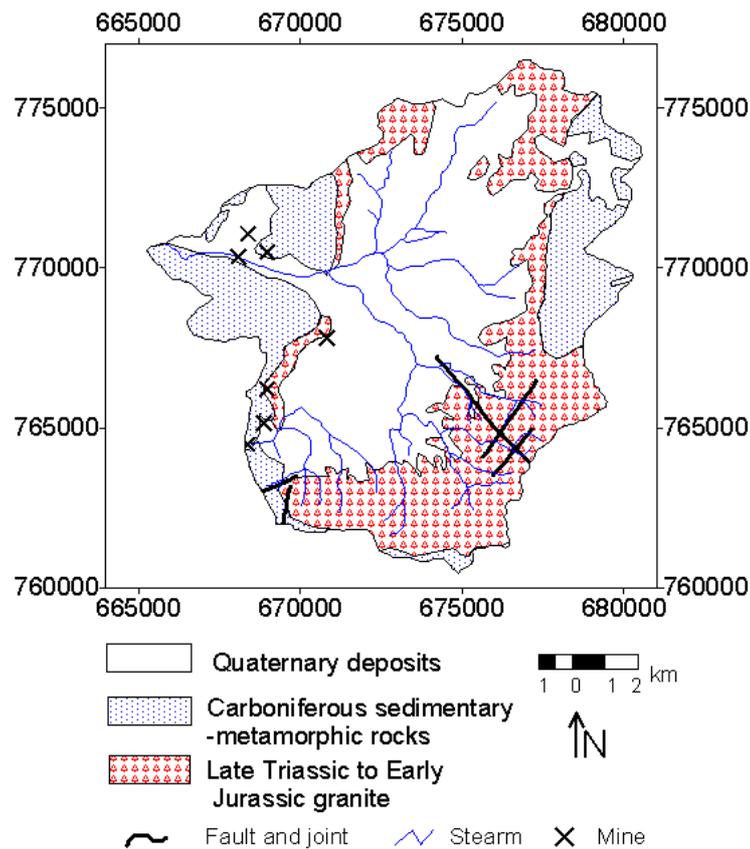


Figure 7. Geologic map of the Namom District (Redrawn from Pungrasami, 1984)

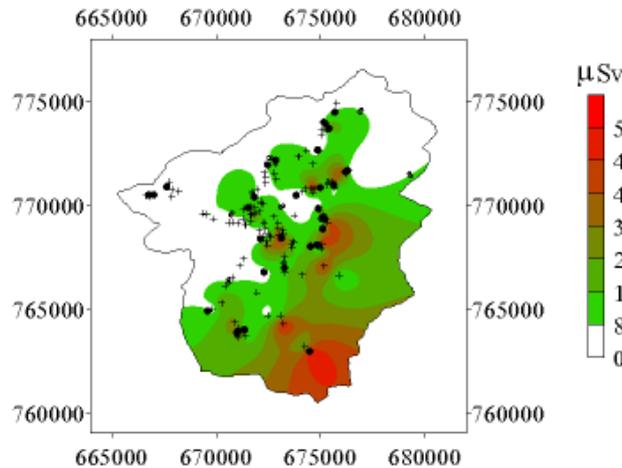


Figure 8. Contour map of the estimated annual dose (μSv) Ra-226 in Namom district. Symbols indicate shallow wells with related cancer evidences (●) and without cancer evidence (+).

