



รายงานการวิจัยฉบับสมบูรณ์

ผลกระทบของไอออนคู่แข่งต่อการกำจัดสารอาร์เซไนต์ที่ออกจากน้ำปนเปื้อน
สังเคราะห์ด้วยสารดูดซับที่สังเคราะห์จากเปลือกหอยนางรม

The effect of competitive ions on arsenite removal from synthetic
contaminated water by the adsorbent synthesised from oyster shells

ประเภททุนพัฒนานักวิจัยรุ่นใหม่ รหัสโครงการ KREF015905

คณะผู้วิจัย

หัวหน้าโครงการ

นางวลัยรัตน์ จันทระอัมพร

ผู้ร่วมวิจัย

นางสาวพิชญ์นิภา ขวัญเฟือก

ได้รับการสนับสนุนเงินวิจัยจาก กองทุนวิจัย ประจำปี พ.ศ. 2559

ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์

สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



รายงานการวิจัยฉบับสมบูรณ์

ผลกระทบของไอออนคู่แข่งต่อการกำจัดสารอาร์เซไนต์ที่ออกจากน้ำปนเปื้อน
สังเคราะห์ด้วยสารดูดซับที่สังเคราะห์จากเปลือกหอยนางรม

The effect of competitive ions on arsenite removal from synthetic
contaminated water by the adsorbent synthesised from oyster shells

ประเภททุนพัฒนานักวิจัยรุ่นใหม่ รหัสโครงการ KREF015905

คณะผู้วิจัย

หัวหน้าโครงการ

นางวลัยรัตน์ จันทระอัมพร

ผู้ร่วมวิจัย

นางสาวพิชญ์นิภา ขวัญเผือก

ได้รับการสนับสนุนเงินวิจัยจาก กองทุนวิจัย ประจำปี พ.ศ. 2559

ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์

สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ชื่อโครงการ ผลกระทบของไอออนคู่แข่งต่อการกำจัดสารอาร์เซนในน้ำปนเปื้อน
สังเคราะห์ด้วยสารดูดซับที่สังเคราะห์จากเปลือกหอยนางรม

ชื่อโครงการ The effect of competitive ions on arsenite removal from synthetic
contaminated water by the adsorbent synthesised from oyster shells

แหล่งเงิน.....กองทุนวิจัยสถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง.....

ประจำปีงบประมาณ.....2559.....จำนวนเงินที่ได้รับการสนับสนุน.....197,800.....บาท

ระยะเวลาทำการวิจัย.....2.....ปี ตั้งแต่.....15 มกราคม 2560.....ถึง.....14 มกราคม 2562.....

หัวหน้าโครงการ นาง วลัยรัตน์ จันทระอัมพร ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์

ผู้ร่วมโครงการวิจัย นางสาวพิชญ์นิภา ขวัญเผือก (นักศึกษาปริญญาเอก)

บทคัดย่อ

โครงการวิจัยนี้ศึกษาการกำจัดสาร As(III) ในน้ำปนเปื้อนสังเคราะห์ด้วยเปลือกหอยนางรมเผา (COS) ที่เตรียมจากการเผาเปลือกหอยนางรมสด (OS) ที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง ผลการวิเคราะห์ด้วย XRD และ XRF พบว่า สารแคลเซียมออกไซด์ (CaO) เป็นองค์ประกอบหลักของสาร COS ในโครงการวิจัยนี้ได้ทำการศึกษาผลกระทบของแอนไอออน ได้แก่ NO_3^- , SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) ในระบบไอออนคู่ ไอออนสาม และไอออนสี่ จากผลการทดลอง พบว่า ในระบบไอออนคู่ สาร HPO_4^{2-} มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) มากกว่าสาร NO_3^- และ SO_4^{2-} สำหรับระบบไอออนสาม และระบบไอออนสี่ พบว่า การประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) มีค่าลดลงแตกต่างกันขึ้นอยู่กับ (1) แรงดึงดูดระหว่างสารดูดซับกับสารถูกดูดซับ (Binding affinity) (2) ปฏิสัมพันธ์ (Interaction) ระหว่างสารถูกดูดซับด้วยกัน (3) คุณสมบัติของสารถูกดูดซับ เช่น ประจุของสารถูกดูดซับ (Charge density) รัศมีแอนไอออน เป็นต้น นอกจากนี้เพื่อให้ง่ายต่อการแยกสารดูดซับหลังจากการบำบัดน้ำปนเปื้อนจึงได้มีการพัฒนาสารดูดซับให้อยู่ในรูปของเม็ด โดยในโครงการวิจัยนี้ได้นำเปลือกหอยนางรมและเถ้าแกลบ (RHA) มาเป็นวัตถุดิบในการเตรียมเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA โดยในขั้นแรกได้นำ RHA มาทำการทรีตด้วยการเผาที่อุณหภูมิ 600°C เป็นระยะเวลา 13 ชั่วโมง เพื่อกำจัดสารปนเปื้อนที่อยู่ในเถ้าแกลบก่อนที่จะนำมาเตรียมเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ซึ่ง RHA ที่ผ่านการทรีตด้วยความร้อนเรียกว่า Treated rice husk ash (TRHA) ในโครงการวิจัยนี้ได้ศึกษาผลกระทบของขนาด OS และอัตราส่วนระหว่าง OS ต่อ TRHA ต่อความคงรูป (Stability) ของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA และประสิทธิภาพในการกำจัดสาร As(III) จากผลการทดลอง พบว่า เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA เตรียมจาก OS ขนาด < 106 ไมโครเมตร ที่อัตราส่วน OS ต่อ TRHA เท่ากับ 0.7 ต่อ 0.3 เป็นสภาวะที่เหมาะสมที่สุดสำหรับการเตรียมเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA โดยที่เม็ดสารดูดซับดังกล่าวมีความสามารถในการดูดซับสาร As(III) สูงสุดประมาณ 26.10 มิลลิกรัมต่อกรัม จากผลการวิเคราะห์ด้วย XRD, SEM และผลการทดลองการดูดซับสาร

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

As(III) พบว่า เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA สามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ (1) ส่วนที่เป็นสารแคลเซียมออกไซด์ (CaO) ซึ่งสามารถทำการดูดซับสาร As(III) ในรูปของ Ca-As-O และ (2) ส่วนที่เป็นสารแคลเซียมซิลิเกต (CaSiO_3) และสารประกอบแคลเซียมซิลิเกตไฮเดรต (C-S-H compounds) ซึ่งทำหน้าที่เป็นตัวประสาน (Binder) ส่วนประกอบที่อยู่ในเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA เพื่อไม่ให้เกิดการแตกหักของเม็ดสารดูดซับดังกล่าว นอกจากนี้จากการทดลองการนำเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ไปทำการดูดซับน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของสาร As(III) เท่ากับแหล่งน้ำปนเปื้อนในประเทศไทย ผลการทดลอง พบว่า เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA สามารถทำการกำจัดสาร As(III) ได้สูงถึง 98.95%.

คำสำคัญ การดูดซับ สารหนู อาร์เซนิก สารดูดซับ เปลือกหอยนางรม ไอออนคู่แข่ง



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

Research Title: The effect of competitive ions on arsenite removal from synthetic contaminated water by the adsorbent synthesised from oyster shells

Researchers: Asst. Dr. Walairat Chandra-ambhon and Ms. Pichnipa Khownpurk

Faculty: Faculty of Engineering **Department:** Department of Chemical Engineering

ABSTRACT

This project studies As(III) removal from synthetic contaminated water by using the calcined oyster shells (COS) prepared by calcining oyster shells powder (OS) at 700 °C for 8 h. The XRD and XRF results indicated that CaO is the main composition of COS. In this work, the effect of anions such as NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} on As(III) adsorption performance in bi- tri- and tetra-solutes systems was studied. The removal result showed that, in bi-solutes, HPO_4^{2-} affected the As(III) adsorption performance more than NO_3^- and SO_4^{2-} . For tri- and tetra-solutes systems, the As(III) adsorption performances decreased in the different values depending on (1) binding affinity between the adsorbent and adsorbates, (2) the interaction between the adsorbates (3) the properties of adsorbate such as charge density, anionic radius, ect. Furthermore, in order to be easily separated from treated water after being used in contaminated water treatment, the COS was developed into the pellet. In this project, the oyster shells and rice husk ash (RHA) were used as the raw materials for OS-TRHA adsorbent pellet preparation. Firstly, RHA was treated by calcination at 600°C for 13 h in order to remove impurity containing in RHA before OS-TRHA preparation. After heat treatment, RHA was called treated rice husk ash (TRHA). In this work, the effects of OS particle size ranges and the ratios between OS:TRHA on the stability of OS-TRHA adsorbent pellets and As(III) removal performance were studied. The removal results showed that the OS-TRHA adsorbent pellet prepared from OS particle size range of less than 106 μm with OS:TRHA ratio of 0.7:0.3 was the best condition for OS-TRHA adsorbent pellet preparation. It could provide the As(III) maximum adsorption capacity about 26.10 mg/g. Moreover, the XRD, SEM and As(III) adsorption results indicated that the OS-TRHA adsorbent pellet could be classified into two parts which were (1) CaO that adsorbed As(III) in the form of Ca-As-O. (2) CaSiO_3 and C-S-H compounds that could bind the precursors powder in the OS-TRHA adsorbent pellet to be stable without cracking. In addition, the OS-TRHA adsorbent pellets were also used as the adsorbent to

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

remove As(III) in synthetic contaminated water with the As(III) concentration equivalent to the contaminated water resources in Thailand. The result showed that the OS-TRHA adsorbent pellets could remove As(III) for as high as 98.95%.

Keywords Adsorption, Arsenic, Arsenite, Adsorbent, Oyster shell, Competitive ion

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณศูนย์เครื่องมือเพื่อการวิจัยทางวิศวกรรม (Center of Advanced Instrument for Research in Engineering) สาขาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง ที่สนับสนุนเครื่องมือ ในการทำงานวิจัยนี้

การวิจัยครั้งนี้ได้รับทุนสนับสนุนการวิจัยจากสถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง จากแหล่งทุนกองทุนวิจัยสถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง (เลขที่สัญญา KREF015905) ประจำปีงบประมาณ พ.ศ.2560

นาง วลัยรัตน์ จันทอัมพร

นางสาวพิชญ์นิภา ขวัญเฟือก

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	I
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	III
กิตติกรรมประกาศ.....	IV
สารบัญ.....	V
สารบัญตาราง.....	VIII
สารบัญรูปภาพ.....	IX
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	2
1.3 ขอบเขตของงานวิจัย.....	3
1.4 วิธีดำเนินงานวิจัย	3
1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	5
บทที่ 2 แนวคิด ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	6
2.1 สารหนู.....	6
2.2 กระบวนการดูดซับ.....	7
2.2.1 ประเภทของกระบวนการดูดซับ	8
2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ.....	8
2.3 การหาประสิทธิภาพของการดูดซับสาร As(III)	10
2.4 เปลือกหอยนางรม (Oyster shells).....	10
2.5 เถ้าแกลบ (Rice husk ash, RHA).....	11
2.6 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	11
บทที่ 3 วิธีการดำเนินการวิจัย.....	24
3.1 สารเคมี และอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง.....	24
3.1.1 สารเคมี.....	24
3.1.2 อุปกรณ์.....	24
3.2 วิธีการทดลอง.....	25
3.2.1 การเตรียมสาร COS	25

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

3.2.2 การเตรียม Treated rice husk ash (TRHA)	25
3.2.3 การเตรียมน้ำปนเปื้อนสังเคราะห์	26
3.2.4 การศึกษา pH_{zpc} ของ COS	26

สารบัญ

หน้า

3.2.5 การศึกษาการละลายของ COS และการตกตะกอนของสาร As(III) และ แอนไอออนในสารละลาย COS.....	26
3.2.6 การศึกษาการกำจัดสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ด้วยสารดูดซับ COS ในระบบไอออนเดี่ยว	27
3.2.7 การศึกษาผลกระทบของแอนไอออนที่มีผลต่อการดูดซับสาร As(III).....	27
3.2.8 การศึกษาการคายซับของสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-}	28
3.2.9 การศึกษาผลกระทบของขนาด OS และอัตราส่วนผสมระหว่าง OS และ TRHA ที่มีผลต่อการคงสภาพของเม็ดสารดูดซับและประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III).....	28
3.2.10 การทดลองการกำจัดสาร As(III) ด้วยเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ในระบบสารละลายขนาด 2 ลิตร	29
3.2.11 การวิเคราะห์หาปริมาณสาร As(III) ในน้ำตัวอย่าง	29
3.2.12 การวิเคราะห์หาปริมาณสาร NO_3^-	29
3.2.13 การวิเคราะห์หาปริมาณ SO_4^{2-}	29
3.2.14 การวิเคราะห์หาปริมาณ HPO_4^{2-}	30
บทที่ 4 ผลการทดลองและการวิจารณ์ผลการทดลอง	31
4.1 การศึกษาองค์ประกอบของ OS COS RHA และ TRHA	31
4.2 การศึกษาพื้นที่ผิว และลักษณะพื้นผิวของ OS และ COS	33
4.3 การศึกษา pH_{zpc} ของ COS	34
4.4 การศึกษาการละลายของ COS และการตกตะกอนของ As(III) และแอนไอออน...	35
4.5 การศึกษาการดูดซับสาร As(III) และแอนไอออนในระบบไอออนเดี่ยว (Single-solute)	36
4.6 การศึกษาปฏิกิริยาการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออน	37

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า

ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

4.7 การศึกษาผลกระทบของสารแอนไอออนต่อการดูดซับสาร As(III) ในระบบสารละลายคู่ขึ้นไป (Bi-, Tri- and Tetra-solutes)	38
4.8 การศึกษาการคายซับของสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-}	40
4.9 การศึกษาการเปลี่ยนแปลงสัณฐาน (Morphology) ของ COS หลังจากกำจัดสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-}	41
4.10 การแปรรูป COS เป็นเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA	43
4.11 การทดลองการกำจัดสาร As(III) ด้วยเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ในระบบสารละลายขนาด 2 ลิตร.....	49

	หน้า
บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ	51
5.1 สรุปงานวิจัย	51
5.2 ข้อเสนอแนะ	52
บทที่ 6 สรุปผลผลิตงานวิจัย	53
เอกสารอ้างอิง.....	54
ภาคผนวก	63
ภาคผนวก ก สรุปค่าใช้จ่ายการดำเนินโครงการวิจัย.....	64
ภาคผนวก ข บทความวิจัยและต้นฉบับบทความวิจัย.....	66
ประวัตินักวิจัย	106

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1 แสดงการปนเปื้อนของสารหนูในพื้นที่ต่างๆในทวีปเอเชีย ^[1]	7
3.1 แสดงการทดลองที่ทำการผสมแอนไอออนลงในสารละลาย As(III) ในระบบไอออนคู่ ไอออนสาม และไอออนสี่	27
4.1 แสดงองค์ประกอบของธาตุ (ในรูปของออกไซด์) ใน OS COS RHA และ TRHA	31
4.2 แสดงคุณสมบัติของ OS COS และ สาร CaO	33
4.3 แสดงผลการดูดซับสาร As(III) สาร NO ₃ ⁻ สาร SO ₄ ²⁻ และสาร HPO ₄ ²⁻ ด้วย COS	38
4.4 แสดงปริมาณการดูดซับและการคายซับของสาร As(III) สาร NO ₃ ⁻ สาร SO ₄ ²⁻ และ สาร HPO ₄ ²⁻	40
4.5 แสดงผลการคงสภาพของสารดูดซับอัดเม็ดและปริมาณการดูดซับสาร As(III) ที่ขนาด OS และอัตราส่วนผสมของ OS และ TRHA ต่างกัน	45

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

สารบัญรูปภาพ

ภาพที่	หน้า
2.1 ชนิดของสารหนู	6
2.2 แสดงภาพ SEM ของเปลือกหอยก่อนเผา (a) เปลือกหอยแครง (b) เปลือกหอยนางรม และเปลือกหอยหลังเผาของ (c) เปลือกหอยแครง (d) เปลือกหอยนางรม ^[60]	12
2.3 ภาพ SEM ของ (a) เปลือกหอยก่อนเผา และเปลือกหอยหลังเผาที่อุณหภูมิ (b) 650 °C (c) 750 °C (d) 900 °C ^[26]	13
2.4 ภาพ SEM ของ Calcium-arsenic compound ที่ (a) 7 วัน และ (b) 28 วัน ^[63]	14
2.5 แสดงการดูดซับของ (a) และ (b) การดูดซับสาร As(V) และ PO ₄ ³⁻ และ (c) การดูดซับสาร As(III) และ PO ₄ ³⁻ ^[65]	16
2.6 แสดงผลการวิเคราะห์ RHA ด้วยเทคนิค (a) XRD และ (b) SEM ^[51]	19
2.7 แสดง Crossection และ Plain view ของสารดูดซับที่ได้จากอัดสารผสมระหว่าง Fume silica และ OS (รูปร่างของการใช้สารน้ำหนัก 2 กรัม (Dry mass)) ^[76]	20
2.8 ผลวิเคราะห์ XRD ของสารดูดซับ (A) ก่อนและหลังเผา และ (B) ก่อนและหลังดูดซับ สารฟอสเฟต ^[76]	20
2.9 แสดงผลวิเคราะห์ SEM ของโครงสร้างของสารดูดซับ (A) ผ่านการเผาที่อุณหภูมิ 800 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง (B) ผ่านกระบวนการ Hydrothermal annealing ที่ 150°C เป็นเวลา 12 ชั่วโมง และ(C) หลังผ่านการดูดซับสารฟอสเฟต ^[76]	22
4.1 แสดงผลการวิเคราะห์ OS และ COS ด้วยเทคนิค XRD.....	32
4.2 แสดงผล XRD ของ RHA และ TRHA	32
4.3 แสดงภาพพื้นผิวของ (a) OS และ (b) COS ที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค SEM	34
4.4 แสดงปริมาณสาร As(III) สาร NO ₃ ⁻ สาร SO ₄ ²⁻ และสาร HPO ₄ ²⁻ ที่ถูกดูดซับด้วย COS	36
4.5 แสดงสัญญาณของ (a) OS และ COS (b) ก่อนการกำจัดสาร As(III) (c) หลังกำจัดสาร As(III) (d) หลังกำจัดสาร NO ₃ ⁻ (e) หลังกำจัดสาร SO ₄ ²⁻ และ (f) หลังกำจัดสาร HPO ₄ ²⁻	41
4.6 แสดงภาพ SEM ของ COS หลังการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในสาร ละลาย (a) As(III) ผสมกับ NO ₃ ⁻ , (b) As(III) ผสมกับ SO ₄ ²⁻ (c) As(III) ผสมกับ HPO ₄ ²⁻ (d) As(III) ผสมกับ NO ₃ ⁻ และ SO ₄ ²⁻ และ (e) As(III) ผสมกับ NO ₃ ⁻ และ HPO ₄ ²⁻ As(III) ผสมกับ SO ₄ ²⁻ และ HPO ₄ ²⁻ และ As(III) ผสมกับ NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ และ HPO ₄ ²⁻	42
4.7 รูปแสดงเม็ดสารดูดซับที่เตรียมจาก OS และ COS (a) ก่อนการดูดซับ และ (b) หลังใส่ใน สารละลาย As(III)	43

สารบัญรูปภาพ

ภาพที่	หน้า
4.8 แสดงผล XRD ของเม็ดของสารดูดซับ OS-TRHA ก่อน และหลังดูดซับสาร As(III)	46
4.9 เปรียบเทียบปริมาณการดูดซับสาร As(III) ของ TRHA COS ขนาดเล็กกว่า 106 ไมโครเมตร และเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่ไม่พบการแตกหัก.....	47
4.10 ภาพ SEM ของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่เตรียมจาก OS ขนาด (a) เล็กกว่า 106 ไมโครเมตร (b) - (d) 106-150 ไมโครเมตร และ 150-250 ไมโครเมตร ที่อัตราส่วนผสม OS: TRHA เท่ากับ 70:30.....	48
4.11 ภาพ SEM ของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA หลังการแช่ในสาร As(III) เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง	49
4.12 ภาพ (a) มุมมองด้านข้างและ (b) มุมมองด้านบนของการติดตั้งเครื่องมือ	49

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

สารหนู เป็นธาตุกึ่งโลหะ พบทั่วไปในธรรมชาติ พบปนเปื้อนอยู่ในหิน แผลงแร่ และแหล่งน้ำธรรมชาติ โดยจากรายงานการวิจัย พบว่า สารหนูปนเปื้อนในน้ำ เป็นปัญหาที่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม และสุขภาพของประชาชนมากกว่า 100 ล้านคนทั่วโลก [1] อาทิเช่น ประเทศอาร์เจนตินา [2] ชิลี [3] บังคลาเทศ [4] อินเดีย [5] จีน [6] เวียดนาม [7] รวมถึงประเทศไทยที่มีรายงานว่า มีหลายพื้นที่ใน 25 จังหวัด ที่ได้รับผลกระทบจากสารหนู อาทิเช่น อำเภอยะรัง จังหวัดอุบลราชธานี อำเภอรัตนบุรี จังหวัดนครราชสีมา และจังหวัดสุพรรณบุรี [8-13] เป็นต้น

สารหนูที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำจะแบ่งออกเป็น 2 กลุ่ม คือ สารอาร์เซไนต์ (Arsenite, As(III)) และ สารอาร์เซเนต (Arsenate, As(V)) จากรายงานการวิจัย พบว่า สาร As(III) มีความเป็นพิษ และสามารถแพร่กระจายในวงกว้างได้มากกว่าสาร As(V) นอกจากนี้ยังมีรายงานอีกว่า สาร As(III) สามารถทำการกำจัดได้ยากกว่าสาร As(V) [1, 14-17] โดยสาร As(III) ในรูปของสาร As_2O_3 มักถูกนำไปใช้ในกระบวนการผลิตของโรงงานต่างๆ อาทิเช่น สารฆ่าแมลง โรงงานผลิตแก้ว และโรงงานหลอมและผลิตทองแดง [18] เป็นต้น เพราะฉะนั้นจึงมีความเป็นไปได้สูงว่า ในสถานะของน้ำเสียที่ถูกปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อม และสารหนูที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำส่วนมากจะพบอยู่ในรูปของสาร As(III) เป็นส่วนใหญ่ ดังนั้นในงานวิจัยนี้จึงมุ่งทำการศึกษากำจัดสาร As(III) ที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำ

กระบวนการดูดซับเป็นกระบวนการกำจัดสารปนเปื้อนในน้ำที่นิยม เนื่องจากกระบวนการดังกล่าวสามารถจัดเตรียมอุปกรณ์ในการปฏิบัติงานได้ง่าย และวัสดุที่ใช้ในการดูดซับมีราคาถูก ซึ่งอาจหาได้ง่ายในพื้นที่นั้นๆ นอกจากนี้สารที่ใช้ในการดูดซับอาจใช้ได้ทั้งแบบครั้งเดียว หรืออาจนำมาทำการชะล้างเพื่อนำกลับมาใช้ใหม่ได้อีกครั้ง (Regenerate) [19] ซึ่งวัสดุที่ใช้ในการดูดซับมีหลายชนิด เช่น Char-carbon [20] Orange juice residue [21] Copper (II) oxide nanoparticles [22] Amorphous iron hydroxide [23] Activated carbon [20] Goethite [23, 24] และ Coconut husk carbon [25] เป็นต้น

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

เปลือกหอยนางรมจัดเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อม เนื่องจาก มีการผลิตและบริโภคหอยนางรมเป็นจำนวนมากในแต่ละปี ส่งผลให้มีเปลือกหอยนางรมที่เหลือจากการบริโภคเป็นจำนวนมาก [26, 27] ดังนั้นในโครงการวิจัยนี้จึงได้นำเปลือกหอยนางรมมาใช้เป็นวัตถุดิบในการผลิตสารดูดซับ โดยวิธีการดังกล่าวจัดเป็นกระบวนการนำสารที่เป็นวัสดุเหลือใช้ และปัญหาสิ่งแวดล้อม (Waste) มาใช้ให้เกิดประโยชน์ในการกำจัดมลพิษทางสิ่งแวดล้อม ทั้งเปลือกหอยนางรม และสารหนู (As(III))

ในงานวิจัยก่อนหน้านี้ ได้ผลิตสารดูดซับ โดยนำเปลือกหอยนางรมบด (OS) ขนาด 150-150 ไมโครเมตร มาเผาที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง และ เรียกสารดังกล่าวว่า COS จากผลการวิเคราะห์ด้วย XRD และ XRF พบว่า COS ประกอบด้วย สารแคลเซียมออกไซด์ (CaO) ร้อยละ 97 ซึ่งสาร COS มีประสิทธิภาพในการดูดซับสาร As(III) ในน้ำเสียสังเคราะห์สูงถึง 195.5 มิลลิกรัม/กรัม (ที่ความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร pH 11) ในงานดังกล่าว พบว่า ค่า pH และผลของความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร As(III) มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสาร As(III) โดยพบว่า ที่ pH 11 สาร COS มีประสิทธิภาพการกำจัดสาร As(III) ในน้ำเสียสังเคราะห์สูงสุด นอกจากนี้ในการศึกษาทางจลนพลศาสตร์ พบว่า การดูดซับสาร As(III) ด้วย COS สอดคล้องกับแบบจำลอง Pseudo-second order มากกว่าแบบจำลอง Pseudo-first order และไอโซเทอมการดูดซับสาร As(III) ด้วย COS สอดคล้องกับสมการการดูดซับแบบแลงเมียร์ มากกว่าสมการการดูดซับแบบฟรุนดลิช จากผลดังกล่าว แสดงว่า การดูดซับสาร As(III) ด้วย COS น่าจะเกิดการดูดซับแบบชั้นเดียว (Monolayer adsorption) ที่บริเวณผิวด้านนอกของสารดูดซับ และจากการศึกษากลไกของการดูดซับสาร As(III) ในน้ำเสียสังเคราะห์ด้วย COS พบว่า ในกระบวนการดูดซับสาร As(III) ด้วย COS ประกอบด้วย 3 ขั้นตอน โดยในขั้นตอนแรกอัตราการแพร่ของสาร As(III) ถูกควบคุมด้วยขั้นตอนการแพร่ผ่านฟิล์ม ขั้นตอนที่ 2 อัตราการแพร่ของสาร As(III) ถูกควบคุมด้วยขั้นตอนของการแพร่ผ่านภายในรูพรุน และขั้นที่ 3 เป็นช่วงที่การแพร่เริ่มเข้าสู่สถานะสมดุล

เนื่องจากในแหล่งน้ำประกอบไปด้วยไอออนชนิดต่างๆ ที่อาจส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) บน COS ดังนั้น ในโครงการวิจัยนี้จึงได้ทำการศึกษาผลกระทบของไอออนชนิดอื่นๆ ได้แก่ สารไนเตรตไอออน (NO_3^-) ซัลเฟตไอออน (SO_4^{2-}) และฟอสเฟตไอออน (HPO_4^{2-}) ต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) ด้วย COS ในระบบไอออนเดี่ยว (Single-solute) ไอออนคู่ (Bi-solutes) ไอออนสาม (Tri-solutes) และ ไอออนสี่ (Tetra-solutes) นอกจากนี้ ในโครงการวิจัยนี้ยังทำการพัฒนาสารดูดซับ COS ที่มีลักษณะเป็นผง ให้อยู่ในรูปของเม็ดสารดูดซับเพื่อให้ง่ายต่อการแยกสารดูดซับออกจากน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว โดยในโครงการนี้ได้นำเถ้าแกลบ (Rice husk ash, RHA) ซึ่งจัดว่าเป็นวัสดุเหลือใช้ และเป็นปัญหาต่อสิ่งแวดล้อมอีกชนิดหนึ่ง มาใช้วัตถุดิบในการอัดเม็ดสารดูดซับ

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนลิขสิทธิ์ไว้เพื่อการศึกษาค้นคว้า ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

วัตถุประสงค์ของงานวิจัยนี้ คือ การศึกษาผลกระทบของไอออนชนิดอื่น ได้แก่ NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ที่อยู่ในระบบต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) ด้วย COS นอกจากนี้ ในโครงการวิจัยนี้ยังทำการพัฒนา COS ให้อยู่ในรูปของเม็ดสารดูดซับเพื่อให้ง่ายต่อการแยกสารดูดซับออกจากน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว โดยในโครงการนี้ได้ใช้ RHA ซึ่งจัดว่าเป็นวัสดุเหลือใช้ ที่ก่อให้เกิดปัญหากับสิ่งแวดล้อมอีกชนิดหนึ่ง มาใช้วัตถุดิบในการอัดเม็ดสารดูดซับ

1.3 ขอบเขตของงานวิจัย

ในงานวิจัยนี้ได้ทำการทดลองการดูดซับสาร As(III) ด้วย COS โดยทำการทดลองแบบกะ เพื่อศึกษาปัจจัยดังต่อไปนี้

1. การศึกษาสมบัติของ COS อาทิเช่น สมบัติการละลาย ลักษณะสัณฐาน (Morphology) pH_{zpc} เป็นต้น
2. การศึกษาผลกระทบของแอนไอออนชนิดอื่นที่อยู่ในระบบต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) ในระบบไอออนคู่ ไอออนสาม และไอออนสี่
3. การศึกษาการเปลี่ยนแปลงสัณฐานของ COS ก่อนและหลังกระบวนการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในระบบไอออนเดี่ยว
4. การศึกษาการเปลี่ยนแปลงสัณฐาน (Morphology) ของ COS ก่อนและหลังกระบวนการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในระบบไอออนคู่ ไอออนสาม และไอออนสี่
5. การศึกษาการคายซับของสาร As(III) และ แอนไอออนของ COS
6. การศึกษากลไกการกำจัดสาร As(III) และ แอนไอออนด้วย COS

สำหรับการทดลองการดูดซับสาร As(III) ด้วยสารดูดซับอัดเม็ด ในโครงการนี้จะทำการทดลองอัดเม็ดสารดูดซับด้วยเครื่อง Hydraulic press ในแม่พิมพ์ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 10 มิลลิเมตร จากนั้นนำเม็ดสารดูดซับตัวอย่างที่ได้ไปเผาที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง แล้วนำไปทำการทดสอบการดูดซับสาร As(III) แบบกะ เพื่อศึกษาปัจจัยดังต่อไปนี้

1. การศึกษาปัจจัยของขนาด OS ที่มีผลต่อการคงสภาพของเม็ดของสารดูดซับอัดเม็ดหลังใส่ในสารละลายเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

2. การศึกษาปัจจัยของขนาด OS ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสาร As(III) ด้วยสารดูดซับอัดเม็ด
3. การศึกษาปัจจัยของอัตราส่วนในการผสม OS กับสารยึดติด (Binder) ที่มีผลต่อการคงสภาพของเม็ดของสารดูดซับอัดเม็ดหลังใส่ในสารละลายเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง
4. การศึกษาปัจจัยของอัตราส่วนในการผสม OS กับสารยึดติดที่มีผลต่อประสิทธิภาพต่อการกำจัดสาร As(III) ด้วยสารดูดซับอัดเม็ด
5. การศึกษาการเปลี่ยนแปลงสัณฐาน (Morphology) ของสารดูดซับอัดเม็ดก่อน และหลังดูดซับสาร As(III)
6. การศึกษาการกำจัดสาร As(III) ด้วยเม็ดสารดูดซับในระบบสารละลายขนาด 2 ลิตร

1.4 วิธีดำเนินงานวิจัย

ในโครงการวิจัยนี้มีวิธีการดำเนินงานวิจัยดังนี้

1. การเตรียมการ
 - 1.1 แจกโครงการให้นักศึกษาทราบ
 - 1.2 ชี้แจงรายละเอียดต่างๆ และข้อตกลงในการดำเนินโครงการวิจัย
 - 1.3 ศึกษารายละเอียดและการค้นหาข้อมูลที่เกี่ยวข้องกับโครงการวิจัย
2. การเริ่มงาน
 - 2.1 ออกแบบการทดลอง
 - 2.2 จัดเตรียมอุปกรณ์ และสารเคมีที่ใช้สำหรับทำโครงการวิจัย
 - 2.3 เตรียมวัสดุสำหรับการผลิตสารดูดซับ และน้ำเสียสังเคราะห์
3. การทำการทดลอง
 - 3.1 ผลิตสารดูดซับ (COS)
 - 3.2 ทำการทดลองการดูดซับสาร As(III) และแอนไอออนชนิดต่างๆในน้ำเสียสังเคราะห์ในระบบไอออนเดี่ยว โดยทำการทดลองแบบกะ
 - 3.3 ทำการทดลองการดูดซับสาร As(III) และแอนไอออนชนิดต่างๆในน้ำเสียสังเคราะห์ในระบบไอออนคู่ ไอออนสาม และไอออนสี่ โดยทำการทดลองแบบกะ
 - 3.4 ทำการทดลองการคายซับของสาร As(III) และ แอนไอออนของ COS โดยทำการทดลองแบบกะ

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

3.5 ทำการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงสัณฐานของ COS ก่อน และ หลังดูดซับสาร As(III) และไอออนชนิดต่างๆในน้ำเสียสังเคราะห์ ของระบบไอออนเดี่ยว ระบบไอออนคู่ ไอออนสาม และไอออนสี่ ด้วยเทคนิค Scanning electron microscope (SEM)

3.6 ทำการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงโครงสร้างผลึก (Crystalline phase) ของ COS ก่อน และ หลังดูดซับสาร As(III) และแอนไอออนชนิดต่างๆในน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยเทคนิค X-ray diffraction (XRD)

3.7 ทำการผลิตเม็ดสารดูดซับสำหรับการดูดซับสาร As(III)

3.8 ทำการทดลองผลกระทบของขนาด OS และ อัตราส่วนผสมของ OS กับ RHA หรือ เถ้าแกลบที่ผ่านการทรีตแล้ว (Treated rice husk ash, TRHA) ต่อการคงรูปของเม็ดสารดูดซับ และ ประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III)

3.9 ทำการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงสัณฐานของเม็ดสารดูดซับก่อน และ หลังดูดซับสาร As(III) ด้วยเทคนิค SEM

3.10 การวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงโครงสร้างผลึกของเม็ดสารดูดซับก่อน และหลังดูดซับ สาร As(III) และแอนไอออนชนิดต่างๆในน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยเทคนิค XRD

3.11 ทำการทดลองการกำจัดสาร As(III) ด้วยเม็ดสารดูดซับในระบบที่มีน้ำเสียสังเคราะห์ ปริมาตร 2 ลิตร

4. สรุปและวิจารณ์ผลการทดลอง

5. ประเมินผลโครงการและจัดทำรายงาน

1.5 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. นักศึกษาเข้าใจกระบวนการดำเนินการค้นคว้า และการทำงานและดำเนินงานวิจัย
2. เข้าใจผลกระทบของแอนไอออนชนิดอื่นที่มีผลต่อการดูดซับสาร As(III) ด้วย COS ในระบบ ไอออนคู่ ไอออนสาม และไอออนสี่
3. เข้าใจกลไกการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนด้วย COS
4. เข้าใจผลกระทบของขนาด OS ต่อการคงรูปของเม็ดสารดูดซับ และประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III)
5. เข้าใจผลกระทบของอัตราส่วนผสมของ OS กับ RHA หรือ TRHA ต่อการคงรูปของเม็ดสารดูดซับ และประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III)

6. สามารถทำการผลิตเม็ดสารดูดซับที่สามารถนำไปใช้ในการบำบัดสาร As(III) ในแหล่งน้ำได้

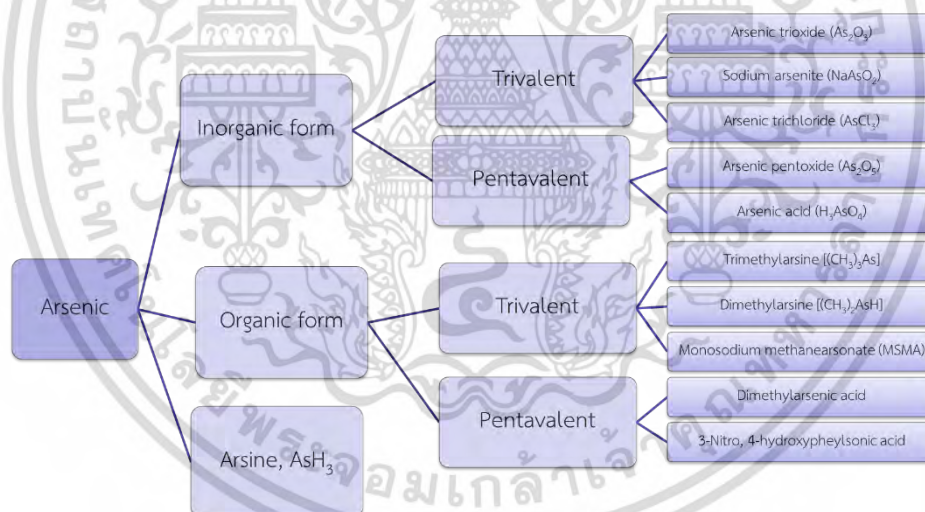
เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น มิอนุญาติให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

บทที่ 2

แนวคิด ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 สารหนู

สารหนู เป็นธาตุกึ่งโลหะที่มีน้ำหนักอะตอมเท่ากับ 74.9 และมีเลขอะตอมเท่ากับ 33 มีจุดเดือดประมาณ 615 °C จุดหลอมเหลวเท่ากับ 818 °C และจัดเป็นธาตุที่พบมากเป็นลำดับที่ 20 ของโลก สารหนูในธรรมชาติ จะมีเลขออกซิเดชันที่เสถียร 4 รูปแบบ คือ -3 0 $+3$ และ $+5$ แต่หากสารหนูปนเปื้อนในแหล่งน้ำทั่วไป จะเสถียรอยู่ในรูปเลขออกซิเดชัน 2 รูปแบบ คือ $+3$ และ $+5$ สารหนูสามารถแบ่งออกตามคุณสมบัติทางกายภาพ (Physical property) ทางเคมี (Chemical Property) และความเป็นพิษ (Toxicity) ได้เป็น 3 กลุ่มใหญ่ [28] ดังรูปที่ 2-1



ภาพที่ 2.1 ชนิดของสารหนู

จากภาพที่ 2.1 สารหนูสามารถแบ่งออกเป็น 3 ประเภท คือ สารประกอบอนินทรีย์ (Inorganic form) สารประกอบอินทรีย์ (Organic form) และ แก๊สอาร์ซีน (Arsine, AsH_3) โดยที่สารหนูในรูปแบบของสารประกอบอนินทรีย์ และสารประกอบอินทรีย์จะสามารถแยกย่อยได้อีก 2 ประเภท คือสารประกอบเวเลนซ์สาม (Trivalent compound) หรือ As(III) และ สารประกอบเวเลนซ์ห้า (Pentavalent compound) หรือ As(V) จากรายงานการวิจัย พบว่า สารหนูประเภทสารประกอบอนินทรีย์มีความเป็นพิษสูงและเป็นอันตรายที่ส่งผลกระทบต่อสุขภาพและการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่นิยมนำมาใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

พิษมากกว่าสารหนูประเภทสารประกอบอินทรีย์ และสารหนูชนิด As(III) ความเป็นพิษมากกว่าสารหนู As(V) ถึง 60 เท่า [1, 16] นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยรายงานว่า มีหลายพื้นที่ในเอเชีย ที่ได้รับการตรวจสอบและพบว่า มีปริมาณสารหนูปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำเกินกว่าค่ามาตรฐานที่ The World Health Organization (WHO) และ US Environmental Protection Agency (USEPA) กำหนด (สำหรับน้ำดื่ม ต้องมีปริมาณสารหนูในน้ำ ไม่เกิน 10 µg/L) [7, 29-33] ดังตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 แสดงการปนเปื้อนของสารหนูในพื้นที่ต่างๆในทวีปเอเชีย [1]

พื้นที่ที่ปนเปื้อน	แหล่งปนเปื้อน	ความเข้มข้น (ไมโครกรัมต่อลิตร)
ประเทศบังกลาเทศ	น้ำป่อ	<10-> 100
คัลคัตตา ที่ประเทศอินเดีย	บริเวณโรงงานผลิตยาฆ่าแมลง (Near pesticide production plant)	<50-23,080
อ่าวเบงกอล ที่ประเทศอินเดีย	บริเวณที่มีตะกอนของสารหนู	3-3700
ประเทศเนปาล	น้ำดื่ม	8-2660
ฮานอย ที่ประเทศเวียดนาม	บริเวณที่มีตะกอนของสารหนูมาก	1-3050
ซินเจียงที่สาธารณรัฐประชาชนจีน	น้ำป่อ	0.05-850
มองโกลที่สาธารณรัฐประชาชนจีน	น้ำใต้ดินสำหรับดื่ม	1-2400
รอนพิบูล ที่ประเทศไทย	น้ำปนเปื้อนจากเหมืองแร่ดีบุก	1-500
จังหวัดนครศีธรรมราชที่ประเทศไทย	น้ำใต้ดินบริเวณเหมืองแร่ (shallow (Alluvial) groundwater, mining)	1.25-5114
ฟุกุโอกะ ที่ประเทศญี่ปุ่น	น้ำธรรมชาติ	0.001-0.293
บริเวณที่ราบริมฝั่งแม่น้ำโขงที่ประเทศ กัมพูชา	น้ำใต้ดิน	1-1340

2.2 กระบวนการดูดซับ [8, 34-38]

