



การกำจัด As(III), Mn(II) และ  $\text{NH}_4^+$ -N ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์  
โดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบแพ็คเบด

สมหวัง ฤทธิ์ทวงศ์

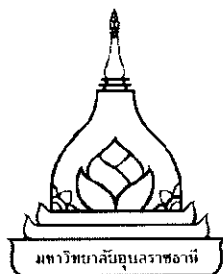
วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต  
สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์  
มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี  
ปีการศึกษา 2558  
ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี



REMOVAL OF As(III), Mn(II) AND  $\text{NH}_4^+$ -N FROM  
SYNTHETIC GROUNDWATER USING PACKED-BED BIOREACTOR

SOMVANG LITTHAVONG

A THESIS SUBMITTED IN PARTIAL ULFILLMENT OF THE REQUIREMENTS  
FOR THE DEGREE OF MASTER OF SCIENCE  
MAJOR IN ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY  
FACULTY OF SCIENCE  
UBON RATCHATHANI UNIVERSITY  
ACADEMIC YEAR 2015  
COPYRIGHT OF UBON RATCHATHANI UNIVERSITY



ใบรับรองวิทยานิพนธ์  
มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี  
ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต  
สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์

เรื่อง การกำจัด As(III), Mn(II) และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ โดยถึงปฏิกรณ์ชีวภาพแบบแพ็คเบด

ผู้วิจัย นายสมหวัง ฤทธิ์ทวงศ์

คณะกรรมการสอบ

ดร.พลสันต์ มหาพันธ์	ประธานกรรมการ
รองศาสตราจารย์ ดร.ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล	กรรมการ
ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ประสงค์สม บุญยอุปพัทธ์	กรรมการ

อาจารย์ที่ปรึกษา

(รองศาสตราจารย์ ดร.ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล)

(รองศาสตราจารย์ ดร.อุทิศ อินทร์ประสิทธิ์)

คณบดีคณะวิทยาศาสตร์

(รองศาสตราจารย์ ดร.อริยาภรณ์ พงษ์รัตน์)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการ

ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

ปีการศึกษา 2558

## กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลงได้ด้วยดี โดยได้รับความช่วยเหลืออย่างดียิ่งจากท่านรองศาสตราจารย์ ดร.ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่กรุณาให้โอกาสลูกศิษย์ ให้ความรู้และคำแนะนำในการเรียน และการทำงานวิจัยตั้งแต่เริ่มแรกตลอดจนการตรวจแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้มีความถูกต้องสมบูรณ์จนสำเร็จการศึกษาครั้งนี้ ขอขอบพระคุณท่านประธานหลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิตสาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม พร้อมด้วยท่านอาจารย์และเจ้าหน้าที่ทุกท่านในหลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิตสาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี ที่ได้ทุ่มเทแรงกายสติปัญญา สอนสั่ง ชัดเฝ้าตลอดมา

ขอขอบพระคุณกรมความร่วมมือเพื่อการพัฒนาระหว่างประเทศ กระทรวงการต่างประเทศ ประเทศไทย ที่ได้ให้ความอนุเคราะห์ทุนการศึกษาครั้งนี้ และขอขอบคุณมหาวิทยาลัยอุบลราชธานีที่รับรองผู้วิจัยได้เข้ามาศึกษาในสถาบันของท่าน รวมทั้งท่านรองอธิการบดีฝ่ายวิเทศสัมพันธ์พร้อมคณะที่คอยให้การช่วยเหลือตลอดมา

ขอกราบขอบพระคุณบิดามารดา ญาติพี่น้องที่อยู่เมืองลาว ที่ช่วยสนับสนุนทุนการศึกษา และช่วยเป็นแรงผลักดันให้กำลังใจจนสำเร็จการศึกษาครั้งนี้ พร้อมนี้บุคคลที่ได้กล่าวนามมาทั้งหมด และที่ไม่ได้กล่าวนามนั้น ล้วนเป็นผู้มีพระคุณและเป็นส่วนสำคัญที่ส่งเสริมให้ก้าวถึงความสำเร็จในการศึกษา ผู้วิจัยรู้สึกมีความภูมิใจ ซาบซึ้งในน้ำใจและความช่วยเหลือของทุกท่าน หากมีสิ่งหนึ่งใดที่ได้กระทำอันไม่ดีไม่งามก็ขอให้อภัยแก่ผู้วิจัยด้วย สุดท้ายผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณทุกท่านมา ณ โอกาสนี้



สมหวัง ฤทธิทวงศ์

ผู้วิจัย

## บทคัดย่อ

- เรื่อง : การกำจัด As(III), Mn(II) และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์โดย  
 ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพแบบแพ็คเบด
- ผู้วิจัย : สมหวัง ฤทธิ์ทรงค์
- ชื่อปริญญา : วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต
- สาขาวิชา : เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม
- อาจารย์ที่ปรึกษา : รองศาสตราจารย์ ดร. ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล
- คำสำคัญ : การกำจัด, อาร์ซีนีท์ [As(III)], แมงกานีส [Mn(II)],  
 แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพแบบแพ็คเบด

การศึกษาประสิทธิภาพของแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 ที่สร้างเป็นไบโอฟิล์มบนเม็ด polyethylene บรรจุในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มต่อเนื่องกับถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ที่มี anthracite และ sand เป็นวัสดุตัวกรอง เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนไฮเดียมอาร์ซีนีท์ [As(III)] แมงกานีสคลอไรด์ [Mn(II)] และแอมโมเนียมคลอไรด์ ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) ที่ระดับความเข้มข้น 40, 100 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยมีอัตราการไหลเข้าระบบเท่ากับ 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที ที่อุณหภูมิห้อง เก็บตัวอย่างทุกๆ 24 ชั่วโมง เป็นเวลา 42 วัน การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  พบว่าในช่วง 1-25 วันของการทดลองถึงปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III) สูงสุดเท่ากับร้อยละ 89.08 (ในวันที่ 11 ของการทดลอง) และประสิทธิภาพการบำบัด  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  สูงสุดเท่ากับร้อยละ 76.04 (ในวันที่ 16 ของการทดลอง) โดยพบว่ามีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทสูงสุดเท่ากับ 509.43 ไมโครกรัมต่อลิตร (ในวันที่ 25 ของการทดลอง) เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ ที่ปนเปื้อน As(III) และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพการบำบัด As(III) และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  เพิ่มขึ้นโดยรวมสูงสุดเท่ากับร้อยละ 90.25 (ในวันที่ 25 ของการทดลอง) และ ร้อยละ 80.48 (ในวันที่ 18 ของการทดลอง) ตามลำดับ มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทเท่ากับ 485.48 ไมโครกรัมต่อลิตร (ในวันที่ 25 ของการทดลอง) ในวันที่ 26 ของการทดลองได้เติมปริมาณความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์ เท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร น้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนทั้ง As(III), Mn(II) และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ให้ไหลเข้าถังปฏิกรณ์ พบว่าในช่วง 27-34 วัน ของการทดลอง ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III), Mn(II) และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  สูงสุดเท่ากับร้อยละ 87.33 (ในวันที่ 31 ของการทดลอง), ร้อยละ 79.31 (ในวันที่ 34 ของการทดลอง) และ ร้อยละ 65.31 (ในวันที่ 31 ของการทดลอง) ตามลำดับ โดยมีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทเท่ากับ 480.81 ไมโครกรัมต่อลิตร (ในวันที่ 32 ของการทดลอง) เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนทั้ง As(III), Mn(II) และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ประสิทธิภาพการบำบัด As(III) เพิ่มขึ้นโดยรวมเท่ากับร้อยละ 88.50 (ในวันที่ 31 ของ การทดลอง), ร้อยละ 80.30 (ในวันที่ 34 ของการทดลอง) และร้อยละ 69.66 (ในวันที่ 31 ของการทดลอง) และมีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทเท่ากับ 450.43 ไมโครกรัมต่อลิตร (ในวันที่ 32 ของการทดลอง) พบว่าผลการทดลองในวันที่ 35-42 วัน โดยในวันที่ 42 ของการทดลอง

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม มีประสิทธิภาพการบำบัด As(III),  $\text{NH}_4^+$ -N และ Mn(II) เท่ากับร้อยละ 5.17, 83.45 และ 85.66 ตามลำดับ และปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทลดลงเรื่อยๆเหลืออยู่เท่ากับ 18.11 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่าในวันที่ 42 ของการทดลอง ประสิทธิภาพการบำบัด As(III),  $\text{NH}_4^+$ -N และ Mn(II) โดยรวมเท่ากับ ร้อยละ 54.50, 93.61 และ 88.90 ตามลำดับ และปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทลดลงเท่ากับ 28.63 ไมโครกรัมต่อลิตร จากการวิเคราะห์ปริมาณของแบคทีเรีย *B. megatiliu*m PNKP S2 ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม, ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration และถังฆ่าเชื้อ พบว่ายังมีปริมาณเชื้อแบคทีเรียเหลืออยู่ในถังฆ่าเชื้อโดยเฉลี่ยเท่ากับ  $3.9 \times 10^8$ ,  $5.7 \times 10^7$  และ  $2.5 \times 10^3$  cfu/ml ต่อวัน ตามลำดับ ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าการบำบัด As(III),  $\text{NH}_4^+$ -N และ Mn(II) ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไบโอฟิล์มต่อเนื่องด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพในการนำมาประยุกต์ใช้และขยายขนาดเพื่อการบำบัดในภาคสนามหรือหากจะทำการบำบัดน้ำใต้ดินและ/หรือน้ำเสียทั่วไปในธรรมชาติควรมีการศึกษาเพิ่มเติมด้านความเป็นไปได้ทางเศรษฐศาสตร์ของการนำระบบมาใช้จริงต่อไป

## ABSTRACT

TITLE : REMOVAL OF As(III), Mn(II) AND  $\text{NH}_4^+$ -N FROM SYNTHETIC  
 GROUNDWATER USING PACKED-BED BIOREACTOR  
 AUTHOR : SOMVANG LITTHAVONG  
 DEGREE : MASTER OF SCIENCE  
 MAJOR : ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY  
 ADVISOR : ASSOC. PROF. PRANEE PATTANAPIITPAISAL, Ph.D.  
 KEYWORDS : REMOVAL, ARSENITE [As(III)], MANGANESE [Mn(II)],  
 AMMONIUM-NITROGEN ( $\text{NH}_4^+$ -N), PACKED-BED REACTOR

This research studied the effectiveness of *Bacillus megaterium* PNKP-S2 bio-film on polyethylene bead in packed-bed reactor and filtration reactor with anthracite and sand as a filter in order to remove As(III);  $\text{NH}_4^+$ -N and Mn(II). Synthetic groundwater supplemented with sodium-arsenite [As(III) ( $40 \mu\text{g L}^{-1}$ )]; manganese-chloride [Mn(II) ( $100 \mu\text{g L}^{-1}$ )] and ammonium-chloride [ $\text{NH}_4^+$ -N ( $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ )] was fed continuously through a bio-film reactor and filtration reactor respectively at a flow rate 0.5 milliliter per minute at room temperature. Samples were collected every 24 hours for 42 days. Result showed that during 1<sup>st</sup>-25<sup>th</sup> day of the experiment, the bio-film reactor removed 89.08% of As(III) (on 11<sup>st</sup> day of experiment) and 76.40% of  $\text{NH}_4^+$ -N (on 16<sup>th</sup> day of the experiment), and a concentration of nitrate was maximum at  $509.43 \mu\text{g L}^{-1}$  (on 25<sup>th</sup> day of the experiment). Further, the synthetic ground water was feed continuously to the filtration reactor. The result showed that As(III) and  $\text{NH}_4^+$ -N were total removed 90.25% (on 25<sup>th</sup> day of the experiment) and 80.48% (on 18<sup>th</sup> day of the experiment), respectively. The concentration of nitrate was  $485.48 \mu\text{g L}^{-1}$  recorded (on 25<sup>th</sup> day of the experiment). On 26<sup>th</sup> day of experiment, manganese chloride was added at  $100 \mu\text{g L}^{-1}$ , the synthetic groundwater supplemented with As(III);  $\text{NH}_4^+$ -N and Mn(II) through the reactor. Result showed that during 27<sup>th</sup>-34<sup>th</sup> day of the experiments, the bio-film reactor could removed 87.33% of As(III) (on 31<sup>th</sup> day of the experiment), 79.31% of Mn(II) (on 34<sup>th</sup> day of the experiment) and 65.31% of  $\text{NH}_4^+$ -N (on 31<sup>th</sup> day of the experiment). The concentration of nitrate was  $480.81 \mu\text{g L}^{-1}$  (on 32<sup>th</sup> day of the experiment). After, the synthetic groundwater was feed continuously to the filtration reactor. It was found that 88.50% of As(III) (on 31<sup>th</sup> day of the experiment), 80.30% of Mn(II) (on 34<sup>th</sup> day of the experiment) and 69.66% of  $\text{NH}_4^+$ -N (on 31<sup>th</sup> day of the experiment) was total removed of the experiment. The concentration of nitrate was  $450.53 \mu\text{g L}^{-1}$  (on 32<sup>th</sup> day of the experiment). During 35-42<sup>th</sup> day of the experiments,

the result showed that the bio-film reactor effectively removed 5.17% of As(III), 83.45% of Mn(II) and 85.66% of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  on 42<sup>th</sup> day of the experiment. The concentration of nitrate declined to  $18.11 \mu\text{g L}^{-1}$ . While the filtration reactor totally removed 54.5% of As(III), 93.61% of Mn(II) and 88.90% of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ). The concentration of nitrate declined to  $28.63 \mu\text{g L}^{-1}$ ). For the enumeration of bacteria, *B. megatium* PNKP S2 was found in the concentration of  $3.9 \times 10^8$ ,  $5.7 \times 10^7$  and  $2.5 \times 10^3$  CFU/ml per day, in treated synthetic groundwater from bio-film reactor, filtration reactor and disinfection tank, respectively. Result indicated that effective removal As(III);  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and Mn(II) in synthetic groundwater by bio-film reactor and filtration reactor could be achieved and increased in scale for use in the fieldwork and/or the treatment of wastewater in the environment. Further study of economic feasibility of treatment system is recommended.



## สารบัญ

	หน้า
กิตติกรรมประกาศ	ก
บทคัดย่อภาษาไทย	ข
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ	ง
สารบัญ	ฉ
สารบัญตาราง	ช
สารบัญภาพ	ณ
<b>บทที่ 1 บทนำ</b>	
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของงานวิจัย	1
1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	3
1.3 สมมติฐานของงานวิจัย	4
1.4 ตัวแปรที่ศึกษา	4
1.5 ขอบเขตของงานวิจัย	4
1.6 สถานที่ดำเนินงานวิจัย	4
1.7 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	4
<b>บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง</b>	
2.1 อาร์ชินิค แมงกานีส และแอมโมเนียม-ไนโตรเจน	5
2.2 การกำจัดอาร์ชินิค แมงกานีส และแอมโมเนียม-ไนโตรเจน	13
2.3 फिल्मชีวภาพ (Biofilm)	17
2.4 ถึงปฏิกรณ์แบบไบโอฟิล์ม	20
2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	21
<b>บทที่ 3 วัสดุอุปกรณ์และวิธีการทดลอง</b>	
3.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมี	26
3.2 ขั้นตอนการดำเนินงานวิจัย	27
<b>บทที่ 4 ผลการทดลอง</b>	
4.1 การเตรียมกล้าเชื้อแบคทีเรีย <i>Bacillus megaterium</i> PNKP-S2	34
4.2 การตรึงเชื้อแบคทีเรีย <i>B. megaterium</i> PNKP-S2 บนเม็ด polyethylene	35
4.3 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียมคลอไรด์ ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และในถังปฏิกรณ์แบบ filtration	36

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
<b>บทที่ 5 สรุปและอภิปรายผล</b>	
5.1 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซีไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียมคลอไรด์	56
5.2 ข้อสรุปและข้อเสนอแนะ	61
เอกสารอ้างอิง	62
ภาคผนวก	
ก การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อ (Preparation of culture medium)	71
ข วิธีการและขั้นตอนการวิเคราะห์	76
ค ภาพระบบบำบัดและเครื่องมือทดลอง	84
ง Conference	87
ประวัติผู้วิจัย	101

## สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	ส่วนประกอบของน้ำใต้ดินสังเคราะห์	31
2	พารามิเตอร์ และวิธีการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำใต้ดินสังเคราะห์	33
3	การบำบัดโซเดียมอาร์ซีไนท์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม	37
4	การบำบัดโซเดียมอาร์ซีไนท์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพ แบบ filtration	39
5	การบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม	41
6	การบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ที่ปนเปื้อนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพ แบบ filtration	43
7	ปริมาณแมงกานีสคลอไรด์ที่ปนเปื้อนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ผ่านการบำบัดและ การทำให้ปลอดเชื้อด้วย แคลเซียมไฮโปคลอไรด์ 65 เปอร์เซ็นต์ ในถังฆ่าเชื้อ Disinfection tank	45
8	การบำบัดแอมโมเนียคลอไรด์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม	47
9	การบำบัดแอมโมเนียคลอไรด์ที่ปนเปื้อนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพ แบบ filtration	49
10	ปริมาณไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) ของการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ไบโอฟิล์ม	51
11	ปริมาณไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) ของการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ในถังปฏิกรณ์กายภาพ แบบ filtration	53
12	ปริมาณแบคทีเรียในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม, ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration และถังฆ่าเชื้อ disinfection tank	55

## สารบัญภาพ

ภาพที่	หน้า
1 อาร์ชีนิคที่พบในธรรมชาติในรูปของสารประกอบต่างๆ	6
2 ลักษณะอาการที่ผิวหนังของผู้ที่ได้รับพิษของอาร์ชีนิค	8
3 ชนิดแร่แมงกานีสที่มีธาตุแมงกานีสตั้งแต่ 32 ที่พบในธรรมชาติ	9
4 วัฏจักรไนโตรเจนในแหล่งน้ำ	11
5 การเปลี่ยนรูปต่างๆของไนโตรเจน	13
6 ขั้นตอนการเตรียมกล้าเชื้อแบคทีเรีย <i>B. megaterium</i> PNKP-S2	27
7 การเตรียมวัสดุพอง (เม็ด polyethylene beads)	28
8 ขั้นตอนการตรึงเชื้อแบคทีเรียบนถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม	29
9 แผนภูมิถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม	29
10 การเตรียมบรรจุ anthracite และ sand บนถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration	30
11 แผนภูมิถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration	30
12 แผนภูมิถังฆ่าเชื้อ disinfection tank	31
13 แผนภูมิระบบบำบัดถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ packed-bed แบบต่อเนื่อง	32
14 กล้าเชื้อแบคทีเรีย <i>B. megaterium</i> PNKP-S2 ในอาหารเลี้ยงเชื้อเหลว L.B broth (ก) อาหารเลี้ยงเชื้อเหลว Luria Bertani broth ปริมาตร 10 มิลลิลิตร และ (ข) อาหารเลี้ยงเชื้อเหลว Luria Bertani broth ปริมาตร 150 มิลลิลิตร	34
15 (ก) ระบบการให้อาหารเลี้ยงเชื้อเหลว LBi broth ปริมาตร 60 มิลลิลิตร ทุกๆ 2 วัน เป็นเวลา 30 วัน และ (ข) ลักษณะไบโอฟิล์มบนเม็ด polyethylene	35
16 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ปริมาณความเข้มข้นเริ่มต้น เท่ากับ 40 ไมโครกรัมต่อลิตร ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ซ้ำการทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบน มาตรฐาน (standard deviation)	36
17 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ ด้วยการไหลต่อเนื่องเข้า ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration เป็นเวลา 42 วันข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ซ้ำ การทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)	38
18 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแมงกานีสคลอไรด์มีระดับความเข้มข้นเริ่มต้น เท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มเป็นเวลา 17 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ซ้ำการทดลองและ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)	40
19 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแมงกานีสคลอไรด์มีระดับความเข้มข้นเริ่มต้น เท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร ด้วยการไหลต่อเนื่องเข้าถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration เป็นเวลา 17 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ซ้ำการทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)	42

## สารบัญญภาพ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
20	44
การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแมงกานีสคลอไรด์มีระดับความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตรหลังผ่านการบำบัดและการทำให้ปลอดเชื้อด้วยแคลเซียมไฮโปคลอไรด์ 65 เปอร์เซ็นต์ ในถังฆ่าเชื้อ Disinfection tank ระยะเวลา 17 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ซ้ำ การทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)	
21	46
การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแอมโมเนียมคลอไรด์ระดับความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตรด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 3 ซ้ำการทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)	
22	48
การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแอมโมเนียมคลอไรด์ ระดับความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตรด้วยการไหลเข้าถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 3 ซ้ำการทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)	
23	50
ปริมาณไนเตรท หลังการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 3 ซ้ำการทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)	
24	52
ปริมาณไนเตรท หลังการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 3 ซ้ำการทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)	
25	54
ปริมาณแบคทีเรียในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม, ถังปฏิกรณ์แบบ การกรอง (filtration) และถังฆ่าเชื้อ disinfection	

## บทที่ 1

### บทนำ

#### 1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของงานวิจัย

น้ำเป็นทรัพยากรธรรมชาติที่มีความสำคัญต่อการดำรงชีวิตของมนุษย์ และการใช้ประโยชน์จากน้ำในด้านต่างๆ เช่น การอุปโภค การเกษตรกรรม อุตสาหกรรม การสร้างพลังงาน การประมง และการคมนาคม แหล่งน้ำที่สามารถนำมาใช้ประโยชน์ ได้แก่ แม่น้ำลำธาร ทะเลสาบ ห้วย บึงและคลอง ซึ่งจัดเป็นแหล่งน้ำผิวดิน นอกจากนี้ยังมีแหล่งน้ำใต้ดินที่เป็นส่วนสำคัญอีกหลายแหล่งที่สามารถใช้ในการดำรงชีวิต

ปัจจุบันการหาแหล่งน้ำดิบเพื่อการอุปโภคบริโภคในชีวิตประจำวัน มีความต้องการเพิ่มสูงขึ้น น้ำใต้ดินจึงถือว่าเป็นแหล่งน้ำที่สำคัญที่มีการใช้มาช้านาน เป็นแหล่งน้ำที่อยู่ในเขตอ้อมน้ำ รวมถึงธารน้ำใต้ดิน ซึ่งเป็นน้ำอยู่ใต้ระดับเขตอ้อมน้ำ เป็นทรัพยากรที่มีคุณค่าและถูกนำมาใช้ประโยชน์เพื่อตอบสนองความต้องการการใช้น้ำทดแทนจากแหล่งน้ำผิวดินที่มีการเปลี่ยนแปลงด้านคุณภาพน้ำ เนื่องจากมีการปนเปื้อนสารพิษและปัญหาดังกล่าวเกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ (พจนานุกรมศัพท์ธรณีวิทยา, 2530: เว็บไซต์)

ปัญหาทางด้านสิ่งแวดล้อมโดยเฉพาะมลพิษทางน้ำที่เกิดจากแหล่งน้ำเสียชุมชน โรงพยาบาล โรงแรม ตลาด น้ำเสียจากการเกษตรกรรม โรงงานอุตสาหกรรม น้ำเสียจากแหล่งน้ำเหล่านี้ถูกปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อมส่วนใหญ่มักจะมีการปนเปื้อนของสารโลหะหนัก อโลหะเช่น อาร์ซีนิก แมงกานีส สารอินทรีย์และอนินทรีย์ในรูปของสารอาหาร สารผสมในรูปเกลือต่างๆที่เกิดการสะสมสารในแหล่งน้ำเป็นจำนวนมากมีการเปลี่ยนรูปของสารจนกลายเป็นพิษต่อแหล่งน้ำ จากเหตุผลที่กล่าวมาจึงจำเป็นต้องแสวงหาแหล่งน้ำที่สะอาดไม่มีสารพิษและไม่มีเชื้อโรคไว้อุปโภคบริโภค (ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล, 2551: 27-39)

โลหะและอโลหะหลายชนิดที่เป็นวัตถุพิษและเป็นสารประกอบในวัตถุพิษถูกนำมาใช้ในกระบวนการผลิตสินค้าหรือผลิตภัณฑ์ต่างๆเช่น อาร์ซีนิกและแมงกานีส ใช้ในการผลิตพลาสติก ถ่านไฟฉาย พีวีซี สี สำหรับด้านการเกษตรใช้เป็นส่วนผสมของยาฆ่าแมลงและปุ๋ย ใช้เป็นส่วนผสมของผลิตภัณฑ์ยา อุปกรณ์ทางการแพทย์ และเครื่องสำอาง ในทุกๆกิจกรรมของกระบวนการผลิตก็จะกำเนิดของเสีย (ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล, 2551: 27-39)

อาร์ซีนิกและสารประกอบอาร์ซีนิก (อาร์ซีนิก) มีความเป็นพิษโดยอาร์ซีนิกจะยับยั้งการสร้าง adenosine triphosphate: ATP ในทุกกระบวนการ metabolism ของสิ่งมีชีวิต โดยในวงจรกรดซิตริก (citric acid cycle) อาร์ซีนิกจะยับยั้งการทำงานของ succinate dehydrogenase และแข่งขันกับฟอสเฟสในการเกิดปฏิกิริยา oxidative phosphorylation จึงเป็นผลยับยั้งปฏิกิริยาการสร้างพลังงานของ  $NAD^+$  การหายใจของไมโทคอนเดรีย และการสังเคราะห์ ATP (Berg และคณะ, 2006: 595-509) นอกจากนี้ยังเป็นผลให้มีการสร้างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เพิ่มขึ้นรวมทั้งสารออกซิไดส์อื่นๆ ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเนื่องจากอาร์ซีนิกทำให้เกิดภาวะล้มเหลวของระบบและอวัยวะ

ต่างๆหรือเรียกว่าเกิดความเป็นพิษ (wikipedia.org: เว็บไซต์) พิษของอาร์ซินีท์ที่มีต่อร่างกายขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ อาการของโรคนี้อาจเริ่มตั้งแต่ลักษณะผิวหนังเป็นผื่นแดงและคันเกิดเม็ดตุ่มแล้วมีอาการคล้ายโรคหิด ตกสะเก็ด ผิวหนังจะลอกและมีสีคล้ำ อาการที่มีผลต่อระบบหลอดเลือดหัวใจ ระบบประสาท ปวด ตาและมะเร็งกระเพาะปัสสาวะ (ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล, 2554: 48-56)

แมงกานีส มีความเป็นพิษต่อระบบประสาทโดยทำให้สมองและประสาทพิการ ผู้ป่วยไม่สามารถพูดได้ชัดเจนเหมือนปกติ มีอาการคล้ายคนบ้า ชักกระตุกและอัมพาต มีอาการคล้ายคนเป็นโรคพาร์กินสัน ซึ่งเรียกอาการลักษณะนี้ว่า manganism ผู้คนแมงกานีสที่เข้าไปอยู่ในเนื้อเยื่อของปอดจะทำให้มีความต้านทานต่อเชื้อโรคลดลง ทำให้ป่วยเป็นโรคนิ่วในไตและภาวะการอักเสบแทรกซ้อนบ่อยๆ (ยุภาพันธ์ ทองไทย, 2552: 10-17)

ไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียจากมูลสัตว์และเศษอาหารจากการเลี้ยงสัตว์ ซึ่งประกอบไปด้วยสารอินทรีย์จากการย่อยสลายอินทรีย์ไนโตรเจน การย่อยสลายยูเรีย การขับถ่ายของเสียและการย่อยสลายซากสิ่งมีชีวิต ซึ่งเป็นที่มาของสารประกอบไนโตรเจน เมื่อเข้าสู่วัฏจักรของไนโตรเจน (nitrogen cycle) จะก่อให้เกิดการเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนียม ไนไตรต์ ไนเตรท และเมื่ออยู่ในรูปของแอมโมเนียมจะอยู่ในแหล่งน้ำ มีอยู่ 2 รูปแบบ คือ สารละลายแอมโมเนียมไอออน ( $\text{NH}_4^+$ ) และแอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ ) ซึ่งสารละลายแอมโมเนียจะมีความเป็นพิษมากกว่าแอมโมเนียมไอออนถึง 50 เท่า จึงเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ ส่งผลกระทบต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อม จากการนำน้ำมาใช้เพื่อการอุปโภคบริโภค (สุชาติตา ยางเอน, 2546: 6-11) นอกจากนี้การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจน ในแหล่งน้ำในรูปของไนเตรท ( $\text{NO}_3$ ) โดยกระบวนการออกซิเดชัน (oxidation) ซึ่งไนเตรทเป็นสารอาหารสำคัญของพืชน้ำหรือสาหร่ายและแพลงก์ตอน หากมีในปริมาณสูงพิษจะนำไปใช้ในกระบวนการเจริญเติบโตจะก่อให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (eutrophication) (ศิลาชัย มณีชัย, 2009: 51-63) นอกจากนี้หากมีไนเตรทในปริมาณสูงจะมีผลทำให้เด็กทารกป่วยเกี่ยวกับเมธิโมโกลบินในเลือดได้คือทำให้ทารกมีอาการตัวเขียว เนื่องจากไนเตรทไปทำให้ฮีโมโกลบินเป็นเมธิโมโกลบินซึ่งทำให้เม็ดเลือดแดงไม่สามารถนำออกซิเจนไปเลี้ยงส่วนต่างๆของร่างกายได้ (เทพวิฑูรย์ ทองศรี, 2555: 12-14)

จากความรุนแรงของโรคพิษของอาร์ซินีคเรื้อรัง องค์การอนามัยโลก (World Health Organization: WHO) สถาบันและคณะกรรมการที่เกี่ยวข้องจึงได้ปรับลดค่ามาตรฐานการปนเปื้อนอาร์ซินีคในน้ำดื่มจากเดิมที่ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร เป็น 10 ไมโครกรัมต่อลิตร เพราะตระหนักถึงความ เป็นพิษของอาร์ซินีคที่เป็นสารก่อมะเร็ง (ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล, 2554: 48-56) และประเทศไทย กำหนดค่ามาตรฐานการปนเปื้อนอาร์ซินีคในผลิตภัณฑ์น้ำดื่ม น้ำดื่มบรรจุปิดสนิทและน้ำบาดาลที่ ให้บริโภคเท่ากับ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 332 (พ.ศ. 2521) ออกตามความในพระราชบัญญัติมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรม พ.ศ. 2511 เรื่องกำหนดมาตรฐาน ผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรมน้ำบริโภค ตีพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา เล่ม 95 ตอนที่ 68 ลงวันที่ 4 กรกฎาคม 2521 และประกาศกระทรวงอุตสาหกรรมฉบับที่ 12 (พ.ศ. 2542) ออกตามความในพระราชบัญญัติ น้ำบาดาล พ.ศ. 2520 เรื่อง กำหนดหลักเกณฑ์และมาตรการในทางวิชาการสำหรับการป้องกันด้าน สาธารณสุขและป้องกันสิ่งแวดล้อมเป็นพิษ ตีพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา เล่มที่ 112 ตอนที่ 29 ลงวันที่ 13 เมษายน 2542 (กรมควบคุมมลพิษ, 2542: เว็บไซต์) กระทรวงอุตสาหกรรมกำหนดค่ามาตรฐาน ของแมงกานีสเพื่อการผลิตน้ำประปาไว้เท่ากับ 0.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนองค์การอนามัยโลกกำหนดไว้

เท่ากับ 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร - 1.5 มิลลิกรัมต่อลิตร (ศูนย์บริการเทคโนโลยีน้ำบาดาล: เว็บไซต์) และตามประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 8 (พ.ศ. 2537) ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535 เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน หมวด 2 ประเภทและมาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน กำหนดไนเตรท ( $\text{NO}_3$ ) มีค่าไม่เกิน 5.0 มิลลิกรัมต่อลิตร และ แอมโมเนีย ไม่เกิน 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร

การปนเปื้อนของอาร์ซีไนท์ แมงกานีส และสารอินทรีย์รูปของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในแหล่งน้ำใต้ดิน เป็นปัญหาที่พบได้ทั่วโลกโดยผลที่เกิดจากวัฏจักรทางธรณีวิทยา ทำให้เกิดผลกระทบทั้งทางตรงและทางอ้อมเมื่อรับสารจากการปนเปื้อนในน้ำเกิดการสะสมในร่างกาย น้ำเสียที่เกิดการปนเปื้อนจึงต้องได้รับการบำบัดก่อนปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อม กระบวนการบำบัดโดยทั่วไปประกอบด้วยกระบวนการบำบัดทางกายภาพ กระบวนการบำบัดทางเคมี กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ และกระบวนการบำบัดทางเคมี-กายภาพ และกระบวนการบำบัดทางเคมี-ชีวภาพ ได้แก่ การตกตะกอน (flocculation-coagulation and precipitation) การดูดซับ (absorption) การดูดซึม (adsorption) การออกซิเดชัน (oxidation) การกรอง (filtration) และการใช้เยื่อเมมเบรน (membrane) การบำบัดด้วยการใช้พืชและจุลินทรีย์ในการดูดซับและออกซิเดชัน (กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม, 2545: 66-67)

ดังนั้น การกำจัดอาร์ซีไนท์ แมงกานีส และสารอินทรีย์รูปของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ในแหล่งน้ำใต้ดิน จึงได้รับความสนใจในการนำกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ เนื่องจากเป็นทางเลือกหนึ่งที่มีประหยัดค่าใช้จ่าย ปลอดภัยต่อมนุษย์ สัตว์และสิ่งแวดล้อม ลดการปนเปื้อนของสารเคมี โดยการใช้แบคทีเรียที่มีคุณสมบัติในการบำบัดอาร์ซีไนท์ ซึ่งสามารถคัดแยกจากสภาวะแวดล้อมที่แตกต่างกัน เช่น ดิน น้ำโสโครก เหมือง และน้ำชะเหมืองแร่ แบคทีเรียเหล่านี้ได้แก่ *Achromobacter*, *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Sinorhizobium*, *Rhizobium*, *Bordetella*, *Agrobacterium*, *Thermus*, *Herminimonus*, *Variovorax*, และ *Thiomonas* ความสามารถของแบคทีเรียในการออกซิไดส์อาร์ซีไนท์ไปเป็นอาร์ซีเนท สามารถเป็นแนวทางสำหรับกระบวนการบำบัดอาร์ซีไนท์ทางชีวภาพ (Michel และคณะ, 2007: 457-467) งานวิจัยครั้งนี้จึงได้ทำการทดลองโดยใช้เชื้อแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 ที่คัดแยกจากดินบ่อที่ 1 อำเภอวารินชำราบ จังหวัดอุบลราชธานี ซึ่งมีประสิทธิภาพในการต้านทานต่อความเป็นพิษของอาร์ซีไนท์ (นาถอนงค์ ยอดสิงห์, 2551: 20-21) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 ตรีงรูปในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มร่วมกับประสิทธิภาพการกรองด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ในการบำบัดอาร์ซีไนท์ แมงกานีส และแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ เพื่อเป็นแนวทางที่สามารถนำไปพัฒนากระบวนการบำบัดสารโลหะ โลหะหนัก สารอินทรีย์ และอนินทรีย์ที่เป็นพิษในน้ำใต้ดินและ/หรือน้ำเสียที่ปนเปื้อนโลหะหนักต่อไป