ประชาชนในหมู่ที่ 1 และ 5 จะได้รับปริมาณรังสีเฉลี่ยต่อปีต่ำกว่า 8 μSv

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

เมื่อพิจารณาเกณฑ์ปริมาณรังสีขนาดเสี่ยง 8 μSv (UNSCEAR, 2000) ในจำนวนหมู่บ้านทั้งหมด 29 หมู่บ้านที่สำรวจพบว่า มีจำนวน 22 หมู่บ้าน มีโอกาสได้รับปริมาณรังสีสูงเกิน 8 μSv และมีเพียง 7 หมู่บ้านที่มีโอกาสได้รับปริมาณรังสีต่ำกว่า 8 μSv 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 μSv 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

สัดส่วนบ่อที่มีประวัตินะเร็ง : 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 และสอดคล้องกับพฤติกรรมบริโภคที่อาจทำให้มีอุบัติการณ์มะเร็งดังกล่าวสูงในเพศชายใน อ.นาหม่อม อย่างไรก็ตาม พฤติกรรมการดื่มเหล้า สูบบุหรี่ กินหมากและยาเส้นเป็นพฤติกรรมบริโภคของชนทุกชาติโดยเฉพาะเพศชาย แต่การกระจายของเรเดียมในน้ำบริโภคแตกต่างกันในแต่ละพื้นที่ ซึ่งการปรากฏของเรเดียมที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำและอาหารในปริมาณสูงอาจมีผลเสริมพลังที่เรียกว่า synergistic effect ทำให้เพิ่มความเสี่ยงต่อการเป็นมะเร็งของอวัยวะที่เกี่ยวข้อง เช่นเดียวกับการสูบบุหรี่กับการได้รับสัมผัสก๊าซซกัมมันตรังสีเรดอนที่เสริมพลังกันแล้วเพิ่มความเสี่ยงต่อการเป็นมะเร็งปอดในมนุษย์มากกว่าความเสี่ยงมะเร็งที่เกิดจากการสูบบุหรี่เพียงอย่างเดียว หรือได้รับสัมผัสก๊าซเรดอนเพียงอย่างเดียว

สรุป

ผลการศึกษาวิเคราะห์ค่าความเข้มข้นของเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้นในเขต อ.นาหม่อม จ.สงขลา โดยใช้เครื่องวิเคราะห์สเปกโตรมิเตอร์รังสีแอลฟา และใช้เทคนิคการตกตะกอนร่วมโดยใช้ตัวพาแบเรียม พบว่ามีประสิทธิภาพในการจับเรเดียมถึง 99% ผลการวิเคราะห์การแพร่กระจายของเรเดียม-226 ในน้ำบ่อต้นในพื้นที่ศึกษาพบว่าแหล่งกำเนิดเรเดียมน่าจะมาจากพื้นที่ที่ปรากฏมีหินแกรนิตเป็นหินฐานโดยเฉพาะในพื้นที่ที่พบหินแกรนิตผุ เช่นบริเวณใกล้เขตรอยเลื่อน กระบวนการชะล้างตามธรรมชาติได้ทำให้เรเดียมแพร่กระจายไปในพื้นที่ ดินตักในดินและในน้ำขึ้นกับสภาวะทางเคมี เมื่อคำนวณปริมาณรังสีที่ประชาชนชาว อ.นาหม่อม จะได้รับต่อปี พบว่าประชาชนใน ต.คลองหรีง จะได้รับปริมาณรังสีสูงกว่าประชาชนในตำบลอื่น โดยประชาชนใน ต.คลองหรีง ทุกหมู่บ้านจะได้รับปริมาณรังสีสูงกว่า 8 μ 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 และความสัมพันธ์กับอุบัติการณ์เกิดโรคมะเร็งช่องปากและมะเร็งหลอดอาหารในพื้นที่อำเภอหนองหม่อม 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. การวัดปริมาณเรเนียม-238 ในหินชนิดต่างๆ ในพื้นที่ จังหวัดสงขลาพัทลุง ปัตตานี. โครงการฟิสิกส์. สาขาวิชาฟิสิกส์ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

- APHA, AWWA, WEF, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th 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}Ra , ^{232}Th , and ^{40}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}Ra and ^{222}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}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{228}Th and ^{226}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}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}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}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra and U in groundwater in Fujian Province, China. *J. Environ. Radioact.*, 53: 111-120.