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

กระบวนการดูดซับ เป็นวิธีการหนึ่งที่ยิยมใช้ในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งกระบวนการดังกล่าว สามารถกำจัดสารปนเปื้อนที่มีขนาดเล็กจนถึงชั้นของโมเลกุลได้ โดยอาศัยความสามารถของสารในการดึงโมเลกุลของสารปนเปื้อน หรือสารคอลลอยด์ที่อยู่ในของเหลวหรือแก๊ส ให้มาเกาะจับบนพื้นผิวของของแข็ง โดยเรียกปรากฏการณ์ที่สารปนเปื้อนเคลื่อนย้ายจากของเหลวหรือแก๊สมายังผิวของของแข็งว่า กระบวนการดูดซับ (Adsorption) เรียกตัวที่เป็นของแข็งหรือตัวที่ดูดซับว่า สารดูดซับ (Adsorbent) และเรียกตัวสารโมเลกุลที่มาเกาะติดที่ผิวสารดูดซับว่า สารถูกดูดซับ (Adsorbate)

2.2.1 ประเภทของกระบวนการดูดซับ

กระบวนการดูดซับที่สำคัญมี 2 ประเภท คือ การดูดซับทางกายภาพ (Physical adsorption) และการดูดซับทางเคมี (Chemical adsorption) การดูดซับทั้ง 2 แบบ เกิดขึ้นเมื่อโมเลกุลในสถานะแก๊ส หรือของเหลวเข้าไปใกล้และยึดติดกับผิวของของแข็ง โดยเป็นผลจากแรงดึงดูดที่ผิวของสารดูดซับที่สามารถเอาชนะพลังงานจลน์ของโมเลกุลของสารที่อยู่ในของเหลวหรือแก๊สได้

1. กระบวนการดูดซับทางกายภาพ (Physisorption) คือ การที่โมเลกุลของสารถูกดูดซับยึดติดกับผิวสารดูดซับด้วยแรงแวนเดอร์วาลส์ที่อ่อน (Weak van der waal's force) โดยเกิดจากความแตกต่างของพลังงานหรือแรงดึงดูดทางไฟฟ้า (Electric attractive force) อย่างอ่อนๆ ในกระบวนการดูดซับนี้เป็นกระบวนการที่สามารถผันกลับได้ (Reversible process) ขึ้นอยู่กับความแข็งแรงของแรงดูดซับระหว่างสารดูดซับและสารถูกดูดซับ นอกจากนี้ยังพบว่า ในกระบวนการดูดซับทางกายภาพ โมเลกุลของสารถูกดูดซับสามารถเกาะอยู่บนผิวสารดูดซับในลักษณะที่ซ้อนทับกันหลายชั้น เรียกว่า Multilayer โดยจำนวนชั้นของโมเลกุลมักเป็นสัดส่วนกับความเข้มข้นที่สูงขึ้นของสารถูกดูดซับในสารละลาย

2. กระบวนการดูดซับทางเคมี (Chemisorption) ในกระบวนการนี้โมเลกุลของสารถูกดูดซับจะยึดติดกับผิวของสารดูดซับด้วยพันธะเคมีที่แข็งแรงมากกว่าแรงแวนเดอร์วาลส์ ในกระบวนการนี้โมเลกุลของสารถูกดูดซับจะเกาะอยู่บนผิวสารดูดซับเพียงชั้นเดียว (Monolayer) ^[39] และเนื่องจากการดูดซับด้วยการเกิดพันธะทางเคมี จึงส่งผลให้ ในกระบวนการดูดซับนี้เกิดการคายซับได้ค่อนข้างยากกว่ากระบวนการดูดซับทางกายภาพ

2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ ^[35, 37, 40]

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

1. ค่า pH ของสารละลาย

ค่า pH ของสารละลายเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีความสำคัญต่อกระบวนการดูดซับ เนื่องจากค่า pH มีอิทธิพลต่อการแตกตัวของสารที่ถูกดูดซับให้อยู่ในรูปของไอออนที่แตกต่างกัน ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารที่ถูกดูดซับมีค่าต่างกัน นอกจากนี้ ค่า pH ของสารละลายยังมีผลต่อประจุบนผิวของสารดูดซับ^[41] กล่าวคือ บนผิวของสารดูดซับบางชนิด ได้แก่ สารจำพวกโลหะออกไซด์ หรือ สารประเภทไฮดรอกไซด์ สามารถรับและให้โปรตอนกับสารละลายได้ ส่งผลให้พื้นผิวของสารดูดซับดังกล่าวมีประจุชั่วคราวเกิดขึ้น และประจุดังกล่าวสามารถส่งผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับได้ โดยมีรายงานว่า ที่ pH ของสารละลาย ที่ทำให้ผิวของสารดูดซับมีลักษณะเป็นกลางหรือ มีประจุรวมบนผิวของสารดูดซับเป็นศูนย์ เรียกว่า Zero point of charge (pH_{ZPC}) ถ้าค่า pH ของสารละลายมีค่ามากกว่าค่าดังกล่าว บริเวณผิวของสารดูดซับจะมีประจุรวมเป็นลบ (Negative or anion charge) และทำการดูดซับสารประจุบวกได้ดี ในทางตรงข้าม ถ้า pH ของสารละลาย มีค่าน้อยกว่าค่าดังกล่าว บริเวณผิวของสารดูดซับจะมีประจุรวมเป็นบวก (Positive charge) ซึ่งดูดซับสารประจุลบได้ดี^[42-44]

2. พื้นที่ผิวของสารดูดซับ (Surface area)

พื้นที่ผิวมีความสัมพันธ์โดยตรงกับปริมาณการดูดซับ (Adsorption capacity) เมื่อพื้นที่ผิวของสารดูดซับมีพื้นที่เพิ่มมากขึ้น ปริมาณการดูดซับมักจะมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น แต่ก็พบว่า มีบางกรณีในพื้นที่ผิวดูดซับมีพื้นที่มาก แต่ปริมาณการดูดซับมีค่าน้อย เนื่องจากมีปัจจัยอื่นเข้ามาเกี่ยวข้อง เช่น ลักษณะรูพรุนของสารดูดซับที่มีขนาดเล็กกว่าสารที่ถูกดูดซับ ทำให้ไม่สามารถดูดซับสารชนิดนั้นได้ หรือ บนสารดูดซับไม่มีหมู่ฟังก์ชัน (Active site หรือ Sorption site) สำหรับดูดซับสารที่ถูกดูดซับชนิดนั้นๆ

3. เวลาในการสัมผัส (Contact time)

ระยะเวลาในการสัมผัส เป็นพารามิเตอร์ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของการดูดซับ โดยระยะเวลาในการสัมผัสที่เหมาะสมจะทำให้การดูดซับมีประสิทธิภาพดีที่สุด ทั้งนี้ระยะเวลาดังกล่าวขึ้นอยู่กับชนิดของสารดูดซับ และสารที่ถูกดูดซับด้วย

4. อัตราเร็วในการปั่นกววน (Mixing speed)

อัตราเร็วในการปั่นกววนมีผลต่ออัตราเร็วของการดูดซับ เนื่องจากอัตราเร็วในการดูดซับขึ้นอยู่กับ การขนส่งมวลสารภายในระบบ ประกอบไปด้วย 2 ขั้นตอน คือ การแพร่ผ่านชั้นฟิล์ม (Film diffusion) เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

และการแพร่เข้าสู่รูพรุน (Pore diffusion) หากในระบบมีอัตราเร่งในการปั่นกววนต่ำ พิล์มน้ำที่ล้อมรอบสารดูดซับจะมีความหนามาก เป็นอุปสรรคต่อการเคลื่อนที่ของโมเลกุลเข้าไปยังสารดูดซับ ทำให้การขนส่งของมวลสารเกิดขึ้นช้า จึงทำให้การแพร่ผ่านชั้นฟิล์มเป็นตัวกำหนดอัตราการดูดซับ แต่หากในระบบมีอัตราเร่งในการปั่นกววนสูง จะทำให้ชั้นฟิล์มที่อยู่รอบสารดูดซับบางลง ทำให้โมเลกุลสารถูกดูดซับสามารถผ่านเข้าไปยังผิวสารดูดซับได้เร็ว และทำให้การแพร่เข้าสู่รูพรุนเป็นตัวกำหนดอัตราการดูดซับ

5. อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิมีผลต่ออัตราการดูดซับและขีดปริมาณการดูดซับ กล่าวคือ อุณหภูมิจะแปรผันตรงกับอัตราเร็วในการดูดซับ แต่จะแปรผกผันกับขีดปริมาณการดูดซับสารของสารดูดซับ ดังนั้น เมื่ออุณหภูมิเพิ่มมากขึ้น อัตราเร็วในการดูดซับมีแนวโน้มที่จะเพิ่มขึ้น แต่ขีดปริมาณการดูดซับมีแนวโน้มที่จะลดลง เนื่องจากปฏิกิริยาการดูดซับเป็นปฏิกิริยาคายความร้อน (Exothermic reaction)

6. ไอออนชนิดอื่นที่อยู่ในระบบ

จากรายงานการวิจัยพบว่า ไอออนที่อยู่ในระบบบางชนิดสามารถส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการดูดซับสารถูกดูดซับของสารดูดซับ โดยพบว่า ไอออนบางประเภทสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการดูดซับได้ เช่น ในงานของ Maiti และคณะ.^[45] พบว่า ในกระบวนการดูดซับสารหนู (ทั้งสาร As(III) และ As(V)) ด้วยสาร Raw laterite (RL) และ Treated laterite (TL) หากในระบบมีแคลเซียมไอออน (Ca^{2+}) แมกนีเซียมไอออน (Mg^{2+}) หรือเหล็ก (Fe^{2+}) ไอออนผสมอยู่ ประสิทธิภาพในการกำจัดสารหนูจะมีค่าเพิ่มมากขึ้น ในทางตรงกันข้าม หากในระบบมี PO_4^{3-} และซิลิเกต ประสิทธิภาพในการกำจัดสารหนูจะมีค่าลดลง ซึ่งผลกระทบของไอออนต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารปนเปื้อน จะมีผลกระทบมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับสมบัติของสารดูดซับ สารถูกดูดซับ และ สัมพรรคภาพการสร้างพันธะ (Binding affinity) ของไอออนแต่ละชนิดกับบริเวณผิวดูดซับที่มีหมู่ฟังก์ชัน (Active site) กล่าวคือ หากไอออนชนิดอื่นมีสัมพรรคภาพการสร้างพันธะกับ Active site มากกว่าสารที่ต้องการกำจัด ไอออนชนิดนั้นส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารที่ต้องการกำจัดในระบบมากขึ้น โดยอาจทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารที่ต้องการกำจัดมีค่าลดลงอย่างมีนัยสำคัญ

2.3 การหาประสิทธิภาพของการดูดซับสาร As(III)

การหาประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) และปริมาณการดูดซับสาร As(III) (q_t) ด้วย COS สามารถหาได้ดังสมการที่ (2.1) และ (2.2) ตามลำดับ

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

$$\% \text{ eff} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (2.1)$$

$$q_t = \frac{(C_0 - C_e)V}{W} \quad (2.2)$$

เมื่อ % eff คือ ประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) ด้วย COS

C_0 คือ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสาร As(III) (mg/L)

C_e คือ ความเข้มข้นของสาร As(III) ที่สภาวะสมดุล (mg/L)

q_t คือ ปริมาณการดูดซับสาร As(III) ในน้ำเสียสังเคราะห์ต่อปริมาณสารดูดซับที่สังเคราะห์จากเปลือกหอยนางรม ที่เวลาใดๆ (mg/g)

V คือ ปริมาตรของสาร As(III) ในน้ำเสียสังเคราะห์ (cm^3)

W คือ น้ำหนักของสารดูดซับ COS (g)

2.4 เปลือกหอยนางรม (Oyster shells)

หอยนางรมเป็นหอยเศรษฐกิจของจังหวัดเพชรบุรี ซึ่งในแต่ละปีให้ผลผลิตเป็นจำนวนมาก ดังนั้นจึงมีเปลือกหอยที่เหลือจากการบริโภคหอยเป็นจำนวนมากเช่นกัน ผลการวิจัยของ วงศ์พร้อมรัตน์ และ สุวรรณประภา พบว่า องค์ประกอบของเปลือกหอยนางรม มีส่วนประกอบของแคลเซียมคาร์บอเนต ร้อยละ 95 ^[46] นอกจากนี้ยังมีรายงานว่า เมื่อเผา OS ที่อุณหภูมิ 700 °C สาร CaCO_3 ใน OS จะเปลี่ยนเป็นสาร CaO โดย COS มีคุณสมบัติเป็นสารดูดซับสำหรับการกำจัดซับโลหะหนัก เช่น ตะกั่ว (Pb) แคดเมียม (Cd) สังกะสี (Zn) เหล็ก (Fe) และโครเมียม (Cr) ออกจากน้ำเสียได้ ^[34, 35, 46]

2.5 เถ้าแกลบ (Rice husk ash, RHA)

RHA เป็นผลผลิตที่ได้จากการเผาแกลบเพื่อใช้เป็นเชื้อเพลิง สีของ RHA จะแตกต่างกัน โดยมีสีตั้งแต่สีดำ ไปจนถึงสีเทา ขาว ขึ้นอยู่กับปริมาณขององค์ประกอบไม่บริสุทธิ์ต่างๆ และสารประเภท Unburned carbon ^[47] จากรายงานการวิจัย พบว่า ในแต่ละปี จะมีเถ้าแกลบเหลือเป็นวัสดุเหลือใช้ประมาณ 70 - 78 ล้านตันทั่วโลก ^[48, 49] แม้ว่าในหลายงานวิจัยจะมีการนำ RHA ไปเป็นส่วนผสมในซีเมนต์ ส่วนผสมของปุ๋ย หรือใช้ในโรงงานอุตสาหกรรมบางชนิด เช่น อุตสาหกรรมแก้ว เซรามิก เป็นต้น ^[50] แต่ก็มี RHA เหลือทิ้งเป็นจำนวนมาก ก่อให้เกิดปัญหาสิ่งแวดล้อม ในงานวิจัยของ Hassan และคณะ และงานวิจัยของ Habeeb และ Mahmud รายงานว่า สมบัติของสารซิลิกา (Reactivity of SiO_2) ใน RHA ขึ้นกับสภาวะการเตรียมและอุณหภูมิในการเผา RHA ^[48, 51] โดยหลายงานวิจัย พบว่า การเผา RHA ที่อุณหภูมิสูงเกินไปจะส่งผลให้ RHA มีคุณสมบัติในการดูดซับลดลง เนื่องจากเกิดการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของซิลิกาใน RHA เมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นเกินไปจะส่งผลให้โครงสร้างของซิลิกาใน RHA เปลี่ยนไปเป็นอสัณฐานซิลิกา (amorphous silica) ซึ่งมีคุณสมบัติในการดูดซับต่ำกว่าซิลิกาผลึก (crystalline silica) นอกจากนี้ยังพบว่า การเผา RHA ที่อุณหภูมิสูงเกินไปยังส่งผลให้ RHA มีค่า pH สูงเกินไป ซึ่งอาจส่งผลต่อการดูดซับของโลหะหนักได้

อุณหภูมิน้อยกว่า 800 °C สาร SiO₂ จะอยู่ในรูปของอสัณฐาน SiO₂ ^[47, 49-52] (Amorphous silica) แต่การเผา RHA ที่อุณหภูมิสูงกว่า 800 °C สารอสัณฐาน SiO₂ จะเกิดการฟอร์มตัวอยู่ในรูปของสัณฐาน SiO₂ (Crystalline silica) ^[52-55] นอกจากนี้ยังมีรายงานว่า ออสัณฐาน SiO₂ มีสมบัติในการเกิดปฏิกิริยากับสาร Ca(OH)₂ ในซีเมนต์ (Portland cement) แล้วเกิดการฟอร์มตัวเป็นสารที่เสริมสร้างความแข็งแรงของวัสดุอื่นๆ เช่น คอนกรีต (Strength of concrete) และ อิฐดินบล็อก ได้ ^[49-51, 56, 57]

2.6 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

โครงการวิจัยนี้ศึกษาเกี่ยวกับการกำจัดสาร As(III) ด้วย COS และผลกระทบของแอนไอออนที่มีผลต่อการกำจัดสาร As(III) ในระบบไอออนคู่ ไอออนสาม และไอออนสี่ โดยงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับโครงการวิจัยนี้ มีดังต่อไปนี้

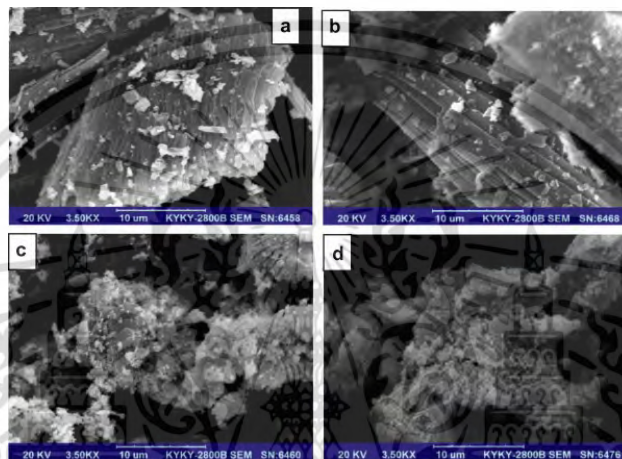
ทรงศิริกุล ^[58] ศึกษาผลกระทบจากน้ำท่วมต่อการตกค้างของสารหนูในบ่อน้ำผิวดิน ที่อำเภอรัตนบุรี จังหวัดนครราชสีมา ซึ่งเป็นพื้นที่ทำเหมืองแร่ดีบุกที่เกิดปัญหาประชาชนป่วยเนื่องจากพิษของสารหนูสะสมในร่างกายมากกว่าปกติ โดยมีสาเหตุมาจากการบริโภคน้ำในบ่อน้ำผิวดินที่มีการปนเปื้อนสารหนู โดยในงานวิจัยนี้ พบว่า ในบริเวณใกล้เคียงบ่อน้ำผิวดินดังกล่าวมีกองขี้แร่อาร์ซีโนไฟไรต์ ที่เป็นองค์ประกอบของสารหนู ประกอบกับช่วงปลายปี พ.ศ. 2531 เกิดน้ำท่วมในบริเวณดังกล่าว จึงน่าจะทำให้เกิดการละลายสารหนูในกองขี้แร่อาร์ซีโนไฟไรต์ลงไปปนเปื้อนในบ่อน้ำผิวดินเป็นเหตุให้ความเข้มข้นของสารหนูในบ่อน้ำผิวดินเพิ่มมากขึ้น และส่งผลกระทบต่อสุขภาพประชาชนที่บริโภคน้ำในแหล่งดังกล่าว

ภคตีพิน ^[59] ศึกษาการหารูปลักษณะของสารหนูในน้ำตัวอย่างธรรมชาติ โดยวิเคราะห์หาปริมาณสารหนูในรูปของ As (III) และ As (V) ด้วยวิธีไอออนโครมาโทกราฟี ตรวจวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 192 mm โดยใช้สารละลายบัฟเฟอร์ Na₂CO₃/NaHCO₃ เป็นตัวชะ ในงานวิจัยดังกล่าว พบว่า ในสารตัวอย่างที่มีปริมาตร 100 ไมโครลิตร สารหนูจะอยู่ในรูป As (III) ต่อ As (V) มีค่าเท่ากับ 1:20 แต่สารหนูในรูปของ As (III) มีความเป็นพิษมากกว่าสารหนูในรูป As (V) ถึง 25-60 เท่า

วงศ์พร้อมรัตน์ และ สุวรรณประภา ^[46] ศึกษาประสิทธิภาพ และชนิดของไอโซเทอร์มการดูดซับไอออนโลหะหนัก 4 ชนิด ได้แก่ ตะกั่ว แคดเมียม เหล็ก และทองแดง ด้วยสารสังเคราะห์จากเปลือกหอยนางรม โดยใช้ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารละลายแต่ละชนิด ได้แก่ 5 10 15 และ 20 mg/l และทำการศึกษาการดูดซับไอออนของโลหะหนักทั้ง 4 ชนิด ด้วยการทดลองการดูดซับแบบกะ ในงานวิจัยนี้พบว่า ไอโซเทอร์มของการดูดซับตะกั่วมีแนวโน้มของความสัมพันธ์สอดคล้องกับไอโซเทอร์มแบบแลงเมียร์ เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

และมีประสิทธิภาพการดูดซับ 72.06 % ส่วนประสิทธิภาพการดูดซับของแคดเมียม เหล็ก และทองแดง พบว่า มีค่าเท่ากับ 99.23 % 98.03 % และ 97.01 % ตามลำดับ

Xing และคณะ ^[60] ทำการศึกษาและเปรียบเทียบคุณสมบัติของเปลือกหอยนางรม และเปลือกหอยแครงทั้งก่อนเผาและหลังเผา เพื่อใช้เป็นสารสำหรับต้านเชื้อรา โดยในงานนี้ Xing และคณะได้ใช้เทคนิค SEM ในการศึกษาลักษณะพื้นผิวของเปลือกหอยนางรม และเปลือกหอยแครงทั้งก่อนและหลังเผา ซึ่งผล SEM แสดงดังภาพที่ 2.2

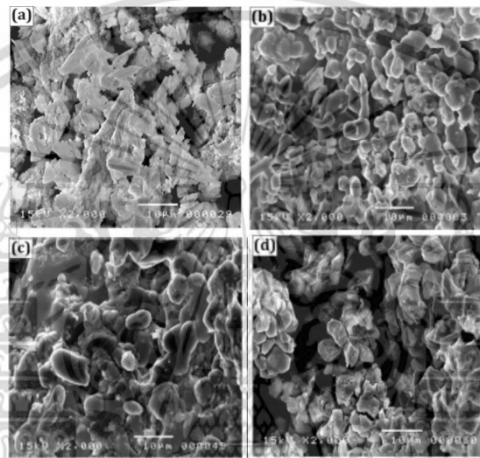


ภาพที่ 2.2 แสดงภาพ SEM ของเปลือกหอยก่อนเผา (a) เปลือกหอยแครง (b) เปลือกหอยนางรม และเปลือกหอยหลังเผาของ (c) เปลือกหอยแครง (d) เปลือกหอยนางรม ^[60]

จากภาพที่ 2.2 พบว่า โครงสร้างของเปลือกของนางรม และเปลือกหอยแครงก่อนเผามีลักษณะคล้ายกัน เนื้อผิวค่อนข้างหยาบถึงหยาบมาก ลักษณะพื้นผิว ไม่สม่ำเสมอ มีลักษณะเป็นชั้นๆขนานกัน (Schistous) ดังภาพที่ 2.2 (a) และ (b) แต่เมื่อเปลือกหอยทั้ง 2 ชนิด ผ่านการเผาที่อุณหภูมิ 1050 °C จะพบว่า ลักษณะพื้นผิวของเปลือกหอยทั้ง 2 ชนิด จะมีลักษณะขรุขระไม่สม่ำเสมอ ดังภาพที่ 2.2 (c) และ (d) จากผลวิเคราะห์ XRD และ SEM Xing และคณะ วิเคราะห์ว่า การที่สาร CaCO_3 ซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักในเปลือกหอยทั้ง 2 ชนิด เปลี่ยนเป็นสาร CaO และปล่อยแก๊ส CO_2 ออกมาระหว่างกระบวนการเผา น่าจะเป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้โครงสร้างของเปลือกหอยทั้ง 2 ชนิดเกิดการเปลี่ยนแปลง

Alidoust และคณะ ^[26] ศึกษากลไกการดูดซับแคดเมียม (Cd) ในสารละลายด้วย COS โดยในงานนี้ Alidoust และคณะ ได้ศึกษาคุณสมบัติของ COS ที่อุณหภูมิ 450°C - 900°C จากผลการวิเคราะห์องค์ประกอบทางเคมี ค่า pH และสภาพการนำไฟฟ้า (Electrical conductivity) ของ OS และ COS พบว่า เมื่อ OS ผ่านการเผาที่อุณหภูมิสูงกว่า 652°C การละลายของสารไอออนบวก (Ca^{2+} และ Mg^{2+}) ของเอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

COS มีแนวโน้มเพิ่มขึ้น นอกจากนี้ในการทดสอบการละลาย ได้มีการนำ OS และ COS มาแช่ในน้ำ แล้วทำการวัดค่า pH ของสารละลาย จากการทดลอง พบว่า ค่า pH ของสารละลายที่เติม COS มีค่ามากกว่าค่า pH ของสารละลายที่ใส่ OS น่าจะเป็นผลเนื่องมาจากการเผา OS ทำให้สาร CaCO_3 ใน OS เปลี่ยนเป็น CaO ซึ่งเป็นสารที่สามารถละลายน้ำและแตกตัวได้ดีกว่าสาร CaCO_3 จากผล BET พบว่า หลังจากผ่านกระบวนการเผา พื้นที่ผิวของ OS เพิ่มขึ้นจาก 1.8 ตารางเมตรต่อกรัม เป็น 64.6 ตารางเมตรต่อกรัม นอกจากนี้ Alidoust และคณะยังได้ทำการวิเคราะห์สัณฐานของ OS และ COS ด้วย SEM ได้ผลดังภาพที่ 2.3



ภาพที่ 2.3 ภาพ SEM ของ (a) เปลือกหอยก่อนเผา และเปลือกหอยหลังเผาที่อุณหภูมิ (b) 650 °C (c) 750 °C (d) 900 °C [26]

จากภาพที่ 2.3 จะพบว่า หลังผ่านกระบวนการเผา COS จะมีลักษณะเป็นรูพรุนเพิ่มมากขึ้น ซึ่งโครงสร้างดังกล่าวน่าจะส่งผลให้ OS หลังเผามีพื้นที่ผิวเพิ่มขึ้น

ในการทดลองการดูดซับสาร Cd ด้วย OS และ COS ที่เตรียมโดยการเผา OS ที่อุณหภูมิต่างๆ โดยในงานวิจัยนี้ Alidoust และคณะ พบว่า ผลการทดลองการดูดซับสามารถแบ่งตามค่าปริมาณการดูดซับสูงสุด (Maximum adsorption) ออกเป็น 2 กลุ่มใหญ่ๆ ได้แก่

(1) OS และ COS ที่เตรียมโดยการเผา OS ที่อุณหภูมิ 450°C และ 650°C พบว่า ค่าปริมาณการดูดซับของกลุ่มนี้อยู่ในช่วง 25.5 มิลลิกรัมต่อกรัม - 32.36 มิลลิกรัมต่อกรัม

(2) COS ที่เตรียมโดยการเผา OS ที่อุณหภูมิ 750°C 850°C และ 950°C ซึ่งมีค่าปริมาณการดูดซับเท่ากับ 344.83 833.33 และ 1666.67 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

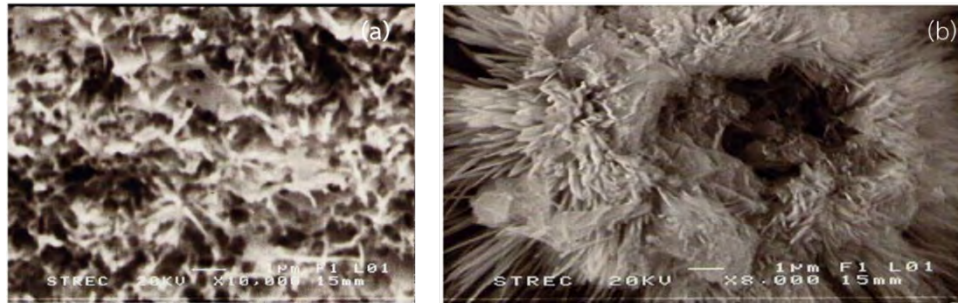
เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่ากลุ่มที่ 2 มีค่าปริมาณการดูดซับสูงสุดมากกว่ากลุ่มแรกอย่างเห็นได้ชัด โดย Alidoust และคณะ ได้ทำการวิเคราะห์ผลการทดลองว่า น่าจะเนื่องมาจาก กลุ่มที่ 2 มีพื้นที่ผิวในการดูดซับ และมีสาร CaO ใน COS มากกว่ากลุ่มแรก ซึ่งสาร CaO สามารถละลายน้ำแล้วแตกตัวเป็นสาร Ca^{2+} และ OH^- ได้ดีกว่าสาร CaCO_3 ดังนั้น สาร CaO จึงน่าจะเกิดการแลกเปลี่ยนไอออนกับ Cd ได้ดีกว่าสาร CaCO_3 นอกจากนี้ โครงสร้างที่เป็นรูพรุนของ COS จะเพิ่มพื้นที่ผิวในการดูดซับ ส่งผลให้ประสิทธิภาพการดูดซับสาร Cd บน COS ของกลุ่มที่ 2 มีค่ามากกว่ากลุ่มแรก

Moon และคณะ ^[61] ศึกษาการตรึงสาร As(III) และ As(V) ด้วย lime และ lime-kaolinite จากผลการทดลอง Moon และคณะ พบว่า สาร As(III) และ As(V) จะถูกตรึงอยู่ในรูปของ Calcium-arsenic แล้วตกตะกอน จากผลวิเคราะห์ XRD Moon และคณะ รายงานว่า สาร As(III) จะเกิดการตกตะกอนในรูปของ Ca-As-O ในขณะที่สาร As(V) จะตกตะกอนในรูป $\text{Ca}_4(\text{OH})_2(\text{AsO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ นอกจากนี้ Moon และคณะ รายงานว่า ที่ Ca : As molar ratio ที่มากกว่า 1:1 จะทำให้เกิดการตรึงสาร As(III) ได้ดี

Moon และคณะ ^[62] ศึกษาการตรึงสาร As(III) และ As(V) ในดินด้วยการตรึงใน cement kiln dust (CKD) โดยทำการผสมสารดังกล่าวกับดินที่ปนเปื้อนสาร As(III) และ As(V) สามชนิด คือ Kaolinite (K) Montmorillonite (M) และ field soil ที่เก็บตัวอย่างจาก Superfund site located in Tacoma จากผลการทดลอง Moon และคณะ พบว่า การเติมสาร CKD ลงไปในส่วนผสมดินที่ปนเปื้อนสาร As(III) และสาร As(V) (ส่วนผสมอยู่ในรูป Clay) จะทำให้ดินทั้ง 3 ชนิด มีประสิทธิภาพในการตรึงสาร As(III) และสาร As(V) เพิ่มขึ้น โดยเฉพาะการเติมสาร CKD ลงในดินชนิด Kaolinite พบว่า จะทำให้ดินดังกล่าวมีประสิทธิภาพในการตรึงสาร As(III) และสาร As(V) ได้ดีกว่าดินอีก 2 ชนิดที่เหลือ จากผลวิเคราะห์ XRD พบว่า สาร As(III) จะถูกตรึงในรูป Ca-As-O ในขณะที่สาร As(V) ถูกตรึงในรูปของ $\text{NaCaAsO}_4 \cdot 7.5\text{H}_2\text{O}$

Phenrat และคณะ ^[63] ศึกษาการดูดซับสาร Arsenic-iron sludge ด้วย Portland cement และ Hydrate lime โดยนำเอา Arsenic-iron sludge มาผสมกับ Portland cement จากนั้นหล่อ (Cast) เป็นแท่งโดยใช้ท่อพลาสติกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 5 มิลลิเมตร จากนั้นทำการพิจารณาโครงสร้างการเปลี่ยนแปลงของสารหนู (Arsenic) ที่ถูกตรึงด้วย lime ด้วยเทคนิค SEM-EDX โดย Phenrat และคณะ พบว่า สารหนูจะถูกดูดซับอยู่ในรูปของสารประกอบ Ca-As ดังภาพที่ 2.4



ภาพที่ 2.4 ภาพ SEM ของ Calcium-arsenic compound ที่ (a) 7 วัน และ (b) 28 วัน [63]

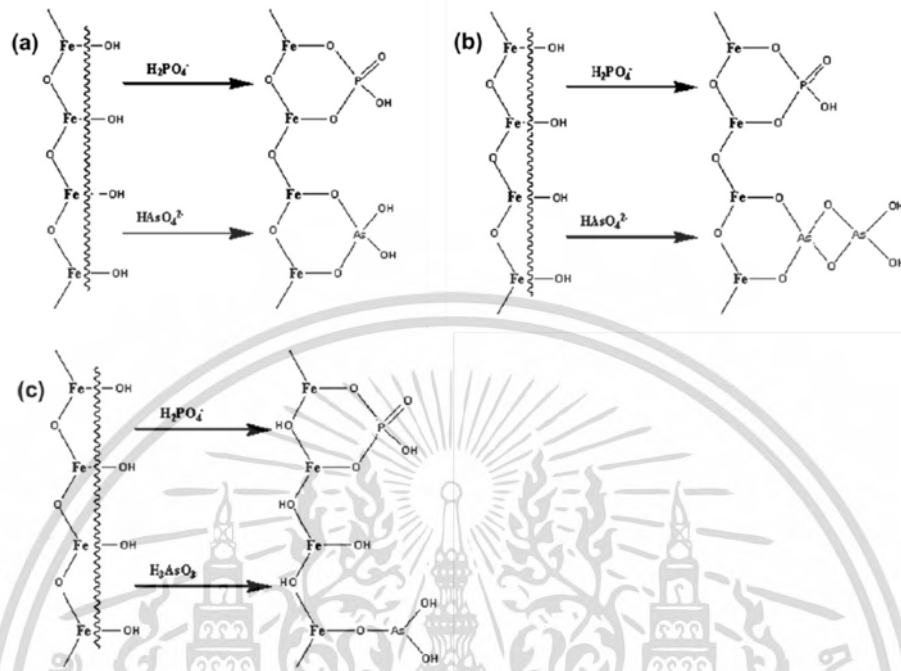
จากภาพที่ 2.4 Phenrat และคณะ รายงานว่า โครงสร้างของสารประกอบ Calcium-arsenic ในธรรมชาติอาจมีหลายโครงสร้าง โดยในงานวิจัยนี้พบ 2 รูปแบบ รูปแบบที่ 1 มีลักษณะโครงสร้างเป็น Leafy crystal ดังภาพที่ 2.4(a) ซึ่งเกิดจากการตกตะกอนของ Ca^{2+} กับ ไอออนของสารหนู (Arsenic ion) ที่ละลายอยู่ในของเหลวในรูพรุน (Pore fluid) โดยโครงสร้างดังกล่าวตรวจพบในตัวอย่างที่มีระยะเวลา 7 วัน ในขณะที่โครงสร้างรูปแบบที่ 2 (ภาพที่ 2.4(b)) จะตรวจพบตัวอย่างที่มีระยะเวลา 28 วัน จากภาพจะเห็นได้ว่า โครงสร้างของสารประกอบของ Arsenic ที่ถูกตรึงด้วย lime มีลักษณะโครงสร้างคล้ายใบหญ้า (Glass-leave like morphology) ซึ่ง Phenrat และคณะได้สันนิษฐานว่าการที่โครงสร้างทั้ง 2 รูปแบบมีลักษณะต่างกัน น่าจะขึ้นกับระยะเวลาในการฟอร์มตัวของสาร Calcium-arsenic

Maiti และคณะ [45] ศึกษาการดูดซับสารหนูทั้ง As(V) และ As(III) ด้วยดินแดง (Raw laterite) จาก 4 แหล่งในประเทศอินเดีย ได้แก่ Kharagpur (West Bangal, KRL) Sonamukhi (Bankura, West Bangal, BRL) Manbazar (Purulia, West Bangal, PRL1) และ Purulia city (Purulia, West Bangal, PRL2) จากผลการทดลอง Maiti และคณะ พบว่า KRL มีประสิทธิภาพในการดูดซับสาร As(V) และ As(III) ดีที่สุด นอกจากนี้ Maiti และคณะ ยังได้ทำการศึกษาผลกระทบของซัลเฟตไอออน (SO_4^{2-}) ไนเตรตไอออน (NO_3^-) คลอไรด์ไอออน (Cl^-) ฟอสเฟตไอออน (PO_4^{3-}) ซิลิเกตไอออน และ โครเมตไอออน ต่อประสิทธิภาพการดูดซับสารหนู จากการทดลอง Maiti และคณะ รายงานว่า PO_4^{3-} ซิลิเกตไอออน และ โครเมตไอออน มีผลทำให้ประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(V) และ As(III) ลดลง ซึ่ง Maiti และคณะได้วิเคราะห์ว่า การที่สาร PO_4^{3-} ส่งผลต่อการดูดซับสารหนู (As(V) และ As(III)) อย่างมีนัยสำคัญ เนื่องมาจากพฤติกรรมทางเคมี (Chemical behavior) ของสารดังกล่าวคล้ายกับสารหนู [64] นอกจากนี้ Maiti และคณะ ยังรายงานว่าการที่สาร SO_4^{2-} NO_3^- และ Cl^- ก็มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) บน KRL อย่างมีนัยสำคัญเช่นกัน

Rajapaksha และคณะ [65] ศึกษาการดูดซับสาร As(III) และ As(V) ด้วย Natural red earth ซึ่ง

มีองค์ประกอบหลัก ได้แก่ Fe_2O_3 และ Al_2O_3 และมีค่า pH_{zpc} ประมาณ 8.5 โดยในงานวิจัยนี้ เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่นิยมนำไปเผยแพร่โดยไม่ได้รับอนุญาตจากเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

Rajapaksha และคณะ พบว่า สาร Natural red earth ดูดซับสาร As(V) ในรูป Bidentate และ Multilayer และดูดซับสาร As(III) ในรูป Monodentate ดังภาพที่ 2.5



ภาพที่ 2.5 แสดงการดูดซับของ (a) และ (b) การดูดซับสาร As(V) และ PO₄³⁻ และ (c) การดูดซับสาร As(III) และ PO₄³⁻ [65]

นอกจากนี้ Rajapaksha และคณะ ยังได้ทำการศึกษาลักษณะของสาร NO₃⁻ SO₄²⁻ และ PO₄³⁻ ต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) และ As(V) และพบว่า NO₃⁻ มีผลอย่างไม่มีนัยสำคัญต่อการดูดซับสาร As(III) และสาร As(V) ในขณะที่ PO₄³⁻ มีผลทำให้ประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) และสาร As(V) ลดลงมากที่สุดเมื่อเทียบกับสาร NO₃⁻ และ SO₄²⁻ โดย Rajapaksha และคณะ พบว่า สาร PO₄³⁻ จะมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(V) มากกว่าสาร As(III) เนื่องจากสาร PO₄³⁻ มีการดูดซับแบบ Bidentate เช่นเดียวกับสาร As(V) (ภาพที่ 2.5(a) และ (b)) นอกจากนี้ Rajapaksha และคณะยังวิเคราะห์ว่าการที่สาร PO₄³⁻ ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(V) และ As(III) มากกว่าแอนไอออนอีกสองชนิด เนื่องจาก โครงสร้างของสาร PO₄³⁻ และค่า deprotonation constant ของสารดังกล่าวคล้ายกับ As(V) นอกจากนี้สาร PO₄³⁻ ยังสามารถสร้างพันธะกับ Fe-hydroxide ซึ่งเป็น Active site ได้ดี ส่งผลให้สารดังกล่าวถูกดูดซับบน Active site ได้ดี และขัดขวางการดูดซับสาร As(III) และ As(V) นอกจากนี้ ประจุลบของสาร PO₄³⁻ ยังส่งผลให้ประจุบนพื้นผิวของสารดูดซับมีลักษณะเป็นลบเพิ่มมากขึ้น จึงทำให้สารดูดซับทำการดูดซับสาร As(III) และ As(V) ที่มีประจุลบได้ยากขึ้น

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

Meng และคณะ ^[66] ศึกษาผลกระทบของ PO_4^{3-} ซิลิเกต และไบคาร์บอเนตไอออนต่อการกำจัดสาร As(III) และ As(V) จากน้ำในบึงคลาเทศด้วย Iron hydroxide จากผลการทดลอง Meng และคณะ ได้รายงานว่ สัมพรรคภาพการสร้างพันธะ (Affinity) กับ Active site บนสาร Iron hydroxide เรียงลำดับจากมากไปหาน้อยได้ดังนี้ As(V) PO_4^{3-} As(III) ซิลิเกตและไบคาร์บอเนตไอออน ตามลำดับ นอกจากนี้ Meng และคณะ ยังพบว่า สาร PO_4^{3-} มีผลต่อการกำจัดสาร As(III) อย่างมีนัยสำคัญ เนื่องจากสารดังกล่าวมีสัมพรรคภาพการดูดซับกับ Active site บนสาร Iron hydroxide มากกว่าสาร As(III)

Guan และคณะ ^[67] ศึกษาการกำจัดสาร As(III) ด้วย $\text{KMnO}_4\text{-Fe(II)}$ โดยการออกซิไดซ์เปลี่ยนสาร As(III) ไปเป็น As(V) จากนั้นจึงทำการดูดซับสาร As(V) บนสาร Fe(II) โดยสารดังกล่าวเมื่ออยู่ในสารละลายจะอยู่ในรูปของ Ferric oxide หรือ Ferric hydroxide ในการศึกษาผลกระทบของสาร SO_4^{2-} และ PO_4^{3-} ที่มีผลต่อการดูดซับสาร As(III) Guan และคณะ รายงานว่า ผลกระทบของสาร SO_4^{2-} ต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) ขึ้นอยู่กับค่า pH ของสารละลาย โดยพบว่า สารดังกล่าวจะส่งผลกระทบต่อ การดูดซับสาร As(III) เล็กน้อย ที่ pH 6-9 นอกจากนี้ Guan และคณะ ยังรายงานอีกว่า ความเข้มข้นของสาร SO_4^{2-} มีผลกระทบต่อ การดูดซับสาร As(III) อย่างไม่มีนัยสำคัญ ซึ่งจากผลการทดลองดังกล่าว Guan และคณะ สันนิษฐานว่าน่าจะเป็นผลเนื่องมาจาก