## 1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1.2.1 ศึกษาประสิทธิภาพของแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ตรีงรูปเป็นไบโอฟิล์มในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ในการบำบัดอาร์ซีไนท์ แมงกานีส และแอมโมเนียม-ไนโตรเจนปนเปื้อนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์



1.2.2 ศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ที่มี anthracite และ sand เป็นวัสดุตัวกรองในการบำบัดอาร์ซิไนท์ แมงกานีส และแอมโมเนียม-ไนโตรเจนปนเปื้อนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

### 1.3 สมมติฐานของงานวิจัย

แบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ตรีงรูปในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ที่มี anthracite และ sand เป็นวัสดุตัวกรอง สามารถลดความเป็นพิษของอาร์ซิไนท์ แมงกานีส และ แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์

### 1.4 ตัวแปรที่ศึกษา

1.4.1 ตัวแปรต้น คือ แบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2, anthracite และ sand

1.4.2 ตัวแปรตาม ได้แก่ ปริมาณความเข้มข้นของโซเดียมอาร์ซิไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียมคลอไรด์

1.4.3 ตัวแปรควบคุม คืออัตราการไหลเข้าของน้ำใต้ดินสังเคราะห์

### 1.5 ขอบเขตของงานวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) ทำการศึกษาการบำบัดอาร์ซิไนท์ แมงกานีส และแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ packed-bed ที่มี 2 ถังปฏิกรณ์ต่อเนื่องกันคือถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มที่มีเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ตรีงรูปบนเม็ด polyethylene และถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ที่มี anthracite และ sand โดยการนำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียม-คลอไรด์ ไหลผ่านถังปฏิกรณ์ที่มีระบบเชื่อมต่อกันอย่างต่อเนื่อง และเก็บตัวอย่างน้ำทุกๆ 24 ชั่วโมง ด้วยอัตราการไหลเข้า 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที พร้อมให้อากาศด้วยอัตราการไหล 22.5 ลิตรต่อนาที

### 1.6 สถานที่ดำเนินการงานวิจัย

ห้องปฏิบัติการ Bioremediation Laboratory Sc 458 อาคารวิจัยวิทยาศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

### 1.7 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.7.1 ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ใช้ในกระบวนการบำบัดเพื่อลดความเป็นพิษของโลหะ โลหะหนัก สารอินทรีย์และสารอนินทรีย์เช่นอาร์ซิไนท์ แมงกานีสและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำใต้ดินและ/หรือน้ำเสียที่ปนเปื้อนโลหะ โลหะหนัก

1.7.2 แนวทางที่สามารถนำไปพัฒนากระบวนการบำบัดสารโลหะหนัก สารอินทรีย์ที่เป็นพิษเช่นอาร์ซิไนท์ แมงกานีส และแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำใต้ดินและ/หรือน้ำเสียที่ปนเปื้อนโลหะ โลหะหนัก

## บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

น้ำเป็นส่วนประกอบที่สำคัญของสรรพสิ่งที่อยู่บนโลกและสิ่งมีชีวิตทุกชนิดทั้งมนุษย์ สัตว์ พืช และจุลินทรีย์ โดยเฉพาะอย่างยิ่งต่อมนุษย์ เพราะมนุษย์ต้องใช้น้ำในการบริโภคอุปโภค มนุษย์ดื่มน้ำเข้าไปในร่างกายและปล่อยน้ำออกจากร่างกายมากกว่าสารอื่นๆ น้ำเป็นส่วนสำคัญของเนื้อเยื่อทุกชนิด และยังทำหน้าที่เป็นตัวกลางสำหรับลำเลียงหรือถ่ายเทสารอาหารและของเสียในร่างกาย นอกจากนี้ยังช่วยรักษาอุณหภูมิของร่างกายให้คงที่ ร่างกายมนุษย์ประกอบด้วยน้ำประมาณ 70 เปอร์เซ็นต์ของน้ำหนักตัว การปล่อยหรือสูญเสียน้ำออกจากร่างกายประมาณเป็นเปอร์เซ็นต์ของน้ำดั่งนี้ ทางผิวหนัง 28 เปอร์เซ็นต์ ทางปอด 20 เปอร์เซ็นต์ ทางไต 50 เปอร์เซ็นต์ ทางอุจจาระและสิ่งขับถ่ายอื่นๆอีก 2 เปอร์เซ็นต์ มนุษย์ใช้ประโยชน์จากน้ำสำหรับกิจกรรมหลายอย่างของชีวิตประจำวันได้แก่ การชำระล้างร่างกายและเครื่องนุ่งห่ม ใช้ในการประกอบอาหาร แหล่งท่องเที่ยวพักผ่อนหย่อนใจ ใช้ในการเกษตรกรรม อุตสาหกรรม การผลิตกระแสไฟฟ้า การคมนาคมทางน้ำ เป็นต้น จึงนับว่าเป็นทรัพยากรที่มีประโยชน์มากมายต่อมนุษย์ (เสาวนีย์ จักรพิทักษ์, 2532: 110-115)

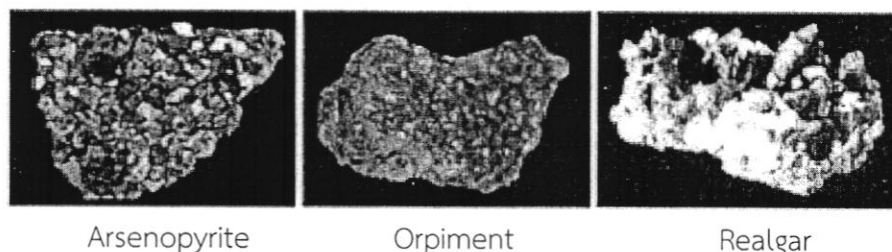
น้ำใต้ดินหรือน้ำบาดาลเป็นแหล่งน้ำที่สำคัญเกิดจากการดูดซับน้ำลงสู่ใต้ดิน สามารถแบ่งออกเป็น 2 ชนิดคือ 1) น้ำตื้น (unconfined groundwater) ได้แก่ น้ำใต้ดินที่อยู่ในชั้นกรวดระดับตื้น และ 2) น้ำบาดาล (confined groundwater) ได้แก่ น้ำใต้ดินที่อยู่ในชั้นกรวดดินทรายระหว่างชั้นน้ำที่บสองชั้น หรือ น้ำใต้ดินที่อยู่ในรอยแตกของหิน ซึ่งเป็นแหล่งน้ำใต้ดินที่นำมาใช้ประโยชน์ ปัจจุบันมีการพัฒนาน้ำใต้ดินมาใช้ประโยชน์อย่างกว้างขวาง เพื่อรองรับการขยายตัวของประชากร เศรษฐกิจ และสังคม อันเนื่องมาจากลักษณะเด่นของน้ำใต้ดิน คือ คุณภาพและอุณหภูมิค่อนข้างคงที่ ใช้พื้นที่และการลงทุนต่อหน่วยการผลิตต่ำกว่าการใช้น้ำประปาและน้ำผิวดิน ปริมาณไม่ผันแปรตามฤดูกาล สามารถจำแนกประเภทของการใช้น้ำใต้ดินเช่นการใช้น้ำใต้ดินเพื่ออุปโภคบริโภคอุปโภคได้แก่ การใช้น้ำเพื่อเป็นน้ำดื่ม น้ำใช้ในครัวเรือน เพื่อการทำเกษตรกรรมได้แก่ การเพาะปลูกพืช ผัก และการเลี้ยงสัตว์ เพื่ออุตสาหกรรมและการประกอบธุรกิจอาชีพเช่น ในโรงงานอุตสาหกรรมหรือใช้เป็นวัตถุดิบในการผลิตเช่น โรงงานผลิตสุรา อาหารกระป๋อง การผลิตน้ำดื่มบรรจุขวด โรงงานผลิตน้ำแข็ง น้ำอัดลม การใช้น้ำประกอบธุรกิจบริการเพื่อการบริการลูกค้า เช่น โรงแรม ศูนย์การค้า สวนสนุก สนามกีฬา และสถานบันเทิง เป็นต้น (สถาบันนวัตกรรมการเรียนรู้, มหาวิทยาลัยมหิดล, 2557: เว็บไซต์)

### 2.1 อาร์ซีนิก แมงกานีส และแอมโมเนียม-ไนโตรเจน

#### 2.1.1 สารหนู หรือ อาร์ซีนิก (Arsenic, As)

อาร์ซีนิก เป็นธาตุกึ่งโลหะหรือเมทัลลอยด์ (metalloid) มีสัญลักษณ์ทางเคมีคือ As เลขอะตอมเท่ากับ 33 มวลอะตอมเท่ากับ 74.92 สภาวะออกซิเดชันของสารหนูคือ -3 (arsenides), +3 (arsenites) และ +5(arsenates) สารประกอบอาร์ซีนิกที่พบทั่วไปได้แก่ arsenic acid ( $H_3AsO_4$ ) arsenous acid ( $H_3AsO_3$ ) arsenic trioxide arsine (arsenic trihydride;  $AsH_3$ ) cadmium

arsenide ( $Cd_3As_2$ ) gallium arsenide (GaAs) lead hydrogen arsenate ( $PbHAsO_4$ ) (the marck index, 1989) ในแหล่งน้ำจะพบอาร์เซนิกในรูปของสารประกอบอนินทรีย์ ซึ่งในน้ำที่มีออกซิเจนมักพบอาร์เซนิกในรูปของอาร์ซิเนตโดยอยู่ในรูปประจุลบ (anionic) ของ  $H_2AsO_4^-$   $HAsO_4^{2-}$  และ  $AsO_4^{3-}$  ส่วนในน้ำที่มีออกซิเจนน้อยเช่นในน้ำใต้ดินมักพบอาร์เซนิกในรูปของอาร์ซิไนท์โดยอยู่ในรูปไม่มีประจุ (anionic  $H_2AsO_3$ ) และในรูปประจุลบ (anionic  $H_2AsO_3^-$ ) (กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม, 2545: 66-67)



Arsenopyrite

Orpiment

Realgar

### ภาพที่ 1 อาร์เซนิกที่พบในธรรมชาติในรูปของสารประกอบต่างๆ

ที่มา: วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา และนิตินัย ขำมาลัย (2015)

อาร์เซนิกจะพบร่วมกับแร่ทองแดง ตะกั่วและสังกะสีซิลไฟด์ โดยพบอยู่ในรูปของ sulfide realgar หรือ orpiment และจะพบมากในรูปของ arsenopyrite ( $FeAsS$ ) ออกไซด์ของ อาร์เซนิกในรูป arsenic trioxide ส่วนใหญ่จะถูกนำมาใช้ในทางการเกษตร เช่น เป็นส่วนประกอบสารปราบศัตรูพืช สารกำจัดวัชพืช สารกำจัดแมลง สารฆ่าเชื้อรา (The Marck Index, 1989: เว็บไซต์) สารประกอบอาร์เซนิก ที่พบมากจะอยู่ในรูป  $AsO_3$  และ  $As_2O_5$  เป็นผลึกออกไซด์ ไม่มีสีละลายน้ำได้ดี และทำให้เกิดสารละลายที่ออกฤทธิ์เป็นกรด นอกจากนี้ยังพบในรูปของก๊าซอาร์ไซด์ (arsine arsenic trihydride;  $AsH_3$ ) ซึ่งมีกลิ่นคล้ายกระเทียม อาร์เซนิกในรูปของธาตุจะใช้เป็นส่วนผสมของโลหะอัลลอยด์ เช่นผสมกับตะกั่วในแบตเตอรี่ ใช้สำหรับเคลือบสีในนาฬิกาดีโอดหรือเป็น light-emitting diode (wikipedia.org, 2015: เว็บไซต์) นอกจากนี้ อาร์เซนิกและสารประกอบอาร์เซนิกบางชนิดสามารถเปลี่ยนรูปจากของแข็งเป็นก๊าซได้เมื่อได้รับความร้อนโดยไม่ต้องผ่านสถานะของเหลว ส่วนใหญ่อาร์เซนิกในรูปของของแข็ง เช่น รูปของแข็งสีเหลือง (molecular non-metallic form) มีความอ่อนนุ่ม มีความมันและไม่คงตัว มีโครงสร้างโมเลกุลเป็นเตตราไฮดรอล (tetrahedral  $As_4$  molecules) คล้ายกับฟอสฟอรัส ส่วนรูปของแข็งมีสีดำและสีเทา (metalloids form) มีโครงสร้างเป็นผลึกเกาะกันแน่น นำไฟฟ้า ความหนาแน่นของอาร์เซนิกในรูปของแข็งสีเหลืองเท่ากับ  $1.97 \text{ g/cm}^3$  รูปของแข็งสีเทาเท่ากับ  $5.73 \text{ g/cm}^3$  (เกรียงศักดิ์ อุทมนสินโรจน์, 2546: 109)

อาร์เซนิกที่พบทั่วไปในรูปของแร่อาร์ซิไนท์ มีปริมาณตั้งแต่ร้อยละ 0.02 ถึง 0.5 ปริมาณของอาร์เซนิกในหินภูเขาไฟ อาจพบได้เป็นปริมาณมากถึง 100 มิลลิกรัมต่อลิตรหรือในอัตราเฉลี่ย 2-3 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ส่วนในหินตะกอน เช่น หินภูเขาไฟ หินปูน หินทราย พบอาร์เซนิกจำนวนน้อยมาก และในแหล่งแร่แมงกานีส อาจพบมากถึง 15,000 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม สารประกอบซิลไฟด์ของอาร์เซนิกสามารถถูกเติมออกซิเจนได้ง่าย เมื่อสัมผัสกับอากาศจะกลายเป็นเกลืออนินทรีย์

ของอาร์ซีนิก (inorganic arsenic salt) ซึ่งมีคุณสมบัติละลายน้ำได้ดี นอกจากพบในแร่แล้วอาร์ซีนิกยังถูกพบในแหล่งอื่นๆ เช่น ในน้ำตามธรรมชาติมีอยู่ในอัตราความเข้มข้น 1-2 ไมโครกรัมต่อลิตร จนถึงมากกว่า 5,000 ไมโครกรัมต่อลิตร (Smedley, 2002: 517-568; ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล, 2551: 27-39)

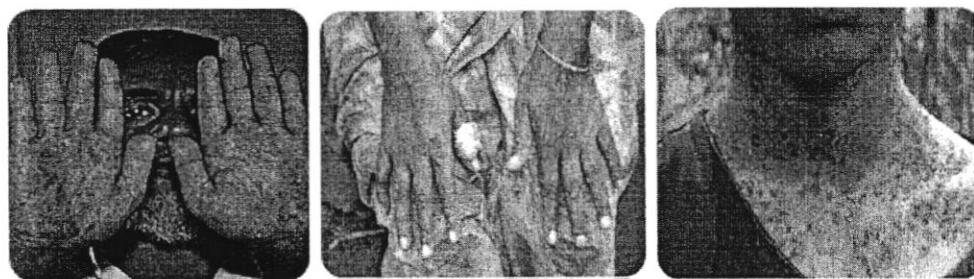
กลไกการออกฤทธิ์ของสารอาร์ซีนิกที่มีประจุบวกห้า (arsenate) จะออกฤทธิ์โดยแข่งขันกันจับกับฟอสเฟตอินทรีย์ในการสร้าง adenosine triphosphate: ATP ได้อาร์ซีนิกเอสเทอร์ที่ไม่คงตัว (unstable arsenate ester) และถูกไฮโดรไลซิสได้อย่างรวดเร็ว เรียกว่ากระบวนการอาร์ซีนอลิซิส (arsenolysis) (Gillman et al., 1996: 445-452) อดีโนซินไตรฟอสเฟตมีความสำคัญในการให้พลังงานแก่สิ่งมีชีวิต ทำให้สิ่งมีชีวิตสามารถดำรงอยู่ได้ ดังนั้นเมื่อสารอาร์ซีนิกแทรกแซงกระบวนการสร้างอดีโนซินไตรฟอสเฟต ก็จะเกิดผลกระทบต่อกระบวนการดำรงชีวิต (Mayo, 2007: 71-75)

สารอาร์ซีนิกอินทรีย์ (inorganic arsenite) สามารถยับยั้งเอนไซม์หลายชนิดที่มีหมู่ซัลไฟด์ (-SH groups) โดยเฉพาะเอนไซม์ไพรูเวตดีไฮโดรจีเนส (pyruvate dehydrogenase) ทำให้เอนไซม์ไพรูเวตดีไฮโดรจีเนส ไม่สามารถเปลี่ยนไพรูเวตไปเป็นอะเซทิลโคเอ (acetyl-CoA) ทำให้การสร้างกรดโคเลสเทอรอล และกระบวนการทำงานของ Krebs cycle ในไมโทคอนเดรียลดลง สารอาร์ซีนิกที่มีคุณสมบัติทำให้เซลล์เสื่อมสภาพ ยับยั้งการเจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนของเซลล์ และยับยั้งการสร้างหลอดเลือด (Miller et al., 2002: 3893-3903) นอกจากนี้สารอาร์ซีนิก ยังทำให้เกิดอนุมูลอิสระที่ว่องไวที่มีออกซิเจนเป็นส่วนประกอบที่ไปทำลายโปรตีน ไขมัน และดีเอ็นเอ (Chou et al., 2005: 304-310)

อาร์ซีนิกในน้ำใต้ดิน เกิดขึ้นได้ตามธรรมชาติและเกิดจากการตกตะกอนสู่น้ำใต้ดินเนื่องจากสภาวะหรือกิจกรรมต่างๆ บนพื้นผิวดิน การนำน้ำใต้ดินมาใช้ในการบริโภค บริเวณที่มีการสะสมของอาร์ซีนิกไพไรต์ (arsenopyrites) โดยเฉพาะปัญหาที่เกิดขึ้นในบังกลาเทศ (Berg et al., 2006: 495-509) ซึ่งพบว่าตั้งแต่ปี ค.ศ.1970 ประชากรในประเทศนี้ดื่มน้ำจากน้ำใต้ดินหรือน้ำบาดาลที่ขุดเจาะขึ้นมา น้ำดังกล่าวมีความเข้มข้นของอาร์ซีนิกมากกว่าหนึ่งในพัน ในขณะที่ WHO กำหนดค่ามาตรฐานสูงสุดเท่ากับ 1 ในพันล้านส่วน (WHO, 1993: 118) ปลายศตวรรษที่ 20 หลังจากที่ยอด NGO's สนับสนุนโครงการขุดเจาะน้ำบาดาลเพื่อการบริโภค โครงการนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อลดหรือไม่ให้มีการดื่มน้ำผิวดินที่มีแบคทีเรียเจือปน แต่ความผิดพลาดที่เกิดขึ้นคือไม่มีการตรวจสอบอาร์ซีนิกในน้ำดังกล่าว ประเทศต่างๆ ในเอเชียตะวันออกเฉียงใต้ตัวอย่างเช่น เวียดนาม กัมพูชา และทิเบต ซึ่งมีสภาพแวดล้อมทางภูมิศาสตร์คล้ายกันก็มีการปนเปื้อนของอาร์ซีนิกในน้ำใต้ดินสูง นอกจากนี้ทางตอนเหนือของสหรัฐอเมริกา รวมทั้งรัฐมิชิแกน วิสคอนซิน มินนิโซตาและดาโคต้า ก็พบการปนเปื้อนของอาร์ซีนิกในน้ำใต้ดินสูงเช่นเดียวกัน (Meharg and Earth 2005: 224-225)

พิษของอาร์ซีนิก ที่มีต่อร่างกายขึ้นกับปัจจัยหลายประการ อาการของโรคนี้เริ่มตั้งแต่ลักษณะผิวหนังเป็นผื่นแดงและคันเกิดเม็ดนูนแล้วมีอาการคล้ายโรคหิด ตกสะเก็ด ผิวหนังจะลอกและมีสีคล้ำ อาการที่มีผลต่อระบบหลอดเลือดหัวใจ ระบบประสาท ปอด ไต และมะเร็งกระเพาะปัสสาวะ (Berg et al., 2006: 495-509) จากความรุนแรงของโรคพิษของอาร์ซีนิกเรื้อรัง ประเทศไทยได้กำหนดค่ามาตรฐานของการปนเปื้อนอาร์ซีนิกในผลิตภัณฑ์น้ำดื่มบรรจุขวดและน้ำใต้ดินที่ใช้บริโภคเท่ากับ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2521: 4-10)

ในขณะที่องค์การอนามัยโลก (World Health Organization: WHO) สถาบันและคณะกรรมการที่เกี่ยวข้องจึงได้ปรับลดค่ามาตรฐานการปนเปื้อนอาร์เซนิกในน้ำดื่มจากเดิมที่ 50 ไมโครกรัมต่อลิตรเป็น 10 ไมโครกรัมต่อลิตร เพราะตระหนักถึงความเป็นพิษของอาร์เซนิก ที่เป็นสารก่อมะเร็งและความสามารถในการตรวจวิเคราะห์หาปริมาณ (ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล, 2554: 48-56; WHO, 1993: 118)



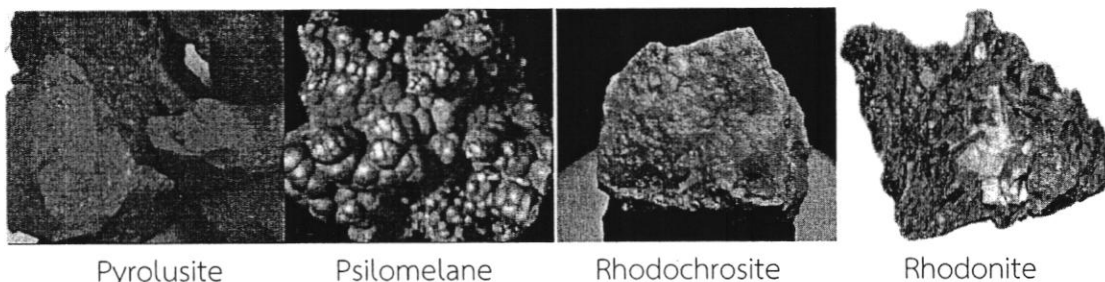
ภาพที่ 2 ลักษณะอาการที่ผิวหนังของผู้ที่ได้รับพิษของอาร์เซนิก  
ที่มา: Chronic Arsenic Poisoning (2008: เว็บไซต์)

### 2.1.2 แมงกานีส (Manganese, Mn)

แมงกานีส คือ ธาตุโลหะที่อยู่ในกลุ่มธาตุทรานสิชัน หมู่ VIII B คาบที่ 4 ในตารางธาตุ มีสัญลักษณ์ทางเคมีคือ Mn หมายเลขอะตอม 25 น้ำหนักอะตอม 54.938 โลหะแมงกานีสมีสีขาวเงิน แข็งและเปราะ โลหะแมงกานีสมีจุดหลอมเหลวที่ 1,246 องศาเซลเซียส และจุดเดือดที่ 2,061 องศาเซลเซียส เลขออกซิเดชัน +3 มีรัศมีไอออนเท่ากับ 0.66 อังสตรอม และเลขออกซิเดชัน +2 มีรัศมีไอออนเท่ากับ 0.80 อังสตรอม รัศมีอะตอมเท่ากับ 1.17 อังสตรอม ความถ่วงจำเพาะ 7.21 และความแข็งเท่ากับ 6 (ยูภาพันท์ ทองไทย, 2552: 30-32; จำลอง ปินตาวงศ์ และคณะ, 2554: 4-31) แร่แมงกานีสมีหลายชนิด ส่วนใหญ่อยู่ในรูปของออกไซด์ นอกจากนี้ยังเกิดในรูปของซิลิเกต คาร์บอเนต และซัลไฟด์ ซึ่งมีปริมาณแมงกานีสแตกต่างกันไป สำหรับแร่แมงกานีสที่มีธาตุแมงกานีสตั้งแต่ 32 ขึ้นไปประกอบด้วย แร่อะลาแบนด์ (Alabandite) แร่ไพโรลูไซต์ (Pyrolusite) แร่บรอนด์ (Braunite) แร่ฮอสแมนไนต์ (Bausmannite) แร่แมงกาไนต์ (Manganite) แร่ไซโลเมลัน (Psilomelane) แร่โรโดโครไซต์ (Rhodochrosite) และแร่โรโดไนต์ (Rhodonite) แต่แร่แมงกานีสชนิดแร่ไพโรลูไซต์เป็นชนิดที่พบเกิดในธรรมชาติ (จำลอง ปินตาวงศ์ และคณะ, 2554: 4-31)

แมงกานีสเป็นธาตุโลหะพบได้มากตามธรรมชาติ จัดว่าเป็นแร่ธาตุที่จำเป็นต่อมนุษย์ พืช และสัตว์ในปริมาณน้อย (trace essential element) เนื่องจากเป็นส่วนประกอบของเอนไซม์บางชนิด ธาตุบริสุทธิ์จะมีลักษณะเป็นผงสีเทา-ขาว ส่วนใหญ่ที่พบในชีวิตประจำวันมักพบในรูปสารประกอบ มนุษย์นำแมงกานีสในแหล่งแร่ตามธรรมชาติออกมาใช้ และพบว่ามีการปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อมจำนวนมาก บริเวณเหมืองแร่ โรงงานถลุงแร่แมงกานีส โรงงานผลิตโลหะผสม โรงงานเชื่อมโลหะด้วยไฟฟ้า และโรงงานถ่านไฟฉาย โดยส่วนใหญ่อยู่ในรูปของแมงกานีสไดออกไซด์ (กรณีการสำรวจ, 2544: 217-229) นอกจากนี้ยังพบในดินและน้ำ ค่าเฉลี่ยของแมงกานีสในดินเท่ากับ 61-1010 ppm ในแม่น้ำลำคลอง 7 ไมโครกรัมต่อลิตร และในน้ำใต้ดิน <0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร รูปของแมงกานีส

ที่พบในน้ำคือ  $Mn^{+2}$  และ  $Mn^{+4}$  ปฏิกิริยาเคมีของแมงกานีสคล้ายคลึงกับเหล็กมากเนื่องจากน้ำใต้ดินมีสภาพเป็น anoxic ดังนั้น แมงกานีสที่ละลายในน้ำใต้ดินจะอยู่ในรูปแมงกานีสไบคาร์บอเนต  $Mn(HCO_3)_2$  ซึ่งละลายน้ำแต่จะปรากฏอยู่สองรูปแบบคือ  $Mn^{+2}$  และ  $Mn^{+3}$  เมื่อสัมผัสอากาศหรือสาร oxidant จะเปลี่ยนสภาพเป็น  $Mn^{+4}$  ซึ่งไม่ละลายน้ำจะตกตะกอนเป็นตะกอนสีน้ำตาลดำ (การประปา นครหลวง, 2015: เว็บไซต์)



ภาพที่ 3 ชนิดแร่แมงกานีสที่มีธาตุแมงกานีสตั้งแต่ 32 ที่พบในธรรมชาติ  
ที่มา: จำลอง ปินตาวงศ์ และคณะ (2554: 4-31)

มาตรฐานความเข้มข้นของแมงกานีสของหน่วยงานต่างๆเช่น มาตรฐานน้ำดื่มของ องค์การอนามัยโลก (WHO) พ.ศ. 2527 มาตรฐานน้ำบริโภคในชนบท พ.ศ. 2531 ของคณะกรรมการ บริหารโครงการจัดให้มีน้ำสะอาดในชนบททั่วราชอาณาจักรกระทรวงมหาดไทย มาตรฐานน้ำประปา พ.ศ. 2543 ของกรมอนามัย กระทรวงสาธารณสุข มาตรฐานผลิตภัณฑ์ อุตสาหกรรมน้ำบริโภค มอก. 257-2549 ของสำนักงานมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม มาตรฐานน้ำ ใต้ดินตามประกาศกรมทรัพยากรธรณี พ.ศ. 2535 และมาตรฐานน้ำแร่ธรรมชาติ ตามประกาศ กระทรวงสาธารณสุข (ฉบับที่ 199) พ.ศ.2543 เรื่องน้ำแร่ธรรมชาติ ซึ่งตามมาตรฐานน้ำบริโภคและ มาตรฐานน้ำใต้ดินข้างต้น ได้กำหนดเกณฑ์ความเข้มข้นสูงสุดของธาตุแมงกานีสไว้ตั้งแต่ 0.05-0.3 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับมาตรฐานน้ำแร่นั้นได้กำหนดเกณฑ์ความเข้มข้นสูงสุดไว้ที่ 2 มิลลิกรัมต่อลิตร (จำลอง ปินตาวงศ์ และคณะ, 2554: 4-31) มาตรฐานน้ำดื่มของ USPHS (United State Public Health Service) กำหนดให้มีแมงกานีสได้ไม่เกิน 0.05 มิลลิกรัมต่อลิตร องค์การอาหารและเกษตร ของสหประชาชาติแนะนำให้ใช้น้ำที่ใช้เพื่อการชลประทานมีแมงกานีสได้สูงสุดเท่ากับ 0.2 มิลลิกรัมต่อ ลิตร มาตรฐานน้ำใต้ดินของโลหะหนัก (heavy metals) กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากร ธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม แมงกานีสต้องไม่เกิน 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร วิเคราะห์ด้วยวิธี Direct Aspiration /Atomic Absorption Spectrometry หรือวิธี Inductively Coupled Plasma/ Plasma Emission Spectroscopy หรือวิธีอื่นที่กรมควบคุมมลพิษเห็นชอบ (กรรณิการ์ สิริสิงห์, 2544: 217-229)

แมงกานีสใช้เป็นวัตถุดิบในอุตสาหกรรม ใช้ในการผลิตโลหะผสม (alloy metals) เช่น ทองบรอนซ์และทองเหลือง แมงกานีสเป็นตัวลดออกซิเจนและกำมะถันในอุตสาหกรรมผลิตเหล็ก ก๊าซ ผลิตแม่เหล็กแรงสูง เป็นวัตถุดิบผลิตถ่านไฟฉายแบบเซลล์แห้ง (dry cell battery) อุตสาหกรรม

เซรามิก อีฐ กระเบื้องและวัสดุเคลือบเงา แมงกานีสไดออกไซด์เป็นสารตัวเติมในสีและน้ำมันเคลือบเงาให้แห้งเร็ว และอุตสาหกรรมปุ๋ย (จำลอง ปินตาวงศ์ และคณะ, 2554: 6-7)

ความเป็นพิษของแมงกานีส เมื่อร่างกายได้รับสารแมงกานีสเข้าสะสมในร่างกายปริมาณมากในช่วงระยะเวลาหนึ่ง จะทำให้เกิดอาการเป็นพิษของแมงกานีส ส่วนมากเป็นชนิดเรื้อรัง อาการมีการพัฒนาอย่างช้าๆเป็นกลุ่มโรคอาการพิษจากโลหะหนัก (heavy metal poisoning) โดยสำนักระบาดวิทยา กรมอนามัยได้มีรายงานระบุว่า ในปี พ.ศ. 2546 มีผู้ป่วยพิษจากแมงกานีส 1 ราย ในจังหวัดลำปาง มีจำนวนผู้ป่วยทั้งประเทศในกลุ่มโรคนี้เท่ากับ 24 ราย ไม่พบผู้เสียชีวิต ในช่วงปี พ.ศ. 2537-2546 พบจำนวนผู้ป่วยด้วยโรคพิษจากแมงกานีส พรอท และสารหนู จำนวน 14-63 ราย โดยพบจำนวนสูงสุดในปี พ.ศ. 2541 และต่ำสุดในปี พ.ศ. 2537 อัตราการป่วยในปี พ.ศ. 2546 เท่ากับ 0.04 ต่อประชากร 100,000 คน เป็นผู้ป่วยชาย 15 ราย หญิง 9 ราย อาชีพที่พบมาก ได้แก่ อาชีพเกษตรกรร้อยละ 45.8 และอาชีพรับจ้างร้อยละ 25.0 (จำลอง ปินตาวงศ์ และคณะ, 2554: 8-9) ฤทธิ์การเกิดพิษของแมงกานีสจะเกิดที่ระบบประสาทมากที่สุด ทำให้สมองและประสาทพิการ ผู้ป่วยไม่สามารถพูดได้ชัดเจนเหมือนปกติ มีอาการคล้ายคนบ้า มีการชักกระตุกและอัมพาต ผู้คนแมงกานีสที่เข้าไปอยู่ในเนื้อเยื่อของปอดจะทำให้มีความต้านทานต่อเชื้อโรคลดลง ทำให้ป่วยเป็นโรคนิวโมเนียและภาวะอวัยวะแทรกซ้อนบ่อยๆ เนื่องจากแมงกานีสรบกวนการสังเคราะห์ดีเอ็นเอในเซลล์จึงถือว่าแมงกานีสเป็นทั้งสารที่ทำให้เกิดการผ่าเหล่า และสารก่อมะเร็ง ซึ่งในการรักษาพิษของแมงกานีสจำเป็นต้องรักษาตามอาการที่ปรากฏ (Desesso et al., 1998; ยุภาพันธ์ ทองไทย, 2552: 30-32)