1. สาร SO_4^{2-} มีสัมพรรคภาพการสร้างพันธะ (Binding affinity) กับบริเวณผิวดูดซับที่มี Active site ของสาร Ferric hydroxide อ่อนกว่าสาร As(V) ^[68] ที่ถูกออกซิไดซ์มาจากสาร As(III)
2. สาร SO_4^{2-} จะสามารถแย่งดูดซับบน Active site ของสาร Ferric hydroxide ได้ในกรณีที่สาร As(V) มีค่าสัมพรรคภาพการสร้างพันธะลดลง (Weak affinity) ซึ่งจากผลการทดลองข้างต้นน่าจะเป็นช่วง pH ของสารละลายประมาณ 6-9 ซึ่งสาร As(V) อยู่ในรูปของประจุลบ 1 (H_2AsO_4^-) ที่มีประจุลบน้อยกว่าสาร SO_4^{2-} (Charge density)

นอกจากนี้ Guan และคณะ ยังได้รายงานว่ สาร PO_4^{3-} มีผลต่อปริมาณการดูดซับสาร As(III) บน $\text{KMnO}_4\text{-Fe(II)}$ อย่างมีนัยสำคัญ เป็นผลเนื่องมาจาก

1. สมบัติของสาร PO_4^{3-} และสาร As(V) มีสมบัติที่คล้ายกัน
2. เมื่อสาร PO_4^{3-} ดูดซับบน Ferric oxide/hydroxide นอกจากจะแย่ง Active site ในการดูดซับสาร As(V) แล้วยังส่งผลให้ประจุโดยรวมบนผิวของสารดูดซับมีค่าเป็นลบ ทำให้สาร Ferric oxide/hydroxide ตกตะกอนยาก และดูดซับสาร As(V) ได้ยากขึ้นอีกด้วย

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนลิขสิทธิ์ไว้เพื่อการเรียนการสอน เมื่อผู้เอาต์ให้หน้าไปใช้ประโยชน์ด้านการค้าไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

3. สาร PO_4^{3-} สามารถทำให้เกิดการรีดักชัน (Reduction) บนผิวของสารดูดซับ ทำให้สารดูดซับดังกล่าวไม่สามารถดูดซับสาร As(V) ได้

Yu และคณะ ^[69] ศึกษาการดูดซับสารหนูด้วย Multi-amino functionalized cellulose ซึ่งได้จากการสังเคราะห์ขึ้นจากเซลลูโลสของฝ้าย (Cotton cellulose) โดยในการทดลองผลกระทบของสารแอนไอออนที่มักพบในน้ำใต้ดิน ซึ่งได้แก่ SO_4^{2-} NO_3^- ต่อการดูดซับสาร As(III) และสาร As(V) พบว่า แอนไอออนทั้ง 2 ชนิดส่งผลต่อการดูดซับสาร As(III) และสาร As(V) อย่างไม่มีนัยสำคัญ โดย Yu และคณะ ได้ทำการสรุปผลว่า ไอออนทั้ง 2 ชนิด มีสัมพรรคภาพการสร้างพันธะกับบริเวณผิวดูดซับที่มี Active site น้อยกว่าสาร As(III) และสาร As(V) ^[70]

ในส่วนของการพัฒนา COS ให้เป็นเม็ดสารดูดซับ ในโครงการวิจัยนี้ได้ใช้ RHA เป็นวัตถุดิบอีกชนิดหนึ่งในการเตรียมเม็ดสารดูดซับ ซึ่งรายงานการวิจัยที่เกี่ยวข้องกับ RHA และกระบวนการอัดเม็ด มีดังต่อไปนี้

Ugheoke และ Othman ^[54] ได้ทำการศึกษาสมบัติของ RHA ที่ผ่านกระบวนการปรับสภาพ (Treatment) และ การเผาที่อุณหภูมิต่างกัน ในงานวิจัยนี้ Ugheoke และ Othman ได้รายงานว่าองค์ประกอบของ RHA ขึ้นอยู่กับ สภาวะแวดล้อมแหล่งที่มาของแกลบ บู่ และอากาศที่ใช้ในการผลิต นอกจากนี้ การเผา RHA ที่อุณหภูมิกันจะทำให้พื้นที่ผิว Pore volume โครงสร้าง และองค์ประกอบของ RHA เปลี่ยนแปลงไป ซึ่ง Ugheoke และ Othman พบว่า การเผาแกลบที่อุณหภูมิ 300°C - 450°C พื้นที่ผิว และ Pore volume ของ RHA จะมีค่าเพิ่มมากขึ้น เนื่องจากสารไม่บริสุทธิ์ (Impurity) บางส่วนในแกลบเกิดการสลายตัวระหว่างกระบวนการเผา และเกิดโครงสร้างที่มีลักษณะเป็นรูพรุนเกิดขึ้น โดย RHA ที่ได้จากการเผาที่อุณหภูมิดังกล่าวจะยังมีสีดำเข้ม เพราะ RHA ที่ผลิตได้ ยังมีสารไม่บริสุทธิ์ Unburned carbon ตกค้างอยู่เป็นจำนวนมาก ในขณะที่การเผาแกลบที่อุณหภูมิ 500°C - 600°C สีของ RHA ที่ได้จากการกระบวนการดังกล่าวจะมีลักษณะเป็นสีเทาดำ เพราะสารไม่บริสุทธิ์และ Unburned carbon ใน RHA มีปริมาณลดลง นอกจากนี้ Ugheoke และ Othman ยังพบว่า สาร SiO_2 ที่เป็นองค์ประกอบหลักของ RHA จะอยู่ในรูปของอสัณฐาน (Amorphous silica) แต่หากทำการเผาแกลบที่อุณหภูมิ 700°C - 900°C Ugheoke และ Othman พบว่า อุณหภูมิการเผาที่เพิ่มมากขึ้น จะทำให้พื้นที่ผิว และ Pore volume ของ RHA จะมีค่าลดลง เนื่องจากเกิดการ หลอมรวมระหว่างอนุภาคของสาร (Sintering) และนอกจากนี้ โครงสร้างอสัณฐาน SiO_2 จะเกิดการเปลี่ยนแปลงไปอยู่ในรูปของสัณฐาน SiO_2 (Crystalline silica) จากผล

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

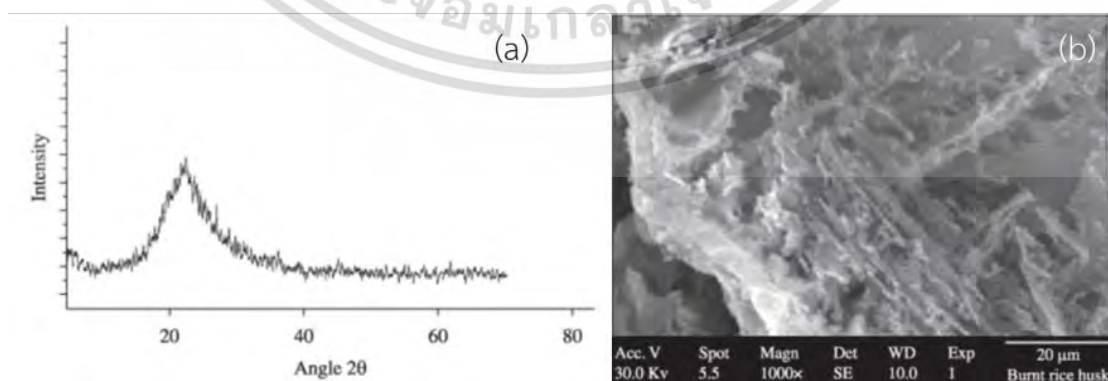
ดังกล่าว Ugheoke และ Othman ได้สรุปว่า การผลิตอสัณฐาน SiO_2 ทำได้โดยการเผาแกลบที่อุณหภูมิต่ำกว่า 700°C

Prasara-A และ Gheewala ^[50] ทำการรีวิวกุณสมบัติ และการนำ RHA ไปใช้ โดย Prasara-A และ Gheewala รายงานว่า RHA มีสารประเภท SiO_2 เป็นองค์ประกอบสูงมาก โดยสารดังกล่าวมี 2 พอร์ม ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิที่ทำการเผาแกลบ ได้แก่

(1) สัณฐาน SiO_2 (Crystalline silica) ซึ่งสามารถผลิตได้โดยการเผาแกลบที่อุณหภูมิตั้งแต่ 800°C ขึ้นไป โดย RHA ชนิดนี้มักนำไปใช้ในกระบวนการผลิตเหล็ก เซรามิกซ์ และ อิฐทนไฟ (Refractory brick)

(2) ออสัณฐาน SiO_2 (Amorphous silica) ที่ผลิตได้โดยการเผาแกลบที่อุณหภูมิต่ำกว่า 700°C หรือเผาที่อุณหภูมิต่ำกว่า 500°C ด้วยออกซิเจน แต่ใช้ระยะเวลาในการเผาที่ยาวนาน โดยสารชนิดนี้มักใช้ในกระบวนการผลิตซีเมนต์ ^[71, 72] นอกจากนี้ สารดังกล่าวยังสามารถทำปฏิกิริยากับสารเคมีใน Portland cement ทำให้คอนกรีตที่ได้มีความแข็งแรงเพิ่มมากขึ้น จากสมบัติดังกล่าวจึงได้มีการนำ RHA ไปเป็นวัสดุทดแทนซีเมนต์ หรือสารประเภทกรวดหรือทราย (Aggregate) วัสดุส่วนผสมในซีเมนต์เพื่อทำการเรียงสารพิษในกระบวนการ Solidification ^[73-75] การนำไปเป็นตัวฟิลเลอร์ในอุตสาหกรรมยาง พลาสติก และ พอลิเมอร์ เป็นต้น

Habeeb และ Mahmud ^[51] ศึกษาองค์ประกอบ และคุณสมบัติของคอนกรีตที่ได้จากการนำ RHA มาใช้แทนซีเมนต์ในระบบ 5% - 20% ในการทดลอง Habeeb และ Mahmud ได้ทำการเตรียม RHA โดยการเผาแกลบที่อุณหภูมิต่ำกว่า 690°C และทำการวิเคราะห์องค์ประกอบโดยใช้ XRD และ SEM เทคนิค โดยผลการวิเคราะห์แสดงดังภาพที่ 2.6



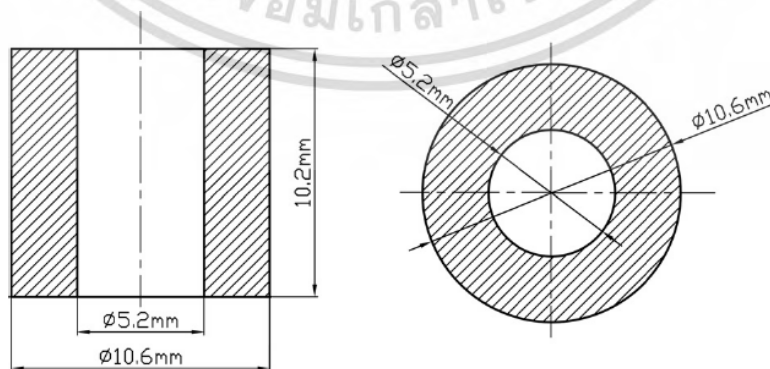
ภาพที่ 2.6 แสดงผลการวิเคราะห์ RHA ด้วยเทคนิค (a) XRD และ (b) SEM ^[51]

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

จากผลการวิเคราะห์ด้วย XRD พบ Broad peak ของ RHA ในช่วง 2θ มีค่าประมาณ 22° ดังภาพที่ 2.6(a) Habeeb และ Mahmud ได้รายงานไว้ว่า Broad peak ของ RHA ในช่วงดังกล่าวแสดงถึง SiO_2 ในรูปของอสัณฐาน นอกจากนี้ จากลักษณะสีของ RHA มีสีเทาและค่า LOI มีค่าสูง เนื่องจากมีปริมาณ Unburned carbon เหลืออยู่ใน RHA ปริมาณมาก และในส่วนของ การวิเคราะห์ด้วย SEM Habeeb และ Mahmud พบว่า พื้นผิวของ RHA มีลักษณะเป็นชั้นซ้อนทับหลายชั้น (Multilayer) และมีรูพรุนขนาดเล็ก (Microporous surface) ดังภาพที่ 2.6(b)

เมื่อนำ RHA ที่ได้แทนซีเมนต์ในระบบ 5% - 20% แล้วนำตัวอย่างมาทดสอบความแข็งแรงของคอนกรีต Habeeb และ Mahmud พบว่า อสัณฐาน SiO_2 ใน RHA จะทำปฏิกิริยากับ Ca(OH)_2 ใน Portland cement แล้วเกิดการฟอร์มตัวเป็นแคลเซียมซิลิเกตไฮเดรต (Calcium silicate hydrate, C-S-H) ทำให้ความแข็งแรงของคอนกรีตเพิ่มขึ้น นอกจากนี้อนุภาคขนาดเล็กของ RHA ยังสามารถเข้าไปกระจายตัวแทรกไปยังจุดต่างๆใน Matrix ทำหน้าที่เป็น Microfiller ทำให้คอนกรีตมีความหนาแน่นเพิ่มมากขึ้น

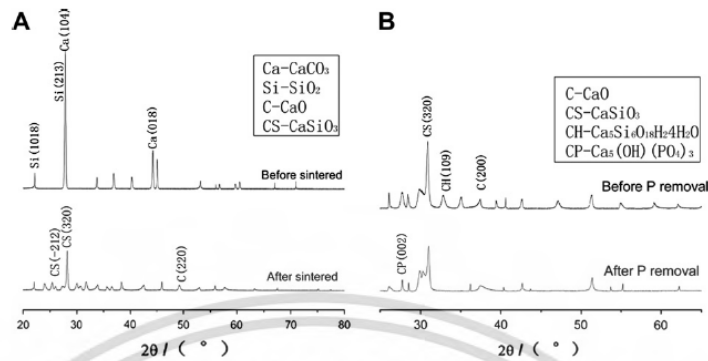
Yu และคณะ^[76] ศึกษาการกำจัดฟอสเฟตด้วยสารดูดซับที่ได้จากการผสมสาร Fume silica และ OS ที่มีขนาดเล็กกว่า 200 mesh ในสัดส่วน OS: Fume silica เท่ากับ 58:42 โดยมวล คิดเป็นอัตราส่วนโดยโมลของ Ca:Si เท่ากับ 5:6 จากนั้นผสมกับน้ำจนสารดังกล่าวมีลักษณะเป็น Paste แล้วอัดเป็นรูปโดนัท ภาพที่ 2.7 หลังจากนั้นนำสารดูดซับไปเผาที่อุณหภูมิ 700°C - 900°C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง หลังจากสารดูดซับเย็นลงแล้ว จึงทำการอบด้วยกระบวนการ Hydrothermal cure หรือ Hydrothermal annealing ที่อุณหภูมิ 130°C - 180°C เป็นเวลา 8-16 ชั่วโมง จากนั้นนำสารดูดซับที่ได้ไปทำการดูดซับสารฟอสเฟต



ภาพที่ 2.7 แสดง Crosssection และ Plain view ของสารดูดซับที่ได้จากอัดสารผสมระหว่าง Fume silica และ OS (รูปร่างของการใช้สารน้ำหนัก 2 กรัม (Dry mass))^[76]

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนลิขสิทธิ์ไว้เพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้าไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ผลการวิเคราะห์ XRD ของสารดูดซับก่อนและหลังเผา และสารดูดซับก่อนและหลังดูดซับสารฟอสเฟต แสดงได้ดังภาพที่ 2.8



ภาพที่ 2.8 ผลวิเคราะห์ XRD ของสารดูดซับ (A) ก่อนและหลังเผา และ (B) ก่อนและหลังดูดซับสารฟอสเฟต [76]

จากผลการวิเคราะห์ XRD ในภาพที่ 2.8 Yu และคณะ ได้ทำการอธิบายผลว่า ในระหว่างการผลิตสารดูดซับ สาร CaCO_3 ใน OS บางส่วนจะทำปฏิกิริยากับ SiO_2 ใน Fume silica แล้วเกิดการฟอร์มตัวเป็น CaSiO_3 และในระหว่างกระบวนการเผาสาร CaCO_3 ส่วนที่เหลือ จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสาร CaO แล้วปล่อย CO_2 ออกมา จากนั้นบางส่วนของ CaO จะเกิดการ Syntering ของอนุภาค หรือเกิดการ Fusion กับสาร SiO_2 แล้วเกิดการฟอร์มตัวเป็น CaSiO_3 และเมื่อผ่านกระบวนการ Hydrothermal annealing สารประเภท CaSiO_3 จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสารประกอบประเภท Hydrated calcium silicate ที่มีโครงสร้างซับซ้อนเพิ่มมากขึ้น เช่น Tobermorite ($\text{Ca}_5\text{Si}_6\text{O}_{16}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) ที่มักพบใน Hydrated cement paste และพบในธรรมชาติซึ่งเกิดจากการเปลี่ยนแปลงสภาพในอีกทางเลือกหนึ่งของ Metamorphosed limestone [77]

หลังจากกระบวนการดูดซับสารฟอสเฟต Yu และคณะได้รายงานว่า ค่า Intensity พีคของสาร CaSiO_3 และ $\text{Ca}_5\text{Si}_6\text{O}_{16}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ มีค่าลดลง และตรวจพบพีคของสาร $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$ ดังภาพที่ 2.8 (B) ซึ่ง Yu และคณะได้อธิบายว่า สารประเภท Hydrated calcium silicate ในสารดูดซับ จะทำปฏิกิริยากับฟอสเฟต และเกิดการตกตะกอนในรูปของแคลเซียมฟอสเฟต

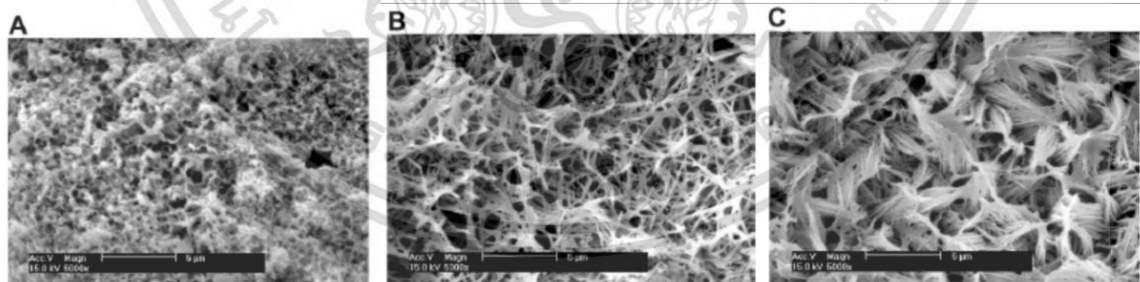
ผลการทดสอบการดูดซับสารฟอสเฟต Yu และคณะพบว่า ผลการดูดซับสารฟอสเฟตสามารถแบ่งออกเป็น 2 กลุ่มคือ

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

1. กลุ่มที่ผ่านกระบวนการเผาสารดูดซับที่อุณหภูมิ 700°C - 800°C ในกลุ่มนี้ประสิทธิภาพการดูดซับสารฟอสเฟตมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อสารดูดซับผ่านกระบวนการเผาที่มีอุณหภูมิเพิ่มมากขึ้น นอกจากนี้ยังพบว่า ในกลุ่มดังกล่าว สารดูดซับที่ผ่านกระบวนการ Hydrothermal cure หรือ Hydrothermal annealing ที่อุณหภูมิ 150°C เป็นเวลา 10-12 ชั่วโมง จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารฟอสเฟตได้ดีที่สุด โดยคิดเป็น 74% และ 91% เมื่อระยะเวลาในการสัมผัส (Contact time) เท่ากับ 2 และ 4 ชั่วโมง ตามลำดับ

2 กลุ่มที่ผ่านกระบวนการเผาสารดูดซับที่อุณหภูมิ 850°C - 900°C ในกลุ่มนี้ ประสิทธิภาพการดูดซับสารฟอสเฟตมีแนวโน้มลดลงเมื่อสารดูดซับผ่านกระบวนการเผาที่อุณหภูมิเพิ่มมากขึ้น จากผลการตรวจสอบ Yu และคณะพบว่า การเผาสารดูดซับที่อุณหภูมิสูงกว่า 800 °C ผลิตภัณฑ์ที่ได้จะอยู่ในรูปของ Crystallographic structure ซึ่งพบว่า มีความว่องไวในการทำปฏิกิริยา (Reactivity) กับสารฟอสเฟตน้อย ในส่วนนี้ Yu และคณะสันนิษฐานว่า สาร สัณฐาน SiO_2 ใน Fume silica เกิดปฏิกิริยากับสาร CaO เพื่อฟอร์มตัวเป็น CaSiO_3 ได้น้อย จึงทำให้ประสิทธิภาพการดูดซับสารฟอสเฟตในกลุ่มนี้น้อยกว่ากลุ่มแรก

นอกจากนี้ Yu และคณะได้ทำการศึกษาโครงสร้างพื้นผิวของสารดูดซับที่ผ่านการเผาที่อุณหภูมิ 800 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง ผ่านกระบวนการ Hydrothermal annealing ที่ 150°C เป็นเวลา 12 ชั่วโมง และหลังผ่านการดูดซับสารฟอสเฟต ด้วย SEM ซึ่งผลการวิเคราะห์แสดงได้ดังภาพที่ 2.9



ภาพที่ 2.9 แสดงผลวิเคราะห์ SEM ของโครงสร้างของสารดูดซับ (A) ผ่านการเผาที่อุณหภูมิ 800 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง (B) ผ่านกระบวนการ Hydrothermal annealing ที่ 150°C เป็นเวลา 12 ชั่วโมง และ(C) หลังผ่านการดูดซับสารฟอสเฟต [76]

ผลการวิเคราะห์ SEM Yu และคณะ พบว่า เมื่อสารดูดซับผ่านการเผาที่อุณหภูมิ 800°C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง โครงสร้างของสารดูดซับจะมีลักษณะเป็นผงละเอียดมีโครงสร้างของรูพรุนขนาดเล็กเกิดขึ้น (Fine, เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

Open microstructure) ดังภาพที่ 2.9(A) และเมื่อผ่านกระบวนการ Hydrothermal annealing ที่ 150°C เป็นเวลา 12 ชั่วโมง โครงสร้างของรูพรุนจะมีขนาดใหญ่ขึ้น และมีโครงสร้างลักษณะเป็นเส้นใยมากขึ้น (The microstructure developed a much more open and structured texture) ดังภาพที่ 2.9(B) และเมื่อผ่านกระบวนการดูดซับสารฟอสเฟต พบว่า โครงสร้างรูพรุนของสารดูดซับจะเปลี่ยนไปมีลักษณะคล้ายกับขนนกตามแนวบริเวณที่มีลักษณะเป็นเส้นใยที่พบในกระบวนการ Hydrothermal annealing (Feathering along the annealed microstructure) และความเป็นรูพรุนหายไปเป็นส่วนใหญ่ดังภาพที่ 2.9(C)

จากผลการทดลอง และผลวิเคราะห์ XRD และ SEM Yu และคณะ ได้ทำการอธิบายกระบวนการดูดซับสารฟอสเฟต ดังนี้

1. ในระหว่างกระบวนการเผา สารดูดซับสาร CaCO_3 จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสาร CaO แล้วปล่อย CO_2 ออกมาดังปฏิกิริยาที่ 2.4

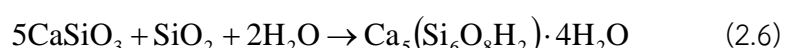


2. เมื่อสาร CaO สัมผัสกับ Fume silica เกิด Low temperature fusion ของสารประกอบทั้ง 2 ชนิดเกิดเป็นสาร Intermediate calcium silicate ดังปฏิกิริยาที่ 2.5



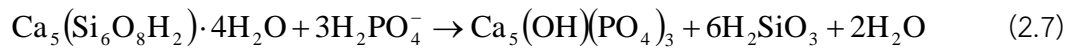
จากผลการทดลอง Yu และคณะรายงานว่า สารออสซิลาน CaSiO_3 มีประสิทธิภาพในการดูดซับดีกว่าสารออสซิลาน CaSiO_3 ดังนั้น ในงานวิจัยนี้ Yu และคณะจึงทำการเผาที่อุณหภูมิ 800°C เพราะที่อุณหภูมิดังกล่าวสาร CaSiO_3 ยังอยู่ในรูปของออสซิลาน

3. ในกระบวนการ Hydrothermal annealing ใน Water-saturated atmosphere จะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของสาร CaSiO_3 เป็นสาร Hydrated calcium silicate ที่มีโครงสร้างซับซ้อนมากขึ้น ดังปฏิกิริยาที่ 2.6



4. จากนั้นสาร Hydrated calcium silicate จะเกิดการดูดซับสารฟอสเฟตแล้วเกิดการตกตะกอนในรูปของแคลเซียมฟอสเฟต ดังปฏิกิริยาที่ 2.7 และ 2.8

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 สารเคมี และอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

3.1.1 สารเคมี

1. เปลือกหอยนางรม
2. เถ้าแกลบ
3. สารอาร์เซนิกไตรออกไซด์ (Arsenic trioxide, As_2O_3) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Ajax Finechem pty Ltd.
4. โซเดียมไฮดรอกไซด์ (Sodium hydroxide, NaOH) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Ajax Finechem pty Ltd.
5. กรดไฮโดรคลอริก (Hydrochloric acid, HCl) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท QReC
6. โพแทสเซียมไอโอไดด์ (Potassium iodide, KI)
7. โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต (Potassium permanganate, $KMnO_4$)
8. โซเดียมไนเตรต (Sodium nitrate, $NaNO_3$) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Carlo erba
9. โซเดียมซัลเฟต (sodium sulphate Na_2SO_4) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Carlo erba
10. โซเดียมฟอสเฟต (sodium phosphate Na_2HPO_4) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Carlo erba
11. แอนติโมนี โมลิบเดต (Antimonium molybdate) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Carlo erba
12. แอนติโมนี โพแทสเซียม ทาเทรต (Antimony potassium tartrate) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Carlo erba
13. แอสคอร์บิก แอซิด (Ascorbic acid) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Carlo erba
14. แบเรียมคลอไรด์ (Barium chloride) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Carlo erba
15. ซัลฟานิลิก แอซิด (Sulfanilic acid) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Carlo erba
16. กลีเซอรอล (Glycerol) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Ajax Finechem pty Ltd.
17. บรูซีน ซัลเฟต (Brucine sulfate) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท Hi-Media
18. ซัลฟิวริก แอซิด (Sulfuric acid) เกรดวิเคราะห์ของบริษัท J.T.Baker

3.1.2 อุปกรณ์

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

1. เตาเผา (Furnace) ยี่ห้อ Barnstead Thermolyne รุ่น 1400 Furnace
2. เครื่องกวนสารละลาย (Magnetic Stirrer) ยี่ห้อ IKA รุ่น C-MAG HS 7
3. แท่งแม่เหล็ก (Magnetic)
4. เครื่องชั่งแบบดิจิตอล ยี่ห้อ METTLER TOLEDO รุ่น DRAGON 204
5. แม่พิมพ์ (Mould)
6. ขวดวัดปริมาตร (Volumetric flask) ขนาด 200 250 และ 1,000 มิลลิลิตร
7. ปีกเกอร์ (Beaker) ขนาด 500 และ 1,000 มิลลิลิตร
8. ขวดรูปชมพู่ (Erlenmeyer flask) ขนาด 100 150 250 และ 1,000 มิลลิลิตร
9. ปิเปต (Volumetric pipette หรือ Transfer pipette) ขนาด 25 มิลลิลิตร
10. กระดาษกรอง (Filter paper) ยี่ห้อ Whatman ขนาด No.1 เส้นผ่านศูนย์กลาง 110 มิลลิเมตร
11. แท่งแก้ว (Stirring rod) และ กรวยกรองแก้ว (Glass funnel)
12. เครื่องมือวัดค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) ยี่ห้อ Hanna instrument รุ่น HI 98107
13. เครื่องตรวจวัดรังสี UV- Visible

3.2 วิธีการทดลอง

3.2.1 การเตรียมสาร COS

การเตรียมสารดูดซับ COS จากเปลือกหอยนางรมทำได้โดยนำเปลือกหอยนางรมไปล้างให้สะอาด แล้วตากแดดจนแห้ง บด และคัดขนาด โดยในโครงการวิจัยนี้ได้ใช้ OS 3 ขนาด ได้แก่ OS ขนาด < 106 ไมโครเมตร 106 - 150 ไมโครเมตร และ 150 - 250 ไมโครเมตร จากนั้นนำ OS ไปเผาที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง ทำการวิเคราะห์องค์ประกอบและโครงสร้างผลึกของ OS ก่อนและหลังเผาด้วยเทคนิค X-ray fluorescence spectrometer (XRF, Philips model PW2400, Philip, Japan) และเทคนิค X-ray diffraction (XRD, XRD 6100, SHIMADZU, Japan) ตามลำดับ นอกจากนี้ ค่า pH zero point of charge (pH_{zpc}) ของ COS พื้นที่ผิวของ COS และลักษณะพื้นที่ผิวของ COS ได้ทำการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค Potentiometric mass titration method BET (Belsorp max model, BEL, Japan) และ Scanning electron microscope (SEM, Carl Zeiss EVO@MA10) ตามลำดับ

3.2.2 การเตรียม Treated rice husk ash (TRHA)

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น เมื่ออนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

การเตรียม TRHA เพื่อใช้เป็นสารตั้งต้นในการอัดเม็ดสารดูดซับสามารถเตรียมได้จาก การนำ RHA ที่ได้ไปเผาที่อุณหภูมิ 600°C เป็นระยะเวลา 13 ชั่วโมง จากนั้นทำการวิเคราะห์องค์ประกอบ และ โครงสร้างผลึกของ RHA และ TRHA ด้วยเทคนิค XRF (Philips model PW2400, Philip, Japan) และ เทคนิค XRD (XRD 6100, SHIMADZU, Japan)

3.2.3 การเตรียมน้ำปนเปื้อนสังเคราะห์

การเตรียมน้ำปนเปื้อนสังเคราะห์ที่มีสาร As(III) ความเข้มข้น 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถเตรียมได้จากการนำสารอาร์ซีนิกไตรออกไซด์ 1.320 กรัม ไปละลายในสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ที่มีความเข้มข้น 50 กรัมต่อลิตร ปริมาณ 20 มิลลิลิตร และน้ำกลั่นประมาณ 500 มิลลิลิตร จากนั้นกวนสารละลายเป็นเวลา 2 ชั่วโมงจนสารละลายใส แล้วจึงเติมน้ำกลั่นจนสารละลายมีปริมาตรรวม 1,000 มิลลิลิตร

3.2.4 การศึกษา pH_{zpc} ของ COS

โครงการวิจัยนี้ได้ใช้วิธี Potentiometric mass titration method ในการวิเคราะห์ค่า pH_{zpc} ของ COS โดยเริ่มจากการใส่สารดูดซับ COS ที่เตรียมจาก OS ขนาด 150-250 ไมโครเมตร ปริมาณ 0.2 กรัม ลงในสารละลายโซเดียมคลอไรด์ เข้มข้น 0.01 โมลาร์ ปริมาตร 100 มิลลิลิตร ที่ถูกปรับค่า pH ของสารละลายให้มีค่า pH ระหว่าง 2 - 13 ด้วย กรดไฮโดรคลอริก (HCl) และโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) ความเข้มข้น 0.1 โมลาร์ จากนั้นกวนสารละลายดังกล่าว ด้วยเครื่องกวนสารละลายที่อัตราเร็วในการปั่น กวนเท่ากับ 250 rpm เป็นระยะเวลา 48 ชั่วโมง เมื่อครบระยะเวลาที่กำหนด ให้กรองแยกสารดูดซับออกจากสารละลาย แล้วทำการวัดค่า pH ของสารละลายที่ได้ จากนั้นนำค่า pH ของสารละลายก่อน และหลัง ใส่ COS ไปทำการวิเคราะห์หาค่า pH_{zpc}

3.2.5 การศึกษาการละลายของ COS และการตกตะกอนของสาร As(III) และแอนไอออน ในสารละลาย COS

โครงการวิจัยนี้ได้ทำการทดลองการละลายของ COS โดยเริ่มจาก ใส่สารดูดซับ COS ที่เตรียมจาก OS ขนาด 150 - 250 ไมโครเมตร ปริมาณ 0.3 กรัม ลงในน้ำกลั่นปริมาณ 1,000 มิลลิลิตร ที่ถูกปรับค่า pH เท่ากับ 11 ด้วย HCl และ NaOH ที่มีความเข้มข้นเท่ากับ 0.1 โมลาร์ จากนั้นทำการกวนสารละลาย เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

เป็นระยะเวลา 7 ชั่วโมง แล้วจึงกรองสารดูดซับออกจากสารละลาย ด้วยกระดาษกรองยี่ห้อ Whatman เบอร์ 1 จากนั้นวัดค่า pH ของสารละลายด้วย pH meter (Hanna instrument, HI 98107) แล้วนำค่า pH ก่อนและหลังใส่ COS ไปทำการวิเคราะห์ผลเพื่อหาปริมาณ COS ที่ละลายในน้ำ

สำหรับการทดลองการตกตะกอนของสาร As(III) ในสารละลาย COS ได้ทำการทดลอง โดยการเติมสาร As(III) ที่มีความเข้มข้น 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาตร 100 มิลลิลิตร ลงในสารละลายที่ได้จากการกรองในการศึกษาการละลายของสารดูดซับ COS ปริมาตร 900 มิลลิลิตร จากนั้นกวนสารละลายดังกล่าวเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง สังเกตการเกิดตะกอนของสาร As(III) เมื่อครบระยะเวลาในการทดลอง ทำการกรองแยกตะกอนออกจากสารละลาย จากนั้นนำสารละลายดังกล่าวมาวัดค่า pH ของสารละลาย และความเข้มข้นของสาร As(III) สำหรับการทดลองการตกตะกอนของสาร NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ในสารละลาย COS ได้ทำการทดลองเช่นเดียวกันกับสาร As(III)

3.2.6 การศึกษาการกำจัดสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ด้วยสารดูดซับ COS ในระบบไอออนเดียว

การศึกษาการกำจัดสาร As(III) ด้วย COS ในระบบไอออนเดียว ทำการทดลองโดยนำสารละลาย As(III) ที่มีความเข้มข้น 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาตร 250 มิลลิลิตร มาปรับค่า pH ให้เท่ากับ 11 ด้วย HCl และ NaOH ที่มีความเข้มข้นเท่ากับ 0.1 โมลาร์ จากนั้นใส่สารดูดซับ COS ที่เตรียมจาก OS ขนาด 150 - 250 ไมโครเมตร ปริมาณ 1 กรัม ลงในสารละลายดังกล่าว และกวนสารละลายเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง จากนั้นกรองแยกสารดูดซับออกจากสารละลาย แล้วนำสารละลายที่ได้ไปวัดค่า pH และค่าความเข้มข้นของสาร As(III) ที่เหลืออยู่ในสารละลาย โดยปริมาณสาร As(III) ที่ถูกกำจัดด้วยกระบวนการดูดซับสามารถคำนวณได้จาก ปริมาณสาร As(III) ที่ถูกกำจัดทั้งหมด ลบด้วยปริมาณสาร As(III) ที่ตกตะกอนกับสารละลาย COS ในหัวข้อที่ 3.2.5

สำหรับการทดลองการกำจัดสาร NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ด้วยสารดูดซับ COS และการคำนวณหาปริมาณสารแอนไอออนที่ถูกกำจัดด้วยกระบวนการดูดซับ ได้ดำเนินการทดลอง และคำนวณเช่นเดียวกับการทดลองการกำจัดสาร As(III)

3.2.7 การศึกษาผลกระทบของแอนไอออนที่มีผลต่อการดูดซับสาร As(III)

การศึกษาผลกระทบของแอนไอออนที่มีผลต่อการดูดซับสาร As(III) ทำการทดลองโดย เริ่มจากเจือจางน้ำปนเปื้อนสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของสาร As(III) เท่ากับ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ด้วยน้ำกลั่น จนเอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาด้านนี้ ไม่นำไปเผยแพร่โดยไม่ได้รับอนุญาตจากทางวิชาการ ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

มีความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาตร 1,000 มิลลิลิตร จากนั้นทำการผสม NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ที่มีความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ดังตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 แสดงการทดลองที่ทำการผสมแอนไอออนลงในสารละลาย As(III) ในระบบไอออนคู่ ไอออนสาม และไอออนสี่

การทดลองผสมแอนไอออน ในระบบไอออนคู่	การทดลองผสมแอนไอออน ในระบบไอออนสาม	การทดลองผสมแอนไอออน ในระบบไอออนสี่
$\text{As(III)} + \text{NO}_3^-$	$\text{As(III)} + \text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$	$\text{As(III)} + \text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} +$
$\text{As(III)} + \text{SO}_4^{2-}$	$\text{As(III)} + \text{NO}_3^- + \text{HPO}_4^{2-}$	HPO_4^{2-}
$\text{As(III)} + \text{HPO}_4^{2-}$	$\text{As(III)} + \text{SO}_4^{2-} + \text{HPO}_4^{2-}$	

จากนั้นปรับค่า pH ของสารละลายให้มีค่าเท่ากับ 11 ด้วย HCl และ NaOH ที่มีความเข้มข้นเท่ากับ 0.1 โมลาร์ แล้วใส่สารดูดซับ COS ที่เตรียมจาก OS ขนาด 150 - 250 ไมโครเมตร ปริมาณ 0.3 กรัม ลงในสารละลายแต่ละขวด กวนสารละลายที่อัตราเร็วในการปั่นกวนเท่ากับ 750 rpm และเก็บตัวอย่างที่เวลาต่างๆ จากนั้นกรองแยก COS ออกจากสารตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง แล้วนำตัวอย่างที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณสาร As(III) และปริมาณแอนไอออนชนิดอื่นๆ

3.2.8 การศึกษาการคายซับของสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-}

การทดลองการคายซับสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ในโครงการวิจัยนี้ได้ทำการทดลองแบบกะโดยผสมสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ที่มีความเข้มข้นชนิดละ 100 ppm ปริมาตรรวม 1000 มิลลิลิตร pH เริ่มต้น 11 ทำการกวนสารละลายที่อุณหภูมิเริ่มต้น เท่ากับอุณหภูมิห้อง (25 °C) ใช้ COS ที่เตรียมจาก OS ขนาด 150 - 250 ไมโครเมตร ปริมาณ 0.3 กรัม กวนทิ้งไว้เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง จากนั้นทำการเพิ่มอุณหภูมิของสารละลายให้เป็น 40°C ทำการเก็บตัวอย่าง แล้วนำตัวอย่างที่ได้ไปกรองแยก COS ออก แล้วจึงนำสารละลายตัวอย่างที่ได้ไปทำการวิเคราะห์หาปริมาณสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-}

3.2.9 การศึกษาผลกระทบของขนาด OS และอัตราส่วนผสมระหว่าง OS และ TRHA ที่มีผลต่อการคงสภาพของเม็ดสารดูดซับและประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III)

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

การเตรียมเม็ดสารดูดซับเพื่อใช้กำจัดสาร As(III) ในโครงการวิจัยนี้ทำได้โดย นำ OS ขนาด <106 ไมโครเมตร 106-150 ไมโครเมตร และ 150-250 ไมโครเมตร ผสมกับ TRHA ที่อัตราส่วน OS ต่อ TRHA เท่ากับ 80:20 70:30 60:40 และ 50:50 จากนั้นเติมน้ำเล็กน้อย (2-4 มิลลิลิตร) คนจนส่วนผสมมีลักษณะเป็น Paste จากนั้นนำส่วนผสมที่ได้ใส่แม่พิมพ์ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 10 มิลลิเมตร แล้วอัดด้วยเครื่อง Hydraulic press ด้วยแรงอัด 30 kg-f/cm^2 เป็นระยะเวลา 5 นาที นำเม็ดสารดูดซับตัวอย่างที่ได้ไปเผาที่อุณหภูมิ $700 \text{ }^{\circ}\text{C}$ เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง แล้วจึงนำเม็ดสารดูดซับที่เตรียมได้มาทำการทดสอบการดูดซับสาร As(III) ที่ความเข้มข้น 100 mg/L ปริมาณ 100 มิลลิลิตร pH 7 ทิ้งไว้เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง สังเกตการคงสภาพของเม็ดสารตัวอย่างว่ามีการแตกหัก (Crack) หรือไม่ หลังจากเก็บไว้จนครบระยะเวลานอกจากนี้ในการทดลองนี้ยังได้ทำการเก็บน้ำตัวอย่างก่อนและหลังใส่เม็ดสารดูดซับ เพื่อนำไปวิเคราะห์หาความเข้มข้นของสาร As(III) ก่อน และหลังใส่เม็ดสารดูดซับลงในน้ำเสียสังเคราะห์ ส่วนเม็ดสารดูดซับหลังจากกระบวนการเตรียมและหลังกระบวนการกำจัดสาร As(III) จะถูกนำไปทำการวิเคราะห์โครงสร้างผลึก และสัณฐานของเม็ดสารดูดซับ ด้วยเทคนิค XRD และ SEM ตามลำดับ

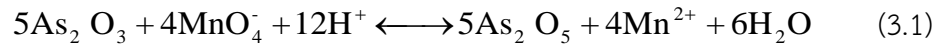
3.2.10 การทดลองการกำจัดสาร As(III) ด้วยเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ในระบบสารละลายขนาด 2 ลิตร

สำหรับการทดลองนี้เริ่มจากนำสารละลาย As(III) ความเข้มข้น $1,000 \text{ มิลลิกรัมต่อลิตร}$ มาเจือจางด้วยน้ำกลั่นจนมีความเข้มข้นเท่ากับ $34 \text{ มิลลิกรัมต่อลิตร}$ ปริมาตร 2 ลิตร จากนั้นทำการปรับค่า pH ของสารละลายให้เท่ากับ 7 ด้วย HCl และ NaOH ที่มีความเข้มข้นเท่ากับ 0.1 โมลาร์ จากนั้นใส่เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ประมาณ 3 - 4 กรัม ทำการเปลี่ยนเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ทุก 2 วัน จำนวน 3 ครั้ง นำน้ำตัวอย่างที่ได้ไปวิเคราะห์ความเข้มข้นของสาร As(III) ที่เหลืออยู่ในสารละลายด้วยเครื่อง Inductively coupled plasma (ICP, In-house method based on Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 20th Edition)

3.2.11 การวิเคราะห์หาปริมาณสาร As(III) ในน้ำตัวอย่าง

สำหรับโครงการวิจัยนี้ได้ใช้การไทเทรตปฏิกิริยารีดอกซ์ในการวิเคราะห์หาความเข้มข้นของสาร As(III) ที่อยู่ในสารตัวอย่าง โดยใช้โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต (KMnO_4) ซึ่งเป็นอินดิเคเตอร์ในตัวเอง ในการวิเคราะห์หาปริมาณสาร As(III) โดยเริ่มจาก นำสารตัวอย่างใส่ลงในขวดรูปชมพู่ เติมน้ำ HCl ต่อลงในสัดส่วน 1:1 ปริมาณ 0.5 มิลลิลิตร จากนั้นหยดสารละลายโพแทสเซียมไอโอไดด์ (KI) เข้มข้น 0.001 โมลาร์ ปริมาณ 2-3 หยด แล้วนำสารตัวอย่างที่ได้ไปไทเทรตกับ KMnO_4 ที่มีความเข้มข้น $50 \text{ มิลลิกรัมต่อลิตร}$ จน

สารตัวอย่างเกิดสีชมพู คือ จุดยุติ (End Point) ปริมาณสาร As(III) สามารถคำนวณได้จากสมการ (3.1) เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



3.2.12 การวิเคราะห์หาปริมาณสาร NO_3^-

การวิเคราะห์หาปริมาณสาร NO_3^- ที่อยู่ในตัวอย่าง สำหรับโครงการวิจัยนี้ได้ใช้วิธีบรูซีน (Brucine method) ในการตรวจวัด โดยนำสารตัวอย่างปริมาณ 2 มิลลิลิตร มาทำการเจือจางจนมีปริมาตรรวมเท่ากับ 50 มิลลิลิตร จากนั้นทำการปิเปตสารตัวอย่างที่เจือจาง 2.5 มิลลิลิตร มาผสมกับน้ำกลั่นจนมีปริมาตร 10 มิลลิลิตร เติมกรดซัลฟิวริก (H_2SO_4) ที่ผสมน้ำในอัตราส่วน 4 ต่อ 1 ปริมาตร 10 มิลลิลิตร จากนั้นนำไปแช่ในถาดน้ำเย็นจนหายร้อน เติมน้ำ Brucine-salicylic acid 0.5 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน จากนั้นนำไปแช่ในเครื่องอ่างไอน้ำ (Water bath) ซึ่งมีอุณหภูมิ ประมาณ 95°C เป็นระยะเวลา 20 นาที จากนั้นนำออกมาพักไว้จนเท่าอุณหภูมิห้อง แล้วจึงนำตัวอย่างที่ได้ไปตรวจวัดสีด้วยเครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 410 นาโนเมตร

3.2.13 การวิเคราะห์หาปริมาณ SO_4^{2-}

นำสารตัวอย่างปริมาณ 15 มิลลิลิตร มาเจือจางจนมีปริมาตรรวมเท่ากับ 100 มิลลิลิตร จากนั้นเติมนีเอเจนต์ ซึ่งประกอบด้วยกลีเซอรอลปริมาตร 50 มิลลิลิตร กับสารละลายที่ประกอบด้วย HCl เข้มข้น ปริมาตร 30 มิลลิลิตร น้ำกลั่นปริมาตร 300 มิลลิลิตร 95% เอทิลแอลกอฮอล์ปริมาตร 100 มิลลิลิตร และ โซเดียมคลอไรด์ (NaCl) 75 กรัม ปริมาตร 5 มิลลิลิตร ลงในสารละลายตัวอย่าง จากนั้นค่อยๆ เติม BaCl_2 crystal ปริมาตร 1 ช้อน และคนสารละลายจนครบ 1 นาที นำสารตัวอย่างที่ได้ไปวัดโดยใช้เครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 420 นาโนเมตร ทุกๆ 30 วินาที เป็นระยะเวลา 4 นาที เลือกค่าที่มากที่สุดภายใน 4 นาที

3.2.14 การวิเคราะห์หาปริมาณ HPO_4^{2-}

นำสารตัวอย่างปริมาตร 10 มิลลิลิตร มาเจือจางด้วยน้ำกลั่นจนมีปริมาตรรวมเท่ากับ 50 มิลลิลิตร หยดฟีนอล์ฟทาลีน (Phenolphthalein) 1 หยด หากมีสีชมพู หยด H_2SO_4 ความเข้มข้น 5 นอร์มอล (Normality, N) จนสีชมพูหายไป จากนั้น เติมน้ำยารวม ปริมาตร 8 มิลลิลิตร โดยน้ำยารวมเตรียมได้จาก H_2SO_4 ความเข้มข้น 5 นอร์มอล ปริมาตร 50 มิลลิลิตร สารละลายโพแทสเซียมแอนติโมนิมาทาเทรท (Potassium Antimonyl Tartrate) ปริมาตร 5 มิลลิลิตร สารละลายแอมโมเนียมโมลิบเดต (Ammonium molybdate) ปริมาตร 5 มิลลิลิตร นำสารตัวอย่างที่ได้ไปวัดโดยใช้เครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 420 นาโนเมตร ทุกๆ 30 วินาที เป็นระยะเวลา 4 นาที เลือกค่าที่มากที่สุดภายใน 4 นาที

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

Molybdate) ปริมาตร 15 มิลลิลิตร และกรดแอสคอร์บิก (Ascorbic acid) ปริมาตร 30 มิลลิลิตร โดยหลังจากใส่น้ำยารวมลงในสารตัวอย่าง ให้ตั้งทิ้งไว้ 10 - 30 นาที แล้วจึงนำสารตัวอย่างดังกล่าวไปวัดค่าความดูดกลืนแสงโดยใช้เครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 880 นาโนเมตร



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

บทที่ 4

ผลการทดลองและการวิจารณ์ผลการทดลอง

4.1 การศึกษาองค์ประกอบของ OS COS RHA และ TRHA

ผลวิเคราะห์องค์ประกอบของ OS COS RHA และ TRHA ด้วยเทคนิค XRF แสดงผลได้ดังตารางที่ 4.1

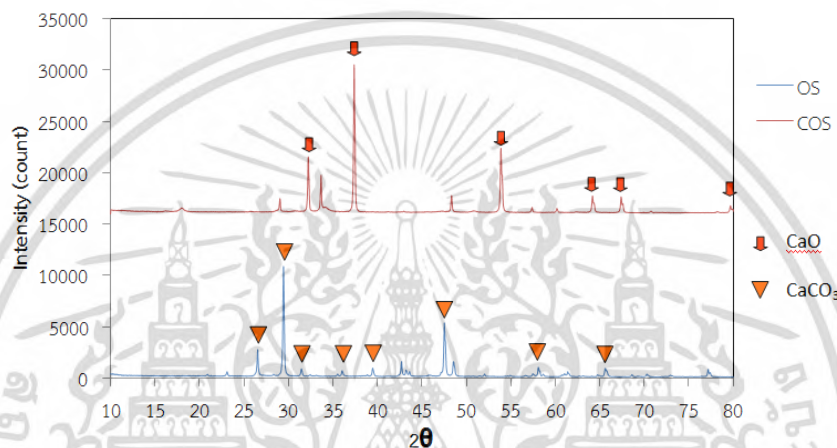
ตารางที่ 4.1 แสดงองค์ประกอบของธาตุ (ในรูปของออกไซด์) ใน OS COS RHA และ TRHA

องค์ประกอบ	เปอร์เซ็นต์ประกอบของธาตุ (%)			
	OS ^[46]	COS	RHA	TRHA
CaO	95.99	97.00	0.74	0.82
MgO	0.65	0.90	0.50	0.57
Na ₂ O	0.98	0.50	-	0.20
SO ₃	0.73	0.50	0.18	0.20
SiO ₂	0.70	0.40	79.30	87.00
P ₂ O ₅	0.20	0.20	1.25	1.32
Cl	-	0.10	0.58	0.14
Fe ₂ O ₃	-	0.10	0.47	0.29
Al ₂ O ₃	0.42	0.10	0.54	0.56
SrO	0.33	0.10	-	-
K ₂ O	-	0.10	2.51	2.52
MnO	-	-	0.13	0.14
Loss on ignition (LOI)			12.14	1.80

จากตารางที่ 4.1 พบว่า OS และ COS มีองค์ประกอบของธาตุ Ca มากกว่า 95% ส่วน RHA และ TRHA มีองค์ประกอบของธาตุซิลิกอนประมาณ 79.30% และ 87.00% ตามลำดับ นอกจากนี้ เมื่อทำการวิเคราะห์ RHA และ TRHA ด้วยการเผาสารทั้ง 2 ชนิด ที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง จากนั้นทำการวัดค่าน้ำหนักที่หายไป โดยแสดงผลในตาราง 4.1 ในรูปของค่า LOI ซึ่งจากตาราง 4.1 พบว่า ค่าเอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้าไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

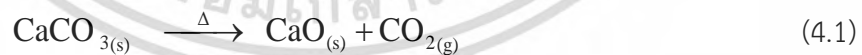
LOI ของ RHA มีค่ามากกว่า TRHA ประมาณ 85% จากผลในตารางที่ 4.1 สันนิษฐานได้ว่า ในระหว่างกระบวนการเผา RHA อุณหภูมิ 600°C เป็นระยะเวลา 13 ชั่วโมง ความชื้น สารประเภท Unburned carbon และสารปนเปื้อนที่อยู่ใน RHA จะถูกกำจัดออกไป ทำให้เปอร์เซ็นต์ของธาตุซิลิกอนใน TRHA มีค่าเพิ่มมากขึ้น

เพื่อทำการวิเคราะห์โครงสร้างผลึกของ OS COS RHA และ TRHA โดยโครงการวิจัยนี้ได้ทำการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค XRD โดยผลการวิเคราะห์ของ OS และ COS แสดงได้ดังภาพที่ 4.1



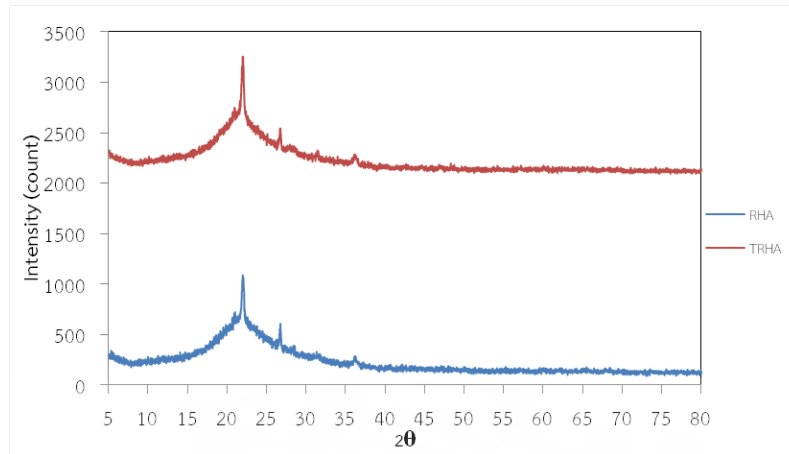
ภาพที่ 4.1 แสดงผลการวิเคราะห์ OS และ COS ด้วยเทคนิค XRD

จากภาพที่ 4.1 พบว่า ผลวิเคราะห์ XRD ของ OS แสดงพีคของสาร CaCO_3 ในขณะที่ผล XRD ของ COS แสดงพีคของสาร CaO จากผล XRF ในตารางที่ 4.1 และ ผล XRD ในภาพที่ 4.1 สามารถสันนิษฐานได้ว่า เมื่อทำการเผา OS ที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง สาร CaCO_3 ใน OS เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสาร CaO ใน COS ดังปฏิกิริยาที่ (4.1)



นอกจากนี้ ผลการวิเคราะห์สารประกอบของ RHA และ TRHA ด้วยเทคนิค XRD แสดงได้ดังภาพที่ 4.2

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



ภาพที่ 4.2 แสดงผล XRD ของ RHA และ TRHA

จากผลการวิเคราะห์ XRD ของ RHA และ TRHA ในภาพรูปที่ 4.2 พบว่า ทั้ง RHA และ TRHA มีลักษณะพีกของ XRD เหมือนกัน คือมีลักษณะเป็น Broad peak ที่ 2θ เท่ากับ 22° ซึ่ง Habeeb and Mahmud^[51] และ Hassan และคณะ^[48] รายงานว่า พีก XRD ที่มีลักษณะเป็น Broad peak ที่ 2θ มีค่าประมาณ $22^\circ - 25^\circ$ แสดงถึง สารซิลิกา (SiO_2) ที่อยู่ในโครงสร้างอสัณฐาน (Amorphous) ดังนั้น จากผลการวิเคราะห์ XRF และ XRD ในตารางที่ 4.1 และ ภาพที่ 4.2 สันนิษฐานได้ว่า สาร SiO_2 ที่อยู่ใน RHA และ TRHA มีลักษณะเป็นโครงสร้างอสัณฐานทั้งคู่ จากผลดังกล่าว แสดงว่า การเผา RHA ที่อุณหภูมิ 600°C เป็นระยะเวลา 13 ชั่วโมง เป็นการกำจัดสารไม่บริสุทธิ์ออกไปทำให้เปอร์เซ็นต์ของ SiO_2 ใน TRHA มีค่าเพิ่มมากขึ้น ในขณะที่สาร SiO_2 ใน TRHA ยังคงอยู่ในรูปของอสัณฐาน ซึ่งผลที่ได้ในโครงการวิจัยนี้ สอดคล้องกับงานวิจัย ของ Nair และคณะ ที่รายงานว่าการเผา RHA ที่อุณหภูมิ $500^\circ\text{C} - 700^\circ\text{C}$ เป็นระยะเวลามากกว่า 12 ชั่วโมง จะทำให้ RHA มีคุณสมบัติในการเกิดปฏิกิริยาได้ดี (High reactivity) และ สาร SiO_2 ส่วนใหญ่อยู่ในรูปของอสัณฐาน^[51, 78]

4.2 การศึกษาพื้นที่ผิว และลักษณะพื้นผิวของ OS และ COS

การศึกษาพื้นที่ผิวของ OS ขนาด 250-150 ไมโครเมตร และ COS ที่เตรียมจาก OS ขนาด 250-150 ไมโครเมตร ของโครงการวิจัยนี้ได้ใช้วิธีวิเคราะห์ด้วย BET โดยผลการวิเคราะห์แสดงดังตารางที่ 4.2

ตารางที่ 4.2 แสดงคุณสมบัติของ OS COS และ สาร CaO

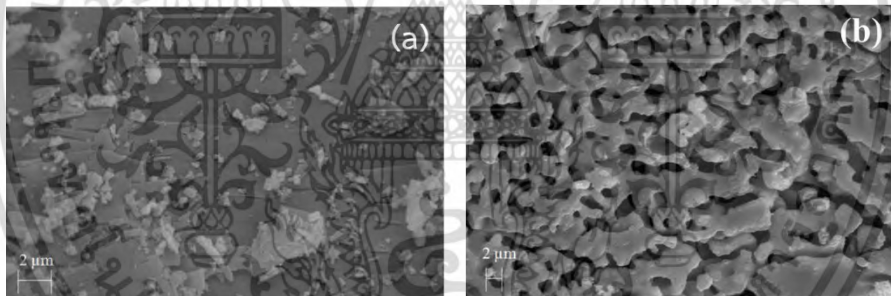
สาร	คุณสมบัติ			
	Specific	Specific	Total pore	Mean pore

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

	volume (cm ³ (STP)/g)	surface area (m ² /g)	volume (cm ³ /g)	diameter (nm)
OS (150-250 μm)	0.47	2.05	0.003	5.63
COS (เตรียมจาก OS ขนาด 150-250 μm)	3.63	15.80	0.018	4.67
สารแคลเซียมออกไซด์ (Commercial grade)	3.73	16.22	0.021	5.16

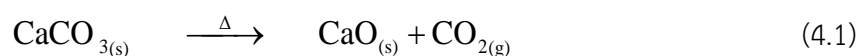
จากตารางที่ 4.2 พบว่า พื้นที่ผิว (Specific surface area) ของ OS (2.05 ตารางเมตรต่อกรัม) มีค่าน้อยกว่าพื้นที่ผิวเฉพาะของ COS (15.80 ตารางเมตรต่อกรัม) ถึง 87.03% ในขณะที่พื้นที่ผิวเฉพาะของ COS มีค่าใกล้เคียงกับพื้นที่ผิวเฉพาะของสารแคลเซียมออกไซด์ (Commercial grade) (16.22 ตารางเมตรต่อกรัม)

เพื่อทำการวิเคราะห์ความแตกต่างของลักษณะพื้นผิวของ OS และ COS ในโครงการวิจัยนี้ได้ใช้เทคนิค SEM ในการวิเคราะห์ลักษณะพื้นผิวของสารทั้ง 2 โดยผลการวิเคราะห์ แสดงได้ดังภาพที่ 4.3



ภาพที่ 4.3 แสดงภาพพื้นผิวของ (a) OS และ (b) COS ที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค SEM

จากภาพที่ 4.3(a) แสดงลักษณะพื้นผิวของ OS ที่มีลักษณะแผ่นราบเรียบที่มีการซ้อนทับกัน (Smooth layer) ในขณะที่พื้นผิวของ OS มีลักษณะโครงสร้างเป็นรูพรุน (Porous structure) ดังภาพที่ 4.3(b) จากผลวิเคราะห์ XRD พบว่า ในระหว่างกระบวนการเผา OS ที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง สาร CaCO₃ ใน OS จะเปลี่ยนเป็นสาร CaO ใน COS และทำการปล่อยก๊าซ CO₂ ออกมาดังปฏิกิริยาที่ (4.1)

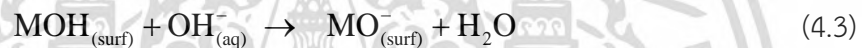


เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

จากปฏิกิริยาที่ (4.1) การปลดปล่อยแก๊ส CO₂ ในระหว่างกระบวนการเผา น่าจะเป็นสาเหตุทำให้โครงสร้างของ OS เปลี่ยนจากพื้นผิวที่มีลักษณะเป็นแผ่นราบเรียบ (ภาพที่ 4.3 (a)) เป็นลักษณะที่มีโครงสร้างเป็นรูพรุน (ภาพที่ 4.3 (b)) และจากโครงสร้างดังกล่าวส่งผลให้พื้นที่ผิวของ COS มีค่าเพิ่มมากขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ BET ในตารางที่ 4.2

4.3 การศึกษา pH_{zpc} ของ COS

จากที่ได้กล่าวในหัวข้อปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ พบว่า ค่า pH ของสารละลายมีผลต่อสารดูดซับและสารถูกดูดซับ โดยในสารดูดซับบางชนิด ได้แก่ สารดูดซับประเภทออกไซด์ และ ไฮดรอกไซด์ พบว่าเมื่อทำการเติมสารดูดซับลงไปในสารละลาย บริเวณผิวของสารดูดซับสามารถให้โปรตอน (Protonation) และรับโปรตอน (Deprotonation) ^[79-81] กับน้ำในสารละลายได้ ดังปฏิกิริยาที่ (4.2) และ (4.3)

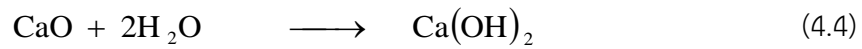


เมื่อ MOH คือ พื้นผิวของสารออกไซด์หรือไฮดรอกไซด์ และ M คือ โลหะ

จากปฏิกิริยาที่ (4.2) และ (4.3) จะทำให้พื้นผิวของสารดูดซับมีประจุชั่วคราวเกิดขึ้น ซึ่งลักษณะของประจุชั่วคราวที่เกิดขึ้น จะมีลักษณะเป็นประจุบวก หรือลบ ขึ้นอยู่กับค่า pH ของสารละลาย กล่าวคือที่ค่า pH ของสารละลายมีค่าเท่ากับ pH_{zpc} (จุดที่ค่า pH_{เริ่มต้น} - pH_{สุดท้าย} มีค่าเท่ากับศูนย์ ^[82-84]) พื้นผิวของสารดูดซับจะมีการรับและการจ่ายโปรตอนในปริมาณที่เท่ากันจึงทำให้ลักษณะพื้นผิวของสารดูดซับมีประจุโดยรวมเท่ากับศูนย์ แต่ถ้าหากค่า pH ของสารละลายมีค่ามากกว่าค่า pH ดังกล่าว บริเวณผิวของสารดูดซับจะมีการจ่ายโปรตอนมากกว่าการรับโปรตอน ทำให้ประจุโดยรวมของพื้นผิวของสารดูดซับเป็นประจุลบ และสามารถดูดซับสารประจุบวกได้ดี ในทางตรงข้าม ถ้าค่า pH ของสารละลายมีค่าน้อยกว่า pH_{zpc} บริเวณผิวของสารดูดซับจะสามารถรับโปรตอนมากกว่าการจ่ายโปรตอน ทำให้บริเวณผิวของสารดูดซับมีเป็นประจุบวก และดูดซับสารประจุลบได้ดี ^[42-44]

สำหรับโครงการวิจัยนี้ได้ทำการวิเคราะห์ pH_{zpc} ของ COS ด้วยวิธี Potentiometric mass titration ซึ่งค่า pH_{zpc} คือจุดที่ค่า pH_{เริ่มต้น} - pH_{สุดท้าย} มีค่าเท่ากับศูนย์ ^[82-84] โดยจากผลการทดลอง พบว่าค่า ΔpH มีค่าเท่ากับศูนย์ที่ค่า pH เริ่มต้น ประมาณ 12.1 โดยค่า pH_{zpc} ที่วิเคราะห์ได้ในโครงการวิจัยนี้

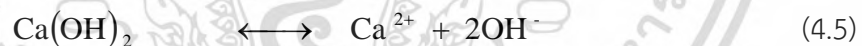
เป็นค่า pH_{zpc} ของ COS เมื่ออยู่ในน้ำ โดยผลการทดสอบ XRD พบว่า เมื่อ COS สัมผัสกับน้ำ สาร CaO ใน COS จะเปลี่ยนเป็นสาร $Ca(OH)_2$ ดังปฏิกิริยาที่ (4.4)



ผลการทดลองในโครงการวิจัยนี้สอดคล้องกับเอกสารอ้างอิงลำดับที่ [23] ในงานวิจัยของ Atesok et al. work [42] โดยในงานดังกล่าวได้รายงานค่า pH_{zpc} ของสาร $Ca(OH)_2$ ว่ามีค่ามากกว่า pH 12 จากค่า pH_{zpc} ของ COS เมื่ออยู่ในน้ำ มีค่าเท่ากับ 12.1 หมายความว่า หากค่า pH ของสารละลายมีค่าเท่ากับ 12.1 บริเวณพื้นผิวของ COS จะให้และรับโปรตรอนในปริมาณที่เท่ากัน ทำให้ประจุรวมบนพื้นผิวของ COS เป็นกลาง แต่หากค่า pH ของสารละลายมีค่ามากกว่า 12.1 บริเวณผิวของ COS จะมีการจ่ายโปรตรอนมากกว่าการรับโปรตรอน ทำให้ประจุรวมบนผิว COS เป็นประจุลบที่ดูดซับไอออนบวกได้ดี ในทางตรงข้าม ถ้าค่า pH ของสารละลายมีค่าน้อยกว่าค่า 12.1 บริเวณผิวของ COS จะรับโปรตรอนมากกว่าจ่ายโปรตรอน ทำให้ประจุโดยรวมบนผิว COS เป็นประจุบวก และดูดซับสารไอออนลบได้ดี [42-44]

4.4 การศึกษาการละลายของ COS และการตกตะกอนของ As(III) และ แอนไอออน

จากผลการวิเคราะห์ XRD และการวิเคราะห์ค่า pH_{zpc} พบว่า เมื่อใส่ COS ลงในสารละลาย สาร CaO ใน COS จะเปลี่ยนไปเป็นสาร $Ca(OH)_2$ ดังปฏิกิริยาที่ (4.4) และบางส่วนของสาร $Ca(OH)_2$ สามารถแตกตัวเป็น Ca^{2+} และ OH^- ดังปฏิกิริยาที่ (4.5)



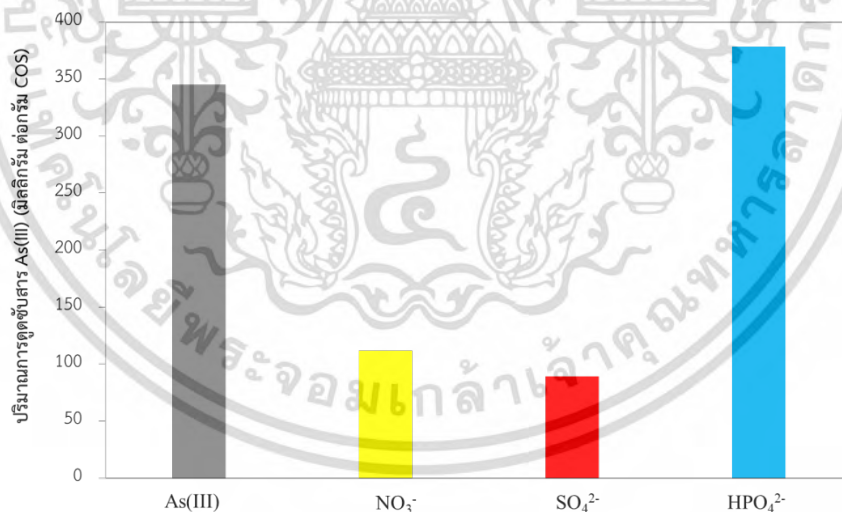
จากปฏิกิริยาที่ (4.5) จะเห็นได้ว่า สาร OH^- ที่ได้จากการแตกตัวของสาร $Ca(OH)_2$ จะทำให้ค่า pH ของสารละลายเพิ่มมากขึ้น ดังนั้น ปริมาณการละลายของ COS สามารถคำนวณได้จากผลการเปลี่ยนแปลงค่า pH ของสารละลาย โดยโครงการวิจัยนี้ พบว่า ค่า pH ของสารละลายหลังจากกวนสารละลายเป็นระยะเวลา 7 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 11.6 เมื่อนำมาคำนวณหาปริมาณ COS พบว่า ปริมาณ COS ที่ละลายในสารละลายมีค่า ประมาณ 0.0835 กรัม โดยคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ของสาร CaO ที่ใส่ลงในสารละลายได้เท่ากับ 27.8%

สำหรับการทดลองการตกตะกอนของสาร As(III) (ที่ pH 11 สาร As(III) อยู่ในรูปของ $H_2AsO_3^-$) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} พบว่า สารละลาย COS ที่ผสมกับสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} ไม่พบตะกอนภายในระยะเวลา 7 ชั่วโมง นอกจากนี้ ค่า pH ของสารละลายในการทดลองทั้ง 3 การ เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ทดลอง และความเข้มข้นของสารทั้ง 3 ชนิด มีการเปลี่ยนแปลงอย่างไม่มีนัยสำคัญ แสดงว่า สารทั้ง 3 ชนิด ไม่เกิดปฏิกิริยากับสาร Ca^{2+} แล้วเกิดการตกตะกอน ในขณะที่สารละลาย COS ผสมกับสาร HPO_4^{2-} พบว่ามีตะกอนสีขาวขุ่นเกิดขึ้นทันทีที่ใส่สาร HPO_4^{2-} ลงในสารละลาย COS แสดงว่า สาร HPO_4^{2-} สามารถเกิดตะกอนกับสาร Ca^{2+} ในสารละลาย COS ได้ จากผลดังกล่าว สันนิษฐานได้ว่า สาร As(III) สาร NO_3^- และสาร SO_4^{2-} น่าจะถูกกำจัดออกจากน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยกระบวนการดูดซับเพียงอย่างเดียว ในขณะที่สาร HPO_4^{2-} น่าจะถูกกำจัดออกจากน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยกระบวนการตกตะกอนและกระบวนการดูดซับ นอกจากนี้ จากผลการทดลอง พบว่า สาร HPO_4^{2-} สามารถตกตะกอนกับสารละลาย COS ได้ประมาณ 46.6 มิลลิกรัมต่อลิตร

4.5 การศึกษาการดูดซับสาร As(III) และแอนไอออนในระบบไอออนเดี่ยว (Single-solute)

การศึกษาการดูดซับสาร As(III) และแอนไอออน (NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-}) ในระบบสารละลายไอออนเดี่ยว ด้วย COS ในโครงการวิจัยนี้ได้ทำการทดลองแบบกะ ที่ pH ของสารละลายเท่ากับ 11 โดยผลการทดลองแสดงได้ดังภาพที่ 4.4 (ในผลการทดลองนี้ แสดงผลการกำจัดสาร As(III) และ แอนไอออนด้วยกระบวนการดูดซับ)



ภาพที่ 4.4 แสดงปริมาณสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} ที่ถูกดูดซับด้วย COS

จากภาพที่ 4.4 พบว่า COS สามารถดูดซับสาร HPO_4^{2-} ได้มากกว่า สาร As(III) เล็กน้อย ในขณะที่ปริมาณการดูดซับสาร HPO_4^{2-} และ สาร As(III) มีค่ามากกว่าสาร NO_3^- และสาร SO_4^{2-} อย่างเห็นได้ชัด จากผลการทดลองดังกล่าว สรุปได้ว่า สาร Active site ของ COS มีแนวโน้มที่จะดูดซับสาร HPO_4^{2-} และสาร As(III) ได้ดีกว่า สาร NO_3^- และสาร SO_4^{2-}

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

4.6 การศึกษาปฏิกิริยาการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออน

เพื่อทำการศึกษาระบวนการดูดซับสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} ด้วย COS ในโครงการวิจัยนี้ได้ใช้ ผลการวิเคราะห์เปลือกหอยนางรมก่อนและหลังกำจัดสาร As(III) และแอนไอออน (สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-}) ด้วยเทคนิค XRD จากผลการวิเคราะห์ XRD พบว่า หลังการกำจัดสาร As(III) จะพบพีคของสาร Ca-As-O ใน COS ซึ่งผลดังกล่าวสอดคล้องกับงานวิจัยของ Moon และคณะ ที่ศึกษาการตรึงสาร As(III) และ As(V) ด้วย lime และ lime – kaolinite^[61, 62] ในขณะที่พีคของสาร $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ สาร CaSO_4 และสาร CaHPO_4 จะตรวจพบใน COS หลังการกำจัดสาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} ตามลำดับ นอกจากนี้ ในโครงการวิจัยนี้ยังได้นำ ผลการทดลองละลายของ COS ผลการทดลองการตกตะกอนของสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} และผลการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออน มาใช้ในการสันนิษฐานกระบวนการดูดซับสาร As(III) และสารแอนไอออน ซึ่งจากผลดังกล่าว สามารถเขียนปฏิกิริยาในการกำจัดสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} ได้ดังนี้



เมื่อทำการเติม COS ลงไปในสารละลาย สาร CaO ใน COS จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสาร $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ดังปฏิกิริยาที่ (4.4) และบางส่วนของสาร $\text{Ca}(\text{OH})_2$ สามารถแตกตัวเป็น Ca^{2+} และ OH^- ดังปฏิกิริยาที่ (4.5) ส่วนของสาร $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ที่ไม่ละลาย จะทำการดูดซับสาร As(III) สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} ในรูปของ Mononuclear bidentate complexes ดังปฏิกิริยาที่ (4.6) (4.10) และ (4.11) ในขณะที่สาร NO_3^- จะถูกดูดซับบน COS ในรูปของ Mononuclear monodentate complex ดังปฏิกิริยาที่ (4.9) นอกจากนี้ จากปฏิกิริยาที่ (4.6) (4.9) (4.10) และ (4.11) จะเห็นได้ว่า ทุกปฏิกิริยาจะผลิตสาร OH^- ทำให้ค่า pH ของสารละลายเพิ่มขึ้น ซึ่งสาร OH^- สามารถเกิดปฏิกิริยา Protonation กับสาร As(III) ซึ่งอยู่ในรูปของ H_2AsO_3 ทำให้สาร As(III) เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของ HAsO_3^{2-} ดังปฏิกิริยา (4.7) จากนั้นสาร HAsO_3^{2-} จะถูกดูดซับบน COS ในรูปของ HCaAsO_3 ดังปฏิกิริยาที่ (4.8) นอกจากนี้ ในกรณีเอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ของสาร HPO_4^{2-} สารดังกล่าวสามารถจับกับสาร Ca^{2+} ที่ได้จากการแตกตัวของสาร Ca(OH)_2 ปฏิกริยาที่ (4.5) และตกตะกอนในรูปของสาร CaHPO_4 ดังปฏิกริยาที่ (4.12)

4.7 การศึกษาผลกระทบของสารแอนไอออนต่อการดูดซับสาร As(III) ในระบบสารละลายคู่ขึ้นไป (Bi-, Tri- and Tetra-solutes)

การศึกษาผลกระทบของสารแอนไอออนต่อการดูดซับสาร As(III) ในระบบสารละลายไอออนคู่ ไอออนสาม และ ไอออนสี่ ในโครงการวิจัยนี้ได้ทำการทดลองแบบกะ ที่ pH ของสารละลายเท่ากับ 11 โดยผลการทดลองแสดงได้ดังตารางที่ 4.3 (ในผลการทดลองแสดงผลการกำจัดสาร As(III) และ แอนไอออน ด้วยกระบวนการดูดซับ)

ตารางที่ 4.3 แสดงผลการดูดซับสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} ด้วย COS

ชนิดของสารแอนไอออนในระบบ	เปอร์เซ็นต์การดูดซับสารไอออนแต่ละชนิด			
	As(III)	NO_3^-	SO_4^{2-}	HPO_4^{2-}
As(III)	74.90	-	-	-
As(III) + NO_3^-	68.46	37.62	-	-
As(III) + SO_4^{2-}	63.02	-	25.60	-
As(III) + HPO_4^{2-}	40.73	-	-	42.00
As(III) + NO_3^- + SO_4^{2-}	53.06	43.73	23.15	-
As(III) + NO_3^- + HPO_4^{2-}	20.83	67.30	-	53.95
As(III) + SO_4^{2-} + HPO_4^{2-}	40.00	-	21.19	43.44
As(III) + NO_3^- + SO_4^{2-} + HPO_4^{2-}	42.53	65.73	27.97	37.57

จากตารางที่ 4.3 พบว่า ในระบบที่มีการเติมแอนไอออนลงในสารละลาย As(III) ในระบบไอออนคู่ พบว่า เมื่อเติมสาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และ สาร HPO_4^{2-} ลงในสารละลาย As(III) ประสิทธิภาพการดูดซับของสาร As(III) มีค่าลดลงจาก 74.90% เป็น 68.46% 63.02% และ 40.73% ตามลำดับ จากผลการดังกล่าว จะเห็นได้ว่า สาร HPO_4^{2-} ส่งผลต่อการดูดซับสาร As(III) อย่างเห็นได้ชัด ในขณะที่สาร NO_3^- และสาร SO_4^{2-} มีผลต่อการดูดซับสาร As(III) อย่างไม่มีนัยสำคัญ ซึ่งผลการทดลองดังกล่าว สอดคล้องกับผลการทดลองการดูดซับในระบบไอออนเดี่ยว (ภาพที่ 4.4)

การที่สาร HPO_4^{2-} ส่งผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) มากกว่าแอนไอออนอีก 2 ชนิด น่าจะเนื่องจาก

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

(1) สมบัติของสารหนู (As) และสาร HPO_4^{2-} เช่น อิเล็กโตรเนกาติวิตี (Electronegativity, EN) ค่าสัมพรรคภาพอิเล็กตรอน (Electron affinity, EA) พลังงานไอออไนเซชัน (Ionization energy) และรัศมีของแอนไอออน มีความคล้ายคลึงกันมาก [45, 65, 66, 85, 86]

(2) เมื่อทำการพิจารณาผลการทดลองในภาพที่ 4.4 จะพบว่า Active site ของ COS มีแนวโน้มที่จะดูดซับสาร HPO_4^{2-} ได้ดีกว่าสาร As(III)

(3) ในช่วงระยะเวลาแรกของการดูดซับ pH ของสารละลายมีค่าเท่ากับ 11 ที่ pH ดังกล่าว ประจุโดยรวมบนผิวของ COS มีค่าเป็นบวก ซึ่งสามารถดูดซับไอออนลบได้ดี และจากรายงานการวิจัย พบว่า สารถูกดูดซับที่มีประจุลบมากกว่าจะสามารถดูดซับได้ดีกว่าสารถูกดูดซับที่มีประจุลบน้อยกว่า [87-90] ดังนั้นที่ค่า pH ดังกล่าว สาร HPO_4^{2-} มีประจุลบมากกว่าสาร As(III) ในรูปของสาร H_2AsO_3^- ส่งผลให้สาร HPO_4^{2-} สามารถทำการดูดซับบน Active site ของ COS ได้ดีกว่าสาร H_2AsO_3^-

นอกจากนี้จากผลการทดลองไอออนคู่ สามารถสันนิษฐานได้ว่าสาร HPO_4^{2-} มีความสามารถในการสร้างพันธะ หรือทำการดูดซับบน Active site ของ COS (Binding affinity) มากกว่าสาร As(III) สาร SO_4^{2-} และสาร NO_3^- ตามลำดับ

จากผลการทดลองของระบบสารละลายไอออนสาม และ ไอออนสี่ ในตารางที่ 4.3 พบว่า ประสิทธิภาพในการดูดซับของ As(III) บน COS มีค่าลดลงมากกว่าในระบบไอออนคู่ เนื่องจาก (1) ปริมาณสารไอออนคู่แข่งที่จะมาแย่งดูดซับบน Active site ของ COS มีมากขึ้น และ (2) สารที่ถูกดูดซับอาจเกิดปฏิสัมพันธ์ (Interaction) กัน ส่งผลให้กันทำให้ประสิทธิภาพในการดูดซับของ As(III) บน COS มีค่าลดลง

โดยทั่วไปในกระบวนการดูดซับ หากมีสารถูกดูดซับโมเลกุล A และ B อยู่ในระบบ สารถูกดูดซับโมเลกุล A จะดูดซับบน Active site ที่บริเวณข้างเคียงมีสารถูกดูดซับโมเลกุล B ดูดซับอยู่แล้วได้ ต่อเมื่อรัศมีไอออนของสารถูกดูดซับโมเลกุล A ไม่เกิดการซ้อนทับกัน (Overlap) กับรัศมีไอออนของสารถูกดูดซับโมเลกุล B และแรงผลักระหว่างประจุของโมเลกุล A กับ B มีผลกระทบต่อการดูดซับอย่างไม่มีนัยสำคัญ ดังนั้นในระบบที่มีสารถูกดูดซับเพียงชนิดเดียว โมเลกุลของสารถูกดูดซับจะดูดซับบน Active site ที่ระยะห่างเท่าๆกัน เนื่องจากรัศมีไอออนของสารถูกดูดซับมีขนาดเท่ากัน แต่ในกรณีที่โครงการวิจัยนี้ได้ทำการศึกษา จะพบว่า ในระบบมีสารถูกดูดซับมากกว่าหนึ่งชนิด รัศมีไอออนของสารถูกดูดซับแต่ละชนิด

จะมีขนาดและประจุที่ต่างกัน ดังนั้น รัศมีไอออนและประจุของสารถูกดูดซับแต่ละชนิดจึงเป็นอีกปัจจัยหนึ่ง ที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับ

จากตารางที่ 4.3 พบว่า เพอร์เซ็นต์การดูดซับของสาร NO_3^- จะมีค่ามากกว่าเปอร์เซ็นต์การดูดซับของ สาร As(III) ในระบบที่มีสาร HPO_4^{2-} ผสมอยู่ ดังที่ได้กล่าวไว้ในข้างต้นว่า สมบัติของสาร As(III) และสาร HPO_4^{2-} มีความคล้ายคลึงกัน ทำให้ ไอออนทั้ง 2 ชนิดจึงน่าจะเกิดการขัดขวางการดูดซับกันเอง นอกจากนี้ จากภาพที่ 4.5 พบว่า COS มีแนวโน้มที่จะดูดซับสาร HPO_4^{2-} ได้ดีกว่าสาร As(III) ทำให้ Active site ส่วนใหญ่ เลือกที่จะดูดซับสาร HPO_4^{2-} มากกว่าสาร As(III) ส่งผลให้ประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) ลดลง อย่างเห็นได้ชัด ในขณะที่สาร NO_3^- ซึ่งมีรัศมีแอนไอออน (0.2 นาโนเมตร ^[91]) น้อยกว่าสาร HPO_4^{2-} (0.213 นาโนเมตร ^[91]) และสาร As(III) นอกจากนี้ ประจุลบของสาร NO_3^- มีค่าน้อยกว่าสาร HPO_4^{2-} ส่งผลให้สาร NO_3^- สามารถดูดซับบน Active site ที่ Active site บริเวณใกล้เคียงดูดซับที่สารถูกดูดซับชนิดอื่นได้ โดยที่ไม่เกิดการรบกวนกับรัศมีแอนไอออนของสารถูกดูดซับชนิดอื่นๆ และมีแรงผลักระหว่างประจุของสารถูกดูดซับด้วยกันน้อยกว่าสารดูดซับชนิดอื่น (Less adsorbates interaction) จึงทำให้ในระบบที่มีสาร HPO_4^{2-} ผสมอยู่ในสารละลาย เพอร์เซ็นต์ในการดูดซับสาร NO_3^- มีค่ามากกว่าสาร As(III) อย่างเห็นได้ชัด