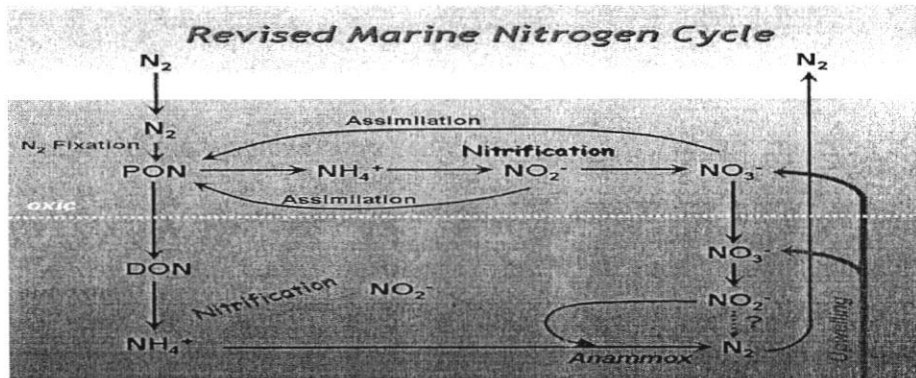
อาการเรื้อรัง ส่งผลต่อระบบประสาท แมงกานีสจะเข้าสะสมในสมองส่วน globus pallidus ทำให้เกิดอาการทางสมอง แมงกานีสเข้าสู่ร่างกายแล้วไปสะสมอยู่กับหมู่ -SH ของโปรตีนในเซลล์ของระบบประสาทและสมอง เพราะแมงกานีสทำให้การทำงานของสมองผิดปกติ มีอาการปวดหัว ง่วงนอน ซึมเศร้า มีตะคริวที่ขา มีการโต้ตอบทางประสาทเพิ่มขึ้น มีอารมณ์แปรปรวน และมีใบหน้าตึงเครียด ขาดความยืดหยุ่นแฉะใส โดยอาการระยะแรกจะอ่อนเพลีย ปวดศีรษะ พฤติกรรมเปลี่ยนแปลง เช่น กระวนกระวาย พูดมากผิดปกติ ในระยะรุนแรงจะมีอาการคล้ายคนเป็นโรคพาร์กินสัน (parkinsonism's disease) เรียกว่ากลุ่มอาการ manganism คือ พูดช้า (slow speech) หน้าตาดูไม่มีความรู้สึก (mask faces) เคลื่อนไหวช้าและกระตุก (brady kinesia) (ยุภาพันธ์ ทองไทย, 2552: 30-32)

แมงกานีสในระบบน้ำประปาหรือน้ำดื่มต้องอยู่ในระดับไม่เกิน 0.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ถ้า น้ำประปามีปริมาณแมงกานีสสูงกว่า 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร อาจทำให้มีรอยเปื้อนเครื่องสุขภัณฑ์ เสื้อผ้า ภาชนะประกอบอาหารสกปรกเช่น เกิดคราบสนิม และถ้าปริมาณแมงกานีสสูงกว่า 0.18 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้คุณสมบัติทางกายภาพของน้ำขุ่นมีสีและมีกลิ่น เกิดคราบสีดำคล้ำ น้ำประปาจึงไม่ควรมีแมงกานีสเกินกว่า 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร (มันสิน ตัญจกุลเวศม์, 2538: 245)

### 2.1.3 แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )

สารประกอบไนโตรเจนที่เกี่ยวข้องในน้ำดื่มและน้ำเสียแบ่งเป็น 2 ประเภท คือ สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนและสารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน ไนโตรเจนมีบทบาทในน้ำเพราะสามารถที่จะเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์เป็นสารอนินทรีย์ สารประกอบไนโตรเจนมีวาเลนซ์หลายค่าที่แตกต่างกันถึง 7 ค่า เช่น  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}_5$  สารประกอบไนโตรเจนมีวา

เลขชี้ +1, +2 และ +4 มีความสำคัญน้อยมากในกระบวนการทางชีววิทยา  $N_2O_3$  และ  $N_2O_5$  เป็น acid anhydrous ของ  $HNO_2$  และ  $HNO_3$  การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนรูปต่างๆที่พบในธรรมชาติ ตามวัฏจักรไนโตรเจนเช่น แอมโมเนียม ( $NH_4^+$ ) ไนโตรเจนอิสระ ( $N_2$ ) ไนไตรท์ ( $NO_2^-$ ) และ ไนเตรท ( $NO_3^-$ ) มีความสำคัญต่อสิ่งแวดล้อมอย่างมากในวัฏจักรของสิ่งมีชีวิตทั้งพืชและสัตว์ (มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 2015: เว็บไซต์)

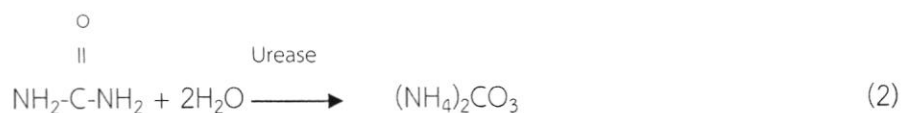


ภาพที่ 4 วัฏจักรไนโตรเจนในแหล่งน้ำ  
ที่มา: Lam et al. (2007)

ไนโตรเจนในบรรยากาศอยู่ในรูปของก๊าซไนโตรเจนและถูกเปลี่ยนโดยแบคทีเรียและสาหร่าย ระหว่างเกิดพายุฟ้าคะนอง ไนโตรเจนถูกออกซิไดส์อยู่ในรูป  $N_2O_5$  ซึ่งเมื่อรวมกับน้ำแล้วจะเกิดเป็นกรดไนตริกและตกลงมาพร้อมกับฝน ไนเตรทเกิดได้โดยตรงจากการออกซิเดชันของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ไนเตรทเป็นประโยชน์ต่อพืชและสามารถเปลี่ยนรูปเป็นโปรตีนได้ (ศิโรตม์ชัยมณีชัย, 2009: 51-63)

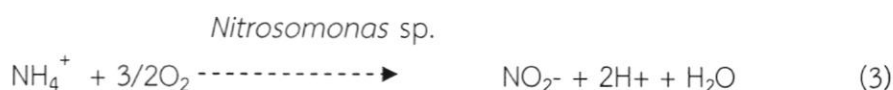


แบคทีเรียสามารถเปลี่ยนแปลงวาเลนซ์ของไนโตรเจน มากขึ้นหรือน้อยลงขึ้นอยู่กับสถานะที่มีออกซิเจนหรือไม่มีออกซิเจน สารประกอบไนโตรเจนที่มีวาเลนซ์ต่างๆ มีความสำคัญในกระบวนการทางชีววิทยาที่เกี่ยวข้องกับคุณภาพของแหล่งน้ำ สารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน เช่น  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$  ในแหล่งน้ำธรรมชาติ เกิดจากการสะสมของซากพืชและสัตว์ หรือเกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ เช่น น้ำเสียจากชุมชน เกษตรกรรม โรงงานอุตสาหกรรม ในรูปของสิ่งปฏิกูลที่ปล่อยทิ้งมากับน้ำเสียที่ไม่ได้รับการบำบัด หรืออาจจะอยู่ในรูปปุ๋ยหรือในรูปอื่นเช่น โปรตีน กรดอะมิโน กรดนิวคลีอิก ซึ่งเป็นส่วนประกอบของร่างกายสิ่งมีชีวิตทั้งพืช สัตว์ มูลสัตว์ เป็นต้น (กรมประมง, 2013: เว็บไซต์)





พืชสามารถใช้แอมโมเนียในรูปของยูเรีย และโปรตีนได้โดยตรง และผลิตเป็นโปรตีนไว้ใช้เองในเซลล์ ปริมาณที่เกินความต้องการจะถูกออกซิไดส์โดย autotrophic nitrifying bacteria ในสภาวะใช้ออกซิเจน ไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท โดยแบคทีเรีย *Nitrosomonas* sp. และ *Nitrobacter* sp. เป็นตัวออกซิไดส์ เรียกกระบวนการนี้ว่า nitrification (มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, พศ 25: เว็บไซต์)

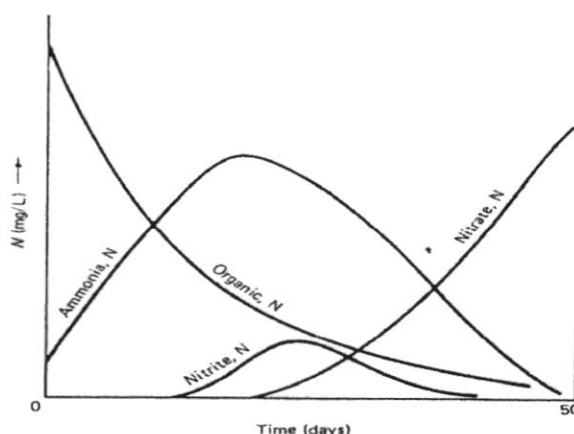


ทั้งสองปฏิกิริยาเป็น exothermic ซึ่งให้พลังงาน ไนเตรทจะเป็นปุ๋ยสำหรับพืช ส่วนที่เกินความต้องการจะถูกชะลงดิน เพราะดินไม่สามารถกักเก็บไนเตรทไว้ได้ มีผลทำให้พบไนเตรทในน้ำใต้ดินเป็นจำนวนมากภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ไนเตรทและไนไตรท์ จะถูกรีดิวซ์เกิดปฏิกิริยา denitrification ทำให้เกิดเป็น nitrogen oxides หรือ free nitrogen



การมีสารประกอบไนโตรเจนที่มากเกินไปเช่น บริเวณผิวน้ำดินของพื้นที่เกษตรกรรม การระบายน้ำทิ้งจากแหล่งอาศัยในเมือง น้ำโสโครก และน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาจทำให้เกิดเป็นแหล่งมลพิษต่อสิ่งแวดล้อม การมีปริมาณไนเตรทในน้ำบริโภคสูงเป็นสาเหตุให้เด็กทารกป่วยเกี่ยวกับเมธิโมโกลบินในเลือดได้ คือทำให้ทารกมีอาการตัวเขียว เนื่องจากไนเตรทไปทำให้ฮีโมโกลบินเป็นเมธิโมโกลบินซึ่งทำให้เม็ดเลือดแดงไม่สามารถนำออกซิเจนไปเลี้ยงส่วนต่างๆของร่างกายได้ (เทพวิฑูรย์ ทองศรี, 2555: 12-14) ในแหล่งน้ำไนเตรทยังสามารถเปลี่ยนแปลงโดยกระบวนการออกซิเดชันในปฏิกิริยานิทริฟิเคชันกลายเป็นสารอาหารที่สำคัญของสาหร่าย และแพลงก์ตอน อันจะก่อให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (eutrophication) หรือออกาบูม (algal bloom) (ศิลาชัย มณีชัย, 2009: 51-63)

แอมโมเนียเป็นอันตรายต่อปลาและสัตว์น้ำ แต่ถ้าอยู่รูปแอมโมเนียมอออนแล้วจะไม่ใช่เป็นอันตราย ซึ่งแอมโมเนียจะอยู่ในรูปแอมโมเนียมอออนได้นั้นขึ้นอยู่กับค่า pH ถ้าความเข้มข้นของแอมโมเนียมีค่าเท่ากับ 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเป็นอันตรายต่อปลา จึงกำหนดให้แหล่งน้ำมีค่าแอมโมเนียไม่เกิน 0.02 มิลลิกรัมต่อลิตร ดังภาพที่ 5 แสดงให้เห็นว่าที่ pH ต่ำกว่า 8 ค่า  $\text{NH}_3\text{-N}$  น้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ไม่เป็นอันตรายต่อปลาและสัตว์น้ำ (wikipedia-Nitrogen: website)



ภาพที่ 5 การเปลี่ยนรูปต่างๆของไนโตรเจน  
ที่มา: Wikipedia, (2015: website)

## 2.2 การบำบัดอาร์ซินิก แมงกานีส และแอมโมเนียม-ไนโตรเจน

### 2.2.1 การบำบัดทางกายภาพ

#### 2.2.1.1 อาร์ซินิก

การเผา เป็นอีกวิธีที่ใช้ในการบำบัดแต่ไม่ค่อยนิยมใช้เนื่องจากในกระบวนการเผาจะเกิดไอรระเหยของอาร์ซินิก คือ ก๊าซอาร์ซีน ซึ่งจะเป็นอันตรายต่อระบบหายใจของร่างกาย การตรึงหรือการห่อหุ้มอาร์ซินิกโดยการนำสารมาจับกับอาร์ซินิกเพื่อลดการแพร่กระจายและทำให้มีอันตรายน้อยลงก่อนทำฝังกลบ Carter และคณะ (2003: 197-203 ) ได้ทำการห่อหุ้มอาร์ซินิกโดยใช้พอลิเมอร์และโซลพรีน (solprene) ผสมระหว่างพอลิเอทิลีน (polyethylene) ที่มีความหนาแน่นสูงพบว่าเมื่อนำเอาอาร์ซินิกออกไซด์ (arsenite oxide) มาทำให้เสถียรด้วยแคลเซียมออกไซด์ ตามด้วยการห่อหุ้มโดยพอลิเมอร์ สามารถห่อหุ้มอาร์ซินิกด้วยพอลิเมอร์ได้ร้อยละ 17 โดยน้ำหนัก (กนกวรรณ โกลลวีระเกตุ, 2555: เว็บไซต์)

การฝังกลบ เป็นอีกวิธีหนึ่งที่ใช้ในการบำบัดสารพิษ ในการฝังกลบนั้นต้องระมัดระวังไม่ให้อาร์ซินิกแพร่กลับเข้าสู่สิ่งแวดล้อมได้อีก รวมทั้งต้องระมัดระวังไม่ให้เกิดปฏิกิริยาของอาร์ซินิกเกิดขึ้นในหลุมฝังกลบเนื่องจากจะส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม (กนกวรรณ โกลลวีระเกตุ, 2555: เว็บไซต์)

#### 2.2.1.2 แมงกานีส

การบำบัดแมงกานีส กระทำได้หลายวิธี ได้แก่

การกรองด้วยแมงกานีสซีโอไลต์ (manganese zeolite หรือ manganese green sand) ตัวกลางกรองแมงกานีสซีโอไลต์นี้คือ ทรายเขียว (green sand) ชุบเคลือบด้วย manganous sulfate ( $MnSO_4$ ) และด่างทับทิม ทำให้มี manganese oxide ( $Mn_2O_3$ ) เคลือบอยู่ตามผิวของทรายเขียว เมื่อน้ำที่มีแมงกานีสปนเปื้อนไหลผ่านซีโอไลต์ ก็จะดึงเอาออกซิเจนจากทรายเขียวไปทำปฏิกิริยาเปลี่ยนแมงกานีสเป็น  $MnO_2$  และถูกกรองจับไว้ และขณะเดียวกันก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีอยู่ในน้ำก็จะถูกออกซิไดส์กลายเป็นซัลเฟอร์หรือซัลเฟตไปด้วย เครื่องกรองต้องมีการล้างกลับเป็นครั้งคราวเพื่อไล่  $MnO_2$  ออกจากระบบ เมื่อใช้งานไปได้ระยะหนึ่ง และจำเป็นต้องล้างซีโอไลต์

เพื่อฟื้นฟูประสิทธิภาพด้วยสารละลายต่างหัตถิม ซึ่งจะทำให้จำนวนของ  $Mn_2O_3$  ตามผิวของทราย เขียวกลับสู่สภาพเดิม การล้างด้วยสารละลายต่างหัตถิมนี้อาจจะทำการล้างหรือทำต่อเนื่องก็ได้ การล้างอย่างต่อเนื่องต้องทำอย่างระมัดระวัง เพราะต่างหัตถิมมากเกินไปก็จะทำให้น้ำมีสีชมพู ถ้าน้อยเกินไปก็จะมีประสิทธิภาพ ระบบการกรองแบบนี้เหมาะสมสำหรับน้ำที่มีแมงกานีสประมาณ 1-2 มิลลิกรัมต่อลิตร ถ้าแมงกานีสมากกว่านี้จะให้เกิดการอุดตันเร็วและต่างหัตถิมมีราคาแพง ทำให้มีค่าใช้จ่ายสูง (ยูภาพันท์ ทองไทย, 2552: 30-32)

การกรองด้วยไอออนเอ็กซ์เชนจ์เรซิน (ion exchange resin) ในระบบการกรองทำน้ำอ่อน (น้ำที่มีปริมาณเกลือแร่ละลายน้อย) (เอมวอเตอร์: เว็บไซต์) ด้วยเรซินสามารถใช้ในการกำจัดแมงกานีสได้เช่นกัน แต่ต้องใช้ความระมัดระวังอย่างสูง โดยต้องป้องกันไม่ให้อากาศรั่วไหลสัมผัสกับน้ำ เนื่องจากแมงกานีสละลายน้ำอยู่ในรูป  $Mn(HCO_3)_2$  ดังนั้นจึงสามารถแลกเปลี่ยนเอาประจุ  $Mn^{2+}$  ออกไปแล้วแทนที่ด้วย  $Na^+$  แต่ถ้ามีอากาศรั่วไหลเข้ามาก็จะทำให้แมงกานีสเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของ  $MnO_2$  ซึ่งจะเคลือบผิวหน้าของเรซินให้เสียหายใช้งานไม่ได้ การทำความสะอาดเรซิน เพื่อกลับมาใช้งานได้ก็ขึ้นอยู่ยากและแพง ทำให้จำเป็นต้องเปลี่ยนเรซินใหม่ (ไพศาล วีระกิจ, 2543: 101-104)

การใช้ก๊าซโอโซนในการกำจัดแมงกานีสยังพบน้อยมากและถ้าน้ำมีส่วนประกอบของสารฮิวมิคจะทำให้ประสิทธิภาพของการใช้โอโซนลดลง และต้องใช้ก๊าซโอโซนมากขึ้น ข้อควรระวังในการใช้วิธีนี้คือเมื่อเติมก๊าซโอโซนในปริมาณมากเกินไปก๊าซโอโซนส่วนเกินจะออกซิไดส์  $Mn^{2+}$  ไปเป็น  $Mn^{7+}$  ในรูปของ  $MnO_4^-$  ทำให้น้ำที่ผ่านกระบวนการนี้ออกมามีสีชมพู (ไพศาล วีระกิจ, 2543: 101-104)

### 2.2.1.3 แอมโมเนียม-ไนโตรเจน

การกำจัดแอมโมเนียมทางเคมี-กายภาพจากน้ำเสียที่มีสารปนเปื้อนแอมโมเนียม-ไนโตรเจนจากแหล่งน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรม ฟาร์มปศุสัตว์ แหล่งน้ำผิวดิน แหล่งน้ำใต้ดิน นิยมใช้กระบวนการดูดซับด้วยสารดูดซับ โดยมีการศึกษาและพัฒนาประสิทธิภาพคุณภาพของสารดูดซับสำหรับใช้ดูดซับแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดและกำจัดน้ำเสียอย่างต่อเนื่อง สารดูดซับที่สำคัญที่นำมาใช้ได้แก่ ถ่านกัมมันต์ผลิตจากถ่านหิน แกลบ กะลามะพร้าว และซีโอไลต์ สารดูดซับเหล่านี้มีราคาค่อนข้างสูง ทำให้ต้นทุนกระบวนการกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนมีต้นทุนสูงตามไปด้วย (จรัญ บุญกาญจน์ และคณะ, 2552: 825-836)

## 2.2.2 การบำบัดทางเคมี

### 2.2.2.1 อาร์ซินิค

ทำโดยการเติมสารเคมี (ปูนขาว สารส้ม เพอริคลอไรด์) ลงไป เพื่อลดความเป็นพิษของอาร์ซินิค การบำบัดสารประกอบอาร์ซินิคพบว่าทำได้ยากกว่าสารประกอบของอาร์ซินิค ซึ่งการบำบัดจำเป็นต้องเปลี่ยนสารประกอบของอาร์ซินิคที่อยู่ในรูปของอาร์ซินิคก่อนแล้วทำการบำบัดซึ่งเป็นวิธีการบำบัดที่ใช้กันทั่วไป (จอมจันทร์ นทีวัฒนา, 2012: 258-269) ได้แก่

กระบวนการโคแอกกูเลชันและการตกตะกอน (Coagulation and precipitation) เป็นวิธีการที่ทำให้อนุภาคคอลลอยด์รวมตัวกันและเกิดการจับตัวกันเป็นก้อนและตกตะกอนลงมา วิธีการนี้เกี่ยวข้องกับการเติมสารเคมีลงไปเพื่อทำลายความเสถียรของคอลลอยด์



สารที่ใช้ในกระบวนการนี้ได้แก่ สารส้มหรือสารประกอบอลูมิเนียม (alum precipitation) เฟอร์ริกซัลเฟต (ferric sulfate) เหลือของสารประกอบอลูมิเนียมหรือเหล็กและปูนขาว (lime softening) ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์ซินิคโดยใช้ปูนขาวขึ้นอยู่กับพีเอชและการมีคลอรีน โดยพบว่าที่พีเอชสูงกว่า 10.5 ประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์ซินิคสูงถึงร้อยละ 80 และเมื่อมีการเพิ่มพีเอชเท่ากับ 11 การกำจัดอาร์ซินิคจะสูงถึงร้อยละ 95 นอกจากนี้อาจทำการตกตะกอนได้โดยใช้เหล็กและแมงกานีสเป็นตัวช่วยในการตกตะกอนร่วมกัน (Li et al., 2009: 1-57)

กระบวนการออกซิเดชัน (Oxidation) วิธีนี้เกี่ยวข้องกับการเปลี่ยนลักษณะทางเคมีของสารประกอบหรือกลุ่มของสารประกอบให้มีความเป็นพิษน้อยลง ประสิทธิภาพในการลดความเข้มข้นของอาร์ซินิคโดยกระบวนการนี้ขึ้นอยู่กับวิธีการที่ใช้ องค์ประกอบของอาร์ซินิคในน้ำ และระดับความเข้มข้นน้อยที่สุดของอาร์ซินิคที่ต้องการ สารออกซิแดนท์ที่เหมาะสมในการกำจัดอาร์ซินิค คือ โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (WHO, 1993: 118)

กระบวนการแลกเปลี่ยนประจุ (Ion exchange) เป็นอีกวิธีหนึ่งที่ใช้ในการกำจัดโลหะหนัก สารที่ใช้ในการแลกเปลี่ยนประจุได้แก่ ซีโอไลท์ (zeolite) แอนไอออนเรซินและแคทไอออนเรซิน (anion resin and cation resin) เช่นคลอไรด์ไอออน (chloride ion) ซึ่งเป็นการบำบัดต้องเปลี่ยนอาร์ซินิคให้อยู่ในรูปของอาร์ซิเนท โดยใช้ตัวออกซิไดส์และต้องปรับพีเอชให้มีค่าสูงกว่า 7.5 เพื่อที่จะให้การกำจัดอาร์ซินิคเกิดขึ้นได้ดี แต่การใช้ตัวออกซิไดส์จะมีผลไปทำลายเรซินที่ใช้ในกระบวนการทำให้อายุการใช้งานของเรซินน้อยลง การใช้เรซินที่เป็นซีโอไลท์จะมีความจำเพาะกับโลหะหนักหลายชนิด ส่วน คีเลตติ้งเรซิน (chelating resin) จะมีความจำเพาะสูงกับโลหะเช่น ทองแดง นิกเกิล แคดเมียม และสังกะสี ปัจจัยที่มีผลต่อการแลกเปลี่ยนประจุคือ พีเอช ความจำเพาะของเรซิน อุณหภูมิ ไอออนของโลหะต่างๆ โดยในการกำจัดอาร์ซิไนท์และอาร์ซิเนทจะทำที่พีเอชต่างกัน คือ ที่พีเอช 3-6 สำหรับอาร์ซิเนทและพีเอช 8-9 สำหรับอาร์ซิไนท์ (Clifford, 1999: 478-563)

กระบวนการใช้เมมเบรน เป็นการกำจัดโลหะหนักโดยอาศัยคุณสมบัติการเป็นเยื่อเลือกผ่านของเมมเบรน เมมเบรนที่นำมาใช้ในการกำจัดอาร์ซินิคสามารถแบ่งออกเป็นประเภทต่างๆ ตามขนาดของรูพรุนของเมมเบรนเช่น ไมโครฟิลเตรชัน อัลตราฟิลเตรชัน และรีเวอร์ออสโมซิส ในกระบวนการต้องระวังการปนเปื้อนของสารที่เป็นกระบวนการที่ใช้ความดันต่ำ ส่วนใหญ่ใช้ในการกำจัดของแข็งที่ละลายได้ที่มีขนาดอนุภาคใหญ่ (Letterman, 1999: 226-291)

กระบวนการดูดซับ เป็นกระบวนการที่อาศัยตัวดูดซับแยกระหว่างสารที่ถูกดูดซับกับตัวทำละลายออกจากกัน โดยการดูดโมเลกุลให้มาติดที่พื้นผิวได้ ซึ่งอาจเป็นสารอนินทรีย์ เช่น แมกนีเซียมคลอไรด์ สารอนินทรีย์สังเคราะห์ เช่น แอคติเวเตดอะลูมินา (activated alumina) ซึ่งได้รับความนิยมมากสำหรับการบำบัดน้ำที่มีอาร์ซินิคปนเปื้อน โดยอาร์ซินิคจะถูกดูดซับอยู่ที่ผิวหน้าของแอคติเวเตดอะลูมินา พีเอชที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 5.5-6 สามารถดูดซับอาร์ซิเนทได้มากกว่าอาร์ซิไนท์ ดังนั้นในการบำบัดจึงจำเป็นต้องใช้ตัวออกซิไดส์เพื่อเปลี่ยนอาร์ซิไนท์เป็นอาร์ซิเนท สำหรับตัวดูดซับอีกชนิดหนึ่งที่ยอมรับใช้คือถ่านกัมมันต์ (activated carbon) เป็นถ่านที่ถูกสังเคราะห์ขึ้น โดยการทำให้มีรูพรุนภายในเนื้อคาร์บอนให้มากที่สุด ซึ่งจะทำให้ประสิทธิภาพสูงกว่าถ่านที่กระตุ้นด้วยเกลือแกง เนื่องจากในกระบวนการดูดซับเหล็กที่อยู่บนพื้นผิวของถ่านกัมมันต์จะทำปฏิกิริยาเกิดแรงยึดเหนี่ยวที่ค่อนข้างเสถียรระหว่างเหล็ก-อาร์ซินิค ได้ดีในช่วงพีเอช 4-8 (Sorg, 1978: 379-393)

### 2.2.2.2 แมงกานีส

การกำจัดเหล็กและแมงกานีสออกจากน้ำกระทำไ้หลายวิธี การเติมสารเคมีเพื่อกำจัดแมงกานีสนั้นคล้ายคลึงกับการเติมออกซิเจนหรืออากาศ ปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นจะเป็นแบบออกซิเดชัน-รีดักชัน (oxidation-reduction) แล้วเกิดการตกตะกอน สารเคมีที่นิยมใช้มีอยู่สองชนิดคือ คลอรีนและด่างทับทิม

การเติมด้วยคลอรีน การเติมแบ่งออกเป็นสองชนิดคือ การเติมด้วยก๊าซคลอรีนและการเติมด้วยคลอรีนน้ำ ซึ่งจะเกิดปฏิกิริยาดังสมการ (ยูภาพันท์ ทองไทย, 2552: 30-32)



ปฏิกิริยาเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วที่ pH สูงกว่า 8.5 จากปฏิกิริยาจะเห็นว่ามี  $\text{H}^+$  เกิดขึ้น ซึ่งจะทำให้ น้ำที่มีค่าอัลคาไลน์ต่ำมีค่า pH ตกลงต่ำกว่า 7.0 และพบว่าทุกๆ 1 มิลลิกรัมต่อลิตรของแมงกานีสที่ถูกกำจัด อัลคาไลน์ที่จะถูกทำลายไป 3.64 มิลลิกรัมต่อลิตร (ยูภาพันท์ ทองไทย, 2552: 30-32)

การเติมด้วยด่างทับทิมซึ่งจะเกิดปฏิกิริยาดังสมการ



ปฏิกิริยาเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วที่ pH สูงกว่า 7.0 และจะมีการทำลายอัลคาไลน์ดีในน้ำ ควรจะมีเวลาในการทำปฏิกิริยาภายในถังปฏิกรณ์ ประมาณ 15-30 นาที เพื่อให้แน่ใจว่าแมงกานีสได้ถูกเปลี่ยนสภาพอย่างสมบูรณ์ และถ้าต้องการให้มีการตกตะกอน ขนาดของถังก็ควรจะมีขนาดใหญ่ขึ้น (ยูภาพันท์ ทองไทย, 2552: 30-32)

### 2.2.3 การบำบัดทางชีวภาพ

กระบวนการบำบัดโดยอาศัยความสามารถของจุลินทรีย์หรือพืชในการย่อยสลายหรือเปลี่ยนรูปของอาร์ซีนิก แมงกานีส แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ให้มีความเป็นพิษน้อยลงหรือหมดไป จัดว่าเป็นกระบวนการที่มีความเสี่ยงต่ำหรือให้ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมน้อยกว่าวิธีอื่น เนื่องจากการบำบัดด้วยวิธีการข้างต้นต้องเสียค่าใช้จ่ายสูง มีสารเคมีตกค้างหลังจากการบำบัดและในบางกรณีประสิทธิภาพ ในการบำบัดยังคงค่อนข้างต่ำ ซึ่งวิธีการนี้ที่ใช้กันโดยทั่วไป ได้แก่

กระบวนการดูดซับทางชีวภาพ เป็นกระบวนการบำบัดด้วยสิ่งมีชีวิตได้แก่ สาหร่าย รา ยีสต์และแบคทีเรียที่สามารถดูดซับอาร์ซีนิกได้ทั้งทางตรงและทางอ้อม ทางตรงโดยการสะสมสารพิษในสิ่งมีชีวิต (bioaccumulation) และ/หรือ ทางอ้อมโดยการดูดซับทางชีวภาพ (biosorption) ในการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณมาก พบว่า biosorption จะมีประสิทธิภาพกว่า bioaccumulation (สำนักห้องสมุดและศูนย์สารสนเทศวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี, 2553: 2-4)

กระบวนการออกซิเดชัน เป็นการบำบัดโดยการลดความเป็นพิษด้วยแบคทีเรียซึ่งจะเปลี่ยนรูปสารประกอบเช่นอาร์ซีนิกให้อยู่ในรูปของอาร์ซีนิก โดยเอนไซม์ arsenite oxidase พบครั้งแรกใน *Alcaligenes faecalis* (Michel et al., 2007: 457-467) รายงานของ Philips และ

Taylor (1976: 392-399) ได้ทำการบำบัดอาร์ซิไนต์โดยวิธีทางชีวภาพ โดยใช้ *Alcaligenes faecalis* พบว่าการเปลี่ยนแปลงของอาร์ซิไนต์เป็นอาร์ซิเนทเป็นการเปลี่ยนแปลงโดยเอนไซม์ arsenite oxidase โดยจะออกซิไดส์ด้วยอัตราคงที่ประมาณ  $3.1 \mu\text{mol/mg protein/hr}$  และสามารถออกซิไดส์อาร์ซิไนต์ทั้งหมดภายในเวลา 6 ชั่วโมง

กระบวนการบำบัด  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ทางชีวภาพ โดยไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียมีอยู่ 4 ชนิดคือ สารอินทรีย์ไนโตรเจน (organic nitrogen), แอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ ), ไนไตรท์ ( $\text{NO}_2^-$ ) และไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) ในไนโตรเจนทั้ง 4 ชนิด สารอินทรีย์ไนโตรเจนจัดเป็นชนิดที่มีความเสถียรน้อยที่สุด ส่วนไนเตรทเป็นชนิดที่เสถียรมากที่สุด วิธีการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพแบ่งตามชนิดของไนโตรเจนได้ ดังนี้

สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic nitrogen) ได้แก่พวกโปรตีนและยูเรีย จุลินทรีย์กำจัดโดยการปล่อยเอนไซม์ออกมาย่อยสลายด้วยปฏิกิริยาที่เรียกว่าแอมโมนิฟิเคชัน (Amonification) ให้กลายเป็นแอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ )

แอมโมเนีย ( $\text{NH}_3$ ) แอมโมเนียสามารถกำจัดได้ 2 วิธี คือวิธีแรกจุลินทรีย์ดึงแอมโมเนียไปใช้ในการผลิตเนื้อเยื่อ เพื่อการเจริญและสร้างเซลล์ใหม่ (assimilation) ส่วนวิธีที่สองคือถูกแบคทีเรียพวกออโตโทรบ (autotrophic bacteria) ประเภทไนโตรโซโมนาส (*Nitrosomonas*) ย่อยสลายด้วยปฏิกิริยานิตริฟิเคชัน ให้กลายเป็นไนไตรท์ ดังสมการ



ไนไตรท์ ( $\text{NO}_2^-$ ) ไนไตรท์เป็นผลลัพท์จากการออกซิไดซ์แอมโมเนียและจะถูกออกซิไดซ์เปลี่ยนรูปเป็นไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) โดยแบคทีเรียออโตโทรบประเภทไนโตรแบคเตอร์ (*Nitrobacter sp.*) ย่อยสลายด้วยปฏิกิริยานิตริฟิเคชัน ดังสมการ



ไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) ไนเตรทจะถูกออกซิไดซ์กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนด้วยแบคทีเรียพวกเฮเทอโรโทรบ (heterothroph bacteria) ด้วยปฏิกิริยานิตริฟิเคชัน (denitrification) ดังสมการ



(ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544: 59-77)

## 2.3 ฟิล์มชีวภาพ (Biofilm)

ฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) คือกลุ่มของจุลินทรีย์ที่เกาะติดบนผิวและฝังตัวอยู่ภายใต้สารกลุ่มพอลิเมอร์ที่จุลินทรีย์นั้นสร้างขึ้น (Costerton et al., 1987: 435-461)

### 2.3.1 กลไกการเกิดฟิล์มชีวภาพ

กระบวนการสร้างฟิล์มชีวภาพนั้นจัดเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นและเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา (dynamic process) ประกอบด้วย 3 ขั้นตอน ได้แก่การเกาะติดบนผิวของจุลินทรีย์ การเกิด

เป็นกลุ่มของเซลล์ และการเจริญเป็นฟิล์มชีวภาพที่สมบูรณ์ (Davey and O'Toole, 2000: 847-867)

### 2.3.1.1 การเกาะติดพื้นผิวของจุลินทรีย์ (Attachment)

การเกาะติดของเซลล์บนพื้นผิววัสดุอาจเกิดขึ้นได้จากตัวเซลล์หรือการกระทำจากภายนอก ถ้าเป็นการเกาะติดแบบพาสซีฟ (passive) จะเกิดขึ้นจากแรงโน้มถ่วงของโลกและแรงที่เกิดขึ้นจากของไหลที่อยู่รอบๆบริเวณเซลล์ได้แก่ แรงขับเคลื่อนของของไหล (fluid dynamic force) และแรงขับเคลื่อนจากการแพร่ (diffusion dynamic force) ส่วนการเกาะติดแบบแอคทีฟ (active) เกิดขึ้นเนื่องจากคุณสมบัติเฉพาะของผิวเซลล์ที่มีส่วนประกอบที่จำเพาะต่อการเกาะติดเช่น แฟล็กเจลลา (flagella) พิวไล (pili) โปรตีนที่ช่วยในการยึดเกาะแอดฮีซิน (adhesin protein) แคปซูล (capsule) และประจุที่อยู่บริเวณผิวเซลล์ (Kumar และ Anand, 1998: 9-27) การเกาะติดของเซลล์แบ่งออกเป็น 2 ระยะ (Marshall และคณะ, 1971: 337-348) คือ

ระยะที่ 1 การเกาะติดแบบผันกลับ (reversible adhesion) เซลล์แบคทีเรียจะเกิดพันธะอย่างอ่อนกับพื้นผิว พันธะที่เกิดขึ้นได้แก่ แรงแวนเดอร์วาลส์ (van der waals force) electrostatic และ hydrophobic interaction ในระยะนี้เซลล์แบคทีเรียยังคงมีการเคลื่อนที่ได้โดยเป็นการเคลื่อนที่แบบบราวน์เนียน (brownian movement) ซึ่งมีผลทำให้สามารถถูกกำจัดได้ง่ายโดยการชะล้างด้วยน้ำหรือสารฆ่าเชื้อ

ระยะที่ 2 การเกาะติดแบบไม่ผันกลับ (irreversible adhesion) เซลล์แบคทีเรียจะมีการสร้างพันธะที่แข็งแรง ได้แก่ dipole-dipole interaction พันธะไฮโดรเจน (hydrogen bonding) พันธะโควาเลนต์ (covalent bonding) และ hydrophobic interaction กับพื้นผิวโดยอาศัยโครงสร้างของเซลล์เช่น แฟล็กเจลลา (flagella) ฟิมเบรีย (fimbriae) พิวไล (pili) เป็นต้น นอกจากนี้เซลล์จะมีการสร้างไฟบริน (fibrin) เพื่อเป็นตัวเชื่อมต่อระหว่างเซลล์แบคทีเรียกับพื้นผิวอีกด้วย ทำให้มีการยึดเกาะที่เหนียวแน่นกว่าในระยะแรก การกำจัดเซลล์แบคทีเรียในระยะนี้ออกจากพื้นผิวจะกระทำได้อย่างยากขึ้น ต้องใช้แรงขัดถู (scrubbing) หรือการขูดลอก (scraping) เพื่อให้เซลล์หลุดออกไปหรือการประยุกต์ใช้เอนไซม์ สารทำความสะอาด (detergent) สารฆ่าเชื้อ และ/หรือความร้อนเพื่อช่วยทำลายแรงที่ใช้ในการเกาะติดของเซลล์กับพื้นผิว (Chmielewski and Frank, 2003: 22-32)

การเกาะติดของจุลินทรีย์เกิดขึ้นในเวลาไม่นานเพียง 5 ถึง 30 วินาทีเท่านั้น โดยเซลล์จะมีการเกาะติดแบบระยะที่ 1 ก่อนแล้วตามด้วยระยะที่ 2 (Mittleman, 1998: 2760-2764)

ปัจจัยที่มีผลต่อการเกาะติดของเซลล์จุลินทรีย์บนพื้นผิว ได้แก่

(1) ชนิดและโครงสร้างของเซลล์ เซลล์แบคทีเรียแต่ละชนิดมีความสามารถในการเกาะติดพื้นผิวได้แตกต่างกันขึ้นอยู่กับลักษณะของโครงสร้างบนเยื่อหุ้มเซลล์ เช่น ลิโปโพลีแซคคาไรด์ (lipopolysaccharide) หรือ LPS โปรตีนแอดฮีซินและโปรตีนชนิดอื่น กรดไทโคอิก (teichoic acid) เป็นต้น โครงสร้างเหล่านี้จะแสดงถึงความเป็นไฮโดรโฟบิก (hydrophobic) ของเซลล์ซึ่งมีส่วนสำคัญในการเกาะติดบนพื้นผิว (Chmielewski and Frank, 2003: 22-32) มีรายงานว่าแบคทีเรียบางชนิด เช่น *Escherichia coli* และ *Listeria monocytogenes* ใช้แฟล็กเจลลาหรือพิวไล และโปรตีนบนเยื่อหุ้มเซลล์ในการเกาะติดขั้นต้น (Davey and O'Toole, 2000: 847-867) การสูญเสียโครงสร้างเหล่านี้มีผลในการลดความสามารถในการเกาะติดบนพื้นผิวบางชนิดได้ (Gilbert et al., 1991:

72-77) Bower et al., (1996: 152-157) รายงานว่า สปอร์สามารถเกาะติดบนพื้นผิวได้ดีกว่าเซลล์ เนื่องจากมีความเป็นไฮโดรโฟบิกสูงและผิวของสปอร์มีลักษณะเป็นขน (hairy surface)

(2) สภาพแวดล้อมและองค์ประกอบของสารอาหารที่อยู่ล้อมรอบ เมื่อเกิดการสะสมของสารอาหารบนพื้นผิวจนเป็นลักษณะของฟิล์มที่เรียกว่า conditioning film ฟิล์มดังกล่าวจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงสมบัติทางเคมีกายภาพของพื้นผิวเช่น ค่าพลังงานอิสระของพื้นผิว(surface free energy) ความเป็นไฮโดรโฟบิกขี้ดี (hydrophobicity) และประจุของพื้นผิว ซึ่งอาจส่งผลถึงการเกาะติดของจุลินทรีย์ (Dickson and Koochmarine, 1989: 832-836) มีรายงานวิจัยแสดงให้เห็นว่า สารอินทรีย์บนพื้นผิวนั้นสนับสนุนให้จุลินทรีย์เกาะติดบนพื้นผิวได้ดีขึ้น (Chmielewski and Frank, 2003: 22-32) อย่างไรก็ตาม บางงานวิจัยรายงานว่า สารอินทรีย์เช่น นมและโปรตีนมีผลในการลดการเกาะติดของ *Salmonella typhimurium* และ *L. monocytogenes* ได้ (Helke et al., 1993: 479-484) นอกจากปัจจัยของสารอินทรีย์แล้ว อุณหภูมิ ค่าความเป็นกรด-เบสของสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม ยังส่งผลต่อการเกาะติดและการเกิดฟิล์มชีวภาพด้วย

(3) ลักษณะและคุณสมบัติของพื้นผิว อัตราการเกาะติดของจุลินทรีย์บนพื้นผิวแต่ละชนิดแตกต่างกันขึ้นกับลักษณะทางกายภาพของพื้นผิว ได้แก่ ค่าพลังงานอิสระของพื้นผิว ความเป็นไฮโดรโฟบิกขี้ดี ความเรียบ (roughness) และประจุบนพื้นผิว Chmielewski and Frank (2003: 22-32) ได้รวบรวมงานวิจัยและสรุปว่า การเกาะติดของจุลินทรีย์เกิดขึ้นบนพื้นผิวที่มีพลังงานอิสระสูงหรือมีความเปียกน้ำได้ง่าย (เช่นสแตนเลสสตีลและแก้วที่มีลักษณะเป็นไฮโดรโฟบิกหรือสมบัติชอบน้ำ) ได้ดีกว่าพื้นผิวที่มีลักษณะเป็นไฮโดรโฟบิกหรือสมบัติไม่ชอบน้ำ [เช่นเทฟลอน (teflon) ไนลอน (nylon) และยาง] แต่มีบางงานวิจัยพบว่าแบคทีเรียบางชนิดสามารถยึดเกาะบนพื้นผิวที่มีความเป็นไฮโดรโฟบิกมากกว่าพื้นผิวไฮโดรฟิลิก (Sinde and Carballo, 2000: 439-447) นอกจากนี้ยังมีรายงานว่า พื้นผิวที่มีลักษณะเป็นรูพรุนไม่สม่ำเสมอ มีรอยแยกจะทำให้เกิดการเกาะติดได้ดีกว่าพื้นผิวเรียบ (Mafu, 1990: 742-746)

### 2.3.1.2 การเกิดเป็นกลุ่มของเซลล์ (Colonization)

หลังจากเซลล์ที่มีการเกาะติดในระยะที่ 2 การเกาะติดแบบไม่มีการผันกลับแล้ว เซลล์จะมีการเจริญและแบ่งเซลล์ต่อไปโดยการใช้สารอาหารที่มีอยู่รอบๆ ในสภาวะแวดล้อม ทำให้เกิดการเพิ่มจำนวนจนกลายเป็นกลุ่มของเซลล์ขนาดเล็กขึ้น ซึ่งกลุ่มเซลล์จะขยายใหญ่และเกาะรวมกันจนเกิดเป็นชั้นของเซลล์ ปกคลุมบริเวณพื้นผิว ในขั้นตอนนี้เซลล์ที่เกาะติดอยู่เริ่มมีการผลิตสารกลุ่มพอลิเมอร์แล้วหลังก่ออกมานอกเซลล์คลุมอยู่ที่ผิวของกลุ่มเซลล์ เรียกสารกลุ่มนี้ว่า Extracellular Polymeric Substance (EPS) อาจประกอบด้วย โพลีแซคคาไรด์ โปรตีนฟอสโฟไลพิด กรดไทโคอิก กรดนิวคลีอิกและสารพอลิเมอร์อื่นๆ (Costerton et al., 1987: 435-467) สารเหล่านี้จะช่วยให้เซลล์ยึดเกาะพื้นผิวได้ดีและมีความเสถียรมากขึ้นจากสภาพแวดล้อมรอบๆ ที่มีการเปลี่ยนแปลงอยู่ตลอดเวลา (Kumar and Anand, 1998: 9-27)

### 2.3.1.3 การเจริญเป็นฟิล์มชีวภาพที่สมบูรณ์ (Maturation)

จากกลุ่มของเซลล์ที่มีการเพิ่มจำนวนซ้อนทับกันจนเกิดเป็นชั้นของเซลล์ภายใต้สาร EPS จะเกิดการพัฒนานจนเป็นฟิล์มชีวภาพต่อไป โครงสร้างของฟิล์มชีวภาพที่เจริญเต็มที่อาจเป็นชั้นของเซลล์เพียงชั้นเดียวภายใต้โครงสร้างของ EPS ที่มีลักษณะเป็นรูพรุนหรือเป็นชั้นของเซลล์หลาย



ชั้นซ้อนกันโดยมีการเชื่อมกันด้วย EPS และมีช่องสำหรับลำเลียงน้ำกระจายอยู่ทั่วไป (Chmielewski and Frank, 2003: 22-32) นอกจากสาร EPS จะมีหน้าที่สำคัญในการเชื่อมโยงเซลล์ภายในฟิล์มชีวภาพและยึดเหนี่ยวเซลล์กับพื้นผิวแล้ว ยังมีความสำคัญในการอยู่รอดของฟิล์มชีวภาพด้วย EPS มีหน้าที่ห่อหุ้มและกักเก็บสารอาหารไว้สำหรับเซลล์ในฟิล์มชีวภาพช่วยป้องกันเซลล์จากสภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสม เช่นความแห้งและสารเคมีต่างๆ เป็นต้น (Carpentier and Cerf, 1993: 499-511)

### 2.3.2 ข้อดีของการใช้ไบโอฟิล์มในการบำบัดน้ำเสีย

2.3.2.1 จุลินทรีย์มีเวลาสัมผัสน้ำเสียได้นานยิ่งขึ้น การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะเกิดขึ้นได้ดี

2.3.2.2 ลดขั้นตอนการหมุนเวียนของชีวมวลให้กลับมาใช้ใหม่ (Recycling biomass) ภายในระบบ เนื่องจากการเจริญแบบเกาะติดบนวัสดุตัวกลางช่วยให้จุลินทรีย์ในระบบมีความหนาแน่นมาก ดังนั้นโอกาสที่จะถูกชะล้าง (wash out) ออกนอกระบบจะน้อยกว่าในระบบที่เซลล์จุลินทรีย์อยู่ในระบบแขวนลอย

2.3.2.3 เป็นระบบที่เก็บกักตะกอนเซลล์ได้ดี ทำให้สามารถทนต่อการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารต่างๆที่เกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว (shock load) ได้เป็นอย่างดี

2.3.2.4 การทำความสะอาดระบบบำบัดและตัวกลางสามารถทำได้ง่ายและไม่สิ้นเปลืองโดยการปล่อยน้ำไหลผ่านวัสดุตัวกลางเพื่อชะล้างสิ่งสกปรกที่ติดอยู่

2.3.2.5 ต้องการอาหารเสริมในปริมาณน้อย เนื่องจากการเจริญของจุลินทรีย์ในระบบมีการเจริญเพิ่มจำนวนขึ้นบนวัสดุตัวกลางอย่างช้าๆ จึงไม่ต้องการอาหารเสริมในปริมาณมากนัก

2.3.2.6 ค่าก่อสร้างและค่าใช้จ่ายในการบำรุงรักษาต่ำ ควบคุมระบบง่าย

2.3.2.7 หากมีการสร้างระบบบำบัดเพิ่ม สามารถนำจุลินทรีย์ไปเป็นเชื้อเริ่มต้นในระบบใหม่ได้เพื่อให้ลดระยะเวลาการเกิดฟิล์มชีวภาพในระบบบำบัดที่สร้างขึ้นใหม่ (ประดับรัฐ ประจันเขตต์, 2549: เว็บไซต์)

## 2.4 ถึงปฏิกรณ์แบบไบโอฟิล์ม

ถึงปฏิกรณ์แบบไบโอฟิล์มสามารถกักเก็บจุลินทรีย์ให้คงอยู่ในถึงปฏิกรณ์ โดยการยึดเกาะกับวัสดุตัวกลางทำให้จุลินทรีย์ไม่ถูกชะล้างออกไปจากระบบ ทำให้ประสิทธิภาพของการกำจัดสารอินทรีย์สูงขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดนี้ขึ้นกับปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ (พรพรรณ พาณิชนำสิน, 2540: 116) ถึงปฏิกรณ์แบบนี้มีลักษณะเด่นที่มีการบรรจุวัสดุตัวกลางเช่น เชือกไนลอน ตาข่าย ก้อนหิน และกรวด เพื่อให้จุลินทรีย์เจริญแบบยึดเกาะซึ่งตัวกลางเหล่านี้จะมีพื้นที่มากเพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะได้มากขึ้น นอกจากนี้ การจัดเรียงวัสดุที่แตกต่างกันยังส่งผลถึงการทำงานและเสถียรภาพของระบบในระยะยาวด้วย ระบบนี้อาจมีการบ่อน้ำเสียจากด้านล่างของถึงปฏิกรณ์ (Up-flow anaerobic fixed film) หรือบ่อน้ำเสียจากด้านบนของถึงปฏิกรณ์ (Down-flow anaerobic fixed film) โดยระบบที่เป็นที่นิยมในปัจจุบันนี้คือระบบที่บ่อน้ำเสียจากด้านล่างของถึงปฏิกรณ์เนื่องจากลดปัญหาการอุดตันได้มาก (มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 2013: เว็บไซต์)

ระบบไบโอฟิล์มนี้เริ่มทำงานโดยน้ำเสียจะถูกบ่อนเข้าระบบ (มีทั้งจากด้านล่างขึ้นด้านบนและด้านบนลงล่าง) ผ่านท่อกระจายน้ำเสียและไหลผ่านชั้นจุลินทรีย์ซึ่งยึดเกาะอยู่บนผิววัสดุตัวกลางเมื่อ

น้ำเสียสัมผัสกับจุลินทรีย์ จุลินทรีย์เหล่านี้จะใช้สารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นแหล่งอาหารและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลออกทางด้านบน ในช่วงแรกแบคทีเรียจะเป็นชนิดที่เกาะติดบนตัวกลางอย่างเดียว เมื่อระบบเดินไปได้ระยะหนึ่งจะมีแบคทีเรียที่หลุดและเจริญอยู่ในช่องว่างของตัวกลางในลักษณะแขวนลอย (มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 2013: เว็บไซต์)

## 2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

กรมทรัพยากรธรณี (2542) ทำการตรวจพบการปนเปื้อนของอาร์ซินิกในน้ำใต้ดินในพื้นที่อำเภอ ร่อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช เมื่อปี 2530 ค่าที่ตรวจวัดได้เกินมาตรฐานน้ำใต้ดินที่ใช้บริโภคที่กำหนด (50 ไมโครกรัมต่อลิตร) ทำให้ราษฎรที่อาศัยอยู่ในบริเวณดังกล่าวที่ใช้ น้ำใต้ดินที่มีการปนเปื้อนของอาร์ซินิกมีอาการตุ่มคันขึ้นตามฝ่ามือ ฝ่าเท้า ผิวหนังมีสีคล้ำผิดปกติ ซึ่งเป็นอาการของโรคมะเร็งผิวหนัง โดยสันนิษฐานว่า การแพร่กระจายของอาร์ซินิกมีสาเหตุมาจากการร่อนแร่และการทำเหมืองดีบุก ทำให้เกิดการสลายตัวของแร่อาร์ซิโนไฟไรต์ (อาร์ซินิก) ที่เกิดร่วมกับดีบุกและส่งผลให้เกิดการแพร่กระจายของอาร์ซินิกลงสู่น้ำใต้ดิน

ปวีณา อุปนันต์ (2542) ทำการศึกษาแบคทีเรียที่มีความสามารถในการลดพิษของอาร์ซินิก พบว่าแบคทีเรียสายพันธุ์ 2/6 และสายพันธุ์ 3/18 มีประสิทธิภาพดีในการออกซิไดส์อาร์ซิไนท์ให้เป็นอาร์ซิเนท โดยสามารถออกซิไดส์ได้ 65-90% เมื่อเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อที่มีความเข้มข้นของโซเดียมอาร์ซิไนท์เป็นแหล่งให้อิเล็กตรอนภายใต้สภาวะแอโรบิก เนื่องจากในระหว่างการทดลองในขณะที่มีความเข้มข้นของสารประกอบอาร์ซิไนท์ลดลงพบว่า ความเข้มข้นของสารประกอบอาร์ซิเนทเพิ่มขึ้น และยังพบว่า การเจริญของแบคทีเรียทั้งสองสายพันธุ์นี้เจริญไปพร้อมกับการลดลงของสารประกอบอาร์ซิไนท์ในอาหารเลี้ยงเชื้อ

ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล (2551) รายงานการปนเปื้อนอาร์ซินิกในน้ำใต้ดินเขตลุ่มแม่น้ำโขงตอนล่าง พบว่ามีการปนเปื้อนของอาร์ซินิกมากกว่ามาตรฐานที่กำหนดโดยองค์การอนามัยโลก (กำหนดไว้เท่ากับ 10 ไมโครกรัมต่อลิตร) สำหรับประเทศไทยพบว่า ข้อมูลการปนเปื้อนอาร์ซินิกในแหล่งน้ำดื่มยังมีน้อยมาก เนื่องจากอาร์ซินิกไม่ได้เป็นสารหลักในการตรวจวิเคราะห์น้ำดื่ม นอกจากนี้ กรมควบคุมมลพิษยังกำหนดค่ามาตรฐานของอาร์ซินิกในน้ำดื่มและน้ำใต้ดินไว้เท่ากับ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร ซึ่งสูงกว่าระดับความเข้มข้นที่กำหนดโดยสหภาพยุโรปและองค์การอนามัยโลก และเนื่องจากโรคพิษสารหนูเรื้อรังหรืออาร์ซิโนโคซิส จะแสดงอาการเมื่อมีการสะสมของอาร์ซินิกในร่างกายมากกว่าสิบปีขึ้นไป จึงน่าจะเป็นสาเหตุให้จำนวนของประชาชนชาวไทยที่จะมีปัญหาสุขภาพเกี่ยวกับโรคนี้นี้มีจำนวนสูงขึ้น ดังนั้น การศึกษาข้อมูลการแพร่กระจาย การปนเปื้อนของอาร์ซินิกในน้ำใต้ดิน และสุขภาพของชุมชนในกลุ่มประเทศลุ่มแม่น้ำโขงตอนล่างจะเป็นประโยชน์ในการกำหนดค่ามาตรฐานที่เหมาะสม และเป็นผลดีต่อสุขภาพอนามัยของชุมชน นอกจากนี้ยังได้ข้อมูลพื้นฐานในกานค้นคว้าวิจัยเพื่อหาวิธีการบำบัดน้ำใต้ดินให้ปราศจากอาร์ซินิกก่อนการบริโภคต่อไป

นาถอนงค์ ยอดสิงห์ (2551) ทำการศึกษาการคัดแยกเชื้อแบคทีเรียจากตัวอย่างน้ำ 12 ตัวอย่าง และตัวอย่างดิน 12 ตัวอย่าง จากอำเภวารินชำราบและอำเภอยะมราชู จังหวัดอุบลราชธานี สามารถคัดแยกเชื้อแบคทีเรียที่สามารถต้านทานอาร์ซินิก ได้ 100 ไอโซเลท เมื่อมาคัดเลือกแบคทีเรียที่ต้านทานอาร์ซินิก โดยนำมาเพาะเลี้ยงบน EG medium agar plate ที่มีความเข้มข้นของโพแทสเซียม

อาร์ซีนีท์ (potassium arsenite) ที่ระดับ 1 mM - 10 mM ได้เชื้อแบคทีเรียที่มีประสิทธิภาพในการต้านทานความเป็นพิษของอาร์ซีนีท์แตกต่างกัน เชื้อที่สามารถเจริญได้ในความเข้มข้นของโพแทสเซียมอาร์ซีนีท์ (potassium arsenite) ที่ระดับความเข้มข้นสูงสุดคือ 10 mM

ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล และพียาดา สุรารักษ์ (2542) ทำการศึกษาการปนเปื้อนอาร์ซีนีท์และคุณภาพน้ำใต้ดินในอำเภอเขมราฐและอำเภอโขงเจียม จังหวัดอุบลราชธานี พบว่าอาร์ซีนีท์ในน้ำใต้ดินอำเภอเขมราฐ มีปริมาณอาร์ซีนีท์ตั้งแต่ 0.5-20.19 ไมโครกรัมต่อลิตรหรือพีพีบี (เฉลี่ย 2.13 ไมโครกรัมต่อลิตร) ซึ่งปัญหาการปนเปื้อนของอาร์ซีนีท์ในแหล่งน้ำ น่าจะมีสาเหตุจากการรับอาร์ซีนีท์จากแหล่งธรรมชาติและการละลายของอาร์ซีนีท์ที่จับกับเหล็กในตะกอนดินที่อยู่ในแหล่งน้ำใต้ดินนั้น

Pokhrel และ Viraraghavan (2009) ทำการศึกษาอัตราส่วนระหว่างเหล็กและอาร์ซีนีท์ที่เหมาะสมในการลดความเข้มข้นของอาร์ซีนีท์ให้เท่ากับ  $5 \mu\text{g L}^{-1}$  หรือต่ำกว่า โดยใช้การกรองด้วยทราย การทดลองทำโดยการปรับปริมาณความเข้มข้นของ Fe(II) แต่ความเข้มข้นของอาร์ซีนีท์จะคงที่เท่ากับ  $100 \mu\text{g L}^{-1}$  อัตราส่วนของ Fe(II):As ระดับต่างๆ (10:1, 20:1, 30:1 และ 40:1) จะถูกปั๊มจากด้านล่างผ่านถังกรอง(ทราย) และนำน้ำทิ้งที่ได้ไปวิเคราะห์หา Fe(II) และ As ผลการทดลองพบว่า อัตราส่วน 40:1 สามารถบำบัด As ให้ลดลงเท่ากับ  $5 \mu\text{g L}^{-1}$  หรือต่ำกว่า และการบำบัด Fe(II) ได้ต่ำกว่า  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$

Katsoyinnis et al. (2008) รายงานว่า ประชาชนในอำเภอมาลการราในเขตเทศบาลเมืองแอ็กซอส ตอนเหนือของกรีซ ใช้น้ำใต้ดินในท้องที่เพื่อการอุปโภคบริโภค น้ำใต้ดินมีค่าพีเอชเท่ากับ 7.9 มีการปนเปื้อนอาร์ซีนีท์ ( $20 \mu\text{g L}^{-1}$ ) ฟอสเฟต ( $550 \mu\text{g L}^{-1}$ ) แมงกานีส ( $235 \mu\text{g L}^{-1}$ ) และแอมโมเนียม ( $1.2 \text{ mg L}^{-1}$ ) และมีเหล็กปนเปื้อนในระดับต่ำ ( $165 \mu\text{g L}^{-1}$ ) โดยที่อาร์ซีนีท์ แมงกานีส และแอมโมเนียม จะมีการปนเปื้อนเกินค่ามาตรฐานของ EC 98/83. คณะผู้วิจัยได้ทำการบำบัดตั้งแต่ปี 2005 ระบบบำบัดประกอบด้วยการให้อากาศ และการกรองแบบอัฟฟอลเพื่อการออกซิเดชันทางชีวภาพของแอมโมเนียม, แมงกานีส และอาร์ซีนีท์ ตามด้วยการตกตะกอนด้วย  $\text{FeClSO}_4$  ที่ความเข้มข้น  $2.3 \text{ mg Fe L}^{-1}$  สุดท้ายเป็นการกรองแบบดาวน์โฟลเพื่อกำจัดอาร์ซีนีท์และเหล็ก ในขั้นตอนสุดท้ายน้ำใต้ดินจะถูกทำให้ปลอดเชื้อด้วย NaOCl ก่อนที่จะแจกจ่ายสู่ผู้บริโภค ระหว่างการให้อากาศ Fe(II) จะถูกออกซิไดส์และฟอสเฟตจะถูกดูดซับในรูปของ Iron oxide แต่ยังคงเหลืออยู่ในสารละลายจนกระทั่งถูกกำจัดในช่วงการกรองทางชีวภาพ Mn(II) จะถูกออกซิไดส์ทางชีวภาพและเกิดเป็นตะกอน manganese oxide ที่จะถูกกำจัดโดยการกรอง  $\text{NH}_4^+$  จะถูกออกซิไดส์ทางชีวภาพและถูกกำจัดออกจากน้ำโดยกระบวนการ nitrification เกิดเป็นไนเตรท As(III) จะถูกออกซิไดส์แต่ไม่ถูกกำจัดในช่วงการกรองแบบชีวภาพ อาร์ซีนีท์จะถูกกำจัดให้เหลือน้อยกว่า  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  ในช่วงของการตกตะกอนและการกรอง ความเข้มข้นสุดท้ายทั้งหมดของ Fe(II), Mn(II) และ  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  จะต่ำกว่ามาตรฐาน EC คือ 200, 50 และ  $500 \mu\text{g L}^{-1}$  ตามลำดับ

Ito et al. (2012) ทดสอบกระบวนการออกซิไดส์อาร์ซีนีท์ As(III) ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์โดยใช้แบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซีนีท์ (Arsenite Oxidizing Bacteria, AOB) ที่คัดแยกจากตะกอนแร่ ผลการทดลองด้วยวิธีวิเคราะห์ แบบ phylogenetic พบว่าแบคทีเรีย AOB สัมพันธ์อย่างใกล้ชิดกับ *Ensifer adhaerens* การทดลองแบบแบตช์ (batch experiment) แสดงให้เห็นว่า สำหรับการออกซิไดส์อาร์ซีนีท์ As(III) ด้วยแบคทีเรีย AOB อัตราส่วนที่เหมาะสมของแหล่งไนโตรเจน ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) ต่อความ

เข้มข้นของอาร์ซิไนท์เท่ากับ  $0.5 \text{ mg L}^{-1}$  ( $52 \text{ mg L}^{-1}$  -  $110 \text{ mg L}^{-1}$ ) ทำปฏิกิริยาได้ดีใน pH 6-8 และ อุณหภูมิของน้ำมากกว่า 20 องศาเซลเซียส นอกจากนี้ ได้ทำการทดลองแบบต่อเนื่องด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่มีแบคทีเรีย AOB ตรึงรูป โดยให้ความเข้มข้นอาร์ซิไนท์เริ่มต้นที่  $1 \text{ mg L}^{-1}$  คงอยู่ใน HRT เท่ากับ 1 ชั่วโมง, มีอัตราการออกซิเดชัน As(III) เท่ากับประมาณ  $1 \times 10^9 \mu\text{g/cell/min}$  และ ประสิทธิภาพของการออกซิเดชัน As(III) ได้ดีเท่ากับ 92 เปอร์เซ็นต์ อย่างไรก็ตามจะพบอัตราการออกซิเดชันเกิดมากที่สุดที่วัดได้ที่ HRT เท่ากับ 0.5 ชั่วโมง มีอัตราการออกซิเดชันเท่ากับประมาณ  $2.1 \times 10^9 \mu\text{g/cell/min}$  ประสิทธิภาพของการออกซิเดชันเท่ากับ 87 เปอร์เซ็นต์ จากผลการทดลองสนับสนุนว่ากระบวนการออกซิเดชันทางชีวภาพโดยใช้แบคทีเรีย AOB ตรึงรูป เป็นขั้นตอนบำบัดเบื้องต้นที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม และประหยัดค่าใช้จ่ายของการกำจัดอาร์ซิไนต์จากน้ำใต้ดิน

Michel et al. (2007) ทำการศึกษาการสร้างและกิจกรรมของแบคทีเรีย [As(III)-oxidising] เป็นไบโอฟิล์มในถังปฏิกรณ์ชีวภาพโดยใช้ pozzolona เป็นวัสดุพองในการเจริญของเชื้อแบคทีเรีย สำหรับเพิ่มประสิทธิภาพถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ fixed-bed ของกระบวนการบำบัดมลพิษทางชีวภาพ หลังจากการทำงานแบบต่อเนื่อง 60 วัน ของการบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของอาร์ซิไนท์ [As(III)] พบกิจกรรมการเจริญของไบโอฟิล์มอยู่ใกล้บริเวณไหลเข้า (inflow) มากกว่าการกระจายของไบโอฟิล์มที่พบเกาะติดเป็นเนื้อเดียวกันของกลุ่มแบคทีเรียที่พัฒนาจากแบคทีเรีย CASO1 และ *Thiomonas arsenivorans* จากนั้นได้ศึกษาทั้งสองลักษณะใน polystyrene microplates และ pozzolana สารเอ็กตราเซลล์ลูตาพอลิเมอร์ (extracellular polymeric substances; EPS) ที่ใช้พบว่าสามารถเพิ่มการเกาะติด ส่วนสารสกัดจากยีสต์ (yeast extract) ยังช่วยเพิ่มจลศาสตร์ของการสร้างไบโอฟิล์มเพิ่มมากขึ้น ผลการวิเคราะห์โปรตีน น้ำตาล ไขมัน และกรดยูโรนิก แสดงให้เห็นว่า น้ำตาลเป็นองค์ประกอบหลักของ EPS ในกิจกรรมจำเพาะของแบคทีเรีย *T. arsenivorans* สูงกว่าในเซลล์ planktonic มากกว่าในเซลล์ sessile และถูกเหนี่ยวนำโดย As(III) ผลการทดลองทั้งหมดชี้ให้เห็นว่า โครงสร้างไบโอฟิล์มเป็นแผนกกันทางกายภาพที่ช่วยลดการเข้าถึง sessile cell ของ As(III) และทำให้กิจกรรมการเหนี่ยวนำเอนไซม์ออกซิเดส As(III)-oxidase สำหรับประสิทธิภาพถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ fixed-bed การบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพในน้ำเสียปนเปื้อนอาร์ซิไนต์ สามารถปรับสภาพให้เหมาะสมด้วยการควบคุมปัจจัยต่างๆเช่น อุณหภูมิ และการเติม EPS และ/หรือการสังเคราะห์เพื่อเพิ่มความหนาแน่นและกิจกรรมไบโอฟิล์ม

Katsoyiannis and Zouboulis (2004) ศึกษาการบำบัดน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน Mn(II) และ Fe(II) ด้วยปฏิกิริยาการออกซิไดส์ทางชีวภาพภายใต้หน่วยกรองแบบอัพโฟล (upflow filtration unit) กระบวนการออกซิไดส์เกิดขึ้นโดยใช้แบคทีเรีย *Leptothrix chracea* และ *Gallionella ferruginea* ซึ่งอยู่ในกลุ่มแบคทีเรียที่ออกซิไดส์แมงกานีสและเหล็ก งานวิจัยนี้เน้นการศึกษาลักษณะของผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการออกซิเดชัน และศึกษาจลศาสตร์ของการกำจัด Mn(II) เพื่อเปรียบเทียบกับกำจัด Fe(II) ในน้ำใต้ดิน ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการออกซิเดชันถูกนำไปศึกษาโดยใช้เทคนิค XRD, XPS และ SEM-EDS และพบว่าประกอบด้วยส่วนผสมของ hydrous manganese และ iron oxides สภาวะออกซิเดชันแมงกานีสอยู่ที่ 3 และ 4 ส่วน iron oxides จะอยู่ในรูปของ amorphous ferrihydrite การศึกษาทางจลศาสตร์ชี้ให้เห็นว่าอัตราการออกซิเดชันของแมงกานีสและเหล็ก จะมี order of magnitude มากกว่าการออกซิเดชันโดยสิ่งไม่มีชีวิต (abiotic oxidation) การออกซิเดชันเหล็กโดย

แบคทีเรียจะเกิดขึ้นเร็วกว่าการออกซิเดชันแอมโมเนียโดยมีครึ่งชีวิตของการเกิดปฏิกิริยาเท่ากับ 0.9 และ 3.98 นาที ตามลำดับ

Buschmann et al. (2007) ศึกษาการปนเปื้อนของอาร์ซินิกในน้ำใต้ดิน เขตอำเภอตามลุ่มแม่น้ำโขง ประเทศกัมพูชา ที่มีพื้นที่ทำการศึกษา 3,700 ตารางกิโลเมตร จำนวน 131 ตัวอย่าง รวม 30 พารามิเตอร์ปริมาณอาร์ซินิกที่ตรวจพบอยู่ในช่วง 1-1,340 ไมโครกรัมต่อลิตร (เฉลี่ย 163 ไมโครกรัมต่อลิตร) และพบว่า 48% ของตัวอย่างมีปริมาณอาร์ซินิกมากกว่า 10 ไมโครกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ยังตรวจพบประชาชนจำนวน 350 คนต่อตารางเมตร ป่วยเป็นโรคพิษอาร์ซินิกเรื้อรัง ซึ่งคล้ายกับที่เกิดในบังกลาเทศ (200 คนต่อตารางกิโลเมตร) นอกนี้ยังพบว่าน้ำใต้ดินและตะกอนดินทรายที่ทับถมตามชายฝั่งแม่น้ำโขงและแม่น้ำ Bassas ในเขตจังหวัด Kandal จะมีปริมาณอาร์ซินิกเพิ่มขึ้นในอัตราก้าวหน้าเท่ากับ 233 ไมโครกรัมต่อลิตร (เฉลี่ย 100 ไมโครกรัมต่อลิตร) ในขณะที่ด้านทิศใต้และทิศตะวันออกของแม่น้ำมีปริมาณอาร์ซินิกน้อยกว่า 10 ไมโครกรัมต่อลิตร การที่อาร์ซินิกถูกปลดปล่อยออกจากตะกอนน่าจะเกิดจากการละลายของโลหะหนักออกไซด์