นอกจากนี้ จะเห็นได้จากตารางที่ 4.3 ว่า สาร SO_4^{2-} มีเปอร์เซ็นต์การดูดซับน้อยกว่าสารถูกดูดซับชนิดอื่นในทุกกรณี เนื่องจาก

(1) COS มีแนวโน้มที่จะดูดซับสาร SO_4^{2-} ได้น้อยกว่าสาร As(III) และสาร HPO_4^{2-} (ภาพที่ 4.5) และจากผลการทดลองในระบบสารละลายคู่ พบว่า สาร HPO_4^{2-} และ สาร As(III) มีความสามารถในการสร้างพันธะกับ Active site ดีกว่าสาร SO_4^{2-} ส่งผลให้ Active site ส่วนใหญ่จึงเลือกที่จะดูดซับสาร As(III) และสาร HPO_4^{2-} มากกว่าสาร SO_4^{2-}

(2) เนื่องจากรัศมีไอออนของสาร SO_4^{2-} (0.221 nm ^[91]) มีขนาดใกล้เคียงกับสาร HPO_4^{2-} และสาร As(III) และประจุของสาร SO_4^{2-} มากกว่าสาร NO_3^- จึงทำให้สาร SO_4^{2-} ไม่สามารถดูดซับบน Active site ได้เหมือนที่สาร NO_3^- ทำการดูดซับ และจากการถูกขัดขวางการดูดซับจากสาร HPO_4^{2-} และ As(III) ส่งผลให้ประสิทธิภาพการดูดซับสาร SO_4^{2-} ลดลง

4.8 การศึกษาการคายซับของสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-}

การทดลองการคายซับสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ในโครงการวิจัยนี้ได้ทำการทดลองแบบกะ ผลการทดลองแสดงได้ดังตารางที่ 4.4 เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

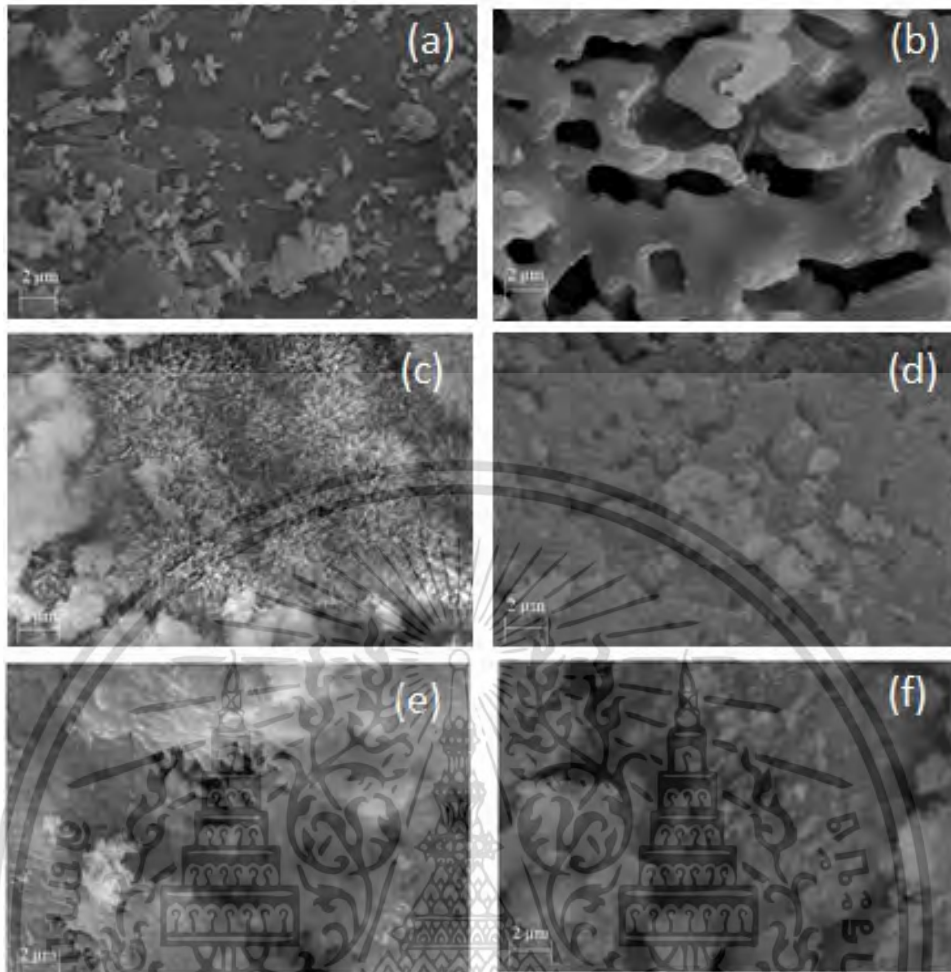
ตารางที่ 4.4 แสดงปริมาณการดูดซับและการคายซับของสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-}

	ปริมาณการดูดซับและการคายซับของสารแต่ละชนิด (มิลลิกรัมต่อลิตร)			
	As(III)	NO_3^-	SO_4^{2-}	HPO_4^{2-}
ช่วงกระบวนการดูดซับ (24 h)	38.75	69.41	14.55	40.04
ช่วงกระบวนการคายซับ	0.77	0.00	0.00	1.28

จากตารางที่ 4.4 หลังจากใส่สารดูดซับ COS ลงในสารละลาย และกวนเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง พบว่า COS สามารถดูดซับสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} ได้ประมาณ 38.75 มิลลิกรัมต่อลิตร 69.41 มิลลิกรัมต่อลิตร 14.55 มิลลิกรัมต่อลิตร และ 40.04 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ หลังจากทำการเพิ่มอุณหภูมิของสารละลายเป็น 40°C และทำการวัดความเข้มข้นของสาร As(III) และสาร แอนไอออน พบว่า สาร As(III) และสารแอนไอออนมีปริมาณการคายซับน้อยมาก (0.00 – 1.28 มิลลิกรัมต่อลิตร) จากผลการทดลองดังกล่าว สันนิษฐานได้ว่า สาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} เกิดการดูดซับบน COS ด้วยกระบวนการดูดซับทางเคมี

4.9 การศึกษาการเปลี่ยนแปลงสัณฐาน (Morphology) ของ COS หลังจากกำจัดสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-}

การศึกษาการเปลี่ยนแปลงสัณฐานของสารดูดซับ COS หลังจากกำจัดสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ในโครงการวิจัยนี้ได้ใช้การวิเคราะห์ SEM (Carl Zeiss EVO®MA10) ในการวิเคราะห์พื้นผิวของ COS โดยภาพที่ 4.5 แสดงผลการวิเคราะห์การกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในระบบไอออนเดี่ยว



ภาพที่ 4.5 แสดงสัณฐานของ (a) OS และ COS (b) ก่อนการกำจัดสาร As(III) (c) หลังกำจัดสาร As(III) (d) หลังกำจัดสาร NO_3^- (e) หลังกำจัดสาร SO_4^{2-} และ (f) หลังการกำจัดสาร HPO_4^{2-}

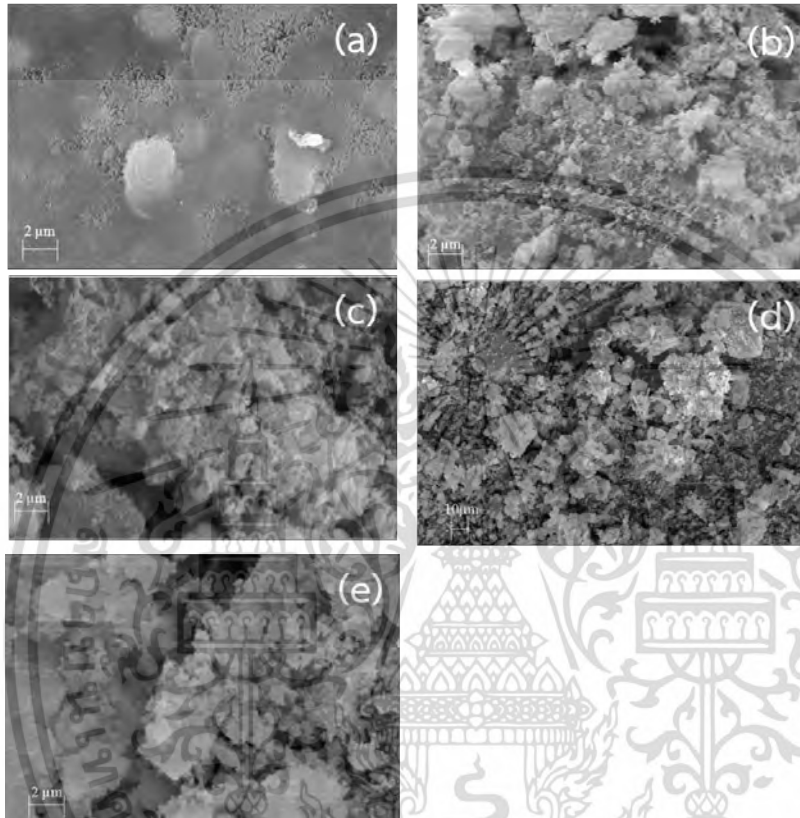
จากภาพที่ 4.5 พบว่า หลังจากการเผา OS ที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง แผ่นราบเรียบที่มีการซ้อนทับกัน (Smooth layer) ของ OS (ภาพที่ 4.5 (a)) จะเปลี่ยนเป็นโครงสร้างที่เป็นรูพรุน (Porous structure) (ภาพที่ 4.5 (b)) และเมื่อ COS กำจัดสาร As(III) และแอนไอออน โครงสร้างที่เป็นรูพรุนในภาพที่ 4.5 (b) จะเปลี่ยนไป ขึ้นกับชนิดของสารที่ถูกกำจัดดังภาพที่ 4.5 (c) – (f) โดยโครงสร้างรูพรุนของ COS จะเปลี่ยนเป็นสัณฐานลักษณะโครงสร้างคล้ายใบหญ้า (Glass-leave like morphology) ดังภาพที่ 4.5 (c) เมื่อ COS กำจัดสาร As(III) ซึ่งโครงสร้างดังกล่าวมีลักษณะคล้ายกับสัณฐานของสารประกอบ Calcium-Arsenic ในงานวิจัยของ Phenrat และคณะ ที่ได้ศึกษาการตรึง Arsenic-iron sludge ด้วย Portland cement ^[63]

เมื่อ COS กำจัดสาร SO_4^{2-} โครงสร้างรูพรุนของ COS ในภาพที่ 4.5 (b) จะเปลี่ยนเป็นโครงสร้างที่มีลักษณะคล้ายกลีบดอกไม้ที่ซ้อนทับกัน ดังภาพที่ 4.5 (e) ในขณะที่โครงสร้างรูพรุนของ COS จะ

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

เปลี่ยนเป็นพื้นผิวขรุขระ มีลักษณะเป็นแผ่นเล็กๆซ้อนทับกัน (Flake) ดังภาพที่ 4.5 (d) และ (f) หลังจาก COS กำจัดสาร NO_3^- และสาร HPO_4^{2-}

สำหรับสัณฐานของ COS หลังจากการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออน ในระบบ ไอออนคู่ ไอออนสาม และ ไอออนสี่ ที่ถูกวิเคราะห์ด้วยเทคนิค SEM ได้ผลดังภาพที่ 4.6



ภาพที่ 4.6 แสดงภาพ SEM ของ COS หลังการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในสารละลาย (a) As(III) ผสมกับ NO_3^- ; (b) As(III) ผสมกับ SO_4^{2-} (c) As(III) ผสมกับ HPO_4^{2-} (d) As(III) ผสมกับ NO_3^- และ SO_4^{2-} และ (e) As(III) ผสมกับ NO_3^- และ HPO_4^{2-} As(III) ผสมกับ SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} และ As(III) ผสมกับ NO_3^- , SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-}

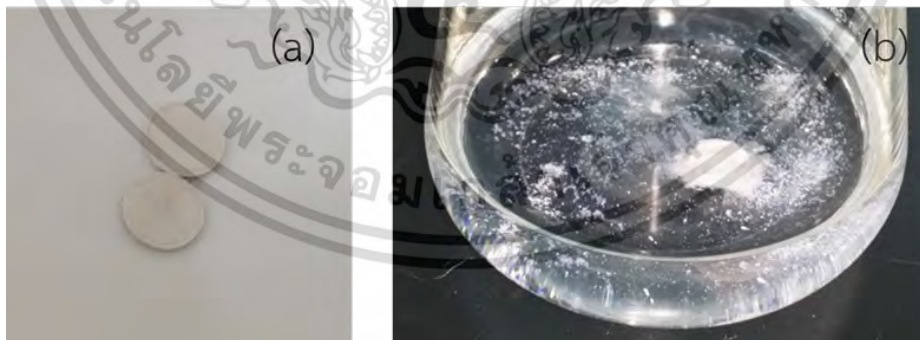
จากภาพที่ 4.6 พบว่า โครงสร้างที่เป็นรูพรุนของ COS ในภาพที่ 4.5 (b) จะเปลี่ยนไป ขึ้นกับจำนวน และชนิดของสารที่ถูกกำจัดดังภาพที่ 4.6 (a) – (e) โดยจากภาพที่ 4.6 (a) และ (b) จะพบว่า หลังจากการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในสารละลายที่สาร As(III) ผสมกับ NO_3^- บนผิวของ COS จะพบโครงสร้างคล้ายใบหญ้าของสาร Ca-As-O ผสมกับพื้นผิวราบเรียบ ดังภาพที่ 4.6 (a) ในขณะที่ลักษณะผิวของ COS จะมีโครงสร้างคล้ายใบหญ้าของสาร Ca-As-O ผสมกับพื้นผิวขรุขระ มีลักษณะเป็นแผ่นเล็กๆเกาะบนผิวของ COS ดังภาพที่ 4.6 (b) เมื่อสาร As(III) ผสมกับ SO_4^{2-} โดยสันนิษฐานว่า ลักษณะของพื้นผิวราบเรียบ (4.6 (a)) และลักษณะพื้นผิวขรุขระเป็นแผ่นเล็กๆ (4.6 (b)) เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

เกาะบนผิวของ COS น่าจะเป็นผลเนื่องมาจากสารดูดซับของสาร NO_3^- และ SO_4^{2-} บน COS ในภาพที่ 4.6 (d) ซึ่งแสดงลักษณะผิวของ COS หลังการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในสารละลาย As(III) ผสมกับ NO_3^- และ SO_4^{2-} จากภาพดังกล่าวจะเห็นว่า ลักษณะผิวของ COS ในภาพที่ 4.6 (d) จะมีลักษณะผสมกันของลักษณะผิว COS ในภาพ 4.6 (a) และ 4.6 (b)

เมื่อพิจารณาภาพที่ 4.6 (c) และ (e) พบว่า ลักษณะผิวของ COS หลังการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในสารละลาย As(III) ผสมกับ HPO_4^{2-} และ ในสารละลาย As(III) ที่มี HPO_4^{2-} ผสมอยู่ในระบบไอออนสาม และ ไอออนสี่ มีลักษณะคล้ายกัน คือมีลักษณะเป็นผิวขรุขระ มีแผ่นเล็กๆเกาะบนผิวของ COS อย่างไรก็ตาม ในภาพที่ 4.6 (c) จะยังพบโครงสร้างคล้ายใบหญ้าของสาร Ca-As-O บนผิวของ COS ในขณะที่ภาพที่ 4.6 (e) จะไม่พบโครงสร้างดังกล่าว น่าจะเนื่องมาจาก ในระบบที่มีสาร HPO_4^{2-} ผสมอยู่ สารดังกล่าวสามารถดูดซับบนผิวของ COS ได้ดีกว่าสารอื่น อีกทั้งยังสามารถตกตะกอนกับสารละลาย Ca^{2+} ได้ด้วย ทำให้ผิวของ COS ส่วนใหญ่อาจปกคลุมด้วยตะกอนของสาร CaHPO_4 นอกจากนี้ในระบบไอออนสาม และ ไอออนสี่ มีชนิดของไอออนหลายชนิด ทำให้ลักษณะผิวของ COS มีความซับซ้อนยากต่อการสังเกต

4.10 การแปรรูป COS เป็นเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA

จากที่ได้กล่าวในข้างต้นว่า COS มีลักษณะเป็นผงทำให้ยากต่อการแยกออกจากสารละลาย หลังกระบวนการกำจัดสาร As(III) ดังนั้นในโครงการวิจัยนี้จึงได้นำ COS มาทำการอัดเม็ด เพื่อให้สะดวกต่อการแยกออกจากสารละลายหลังกระบวนการกำจัดสาร As(III) โดยในเบื้องต้น โครงการวิจัยนี้ได้นำ OS และ COS มาทำการอัดเม็ดโดยใช้แม่พิมพ์และเครื่องไฮดรอลิกเพรส (Hydraulic press) ได้ผลดังภาพที่ 4.7 (a)



ภาพที่ 4.7 รูปแสดงเม็ดสารดูดซับที่เตรียมจาก OS และ COS (a) ก่อนการดูดซับ และ (b) หลังใส่ในสารละลาย As(III)

จากภาพที่ 4.7 (a) พบว่า เมื่อนำ OS และ COS มาอัดเม็ด ลักษณะเม็ดของสารดูดซับมีลักษณะขาว เป็นส่วนมาก และสามารถเกาะรูปอยู่ในลักษณะเป็นเม็ดได้ดี ไม่แตกร้าว แต่เมื่อนำเม็ดสารดูดซับดังกล่าวมาใส่ในสารละลาย As(III) พบว่า เม็ดสารดูดซับที่เตรียมจาก OS และ COS เกิดการแตกร้าวดังเอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ภาพที่ 4.7 (b) ภายในระยะเวลา 2-5 นาที น่าจะเนื่องมาจากเม็ดสารดูดซับที่เตรียมจาก OS และ COS เมื่อผ่านกระบวนการเตรียมแล้ว องค์ประกอบส่วนใหญ่ของเม็ดสารทั้งสองชนิด คือสาร CaO ซึ่งเมื่อสารดังกล่าวสัมผัสกับน้ำจะเปลี่ยนเป็นสาร $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ซึ่งเป็นสารที่ละลายน้ำ (Soluble compound) ได้ ดังนั้นเมื่อนำเม็ดสารดูดซับดังกล่าวใส่ลงในสารละลาย เม็ดสารดูดซับจึงเกิดการละลาย และแตกออกดังภาพที่ 4.7 (b) จากผลการทดลองดังกล่าว แสดงว่า OS และ COS ไม่สามารถที่จะนำมาอัดเม็ดได้โดยตรง

จากงานของ Alavéz-Ramírez et al.^[92] พบว่า สารอสัณฐาน (Amorphous) SiO_2 สามารถเกิดปฏิกิริยา Pozzolanic reaction กับสาร CaO เกิดเป็นสารประเภทแคลเซียมซิลิเกต (Calcium silicate, CaSiO_3) และสารแคลเซียมซิลิเกตไฮเดรต (Calcium silicate hydrate, C-S-H compounds) ซึ่งสามารถเพิ่มความแข็งแรงให้กับวัสดุ เช่น คอนกรีต อิฐดินบล็อก เป็นต้น

ในโครงการวิจัยนี้ได้ใช้เถ้าแกลบ (RHA) มาเป็นตัวประสานอนุภาค OS และ COS เนื่องจาก RHA เป็นของเหลือจากกระบวนการผลิตข้าว โรงงานผลิตกระแสไฟฟ้าและโรงงานอุตสาหกรรมที่นำเถ้ากลับมาใช้เป็นเชื้อเพลิง ทำให้มี RHA เหลือเป็นจำนวนมากในประเทศไทย จากงานของ Prasara-A และ Gheewala^[50] รายงานว่า สาร SiO_2 เป็นองค์ประกอบหลักใน RHA สามารถเกิดการฟอร์มตัวเป็นสาร CaSiO_3 และสาร C-S-H compounds ซึ่งสามารถเสริมความแข็งแรงของวัสดุได้ ดังนั้น ในโครงการวิจัยนี้จึงได้ทำการผสม OS หรือ COS กับ RHA แล้วทำการอัดเม็ดโดยใช้แม่พิมพ์และเครื่องไฮดรอลิกเพรส จากนั้นนำเม็ดสารดูดซับ OS-RHA และเม็ดสารดูดซับ COS-RHA ไปใส่ในสารละลาย As(III) จากผลการทดลอง พบว่าเม็ดสารดูดซับ OS-RHA และเม็ดสารดูดซับ COS-RHA เกิดการแตกออกภายในระยะเวลา 5-10 นาที อาจเนื่องมาจากภายใน RHA มีสารไม่บริสุทธิ์ อาทิเช่น Unburned carbon ผสมอยู่เป็นจำนวนมาก ทำให้ขัดขวางการเกิดปฏิกิริยาในการฟอร์มตัวของสาร C-S-H ดังนั้น จึงจำเป็นต้องใช้กระบวนการที่จะลดสารไม่บริสุทธิ์ให้ลดลง ในขณะเดียวกันต้องคงสภาพของสาร SiO_2 ให้อยู่ในรูปของอสัณฐานไว้ด้วย ดังนั้นโครงการวิจัยนี้จึงได้ทำการนำ RHA ไปทำการเผาอีกครั้งที่อุณหภูมิ 600 °C ในอากาศ เป็นระยะเวลา 13 ชั่วโมง และเรียกชื่อว่า Treated rice husk ash (TRHA)

TRHA ถูกซังแล้วนำไปผสมกับ OS ที่มีขนาดอนุภาคในช่วง <106 ไมโครเมตร 106-150 ไมโครเมตร และ 150-250 ไมโครเมตร ที่อัตราส่วน OS:TRHA ในช่วงระหว่าง 0.8:0.2 ถึง 0.5:0.5 โดยเรียกว่า เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA จากนั้นนำเม็ดสารดูดซับที่ได้ไปใส่ในสารละลาย As(III) ทำการสังเกตการแตกตัวของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA หลังจากใส่ลงในสารละลาย และเมื่อครบ 24 ชั่วโมง ทำการวัดความเข้มข้นของสาร As(III) ที่เหลืออยู่ในสารละลาย ผลการทดลองแสดงได้ดังตารางที่ 4.5 โดยในโครงการวิจัยนี้ได้ทำการทดลองสองครั้ง ค่าที่ได้รายงานเป็นค่าเฉลี่ยที่ได้จากการทดลอง

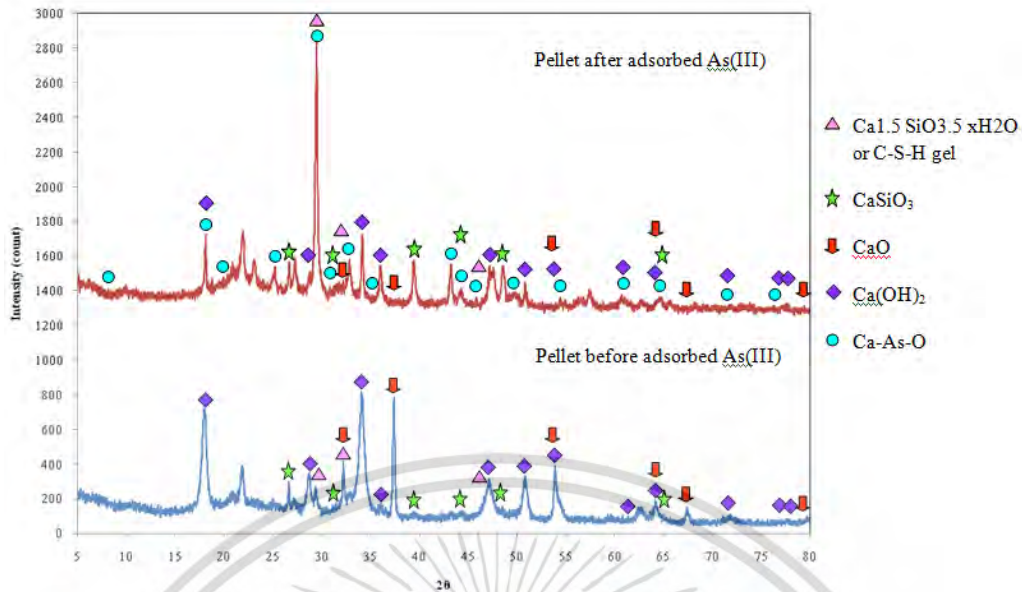
เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ตารางที่ 4.5 แสดงผลการคงสภาพของสารดูดซับอัดเม็ดและปริมาณการดูดซับสาร As(III) ที่ขนาด OS และอัตราส่วนผสมของ OS และ TRHA ต่างกัน

ขนาดอนุภาคของ OS (ไมโครเมตร)	OS:TRHA	สภาพเม็ดสาร ดูดซับหลังจาก ใส่ในสารละลาย	ปริมาณการดูดซับสาร As(III) (มิลลิกรัมต่อกรัม)
	0:1.0		1.38
<106	1.0:0		241.67
150-250	0.8:0.2	แตกหัก	42.50±0.09
150-250	0.7:0.3	แตกหัก	22.38±2.85
150-250	0.6:0.4	แตกหัก	24.26±24.23
150-250	0.5:0.5	แตกหัก	29.69±2.40
106-150	0.8:0.2	แตกหัก	35.64±7.47
106-150	0.7:0.3	แตกหัก	14.02±0.65
106-150	0.6:0.4	แตกหัก	34.08±10.65
106-150	0.5:0.5	แตกหัก	31.26±1.65
<106	0.8:0.2	แตกหัก	33.10±0.41
<106	0.7:0.3	ไม่แตกหัก	26.20±2.02
<106	0.6:0.4	ไม่แตกหัก	19.50±2.83
<106	0.5:0.5	ไม่แตกหัก	14.01±0.05

ตารางที่ 4.5 แสดงผลการทดสอบการคงสภาพของสารดูดซับอัดเม็ดที่ได้จากการผสม OS ที่มีขนาดแตกต่างกันกับ TRHA ในอัตราส่วนต่างๆ จากตาราง พบว่า สารดูดซับอัดเม็ดที่ได้จากการผสม OS ขนาด < 106 ไมโครเมตร กับ TRHA ในอัตราส่วน OS:TRHA เท่ากับ 70:30 60:40 และ 50:50 ไม่เกิดการแตกหักของเม็ดสารดูดซับหลังจากแช่ลงในสารละลายครบ 24 ชั่วโมง ในขณะที่เม็ดของสารดูดซับที่ทำการเตรียมภายใต้เงื่อนไขอื่น มีการแตกหักเกิดขึ้นหลังจากแช่ลงในสารละลาย

โครงสร้างผลึกของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ก่อนและหลังดูดซับสาร As(III) ถูกนำไปวิเคราะห์ด้วยเทคนิค XRD ได้ผลดังภาพที่ 4.8



ภาพที่ 4.8 แสดงผล XRD ของเม็ดของสารดูดซับ OS-TRHA ก่อน และหลังดูดซับสาร As(III)

จากภาพที่ 4.8 พบว่า ก่อนดูดซับสาร As(III) เม็ดของสารดูดซับ OS-TRHA ประกอบไปด้วยสาร CaSiO_3 สาร C-S-H สาร CaO และสาร Ca(OH)_2 เมื่อทำการพิจารณาผล XRF และ XRD ของ OS และ TRHA ในตารางที่ 4.1 ภาพที่ 4.1 และ 4.2 สันนิษฐานได้ว่า ในช่วงกระบวนการเตรียมเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA สาร CaCO_3 บางส่วนใน OS เกิดปฏิกิริยากับสารออสซิลาน SiO_2 ใน TRHA เกิดเป็นสารประกอบประเภท CaSiO_3 และ สาร C-S-H compounds ในขณะที่ สาร CaCO_3 ส่วนที่เหลือจะเปลี่ยนเป็นสาร CaO หลังกระบวนการเผาที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง

จากภาพที่ 4.8 จะเห็นได้ว่า หลังกระบวนการดูดซับสาร As(III) พีคของสาร Ca-As-O ปรากฏบนผลวิเคราะห์ XRD แต่ไม่พบพีคของสาร CaO ในขณะเดียวกันความสูง (Peak intensity) ของพีคสาร Ca(OH)_2 มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับพีคสาร Ca(OH)_2 ในผลการวิเคราะห์ XRD ของสารดูดซับอัดเม็ด OS-TRHA ก่อนการดูดซับสาร As(III) ในขณะที่ความสูงของพีค CaSiO_3 และสาร C-S-H ก่อนและหลังดูดซับสาร As(III) มีค่าเปลี่ยนแปลงอย่างไม่มีนัยสำคัญ จากผลดังกล่าวสันนิษฐานได้ว่า เมื่อสารดูดซับอัดเม็ดสัมผัสกับน้ำ สาร CaO ในเม็ดสารดูดซับดังกล่าวจะเปลี่ยนไปเป็นสาร Ca(OH)_2 และทำการดูดซับสาร As(III) ในรูปของสาร Ca-As-O

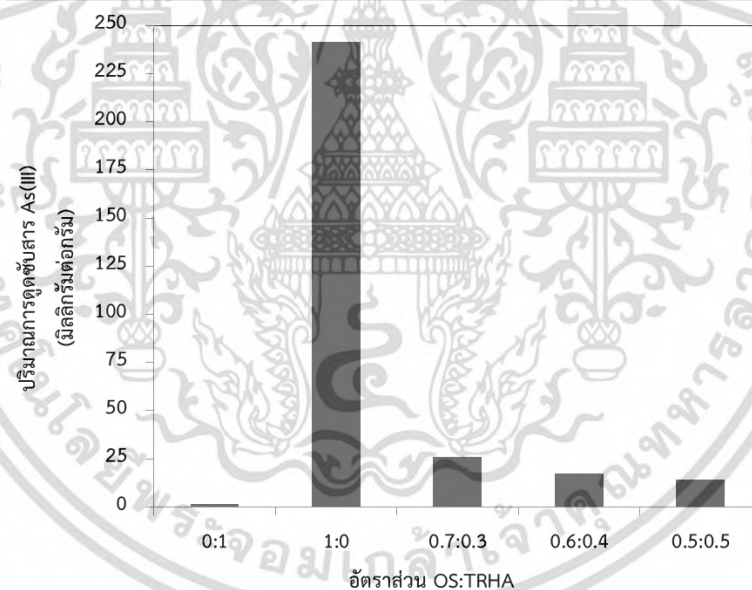
จากผลในตารางที่ 4.5 และ ผล XRD ในภาพที่ 4.8 สันนิษฐานว่าการที่สารดูดซับอัดเม็ดที่ได้จากการผสม OS ขนาด < 106 ไมโครเมตร กับ TRHA ในอัตราส่วน OS:TRHA เท่ากับ 70:30 60:40 และ 50:50 ไม่เกิดการแตกหักหลังจากแช่ในสารละลาย As(III) เป็นเวลา 24 ชั่วโมง น่าจะเนื่องมาจาก 2 สาเหตุคือ

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

1. ขนาดของ OS มีผลต่อการคงตัวของเม็ดสารดูดซับ กล่าวคือ ขนาดอนุภาคของ OS ที่มีขนาดเล็กสามารถยึดตัวให้อนุภาคเกิดการชิดใกล้กันมากกว่าอนุภาคสารที่มีขนาดใหญ่ นอกจากนี้ สารอนุภาคขนาดเล็กมีพื้นผิวในการเกิดปฏิกิริยามาก จึงเกิดเป็นสาร CaSiO_3 และ C-S-H เพิ่มขึ้น ซึ่งสารทั้งสองชนิดเป็นสารที่ไม่ละลายน้ำ (Insoluble compound) ทำให้ เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA เกิดการละลายน้ำลดลง นอกจากนี้การที่สารอนุภาคขนาดเล็กมีพื้นผิวสัมผัสมาก จึงน่าจะเกิดการ Syntering กันระหว่างอนุภาคของสารได้ดีกว่าสารที่มีขนาดอนุภาคขนาดใหญ่ จึงทำให้ความคงตัวของเม็ดสารดูดซับเพิ่มมากขึ้น

2. อัตราส่วนผสมของ OS กับ TRHA พบว่า ที่อัตราส่วนผสมของ OS น้อยกว่า 0.7 จะทำให้เม็ดสารคงสภาพได้ดี เป็นผลเนื่องมาจากที่อัตราส่วนผสมของ TRHA ที่เพิ่มขึ้น จะทำให้สารออสซิลฐานของ SiO_2 เพิ่มมากขึ้น ทำให้เกิดการฟอร์มตัวของสาร CaSiO_3 และ C-S-H เพิ่มขึ้นและเพียงพอที่จะคงสภาพเม็ดของสารดูดซับไม่ให้เกิดการแตกหักหลังจากที่แช่ในสารละลายนาน 24 ชั่วโมง

เมื่อพิจารณาปริมาณการดูดซับสาร As(III) ของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่ยังคงสภาพหลังจากผ่านการแช่ในสารละลายเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง แสดงผลได้ดังภาพที่ 4.9



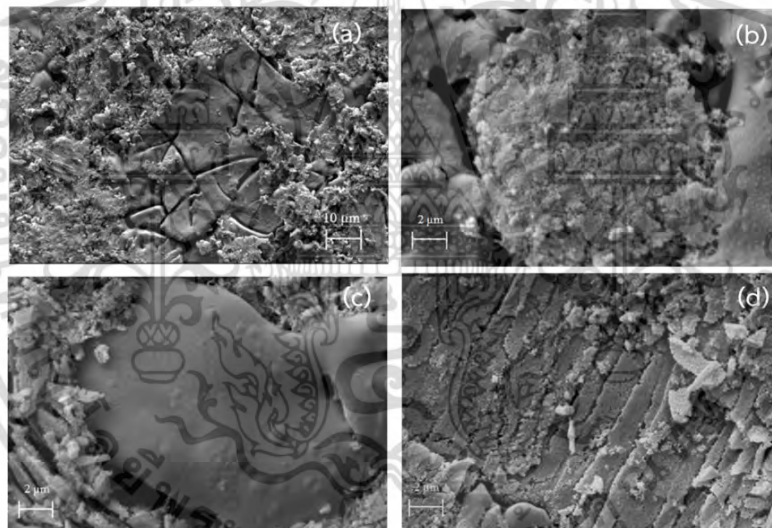
ภาพที่ 4.9 เปรียบเทียบปริมาณการดูดซับสาร As(III) ของ TRHA COS ที่เตรียมจาก OS ขนาด < 106 ไมโครเมตร และเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่ไม่พบการแตกหัก

ภาพที่ 4.9 แสดงการเปรียบเทียบปริมาณการดูดซับสาร As(III) จากรูป พบว่า TRHA มีปริมาณการดูดซับสาร As(III) ได้น้อยมาก หรืออาจกล่าวได้ว่าแทบจะไม่มี การดูดซับสาร As(III) ในขณะที่ผง COS ที่ได้จากการเผา OS ที่มีขนาด < 106 ไมโครเมตร สามารถดูดซับสาร As(III) ได้ถึง 241.67 มิลลิกรัม ต่อกรัม COS จากผลดังกล่าว แสดงว่า COS มี Active site ในการดูดซับสาร As(III) เป็นจำนวนมาก จากที่ได้กล่าวในข้างต้น สาร CaO เป็นองค์ประกอบหลักของ COS โดยเมื่อสาร CaO สัมผัสกับน้ำจะเปลี่ยนไปอยู่ เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ในรูปของ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ซึ่งสารดังกล่าวสามารถดูดซับสาร $\text{As}(\text{III})$ ในรูปของสาร Ca-As-O ดังนั้น ในโครงการวิจัยนี้ สาร CaO น่าจะเป็น Active site สำหรับดูดซับสาร $\text{As}(\text{III})$

เมื่อทำการเปรียบเทียบผลปริมาณการดูดซับของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA กับ COS พบว่า ปริมาณการดูดซับสาร $\text{As}(\text{III})$ ของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA มีค่าน้อยกว่า COS เนื่องจากสาร CaO ซึ่งเป็น Active site ใน COS มีมากกว่าในเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA และ พื้นที่ผิว (Surface area) ของ COS มากกว่าพื้นที่ผิวของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA นอกจากนี้จากภาพที่ 4.9 พบว่า ปริมาณการดูดซับสาร $\text{As}(\text{III})$ มีแนวโน้มเพิ่มขึ้น เมื่ออัตราส่วน OS ในเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA มีค่าเพิ่มขึ้น เป็นผลเนื่องมาจาก ปริมาณสาร CaO ในเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA มีค่าเพิ่มมากขึ้น โดยผลการทดลองนี้สอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ XRD

นอกจากนี้ ในโครงการวิจัยนี้ยังได้ทำการศึกษาการเปลี่ยนแปลงสัณฐานของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ก่อนและหลังการดูดซับสาร $\text{As}(\text{III})$ โดยภาพที่ 4.10 แสดงสัณฐานของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ก่อนการดูดซับสาร $\text{As}(\text{III})$



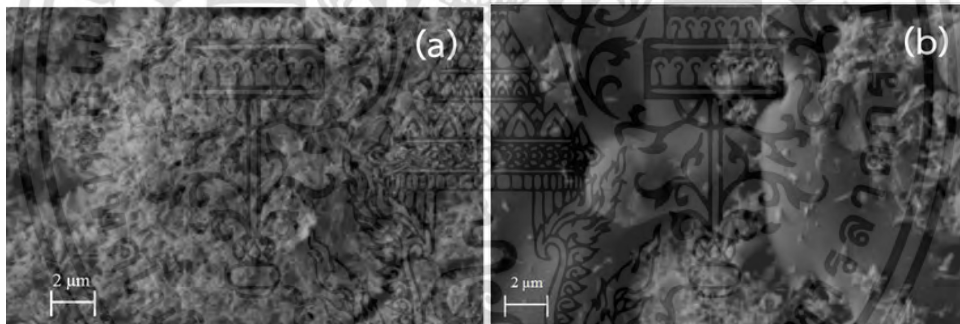
ภาพที่ 4.10 ภาพ SEM ของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่เตรียมจาก OS ขนาด (a) < 106 ไมโครเมตร (b) - (d) 106-150 ไมโครเมตร และ 150-250 ไมโครเมตร ที่อัตราส่วนผสม OS: TRHA เท่ากับ 70:30

จากภาพที่ 4.10 เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่เตรียมจาก OS ที่ขนาด < 106 ไมโครเมตร พบว่า มี 2 ลักษณะเกิดขึ้นกระจายตัวอยู่ทั้งเม็ด คือ พื้นผิวที่มีลักษณะขรุขระ และพื้นผิวที่มีลักษณะราบเรียบ (Plain) ดังรูป 4-10 (a) ในขณะที่เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่เตรียมจาก OS ขนาด 106-150 ไมโครเมตร และ 150-250 ไมโครเมตร พบว่า แบ่งลักษณะพื้นผิวได้เป็น 3 ลักษณะ โดย 2 ลักษณะแรกเหมือนกับ ลักษณะพื้นผิวของสารดูดซับอัดเม็ดที่ทำจาก OS ที่ขนาดเล็กกว่า 106 μm ดังรูปที่ 4-10 (b) และ (c) ส่วน อีกลักษณะ มีลักษณะเป็นแผ่นยาวๆ ที่มีรูพรุน คล้ายสัณฐานของ COS ดังรูปที่ 4-10 (d) จากผลดังกล่าว

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

แสดงว่า พื้นผิวของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่เตรียมจาก OS ขนาด 106-150 ไมโครเมตร และ 150-250 ไมโครเมตร ยังคงมีโครงสร้างของ OS บนเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ผสมอยู่ ซึ่งในส่วนนี้อาจทำให้สารละลายบางส่วนแพร่ผ่านรูพรุนเหล่านี้เข้าไปละลายสาร CaO ภายในเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA แล้วเกิดการแตกหักของเม็ดของสารดูดซับได้

ภาพที่ 4.11 แสดงภาพ SEM ของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่ผ่านกระบวนการดูดซับสาร As(III) จากภาพ จะเห็นได้ว่า หลังการดูดซับสาร As(III) ลักษณะพื้นผิวของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA สามารถแบ่งได้ 2 ลักษณะ คือ ลักษณะที่มีโครงสร้างคล้ายใบหญ้าหรือมีผลึกรูปเข็ม (ภาพที่ 4.11(a)) คล้ายกับสัณฐานของ COS หลังดูดซับสาร As(III) ผลการวิเคราะห์ EDX พบว่า สัณฐานดังกล่าวมีองค์ประกอบของสาร Ca, As และ O แสดงว่า สารดังกล่าวมีการดูดซับสาร As(III) เกิดขึ้น โดยน่าจะอยู่ในรูปของ สาร Ca-As-O และลักษณะที่ 2 คือ ลักษณะพื้นผิวราบเรียบ (ภาพที่ 4.11(b)) คล้ายสัณฐานของสารดูดซับอัดเม็ดก่อนการดูดซับสาร As(III) ในภาพที่ 4.10 (c) โดยจากผล EDX พบว่า สัณฐานดังกล่าวน่าจะอยู่ในรูปของ CaSiO_3 และ C-S-H จากภาพที่ 4.10 และ 4.11 พบว่า ก่อน และหลังดูดซับสาร As(III) สัณฐานที่มีโครงสร้างราบเรียบดังภาพที่ 4.10 (c) และ ภาพที่ 4.11(b) มีความเปลี่ยนแปลงอย่างไม่มีนัยสำคัญ แสดงว่า โครงสร้างดังกล่าวไม่เกิดปฏิกิริยากับสาร As(III) จนทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางโครงสร้างอย่างเห็นได้ชัด



ภาพที่ 4.11 ภาพ SEM ของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA หลังการแช่ในสาร As(III) เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง

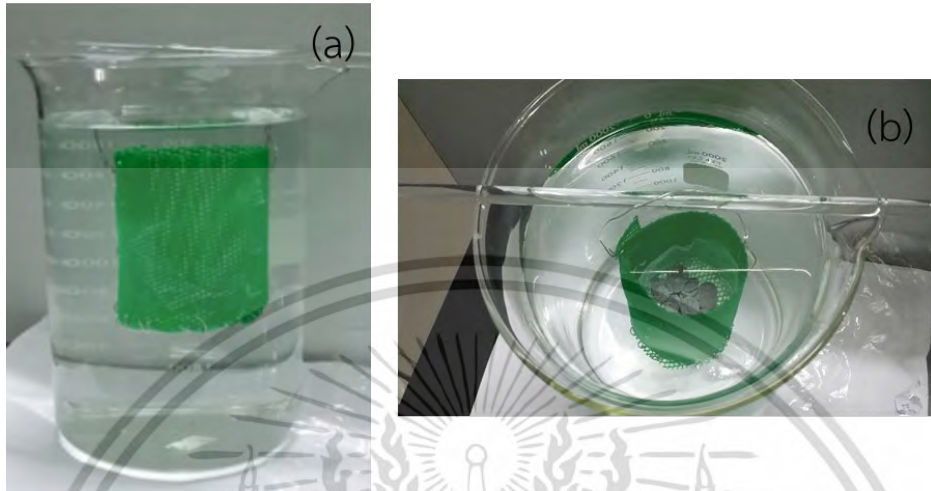
จากผลการทดลองการดูดซับ ผลวิเคราะห์ XRD และ ผลวิเคราะห์ SEM สามารถสรุปได้ว่า ในเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA สามารถแบ่งออกเป็นสองส่วนใหญ่ๆ คือ

- (1) สาร CaO ซึ่งสามารถทำการดูดซับสาร As(III) ได้ในรูปของสาร Ca-As-O
- (2) สาร CaSiO_3 และ C-S-H ซึ่งเป็นสารที่ไม่ละลายน้ำ ทำหน้าที่เป็นตัวประสานอนุภาคของเม็ดสารดูดซับให้คงรูปไม่เกิดการแตกหัก

4.11 การทดลองการกำจัดสาร As(III) ด้วยเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ในระบบสารละลาย ขนาด 2 ลิตร

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ในหัวข้อนี้ โครงการวิจัยนี้ได้ทำการทดลองนำเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA มากำจัดสาร As(III) ที่มีความเข้มข้นใกล้เคียงกับความเข้มข้นของสารหนูในแหล่งน้ำธรรมชาติในประเทศไทย คือ 34 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยในการทดลองนี้ ได้ทำการติดตั้งเครื่องมือ ดังภาพที่ 4.12



ภาพที่ 4.12 ภาพ (a) มุมมองด้านข้างและ (b) มุมมองด้านบนของการติดตั้งเครื่องมือ

จากผลการทดลอง พบว่า เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA สามารถกำจัดสาร As(III) ได้ถึง 98.95% โดยความเข้มข้นของสาร As(III) ที่เหลือในสารละลายมีค่าประมาณ 0.36 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่ค่า pH ของสารละลายมีค่าเพิ่มขึ้นจาก pH 7 เป็น pH ประมาณ 12.4 เป็นผลเนื่องมาจากการละลายของสาร CaO บางส่วน ในเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA อย่างไรก็ตาม จากรายงานค่า pH ในแหล่งน้ำประเทศไทย มีค่าประมาณ 5.70 - 6.90 ^[12] และ ในแหล่งน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารหนูสูงมากๆ (5,240 - 14,740 มิลลิกรัมต่อลิตร) พบว่า มีค่า pH ต่ำมาก (0.5 - 3.25) ^[93, 94] ซึ่งโดยทั่วไปจะต้องมีการเติมปูนขาวเพื่อปรับ pH ก่อนที่จะนำไปบำบัด ดังนั้นการใช้เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ในการกำจัดสาร As(III) จึงน่าจะเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่สามารถปรับค่า pH และ กำจัดสาร As(III) ได้อย่างมีประสิทธิภาพภายในขั้นตอนเดียว

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปงานวิจัย

โครงการวิจัยนี้ทำการศึกษาผลกระทบของสาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และสาร HPO_4^{2-} ที่มีผลต่อการดูดซับสาร As(III) โดยใช้ COS เป็นสารดูดซับ และทำการอัดเม็ด COS ให้อยู่ในรูปของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA เพื่อให้ง่ายต่อการแยกออกจากน้ำหลังการบำบัด โดยจากการศึกษาสามารถสรุปผลได้ดังนี้

1. เมื่อผ่านกระบวนการเผาที่อุณหภูมิ 700°C เป็นระยะเวลา 8 ชั่วโมง สาร CaCO_3 ใน OS เปลี่ยนเป็นสาร CaO ใน COS ในขณะที่การเผา RHA ที่ อุณหภูมิ 600°C เป็นระยะเวลา 13 ชั่วโมง จะเป็นการกำจัดสารประเภท Unburned carbon และสารปนเปื้อนใน RHA ในขณะที่สาร SiO_2 ใน TRHA ยังอยู่ในรูปของอสัณฐาน

2. การละลายของสาร CaO ที่อยู่ใน COS เป็นสาเหตุให้ค่า pH ของสารละลายเพิ่มขึ้นนอกจากนี้ ในโครงการวิจัยนี้พบว่า ค่า pH_{zpc} ของ COS มีค่าประมาณ 12.1

3. สาร HPO_4^{2-} สามารถตกตะกอนกับสารละลาย Ca^{2+} ประมาณ 46.62% ในขณะที่การทดลองการตกตะกอนของสาร As(III) สาร NO_3^- และสาร SO_4^{2-} กับสารละลาย Ca^{2+} ไม่พบตะกอนเกิดขึ้น

4. สาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} ถูกกำจัดออกจากน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยกระบวนการดูดซับในรูปของ Ca-As-O $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ และ CaSO_4 ตามลำดับ ในขณะที่สาร HPO_4^{2-} ถูกกำจัดออกจากน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยกระบวนการตกตะกอนและกระบวนการดูดซับในรูปของ CaHPO_4

5. ในการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในระบบไอออนเดี่ยว พบว่า COS สามารถดูดซับสาร HPO_4^{2-} ดีกว่าสาร As(III) สาร NO_3^- และสาร SO_4^{2-} ตามลำดับ

6. จากการศึกษาการคายซับ พบว่า สาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} มีการคายซับน้อยมาก

7. ในการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในระบบไอออนคู่ พบว่าสาร HPO_4^{2-} ส่งผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับสาร As(III) มากกว่าอีกสองแอนไอออน

8. ในการทดลองการกำจัดสาร As(III) และแอนไอออนในระบบไอออนสาม และ ไอออนสี่ พบว่าเปอร์เซ็นต์การกำจัดสาร As(III) NO_3^- SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} ขึ้นกับ (1) Binding affinity ของไอออนแต่ละชนิดกับ Active site (2) ปฏิสัมพันธ์ (Interaction) ระหว่างสารถูกดูดซับด้วยกัน (3) คุณสมบัติของสารถูกดูดซับ เช่น ประจุของสารถูกดูดซับ รัศมีแอนไอออน เป็นต้น

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

9. ลักษณะพื้นผิวของ COS หลังผ่านกระบวนการกำจัดสาร As(III) สาร NO_3^- สาร SO_4^{2-} และ HPO_4^{2-} จะมีลักษณะแตกต่างกันขึ้นกับ ชนิดและจำนวนของแอนไอออนที่ถูกกำจัดอยู่บนผิวของ COS

10. ในการอัดเม็ด COS ให้อยู่ในรูปของเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA พบว่า การผสม TRHA กับ OS ที่มีขนาดอนุภาค < 106 ไมโครเมตร ที่อัตราส่วน OS:TRHA เท่ากับ 0.7:0.3 สามารถเตรียมเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสาร As(III) ได้ดีที่สุด โดยกำจัดสาร As(III) ได้ถึง 26.20 มิลลิกรัม ต่อกรัม โดยที่เม็ดของสารดูดซับไม่เกิดการแตกหักหลังจากกระบวนการกำจัดสาร As(III)

11. เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA สามารถแบ่งออกได้เป็นสองส่วนใหญ่ คือ (1) สาร CaO ที่ดูดซับสาร As(III) ในรูปของสาร Ca-As-O และ (2) สาร CaSiO_3 และ C-S-H ที่ทำหน้าที่เป็นตัวประสานอนุภาคในเม็ดสารดูดซับให้คงรูปไม่เกิดการแตกหัก

12. ในการทดลองการกำจัดสาร As(III) ด้วยเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ในระบบสารละลายขนาด 2 ลิตร พบว่า เม็ดสารดูดซับ OS-TRHA สามารถกำจัดสาร As(III) ได้ถึง 98.95%

5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ควรศึกษาผลของไอออนชนิดอื่นที่มีผลต่อการดูดซับสาร As(III) ด้วยเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA เพราะในแหล่งน้ำจริงไม่ได้มีเพียงแค่ As(III) แต่ยังมีไอออนชนิดอื่นๆที่อาจส่งผลกระทบต่อสาร As(III)

2. ควรทำการศึกษาการนำเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ไปทดลองในการดูดซับน้ำเสียจริง

3. ควรศึกษาการนำเม็ดสารดูดซับ OS-TRHA ได้หลังจากกระบวนการบำบัดนำไปใช้ในกระบวนการอื่นให้เกิดประโยชน์ อาทิเช่น ในเป็นส่วนประกอบในวัสดุในการก่อสร้าง เป็นต้น แต่ทั้งนี้ต้องทำการศึกษาการตรึงสาร As(III) ในวัสดุดังกล่าวด้วย เพื่อป้องกันการรั่วซึมของสารพิษ

บทที่ 6

สรุปผลผลิตงานวิจัย

โครงการวิจัยนี้มีผลผลิตในรูปของบทความวิจัยและต้นฉบับบทความวิจัยดังต่อไปนี้

1. P. Khownpurk, W. Chandra-ambhorn, “Preparation and characterization of oyster shell powder-treated rice husk ash adsorbent pellet for As(III) removal”, MATEC Web of Conferences, 192(2018)01003.
2. P.Khownpurk, W. Chandra-ambhorn, “As(III) removal under the presence of competitive anions using the calcined ground oyster shell as the adsorbent”, Separation Science and Technology. (Accepted on January 2, 2019)
3. P.Khownpurk, W. Chandra-ambhorn, “Removal of As(III) from aqueous solution by the oyster shell powder – treated rice husk ash composite (OS-TRHA) pellet”, Journal of the Chinese Institute of Engineers. (Under review)

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

เอกสารอ้างอิง

- [1] Sharma, V.K.; Sohn, M. (2009) Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment International*, 35(4): 743-759.
- [2] Nicolli, H.B.; Suriano, J.M.; Gomez, P. (1989) Groundwater contamination with arsenic and other trace elements in an area of the Pampa, Province of Cordoba, Argentina. *Environmental Geology and Water Sciences*, 14: 3-16.
- [3] Smedley, P.L.; Kinniburgh, D.G., Chapter 1. Source and behaviour of arsenic in natural waters in United Nations Synthesis Report on Arsenic in Drinking Water. In World Health Organization: 2001; pp 1-60.
- [4] Dhar, R.K.; Biswas, B.K.; Samanta, G.; Mandal, B.K.; Chakraborti, D.; Roy, S.; Jafar, A.; Islam, A.; Ara, G.; Kabir, S., et al. (1997) Groundwater arsenic calamity in Bangladesh. *Curr Sci*, 73: 48-59.
- [5] Mandal, B.K.; Chowdhury, T.R.; Samanta, G.; Basu, G.K.; Chowdhury, P.P.; Chanda, C.R. (1996) Arsenic in groundwater in seven districts of West Bengal, India—the biggest arsenic calamity in the world. *Curr Sci*, 70: 976-986.
- [6] Yinlong, J., Progress on arsenic in China. In Kabuto, M., Ed. Proceedings of the First International workshop on arsenic pollution of Drinking Water in South Asia and China, national Institute of Environmental Studies, R-166-201, Tokyo, Japan: 2001; pp 35-39.
- [7] Berg, M.; Tran, H.C.; Nguyen, T.C.; Pham, H.V.; Schertenleib, R.; Giger, W. (2001) Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human health threat. *Environ Sci Technol*, 35: 2621-2622.
- [8] เจนวิทย์ วงษ์ศานูน จตุรงค์ เหลาแหลม ลำไยวงษ์ศานูน และ เยาวเรศ ส่วนบุญ (2554) ปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับความเสี่ยงที่จะได้รับสารหนูจากการบริโภคดินที่ปนเปื้อนโดยไม่ได้ตั้งใจของประชาชนในพื้นที่อำเภอตาบ่ช้าง จังหวัดสุพรรณบุรี,
- [9] Pansamut, S.; Wattayakorn, G. (2010) ARSENIC CONTAMINATION IN WATER FROM SUPHANBURI PROVINCE, THAILAND. *Journal of Environmental Research And Development*, 4(3): 678-686.

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- [10] Siripitayakunkit, U.; Thaicharoen, S.; Thonghong, A. (2003) Chronic Arsenic Poisoning in Ronpiboon, Nakhon Si Thammarat, 2000. *Journal of Health Science*, 12(1): 89-93.
- [11] Kohnhorst, A.; Allan, L.; Pokethitiyoke, P.; Anyapo, S., Groundwater arsenic in central Thailand. In 28th WEDC Conference SUSTAINABLE ENVIRONMENTAL SANITATION AND WATER SERVICES, Kolkata (Calcutta), India,, 2002.
- [12] Pattanapitpaisal, P.; Suraruk, P. (2012) Groundwater Quality and Arsenic Contamination in Amphoe Khemmarat, Ubon Ratchathani, Thailand. *Journal of Environmental Science and Engineering A* 1: 133-141.
- [13] Hossain, M.M.; Neaupane, K.; Tripathi, N.K.; Piantanakulcha, M. (2013) Prediction of Groundwater Arsenic Contamination using Geographic Information System and Artificial Neural Network. *EnvironmentAsia*, 6(1): 38-44.
- [14] Maji, S.K.; Kao, Y.H.; Liu, C.W. (2011) Arsenic removal from real arsenic-bearing groundwater by adsorption on iron-oxide-coated natural rock (IOCNR). *Desalination*, 280(1-3): 72-79.
- [15] Maji, S.K.; Pal, A.; Pal, T. (2008) Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil. *Journal of Hazardous Materials*, 151(2-3): 811-820.
- [16] Maiti, A.; Das Gupta, S.; Basu, J.K.; De, S. (2007) Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent. *Separation and Purification Technology*, 55(3): 350-359.
- [17] Zhang, G.; Qu, J.; Liu, H.; Liu, R.; Wu, R. (2007) Preparation and evaluation of a novel Fe-Mn binary oxide adsorbent for effective arsenite removal. *Water Research*, 41(9): 1921-1928.
- [18] Dermatas, D.; Moon, D.H.; Menounou, N.; Meng, X.; Hires, R. (2004) An evaluation of arsenic release from monolithic solids using a modified semi-dynamic leaching test. *Journal of Hazardous Materials*, 116(1-2): 25-38.
- [19] Choong, T.S.Y.; Chuah, T.G.; Robiah, Y.; Gregory Koay, F.L.; Azni, I. (2007) Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview. *Desalination*, 217(1-3): 139-166.

- [20] Pattanayak, J.; Mondal, K.; Mathew, S.; Lalvani, S.B. (2000) A parametric evaluation of the removal of As(V) and As(III) by carbon-based adsorbents. *Carbon*, 38(4): 589-596.
- [21] Ghimire, K.N.; Inoue, K.; Makino, K.; Miyajima, T. (2002) Adsorption removal of arsenic using orange juice residue. *Sep. Sci. Technol.*, 37(12): 2785-2799.
- [22] Goswami, A.; Raul, P.K.; Purkait, M.K. Arsenic adsorption using copper (II) oxide nanoparticles. *Chemical Engineering Research and Design*, 90(9): 1387-1396.
- [23] Lenoble, V.; Bouras, O.; Deluchat, V.; Serpaud, B.; Bollinger, J.-C. (2002) Arsenic Adsorption onto Pillared Clays and Iron Oxides. *Journal of Colloid and Interface Science*, 255(1): 52-58.
- [24] Ladeira, A.C.Q.; Ciminelli, V.n.S.T.C. (2004) Adsorption and desorption of arsenic on an oxisol and its constituents. *Water Research*, 38(8): 2087-2094.
- [25] Manju, G.N.; Raji, C.; Anirudhan, T.S. (1998) Evaluation of coconut husk carbon for the removal of arsenic from water. *Water Research*, 32(10): 3062-3070.
- [26] Alidoust, D.; Kawahigashi, M.; Yoshizawa, S.; Sumida, H.; Watanabe, M. (2015) Mechanism of cadmium biosorption from aqueous solutions using calcined oyster shells. *Journal of Environmental Management*, 150: 103-110.
- [27] Hsu, T.-C. (2009) Experimental assessment of adsorption of Cu^{2+} and Ni^{2+} from aqueous solution by oyster shell powder. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3): 995-1000.
- [28] Marie, E.M. (1990) An Uptake on Arsenic Clinics in Laboratory Medicine 10: 459-472.
- [29] Ng, J.C.; Wang, J.; Shraim, A. (2003) A global health problem caused by arsenic from natural sources. *Chemosphere*, 52: 1353-1359.
- [30] Walker, M.; Seiler, R.; Meinert, M. (2008) Effectiveness of household reverse-osmosis systems in a Western US region with high arsenic in groundwater. *Science of The Total Environment*, 389(2-3): 245-252.

- [31] Borah, D.; Satokawa, S.; Kato, S.; Kojima, T. (2009) Sorption of As(V) from aqueous solution using acid modified carbon black. *Journal of Hazardous Materials*, 162: 1269-1277.
- [32] Oh, C.; Rhee, S.; Oh, M.; Park, J. (2012) Removal characteristics of As(III) and As(V) from acidic aqueous solution by steel making slag. *Journal of Hazardous Materials*, 213-214: 147-155.
- [33] Salameh, Y.; Albadarin, A.B.; Allen, S.; Walker, G.; Ahmad, M.N.M. (2015) Arsenic(III,V) adsorption onto charred dolomite: Charring optimization and batch studies. *Chemical Engineering Journal*, 259: 663-671.
- [34] ชัยนันท์ สุธากุลวิรัช; ชุตติธรรม วัฒนาศรีสกุล; และนภดาว สบายใจ, การศึกษาจลนพลศาสตร์ของการดูดซับโลหะแคดเมียมในน้ำเสียโดยใช้ตัวดูดซับที่สังเคราะห์จากเปลือกหอยนางรม. In คณะวิศวกรรมศาสตร์, สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง: 2554; Vol. ปริญญานิพนธ์หลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต, p 56.
- [35] นนทชัย เพิ่มพวงศาเจริญ; ปวีณา พลนวน; และ วิทวัส คุณานิช, การศึกษาการดูดซับโลหะหนักโดยใช้ตัวดูดซับที่สังเคราะห์จากเปลือกหอยนางรม. In คณะวิศวกรรมศาสตร์, สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง: 2553; Vol. ปริญญานิพนธ์หลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต
- [36] วีรนุช หลาง; ชมวรรณ เดชมา; วันวิสาข์ บูรณบริรักษ์; สาโรจน์ ศิริคันสนียกุล (2009) แบบจำลองทางจลนพลศาสตร์ของการดูดซับและการคายสารอนิลฟีนอลด้วยเส้นใยราไรซ์ชีวิตที่เจริญและถูกตรึงในเม็ดไคโตซาน. *Environment and Natural Resource Journal*, 7(2): 82-97.
- [37] SuZuki.M. (1990) *Adsorption Engineering*;Elsevier.Inc:Tokyo
- [38] นางสาวเกวลี ชันธชัยภูมิ; นางสาวจุฑารัตน์ ขนไทย; เลิศคุณาสรรค์, น., การศึกษาเปรียบเทียบการดูดซับโครเมียม (III) โดยใช้ไคโตซาน และไคโตซานที่ปรับปรุงโครงสร้างด้วยกลูตาอัลดีไฮด์. In คณะวิทยาศาสตร์ สาขาวิชาเคมีทรัพยากรสิ่งแวดล้อม, สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง: 2551; Vol. วิทยาศาสตร์บัณฑิต, p 62.
- [39] CASTELLAN, G.W. (1964) *PHYSICAL CHEMISTRY*;ADDISON-WESLEY PUBLISHING COMPANY,INC

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- [40] ชูติมา สัมหนักดี; พัดภู, พ., การดูดซับทองแดงและแคดเมียมในน้ำชะละลายจากกากตะกอนโดยใช้ไคโตซาน. In คณะวิทยาศาสตร์ ภาควิชาเคมี, สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง: กรุงเทพมหานคร, 2544; Vol. วิทยาศาสตร์บัณฑิต.
- [41] Escudero, C.; Fiol, N.; Villaescusa, I.; Bollinger, J.-C. (2009) Arsenic removal by a waste metal (hydr)oxide entrapped into calcium alginate beads. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2-3): 533-541.
- [42] Atesok, G.; Somasundaran, P.; Morgan, L.J. (1988) Adsorption properties of Ca²⁺ on Na-kaolinite and its effect on flocculation using polyacrylamides. *Colloids and Surfaces*, 32(0): 127-138.
- [43] Lü, J.; Liu, H.; Liu, R.; Zhao, X.; Sun, L.; Qu, J. (2013) Adsorptive removal of phosphate by a nanostructured Fe-Al-Mn trimetal oxide adsorbent. *Powder Technology*, 233(0): 146-154.
- [44] Sverjensky, D.A. (1994) Zero-point-of-charge prediction from crystal chemistry and solvation theory. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(14): 3123-3129.
- [45] Maiti, A.; Thakur, B.K.; Basu, J.K.; De, S. (2013) Comparison of treated laterite as arsenic adsorbent from different locations and performance of best filter under field conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 262(0): 1176-1186.
- [46] วิจิตรว วงศ์พร้อมรัตน์; ชัชพล สุวรรณประภา, การดูดซับอออนของโลหะหนักในน้ำเสียโดยตัวดูดซับจากเปลือกหอยนางรม. In คณะวิศวกรรมศาสตร์ สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง: 2552; Vol. ปรินูญานิพนหลักสูตรปรินูญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต
- [47] Della, V.P.; Kühn, I.; Hotza, D. (2002) Rice husk ash as an alternate source for active silica production. *Materials Letters*, 57: 818-821.
- [48] Hassan, J.U.; Noha, M.Z.; Ahmad, Z.A. (2014) Chemical and Mineralogical Properties of Rice Husk Ash (RHA). *Jurnal Teknologi (Sciences & Engineering)*, 70(5): 1-3.
- [49] Srinivasreddy, A.B.; McCarthy, T.J.; Lume, E., Effect of rice husk ash on workability and strength of concrete. In 6th Biennial Concrete Institute of Australia's National Conference (Concrete 2013), Australia, 2013; pp 1-10.
- [50] Prasara-A, J.; Gheewala, S.H. (2016) Sustainable utilization of rice husk ash from power plants: A review. *Journal of Cleaner Production*, 167: 1020-1028.

- [51] Habeeb, G.A.; Mahmud, H.B. (2010) Study on properties of rice husk ash and its use as cement replacement material. *Materials Research*, 13(2): 185-190.
- [52] Onojah, A.D.; Agbendeh, N.A.; Mbakaan, C. (2013) RICE HUSK ASH REFRACTORY: THE TEMPERATURE DEPENDENT CRYSTALLINE PHASE ASPECTS. *IJRRAS* 15(2): 246-248.
- [53] Ramezani-pour, A.A.; Mahdi khani, M.; Ahmadibeni, G. (2009) The Effect of Rice Husk Ash on Mechanical Properties and Durability of Sustainable Concretes. *International Journal of Civil Engineering*, 7(2): 83-91.
- [54] Ugheoke, I.B.; Mamat, O. (2012) A critical assessment and new research directions of rice husk silica processing methods and properties. *Maejo International Journal of Science and Technology*, 6(03): 430-448.
- [55] Haslinawati, M.M.; Matori, K.A.; Wahab, Z.A.; Sidek, H.A.A.; Zainal, A.T. (2009) Effect of Temperature on Ceramic from Rice Husk Ash. *International Journal of Basic & Applied Sciences IJBAS-IJENS* 9(9): 22-25.
- [56] Feng, Q.; Yamamichi, H.; Shoya, M.; Sugita, S. (2004) Study on the pozzolanic properties of rice husk ash by hydrochloric acid pretreatment. *Cement and Concrete Research*, 34(3): 521-526.
- [57] Saad, S.A.; Nuruddin, M.F.; Shafiq, N.; Ali, M. (2015) Pozzolanic Reaction Mechanism of Rice Husk Ash in Concrete – A Review. *Applied Mechanics and Materials*, 773-774: 1143-1147.
- [58] อานนท์ ทรงศิริกุล, ผลกระทบจากน้ำท่วมต่อการตกค้างของสารหนูในบ่อน้ำผิวดิน ที่อำเภอร้อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช ภาคใต้ของประเทศไทย. In คณะเทคโนโลยีบริหารสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยมหิดล: Vol. ปริญญาานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
- [59] พีรดา ภัคดีพิน, การหาอัตราส่วนรูปลักษณะของสารหนู As(III) ต่อ As(V) ในน้ำ. In คณะวิทยาศาสตร์ สาขาวิชาเคมี มหาวิทยาลัยวลัยลักษณ์: 2548; Vol. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
- [60] Xing, R.; Qin, Y.; Guan, X.; Liu, S.; Yu, H.; Li, P. (2013) Comparison of antifungal activities of scallop shell, oyster shell and their pyrolyzed products. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 39: 83-90.

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- [61] Moon, D.H.; Dermatas, D.; Menounou, N. (2004) Arsenic immobilization by calcium-arsenic precipitates in lime treated soils. *Science of The Total Environment*, 330(1-3): 171-185.
- [62] Moon, D.H.; Wazne, M.; Yoon, I.-H.; Grubb, D.G. (2008) Assessment of cement kiln dust (CKD) for stabilization/solidification (S/S) of arsenic contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 159(2-3): 512-518.
- [63] Phenrat, T.; Marhaba, T.F.; Rachakornkij, M. (2005) A SEM and X-ray study for investigation of solidified/stabilized arsenic-iron hydroxide sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 118(1-3): 185-195.
- [64] Violante, A.; Pigna, M. (2002) Competitive sorption of arsenate and phosphate on different clay minerals and soils. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 1788-1796.
- [65] Rajapaksha, A.U.; Vithanage, M.; Jayarathna, L.; Kumara, C.K. (2011) Natural Red Earth as a low cost material for arsenic removal: Kinetics and the effect of competing ions. *Applied Geochemistry*, 26(4): 648-654.
- [66] Meng, X.; Korfiatis, G.P.; Bang, S.; Bang, K.W. (2002) Combined effects of anions on arsenic removal by iron hydroxides. *Toxicology Letters*, 133(1): 103-111.
- [67] Guan, X.; Dong, H.; Ma, J.; Jiang, L. (2009) Removal of arsenic from water: Effects of competing anions on As(III) removal in KMnO_4 -Fe(II) process. *Water Research*, 43(15): 3891-3899.
- [68] Meng, X.; Bang, S.; Korfiatis, G.P. (2000) Effects of silicate, sulfate, and carbonate on arsenic removal by ferric chloride. *Water Research*, 34(4): 1255-1261.
- [69] Yu, X.; Tong, S.; Ge, M.; Wu, L.; Zuo, J.; Cao, C.; Song, W. (2013) Synthesis and characterization of multi-amino-functionalized cellulose for arsenic adsorption. *Carbohydrate Polymers*, 92(1): 380-387.
- [70] Guan, X.; Dong, H.; Ma, J.; Jiang, L. (2009) Removal of arsenic from water: Effects of competing anions on As(III) removal in KMnO_4 -Fe(II) process. *Water Research*, 43(15): 3891-3899.

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- [71] Allen, M.L. (2005) The Manufacture of a Cement Extender from Rice-Husk Using Basket-burner.
- [72] Kizhakkumodom Venkatanarayanan, H.; Rangaraju, P.R. (2015) Effect of grinding of low-carbon rice husk ash on the microstructure and performance properties of blended cement concrete. *Cement and Concrete Composites*, 55: 348-363.
- [73] Nair, D.G.; Jagadish, K.S.; Fraaij, A. (2006) Reactive pozzolanas from rice husk ash: An alternative to cement for rural housing. *Cement and Concrete Research*, 36(6): 1062-1071.
- [74] Asavapisit, S.; Macphee, D.E. (2007) Immobilization of metal-containing waste in alkali-activated lime-RHA cementitious matrices. *Cement and Concrete Research*, 37(5): 776-780.
- [75] El-Dakrouy, A.; Gasser, M.S. (2008) Rice husk ash (RHA) as cement admixture for immobilization of liquid radioactive waste at different temperatures. *Journal of Nuclear Materials*, 381(3): 271-277.
- [76] Yu, Y.; Wu, R.; Clark, M. (2010) Phosphate removal by hydrothermally modified fumed silica and pulverized oyster shell. *Journal of Colloid and Interface Science*, 350(2): 538-543.
- [77] Tobermorite. In wikipedia: Vol. 2017.
- [78] Nair, D.G.; Fraaij, A.; Klaassen, A.A.K.; Kentgens, A.P.M. (2008) A structural investigation relating to the pozzolanic activity of rice husk ashes. *Cement and Concrete Research*, 38(6): 861-869.
- [79] Preocanin, T.; Kallay, N. (1998) Application of >>Mass Titration <<to Determination of Surface Charge of Metal Oxides. *CROATICA CHEMICA ACTA*, 71(4): 1117-1125.
- [80] Cardenas-Pena, A.M.; Ibanez, J.G.; Vasquez-Medrano, R. (2012) Determination of the Point of Zero Charge for Electrocoagulation Principites from an Iron Anode. *International Journal of Electrochemical Science*, 7: 6142-6153.
- [81] Preocanin, T.; Kallay, N. (2006) Point of Zero Charge and Surface Charge Density of TiO₂ in Aqueous Electrolyte Solution as Obtained by Potentiometric Mass Titration. *CROATICA CHEMICA ACTA*, 79(1): 95-106.

- [82] Foo, K.Y.; Hameed, B.H. (2012) Textural porosity, surface chemistry and adsorptive properties of durian shell derived activated carbon prepared by microwave assisted NaOH activation. *Chemical Engineering Journal*, 187(0): 53-62.
- [83] Hassan, A.F.; Abdel-Mohsen, A.M.; Elhadidy, H. (2014) Adsorption of arsenic by activated carbon, calcium alginate and their composite beads. *International Journal of Biological Macromolecules*, 68: 125-130.
- [84] Kwok, K.C.M.; Koong, L.F.; Chen, G.; McKay, G. (2014) Mechanism of arsenic removal using chitosan and nanochitosan. *Journal of Colloid and Interface Science*, 416: 1-10.
- [85] Yang, G.; Liu, Y.; Song, S. (2015) Competitive adsorption of As(V) with co-existing ions on porous hematite in aqueous solutions. *Journal of Environment Chemical Engineering*, 3: 1497-1503.
- [86] Caporale, A.G.; Punamiya, P.; Pigna, M.; Violante, A.; Sarkar, D. (2013) Effect of particle size of drinking-water treatment residuals on the sorption of arsenic in the presence of competing ions. *Journal of Hazardous Materials*, 260: 644-651.
- [87] Das, D.P.; Das, J.; Parida, K. (2003) Physicochemical characterization and adsorption behavior of calcined Zn/Al hydrotalcite-like compound (HTlc) towards removal of fluoride from aqueous solution. *Journal of Colloid and Interface Science*, 261(2): 213-220.
- [88] Hu, Q.; Chen, N.; Feng, C.; Hu, W. (2015) Nitrate adsorption from aqueous solution using granular chitosan-Fe³⁺ complex. 347: 1-9.
- [89] Wan, D.; Liu, H.; Liu, R.; Qu, J.; Li, S.; Zhang, J. (2012) Adsorption of nitrate and nitrite from aqueous solution onto calcined (Mg-Al) hydrotalcite of different Mg/Al ratio. *Chemical Engineering Journal*, 195-196: 241-247.
- [90] Ferreira, O.P.; de Moraes, S.G.; Durรกกน, N.; Cornejo, L.; Alves, O.L. (2006) Evaluation of boron removal from water by hydrotalcite-like compounds. *Chemosphere*, 62(1): 80-88.
- [91] Roobottom, H.K.; B. Jenkins, H.D.; Passmore, J.; Glasser, L. (1999) Thermochemical Radii of Complex Ions. *Journal of Chemical Education*, 76(11): 1570-1573.

- [92] Alavéz-Ramírez, R.; Montes-García, P.; Martínez-Reyes, J.; Altamirano-Juárez, D.C.; Gochi-Ponce, Y. (2012) The use of sugarcane bagasse ash and lime to improve the durability and mechanical properties of compacted soil blocks. *Construction and Building Materials*, 34: 296-305.
- [93] Khownpurk, P.; Wongpromrat, W.; Chandra-ambhorn, W. (2017) Arsenic Adsorption Using the Adsorbent Synthesised from Oyster Shell. *Key Engineering Materials*, 728: 327-334.
- [94] Cui, J.; Du, Y.; Xiao, H.; Yi, Q.; Du, D. (2014) A new process of continuous three-stage co-precipitation of arsenic with ferrous iron and lime. *Hydrometallurgy*, 146(0): 169-174.
- [95] Du, Y.; Lu, Q.; Chen, H.; Du, Y.; Du, D. (2016) A novel strategy for arsenic removal from dirty acid wastewater via $\text{CaCO}_3\text{-Ca(OH)}_2\text{-Fe(III)}$ processing. *Journal of Water Process Engineering*, 12: 41-46.

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

รายงานการเงิน

หมวดค่าใช้จ่าย	งบประมาณรวมทั้งโครงการ	ค่าใช้จ่าย (บาท)	คงเหลือ (หรือเกิน)
งบบุคลากร :ค่าจ้างชั่วคราว	-	-	-
งบดำเนินงาน			
ค่าตอบแทน	37,800	37,800	-
ค่าใช้สอย	56,694	70,000	13,306
ค่าวัสดุ	103,306	90,000	(13,306)
ค่าสาธารณูปโภค	-	-	-
งบลงทุน: ค่าครุภัณฑ์	-	-	-
รวม	197,800	197,800	-

พระบาทสมเด็จพระปรมินทรมหาจุฬาลงกรณ์พระเจ้าอยู่หัว
ได้ทรงพระกรุณาโปรดเกล้าโปรดกระหม่อมพระราชทานพระบรมราชานุเคราะห์
บริษัทแมงกีสยามกิมมิกซ์ จำกัด
ใช้ตราแผ่นดินนี้ นับแต่วันประกาศในราชกิจจานุเบกษา เมื่อวันที่ 25 (พ.ศ. 2449)

ชื่อบัญชี NAME: KREF015905 การเงิน โดยนาง วลัยรัตน์
เงินออมทรัพย์และนายประกอบ พิศโยธา
ธนาคารไทยพาณิชย์ จำกัด (มหาชน)
SIAM COMMERCIAL BANK PUBLIC COMPANY LIMITED
0088 สาขาเทคโนโลยี เจ้าคุณทหาร
เลขที่บัญชี ACCOUNT NO. 088-261039-8
บัญชีเงินฝากออมทรัพย์ SAVINGS ACCOUNT
0000936283
0936283

* เงินฝากนี้ได้รับความคุ้มครองจากสถาบันคุ้มครองเงินฝากตามจำนวนที่กำหนดไว้ในกฎหมาย
* การที่รายการใดไม่ใช้บัญชีฝากตั้งระยะเวลาตั้งแต่ 3 เดือนขึ้นไป มีผลเท่ากับบัญชีฝาก
ฝากประจำรายการ รายการฝากและถอนในแต่ละเดือนจะปรากฏเป็นยอดรวมของรายการ
ฝากและถอนที่เกิดขึ้นในเดือนนั้นๆ ฝ่ายรายการ

วันที่ DATE	รายการ TC	ยอด WITHDRAWAL	ยอด DEPOSIT	คงเหลือ BALANCE	ยอดรับ M.T. ID
11/01/17	CO		+++++500.00	+++++500.00	2390D
15/05/17	X1	+++++187,800.00		+++++190,300.00	50010
17/05/17	CW	-----188,000.00		+++++2,300.00	0665C
25/06/17	IN	+++++7.32		+++++2,307.32	0000A
25/12/17	IN	+++++5.79		+++++2,313.11	0000A
25/06/18	IN	+++++5.76		+++++2,318.87	0000A
25/12/18	IN	+++++5.82		+++++2,324.69	0000A

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



ภาคผนวก ข
บทความวิจัยและต้นฉบับบทความวิจัย

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

Preparation and characterization of oyster shell powder-treated rice husk ash adsorbent pellet for As(III) removal

Pichnipa Khownpuk and Walairat Chandra-ambhorn*

Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, King Mongkut's Institute of Technology Ladkrabang, 1 Soi Chalalongkrong 1, Ladkrabang, Bangkok 10520, Thailand

Abstract. The adsorbent pellet for As(III) removal was prepared from ground oyster shell and rice husk ash. The effects of particle size of oyster shell powder (OS) and the ratio between the OS and Treated rice husk ash (TRHA) on the stability of the adsorbent pellet were studied. The adsorbent pellet was characterized by XRD, XRF and SEM. The solubility and As(III) adsorption tests were performed. The results showed that the adsorbent pellet prepared from OS size <math><106\ \mu\text{m}</math> with OS:TRHA ratio of 0.7:0.3 could provide As(III) maximum adsorption capacity of approximately 26.20 mg/g. Furthermore, the XRD and SEM results indicated that the adsorbent pellet could consist of two parts i.e. CaO that could adsorb As(III) in the form of Ca-As-O and the CaSiO₃ and C-S-H compounds which behaved as a binder to bind the precursor powder to be stable adsorbent pellet without cracking.

1. Introduction

Arsenic is a hazardous element that contaminated in soil and water. It was reported that the toxicity of arsenic could cause the human health problem such as cancer, pigmentation changes, neurological disorder etc. [1-4]. In Thailand, more than 25 provinces are affected by the arsenic pollution such as Suphanburi province and Ubon Ratchathani [5, 6]. Furthermore, almost of arsenic contaminated in water exists in two forms; arsenite (As(III)) and arsenate (As(V)). It was also reported that the As(III) was much more toxic and more difficult to remove than As(V) [7].

Adsorption is an effective method for removing arsenic from contaminated water. It was reported in the previous work that the calcine oyster shell powder (COS) could be used as the adsorbent to remove the As(III) from contaminated water with the maximum As(III) adsorption capacity approximately 195.5 mg/g (pH 11) [8]. However, fine powder of COS is difficult to separate from treated water.

The industrial crops in Thailand caused a lot of waste rice husk ash (RHA). It was reported that RHA was mainly contained SiO₂ [9] which could react with Ca(OH)₂ and form calcium silicate hydrate compound (C-S-H) called the pozzolanic reaction. The C-S-H compound could improve the strength of concrete [10, 11].

This research aims to develop the As(III) adsorbent pellet in order to be easily separated from treated water after used by using oyster shells and RHA as raw materials. In this work, the oyster shell powder (OS) was

blended with treated rice husk ash (TRHA) and pelleted by using the metal mould. The effects of OS particle size and ratio between OS and TRHA on the stability of the adsorbent pellet and adsorption performance were investigated.

2. Materials and methods

2.1 Adsorbent pellet preparation

The adsorbent pellets were prepared from oyster shells and rice husk ash (RHA) obtained from Chanthaburi province and a power plant in Thailand, respectively. Firstly, the treated rice husk ash (TRHA) was prepared by calcining RHA at 600 °C in air for 13 h. Oyster shells were washed, dried, ground and sieved to obtain the oyster shell powder (OS) with the particle sizes <math><106\ \mu\text{m}</math>, 106-150 μm and 150-250 μm . Secondly, OS and TRHA were weighed and mixed in various ratios. Then, distilled water was added into the mixture powder to provide plasticity. Then, the mixture paste was pressed in a pellet metal mould. After that, the pellets were calcined at 700 °C in air for 8 h. The X-ray fluorescence spectrometer (Bruker model S8 Tiger) was used to evaluate the elemental composition of OS and TRHA. The crystalline phase of the adsorbent pellets was determined by an x-ray diffractometer (XRD 6100, SHIMADZU, Japan) using Cu-K α radiation, at 40 kV and 2 θ range from 5-80° with the scan speed of 2.0 °/min. The morphologies of the adsorbent pellets before

*Corresponding author: walairat.chc@kmitl.ac.th (Walairat Chandra-ambhorn)

and after As(III) adsorption were observed by a scanning electron microscope (SEM, Carl Zeiss EVO@MA10).

2.2 Solubility tests

The solubility tests of COS and the adsorbent pellet were performed in Erlenmeyer flasks with rubber cork. Firstly, pH of distilled water was adjusted to 7 by 0.1 M of NaOH and/or HCl. Next, COS and the adsorbent pellet were weighed and individually added into the solutions and kept for 24 h. The pH of solutions were measured by a pH meter (Hanna instrument, HI 98107).

2.3 As(III) adsorption test

As(III) adsorption on the adsorbent pellet was performed via batch test. The stock solution of As(III) prepared from As_2O_3 was diluted to 100 mg/L with distilled water. The pH of the solution was adjusted to 7 by using 0.1 M of NaOH and/or HCl. Then, the adsorbent pellets were individually added into the Erlenmeyer flasks which contained 100 ml of As(III) solution and kept for 24 h. After that, the adsorbent pellet was removed from the As(III) solution. The concentration of As(III) remaining in the solution was determined by titration with $KMnO_4$. The As(III) adsorption capacity of the adsorbent pellet was calculated by using Equation (1).

$$\text{As(III) adsorption capacity } (q_e) = \frac{(C_0 - C_e)V}{W} \quad (1)$$

where C_0 and C_e are concentrations of As(III) at initial and at equilibrium (mg/L), respectively, while V is volume of the solution (L) and W is mass of the adsorbent (g).