Yu et al. (2007) ตรวจสอบการปนเปื้อนของอาร์ซินิกในบ่อน้ำบาดาล จำนวน 21,155 บ่อ จากบ่อ 20,517 หมู่บ้านของ 16 จังหวัดในประเทศจีนในปี ค.ศ. 2001 และ 2005 เมื่อตรวจสอบด้วยชุดตรวจสอบ Merck As Kit พบว่า 5 เปอร์เซ็นต์ของบ่อน้ำบาดาลมีการปนเปื้อนอาร์ซินิกมากกว่า 50 ไมโครกรัมต่อลิตร และเมื่อตรวจด้วยวิธี fluorescence spectrometry และ silver dithiocarbamate spectrometry พบว่าบ่อน้ำบาดาลอย่างน้อย 10 เปอร์เซ็นต์มีการปนเปื้อนของอาร์ซินิกเกินมาตรฐานกำหนด ซึ่งประมาณได้ว่าประชากร 582,769 คน ได้รับอาร์ซินิกจากการดื่มจากบ่อน้ำบาดาล อย่างไรก็ตามเป็นไปได้ว่าค่าประมาณนี้น้อยกว่าความเป็นจริง เนื่องจากข้อจำกัดด้านพื้นที่การตรวจสอบ จากการตรวจสอบสุขภาพของประชากรจำนวน 135,492 คน จาก 8 จังหวัดเกี่ยวกับโรคพิษอาร์ซินิกเรื้อรังตามวิธีมาตรฐานของการตรวจวิเคราะห์ พบว่าประชากรจำนวน 10,096 คน ป่วยเป็นโรคดังกล่าวและมีความรุนแรงที่ผิวหนังแตกต่างกัน

Katsoyiannis et al. (2002) ทำการกำจัดอาร์ซิไนท์โดยการใช้ fixed-bed upflow bioreactors วิธีการนี้อยู่บนพื้นฐานของการเจริญของแบคทีเรียท้องถิ่นบางชนิดที่มีความสามารถออกซิไดส์เหล็กที่ละลายน้ำได้และไอออนแอมโมเนีย การเกิดออกซิเดชันทางชีวภาพของเหล็กและแอมโมเนีย แสดงให้เห็นว่าเป็นเทคนิคที่มีแนวโน้มในการกำจัดอาร์ซินิกจากน้ำใต้ดินที่มีการปนเปื้อนซึ่งสามารถกำจัดเหล็กและแอมโมเนียได้พร้อมกันในขณะที่การกำจัดอาร์ซินิกได้ 80% ภายใต้สภาวะของการทดลอง (D.O. 2.7 mg L<sup>-1</sup>, ORP 280-290 mV, pH 7.2, [Fe] 0 2.8 mg L<sup>-1</sup>) แม้ว่าวิธีการบำบัดแบบ physicochemical สามารถกำจัดอาร์ซินิกได้มากกว่า 95% แต่วิธีนี้จำเป็นต้องใช้สารเคมีในการออกซิไดส์อาร์ซิไนท์ และต้องปรับ pH เสมอ การออกซิเดชันทางชีวภาพไม่จำเป็นต้องเติมสารเคมี ดังนั้นจึงมีความปลอดภัยสำหรับสภาพแวดล้อมและเศรษฐกิจมากขึ้น เนื่องจากมีต้นทุนในการดำเนินงานที่ต่ำกว่า และ linear velocities (15m h<sup>-1</sup>) สูงกว่าการบำบัดแบบ physicochemical (5-10 m h<sup>-1</sup>)

Mokaski et al. (2002) ศึกษา *Microbacterium lacticum* ที่ออกซิไดส์อาร์ซินิกและใช้ในการบำบัดอาร์ซินิกที่ปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน โดยทำการเลี้ยงเชื้อ *Microbacterium lacticum* (ที่ออกซิไดส์อาร์ซินิก ตั้งแต่ 50 m mol/l ขึ้นไป) เป็นไอโซเลทที่แยกจากสิ่งปฏิกูลโดยใช้ enrichment culture

technique ให้เชื้อตรึงบนชั้นอิฐและบรรจุในคอลัมน์แก้ว ทำให้เกิดการออกซิเดชันของ อาร์ซิไนท์ในน้ำใต้ดินทั้งหมด วิธีนี้มีประสิทธิภาพในการบำบัดอาร์ซิไนท์ที่ปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน

Hasan et al. (2012) ศึกษาประสิทธิภาพในการทำงานของแบคทีเรีย ammonia-oxidising bacteria (AOB) และ manganese-bacteria oxidising (MnOB) ในการกำจัดแอมโมเนีย ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ) และแมงกานีส ( $\text{Mn}^{2+}$ ) จากน้ำ แบคทีเรียเชื้อผสมที่ใช้ในการศึกษามี 2 สถานภาพคือกลุ่มแบคทีเรียเชื้อผสม (mixed culture: MC) ในถังปฏิกรณ์ขนาด 5 ลิตร และ กลุ่มแบคทีเรียไบโอฟิล์มที่เกาะติดบนตัวกลางพลาสติก (stage of mixed culture: SMC) แบคทีเรียที่คัดแยกจาก biological aerated filter ถูกนำมาจัดจำแนกชนิดเชื้อโดยใช้วิธี Biolog Microsystem และ 16S rRNA sequencing การคัดเลือกเพื่อทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัด  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  จะใช้แบคทีเรีย MC และ SMC ตามลำดับ พบว่าแบคทีเรีย *Bacillus cereus* สามารถกำจัด  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  ไปพร้อมๆกัน ประมาณ 95% ในถังปฏิกรณ์แบบ biological aerated filter ภายใต้สภาวะต่างๆ ดังนั้น แบคทีเรียสายพันธุ์นี้จึงเป็นจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพของ AOB และ MnOB ในการกำจัด  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  ไปพร้อมๆกัน

Hasan et al. (2013) ศึกษาการทำงานของระบบกรองชีวภาพแบบให้อากาศ (biological aerated filter: BAF) ภายใต้สภาวะอัตราการให้อากาศในระดับต่างๆ เพื่อการกำจัด  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  จากน้ำดื่ม ตัวอย่างน้ำดื่มที่มีความเข้มข้นของมลพิษในปริมาณสูงและต่ำด้วยค่า chemical oxygen demand (COD),  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  ถูกนำมาใช้ในการศึกษาเพื่อประเมินประสิทธิภาพของ BAF สำหรับน้ำดื่มที่มีความเข้มข้นของมลพิษในปริมาณสูง พบว่าระบบ BAF สามารถลดค่า COD อย่างไม่มีนัยสำคัญเมื่อเพิ่มอัตราการให้อากาศ (AR) อัตราการให้อากาศที่  $2.0 \text{ L min}^{-1}$  (DO เท่ากับ  $5.26 \text{ mg L}^{-1}$ ) จะทำให้มีการกำจัด  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  ได้สูงถึง 99.3% และ ความเข้มข้นน้ำทิ้งต่ำกว่าค่ามาตรฐานควบคุม ( $<1.5 \text{ mg L}^{-1}$ ) อย่างไรก็ตาม การกำจัดแมงกานีสจะเกิดขึ้นสูงสุด (99.1%) เมื่อมีการให้อากาศที่อัตรา  $0.3 \text{ L min}^{-1}$  (DO เท่ากับ  $2.94 \text{ mg L}^{-1}$ ) สำหรับน้ำดื่มที่มีความเข้มข้นของมลพิษในปริมาณต่ำ จะมีการกำจัด  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  ได้สูงสุดเท่ากับ 98.4% และ 82.9% ตามลำดับ เมื่อให้อัตรา การให้อากาศเท่ากับ  $0.1 \text{ L min}^{-1}$  (DO เท่ากับ  $4.68 \text{ mg L}^{-1}$ ) สภาวะที่ดีที่สุดสำหรับการกำจัด  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  ในน้ำดื่มที่มีความเข้มข้นของมลพิษในปริมาณสูงจะเกิดขึ้นเมื่อให้อัตราการให้อากาศเท่ากับ  $2.0 \text{ L min}^{-1}$  และ  $0.3 \text{ L min}^{-1}$  ตามลำดับ ในขณะที่อัตราการให้อากาศที่เหมาะสมสำหรับน้ำดื่มที่มีความเข้มข้นของมลพิษในปริมาณต่ำจะมีค่าเท่ากับ  $0.1 \text{ L min}^{-1}$

**บทที่ 3**  
**วัสดุอุปกรณ์และวิธีการทดลอง**

**3.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมี**

**3.1.1 วัสดุอุปกรณ์ (Apparatus)**

- 3.1.1.1 Air compressor
- 3.1.1.2 Rotary pump
- 3.1.1.3 Erlenmeyer flask
- 3.1.1.4 pH meter
- 3.1.1.5 Autoclave
- 3.1.1.6 Polyethylene bead
- 3.1.1.7 Colony counter
- 3.1.1.8 Arsine generator
- 3.1.1.9 Spectrophotometer
- 3.1.1.10 Hot plate stirrer
- 3.1.1.11 Filter paper no.1
- 3.1.1.12 Glass column (size 2.5 x 39 cm)
- 3.1.1.13 Pipette 1, 2, 5, 10 และ 25 มิลลิลิตร
- 3.1.1.14 Beaker 5, 25, 50, 500 และ 1000 มิลลิลิตร
- 3.1.1.15 Volumetric flask 10 และ 50 มิลลิลิตร

**3.1.2 สารเคมี (Reagent)**

- 3.1.2.1 Acetate buffer (Sodium acetate anhydrous + Acetic acid)
- 3.1.2.2 Sodium sulphate ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ )
- 3.1.2.3 Morpholine ( $\text{C}_4\text{H}_9\text{NO}$ )
- 3.1.2.4 Nitric acid ( $\text{HNO}_3$ )
- 3.1.2.5 Hydrochloric acid (HCl)
- 3.1.2.6 Calcium chloride ( $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )
- 3.1.2.7 Acetic acid ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ )
- 3.1.2.8 Sodium borohydride ( $\text{NaBH}_4$ )
- 3.1.2.9 Chloroform
- 3.1.2.10 Arsenite [Sodium (meta) arsenite] ( $\text{AsNaO}_2$ )
- 3.1.2.11 Sodium hydrogen carbonate ( $\text{NaHCO}_3$ )
- 3.1.2.12 Silver diethyl dithiocarbamate ( $\text{C}_5\text{H}_{10}\text{AgNS}_2$ )
- 3.1.2.13 Sodium acetate anhydrous ( $\text{CH}_3\text{OONa}$ )

3.1.2.14 Lead (II) acetate  $[(CH_3COO)_2Pb \cdot 3H_2O]$

3.1.2.15 Sodium chloride (NaCl)

3.1.2.16 Magnesium chloride  $(MgCl_2 \cdot 6H_2O)$

3.1.2.17 Yeast extract powder

3.1.2.18 Peptone, bacteriological

3.1.2.19 Tryptone

3.1.2.20 Nitrogen gas

### 3.1.3 เชื้อจุลินทรีย์ (Microorganism)

3.1.3.1 แบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2

แบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 เป็นแบคทีเรียที่สามารถเจริญในอาหารเลี้ยงเชื้อที่มีอาร์ซีนิก [(As(III))] เป็นแหล่งพลังงานและปริมาณการกำจัด (As(III)) เท่ากับ 89.11% ในเวลา 48 ชั่วโมงเมื่อเพาะเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อ Enrichment and Growth medium (EG medium) (Pranee et al., 2015)

### 3.1.4 อาหารเลี้ยงเชื้อ (Culture medium)

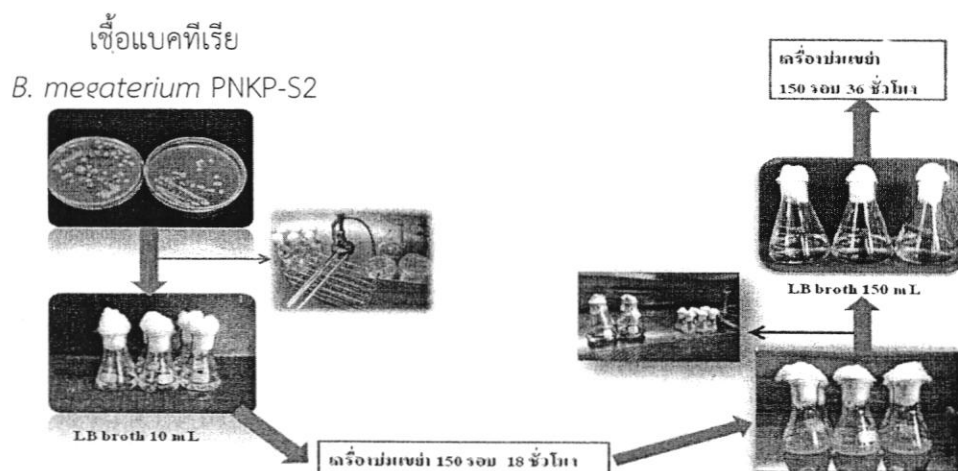
3.1.4.1 Luria Bertani (LB) broth

3.1.4.2 Luria Bertani (LB) agar

## 3.2 ขั้นตอนการดำเนินงานวิจัย

### 3.2.1 การเตรียมกล้าเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2

นำเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 เพาะเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อ LB broth ปริมาตร 10 มิลลิลิตร และบ่มเขย่า 150 รอบต่อนาที ที่อุณหภูมิห้อง 30 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 18 ชั่วโมง จากนั้นถ่ายเชื้อปริมาตร 7.5 มิลลิลิตร ลงในอาหารเลี้ยงเชื้อ LB broth ปริมาตร 150 มิลลิลิตร บ่มเขย่าที่อัตรา 150 รอบต่อนาที ที่อุณหภูมิห้อง 30 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 36 ชั่วโมง เพื่อนำไปใช้เพาะเลี้ยงในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มต่อไป

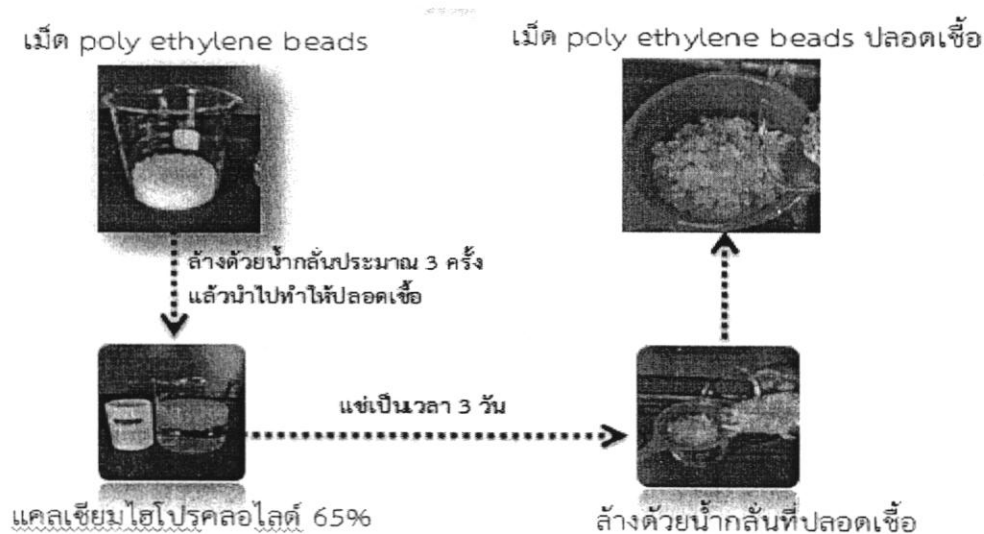


ภาพที่ 6 ขั้นตอนการเตรียมกล้าเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2



### 3.2.2 การเตรียมวัสดุพอง

นำเม็ด polyethylene beads ไปล้างด้วยน้ำสะอาด ประมาณ 3 ครั้ง แล้วนำไปทำให้ ปลอดภัยด้วย แคลเซียมไฮโปคลอไรต์ 65 เปอร์เซ็นต์ แช่เป็นเวลา 3 วัน นำก้อนหินกรวดขนาดเส้น ผ่านศูนย์กลางประมาณ 4-5 มิลลิเมตร มาล้างด้วยน้ำสะอาด 3 ครั้ง แล้วนำไปทำให้ปลอดภัย ด้วยการนึ่งฆ่าเชื้ออุณหภูมิ 120 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 15 นาที



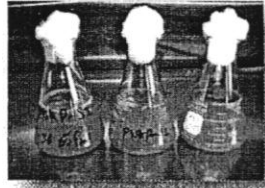
ภาพที่ 7 การเตรียมวัสดุพอง (เม็ด polyethylene beads)

### 3.2.3 การเตรียมถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

#### 3.2.3.1 การเพาะเลี้ยงเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2

เตรียมคอลัมน์ขนาดความยาว 39 เซนติเมตร เส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร ปริมาตร 150 ลูกบาศก์เซนติเมตร นำไปทำให้ปลอดภัยด้วยการนึ่งฆ่าเชื้อ จากนั้นนำเม็ด polyethylene beads ที่ผ่านการฆ่าเชื้อ บรรจุลงในที่คอลัมน์ปลอดภัย และทับด้วยก้อนกรวดขนาด 2.5 เซนติเมตร จากนั้นทำการถ่ายเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ด้วยการไหลผ่านเข้า คอลัมน์ ด้วยอัตราการไหลเข้า 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที ปล่อยให้เป็นเวลา 48 ชั่วโมง เพื่อให้เกิดการ เกาะติดของจุลินทรีย์ บนวัสดุพอง จากนั้นจึงทำการให้อาหารเลี้ยงเชื้อใหม่ให้ไหลผ่านคอลัมน์อย่างต่อเนื่องด้วยอัตราการไหล 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที ทุกๆ 48 ชั่วโมง เป็นเวลา 30 วัน หรือจนกว่าจะเกิดการสร้างฟิล์มยึดเกาะติดของเชื้อ *B. megaterium* PNKP-S2 บนวัสดุพอง

เชื้อแบคทีเรีย  
*B. megaterium* PNKP-S2



บ่มเขย่า 150 รอบ 36 ชั่วโมง

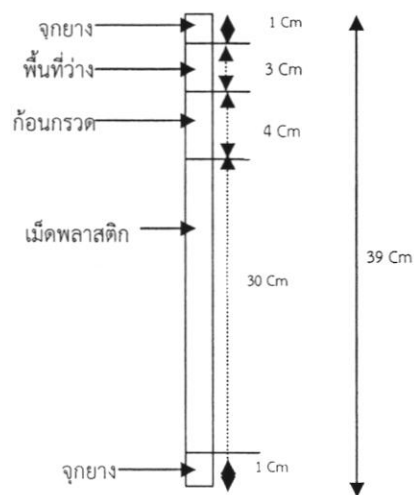


บรรจุเชื้อ *B. megaterium* PNKP-S2 บรรจุลงในวัสดุพองในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

ภาพที่ 8 ขั้นตอนการตรึงเชื้อแบคทีเรียบนถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

### 3.2.3.2 แผนภูมิส่วนประกอบถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

- 1) คอลัมน์ขนาดความยาว 39 เซนติเมตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร
- 2) จุกยางด้านบน และ ด้านล่าง ข้างละ 1 เซนติเมตร
- 3) พื้นที่ว่าง (free area) 3 เซนติเมตร ไม่มีวัสดุพอง
- 4) ก้อนกรวด 4 เซนติเมตร ปริมาณ 27.67 กรัม
- 5) เม็ดพลาสติก 30 เซนติเมตร (polyethylene) ปริมาณ 61 กรัม

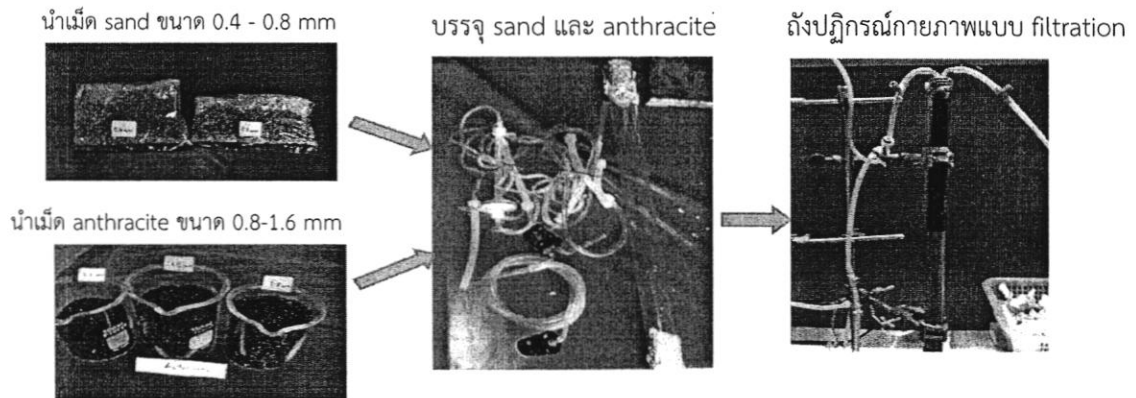


ภาพที่ 9 แผนภูมิตังถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

### 3.2.4 การเตรียมถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

#### 3.2.4.1 การเตรียมวัสดุตัวกรอง

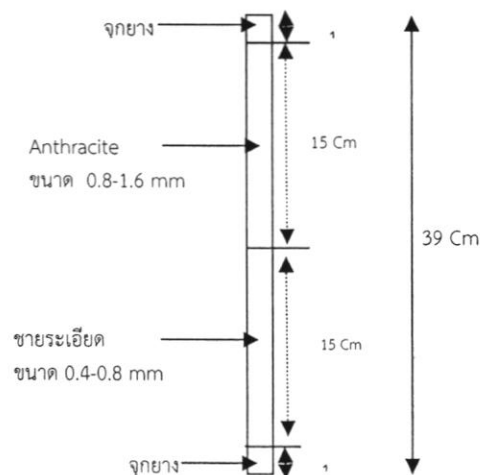
นำ anthracite และ sand ไปคัดขนาดผ่านเครื่อง sieve โดยทำการคัดเอา anthracite ที่ขนาด 0.8-1.6 mm และ sand ขนาด 0.4-0.8 mm จากนั้นนำมาล้างด้วยน้ำสะอาด แล้วนำไปทำให้ปลอดเชื้อด้วยการนึ่งฆ่าเชื้อก่อนบรรจุในถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration



ภาพที่ 10 การเตรียมบรรจุ anthracite และ sand บนถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

#### 3.2.4.2 แผนภูมิส่วนประกอบถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

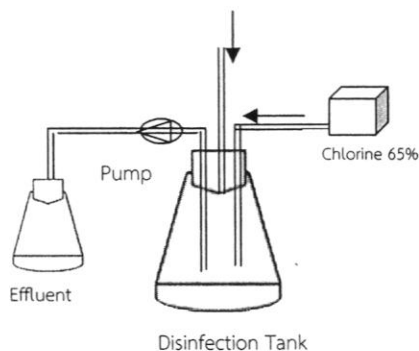
- 1) คอลัมน์ขนาดความยาว 39 เซนติเมตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร
- 2) จุกยางด้านบน และ ด้านล่าง ข้างละ 1 เซนติเมตร
- 3) anthracite ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.8 -1.6 มิลลิเมตร ปริมาณ 62.12 กรัม
- 4) ทรายละเอียดขนาด 0.4 - 0.8 มิลลิเมตรปริมาณ 108.62 กรัม



ภาพที่ 11 แผนภูมิตังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

### 3.2.4.3 แผนภูมิส่วนประกอบถังฆ่าเชื้อ disinfection tank

- 1) ขวดรูปชมพู่ขนาด 2000 มิลลิลิตร
- 2) จุกยางฝาปิดด้านบน
- 3) เครื่อง hot plate stirrer
- 4) สารละลายแคลเซียมไฮโปคลอไรด์ 65 เปอร์เซ็นต์



ภาพที่ 12 แผนภูมิลำน้ำเชื้อ disinfection tank

### 3.2.5 การเตรียมน้ำใต้ดินสังเคราะห์

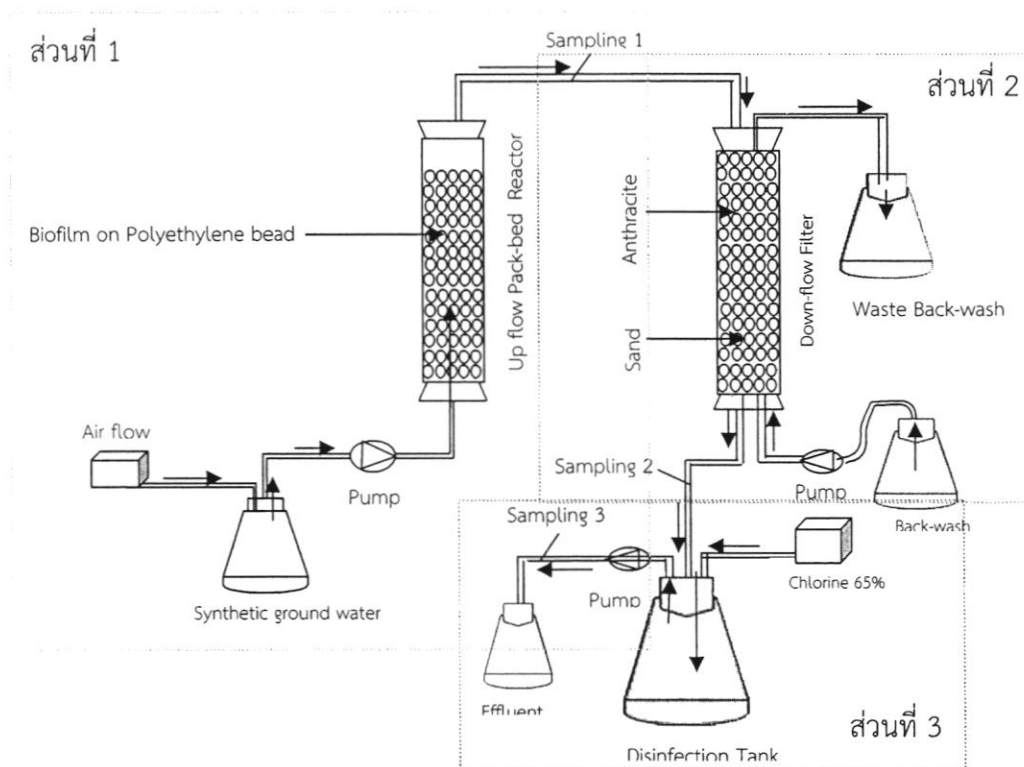
ทำการเตรียมน้ำใต้ดินสังเคราะห์ดังส่วนประกอบในตารางที่ 1 ปรับ pH เท่ากับ 7.0 นำไปทำให้ปลอดเชื้อด้วยการนึ่งฆ่าเชื้อที่อุณหภูมิที่ 120 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 15 นาที (Son Van Dang, 2008)

ตารางที่ 1 ส่วนประกอบของน้ำใต้ดินสังเคราะห์

ลำดับ	สารเคมี	ปริมาณ	หน่วย
1	Calcium Chloride $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.23	กรัม/ลิตร
2	Sodium Sulphate $\text{NaSO}_4$	1.20	กรัม/ลิตร
3	Sodium Hydrogen Carbonate $\text{NaHCO}_3$	0.37	กรัม/ลิตร
4	Magnesium Chloride $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1.35	กรัม/ลิตร
5	Sodium Anhydrous Acetate $\text{CH}_3\text{COONa}$	0.00123	กรัม/ลิตร
6	Arsenite [Sodium(meta) arsenite $\text{AsNaO}_2$	40	ไมโครกรัม/ลิตร
7	Manganese chloride	100	ไมโครกรัม/ลิตร
8	Ammonium Chloride $\text{NH}_4\text{Cl}$	1000	ไมโครกรัม/ลิตร
9	น้ำกลั่น (DI water)	1000	มิลลิลิตร

### 3.2.6 ระบบบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ packed-bed

#### 3.2.6.1 แผนภูมิระบบบำบัดถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ packed-bed



ภาพที่ 13 แผนภูมิระบบบำบัดถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ packed-bed แบบต่อเนื่อง

#### 3.2.6.2 การทำงานของระบบถังปฏิกรณ์แบบ packed-bed แบบต่อเนื่อง

นำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียมคลอไรด์ ปริมาณความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 40, 100 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ไหลผ่านเข้าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration และถังฆ่าเชื้อ (disinfection tank) ที่มีระบบทำงานแบบต่อเนื่อง ด้วยอัตราการไหลเข้า 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที โดยมีการทำงานต่อไปนี้

ในวันที่ 1-25 ของการทดลอง น้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ และแอมโมเนียมคลอไรด์ ไหลเข้าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม โดยการไหลแบบ up flow และมีการทำงานของเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ที่เกาะติดเป็นไบโอฟิล์ม (ดังภาพที่ 12, ส่วนที่ 1) จากนั้นน้ำใต้ดินสังเคราะห์ไหลเข้าในถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ซึ่งมี anthracite และ sand เป็นตัวกรอง นอกจากนี้ยังเพิ่มระบบการล้างตะกอน (back-wash) ทำการล้างเพื่อป้องกันการอุดตันของตะกอนจุลินทรีย์ (ดังภาพที่ 12, ส่วนที่ 2)

ในวันที่ 26-42 ของการทดลอง น้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียมคลอไรด์ไหลเข้าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม โดยการไหลแบบ up flow และมีการทำงานของเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ที่เกาะติดเป็นไบโอฟิล์ม

โอฟิล์ม (ดังภาพที่ 12, ส่วนที่ 1) จากนั้นน้ำใต้ดินสังเคราะห์ไหลเข้าในถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ซึ่งมี anthracite และ sand เป็นตัวกรอง นอกจากนี้ยังเพิ่มระบบการล้างตะกอน (back-wash) ทำการล้างเพื่อป้องกันการอุดตันของตะกอนจุลินทรีย์ (ดังภาพที่ 12, ส่วนที่ 2)

เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ไหลผ่านจากส่วนที่ 2 จะไหลเข้าถังฆ่าเชื้อ โดยการเติมแคลเซียมไฮโปคลอไรต์ 65 เปอร์เซ็นต์ เพื่อทำการฆ่าเชื้อที่หลุดมากับน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัด (ดังภาพที่ 12, ส่วนที่ 3)

### 3.2.6.3 การทดลองชุดควบคุม (abiotic experiment)

ทำการทดลองชุดควบคุม (abiotic experiment) ประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่ปราศจากไบโอฟิล์ม ถึงปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration และถังฆ่าเชื้อ ทำการทดลองเช่นเดียวกับการทดลองข้างต้น (ในข้อ 3.2.6.2)

### 3.2.6.4 การเก็บตัวอย่างน้ำ

เก็บตัวอย่างน้ำเมื่อผ่านการบำบัด ทุกๆ 24 ชั่วโมง เป็นระยะเวลา 42 วัน ทำการเก็บตัวอย่างทั้งหมด 3 จุด ดังนี้

จุดที่ 1 ส่วนที่ไหลออกจากถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มที่มีแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ที่เกาะติดเป็นไบโอฟิล์ม ลักษณะการไหลผ่านแบบ upflow

จุดที่ 2 ส่วนที่ไหลต่อเนื่องผ่านถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ที่มี anthracite และ sand เป็นวัสดุตัวกรอง ลักษณะการไหลผ่านแบบ downflow

จุดที่ 3 ตัวอย่างน้ำในถังฆ่าเชื้อ disinfection tank

### 3.2.6.5 การวิเคราะห์การวิเคราะห์

นำตัวอย่างทั้งหมดมาวิเคราะห์ปริมาณความเข้มข้นของโซเดียมอาร์ซิไนท์ แอมโมเนียมคลอไรด์ และไนเตรท (ในวันที่ 1-42 จากจุดที่ 1 และ 2) และวิเคราะห์ความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์ (ในวันที่ 26-42 จากจุดที่ 1 และ 2) และวิเคราะห์ปริมาณเชื้อแบคทีเรีย (ในวันที่ 26-42 จากจุดที่ 1 2 และ 3) โดยวิธีการวิเคราะห์ตามมาตรฐาน (Standard methods for the examination of water and wastewater, AHPA, 1995 ) ดังแสดงในตารางที่ 2

ตารางที่ 2 พารามิเตอร์ และวิธีการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำใต้ดินสังเคราะห์

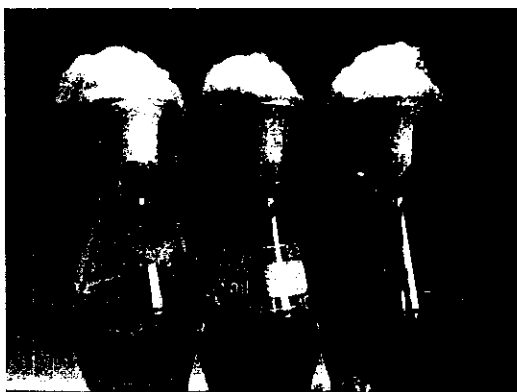
ลำดับ	พารามิเตอร์	วิธีการวิเคราะห์	เครื่องมือวิเคราะห์
1	อาร์ซิไนท์ As(III)	Silver diethyl dithiocarbamate assay	Spectrophotometer
2	แมงกานีส Mn(II)	Net digestion method	Atomic Absorption Spectrophotometer, (AAS)
3	แอมโมเนียม-ไนโตรเจน (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	Nesslerization method	Spectrophotometer
4	ไนเตรท NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Brucine method	Spectrophotometer
5	เชื้อแบคทีเรีย (CFU/ml)	Spread plate method	

## บทที่ 4 ผลการทดลอง

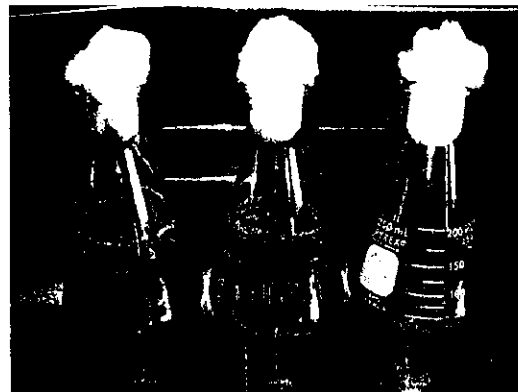
จากการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียมคลอไรด์ ที่ระดับความเข้มข้นเท่ากับ 40, 100 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และค่าความเป็นกรด-เบส pH เท่ากับ 7.0 โดยให้น้ำใต้ดินสังเคราะห์ไหลสู่การบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มที่มีแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ตรึงรูปบนเม็ด polyethylene และไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ที่มี anthracite และ sand เป็นวัสดุตัวกรอง โดยในวันที่ 1-25 ของการทดลอง น้ำใต้ดินสังเคราะห์มีการปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ และแอมโมเนียมคลอไรด์ และต่อเนื่องในวันที่ 26-42 ของการทดลอง น้ำใต้ดินสังเคราะห์มีปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียมคลอไรด์ ไหลเข้าสู่ปฏิกรณ์ทั้งสองชนิดที่อัตราการไหลเข้าเท่ากับ 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที เก็บตัวอย่างทุกๆ 24 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิห้อง ผลการทดลองเป็นดังนี้