3. Results and discussion

3.1 XRF and XRD analysis

The chemical compositions of OS and TRHA were evaluated by XRF and XRD. The results indicated that $CaCO_3$ (95.99%) was the main component of OS while SiO_2 (87.00%) was the major compound of TRHA. Moreover, the XRD result of TRHA showed the broad smooth hump peak at 2θ approximately 22° (the XRD pattern is not shown in this paper) which indicates that SiO_2 in TRHA should exist in amorphous form. Habeeb [12] and Srinivasreddy [13] reported that amorphous SiO_2 could react with $Ca(OH)_2$ and form calcium silicate hydrate compound (C-S-H) which could improve the compressive strength in the materials.

The crystalline phases of the adsorbent pellet before and after As(III) adsorption test were determined by using XRD technique. The XRD results [14] showed that the adsorbent pellet before As(III) adsorption composed of calcium silicate ($CaSiO_3$), C-S-H compounds, calcium

oxide (CaO) and $Ca(OH)_2$. This indicated that after mixing OS with TRHA and water, some of $Ca(OH)_2$, the product produced from the reaction between $CaCO_3$ and water, in OS should react with SiO_2 in the TRHA and water and formed H_2SiO_4 . During the calcination at $700^\circ C$ for 8 h, H_2SiO_4 transformed into $CaSiO_3$ and C-S-H insoluble compounds [15] while the remaining $CaCO_3$ in the adsorbent pellet converted into CaO . After the adsorption test, the peaks of CaO disappeared while the peaks of Ca-As-O were observed. This implies that after the adsorbent pellet was added into As(III) solution, the CaO changed into $Ca(OH)_2$ and further reacted with As(III) and formed Ca-As-O. However, the intensities of the XRD peaks of $CaSiO_3$ and C-S-H compounds insignificantly changed. This implies that the $CaSiO_3$ and C-S-H compounds should not react with As(III).

3.2 The solubility test

The amounts of dissolved COS and adsorbent pellet reported in terms of dissolved CaO are presented in Fig 1. It is noted that COS <106, 106-150 and 150-250 in Fig.1 referred to COS prepared from OS particle size ranges of <106 μm , 106-150 μm and 150-250 μm , respectively while pellet <106, 106-150 and 150-250 referred to adsorbent pellet prepared from OS:TRHA ratio of 0.7:0.3 with OS sizes <106 μm , 106-150 μm and 150-250 μm , respectively.



Fig. 1. The amount of CaO in COS and in adsorbent pellets dissolved in the solutions.

The solubility tests were performed twice, the error was in the range of 0.00 – 21.51%. As seen in Fig. 1, the amount of dissolved CaO in adsorbent pellets were much less than that of COS in all size ranges. This should be because some amount of $CaCO_3$ in the adsorbent pellet precursor transformed into $CaSiO_3$ and C-S-H insoluble compounds causing less CaO to be produced after calcination and thus less CaO dissolving in the solution. The other reason is because surface area of the adsorbent pellet is much less than that of COS resulting in less contact of CaO with water in the solution and therefore less dissolution can occur. As seen in Fig.1, COS prepared from OS size <106 μm had the greatest amount of CaO dissolved in the solution due to the largest contact area.

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

3.3 Adsorption capacity and pellet stability

The stability and As(III) adsorption tests of adsorbent pellets were performed in order to find the most appropriate condition for the adsorbent pellet preparation. The results are showed in Table 1.

Table 1. The stability and As(III) adsorption capacity of adsorbent pellets with different conditions.

OS size (μm)	OS:TRHA	Stability	Adsorption capacity (mg/g)
	0:1:0		1.38
<106	1:0:0		241.67
150-250	0.8:0.2	Crack	42.50 \pm 0.09
150-250	0.7:0.3	Crack	22.38 \pm 2.85
150-250	0.6:0.4	Crack	24.26 \pm 24.23
106-150	0.8:0.2	Crack	35.64 \pm 7.47
106-150	0.7:0.3	Crack	14.02 \pm 0.65
106-150	0.6:0.4	Crack	34.08 \pm 10.65
<106	0.8:0.2	Crack	33.10 \pm 0.41
<106	0.7:0.3	Not Crack	26.20 \pm 2.02
<106	0.6:0.4	Not Crack	19.50 \pm 2.83

The adsorption tests were performed twice and the As(III) adsorption capacities were reported as the average values. The errors of As(III) adsorption capacity of cracked pellets were in the range of 0.21% - 62.37% while un-cracked pellets had the errors of As(III) adsorption in the range of 0.88%-15.08%. The greater error of the cracked pellets was because of the uncontrolled cracking patterns of the cracked pellets causing in different area of cracked pieces exposed to the solution. The stability tests of adsorbent pellets showed that the crack of adsorbent pellets prepared from OS sizes 106-150 μm and 150-250 μm with OS:TRHA ratios between 0.8:0.2 and 0.6:0.4 was observed within 30 min after the adsorbent pellets had been added into the solution while the adsorbent pellets prepared from OS size < 106 μm with OS:TRHA ratios of 0.7:0.3 and 0.6:0.4 did not crack even after finishing the adsorption experiment (24 h). There are two reasons that could explain why the adsorbent pellets prepared from OS size < 106 μm with ratio 0.7:0.3 and 0.6:0.4 did not crack. (1) The OS size <106 μm contained the particles with the sizes that small enough to be well compacted and better sintered than the larger ones. After the adsorbent pellets were added into solution, the solution could less diffuse into the denser adsorbent pellets causing lower CaO to dissolve. (2) The OS size <106 μm had larger surface area that allows the pozzolanic reaction to occur and form the binder substances i.e. CaSiO₃ and C-S-H compounds more than the other OS sizes. The CaSiO₃ and C-S-H compounds could bind the precursor powder to be stable without cracking. In addition, the crack of the adsorbent pellet prepared from OS size <106 μm with ratio of 0.8:0.2 may occur due to too little TRHA

contained in the adsorbent pellet. Then, the adsorbent pellet contained insufficient CaSiO₃ and C-S-H compounds to bind the precursor particles in the pellet.

As also seen in Table 1, the As(III) adsorption tests showed that As(III) adsorption capacity of OS<106 was extremely more than that of TRHA. This indicates that only CaO should be adsorption sites in the adsorbent pellet. The As(III) adsorption capacity of un-cracked adsorbent pellets were further compared. It can be seen that As(III) adsorption capacity of adsorbent pellet prepared from OS size < 106 μm with ratio of 0.7:0.3 was greater than that of the pellet prepared from OS size <106 μm with the ratio of 0.6:0.4. The adsorption result confirmed the previous statement as the amount of CaO contained in the adsorbent pellet prepared from OS< 106 μm with ratio of 0.7:0.3 was more than that of the adsorbent pellet prepared from OS size < 106 μm with ratio of 0.6:0.4. The results of stability test and As(III) adsorption capacity indicate that the adsorbent pellet prepared from OS <106 μm with ratio of 0.7:0.3 is the most appropriate condition for the adsorbent pellet preparation for As(III) removal.

3.4 Morphology

The surface morphologies of the adsorbent pellets prepared from OS sizes <106 μm , 106-150 μm and 150-250 μm with OS:TRHA ratio of 0.7:0.3 before and after As(III) adsorption tests were observed by using SEM. The SEM images are illustrated in Fig 2.

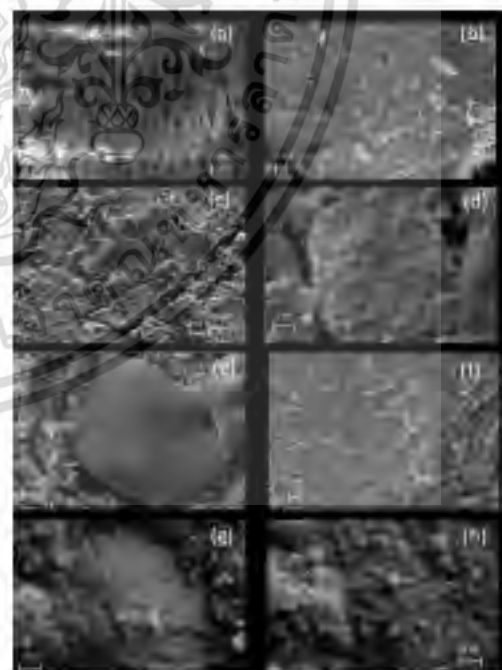


Fig. 2. The SEM images of the (a) TRHA (b) OS before adsorption test, the adsorbent pellet before adsorbed As(III) which prepared from (c) OS<106 μm , (d)-(f) OS106-150 μm and 150-250 μm and (g)-(h) the adsorbent pellet after adsorbed As(III).

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

The SEM image in Fig.2(c) shows that the surface morphologies of the adsorbent pellet prepared from OS size $<106 \mu\text{m}$ before As(III) adsorption test could be divided into two types; the rough one and the plain one. The EDX result (not shown in this paper) indicated that the plain surface morphology should consist of CaSiO_3 and C-S-H compounds while the surface morphologies before As(III) adsorption test of the adsorbent pellets prepared from OS sizes $106\text{-}150 \mu\text{m}$ and $150\text{-}250 \mu\text{m}$ were observed in three forms as shown in Figs.2(d) - 2(f). The rough surface (Fig.2(d)) and the plain surface (Fig.2(e)) look similar to the surface morphologies of the adsorbent pellet prepared from OS size $<106 \mu\text{m}$ before As(III) adsorption test. However, the third form looks like the layers of porous bars (Fig.2(f)) which is similar to the morphology of COS before As(III) adsorption test (Fig. 2(b)). This implies that some parts of the adsorbent pellet prepared from OS sizes $106\text{-}150 \mu\text{m}$ and $150\text{-}250 \mu\text{m}$ were still in the porous bars form of COS. As mentioned before, the crack of adsorbent pellets prepared from OS sizes $106\text{-}150 \mu\text{m}$ and $150\text{-}250 \mu\text{m}$ with ratios between 0.8:0.2 and 0.6:0.4 resulted from the lowering compaction of the precursor powders. During the calcination, CaCO_3 changed into CaO and released CO_2 caused the porous structure on the adsorbent surface. Furthermore, the volatile impurity removal and loss of humidity during the calcination caused porosity in the adsorbent pellets. After the adsorbent pellet was added into the solution, the solution could better diffuse into the pores of porous structure in the adsorbent pellets and contact with CaO inside the adsorbent pellet. The dissolution of CaO inside the pellet might cause the crack of the adsorbent pellet.

After As(III) adsorption test, the morphologies of adsorbent pellets could be classified into two forms. The first one looks like the needle-like shape as shown in Fig. 2(g). The latter is a plain surface as shown in Fig. 2(h) which looks similar to the plain surface of the adsorbent pellets before As(III) adsorption test (Fig. 2(e)). The needle-like shape morphology on the adsorbent surface looks like the morphology of COS after As(III) adsorption test in the previous work [8]. In addition, Phenrat et al. [16] studied the iron-arsenic sludge immobilized by using cement and lime and found that the needle-like shape was one form of calcium-arsenic compound. The EDX result of needle-like shape morphology (not shown in this paper) showed Ca, O and As elements which should refer to Ca-As-O . The SEM result also agrees with the XRD result which indicated that the As(III) should be adsorbed on CaO adsorption sites on the surface of adsorbent pellet in the form of Ca-As-O . In the case of the plain surface found both before and after adsorption test, this plain surface should be the surface of CaSiO_3 and C-S-H compounds which were inactive with As(III) adsorption.

4. Conclusions

The adsorbent pellet for As(III) removal was prepared from OS and TRHA. The most appropriate condition to prepare the adsorbent pellet was OS size $<106 \mu\text{m}$ with OS:TRHA ratio of 0.7:0.3 which provided the As(III) maximum capacity of 26.20 mg/g. The adsorbent pellet could be classified into two parts. The first one was the CaO which could adsorb As(III) in the form of Ca-As-O . The other one was CaSiO_3 and C-S-H compounds which could not adsorb As(III) but could bind the precursor powder to be the stable adsorbent pellet without cracking.

This work is supported by King Mongkut's Institute of Technology Ladkrabang (Grant number KREF015905).

References

1. Y. Tian, M. Wu, X. Lin, P. Huang, Y. Huang, J. Hazard. Mater., **193**, 6, (2011).
2. V.K. Sharma, M. Sohn, Environment International, **35**(4), 16, (2009).
3. D. Mohan and C.U. Pittman Jr., J. Hazard. Mater., **142**,53 (2007).
4. Y. Du, Q. Lu, H.Chen, Y. Du and D.Du, Journal of Water Process Engineering, **12**, 5, (2016).
5. S. Pansamut and G. Wattayakorn, J. Environ. Res. Develop., **4**, 8, (2010).
6. P. Pattanapitpaisal and P. Surarak, J. Environ. Sci. Eng. Technol., **1**, 8, (2012).
7. S.K. Maji, Y.H. Kao and C.W. Liu, Desalination, **280**, 7, (2011).
8. P. Khownpork, W. Wongprourat, W. Chandra-Ambhorn, Key Eng. Mater., **728**,7, (2017).
9. J. Prasara-A and S.H. Gheewala, J. Clean. Prod., **167**, 8, (2016).
10. S.A. Saad, M.F. Nuruddin, N. Shafiq and M. Ali, Appl. Mech. Mater., **773-774**, 4, (2015).
11. A.A. Ramezaniapour, M. Mahdi khani and G. Ahmadibeni, Int. J. Civ. Eng., **7**, 8, (2009).
12. G.A. Habeeb and H.B. Mahmud, Mat. Res., **13**, 5, (2010).
13. A.B. Srinivasreddy, T.J. McCarthy and E. Lume, 6th Biennial Concrete Institute of Australia's National Conference (Concrete 2013), Australia, 10, (2013).
14. P. Khownpork and W. Chandra-Ambhorn, ICIE (submitted).
15. A.Seidell, Solubility of inorganic compounds. A compilation of quantitative solubility data from the periodical literature. D. Van Nostrand Company, New York (1919).
16. T. Phenrat, T.F. Marhaba and M. Rachakornkij, J. Hazard. Mater., **118**, 10, (2005).

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ScholarOne Manuscripts™ Walairat Chandra-ambhorn Instructions & Forms Help Log Out

Separation Science and Technology Taylor & Francis Taylor & Francis Group

Home Author Review

Author Dashboard

Author Dashboard

- 3 Manuscripts I Have Co-Authored
- Start New Submission
- Legacy Instructions
- 5 Most Recent E-mails
- English Language Editing Service

Manuscripts I Have Co-Authored

STATUS	ID	TITLE	CREATED	SUBMITTED
Accept (02-Jan-2019)	LSST-2018-12145.R2	As(III) Removal under the Presence of Competitive Anions Using the Calcined Ground Oyster Shell as the Adsorbent Submitting Author: Khownpurk, Pichnipa	26-Dec-2018	27-Dec-2018
Awaiting Assignment to Batch		Cover Letter		
Accept and Request Unmarked Copy (26-Dec-2018)	LSST-2018-12145.R1	As(III) Removal under the Presence of Competitive Anions Using the Calcined Ground Oyster Shell as the Adsorbent Submitting Author: Khownpurk, Pichnipa	13-Oct-2018	28-Oct-2018
a revision has been submitted		Cover Letter		
Awaiting Assignment to Batch	LSST-2018-12145	As(III) Removal under the Presence of Competitive Anions Using the Calcined Ground Oyster Shell as the Adsorbent	09-May-2018	09-May-2018

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

SEPARATION SCIENCE
AND TECHNOLOGY
**As(III) Removal under the Presence of Competitive Anions
Using the Calcined Ground Oyster Shell as the Adsorbent**

Journal:	Separation Science and Technology
Manuscript ID:	LSST-2018-12145.R2
Manuscript Type:	Original Article
Date Submitted by the Author:	27-Dec-2018
Complete List of Authors:	Knowngork, Pichnipa; King Mongkut's Institute of Technology Ladkrabang, Chemical Engineering Chandra-ambhorn, Walsirat; King Mongkut's Institute of Technology Ladkrabang, Chemical Engineering
Keywords:	arsenic removal, adsorption, adsorption kinetics, competitive anion, calcined ground oyster shell

SCHOLARONE[™]
Manuscripts

URL: <http://mc.manuscriptcentral.com/lsst> Email: sepscjad@quark.edu

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

1
2
3 **As(III) Removal under the Presence of Competitive Anions Using the Calcined Ground**
4 **Oyster Shell as the Adsorbent**
5
6

7
8
9 **P. Khownpurk, W. Chandra-ambhorn***

10
11
12 Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, King Mongkut's Institute of
13 Technology Ladkrabang, Ladkrabang, Bangkok 10520, Thailand.
14

15
16
17 **Graphical abstract**

18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29 **Abstract**

30
31
32 The calcined ground oyster shell (COS) was used as the adsorbent to remove As(III)
33 from contaminated water under the presence of anions. The solubility and precipitation tests
34 indicated that As(III), NO_3^- and SO_4^{2-} were removed by adsorption process whereas HPO_4^{2-}
35 was removed by precipitation and adsorption processes. The adsorption results showed that,
36 in bi-solutes, HPO_4^{2-} strongly interfered with As(III) removal. In the case of tri- and tetra-
37 solutes, the adsorption performances of As(III) and anions depended on (1) the binding
38 affinity between the sorption sites and adsorbates, (2) observed adsorption rate constant of
39 adsorbates, (3) electrostatic interaction and (4) adsorbates interaction.
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50

51
52 **Keywords:** arsenic removal, adsorption, adsorption kinetics, competitive anion, calcined
53 ground oyster shell
54

55
56
57 * Corresponding author E-mail: walairat.ch@kmitl.ac.th
58
59
60

Introduction

Arsenic contamination in ground water is an environmental problem affecting people health in many areas around the world as it can cause many types of cancers, pigmentation change, neurological disorders, muscular weakness, etc. for long term intake [1,2]. The WHO has set the guideline of the maximum drinking standard as 10 µg/L. There are many countries, for example, Bangladesh, India, China, Western U.S., Vietnam, Thailand, etc., reported the contamination of arsenic above the WHO standard limit [2-7]. Arsenic usually contaminates in the natural water in trivalent form (As(III)) and pentavalent form (As(V)). The toxicity and mobility of As(III) are more than that of As(V) [7, 8]. Many industries such as copper extraction and refinery and agriculture pesticide used As_2O_3 in their processes [9, 10]. Therefore, As(III) should be the major form of arsenic in contaminated water. As(III) is more difficult to remove than As(V). In some processes, As(III) was pretreated by oxidizing into As(V) before removal by coprecipitation or adsorption [11, 12]. Due to the high toxicity and the removal difficulty, As(III) contaminated in water is the critical issue that needs to be focused.

Adsorption is the promising technique that has the advantages of high efficiency, low cost, simplicity and usability for both As(III) and As(V) removals [6, 8, 13-15]. Many kinds of adsorbent from synthetic materials like iron oxide coated sand [16], iron (III) hydroxide-loaded coral limestone [17], activated carbons [1, 18], carbon black [19], zeolitic imidazolate framework-8 (ZIF-8) [19], ZIF-8 nanoparticles [20] or from low cost materials such as orange juice residue [21], soils [14], clays [1] and minerals [7, 8] have been applied to remove arsenic.

Plenty of tons per year of waste oyster shells are produced around the world. Some researchers have investigated the capability to use the waste oyster shells both in the forms of raw oyster shell powder and calcined oyster shell powder as adsorbents to remove heavy metals such as boron, cadmium, copper and nickel [22-24]. In the previous work, As(III)

1
2
3 adsorbent was prepared by calcination of oyster shells powder at 700 °C in air for 8 hours and
4 called calcined ground oyster shells (COS). The COS could remove As(III) from aqueous
5 solution with maximum capacity of 195.5 mg/g (pH 11) ⁽²⁵⁾. However, in water resources, the
6 soluble ions contained in water such as sulphate (SO_4^{2-}), bicarbonate (HCO_3^-), carbonate
7 (CaCO_3), chloride (Cl_2), nitrate (NO_3^-), phosphate (PO_4^{3-}), etc. may affect As(III) removal
8 performance ⁽²⁶⁻²⁸⁾. The interference of competitive ions on arsenic removal performance
9 depends on (1) the nature of the adsorbent and adsorbate. If sorption sites of adsorbent have
10 capability to adsorb competitive ions greater than arsenic, those competitive ions can strongly
11 interfere arsenic removal performance as the results of Bang et al. ⁽²⁹⁾ and Bang et al. ⁽³⁰⁾
12 works. Their results showed that silicate and PO_4^{3-} strongly interfered with arsenic removal
13 by iron hydroxide but it was insignificantly interfered with arsenic removal by TiO_2 at neutral
14 pH. (2) pH of solution during the adsorption process. The change of pH of solution could
15 affect species of adsorbates and surface charge of adsorbents. For oxide and hydroxide
16 materials, the surface of the adsorbent could be ionized by protonation or deprotonation ⁽³¹⁻³³⁾.
17 Park et al. ⁽³⁴⁾ who studied Cd(II) removal from aqueous solution by activated biochar
18 (torrefied loblolly pine) reported that Cd(II) adsorption performance increased with
19 increasing pH (from pH 3 to 8) because of the electrostatic attraction between Cd^{2+} which
20 was the main form of Cd(II) at this pH range and the negative surface charge of activated
21 biochar. Furthermore, the tendency of multicharge anions could adsorb on the positive
22 adsorbent surface greater than the monovalent anion ⁽³⁵⁻³⁶⁾. Das et al. ⁽³⁷⁾ studied the
23 adsorption of fluoride by calcined Zn/Al hydrotalcite-like compound (HTlc), a super
24 abundant positive surface charge. They found that the decrease in percentage of fluoride
25 adsorption under the presence of PO_4^{3-} was greater than that of SO_4^{2-} because charge density
26 of PO_4^{3-} was greater. Furthermore, Lui et al. ⁽³⁸⁾ studied the adsorption of arsenic and
27 antimony (Sb(V)) by ZIF-8 in single-solute and bi-solutes and reported that at pH lower than
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

9.5, the adsorption capacity of As(III) decreased when As(III) combined with Sb(V) because the charge density of Sb(V) in the form of $Sb(OH)_5^-$ was greater than that of As(III) in the form of $H_2AsO_4^-$. However, the effect of Sb(V) on As(III) adsorption performance declined with the elevated pH because the positive charge of the adsorbent decreased with the increase of pH.

In this work, oyster shells were used as a starting material for CaO-rich adsorbent preparation. The abilities to adsorb As(III) and some competitive anions such as NO_3^- , SO_4^{2-} and hydrogen phosphate (HPO_4^{2-}) using this adsorbent were investigated individually. The removals of As(III) under the presence of anion(s) were also studied in order to observe the effect of competitive anions on the removal efficiency of As(III). The observed adsorption rate constants were estimated and the adsorption mechanism was proposed.

Materials and methods

Chemicals and materials

All chemicals were analytical grade and all solutions were prepared with distilled water. The 1,000 mg/L stock solutions of As(III), NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} were prepared from As_2O_3 (Ajax Finechem), $NaNO_3$ (CARLO ERBA), Na_2SO_4 (CARLO ERBA) and Na_2HPO_4 (CARLO ERBA), respectively. Furthermore, the pH adjusters were prepared from NaOH (Ajax Finechem) and HCl (Qrec).

The preparation and characterization of calcined ground oyster shell (COS)

COS was prepared from oyster shells collected from some restaurants in Chanthaburi province, Thailand. The oyster shells were washed and scrubbed until the dirtiness was removed and then ground and sieved. The 150-250 μm oyster shell powder was calcined at 700°C in air for 8 hours before being kept in a desiccator.

1
2
3 The chemical composition of COS was evaluated using XRF (Philips model PW2400,
4 Philip, Japan). The XRD technique (XRD 6100, SHIMADZU, Japan) was also used to
5 characterize oyster shell powder, COS and soaked COS. The surface area of the oyster shell
6 powder and COS were measured using Brunauer-Emmett-Teller (BET) nitrogen gas sorption
7 method (Belsorp max model, BEL, Japan). The morphology of COS was observed by using a
8 scanning electron microscope (SEM, Carl Zeiss EVO@MA10).

17 COS solubility and precipitation tests

18
19
20
21 The solubility test of COS was performed by adding 1000 mL of distilled water into
22 an Erlenmeyer flask covered with a rubber cork. The initial pH of distilled water was adjusted
23 to be 11 using 0.1 M of NaOH or/and HCl. After that, 0.3 g of the COS was further added
24 into the flask and stirred for 7 hours. Finally, the mixture was filtrated through Whatman
25 filter paper no. 1 in order to remove COS and pH of the filtrate was measured.

26
27
28
29
30
31
32
33 The precipitation test was carried out by adding As(III) stock solution into the filtrate
34 with the volume ratio of 1:9 in order to obtain the 1000 mL of 100 mg/L As(III). After
35 continuously stirred the solution for 7 hours, the solution was filtered and then the pH of the
36 filtrate and As(III) concentration were measured. The same procedure was performed with
37 other anions: NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} .

45 Adsorption experiments

46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
Adsorption of As(III), NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} ions was observed individually by
batch tests. The As(III), NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} stock solutions were separately added into
Erlenmeyer flasks. Then, pH of the solution in each flask was adjusted to be 11 by using 0.1
M of NaOH and/or HCl. After that, COS was added and the solution was stirred for 24 hours.
The COS were filtered out by Whatman filter paper no. 1 and the concentrations of As(III),

1
2
3 NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} were determined. The final pHs of solution were measured by a pH
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
meter (Hanna instrument, HI 98107).

The effect of competitive anions on As(III) adsorption performance was also studied. The As(III) and anions stocks solutions were mixed and diluted with distilled water in order to obtain the initial concentration of each ion in the solutions as 100 mg/L. Then, pH of the initial solution was adjusted to 11 using 0.1 M of NaOH and/or HCl. After that, 0.3 g of COS was added into the solution. During a agitation, samples were taken at appropriate time intervals. The concentrations of As(III), the other competitive anions in the samples were analyzed. The final pHs of solution were measured by a pH meter (Hanna instrument, HI 98107). The adsorption capacity of As(III) and anions were calculated as the Eq. (1)

$$\text{As(III) or anion removal capacity (q}_t\text{)} = \frac{(C_0 - C_t)V}{W} \quad (1)$$

where C_0 and C_t are the concentrations of As(III) or anion at initial and at equilibrium (mg/L), respectively while V is the volume of solution (L) and W is the mass of the material used in the As(III) or anion removal test (g).

Moreover, the adsorption kinetics of As(III) and anions were also studied. To determine the observed adsorption rate constants of As(III) and anions, the following assumptions were set: (1) As(III) and anions adsorbed on the sorption sites as monolayer. (2) The sorption sites of the adsorbent were uniform. (3) There were no interactions between adsorbates. (4) The molecules of As(III) or anions in the bulk solution did not displace the molecules that occupied on the sorption sites. (5) The number of active sites on COS was assumed to be equivalent to the maximum adsorption capacity of COS in As(III) combined with NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} adsorption test (838.21 mg/g). (6) Desorption rates of As(III)

and anions were negligible comparing with adsorption rate. Adsorption rate equations were derived as in Equations (2) - (4).

$$\frac{dC_A}{dt} = k_{ad,A} C_A (1 - \theta_A - \theta_B) \quad (2)$$

$$\frac{dC_A}{dt} = k_{ad,A} C_A (1 - \theta_A - \theta_B - \theta_C) \quad (3)$$

$$\frac{dC_A}{dt} = k_{ad,A} C_A (1 - \theta_A - \theta_B - \theta_C - \theta_D) \quad (4)$$

where $k_{ad,A}$ is observed adsorption rate constant of substance A (min^{-1}) and θ_A , θ_B , θ_C and θ_D are the fractions of sorption sites covered by substances A, B, C and D, respectively

Since the concentration of substance A in the bulk solution decreased by adsorption of substance A on the sorption sites of the adsorbent, therefore

$$C_A = C_{0,A} - \beta_A \theta_A \quad (5)$$

where $C_{0,A}$ is the initial concentration of substance A (mg/L) and β_A is a constant defined as Equation (6).

$$\beta_A = \frac{M_c q_m}{MW_A V} \quad (6)$$

where M_c is mass of adsorbent (g), q_m is the maximum capacity of the adsorbent (mg/g), MW_A is molecular weight of substance A (g/mol) and V is volume of solution (L).

The observed adsorption rate constants were initially estimated by using the extended geometric method purposed by Azizian et al. ^[40, 41]. After that the values of As(III) and anion occupied sites (θ_A , θ_B , θ_C and θ_D) in Equations (2) - (4) were solved by Runge-Kutta method ^[42, 43] and compared with the experimental results. The observed adsorption rate constants were gradually adjusted until the values of As(III) and anion occupied sites were well fitted with the experimental data.

Analytical methods

The concentration of As(III) was analyzed by the titration with KMnO_4 while the concentrations of NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} that remained in the samples were analyzed by Brucine method, Turbidimetric method and Colorimetric & Ascorbic acid method, respectively. Furthermore, after the batch tests, some COSs were also analyzed by SEM (Carl Zeiss EVO@MA10)/EDX (Oxford Instrument X-Max20).

Results and Discussion

COS characterization

According to XRF results, the calcination of ground oyster shell in air at 700°C for 8 hours made the change of main composition of the ground oyster shell from CaCO_3 to be CaO with the percentage as much as 97%. The BET results are shown in Table 1.

[Table 1. Physical properties of COS in comparison with the raw material and similar materials from other sources near here]

It can be seen that the specific surface area of ground oyster shell increased by almost 8 times after calcined which should be the consequence of the absence of CO_2 molecules. The BET analysis was also performed with the commercial grade CaO and the result shows that its specific surface area is comparable with COS. The specific surface area of COS is also compared with the specific surface areas of CaO -rich materials reported by Salameh and the coworkers (7) and Islam and Patel (4). The results show that the specific surface area of COS is around 2 times greater than that of the dolomite charred at the same condition and also greater than that of the quicklime thermally treated at 450°C for 4 hours for almost 75%.

The SEM images of ground oyster shell, COS and moist COS were also taken as illustrated in Fig. 1.

URL: <http://mc.manuscriptcentral.com/lsst> Email: sepsciad@uakb.edu

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

[Figure 1. The SEM images of (a) ground oyster shell ^[23], (b) COS and (c) moist COS. near here]

As observed from Fig. 1, COS and moist COS are more porous than the ground oyster shell caused by the absence of CO₂ from the structure during calcination. When comparing with moist COS, it can be observed that COS morphology looks similar but the surface of moist looks slightly rougher. This might be because when CaO contacts with water, it transforms into Ca(OH)₂.

COS solubility and precipitation tests:

Since around 97% of COS is CaO, when it is in water, the chemical reaction occurs as in Reaction (7).



Some of Ca(OH)₂ can dissolve in water. Therefore, the amount of dissolved Ca(OH)₂ was estimated based on the change of pH. According to the solubility test, pH of the solution changed from 11.0 into 11.6. This means that about 0.0835 g or 27.8% of COS became dissolve Ca(OH)₂.

To observe the occurrence of precipitation of the anions with dissolved Ca(OH)₂, precipitation tests were performed with each observed anion. The results showed that, for As(III), NO₃⁻ and SO₄²⁻, no precipitate was observed in the solution and there were no significant changes in pH and concentrations of these anions. This implies that precipitation between COS and As(III), NO₃⁻ and SO₄²⁻ should not occur and therefore, these anion removals by COS via adsorption can reasonably be assumed. On the other hand, in the case of HPO₄²⁻, the result showed that after adding HPO₄²⁻ solution into the filtrate, white

precipitate was clearly observed and the concentration of HPO_4^{2-} decreased by 46.6%. This means that HPO_4^{2-} can be removed by COS via both precipitation and adsorption.

As(III) and competitive anions adsorption characteristics

In this section, the batch tests were performed to observe the anion removal abilities of COS. The initial pH 11 was chosen to be the condition of the experiments as it provided the highest removal percentage of As(III) and at this pH, As(III) adsorbed was in the form of H_2AsO_4^- (11, 24, 25). Figure 2 shows the adsorption capacities of COS with respect to H_2AsO_4^- , NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} obtained from the batch tests. It is note that the effect of precipitation was eliminated by using the precipitation data in the previous Section.

[Figure 2. Adsorption capacity of COS corresponding to individual ions, near here]

The values in Fig. 2 represent the capability of non-dissolved COS to adsorb each anion. It can be seen that COS has capability to adsorb HPO_4^{2-} more than H_2AsO_4^- for about 10% while NO_3^- and SO_4^{2-} can be adsorbed by COS for less than 3 times of the amounts of H_2AsO_4^- and HPO_4^{2-} adsorbed.

The morphologies of COS after the adsorption tests were also investigated via SEM images as shown in Fig. 3. It can be observed that the surfaces of COS after adsorbing these four anions were different. However, all four images illustrate the COS surfaces covered by each anion as the surfaces do not look as porous as the surface of fresh COS shown in Fig. 1(c). Comparing the morphologies of COS surfaces after adsorption tests with the four observed anions, in Fig. 3(a), it looks like the surface were covered by glass leaf - like matter when H_2AsO_4^- adsorbed on the COS surface. This morphology looked similar to the morphology of arsenic immobilized on lime in the work of Phenrat et al.¹⁴ who studied the iron-arsenic sludge immobilized by using cement and lime. Figures 3(b) and 3(d)

corresponding to NO_3^- and HPO_4^{2-} adsorption tests show the COS surfaces that look flaky while the COS surface after SO_4^{2-} adsorption appears to be covered by small grains.

[Figure 3. SEM images of COS after being used to adsorb (a) As(III) , (b) NO_3^- , (c) SO_4^{2-} and (d) HPO_4^{2-} . near here]

As(III) and anions adsorption on the COS could be explained by Reactions (7) - (14).



After COS was added into the solution, CaO in COS changed into Ca(OH)_2 as Reaction (7). Some of Ca(OH)_2 could dissolve in the solution and dissociate into Ca^{2+} and OH^- which caused the increase in pH of the solution as Reaction (8). Initially, pH of the solution was approximately 11, As(III) and the other anions should be in the form of H_2AsO_4^- (6), NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} (10, 6). These anions should adsorb on the undissolved COS by ligand exchange as in Reactions (9), (12) - (14). While pH of the solution increased from pH 11 to pH 12.3 - 12.6, H_2AsO_4^- was further deprotonated by OH^- into HASO_4^{2-} as in Reaction (10). Then, HASO_4^{2-} adsorbed on the undissolving COS as Reaction (11). As seen in Reactions (9), (11), (13) and (14), H_2AsO_4^- , HASO_4^{2-} , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} form mononuclear

bidentate complexes with Ca-OH while NO_3^- forms mononuclear monodentate complex with Ca-OH as in Reaction (12).

As described before, the removal of the observed anions by COS could occur in different ways as it provided different adsorption capacities and morphologies. Therefore, the H_2AsO_4^- adsorption performance would probably be interfered by these competitive anions in water. The effect of the observed competitive anions on the adsorption of H_2AsO_4^- was then investigated and the percentages of the anions remaining in the solution after adsorption experiment are shown in Table 2. It is noted that the removal percentages of HPO_4^{2-} in this table was the values which the effect of precipitation was eliminated by using the data in the precipitation tests.

[Table 2. Effect of competitive anions on As(III) adsorption performance. near here]

Considering the cases which As(III) were paired with NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} , it can be seen that the presence of HPO_4^{2-} as a competitive anion caused the adsorption of H_2AsO_4^- to decrease the most i.e. decreased by 45.62%. Meanwhile, SO_4^{2-} and NO_3^- less affected the decrease of H_2AsO_4^- adsorption performance i.e. by 15.9% and 8.6%, respectively. These results correlate with the adsorption capacity trend observed from the individual anion adsorption experiments presented in Fig. 2. Rajapaksha et al.^[14] studied the feasibility to use natural red earth (NRE) which consisted of Fe_2O_3 and Al_2O_3 as the adsorbent to adsorb arsenic in water. They investigated the effect of NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} on the adsorption of arsenic on NRE and the results were in the similar trend with the results in this paper.

Considering the effect of HPO_4^{2-} on the As(III) adsorption, the reasons why HPO_4^{2-} could considerably interfere the adsorption of H_2AsO_4^- should be because their anionic radii have comparable size and by the nature of COS, it provided comparable adsorption capacities for H_2AsO_4^- and HPO_4^{2-} as illustrated in Fig. 2. This competitive As(III) and phosphate adsorption result is also in good agreement with the results of Huang^[149], Jian et al.^[150] and

Meng et al.^[30] who studied the competitive adsorption between As(III) and phosphate on goethite, ZIF-8 nanoparticles and iron hydroxide, respectively. All of them found that the amount of As(III) adsorbed on their materials decreased when phosphate was present.

It is interesting that although the presence of NO_3^- caused the decrease of H_2AsO_4^- adsorption by only 8.6%, the adsorption percentage of NO_3^- was as high as almost 37%. Three possible explanations can be given. (1) The binding affinity between sorption sites and NO_3^- was lower than that of As(III) causing in less reduction of As(III) adsorption. (2) Since the radius of NO_3^- is smaller than As(III), NO_3^- should be able to adsorb on the sorption sites which neighboring sorption sites were occupied by As(III) without the overlap between the radii of NO_3^- and As(III) and better reach the sorption sites inside the pores of COS causing in high adsorption capacity of NO_3^- . (3) Since NO_3^- adsorbed on the adsorbent in the form of monomolecular monodentate complex with Ca-OH, two ions of NO_3^- could adsorb on one sorption site while As(III) forms monomolecular bidentate complex with Ca-OH, only one ion of As(III) could adsorb on one sorption site. For the rest experiments which H_2AsO_4^- was mixed with the other two or three anions, the ability of COS to remove NO_3^- increased particularly when HPO_4^{2-} was present. The removal performance of H_2AsO_4^- dropped down the most when it was mixed with HPO_4^{2-} and NO_3^- . However, SO_4^{2-} seems not to be affected by the other anions as its removal percentages were comparable in every experiment.

The adsorption kinetics of As(III) and anions were also investigated. As described before, the observed adsorption rate constants were obtained by fitting the calculated results with the experimental data. Figure 4 shows the data fitting of the fractions of adsorbed sites versus time corresponding to the case of As(III) mixed with NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} . It can be seen that the calculated results of NO_3^- and SO_4^{2-} occupied sites are well-fit with the experimental data while the calculated results of As(III) and HPO_4^{2-} considerably deviate from the experimental ones. Since it was assumed that there was no interaction between the

adsorbates but in fact there should be the interaction between each anion either more or less depending on charge repulsion and radius overlapping. Radii of As(III) and HPO_4^{2-} are comparable and charge of As(III) was negative (ranging from -1 to -2 depending on pH of the solution during adsorption process) which should cause negative charge repulsion with HPO_4^{2-} . Therefore, the interaction between As(III) and HPO_4^{2-} should be significant and should be the cause of calculated result deviation from the experimental data.

[Figure 4. The variation of θ of As(III), NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} with time. The symbols are the experimental data and solid lines are predicted values. near here]

The observed adsorption rate constants of As(III) and anions obtained from the fitting with the experimental data are presented in Table 3.

[Table 3. The observed adsorption rate constants of As(III) and anions. near here]

As seen in Table 3, in the case of bi-solutes, the observed adsorption rate constant of HPO_4^{2-} was greater than that of As(III) while the observed adsorption rate constants of NO_3^- and SO_4^{2-} were lower than that of As(III). This implies that HPO_4^{2-} should adsorb on the sorption sites faster than other anions. When As(III) combined with anions in tri- and tetra-solutes, the observed adsorption rate constants of HPO_4^{2-} were still greater than that of other anions thus it should also adsorb on the sorption sites faster than the others. It can be seen in Table 3 that when the solution contained HPO_4^{2-} , the observed adsorption rate constants of NO_3^- were greater than those of As(III) in every case. In the case of SO_4^{2-} , its observed adsorption rate constants were the lowest in every condition of interest thus it should the slowest adsorb on the sorption sites.

To investigate more about the interaction between As(III) adsorption and other anion(s) presented in the system, the theoretical amount of the adsorption sorption sites of

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

COS was estimated by assuming that one molecule of undissolved CaO represented one adsorption active site. According to the adsorption mechanism mentioned above, it could be assumed that As(III), SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} form mononuclear bidentate complexes with Ca-OH while NO_3^- forms mononuclear monodentate complex with Ca-OH. The percentages of each anion adsorbed on the sorption sites were then calculated and plotted as in Fig. 5.

[Figure 5. The percentages of As(III) and anions occupied sites. near here]

In Fig. 5, when As(III) was combined with other anion(s) in bi- tri- and tetra-solutes, the percentages of As(III) occupied sorption sites decreased from 17.17% (without anions) to different values depending on types and number of anions contained in solutions. In the case of bi-solutes, the percentages of As(III) occupied sites slightly decreased when As(III) paired with NO_3^- or SO_4^{2-} but it dramatically decreased when As(III) paired with HPO_4^{2-} . This implies that the binding affinity of HPO_4^{2-} on the sorption sites should be greater than that of As(III), SO_4^{2-} and NO_3^- , respectively.

Furthermore, Figure 5 shows that the decrease in percentages of As(III) occupied sites in tri- and tetra-solutes was greater than that of As(III) paired with anions because in tri- and tetra-solutes, the solutions contained a large number of anions which could compete to adsorb on the sorption sites. Moreover, the interaction between anions contained in the solution might interfere As(III) adsorption on the sorption sites such as the case of As(III) combined with NO_3^- and HPO_4^{2-} . As illustrated in Fig. 5, the percentage of As(III) occupied sites dramatically decreased. The percentage of HPO_4^{2-} occupied sites was greater than that of NO_3^- and As(III), respectively. From the results in Table 3 and bi-solutes adsorption tests in Table 2, HPO_4^{2-} should adsorb on the sorption sites faster and greater than the other anions. As mentioned before, the net surface charge of COS within the initial period was positive and better adsorbed HPO_4^{2-} which has charge density greater than As(III) and NO_3^- . After that

1
2
3 As(III) and NO_3^- should gradually adsorb on the remaining sorption sites. In bi-, tri- and
4 tetra-solutes, there are various molecular sizes of adsorbates. When the adsorbates adsorbed
5 on the nearby sorption sites, the adsorbates interaction i.e. the overlapping of anionic radii,
6 the repulsion between the negative charge of anions should occur. Therefore, only the
7 adsorbate that has low interaction with anions occupied on the sorption sites should be
8 preferred to adsorb on the available neighboring sorption site. As mentioned above, the radius
9 of NO_3^- was smaller than that of As(III) and HPO_4^{2-} thus the interaction due to overlapping of
10 anionic radii should be less resulting in the greater percentage of NO_3^- occupied site.
11
12 Meanwhile, during adsorption process, the CO_2 dissolution and adsorption mechanism in
13 Reactions (8), (9), (12) - (14) caused the increase of pH solution. Therefore, the form of
14 As(III) changed from H_2AsO_3^- into HAsO_3^{2-} as in Reaction (10) during adsorption process.
15
16 Soon after H_2AsO_3^- changed into HAsO_3^{2-} , the charge density of NO_3^- was lower than that of
17 HAsO_3^{2-} thus repulsion between neighboring adsorbates and NO_3^- should become lower, thus
18 NO_3^- should adsorb on the sorption sites better than As(III).
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35

36 Moreover, it is interesting that when SO_4^{2-} was added in the system of As(III) with
37 NO_3^- and HPO_4^{2-} , the percentage of HPO_4^{2-} occupied sites decreased from 16.66% to 10.35%
38 as illustrated in Fig. 5. There are two reasons that could explain why SO_4^{2-} affected HPO_4^{2-}
39 adsorption. (1) The radius of SO_4^{2-} is comparable with As(III) and HPO_4^{2-} . Therefore, it has
40 more chance that SO_4^{2-} would obstruct or block HPO_4^{2-} and As(III) from reaching the
41 sorption sites where the neighboring sorption sites were occupied by SO_4^{2-} . However, SO_4^{2-}
42 had two negative charges while HPO_4^{2-} had also had two negative charges but As(III) was
43 mostly in the form of H_2AsO_3^- , the repulsion between two negative charge - anions should be
44 stronger, hence SO_4^{2-} should affect the adsorption of HPO_4^{2-} more than As(III). (2) The two
45 negative charges of SO_4^{2-} should rapidly balance the positive adsorbent surface charge
46 causing the rapid increase in electrostatic repulsion between adsorbent surface charge and
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

negative charge of anions. HPO_4^{2-} which has two negative charges should be affected by electrostatic interaction causing the decrease in the percentage of HPO_4^{2-} occupied sites.

The morphologies of COS after adsorption tests were observed by SEM and the result is illustrated as Fig. 6. It can be seen that grass leaf - like morphology representing As(III) adsorption can still be obviously observed in Figs. 6(a) and 6(b) even though some areas were coated by flat surface in Fig. 6(a) and mixed by flaky matter in Fig. 6(b) which should be the results of competing adsorptions of NO_3^- and SO_4^{2-} respectively. In Fig. 6(c), the surface of COS looks similar with the one taken from COS after HPO_4^{2-} adsorption test in Fig. 6(d). However, grass leaf - like morphology can still slightly be observed. In Fig. 6(d) which is the morphology of COS after the adsorption experiment which all observed anions were mixed in the solution, the surface looks less flaky while grass leaf - like morphology cannot be observed.

[Figure 6. SEM images of COS after competitive anion adsorption tests of (a) As(III) paired with NO_3^- , (b) As(III) paired with SO_4^{2-} , (c) As(III) paired with HPO_4^{2-} and (d) As(III) combined with NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} . near here]

Conclusions

COS was used as the adsorbent to remove As(III) in contaminated water under the presence of NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} . The precipitation tests indicated that As(III), NO_3^- and SO_4^{2-} should be removed by COS via adsorption process whereas HPO_4^{2-} should be removed by COS via precipitation and adsorption processes. As(III), SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} should form mononuclear bidentate complexes with Ca-OH while NO_3^- should form mononuclear monodentate complex with Ca-OH. In individual ion adsorption tests, the adsorption capacity of HPO_4^{2-} was greater than those of As(III), NO_3^- and SO_4^{2-} , respectively. In bi-, tri-, and tetra- solutes systems, HPO_4^{2-} could interfere with As(III) adsorption more than NO_3^- and

1
2
3 SO_4^{2-} . The percentages of As(III) occupied sites could decrease from 17.17% into about 5%
4
5 under the presence of competitive anion(s) which probably depended on (1) adsorbent
6
7 properties e.g. chemical composition, surface charge, etc., (2) binding affinity between
8
9 adsorbent and adsorbates, (3) the physical and chemical properties of adsorbates i.e. anionic
10
11 radius, charge density, (4) adsorption rate constant, (5) the electrostatic attraction or repulsion
12
13 between adsorbent and adsorbates and (6) the adsorbates interaction during the adsorption
14
15 process.
16
17

18 19 20 Acknowledgement

21
22
23 This work is supported by King Mongkut's Institute of Technology Ladkrabang
24
25 (Grant number KREF015905).
26
27

28 29 30 References

- 31
32 [1] Mohan, D.; Pittman, C.U. (2007) Arsenic removal from water/wastewater using
33
34 adsorbents- a critical review. *J. Hazard. Mater.*, 142: 1-53.
35
36 [2] Ng, J.C.; Wang, J.; Shraim, A. (2003) A global health problem caused by arsenic from
37
38 natural sources. *Chemosphere*, 52: 1353-1359.
39
40
41
42 [3] Berg, M.; Tran, H.C.; Nguyen, T.C.; Pham, H.V.; Schertenleib, R.; Giger, W. (2001)
43
44 Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human health
45
46 threat. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 2621-2626.
47
48
49
50 [4] Walker, M.; Seiler, R.; Meinert, M. (2008) Effectiveness of household reverse-osmosis
51
52 systems in a Western US region with high arsenic in groundwater. *Science of The Total*
53
54 *Environment*, 389: 245-252.
55
56
57
58
59
60

URL: <http://mc.manuscriptcentral.com/ssst> Email: ssstciad@uak.ac.th

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- 1
2
3 [5] Borah, D.; Satagawa, S.; Kato, S.; Kojima, T. (2009) Sorption of As(V) from aqueous
4 solution using acid modified carbon black. *J. Hazard. Mater.* 162: 1269–1277.
5
6
7
8 [6] Oh, C.; Rhee, S.; Oh, M.; Park, J.; (2012) Removal characteristics of As(III) and As(V)
9 from acidic aqueous solution by steel making slag. *J. Hazard. Mater.* 213–214: 147–
10 155.
11
12
13
14
15
16 [7] Salameh, Y.; Albadarin, A.B.; Allen, S.; Walker, G.; Ahmad, M.N.M. (2015)
17 Arsenic(III,V) adsorption onto charred dolomite: Charring optimization and batch
18 studies. *Chem. Eng. J.* 259: 663-671.
19
20
21
22
23 [8] Maiti, A.; Das Gupta, S.; Basu, J.K.; De, S. (2007) Adsorption of arsenite using natural
24 laterite as adsorbent. *Sep. Purif. Technol.* 55: 350-359.
25
26
27
28 [9] Dermatas, D.; Moon, D.H.; Menounou, N.; Meng, X.; Haires, B. (2004) An evaluation
29 of arsenic release from monolithic solids using a modified semi-dynamic leaching test.
30 *J. Hazard. Mater.* 116: 25-38.
31
32
33
34
35
36 [10] Dutre', V.; Vandecasteele, C. (1998) Immobilization Mechanism of Arsenic in Waste
37 Solidified Using Cement and Lime. *Environmental Science Technology*; 32: 2782-
38 2787.
39
40
41
42
43
44 [11] Shao, B.; Guan, Y.; Tian, Z.; Guan, X.; Wu, D. (2016) Advantages of aeration in arsenic
45 removal and arsenite oxidation by structural Fe(II) hydroxides in aqueous solution.
46 *Colloids Surf., A*, 506: 703-710.
47
48
49
50
51
52 [12] Samad, A.; Furukawa, M.; Katsumata, H.; Suzuki, T.; Kaneco, S. (2016) Photocatalytic
53 oxidation and simultaneous removal of arsenite with CuO/ZnO photocatalyst. *J.*
54 *Photochem. Photobiol., A*, 325: 97-103.
55
56
57
58
59
60

URL: <http://mc.manuscriptcentral.com/lsst> Email: sepscjad@usrk.edu

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่นอนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- 1
2
3 [13] Zhang, F.S.; Itoh, H. (2005) Iron oxide-loaded slag for arsenic removal from aqueous
4 system. *Chemosphere*, 60(3): 319-325.
5
6
7
8
9 [14] Rajapaksha, A.U.; Vithanage, M.; Jayarathna, L.; Kumara, C.K. (2011) Natural Red
10 Earth as a low cost material for arsenic removal: Kinetics and the effect of competing
11 ions. *Appl. Geochem*, 26: 648-654.
12
13
14
15 [15] Pourbeyram, S.; Alizadeh, S.; Gholizadeh, S. (2016) Simultaneous removal of arsenate
16 and arsenite from aqueous solutions by graphene oxide-zirconium (GO-Zr)
17 nanocomposite. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4: 4366-4373.
18
19
20
21
22 [16] Yang, J.S.; Kwon, M.J.; Park, Y.T.; Choi, J. (2015) Adsorption of Arsenic from
23 Aqueous Solutions by Iron Oxide Coated Sand Fabricated with Acid Mine Drainage.
24 *Sep. Sci. Technol.*, 50(2): 267-275.
25
26
27
28 [17] Maeda, S.; Ohki, A.; Saikoji, S.; Naka, K. (1992) Iron(III) Hydroxide-Loaded Coral
29 Limestone as an Adsorbent for Arsenic(III) and Arsenic(V). *Sep. Sci. Technol.*, 27(5):
30 681-689.
31
32
33
34 [18] Amano, Y.; Matsushita, Y.; Machida, M. (2014) Arsenic Adsorption by Activated
35 Carbon with Different Amounts of Basic Sites under Different Solution pH and
36 Coexistent Ions. *Sep. Sci. Technol.*, 49(3): 345-353.
37
38
39
40 [19] Liu, B.; Jian, M.; Wang, H.; Zhang, G.; Liu, R.; Zhang, X.; Qu, J. (2018) Comparing
41 adsorption of arsenic and antimony from single-solute and bi-solute aqueous systems
42 onto ZIF-8. *Colloids Surf. A*, 538: 164-172.
43
44
45
46 [20] Jian, M.; Liu, B.; Zhang, G.; Liu, R.; Zhang, X. (2015) Adsorptive removal of arsenic
47 from aqueous solution by zeoliticimidazolate framework-8 (ZIF-8) nanoparticles.
48 *Colloids Surf. A*, 465: 67-76.
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

URL: <http://mc.manuscriptcentral.com/lsst> Email: sagsci@uark.edu

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- 1
2
3
4 [21] Ghimire, K.N.; Inoue, K.; Makino, K.; Miyajima, T. (2002) Adsorption removal of
5 arsenic using orange juice residue. *Sep. Sci. Technol.*, 37(12): 2785-2799.
6
7
8
9 [22] Tsai, H.C.; Lo, S.L.; Kuo, J. (2011) Using pretreated waste oyster and clam shells and
10 microwave hydrothermal treatment to recover boron from concentrated wastewater.
11 *Bioresour. Technol.*, 102: 7802-7806.
12
13
14
15 [23] Alidoust, D.; Kawahigashi, M.; Yoshizawa, S.; Sumida, H.; Watanabe, M. (2015)
16 Mechanism of cadmium biosorption from aqueous solutions using calcined oyster
17 shells. *J. Environ. Manage.*, 150: 103-110.
18
19
20
21 [24] Hsu, T.C. (2009) Experimental assessment of adsorption of Cu^{2+} and Ni^{2+} from
22 aqueous solution by oyster shell powder. *J. Hazard. Mater.*, 171: 995-1000
23
24
25 [25] Khownpuk, P.; Wongpromrat, W.; Chandra-Ambhorn, W. (2017) Arsenic Adsorption
26 Using the Adsorbent Synthesized from Oyster Shell. *Key Engineering Materials*, 728:
27 327-334.
28
29
30 [26] Sigdel, A.; Park, J.; Kwak, H.; Park, P.K. (2016) Arsenic removal from aqueous
31 solutions by adsorption onto hydrous iron oxide-impregnated alginate beads. *J. Ind.*
32 *Eng. Chem.*, 35: 277-286.
33
34
35
36
37 [27] Maji, S.K.; Kao, Y.H.; Liu, C.W. (2011) Arsenic removal from real arsenic-bearing
38 groundwater by adsorption on iron-oxide-coated natural rock (IOCNR). *Desalination*,
39 280: 72-79.
40
41
42
43
44
45 [28] Hasan, S.; Ghosh, A.; Race, K.; Schreiber, R.; Preles, M. (2014) Dispersion of
46 FeOOH on Chitosan Matrix for Simultaneous Removal of As(III) and As(V) from
47 Drinking Water. *Sep. Sci. Technol.*, 49(18): 2863-2877
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

URL: <http://mc.manuscriptcentral.com/lsst> Email: sepsci@eusk.edu

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- 1
2
3
4 [29] Bang, S.; Patel, M.; Lippincott, L.; Meng, X. (2005) Removal of arsenic from
5 groundwater by granular titanium dioxide adsorbent. *Chemosphere*, 60: 389–397.
6
7
8
9 [30] Bang, S.; Meng, X.; Korfiatis, G.P.; Bang, K. (2002) Effects of silicates, phosphate,
10 and bicarbonate on arsenic removal and treatment of arsenic in Bangladesh
11 groundwater with ferric salts. *Proceeding of the World Congress of Korean Scientists
12 and Engineers-2002. The Korean Federation of Science and Technology Societies*, 839-
13 844.
14
15
16
17
18
19
20 [31] Preocanin, T.; Kallay, N. (1998) Application of mass titration to determination of
21 surface charge of metal oxides. *CROATICA CHEMICA ACTA*, 71: 1117-1125.
22
23
24
25
26 [32] Cardenas-Pena, A.M.; Ibanez, J.G.; Vasquez-Medrano, R. (2012) Determination of the
27 Point of Zero Charge for Electrocoagulation Principities from an Iron Anode. *Int. J.
28 Electrochem.Sc.*, 7: 6142-6153
29
30
31 [33] Foo, K. Y.; Hameed, B.H. (2012) Textural porosity, surface chemistry and adsorptive
32 properties of durian shell derived activated carbon prepared by microwave assisted
33 NaOH activation. *Chem. Eng. J.*, 187: 53-62.
34
35
36
37
38
39
40
41 [34] Hassan, A.F.; Abdel-Mohsen, A.M.; Elhadidy, H. (2014) Adsorption of arsenic by
42 activated carbon, calcium alginate and their composite beads. *Int. J. Biol. Macromol.*
43 68: 125-130.
44
45
46
47
48
49
50 [35] Kwok, K.C.M.; Koong, L.F.; Chen, G.; Mackay, G. (2014) Mechanism of arsenic
51 removal using chitosan and nanochitosan. *J. Colloid Interface Sci.*, 416: 1-10.
52
53
54
55 [36] Park, C.M.; Han, J.; Chu, K.H.; Al-Hamadani, Y.A.J.; Her, N.; Heo, J.; Yoon, Y.
56 (2017) Influence of solution pH, ionic strength, and humic acid on cadmium adsorption
57 onto activated biochar: Experiment and modeling. *J. Ind. Eng. Chem.*, 48: 186–193.
58
59
60

URL: <http://mc.manuscriptcentral.com/lsst> Email: sapsocied@uzak.edu

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- 1
2
3 [37] Das, D.P.; Das, J.; Parida, K. (2003) Physicochemical characterization and adsorption
4 behavior of calcined Zn/Al hydrotalcite-like compound (HTlc) towards removal of
5 fluoride from aqueous solution. *J. Colloid Interface Sci*, 261: 213-220.
6
7
8
9
10
11 [38] Wan, D.; Liu, H.; Liu, R.; Qu, J.; Li, S.; Zhang, J. (2012) Adsorption of nitrate and
12 nitrite from aqueous solution onto calcined (Mg-Al) hydrotalcite of different Mg/Al
13 ratio. *Chem. Eng. J*, 195-196: 241-247.
14
15
16
17
18 [39] Ferreira, O.P.; Moraes, S.G.; Duran, N.; Cornejo, L.; Alves, O.L. (2006) Evaluation of
19 boron removal from water by hydrotalcite-like compounds. *Chemosphere*, 62: 80-88.
20
21
22
23
24 [40] Azizian, S.; Haerifar, M.; Basiri-Parsa, J. (2007) Extended geometric method: A
25 simple approach to derive adsorption rate constants of Langmuir-Frundlich kinetic.
26
27
28
29
30
31 [41] Azizian, S. (2004) Kinetic models of sorption: a theoretical analysis. *J. Colloid*
32
33
34
35
36
37 [42] Roberts, G.W (2009) *Chemical reactions and chemical reactors*, John Wiley and Sons.
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48 [43] Chapra, S.C.; Canale, R.P. (2010) *Numerical method for engineers*, Sixth ed.,
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
[44] Islam, M.; Patel, R.K. (2007) Evaluation of removal efficiency of fluoride from
aqueous solution using quick lime. *J. Hazard. Mater*, 143(1-2): 303-310.
[45] Phenrat, T.; Marhaba, T.F.; Rachakomkij, M. (2005) A SEM and X-ray study for
investigation of solidified/stabilized arsenic-iron hydroxide sludge. *J. Hazard. Mater*,
118(1-3): 185-195.

- 1
2
3
4 [46] Sharma, V.K.; Sohn, M. (2009) Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations,
5 and remediation. *Environment International*, 35(4): 743-759.
6
7
8
9 [47] Currie, S.J.; VanZomerem, C.M.; Berkowitz, J.F. (2017) Utilizing Wetlands for
10 Phosphorus Reduction in Great Lakes Watersheds: A Review of Available Literature
11 Examining Soil Properties and Phosphorus Removal Efficiency. *In the U.S. Army*
12 *Engineer Research and Development Center (ERDC)* :1-131.
13
14
15
16
17
18 [48] Markou, G.; Georgakakis, D. (2011) Cultivation of filamentous cyanobacteria (blue-
19 green algae) in agro-industrial wastes and wastewaters: A review. *Applied Energy*,
20 88(10): 3389-3401.
21
22
23
24
25
26 [49] Huang, J.H. (2018) Impact of competitive adsorption on microbial arsenate reduction at
27 the water-goethite interface. *Appl. Geochem*, 89: 59-67.
28
29
30
31 [50] Meng, X.; Korfiatis, G.P.; Bang, S.; Bang, K.W. (2002) Combined effects of anions on
32 arsenic removal by iron hydroxides. *Toxicol. Lett*, 133: 103-111.
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

Table 1. Physical properties of COS in comparison with the raw material and similar materials from other sources.

Material	Properties			
	Specific volume (cm ³ (STP)/g)	Specific surface area (m ² /g)	Total pore volume (cm ³ /g)	Mean pore diameter (nm)
Ground oyster shell	0.47	2.05	0.003	5.63
COS	3.63	15.80	0.018	4.67
Commercial grade calcium oxide	3.73	16.22	0.021	5.16
Charred dolomite ⁽⁷⁾	-	7.31	-	-
Thermally treated quicklime ⁽⁸⁾	-	11.75	-	-

Table 2. Effect of competitive anions on As(III) adsorption performance.

Anions in the system	Removal percentage of each anion			
	As(III)	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	HPO ₄ ²⁻
As(III)	74.90	-	-	-
As(III) + NO ₃ ⁻	68.46	37.62	-	-
As(III) + SO ₄ ²⁻	63.02	-	25.60	-
As(III) + HPO ₄ ²⁻	40.73	-	-	42.00
As(III) + NO ₃ ⁻ + SO ₄ ²⁻	53.06	43.73	23.15	-
As(III) + NO ₃ ⁻ + HPO ₄ ²⁻	20.83	67.30	-	53.95
As(III) + SO ₄ ²⁻ + HPO ₄ ²⁻	40.00	-	21.19	43.44
As(III) + NO ₃ ⁻ + SO ₄ ²⁻ + HPO ₄ ²⁻	42.53	65.75	27.97	37.57

(Continue)

Table 3. The observed adsorption rate constants of As(III) and anions.

Anions in the system	Observed adsorption rate constant ($k_{ad} \times 10^3, \text{min}^{-1}$)			
	As(III)	NO_3^-	SO_4^{2-}	HPO_4^{2-}
As(III)	2.3			
As(III) + NO_3^-	3.5	2.0		
As(III) + SO_4^{2-}	1.8		0.6	
As(III) + HPO_4^{2-}	2.0			4.0
As(III) + NO_3^- + SO_4^{2-}	1.6	1.5	0.6	
As(III) + NO_3^- + HPO_4^{2-}	1.2	3.4		4.0
As(III) + SO_4^{2-} + HPO_4^{2-}	1.3		0.8	2.6
As(III) + NO_3^- + SO_4^{2-} + HPO_4^{2-}	8.9	19.5	7.8	20.0

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

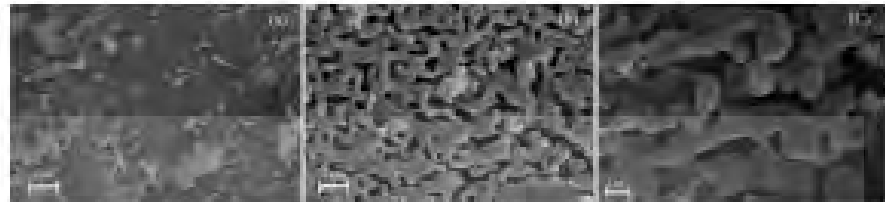


Figure 1. The SEM images of (a) ground oyster shell [25], (b) COS and (c) moist COS.

157x34mm (300 x 300 DPI)



URL: <http://mc.manuscriptcentral.com/issst> Email: sapsociad@uark.edu

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

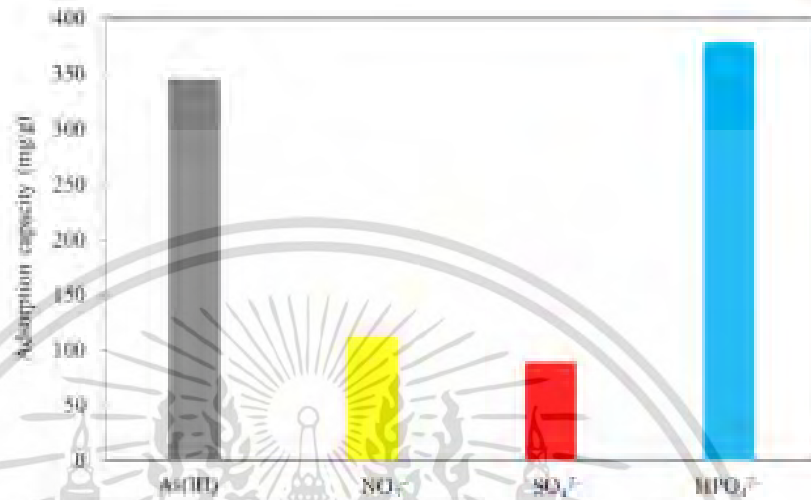


Figure 2. Adsorption capacity of COS corresponding to individual ions.

114x70mm (300 x 300 DPI)

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

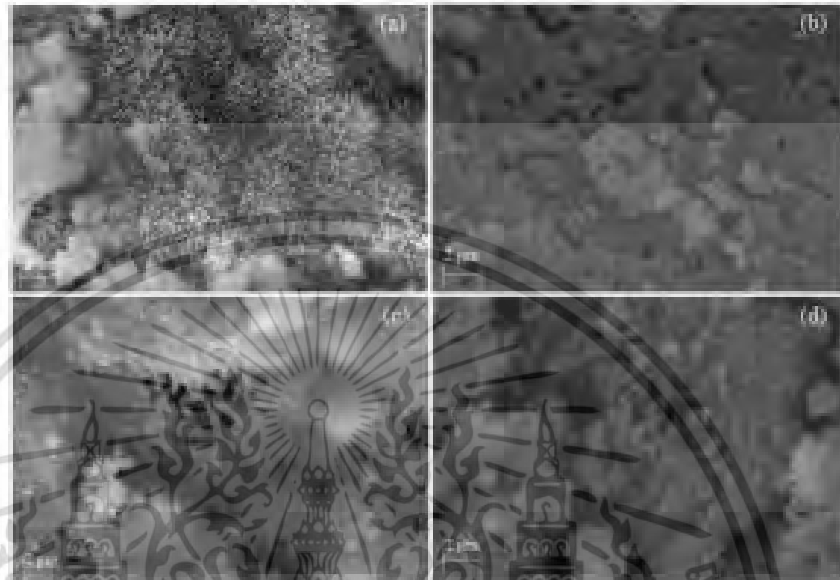


Figure 3. SEM images of COS after being used to adsorb (a) As(III), (b) NO_3^- , (c) SO_4^{2-} and (d) HPO_4^{2-} .

118x80mm (300 x 300 DPI)

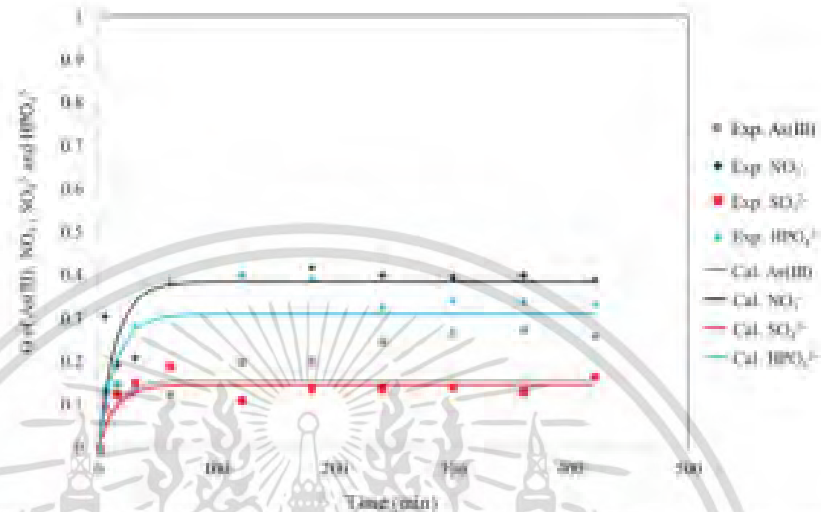


Figure 4. The variation of of As(III), NO₃⁻, SO₄²⁻ and HPO₄²⁻ with time. The symbols are the experimental data and solid lines are predicted values.

111x70mm (300 x 300 DPI)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

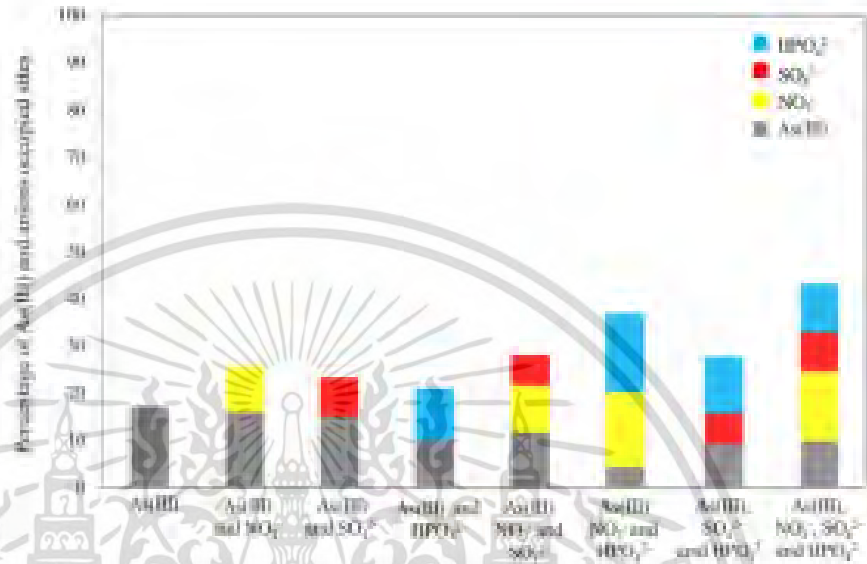


Figure 5 The percentages of As(III) and anions occupied sites.

107x70mm (300 x 300 DPI)

URL: <http://mc.manuscriptcentral.com/lsst> Email: subscriptions@tandf.co.uk

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

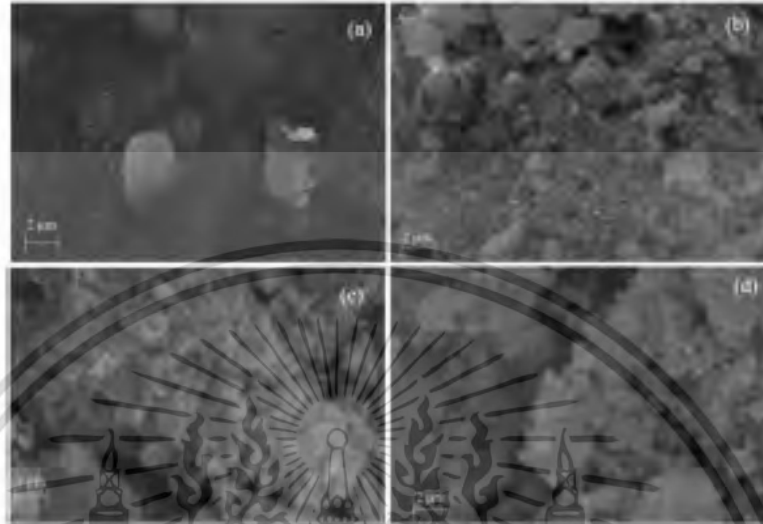


Figure 6. SEM Images of COS after competitive anion adsorption tests of (a) As(III) paired with NO_3^- , (b) As(III) paired with SO_4^{2-} , (c) As(III) paired with HPO_4^{2-} and (d) As(III) combined with NO_3^- , SO_4^{2-} and HPO_4^{2-} .

102x70mm (300 x 300 DPI)

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ScholarOne Manuscripts™

Journal of the Chinese Institute of Engineers

Author Dashboard

Manuscripts I Have Co-Authored

STATUS	ID	TITLE	CREATED	SUBMITTED
Under Review	TCIE-2018-0027.R1	Removal of As(III) from Aqueous Solution by the Oyster Shell Powder-Treated Rice Husk Ash Composite (OS-TRHA) Pellet View Submission Submitting Author: Khownpurk, Pichnipa Cover Letter	18-Aug-2018	02-Sep-2018
Minor Revision (18-Aug-2018) a revision has been submitted	TCIE-2018-0027	Removal of As(III) from Aqueous Solution by the Oyster Shell Powder-Treated Rice Husk Ash Composite (OS-TRHA) Pellet View Submission Submitting Author: Khownpurk, Pichnipa Cover Letter	23-Jan-2018	30-Jan-2018

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ข้อมูลประวัติคณะผู้วิจัย

1. นางวัลย์รัตน์ จันทรัมย์พร

ตำแหน่งปัจจุบัน: ผู้ช่วยศาสตราจารย์

หน่วยงานและสถานที่อยู่ที่ติดต่อได้สะดวก :

ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง

โทรศัพท์ 081 6589499 โทรสาร 02 329 8360-3 ต่อ 4 E-mail: walairat.ch@kmitl.ac.th

ประวัติการศึกษา

ชื่อย่อปริญญา	สาขา	สถาบันที่จบ	ปีที่จบ
วศ.บ.	วิศวกรรมเคมี	มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์	2541
วศ.ม.	วิศวกรรมปิโตรเคมี	สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง	2545
Ph.D.	วิศวกรรมเคมี	The University of Manchester, UK	2550

สาขาวิชาการที่มีความชำนาญพิเศษ : สาขาวิศวกรรมศาสตร์และอุตสาหกรรมวิจัย

ทุนการศึกษาและทุนวิจัยที่เคยได้รับ

ปี พ.ศ.	ทุนการศึกษาและทุนวิจัย	สถาบันที่ให้
2559		สจล.
2556-2558	Cotutelle of doctoral thesis between University of Grenoble (France) and KMITL 2013-2015. ชื่อโครงการวิจัย: High temperature oxidation and volatilisation of chromium from AISI 441 ferritic steel in humidified atmosphere and its protection	สจล.- รัฐบาลฝรั่งเศส
2558	ทุนสนับสนุนโครงการวิจัยโดยใช้เงินรายได้คณะวิศวกรรมศาสตร์ ปีงบประมาณ 2558 ชื่อโครงการวิจัย: การศึกษากลไกการดูดซับสารหนูของสารดูดซับที่สังเคราะห์จากเปลือกหอยนางรม	สจล.
2557	ทุนสนับสนุนโครงการวิจัยโดยใช้เงินรายได้คณะวิศวกรรมศาสตร์ ปีงบประมาณ 2557 ชื่อโครงการวิจัย: การกำจัดสารหนูปนเปื้อนในน้ำด้วยสารดูดซับที่สังเคราะห์จาก	สจล.

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

	เปลือกหอยนางรม	
2557	ทุนสนับสนุนโครงการวิจัยโดยใช้เงินรายได้คณะวิศวกรรมศาสตร์ ปีงบประมาณ 2557 ชื่อโครงการวิจัย: การกำจัดสารหนูปนเปื้อนในน้ำด้วยสารดูดซับที่สังเคราะห์จากเปลือกหอยนางรม	สจล.
2556	ทุนสนับสนุนโครงการวิจัยโดยใช้เงินรายได้คณะวิศวกรรมศาสตร์ ปีงบประมาณ 2556 ชื่อโครงการวิจัย: การเคลือบผิวแผ่นกั้นเซลล์ที่ทำจากวัสดุประเภทโลหะที่ใช้ในเซลล์เชื้อเพลิงชนิดออกไซด์แข็งเพื่อลดการระเหยของสเกลโครเมีย	สจล.
2555	ทุนสนับสนุนโครงการวิจัยโดยใช้เงินรายได้คณะวิศวกรรมศาสตร์ ปีงบประมาณ 2555 ชื่อโครงการวิจัย: การลดการระเหยของโครเมียบนพื้นผิวของเหล็กกล้าไร้สนิมที่ใช้เป็นวัสดุทำแผ่นกั้นเซลล์ในเซลล์เชื้อเพลิงชนิดออกไซด์แข็งด้วยวิธีเคลือบผิว	สจล.
2554-2555	Franco-Thai Cooperation Program in Higher Education and Research Year 2011-2012. ชื่อโครงการวิจัย: Durability of Stainless Steel Bipolar Plates in Solid Oxide Electrolysis Cells for Hydrogen Production	รัฐบาลฝรั่งเศส
2554	ทุนสนับสนุนโครงการวิจัยโดยใช้เงินรายได้คณะวิศวกรรมศาสตร์ ปีงบประมาณ 2554 ชื่อโครงการวิจัย: การศึกษาการเกิดการระเหยของโครเมียจากพื้นผิวของอัลลอยที่มีโลหะโครเมียเป็นส่วนประกอบซึ่งใช้เป็นวัสดุทำแผ่นกั้นเซลล์ในเซลล์ไฟฟ้าเคมีชนิดออกไซด์แข็ง	สจล.
2552	ทุนสนับสนุนโครงการวิจัยโดยใช้เงินรายได้คณะวิศวกรรมศาสตร์ ปีงบประมาณ 2552 ชื่อโครงการวิจัย: การผลิตไฮโดรเจนจากปฏิกิริยาดีไฮโดรจิเนชันของเมธิลไซโคลเฮกเซน	สจล.
2546	ทุนรัฐบาล ก.พ.	รัฐบาลไทย

ผลงานวิจัย/งานสร้างสรรค์

ผลงานวิจัย/งานสร้างสรรค์ที่ตีพิมพ์เผยแพร่

1. V. Parry, W. Wongpromrat, L. Latu-Romain, C. Pascal, W. Chandra-ambhorn, S. Chandra-ambhorn, Y. Wouters, A. Galerie, "Morpho-Chemical Investigations and

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

Thermodynamic Study of Nb-Rich Passive Nodules Grown on AISI 441 Oxidized in Wet Atmosphere”, Corrosion Science, 141(2018)255-263.

2. P. Khownpurk, W. Chandra-ambhorn, “Preparation and Characterization of Oyster Shell Powder-Treated Rich Husk Ash Adsorbent Pellet for As(III) Removal”, MATEC Web of Conferences 192(2018)01003.

3. P. Khownpurk, W. Wongpromrat, W. Chandra-ambhorn, “Arsenic Adsorption Using the Adsorbent Synthesised from Oyster Shell”, Key Engineering Materials, 728(2017)327-334.

4. W. Wongpromrat, V. Parry, W. Chandra-ambhorn, S. Chandra-ambhorn, A. Galerie, Y. Wouters, “Advanced Microstructural Investigations of AISI 441 Early Stage Oxidation in Wet Atmosphere”, Key Engineering Materials, 720(2017)3-8.

5. W. Wongpromrat, G. Berthomé, V. Parry, S. Chandra-ambhorn, W. Chandra-ambhorn, C. Pascal, A. Galerie, Y. Wouters, “Reduction of Chromium Volatilisation from Stainless Steel Interconnector of Solid Oxide Electrochemical Devices by Controlled Preoxidation”, Corrosion Science, 106(2016)172-178.

6. W. Wongpromrat, V. Parry, F. Charlot, A. Crisci, L. Latu-Romain, W. Chandra-ambhorn, S. Chandra-ambhorn, A. Galerie, Y. Wouters, “Possible Connection between Nodule Development and Presence of Niobium and/or Titanium during Short Time Thermal Oxidation”, Materials at High Temperatures, 32(2015)22-27.

7. W. Wongpromrat, H. Thaikhan, W. Chandra-ambhorn, S. Chandra-ambhorn, “Chromium Vaporisation from AISI 441 Stainless Steel Oxidised in Humidified Oxygen”, Oxidation of Metals, 79(2013)529-540.

8. M.R. Ardigo, V. Parry, I. Popa, S. Chevalier, W. Chandra-ambhorn, P. Phakpeetinan, Y. Wouters, “Optimisation of Metallic Interconnects for Hydrogen Production by High Temperature Water Vapour Electrolysis”, Defect and Diffusion Forum, 323-325(2012)239-244.

การเสนอผลงานวิชาการ

1. P. Khownpurk, W. Chandra-ambhorn, “Preparation and Characterization of Oyster Shell Powder-Treated Rice Husk Ash Adsorbent Pellet for As(III) Removal” The 4th International Conference on Engineering, Applied Sciences and Technology (ICEAST), 4-7 July 2018.

2. P. Khownpurk, W. Chandra-ambhorn, “Arsenite Adsorption on the Adsorbent Synthesized from Oyster Shells”, The 4th TIChE International Conference, 18-19 December 2014.
3. W. Chandra-ambhorn, N. Yaowaman, P. Srijuntanakul, D. Na-Ranong, “Hydrogen Generation via Dehydrogenation of Methylcyclohexane Using Ni/Al₂O₃ as a Catalyst”, The 17th Regional Symposium on Chemical Engineering (RSCE 2010), 22-23 November 2010.
4. วิจิตรา วงศ์พร้อมรัตน์, สมฤกษ์ จันทรัมย์พร, วลัยรัตน์ จันทรัมย์พร, “การระเหยของโครเมียมจากเหล็กกล้าไร้สนิมซึ่งใช้เป็นแผ่นกั้นเซลล์ในเซลล์เชื้อเพลิงชนิดออกไซด์แข็ง”, การประชุมโลหวิทยาแห่งชาติ ครั้งที่ 5, 19-20 มกราคม 2555.

2. นางสาวพิชญ์นิภา ขวัญเฟือก

ตำแหน่งปัจจุบัน: นักศึกษาปริญญาเอก

หน่วยงานและสถานที่ติดต่อได้สะดวก:

ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหาร

ลาดกระบัง

ประวัติการศึกษา

ชื่อย่อปริญญา	สาขา	สถาบันที่จบ	ปีที่จบ
วท.บ.	เทคโนโลยีปิโตรเคมี หลักสูตรนานาชาติ	สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง	2553
วศ.ม.	วิศวกรรมเคมี	สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง	2556

สาขาวิชาการที่มีความชำนาญพิเศษ: การดูดซับ

ผลงานวิจัย/งานสร้างสรรค์

ผลงานวิจัย/งานสร้างสรรค์ที่ตีพิมพ์เผยแพร่

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆ ทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

1. P. Khownpurk, W. Chandra-ambhorn, “Preparation and Characterization of Oyster Shell Powder-Treated Rich Husk Ash Adsorbent Pellet for As(III) Removal”, MATEC Web of Conferences 192(2018)01003.
2. P. Khownpurk, W. Wongpromrat, W. Chandra-ambhorn, “Arsenic Adsorption Using the Adsorbent Synthesised from Oyster Shell”, Key Engineering Materials, 728(2017)327-334.

การเสนอผลงานวิชาการ

1. P. Khownpurk, W. Chandra-ambhorn, “Preparation and Characterization of Oyster Shell Powder-Treated Rice Husk Ash Adsorbent Pellet for As(III) Removal” The 4th International Conference on Engineering, Applied Sciences and Technology (ICEAST), 4-7 July 2018.
2. P. Khownpurk, W. Chandra-ambhorn, “Arsenite Adsorption on the Adsorbent Synthesized from Oyster Shells”, The 4th TIChE International Conference, 18-19 December 2014.