### 4.1 การเตรียมกล้าเชื้อแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2

จากการถ่ายกล้าเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 เพาะเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อ Luria Bertani broth (LB broth) บ่มเขย่าที่อัตรา 150 รอบต่อนาที ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 36 ชั่วโมง บนเครื่องเขย่าพบว่าอาหารเลี้ยงเชื้อ LB broth จะมีลักษณะสีขุ่นขึ้น เนื่องจากมีการเจริญของแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ดังภาพที่ 14



(ก)



(ข)

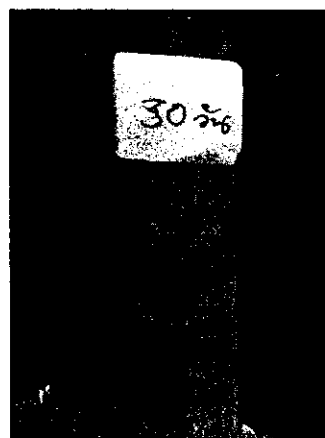
ภาพที่ 14 กล้าเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ในอาหารเลี้ยงเชื้อเหลว LB broth  
(ก) อาหารเลี้ยงเชื้อเหลว Luria Bertani broth ปริมาตร 10 มิลลิลิตร และ  
(ข) อาหารเลี้ยงเชื้อเหลว LB broth ปริมาตร 150 มิลลิลิตร

#### 4.2 การตรึงเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 บนเม็ด polyethylene

เมื่อนำกล้าเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ที่มีอายุ 36 ชั่วโมงไหลเข้าสู่คอลัมน์แก้ว ปลอดเชื้อที่บรรจุเม็ด polyethylene ปลอยทิ้งไว้ เป็นเวลา 48 ชั่วโมง (2 วัน) ให้แบคทีเรียสามารถ ยึดติดบนผิวนอกของเม็ด polyethylene และจากนั้นทำการให้อาหารใหม่ (LB broth เท่ากับ 60 มิลลิลิตร) ระยะห่างทุกๆ 2 วัน เป็นเวลา 30 วัน พบว่าบนเม็ด polyethylene จะมีการเกิดไบโอฟิล์ม ของแบคทีเรียยึดเกาะบนผิวเม็ด polyethylene ที่มีลักษณะเป็นเมือกขาวขุ่น ที่สามารถสังเกตได้ด้วย ตาเปล่า ดังแสดงในภาพที่ 15



(ก)



(ข)

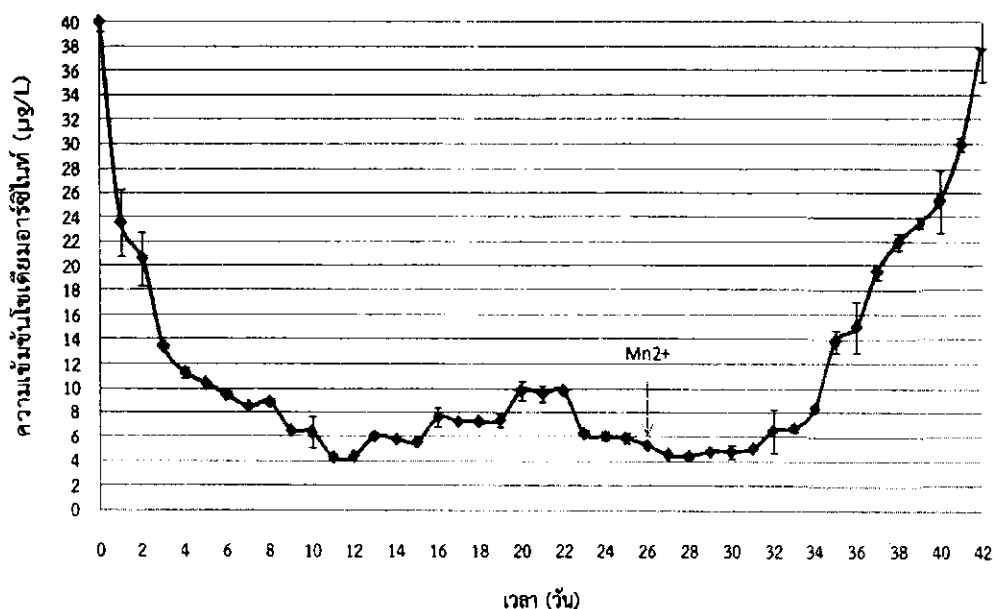
ภาพที่ 15 (ก) ระบบการให้อาหารเลี้ยงเชื้อเหลว LB broth ปริมาตร 60 มิลลิลิตรทุกๆ 2 วัน เป็นเวลา 30 วัน และ (ข) ลักษณะไบโอฟิล์มบนเม็ด polyethylene



#### 4.3 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ แอมกานีสคลอไรด์ และ แอมโมเนียมคลอไรด์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และไหลเข้าในถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

##### 4.3.1 การบำบัดโซเดียมอาร์ซิไนท์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ  $\text{NH}_4^+$ -N ที่ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 40 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ไหลเข้าสู่การบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ผลการทดลองพบว่าปริมาณความเข้มข้นของ As(III) ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ลดลงเหลือเท่ากับ 4.37 ไมโครกรัมต่อลิตร และมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงขึ้นเรื่อยๆ สูงสุดในวันที่ 11 ของการทดลองคือเท่ากับ 89.08 เปอร์เซ็นต์ และมีปริมาณความเข้มข้นลดลงเฉลี่ยเท่ากับ 4.43 ไมโครกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 3) ประสิทธิภาพการบำบัดของช่วงคงที่คือเฉลี่ยเท่ากับ 88.09 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 12-25 ของการทดลอง อย่างไรก็ตาม ในวันที่ 26 ของการทดลอง ได้เติมแอมกานีสคลอไรด์ที่ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อนำน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน As(III);  $\text{NH}_4^+$ -N และ Mn(II) ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม พบว่าปริมาณความเข้มข้นของ As(III) ลดลงเหลือเท่ากับ 5.37 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 86.58 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26 ของการทดลอง และประสิทธิภาพการบำบัดคงที่เท่ากับ 87.33 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 27-31 แต่ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงเรื่อยๆ ในวันที่ 32-42 โดยในวันที่ 42 ของการทดลอง มีประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 5.17 เปอร์เซ็นต์ ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 37.93 ไมโครกรัมต่อลิตร ดังแสดงในภาพที่ 16 และตารางที่ 3



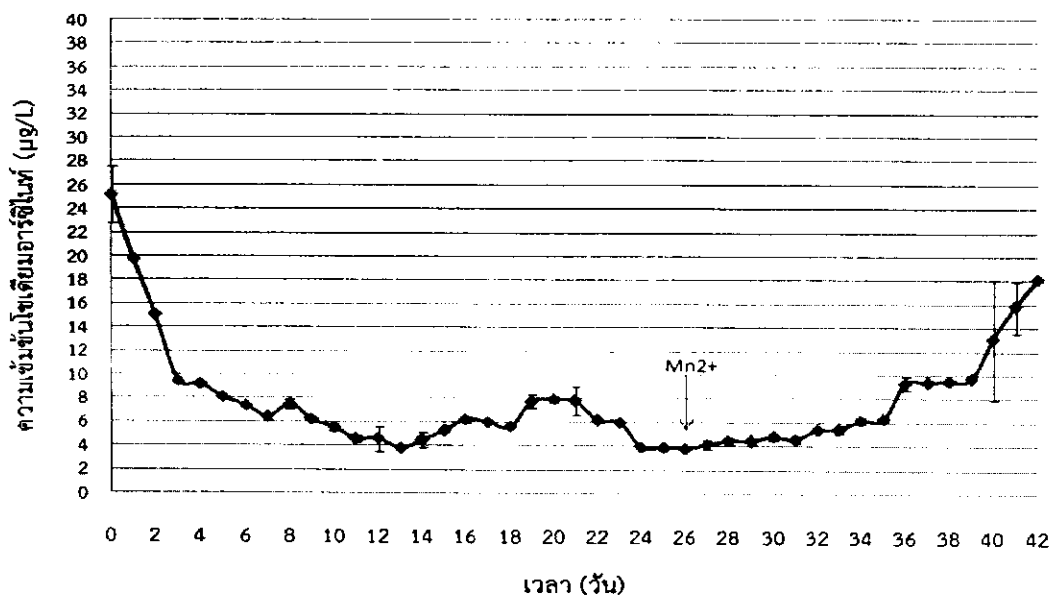
ภาพที่ 16 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ปริมาณความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 40 ไมโครกรัมต่อลิตร ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ซ้ำ การทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)

ตารางที่ 3 การบำบัดโซเดียมอาร์ซีไนท์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ  
ไบโอฟิล์ม

วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้นของ โซเดียมอาร์ซีไนท์ (ไมโครกรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพ การบำบัด (%)	วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้นของ โซเดียมอาร์ซีไนท์ (ไมโครกรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพ การบำบัด (%)
0	40.00 ±0.00	0.00	22	9.77 ±0.05	75.58
1	23.53 ±2.73	41.17	23	6.30 ±0.24	84.25
2	20.60 ±2.17	48.50	24	6.07 ±0.38	84.83
3	13.40 ±0.09	66.50	25	5.97 ±0.42	85.08
4	11.27 ±0.47	71.83	26	5.37 ±0.14	86.58
5	10.37 ±0.05	74.08	27	4.53 ±0.00	88.67
6	9.50 ±0.24	76.25	28	4.47 ±0.19	88.83
7	8.47 ±0.19	78.83	29	4.87 ±0.09	87.83
8	8.87 ±0.28	77.83	30	4.83 ±0.52	87.92
9	6.57 ±0.14	83.58	31	5.07 ±0.00	87.33
10	6.37 ±1.27	84.08	32	6.57 ±1.74	83.58
11	4.37 ±0.24	89.08	33	6.77 ±0.33	83.08
12	4.43 ±0.05	88.92	34	8.40 ±0.28	79.00
13	6.07 ±0.09	84.83	35	13.80 ±0.94	65.50
14	5.87 ±0.09	85.33	36	15.00 ±2.07	62.50
15	5.60 ±0.00	86.00	37	19.47 ±0.66	51.33
16	7.63 ±0.80	80.92	38	21.93 ±0.66	45.17
17	7.30 ±0.05	81.75	39	23.50 ±0.42	41.25
18	7.23 ±0.14	81.92	40	25.33 ±2.55	36.67
19	7.40 ±0.57	81.50	41	29.97 ±0.52	25.08
20	9.80 ±0.75	75.50	42	37.93 ±2.83	5.17
21	9.57 ±0.71	76.08			

#### 4.3.2 การบำบัดโซเดียมอาร์ซิไนท์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

หลังจากน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$  และ  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  ได้ผ่านการบำบัด ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม แล้วจะไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ซึ่งมีความเข้มข้นของ  $\text{As(III)}$  เหลืออยู่เท่ากับ 25.20 ไมโครกรัมต่อลิตรในชั่วโมงแรกของการทดลอง เมื่อไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ผลการทดลองพบว่าช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัด  $\text{As(III)}$  มีปริมาณความเข้มข้น  $\text{As(III)}$  ลดลงเหลือเท่ากับ 3.83 ไมโครกรัมต่อลิตร นั่นคือมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 90.42 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 13 ของการทดลอง และมีประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเท่ากับ 86.83 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 14-25 ของการทดลอง เมื่อผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิดตามลำดับ (ตารางที่ 4) อย่างไรก็ตาม ในวันที่ 26 ของการทดลอง ได้เติมแมงกานีสคลอไรด์ที่มีปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อนำน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  และ  $\text{Mn(II)}$  ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่ามีประสิทธิภาพความเข้มข้น  $\text{As(III)}$  ลดลงเหลือเท่ากับ 3.80 ไมโครกรัมต่อลิตร นั่นคือมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 90.50 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26 ของการทดลอง พบว่าปริมาณความเข้มข้นโดยรวมลดลงคงที่เท่ากับ 4.83 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงเหลือเท่ากับ 88.50 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 27-31 ของการทดลอง และแต่ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเริ่มลดลงตามลำดับในวันที่ 32-42 ของการทดลอง โดยในวันที่ 42 ของการทดลอง ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 54.50 เปอร์เซ็นต์ มีปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 18.20 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด ดังแสดงในภาพที่ 17 และตารางที่ 4



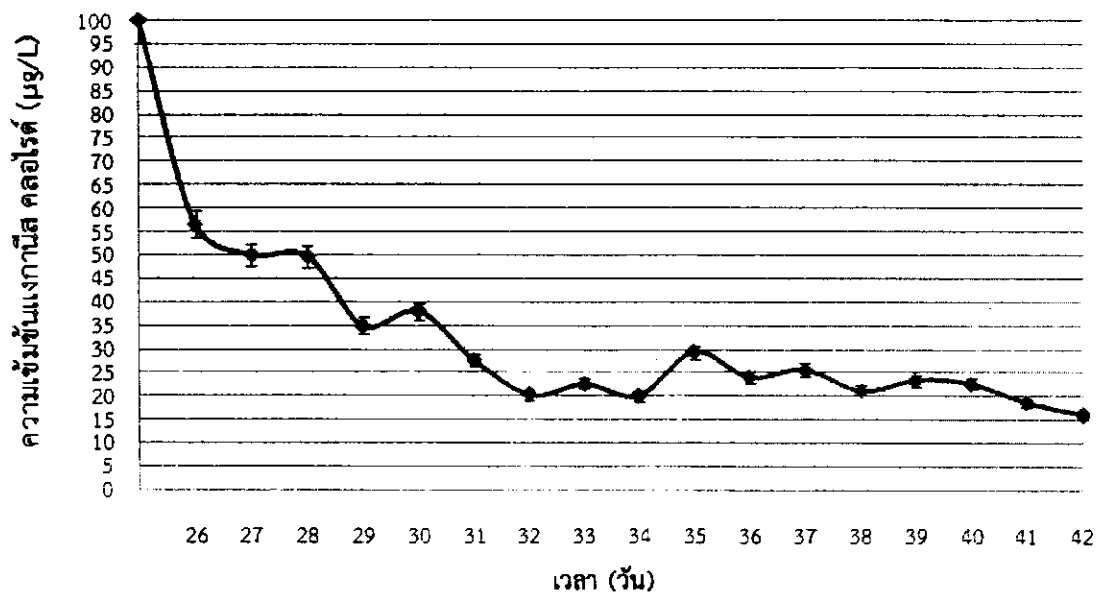
ภาพที่ 17 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ ด้วยการไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ชั่วโมงการทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)

ตารางที่ 4 การบำบัดโซเดียมอาร์ซิไนต์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพ  
แบบ filtration

วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้นของ โซเดียมอาร์ซิไนต์ (ไมโครกรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพ การบำบัด โดยรวม (%)	วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้นของ โซเดียมอาร์ซิไนต์ (ไมโครกรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพ การบำบัด โดยรวม (%)
1	19.83 ±0.24	50.42	22	6.17 ±0.05	84.58
2	15.10 ±0.14	62.25	23	6.00 ±0.09	85.00
3	9.43 ±0.05	76.42	24	3.93 ±0.09	90.17
4	9.20 ±0.19	77.00	25	3.90 ±0.24	90.25
5	8.07 ±0.09	79.83	26	3.80 ±0.09	90.50
6	7.37 ±0.14	81.58	27	4.13 ±0.38	89.67
7	6.47 ±0.28	83.83	28	4.50 ±0.33	88.75
8	7.47 ±0.38	81.33	29	4.47 ±0.28	88.83
9	6.20 ±0.19	84.50	30	4.83 ±0.24	87.92
10	5.53 ±0.28	86.17	31	4.60 ±0.28	88.50
11	4.60 ±0.28	88.50	32	5.43 ±0.14	86.42
12	4.60 ±1.04	88.50	33	5.47 ±0.38	86.33
13	3.83 ±0.24	90.42	34	6.20 ±0.28	84.50
14	4.47 ±0.66	88.83	35	6.33 ±0.09	84.17
15	5.27 ±0.09	86.83	36	9.33 ±0.57	76.67
16	6.27 ±0.28	84.33	37	9.40 ±0.19	76.50
17	6.03 ±0.14	84.92	38	9.53 ±0.19	76.17
18	5.63 ±0.14	85.92	39	9.73 ±0.09	75.67
19	7.77 ±0.61	80.58	40	13.10 ±5.04	67.25
20	7.93 ±0.28	80.17	41	15.83 ±2.22	60.42
21	7.80 ±1.23	80.50	42	18.20 ±0.19	54.50

#### 4.3.3 การบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

น้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  และ  $\text{Mn(II)}$  ที่ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 40, 100 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ในวันที่ 26 ของการทดลอง แล้วจะไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ผลการทดลองพบว่าโดยน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม มีปริมาณความเข้มข้นของ  $\text{Mn(II)}$  ลดลงเท่ากับ 56.63 ไมโครกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 41.38 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26 ของการทดลอง และมีปริมาณความเข้มข้นของ  $\text{Mn(II)}$  ลดลงตามลำดับอย่างต่อเนื่องในวันที่ 27-42 ของการทดลอง โดยในวันที่ 42 ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 83.45 เปอร์เซ็นต์ ปริมาณความเข้มข้นต่ำสุดเท่ากับ 15.99 ไมโครกรัมต่อลิตร ดังแสดงในภาพที่ 18 และตารางที่ 5



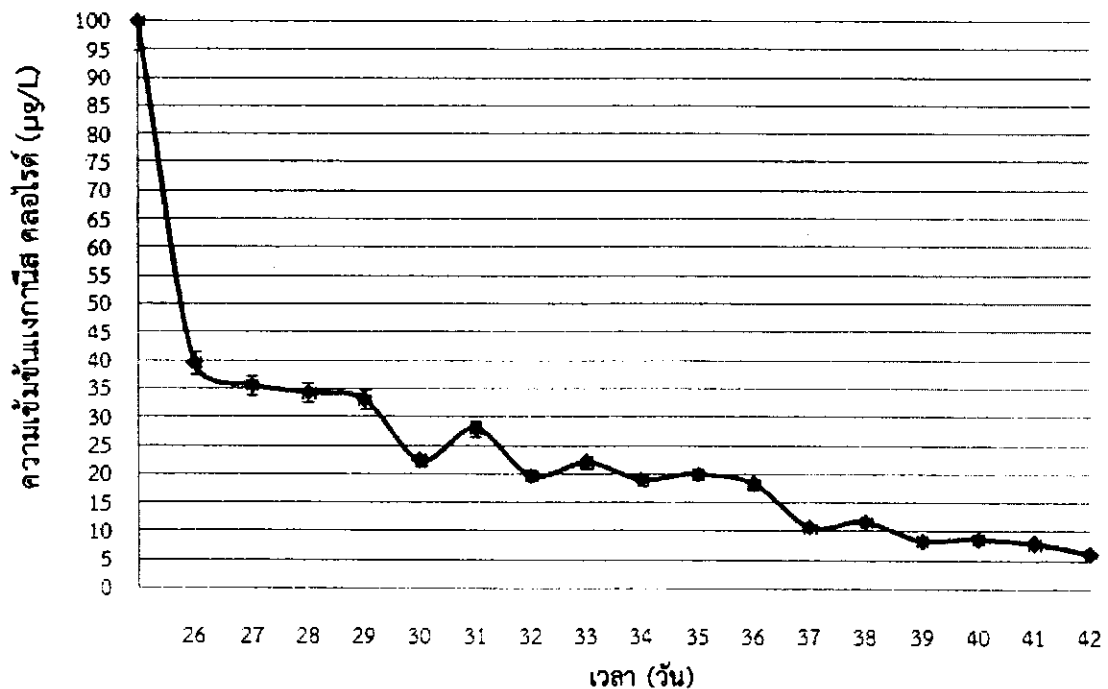
ภาพที่ 18 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแมงกานีสคลอไรด์มีปริมาณความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม เป็นเวลา 17 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ซ้ำ การทดลองและ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)

ตารางที่ 5 การบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

วันที่ (ของการทดลอง)	ความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์ (ไมโครกรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพ การบำบัด (%)
26	56.63±0.47	41.38
27	50.30±0.47	47.93
28	49.47±0.24	48.79
29	35.14±0.24	63.62
30	37.97±0.47	60.69
31	27.48±0.71	71.55
32	20.15±0.24	79.14
33	22.65±0.47	76.55
34	19.99±0.94	79.31
35	29.31±0.47	69.66
36	23.98±0.47	75.17
37	25.48±0.71	73.62
38	21.32±0.47	77.93
39	23.32±0.47	75.86
40	22.65±0.47	76.55
41	18.65±0.47	80.69
42	15.99±0.47	83.45

#### 4.3.4 การบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

หลังจากน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $As(III)$ ;  $NH_4^+-N$  และ  $Mn(II)$  ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม แล้วจะไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ในวันที่ 26 ของการทดลอง โดยน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ซึ่งมีความเข้มข้นของ  $Mn(II)$  เหลืออยู่เท่ากับ 56.63 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อไหลเข้าถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่ามีปริมาณความเข้มข้นของ  $Mn(II)$  ลดลงเหลือเท่ากับ 39.64 ไมโครกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 58.97 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 26 ของการทดลอง และพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัด  $Mn(II)$  เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง โดยในวันที่ 42 ของการทดลอง ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมมีค่าเท่ากับ 93.61 เปอร์เซ็นต์หรือความเข้มข้นของ  $Mn(II)$  ต่ำสุดเท่ากับ 6.16 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด ดังแสดงในภาพที่ 19 และตารางที่ 6



ภาพที่ 19 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแมงกานีสคลอไรด์มีปริมาณความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร ด้วยการไหลเข้าถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration เป็นเวลา 17 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ซ้ำ การทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)

ตารางที่ 6 การบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ที่ปนเปื้อนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

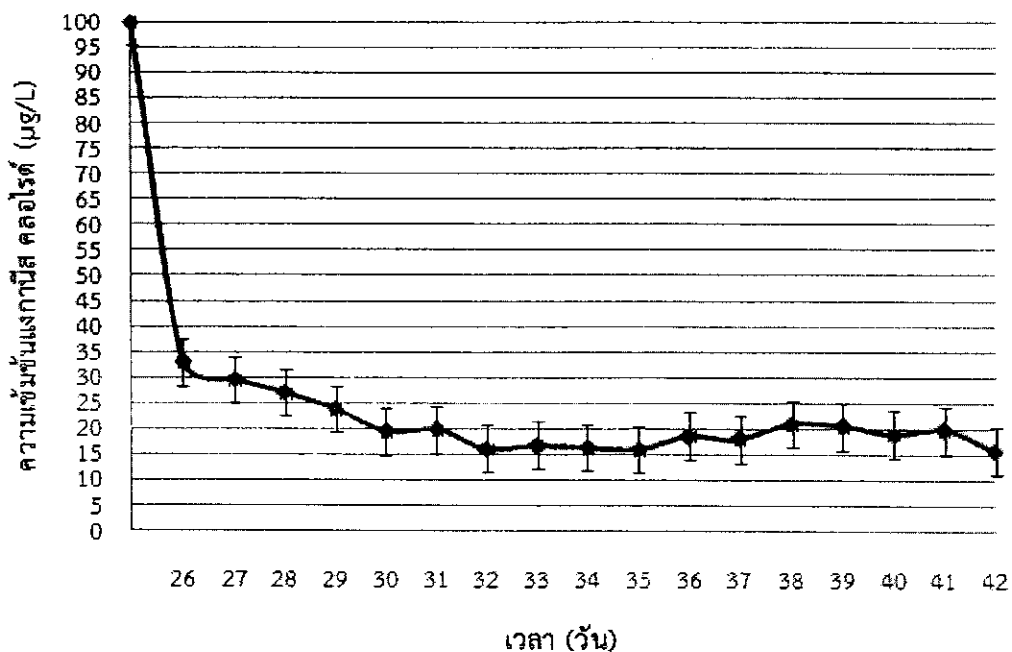
วันที่ (ของการทดลอง)	ความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์ (ไมโครกรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพ การบำบัด โดยรวม (%)
26	39.64±0.94	58.97
27	35.64±0.47	63.10
28	34.31±0.47	64.48
29	32.98±0.94	65.86
30	22.32±0.47	76.90
31	27.98±0.47	71.03
32	19.65±0.94	79.66
33	21.98±0.94	77.24
34	18.99±0.47	80.30
35	19.99±0.47	79.31
36	18.32±0.47	81.03
37	10.66±0.47	88.97
38	11.66±0.47	87.93
39	8.33±0.47	91.38
40	8.66±0.94	91.03
41	7.83±0.24	91.90
42	6.16±0.71	93.61



#### 4.3.5 การบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ในถังฆ่าเชื้อ

##### Disinfection tank

เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $As(III)$ ;  $NH_4^+-N$  และ  $Mn(II)$  ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ในวันที่ 26 ของการทดลอง ประสิทธิภาพการบำบัด  $Mn(II)$  น้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และในถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่ามีปริมาณความเข้มข้นของ  $Mn(II)$  เหลือเท่ากับ 56.63 และ 39.64 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และไหลเข้าสู่ถังฆ่าเชื้อที่ทำการฆ่าเชื้อด้วย แคลเซียมไฮโปคลอไรด์ 65 เปอร์เซ็นต์ พบว่าปริมาณความเข้มข้นของ  $Mn(II)$  ลดลงเหลืออยู่เท่ากับ 32.98 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 65.86 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 26 ของการทดลอง และ มีปริมาณความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์ลดลงตามลำดับเท่ากับ 16.32 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 83.45 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 35 ของการทดลอง และ ปริมาณความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์ลดลงเฉลี่ยเท่ากับ 19.82 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 79.48 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 36-41 ของการทดลอง โดยในวันที่ 42 ปริมาณความเข้มข้น  $Mn(II)$  เหลืออยู่เท่ากับ 15.82 ไมโครกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยโดยรวมเท่ากับ 83.62 เปอร์เซ็นต์ ดังแสดงในภาพที่ 20 และตารางที่ 7



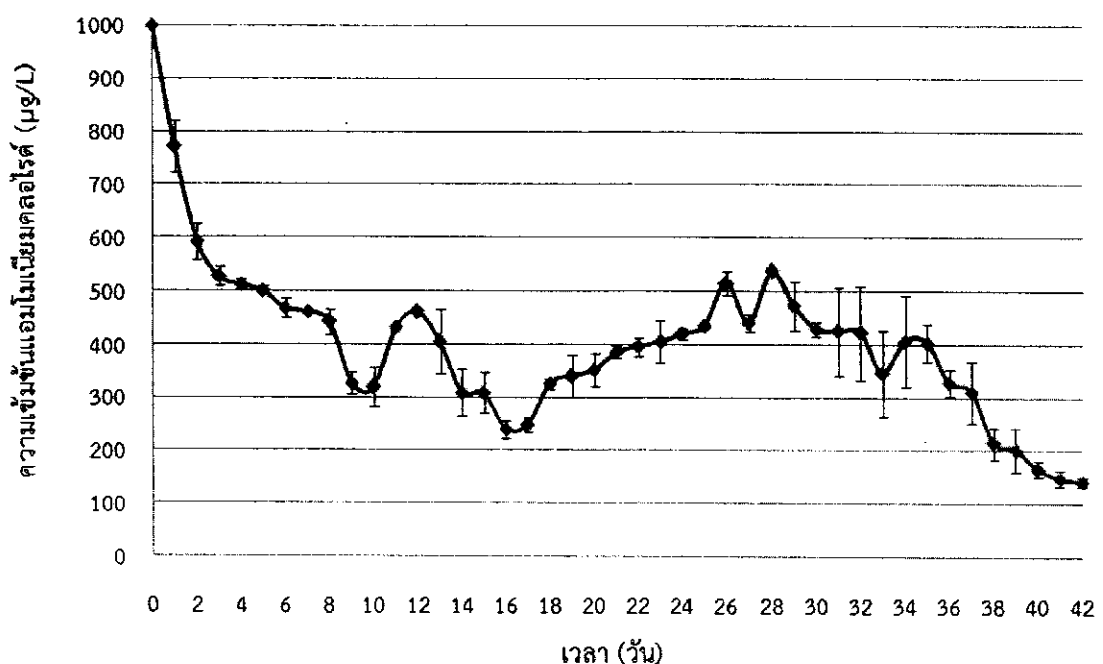
ภาพที่ 20 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแมงกานีสคลอไรด์มีระดับความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตรหลังผ่านการบำบัดและการทำให้ปลอดภัยด้วย แคลเซียมไฮโปคลอไรด์ 65 เปอร์เซ็นต์ ในถังฆ่าเชื้อ disinfection tank ระยะเวลา 17 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 2 ซ้ำ การทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)

ตารางที่ 7 ปริมาณแมงกานีสคลอไรด์ที่ปนเปื้อนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ผ่านการบำบัดและการทำให้ปลอดภัยด้วย แคลเซียมไฮโปคลอไรด์ 65 เปอร์เซ็นต์  
ในถังฆ่าเชื้อ Disinfection tank

วันที่ (ของการทดลอง)	ความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์ (ไมโครกรัม/ลิตร)	ประสิทธิภาพ การบำบัด (%)
26	32.98±0.94	65.86
27	29.48±0.71	69.48
28	26.98±0.94	72.07
29	23.82±0.24	75.34
30	19.49±0.71	79.83
31	19.82±0.24	79.48
32	16.16±0.24	83.28
33	16.82±0.71	82.59
34	16.32±0.94	83.10
35	15.99±0.47	83.45
36	18.65±0.47	80.69
37	17.99±0.47	81.38
38	20.99±0.47	78.28
39	20.49±0.24	78.79
40	18.99±0.47	80.34
41	19.82±0.71	79.48
42	15.82±0.24	83.62

#### 4.3.6 การบำบัดแอมโมเนียมคลอไรด์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$  และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ที่ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 40 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ผลการทดลองพบว่าปริมาณความเข้มข้นของ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ลดลงอย่างต่อเนื่องเท่ากับ 442.15 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 55.79 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 1-8 ของการทดลอง และมีปริมาณความเข้มข้นลดลงเฉลี่ยเท่ากับ 434.75 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเท่ากับ 56.53 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 9-25 ของการทดลอง อย่างไรก็ตาม ในวันที่ 26 ของการทดลองได้เติมแอมโมเนียมคลอไรด์ที่ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อนำน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  และ  $\text{Mn(II)}$  ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  พบว่าปริมาณความเข้มข้นของ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  เท่ากับ 515.23 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 48.48 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26 ของการทดลอง และปริมาณความเข้มข้นลดลงตามลำดับเรื่อยๆ เฉลี่ยเท่ากับ 402.38 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเท่ากับ 59.76 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 27-35 ของการทดลอง และปริมาณความเข้มข้นมีแนวโน้มลดลงเรื่อยๆ ในวันที่ 36-42 ของการทดลอง โดยในวันที่ 42 ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 85.66 เปอร์เซ็นต์ ปริมาณความเข้มข้นเหลืออยู่เท่ากับ 143.38 ไมโครกรัมต่อลิตร ดังแสดงในภาพที่ 21 และตารางที่ 8



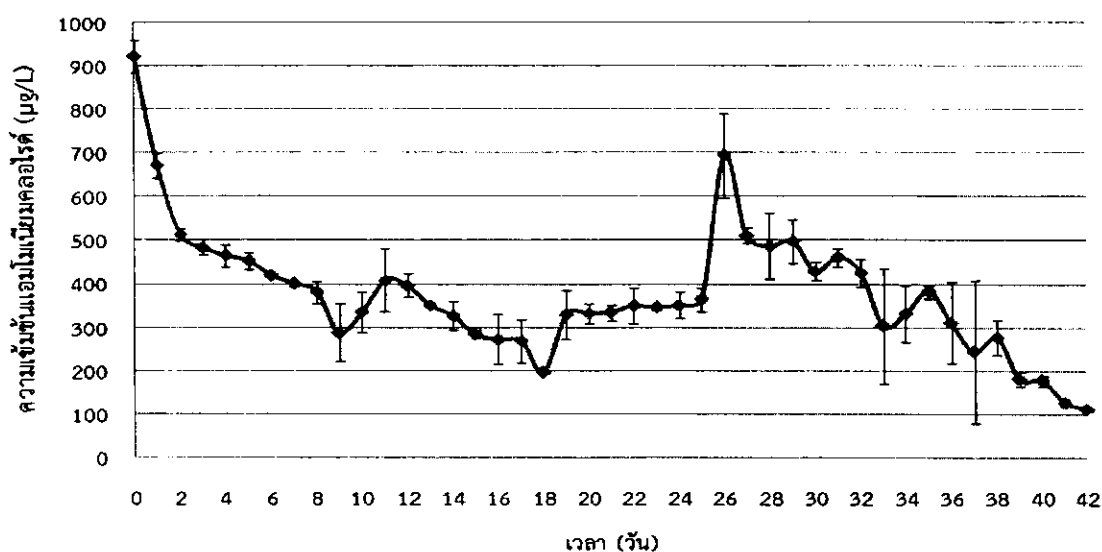
ภาพที่ 21 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแอมโมเนียมคลอไรด์ระดับความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตรด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 3 ซ้ำ การทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)

ตารางที่ 8 การบำบัดแอมโมเนียมคลอไรด์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้นของ แอมโมเนียม คลอไรด์ ( $\mu\text{g/L}$ )	ประสิทธิภาพ การบำบัด โดยรวม (%)	วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้นของ แอมโมเนียม คลอไรด์ ( $\mu\text{g/L}$ )	ประสิทธิภาพ การบำบัด โดยรวม (%)
0	1000 $\pm$ 0.00	0.00	22	395.90 $\pm$ 17.62	60.41
1	770.56 $\pm$ 48.77	22.94	23	404.23 $\pm$ 40.25	59.58
2	590.28 $\pm$ 34.69	40.97	24	419.95 $\pm$ 10.51	58.01
3	527.25 $\pm$ 16.65	47.28	25	434.75 $\pm$ 4.24	56.53
4	512.45 $\pm$ 8.92	48.76	26	515.23 $\pm$ 22.43	48.48
5	500.43 $\pm$ 8.92	49.96	27	440.30 $\pm$ 16.96	55.97
6	468.05 $\pm$ 18.48	53.20	28	536.50 $\pm$ 8.48	46.35
7	461.58 $\pm$ 4.24	53.84	29	472.68 $\pm$ 45.12	52.73
8	442.15 $\pm$ 23.60	55.79	30	428.28 $\pm$ 13.69	57.17
9	326.53 $\pm$ 19.69	67.35	31	425.50 $\pm$ 82.62	57.45
10	318.20 $\pm$ 36.95	68.18	32	421.80 $\pm$ 88.80	57.82
11	431.98 $\pm$ 4.24	56.80	33	346.88 $\pm$ 81.33	65.31
12	459.73 $\pm$ 4.24	54.03	34	406.08 $\pm$ 85.64	59.39
13	404.23 $\pm$ 60.31	59.58	35	402.38 $\pm$ 35.43	59.76
14	308.95 $\pm$ 45.12	69.11	36	329.30 $\pm$ 25.18	67.07
15	308.03 $\pm$ 38.45	69.20	37	311.73 $\pm$ 57.70	68.83
16	239.58 $\pm$ 16.73	76.04	38	215.53 $\pm$ 29.67	78.45
17	247.90 $\pm$ 12.51	75.21	39	202.58 $\pm$ 40.31	79.74
18	326.53 $\pm$ 10.51	67.35	40	166.50 $\pm$ 15.45	83.35
19	339.48 $\pm$ 40.44	66.05	41	148.93 $\pm$ 14.24	85.11
20	351.50 $\pm$ 31.92	64.85	42	143.38 $\pm$ 8.48	85.66
21	384.80 $\pm$ 11.55	61.52			

#### 4.3.7 การบำบัดแอมโมเนียมคลอไรด์ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

หลังจากน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$  และ  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม แล้วจะไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration โดยน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ซึ่งมีความเข้มข้นของ  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  เหลืออยู่เท่ากับ 670.83 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัด  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  ปริมาณความเข้มข้นของ  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  ลดลงตามลำดับเหลืออยู่เท่ากับ 400.53 ไมโครกรัมต่อลิตร นั่นคือมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 59.95 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 1-7 ของการทดลอง และมีปริมาณความเข้มข้นลดลงเหลืออยู่เฉลี่ยเท่ากับ 364.45 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยโดยรวมเท่ากับ 63.56 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 8-25 ของการทดลอง เมื่อผ่านการบำบัดด้วยถังทั้งสองชนิด ตามลำดับ อย่างไรก็ตาม ในวันที่ 26 ของการทดลองได้เติมแอมโมเนียคลอไรด์ที่ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อนำน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  และ  $\text{Mn(II)}$  ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่าปริมาณความเข้มข้น  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  เหลืออยู่เท่ากับ 694.68 ไมโครกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 30.53 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 26 ของการทดลอง และพบว่าปริมาณความเข้มข้นของ  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  ลดลงตามลำดับเรื่อยๆมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 87.24 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 27-41 ของการทดลอง เมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด โดยในวันที่ 42 ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 88.90 เปอร์เซ็นต์ ปริมาณความเข้มข้นลดลงเท่ากับ 111.00 ไมโครกรัมต่อลิตร ดังแสดงในภาพที่ 22 และตารางที่ 9



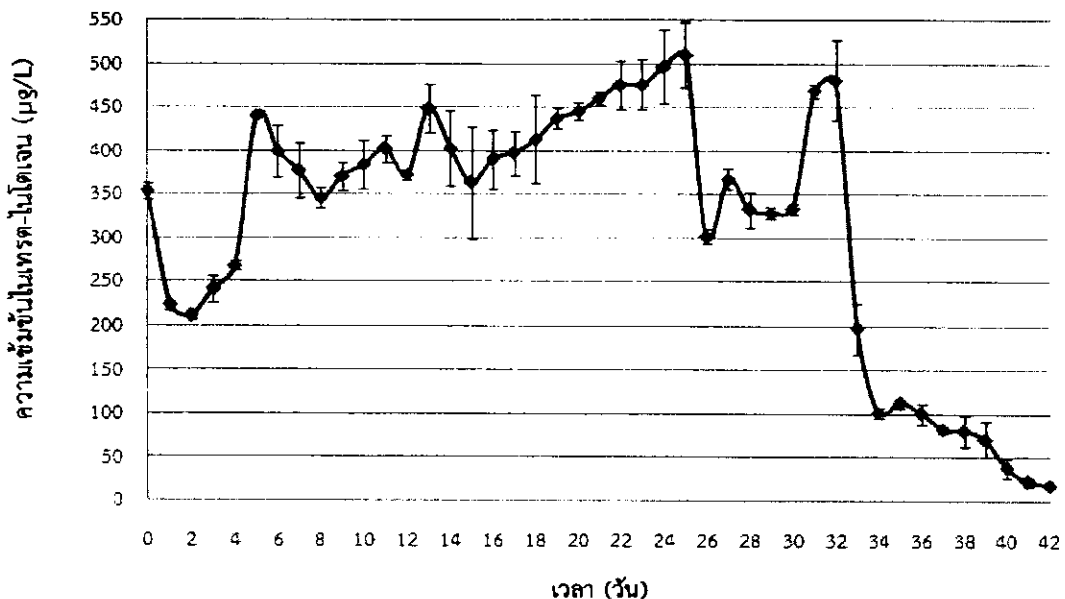
ภาพที่ 22 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนแอมโมเนียมคลอไรด์ ปริมาณความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตรด้วยการไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 3 ซ้ำ การทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)

ตารางที่ 9 การบำบัดแอมโมเนียมคลอไรด์ปนเปื้อนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้นของ แอมโมเนียม คลอไรด์ $\mu\text{g/L}$	ประสิทธิภาพ การบำบัด โดยรวม (%)	วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้นของ แอมโมเนียม คลอไรด์ $\mu\text{g/L}$	ประสิทธิภาพ การบำบัด โดยรวม (%)
1	670.83 $\pm$ 30.05	32.92	22	349.65 $\pm$ 41.07	65.04
2	513.38 $\pm$ 14.42	48.66	23	345.95 $\pm$ 5.78	65.41
3	483.78 $\pm$ 17.84	51.62	24	351.50 $\pm$ 30.57	64.85
4	465.28 $\pm$ 25.18	53.47	25	364.45 $\pm$ 27.38	63.56
5	452.33 $\pm$ 19.42	54.77	26	694.68 $\pm$ 96.98	30.53
6	419.95 $\pm$ 1.60	58.01	27	511.53 $\pm$ 18.48	48.85
7	400.53 $\pm$ 5.78	59.95	28	487.48 $\pm$ 75.10	51.25
8	380.18 $\pm$ 26.47	61.98	29	498.58 $\pm$ 49.36	50.14
9	286.75 $\pm$ 66.62	71.33	30	430.13 $\pm$ 20.95	56.99
10	334.85 $\pm$ 45.79	66.52	31	460.65 $\pm$ 20.95	53.94
11	407.93 $\pm$ 72.58	59.21	32	425.50 $\pm$ 32.16	57.45
12	396.83 $\pm$ 26.76	60.32	33	303.40 $\pm$ 133.21	69.66
13	351.50 $\pm$ 6.41	64.85	34	332.08 $\pm$ 63.66	66.79
14	327.45 $\pm$ 32.72	67.26	35	382.03 $\pm$ 13.97	61.80
15	284.90 $\pm$ 8.92	71.51	36	311.73 $\pm$ 93.13	68.83
16	271.95 $\pm$ 57.34	72.81	37	243.28 $\pm$ 165.21	75.67
17	269.18 $\pm$ 50.49	73.08	38	277.50 $\pm$ 40.88	72.25
18	195.18 $\pm$ 4.24	80.48	39	180.38 $\pm$ 16.88	81.96
19	330.23 $\pm$ 56.12	66.98	40	176.68 $\pm$ 13.11	82.33
20	332.08 $\pm$ 22.43	66.79	41	127.65 $\pm$ 10.01	87.24
21	333.93 $\pm$ 17.84	66.61	42	111.00 $\pm$ 4.81	88.90

#### 4.3.8 ปริมาณไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) ของการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

เมื่อนำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$  และ  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  ที่ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 40 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม มีประสิทธิภาพการบำบัดน้ำใต้ดิน พบว่าปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทเท่ากับ 221.93 ไมโครกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 56.48 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 1 ของการทดลอง และปริมาณความเข้มข้นเพิ่มขึ้นเท่ากับ 439.91 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 13.74 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 5 ของการทดลอง และยังเพิ่มขึ้นตามลำดับเรื่อยๆเท่ากับ 509.43 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 0.11 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 6-25 ของการทดลอง อย่างไรก็ตาม ในวันที่ 26 ของการทดลอง ได้เติมแอมงานีสคลอไรด์ที่ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อนำน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  และ  $\text{Mn(II)}$  ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม พบว่าปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทเท่ากับ 301.45 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 40.89 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 26 ของการทดลอง และมีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทกับเพิ่มขึ้นเท่ากับ 480.81 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 5.72 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 27-32 ของการทดลอง แต่ปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทมีแนวโน้มลดลงต่อเนื่อง ในวันที่ 33-42 ของการทดลอง โดยในวันที่ 42 ประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 96.45 เปอร์เซ็นต์ ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 18.11 ไมโครกรัมต่อลิตร ดังแสดงในภาพที่ 23 และตารางที่ 10



ภาพที่ 23 ปริมาณไนเตรท หลังการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 3 ซ้ำ การทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)

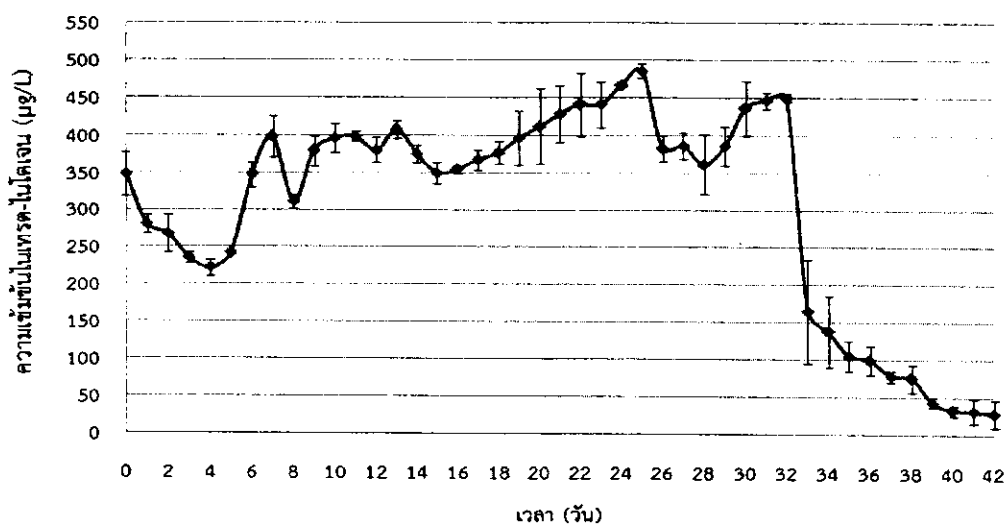
ตารางที่ 10 ปริมาณไนเตรต (NO<sub>3</sub>) ของการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้น ของไนเตรต (µg/L)	ประสิทธิภาพ การบำบัด (%)	วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้น ของ ไนเตรต (µg/L)	ประสิทธิภาพ การบำบัด (%)
1	221.93±5.48	56.48	22	474.96±28.69	6.87
2	210.32±3.51	58.76	23	475.55±28.33	6.87
3	240.69±14.59	52.80	24	495.99±43.04	2.75
4	267.57±4.41	47.54	25	509.43±36.94	0.11
5	439.91±3.04	13.74	26	301.45±9.11	40.89
6	399.02±29.97	21.76	27	367.47±12.68	27.95
7	376.82±31.55	26.11	28	332.42±20.46	34.82
8	345.27±11.49	32.30	29	328.33±6.64	35.61
9	370.39±16.28	27.37	30	333.00±6.07	34.71
10	383.83±27.82	24.74	31	467.95±7.64	8.24
11	401.35±15.28	21.30	32	480.81±46.25	5.72
12	371.56±5.26	27.15	33	196.88±28.82	61.40
13	448.09±27.84	12.14	34	101.07±5.63	80.18
14	401.94±42.66	21.19	35	112.17±5.26	78.01
15	362.79±63.99	28.86	36	100.48±11.67	80.30
16	389.67±34.45	23.59	37	82.37± 4.64	83.85
17	396.68±25.66	22.22	38	80.04 ± 17.73	84.31
18	412.45±50.87	19.13	39	70.69 ± 20.54	86.14
19	436.41±11.49	14.43	40	37.97 ± 10.71	92.55
20	444.58±10.12	12.83	41	22.20 ± 4.41	95.65
21	459.77 ±8.10	9.85	42	18.11 ± 1.01	96.45



#### 4.3.9 ปริมาณไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) ของการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ในถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

หลังจากน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$  และ  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  โดยน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม แล้วจะไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ซึ่งมีความเข้มข้นของไนเตรทเหลือเท่ากับ 347.4 ไมโครกรัมต่อลิตร และเมื่อไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ผลการทดลองพบว่าปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทลดลงเหลือเท่ากับ 280.70 ไมโครกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 44.96 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 1 ของการทดลอง และเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด มีปริมาณความเข้มข้นลดลงเหลืออยู่เท่ากับ 222.00 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 56.47 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 4 ของการทดลอง จากนั้นปริมาณความเข้มข้นเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องโดยรวมเท่ากับ 485.48 ไมโครกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 4.81 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 5-25 ของการทดลอง อย่างไรก็ตาม ในวันที่ 26 ของการทดลอง ได้เติมแมงกานีสคลอไรด์ที่ปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อนำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  และ  $\text{Mn(II)}$  ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่าปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทเหลืออยู่เท่ากับ 382.66 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 24.97 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 26 ของการทดลอง และมีปริมาณความเข้มข้นเพิ่มขึ้นเฉลี่ยเท่ากับ 450.43 ไมโครกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 11.68 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 27-32 ของการทดลอง เมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด จากนั้นปริมาณความเข้มข้นลดลงต่อเนื่อง ในวันที่ 33-42 ของการทดลอง โดยในวันที่ 42 ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 94.39 เปอร์เซ็นต์ ปริมาณความเข้มข้นเหลืออยู่เท่ากับ 28.63 ไมโครกรัมต่อลิตร ดังแสดงในภาพที่ 24 และตารางที่ 11



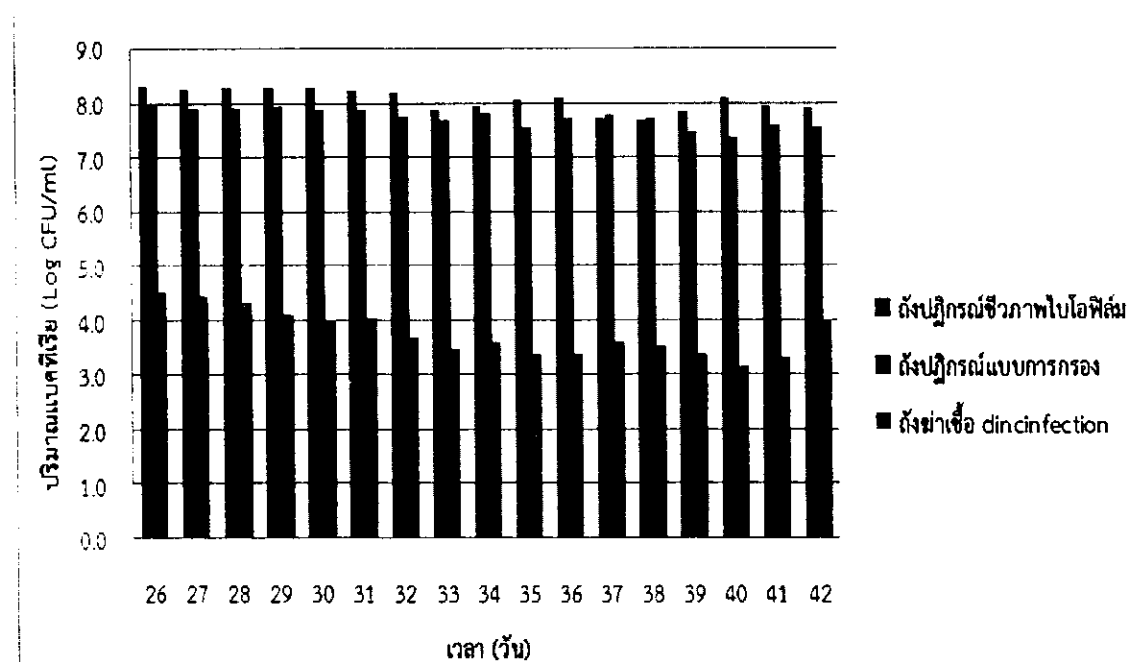
ภาพที่ 24 ปริมาณไนเตรท หลังการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration เป็นเวลา 42 วัน ข้อมูลได้จากการทดลอง 3 ซ้ำการทดลอง และ error bars แสดงถึงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (standard deviation)

ตารางที่ 11 ปริมาณไนเตรท ( $\text{NO}_3^-$ ) ของการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ในถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration

วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้น ของไนเตรท ( $\mu\text{g/L}$ )	ประสิทธิภาพ การบำบัด โดยรวม (%)	วันที่ (ของการ ทดลอง)	ความเข้มข้น ของไนเตรท ( $\mu\text{g/L}$ )	ประสิทธิภาพ การบำบัด โดยรวม (%)
1	280.70±13.25	44.96	22	440.49±42.44	13.63
2	267.57±25.05	47.54	23	441.08±30.22	13.51
3	235.44±7.30	53.84	24	466.78±3.65	8.47
4	222.00±10.56	56.47	25	485.48±9.76	4.81
5	241.86±3.04	52.58	26	382.66±18.24	24.97
6	347.02±16.90	31.96	27	386.75±17.56	24.17
7	397.26±27.51	22.11	28	361.04±40.16	29.21
8	310.80±8.99	39.06	29	386.16±26.25	24.28
9	378.57±20.66	25.77	30	435.82±36.36	14.54
10	396.09±19.75	22.33	31	446.34±10.56	12.48
11	398.43±6.16	21.88	32	450.43±4.64	11.68
12	379.74±16.57	25.54	33	165.33±69.76	67.58
13	407.19±11.93	20.16	34	138.46±48.41	72.85
14	375.06±12.27	26.46	35	105.74±20.31	79.27
15	349.94±14.27	31.38	36	100.48±19.38	80.30
16	353.45±5.35	30.70	37	78.28±7.08	84.65
17	366.88±13.15	28.06	38	75.95±18.90	85.11
18	376.23±14.91	26.23	39	43.23 ±6.64	91.52
19	396.69±35.80	22.22	40	32.72 ±6.64	93.59
20	411.87±50.46	19.24	41	31.55 ±16.72	93.81
21	427.64±37.92	16.15	42	28.63 ±18.41	94.39

#### 4.3.10 ปริมาณของแบคทีเรีย

จากการศึกษาปริมาณแบคทีเรีย ด้วยวิธี spread plate method เพื่อตรวจสอบว่ามีเชื้อแบคทีเรียหลุดออกมากับตัวอย่างน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และ แอมโมเนียมคลอไรด์ ที่ระดับความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 40, 100 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ภายหลังจากการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ในวันที่ 26 ของการทดลอง นำตัวอย่างน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดมาวิเคราะห์หาเชื้อแบคทีเรียที่หลุดออกมาจากตัวอย่างน้ำ ภายหลังจากการบำบัดไป 25 วันของการทดลอง พบว่ายังมีปริมาณเชื้อแบคทีเรียเหลืออยู่โดยเฉลี่ยเท่ากับ  $3.9 \times 10^8$ ,  $5.7 \times 10^7$  และ  $2.5 \times 10^3$  cfu/ml ต่อวัน ตามลำดับ ในวันที่ 26-42 ดังสรุปในภาพที่ 25 และตารางที่ 11



ภาพที่ 25 ปริมาณแบคทีเรียในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration และถังฆ่าเชื้อ disinfection

ตารางที่ 12 ปริมาณแบคทีเรียในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพ  
ไบโอฟิล์ม, ถังปฏิกรณ์ชีวภาพกายภาพแบบ filtration  
และถังฆ่าเชื้อ disinfection tank

วันที่ (ของการทดลอง)	ปริมาณการหลุดออกของแบคทีเรีย (CFU/ml)		
	ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม	ถังปฏิกรณ์กายภาพ แบบ filtration	ถังฆ่าเชื้อ disinfection tank
26	$2.1 \times 10^8$	$9.5 \times 10^7$	$3.3 \times 10^4$
27	$1.8 \times 10^8$	$7.6 \times 10^7$	$2.8 \times 10^4$
28	$1.9 \times 10^8$	$8.2 \times 10^7$	$2.1 \times 10^4$
29	$1.9 \times 10^8$	$8.3 \times 10^7$	$1.3 \times 10^4$
30	$1.9 \times 10^8$	$7.4 \times 10^7$	$1.0 \times 10^4$
31	$1.6 \times 10^8$	$7.2 \times 10^7$	$1.1 \times 10^4$
32	$1.5 \times 10^8$	$5.6 \times 10^7$	$5.0 \times 10^3$
33	$7.4 \times 10^7$	$4.7 \times 10^7$	$3.0 \times 10^3$
34	$8.8 \times 10^7$	$6.3 \times 10^7$	$4.0 \times 10^3$
35	$1.1 \times 10^8$	$3.5 \times 10^7$	$2.5 \times 10^3$
36	$1.2 \times 10^8$	$5.1 \times 10^7$	$2.5 \times 10^3$
37	$5.2 \times 10^7$	$6.0 \times 10^7$	$4.0 \times 10^3$
38	$4.8 \times 10^7$	$4.9 \times 10^7$	$3.5 \times 10^3$
39	$7.0 \times 10^7$	$2.8 \times 10^7$	$2.5 \times 10^3$
40	$1.2 \times 10^8$	$2.3 \times 10^7$	$1.5 \times 10^3$
41	$8.8 \times 10^7$	$3.9 \times 10^7$	$2.0 \times 10^3$
42	$8.0 \times 10^7$	$3.6 \times 10^7$	$1.0 \times 10^3$

หมายเหตุ: วันที่ 1-25 ของการทดลองไม่ได้ทำการวิเคราะห์

## บทที่ 5 สรุปและอภิปรายผล

การศึกษาวิจัยครั้งนี้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 ที่รูปร่างเป็นไบโอฟิล์มบนเมต polyethylene ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม, ประสิทธิภาพการบำบัดของ anthracite และ sand ในถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration และ ตัวอย่างที่ผ่านการบำบัดแล้วทำให้ปลอดเชื้อด้วยแคลเซียมไฮโปคลอไรต์ 65 เปอร์เซ็นต์ ในถังฆ่าเชื้อ disinfection tank ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนต์, แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียมคลอไรด์ ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่มีปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 40, 100 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ อัตราการให้อากาศเท่ากับ 22.5 ลิตรต่อนาที และอัตราการไหลเข้าเท่ากับ 0.5 มิลลิลิตรต่อนาทีอย่างต่อเนื่อง ที่อุณหภูมิห้อง เก็บตัวอย่างทุกๆ 24 ชั่วโมง ทำการทดสอบในระดับห้องปฏิบัติการ พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนต์, แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียม คลอไรด์ ตามลำดับ ได้ในระดับดีซึ่งสรุปได้ดังนี้

### 5.1 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนต์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียมคลอไรด์

#### 5.1.1 ประสิทธิภาพการบำบัดโซเดียมอาร์ซิไนต์

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $As(III)$  และ  $NH_4^+-N$  ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มพบว่าในช่วง 25 วันแรกของการทดลอง ถึงถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัดอยู่ในช่วง 74.08-89.08 เปอร์เซ็นต์ (ในวันที่ 5-11 ของการทดลอง) และเมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่าการบำบัดเพิ่มขึ้นโดยรวมเท่ากับ 78.83-90.25 เปอร์เซ็นต์ (ในวันที่ 7-13 ของการทดลอง)

ในวันที่ 26 ของการทดลองได้เติมน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $As(III)$ ;  $Mn(II)$  และ  $NH_4^+-N$  ให้ไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มต่อเนื่องด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด  $As(III)$  ใกล้เคียงกับสถานะที่ไม่มี  $Mn(II)$  คือเฉลี่ยเท่ากับ 85.92 เปอร์เซ็นต์ ตลอดช่วงเวลา 8 วัน (ในวันที่ 26-34 ของการทดลอง) หลังจากนั้น ประสิทธิภาพของการบำบัดจะลดลงเรื่อยๆ โดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด  $As(III)$  เท่ากับ 5.17 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 42 ของการทดลอง และเมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบ filtration พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัด  $As(III)$  เพิ่มขึ้นโดยรวมเท่ากับ 54.50 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 42 ของการทดลอง นอกจากนี้ยังพบว่าในถังปฏิกรณ์ควบคุมไม่พบการบำบัด  $As(III)$  แสดงให้เห็นว่าการบำบัด  $As(III)$  ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มเกิดจากการที่ไบโอฟิล์มของ *B. megaterium* PNKP-S2 สามารถออกซิไดส์และต้านทานต่อความเป็นพิษของอาร์ซิไนต์ โดยแบคทีเรียจะสร้างเอนไซม์ arsenite oxidase มาออกซิไดส์อาร์ซิไนต์ที่มีความเป็นพิษสูงให้อยู่ในรูปของอาร์ซิเนตซึ่งมีความเป็นพิษน้อยกว่า (Michel et al., 2007; ปรานี

พัฒนพิพิธไพศาล, 2554; Pranee et al., 2015), Philips and Taylor (1976) รายงานการบำบัดอาร์ซินิกโดยวิธีทางชีวภาพ โดยใช้ *Alcaligenes faecalis* พบว่าการเปลี่ยนแปลงของอาร์ซินท์เป็นอาร์ซิเนทเป็นการเปลี่ยนแปลงโดยเอนไซม์ arsenite oxidase โดยจะออกซิไดส์ด้วยอัตราคงที่ประมาณ  $3.1 \mu\text{mol/mg protein/hr}$  และสามารถออกซิไดส์อาร์ซินท์ทั้งหมดภายในเวลา 6 ชั่วโมง สอดคล้องกับงานวิจัยของ พัทยา วามจันทร์ (2557) รายงานว่าแบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซินท์ PNKP-S2 มีประสิทธิภาพบำบัด 97.5 เปอร์เซ็นต์ ในระยะเวลา 21 วัน เนื่องจากแบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซินท์ PNKP-S2 สามารถเจริญและออกซิไดส์ได้ดีที่ระดับความเข้มข้น 40 ไมโครกรัมต่อลิตร ซึ่งเป็นค่าความสามารถในการต้านทานความเข้มข้นอาร์ซินิกสูงสุดของแบคทีเรีย อย่างไรก็ตาม Ito et al. (2012) ได้รายงานว่แบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซินท์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสารประกอบอาร์ซินิกโดยอาศัยกิจกรรมของแบคทีเรียในการเกิดปฏิกิริยาการออกซิไดส์อาร์ซินท์ เพื่อลดความเป็นพิษของอาร์ซินิก

องค์การอนามัยโลก (World Health Organization: WHO) และคณะกรรมการที่เกี่ยวข้องได้ปรับลดค่ามาตรฐานการปนเปื้อนอาร์ซินิกในน้ำดื่มจากเดิมที่ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร เป็น 10 ไมโครกรัมต่อลิตร เพราะตระหนักถึงความเป็นพิษของอาร์ซินิกที่เป็นสารก่อมะเร็ง (ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล, 2554: 48-56) ส่วนประเทศไทยกำหนดค่ามาตรฐานการปนเปื้อนอาร์ซินิกในผลิตภัณฑ์น้ำดื่ม น้ำดื่มบรรจุขวดสนิทและน้ำบาดาลที่ให้บริการเท่ากับ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร [ตามประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 332 (พ.ศ. 2521) ออกตามความในพระราชบัญญัติมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรม พ.ศ. 2511 เรื่องกำหนดมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรมน้ำบริโภค ตีพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา เล่ม 95 ตอนที่ 68 ลงวันที่ 4 กรกฎาคม 2521 และประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 12 (พ.ศ. 2542) ออกตามความในพระราชบัญญัติ น้ำบาดาล พ.ศ. 2520 เรื่อง กำหนดหลักเกณฑ์และมาตรการในทางวิชาการสำหรับการป้องกันด้านสาธารณสุขและป้องกันสิ่งแวดล้อมเป็นพิษ ตีพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา เล่มที่ 112 ตอนที่ 29 ลงวันที่ 13 เมษายน 2542] ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  และ  $\text{Mn(II)}$  ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มและถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพในการบำบัดปริมาณความเข้มข้นของอาร์ซินิกจากปริมาณความเข้มข้นเท่ากับ 40 ไมโครกรัมต่อลิตร ลดลงเหลือเท่ากับ 4.37 ไมโครกรัมต่อลิตร ซึ่งได้เห็นว่ามีความต่ำกว่ามาตรฐานที่กำหนด

### 5.1.2 ประสิทธิภาพการบำบัดแมงกานีสคลอไรด์

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{Mn(II)}$  และ  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ระยะ 17 วัน (วันที่ 26-42 ของการทดลอง) พบว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด  $\text{Mn(II)}$  เท่ากับ 83.45 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่ามี ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 93.61 เปอร์เซ็นต์ สอดคล้องกับงานวิจัยของ Hasan et al, (2012) ได้รายงานว่แบคทีเรีย *B. cereus* สามารถกำจัด  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  ไปพร้อมๆกันประมาณ 95 เปอร์เซ็นต์ ในถังปฏิกรณ์แบบ biological aerated filter นอกจากนี้ Pokhrel and Viragghavan, (2009) ทำการปรับปริมาตรความเข้มข้น ในอัตราส่วนของ  $\text{Fe(II):AS}$  (10:1 20:1 30:1 40:1) ผ่านการกรองด้วยทราย อัตราส่วน 40:1 สามารถบำบัด As ให้เท่ากับ 5 ไมโครกรัมต่อลิตร หรือ

ต่ำกว่า และ Katsoyiannis et al, (2008) ได้ศึกษาน้ำใต้ดินในอำเภอมาลการราในเขตเทศบาลเมือง แอ็กซอส ตอนเหนือของกรีซ ที่ประชาชนใช้เพื่อการอุปโภคบริโภค มีการปนเปื้อนอาร์ซีนิก 20 ไมโครกรัมต่อลิตร แมงกานีส 235 ไมโครกรัมต่อลิตร โดยมีการปนเปื้อนเกินค่ามาตรฐาน คณะผู้วิจัยได้ทำการบำบัดตั้งตั้งแต่ปี 2005 ระบบบำบัดประกอบด้วยการให้อากาศ และการกรองแบบ อัฟฟิวลเพื่อการออกซิเดชันทางชีวภาพของแมงกานีส และอาร์ซีนิก พบว่า Mn(II) จะถูกออกซิไดส์ทางชีวภาพและเกิดเป็นตะกอน manganese oxide ที่ถูกกำจัดโดยการกรอง As(III) จะถูกออกซิไดส์แต่ไม่ถูกกำจัดในช่วงการกรองแบบชีวภาพ อาร์ซีนิกจะถูกกำจัดให้เหลือน้อยกว่า 10 ไมโครกรัมต่อลิตร ในช่วงของการตกตะกอนและการกรอง ความเข้มข้นสุดท้ายทั้งหมดของ Mn(II) ต่ำกว่า ค่ามาตรฐาน คือ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร

กระทรวงอุตสาหกรรมกำหนดค่ามาตรฐานของแมงกานีสเพื่อการผลิตน้ำประปาไว้เท่ากับ 0.3 มิลลิกรัมต่อลิตร และองค์การอนามัยโลก (World Health Organization: WHO) กำหนดไว้เท่ากับ 0.1 - 1.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งแสดงให้เห็นว่าผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III);  $\text{NH}_4^+$ -N และ Mn(II) ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพในการบำบัดปริมาณความเข้มข้นของแมงกานีส จากปริมาณความเข้มข้นเท่า 100 ไมโครกรัมต่อลิตร ลดลงต่ำสุดเท่ากับ 15.99 ไมโครกรัมต่อลิตร ซึ่งเห็นได้ว่ามีค่าต่ำกว่ามาตรฐานที่กำหนด

### 5.1.3 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียคลอไรด์

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ  $\text{NH}_4^+$ -N ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มพบว่าในช่วง 25 วันแรกของการทดลอง ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพในการบำบัด  $\text{NH}_4^+$ -N อยู่ในช่วง 53.20-67.35 เปอร์เซ็นต์(ในวันที่ 6-16 ของการทดลอง) และเมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพการบำบัดเพิ่มขึ้นโดยรวมเท่ากับ 58.01-80.48 เปอร์เซ็นต์ (ในวันที่ 6-18 ของการทดลอง)

ในวันที่ 26 ของการทดลอง ได้เติมน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III); Mn(II) และ  $\text{NH}_4^+$ -N ให้ไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มต่อเนื่องด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration พบว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด  $\text{NH}_4^+$ -N ลดลงเท่ากับ 48.48 เปอร์เซ็นต์ และประสิทธิภาพการบำบัดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น 85.66 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 42 ของการทดลอง และเมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมลดลงเช่นกันเท่ากับ 30.53 เปอร์เซ็นต์ และจากนั้นเห็นว่า มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นของประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 88.90 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 42 ของการทดลอง แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพของแบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซีนิก สายพันธุ์ *Bacillus megaterium* PNKP-S2 สามารถออกซิไดส์และต้านทานต่อความเป็นพิษ (ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล, 2553) และสอดคล้องกับรายงานของ Hasan et al. (2012) ศึกษาประสิทธิภาพในการทำงานของแบคทีเรีย ammonia-oxidising bacteria (AOB) และ manganese-bacteria oxidising (MnOB) ในการกำจัดแอมโมเนีย ( $\text{NH}_4^+$ -N) และ แมงกานีส ( $\text{Mn}^{2+}$ ) จากน้ำ แบคทีเรียที่ใช้ในการศึกษามี 2 สถานภาพคือกลุ่มแบคทีเรียเชื้อผสม (mixed culture: MC) และ กลุ่มแบคทีเรียไบโอฟิล์มที่

เกาะติดบนตัวกลางพลาสติก (stage of mixed culture: SMC) แบคทีเรีย *Bacillus cereus* สามารถกำจัด  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  ไปพร้อมๆกันประมาณ 95% ในถังปฏิกรณ์แบบ biological aerated filter ภายใต้สภาวะต่างๆ และรายงานของ Hasan et al. (2013) ศึกษาการทำงานของระบบกรองชีวภาพแบบให้อากาศ (biological aerated filter: BAF) ภายใต้สภาวะอัตราการให้อากาศในระดับต่างๆ เพื่อการกำจัด  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  จากน้ำดื่มที่มีความเข้มข้นของมลพิษในปริมาณสูงและต่ำด้วยค่า COD,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  การกำจัดแมงกานีสจะเกิดขึ้นสูงสุด 99.1 เปอร์เซ็นต์ เมื่อมีการให้อากาศที่อัตรา  $0.3 \text{ L min}^{-1}$  (DO เท่ากับ  $2.94 \text{ mg L}^{-1}$ ) สำหรับน้ำดื่มที่มีความเข้มข้นของมลพิษในปริมาณต่ำ จะมีการกำจัด  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  ได้สูงสุดเท่ากับ 98.4 และ 82.9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อให้อัตราการให้อากาศเท่ากับ  $0.1 \text{ L min}^{-1}$  (DO เท่ากับ  $4.68 \text{ mg L}^{-1}$ ) และ Katsoyinnis et al. (2008) ได้ศึกษาน้ำใต้ดินในท้องที่อำเภอมาลการ์ราในเขตเทศบาลเมืองแอ็กซอส ตอนเหนือของกรีซ ที่ประชาชนใช้เพื่อการอุปโภคบริโภค มีการปนเปื้อนแอมโมเนียม ( $1.2 \text{ mg L}^{-1}$ ) โดยที่แอมโมเนียมมีการปนเปื้อนเกินค่ามาตรฐานของ EC 98/83. คณะผู้วิจัยได้ทำการบำบัดตั้งแต่ ปี 2005 ระบบบำบัดประกอบด้วยการให้อากาศ และการกรองแบบอ็อปโพลเพื่อการออกซิเดชันทางชีวภาพของแอมโมเนียม จะถูกออกซิไดส์ทางชีวภาพและถูกกำจัดออกจากน้ำโดยกระบวนการ nitrification เกิดเป็นไนเตรท ในช่วงของการตกตะกอนและการกรอง ความเข้มข้นสุดท้ายทั้งหมดของ  $\text{NH}_4^+$  จะต่ำกว่ามาตรฐาน EC คือ  $500 \mu\text{g L}^{-1}$

กรมควบคุมมลพิษกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมตามประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 332 (พ.ศ. 2521) ออกตามความในพระราชบัญญัติมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรม พ.ศ. 2511 เรื่องกำหนดมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรมน้ำบริโภค ตีพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา เล่ม 95 ตอนที่ 68 ลงวันที่ 4 กรกฎาคม 2521 โดยกำหนดค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำประปาประเทศไทยกำหนดให้น้ำบริโภคประเภทแหล่งน้ำผิวดินมีปริมาณของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $\text{NH}_3-\text{N}$ ) ไม่เกิน 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร (เทพวิฑูรย์ ทองศรี, 2555: 12-14) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{Mn(II)}$  และ  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพในการบำบัดปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเริ่มต้นเท่ากับ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ลดลงเหลือเท่ากับ 111.00 ไมโครกรัมต่อลิตร ซึ่งเห็นได้ว่าต่ำกว่ามาตรฐานที่กำหนด

#### 5.1.4 ประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรท

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$  และ  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มในช่วง 25 วันแรกของการทดลอง ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพในการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ลดลงจาก 58.76 เป็น 0.11 เปอร์เซ็นต์ (ในวันที่ 2-25 ของการทดลอง) และเมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพการบำบัดจาก 47.54 เป็น 4.8 เปอร์เซ็นต์ (ในวันที่ 2-25 ของการทดลอง) ในวันที่ 26 ของการทดลอง ได้เติมน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน  $\text{As(III)}$ ;  $\text{Mn(II)}$  และ  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  ให้ไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มต่อเนื่องด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบการกรอง พบว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด  $\text{NO}_3^-$  ลดลงจาก 40.89 เปอร์เซ็นต์ เป็น 5.72 เปอร์เซ็นต์ ในระยะ 6 วัน ของการทดลอง แต่พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามลำดับเท่ากับ



61.40 - 96.45 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 42 ของการทดลอง และเมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพการบำบัดจาก 24.17 เปอร์เซ็นต์ เป็น 11.68 เปอร์เซ็นต์ ในระยะ 6 วันของการทดลอง แต่ประสิทธิภาพการบำบัดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วง 67.58 - 94.39 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 42 ของการทดลอง แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 สามารถออกซิไดส์และลดความเป็นพิษของ As(III) และ Mn(II) (Michel et al., 2007; ปรานี พัฒนพิพิธไพศาล, 2554) และสามารถเปลี่ยน  $\text{NH}_4^+$ -N ไปเป็นไนเตรทได้ในกระบวนการ nitrification เป็นกระบวนการออกซิเดชันทางชีววิทยาทำให้เกิดการเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรท ซึ่งเกิดจากแบคทีเรียชนิดไนตริฟายอิง (nitrifying bacteria) โดยจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrosomonas* sp. เปลี่ยนแอมโมเนียให้อยู่ในรูปไนไตรท์ และจะเปลี่ยนไนไตรท์เป็นไนเตรทโดยจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรแบคเตอร์ (*Nitrobacter* sp.) (Vandenabeele et al., 1992; Van Dongen et al., 2001; ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544: 59-77) สอดคล้องกับงานวิจัยของ Katsoyinnis et al. (2008) ได้ศึกษาน้ำใต้ดินในท้องที่อำเภอมาลการ์ราในเขตเทศบาลเมืองแอ็ก ซอส ตอนเหนือของกรีซ ที่ประชาชนใช้เพื่อการอุปโภคบริโภค มีการปนเปื้อนแอมโมเนียม ( $1.2 \text{ mg L}^{-1}$ ) โดยที่ แอมโมเนียม มีการปนเปื้อนเกินค่ามาตรฐานของ EC 98/83. คณะผู้วิจัยได้ทำการบำบัดตั้งตั้งแต่ปี 2005 ระบบบำบัดประกอบด้วยการให้อากาศ และการกรองแบบอัฟโฟลเพื่อการออกซิเดชันทางชีวภาพของแอมโมเนียม จะถูกออกซิไดส์ทางชีวภาพและถูกกำจัดออกจากน้ำโดยกระบวนการ nitrification เกิดเป็นไนเตรท ในช่วงของการตกตะกอนและการกรอง ความเข้มข้นสุดท้ายทั้งหมดของ  $\text{NH}_4^+$  จะต่ำกว่ามาตรฐาน EC คือ  $500 \mu\text{g L}^{-1}$  และ Ito et al. (2012) ทดสอบกระบวนการออกซิไดส์อาร์ซิไนท์ As(III) ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์โดยใช้แบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซิไนท์ (AOB) ที่คัดแยกจากตะกอนเร่ง การทดลองแบบแบตช์ (batch experiment) แสดงให้เห็นว่าสำหรับการออกซิไดส์อาร์ซิไนท์ As(III) ด้วยแบคทีเรีย AOB อัตราส่วนที่เหมาะสมของแหล่งไนโตรเจน ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) ต่อความเข้มข้นของอาร์ซิไนท์เท่ากับ  $0.5 \text{ mg L}^{-1}$  ( $52 \text{ mg L}^{-1}$  -  $110 \text{ mg L}^{-1}$ ) ทำปฏิกิริยาได้ดีใน pH 6-8 และอุณหภูมิของน้ำมากกว่า 20 องศาเซลเซียส

#### 5.1.5 ปริมาณความเข้มข้นของเชื้อแบคทีเรีย

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn และ  $\text{NH}_4^+$ -N ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม และ ในถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration จากการวิเคราะห์ปริมาณการปนเปื้อนของเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม, ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration และถังฆ่าเชื้อ ทำการวิเคราะห์ปริมาณแบคทีเรียด้วยวิธี spread plate method ภายหลังจากการบำบัดไป 25 วันของการทดลอง พบว่ายังมีปริมาณเชื้อแบคทีเรียเหลืออยู่โดยเฉลี่ยเท่ากับ  $3.9 \times 10^8$ ,  $5.7 \times 10^7$  และ  $2.5 \times 10^3$  cfu/ml ต่อวันตามลำดับ เนื่องจากแบคทีเรียที่ตรึงเป็นไบโอฟิล์มบนเม็ด polyethylene เกิดการหลุดมากับน้ำซึ่งอาจจะเกิดเพราะมีปริมาณเชื้อที่เกิดใหม่และ/หรือการพังทลายของโครงสร้างไบโอฟิล์มเนื่องด้วยอายุของเชื้อแบคทีเรีย แสดงให้เห็นว่าเชื้อแบคทีเรียที่มีปริมาณเพิ่มขึ้นหมายถึงเชื้อแบคทีเรียมีความสามารถทนทานต่อความเป็นพิษของ As(III),  $\text{NH}_4^+$ -N และ Mn อย่างไรก็ตาม เมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานของน้ำใต้ดินหรือน้ำใช้เพื่อการอุปโภคบริโภคของกระทรวงสาธารณสุขกำหนดให้มีการ

ปนเปื้อนของเชื้อแบคทีเรียไม่เกิน 500 cfu/ml ซึ่งหากจะต้องปล่อยน้ำที่ผ่านกำจัดบำบัดที่มีปนเปื้อนเชื้อแบคทีเรียจำเป็นต้องทำการฆ่าเชื้อก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม

## 5.2 ข้อสรุปและข้อเสนอแนะ

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ  $\text{NH}_4^+$ -N ในเบื้องต้นและเมื่อเพิ่มการปนเปื้อนมีทั้ง As(III) ; Mn(II) และ  $\text{NH}_4^+$ -N ของแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 และการบำบัดของ anthracite และ sand ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ packed-bed พบว่ามีประสิทธิภาพ สามารถสรุปดังนี้

5.2.1 เชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ที่คัดแยกจากดินบ่อที่ 1 อำเภอวารินชำราบ จังหวัดอุบลราชธานี มีประสิทธิภาพในการออกซิไดส์และต้านทานความเป็นพิษของ As(III);  $\text{NH}_4^+$ -N และ Mn(II)

5.2.2 การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III);  $\text{NH}_4^+$ -N และ Mn(II) ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มต่อเนื่องด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration มีประสิทธิภาพการบำบัด As(III);  $\text{NH}_4^+$ -N และ Mn(II) โดยรวมสูงสุดเท่ากับ 90.5; 93.7 และ 88.9 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เห็นว่าการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิดสามารถใช้เป็นแนวทางในการบำบัดอาร์ซีนิก แอมโมเนียม-ไนโตรเจน และแมงกานีสในน้ำใต้ดินและ/หรือน้ำเสีย และเพื่อให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดมากขึ้นจำเป็นต้องเพิ่มขนาดของถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไบโอฟิล์มและตัวกรองให้มากขึ้น

5.2.3 การวิจัยนี้ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 และการบำบัดด้วยการกรองของ anthracite และ sand เป็นการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ หากจะนำไปประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำใต้ดินในธรรมชาติทั่วไป ควรมีการศึกษาเพิ่มเติมด้านความเป็นไปได้ทางเศรษฐศาสตร์ในการนำระบบมาใช้จริง

เอกสารอ้างอิง

## เอกสารอ้างอิง

- กนกวรรณ โคมลวีละเกตุ. (2555). ความรู้เบื้องต้นในการจัดการของเสียอันตรายจากห้องปฏิบัติการการจัดการของเสียอันตราย สำนักจัดการกากของเสียและสารอันตราย. กรุงเทพมหานคร: กรมควบคุมมลพิษ. [http://www.thai-german-cooperation.info/download/PPP\\_002\\_PCD\\_kanokwan.pdf](http://www.thai-german-cooperation.info/download/PPP_002_PCD_kanokwan.pdf). 1 พฤษภาคม, 2557.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2542). การตรวจสอบคุณภาพน้ำใต้ดินใช้วิธีการมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์น้ำและน้ำเสีย. กรุงเทพมหานคร: กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. [http://www.pcd.go.th/info\\_serv/reg\\_std\\_water03.html](http://www.pcd.go.th/info_serv/reg_std_water03.html). 1 พฤษภาคม, 2557.
- กรมทรัพยากรธรณี. การศึกษาการติดตามและการแก้ไขการแพร่กระจายของสารหนู อำเภอรัตนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช. กรุงเทพมหานคร: กองสิ่งแวดล้อมทรัพยากรธรณี, 2542
- กรมประมง. (2556). “สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน”, เอกสารออนไลน์. [www.mwa.co.th](http://www.mwa.co.th), 1 พฤษภาคม, 2557.
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม. ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. กรุงเทพมหานคร: กระทรวงอุตสาหกรรมและสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2545.
- กรณีการ์ สิริสิงห์. เคมีของน้ำ น้ำโสโครกและการวิเคราะห์. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพมหานคร: ประยูรวงศ์, 2544.
- การประปานครหลวง. (2558). “แมงกานีส”, เอกสารออนไลน์. <http://www.mwa.co.th/>. 1 พฤษภาคม, 2557.
- กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. เล่มที่ 122 ตอนที่ 125 ง, 2521: 4-10
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. วิศวกรรมการบำบัดน้ำเสีย เล่ม 4. กรุงเทพมหานคร: ศูนย์หนังสือแห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2543.
- \_\_\_\_\_ . วิศวกรรมการบำบัดน้ำเสีย เล่ม 6. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพมหานคร: ศูนย์หนังสือแห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2546.
- จรัญ บุญกาญจน์. “การดูดซับแอมโมเนียโดยใช้สารดูดซับที่เตรียมจากวัสดุเหลือใช้จากการเกษตร”, การประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์. 7:825-836. สงขลา: มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์, 2552.
- จอมจันทร์ นทีวัฒนา. “เทคโนโลยีการบำบัดสารหนูในสิ่งแวดล้อม”, Naresuan Phayao Journal. 5(3): 258-269; 30 ตุลาคม, 2555.
- จำลอง ปินตาวงศ์, อานนท์ นนทโส และสถาพร กาวินตร. “แนวทางการบริหารจัดการทรัพยากรแร่แมงกานีส”, ใน เอกสารเผยแพร่. กรุงเทพมหานคร: สำนักทรัพยากรแร่กรมทรัพยากรธรณี, 2554.

### เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- เทพวิฑูรย์ ทองศรี. “ผลกระทบของไนโตรเจนต่อสิ่งแวดล้อม”, วารสารกรมวิทยาศาสตร์บริการ. กรุงเทพมหานคร: กรมวิทยาศาสตร์บริการ. 60(190): 12-14, 2555.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ, กรุงเทพมหานคร: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2544.
- นาถอนงค์ ยอดสิงห์. การคัดเลือกแบคทีเรียที่ต้านทานอาร์จีนินจากดินและน้ำใต้ดิน อำเภอเขมราฐ จังหวัดอุบลราชธานี. โครงการปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต: มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี, 2551.
- ระดับรัฐ ประจันเขตต์. (2549). การบำบัดน้ำเสียโดยฟิล์มชีวภาพของจุลินทรีย์. กรุงเทพมหานคร: มหาวิทยาลัยราชชมงคลธัญบุรี, ([http://www.neutron.rmutphysics.com/news/index.php?option=com\\_content&task=view&id=1284&Itemid=-14&limit=1&limitstart=1](http://www.neutron.rmutphysics.com/news/index.php?option=com_content&task=view&id=1284&Itemid=-14&limit=1&limitstart=1)), 1 พฤษภาคม, 2557.
- ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล. “Arsenic contamination in groundwater of the lower Mekong basin”, วารสารวิชาการวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี. 10(2): 27-39; พฤษภาคม-สิงหาคม, 2551.
- ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล และพิยาดา สุรารักษ์. “การปนเปื้อนอาร์จีนินและคุณภาพน้ำใต้ดินในอำเภอเขมราฐและอำเภอโขงเจียม จังหวัดอุบลราชธานี”, วารสารวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี. 13(1): 48-56; มกราคม-มีนาคม, 2554
- ปวีณา อุปนันต์. การคัดเลือกแบคทีเรียที่มีความสามารถในการลดพิษสารหนู. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยมหิดล, 2542.
- พรพรรณ พาณิชนัยนำสิน. ผลของสารอาหารต่อการเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์บนวัสดุรองรับในช่วง start-up ของถังปฏิกรณ์แบบตรึงฟิล์ม. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 2540.
- พิทยา วามะพันธ์. การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนอาร์จีนิน ด้วยแบคทีเรียออกซิไดส์อาร์จีนินที่ตรึงรูป. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี, 2557.
- ไพศาล วีระกิจ. “การกำจัดเหล็กและแมงกานีส”, ใน หนังสือการผลิตน้ำสำหรับอุตสาหกรรม. กรุงเทพมหานคร: เอมแอนด์อี, 2543.
- มหาวิทยาลัยเชียงใหม่. (2530). “พจนานุกรมศัพท์ธรณีวิทยาน้ำบาดาล”, เอกสารออนไลน์. [http://archive.lib.cmu.ac.th/full/T/2554/-envs31054kp\\_ch2.pdf](http://archive.lib.cmu.ac.th/full/T/2554/-envs31054kp_ch2.pdf). 10 พฤษภาคม, 2557.
- มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี. (2558). “วัฏจักรไนโตรเจน”, วารสารออนไลน์. <http://www.kmutt.ac.th/ev/inimage/nitrogen.pdf>. 1 พฤษภาคม, 2557.
- มันสิน ตันกุลเวศม์. วิศวกรรมการประปา เล่ม 2. กรุงเทพมหานคร: คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2527.

### เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- ยูภาพันท์ ทองไทย. การกำจัดเหล็กและแมงกานีสออกจากน้ำผิวดินโดยวิธีจาร์เจสต์ ใน ห้องปฏิบัติการด้วยปูนขาวและแมกนีเซียมคาร์บอเนต. วิทยานิพนธ์ปริญญา วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยราชภัฏพระนคร, 2552.
- วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา และ นิตินัย ขำมาลัย. “สารหนูกับสิ่งแวดล้อม”, วารสารออนไลน์ KMUTT Digital library team. <http://digital.lib.kmutt.ac.th/magazine-issue2/articles/art2.html>. 14 กรกฎาคม, 2557.
- เว็บไซต์ Wikipedia. “Chronic Arsenic Poisoning Pictures of suffers”, เอกสารออนไลน์. <https://www.google.co.th/search?q=photo+arsenic+poisoning+1+st+2008>.
- เว็บไซต์ Wikipedia. “เกิดความเป็นพิษของอาร์ซีนี”, เอกสารออนไลน์. <http://en.wikipedia.org/wiki/Arsenic>. 1 พฤษภาคม, 2557.
- ศิลป์ชัย มณีชาติย์. การกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน จากน้ำเสียฟาร์มสุกรและไก่ ด้วยแมงกานีสไฮโดรไลต์ ในแบบจำลองคลองวนเวียน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, 2552.
- ศูนย์บริการเทคโนโลยีน้ำบาดาล. (2554). “มาตรฐานการปนเปื้อนแมงกานีสในน้ำดื่ม”, วารสารออนไลน์. เชียงใหม่: มหาวิทยาลัยเชียงใหม่, <http://gtsc.geol.science.-cmu.ac.th/>. 1 พฤษภาคม, 2557.
- ศูนย์สารสนเทศวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี. (2553). “แผนที่แหล่งน้ำบาดาล”, วารสารออนไลน์. กรุงเทพมหานคร: กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี, <http://www.most.go.th/main/index.php/services/search-service/385-2009-07-25-07-13-02.html>. 1 พฤษภาคม, 2557.
- สถาบันนวัตกรรมการเรียนรู้. (2558). “วัฏจักรน้ำ”, วารสารออนไลน์. กรุงเทพมหานคร: มหาวิทยาลัยมหิดล, [http://www.il.mahidol.ac.th/emedial/ecology/chapter3-/chapter3\\_water4.html](http://www.il.mahidol.ac.th/emedial/ecology/chapter3-/chapter3_water4.html). 1 พฤษภาคม, 2557.
- สุชาดา ยางเอน. การกำจัดแอมโมเนียในน้ำเสียจากตู้เลี้ยงปลาโดยการกรองด้วยหินภูเขาไฟ. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, 2546.
- เสาวนีย์ จักรพิทักษ์. หลักโภชนาการปัจจุบัน. พิมพ์ครั้งที่ 4. กรุงเทพมหานคร: ไทยวัฒนาพานิช, 2532.
- สำนักห้องสมุดและศูนย์สารสนเทศวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี. การดูดซับโลหะหนักโดยวิธีทางชีวภาพ. กรุงเทพมหานคร: กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี, 2553.
- อภิฤดี ชูโชติรส. การบำบัดสารหนูปนเปื้อนในน้ำที่อำเภอรัตนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช โดยวิธีทาง Bioremediation. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 2543.
- เอมวอเตอร์. (2552). “น้ำที่มีปริมาณเกลือแร่ละลายน้อย”, เอกสารออนไลน์. <http://www.mwater.in.th/>. 1 พฤษภาคม, 2557.

### เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19<sup>th</sup> ed. Washington, DC: America Public Health Association, 1995
- APHA, AWWA and WEF. **Standard Method for Examination of Water and Wastewater**. 20<sup>th</sup> ed. Washington, DC: America Puplic Health Association. 1998.
- Berg, M and et al. **Extent and severity of arsenic pollution in Vietnam and Cambodia In Managing arsenic in the environmental: from soil to human health**. Collingwood: CSIRO Publishing, 2006.
- Bower,C.K and et al. The adhesion and detachment of bacteria and spores on food-contact surface. **Trends in food Science & Technology**. 7(5): 152-157, 1996.
- Buschmann, J and et al. "Arsenic and manganese contamination of drinking water resource in Cambodia: coincidence of risk areas with relief topography", **Environmental Science Technology**. 41: 2146-2152, 2007.
- Carpentier, B. and Cerf, O. "Biofilm and their consequences, with particular reference to hygiene in the food industry", **Journal of Applied Microbiology**. 75(6): 499-511, 1993.
- Chmielewski, R.A.N and Frank, J.F. "Biofilm formation and control in food processing facilities", **Comprehensive Reviews in food Science and food safety**. 2: 22-32, 2003.
- Chou, WC and et al. "Arsenic Suppresses Gene Expression in Promyelocytic Leukemia Cells Party Through Spl Oxidation", **Blood**. 106(1): 304-310, 2005.
- Clifford, D. "Ion exchange and inorganic adsorption.. *Water quality and treatment*", citing A. Letterman[ed]. New York: McGraw Hill, 1999.
- Costerton, J.W and et al. "Bacterial biofilms in nature and disease", **Annual Reviews Microbial**. 41: 435-461, 1987.
- Dang, S. V and et al. "Removal of arsenic from synthetic groundwater by adsorption using the combination of laterite and iron modified activated carbon", **Water and Environmental Technology**. 6(1): 43-54; 1 July, 2008.
- Davey, M.E. and O'Toole, G.A. "Microbial biofilms: from ecology to molecular genetics", **Microbiology and Molecular Biology Reviews**. 64(4): 847-867; 1 December, 2000.

### เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Desesso, J.M and et al. "An assessment of the developmental toxicity of inorganic arsenic", **Reprod Toxicol.** 12(4): 385-433; July-August, 1998.
- Dickson, M.E. and Koohmarine, M. "Cell surface charge characteristics and thier relationship to bacteria attachment to meat surface", **Applied and Environmental Microbiology.** 55(4): 832-836; April, 1989.
- Gilbert, P and et al. "Surface characteristics and adhesion of *Escherichia coli* and *Staphylococcus epidermidis*", **The Journal of Applied Bacteriology.** 71(1):72-77; 8 August, 1991.
- Gillman,AG and et al. **Goodman & Gilman's The Pharmacological Basics of Therapeutics.** 9<sup>th</sup> ed. New York: McGrawHill Companies, 1996.
- Hasan, H.A and et al. "Simultaneous  $\text{NH}_4^+$ -N and  $\text{Mn}^{2+}$  removal from drinking water using a biological aerated filter system: Effects of different aerated rates", **Separation and Puification Technology.** 118: 547-556; August, 2013.
- \_\_\_\_\_. "Effective microbes for simultaneous bio-oxidation of ammonia and manganese in biological aerated filter system", **Bioresearc Technology.** 124: 355-363; 24 August, 2012.
- Helke, D.M and et al. "Attachment of *Listeria monocytogenes* and *Salmonella Typhimurium* to stainless steel and buna-N in the presenc of milk and individual milk compoment", **Journal of Food Protection.** 56(6): 479-484, 1993.
- Ito, A and et al. "Biological oxidation of arsenite in synthetic groundwater using immobilised bacteria", **Water Research XXX.** 1-7; 8 June, 2012.
- Katsoyiannis, I.A. and A.I. Zoubonlis. "Biological treatment of Mn(II) and Fe(II) containing groundwater: kinetic considerations and product characterization", **Water Research.** 38: 1922-1932; 5 January, 2004.
- Katsoyiannis, I.A and et al. "As(III) removal from groundwaters using fixed-bed upflow bioreactors", **Chemosphere.** 47: 325-332; 19 September, 2002.
- \_\_\_\_\_. "Arsenic removal from groundwater containing iron, ammonium, manganese and phosphate: A case study from a treatment unit in northern Greece", **Desalination.** 224: 330-339; 13 June, 2008.
- Kumar, C.G. and Anand, S.K. "Significance of microbial biofilm in food industry: a review", **International Journal of Food Microbiology.** 42(1-2): 9-27; June, 1998.



### เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Lam and et al. "Linking crenarchaeal and bacterial nitrification to anammox in the Black Sea", *PNAS*. 104(17): 1704-1707; June, 2007.
- Letterman, A. [Ed]. "Water quality and treatment: a handbook of community water supplies", **American Water Works Association**, New York: McGraw-hill, 1999.
- Li, Y and et al. "Experimental study on the removal of arsenic in wastewater from Semiconductor Manufacturing", **Water Resource and Protection**. 1: 1-57; 19 March, 2009.
- Mafu, A.A and et al. "Attachment of *listeria monocytogenes* to stainless steel, glass, polypropylene and rubber surfaces after short contact time", **Journal of Food Protection**. 53(9): 742-746, 1990.
- Marshall, K.C and et al. "Mechanism of the initial event in the sorption of marine bacteria to surfaces", **Journal of General Microbiology**. 68: 337-348, 1971.
- Mayo J.T and et al. "The effect of nanocrystalline magnetite size on arsenic removal", **Science and Technology of Advanced Materials**. 8: 71-75, 2007.
- Meharg, A. Venomous Earth. "How Arsenic caused the World's Worst Mass Poisoning", **Mineralogical Magazine**. New York: Macmillan, 2005.
- Michel, C and et al. "Biofilms of As(III)-oxidising bacteria: formation and activity studies for bioremediation process development", **Appl Microbiol Biotechnol**. 77: 457-467; 11 September, 2007.
- Miller Jr, W.H and et al. "Mechanism of Action of Arsenic Trioxide", **Cancer Research**. 62: 3893-903, 2002.
- Mittleman, M.W. "Structure and functional characteristics of bacterial biofilm in fluid processing operation", **Journal of Dairy Science**. 81: 2760-2764, 1998.
- Mokashi,S.A. and K.M. Paknikar. "Arsenic(III) oxidizing Microbacterium lacticum and its use in the treatment of arsenic contaminated groundwater", **The Society for Applied Microbiology**. 34: 258-262, 2002.
- Pattanapitpaisal, P and et al. "Arsenite Oxidation and Arsenite Resistance by *Bacillus* sp. PNKP-S2", **Environmental Asia**. 8(1): 9-15; 24 June, 2015.
- Philips, SE. and Taylor ML. "Oxidation of arsenite to arsenate by *Alcaligenes faecalis*", **Apple Environ Microbiol**. 32(3): 392-399, 1976.

### เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Pokhrel, D. and T. Viraraghavan. "Biological filtration for removal of arsenic from drinking water", **Journal of Environmental Management**. 90: 1956-1961, 2009.
- Sinde, E. and Carballo, J. "Attachment of Salmonella spp. and Listeria monocytogenes to stainless steel, rubber and polytetrafluorethylene: The influence of three energy and the effect of commercial sanitizers", **Food Microbiology**. 17: 439-447, 2000.
- Smedley, P.L. and Kinniburgh, D.G. "A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters", **Applied Geochemistry**. 17: 517-568, 2002.
- Sorg, T. J. and G. S. Logsdon. "Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulation for inorganics", **Journal of the American Water Works Association**. 70(7): 379-393, 1978.
- Van Dongen, U and et al. "The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater", **Water Sci Technol**. 44(1): 153-160, 2001.
- Vandenabeele, J and et al. "Manganese oxidation by microbial consortia from sand filters", **Microbial Ecology**. 24(1): 91-108, 1992.
- WHO. **Guidelines for drinking water quality. Volume 1: Recommendation**. 2<sup>nd</sup> ed. Geneva: WHO, 1993.
- Yu, G and et al. "Health effects of exposure to natural arsenic in groundwater coal in China: Overview of occurrence", **Environment Health Perspect**. 15: 636-642, 2007.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก  
การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อ (Preparation of medium)

## 1. การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อ Preparation of medium

ละลายส่วนผสมทั้งหมดในน้ำกรอง 1000 มิลลิลิตร ต้มด้วย hot plate stirrer ให้ agar เข้าเป็นเนื้อเดียว ปรับ pH 7 ด้วย NaOH 0.1N หรือ HCl 0.1N นำไป นิ่งฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งความดันไอน้ำที่ความดัน 121 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 15 นาที

### 1.1 Luria Bertani (LB) broth

Peptone Bacteriological	10 กรัม
Yeast Extract powder	5.0 กรัม
Sodium chloride NaCl	10 กรัม
น้ำกลั่น	1000 มิลลิลิตร

ละลายส่วนผสมทั้งหมดในน้ำกรอง 1000 มิลลิลิตร ปรับ pH 7 ด้วย NaOH 0.1N หรือ HCl 0.1N นำไป นิ่งฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งความดันไอน้ำที่ความดัน 121 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 15 นาที

### 1.2. Luria Bertani (LB) Agar

Peptone Bacteriological	10 กรัม
Yeast Extract powder	5 กรัม
Sodium chloride NaCl	10 กรัม
Agar	18 กรัม
น้ำกลั่น	1000 มิลลิลิตร

## 2. การเตรียมสารละลายวิเคราะห์อาร์ซีไนท์โดยวิธี silver dithiocarbamate assay

เตรียมสารละลายทั้งก่อนทำการทดลอง

### 2.1 สารละลาย 1% Sodium Borohydride ( เตรียม stock solution ใหม่ทุกวันที่ทำการวิเคราะห์)

ละลาย Sodium hydroxide 0.25 g + Sodium borohydride 2.5 g ในน้ำกลั่น DI water 250 mL

หมายเหตุ: ถ้าต้องการที่ Volumn.100 ml ตวง Sodium hydroxide 0.1 g + Sodium borohydride 1 g + DI water 100 mL

ถ้าต้องการที่ Vol.50 ml ตวง Sodium hydroxide 0.05 g + Sodium borohydride 0.5 g + DI water 50 mL

### 2.2 สารละลาย Acetate buffer pH 5.5 ในสัดส่วน 500 ml

set 1: Sodium acetate 0.2M 428 mL(Volume 500ml)

Sodium acetate 16.46g + DI water 1000mL

set 2: Acetate acid 0.2M 72mL(Volume 100ml)

Acetate acid 11.5mL + DI water 100ml

### 2.3 สารละลาย Lead acetate $\text{pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ (Volume 100ml )

Lead acetate 10g + DI water 100mL

### 2.4 สารละลาย Silver diethyldithiocarbarnate (Volume 100ml )

Mophorine 1mL + Silver diethyldithiocarbarnate 0.30g + Choroform 100mL

บรรจุในขวดสีชาและเก็บไว้ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส

### 3. การเตรียมสารละลายวิเคราะห์แอมโมเนีย-ไนโตรเจน

#### 3.1 Zinc sulfate solution

ละลาย Zinc sulfate ( $ZnSO_4 \cdot 4H_2O$ ) 100g ในน้ำกลั่นเจือจางให้เป็น 1,000 ml

#### 3.2 สารละลาย EDTA reagent

ละลาย Di-Sodium Ethylenediamine Tetraacetate Dihydrate 50g ในน้ำกลั่น 60 ml ที่มี Sodium Hydroxide (NaOH) 10g เติมน้ำกลั่นปรับปริมาตรให้ครบ 100 ml

#### 3.3 น้ำยาเนสเลอร์ (Nessler reagent)

ละลาย HgI 100 กรัม และ KI 70 กรัม ในน้ำกลั่น 50 มิลลิลิตร และเติมของผสมนี้ช้าๆ พร้อมคนลงในสารละลายที่เย็นของโซเดียมไฮดรอกไซด์ 160 กรัม ในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร เจือจางให้เป็น 1000 มิลลิลิตร เก็บในขวดสีชาที่ทำด้วยแก้วบอโรซิลิเกต ปิดด้วยจุกยางอย่าให้ถูกแสงเพื่อรักษาสภาพน้ำยาให้คงสภาพอยู่เป็นปี

#### 3.4 สารละลาย stock Ammonia solution

#### 4. การเตรียมสารละลายวิเคราะห์ไนเตรทไนโตรเจน

4.1. น้ำกลั่นที่ปราศจากไนเตรท

4.2. สารละลาย สต็อกไนเตรท (stock nitrate solution)

ละลาย anhydrous potassium nitrate ( $\text{KNO}_3$ ) 721.8 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่น 1000 ml  
สายละลายนี้ 1 มิลลิลิตร มีไนเตรทไนโตรเจน 100 ไมโครกรัม หรือ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร

$\text{NO}_3^-$ -N standard Nitrate solution

สารละลายสต็อกไนเตรท 20 มิลลิลิตร เจือจาง 1000 มิลลิลิตร สารละลายนี้ 1.00 มิลลิลิตร  
มีไนเตรทไนโตรเจน 2 ไมโครกรัม หรือ 2 มิลลิกรัมต่อลิตร  $\text{NO}_3^-$ -N

4.3. สารละลายโซเดียมอาร์ซีไนท์

ละลาย sodium arsenite 5 กรัม ในน้ำกลั่น 1000 มิลลิลิตร

4.4. สารละลาย Brucine-sulfanilic Acid Solution

ละลาย Brucine sulfate 1 กรัม และ กรดซัลฟานิลิก 0.1 กรัม ในน้ำร้อน 70 มิลลิลิตร  
เติมกรดเกลือเข้มข้น 3 มิลลิลิตร ทำให้เย็นแล้วปรับให้ได้ 100 มิลลิลิตร

4.5. สารละลายกรดซัลฟูริก (4+1)

ละลาย  $\text{H}_2\text{SO}_4$  500 มิลลิลิตร เเทลงในน้ำกลั่น 125 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็น

4.6. สารละลาย sodium chloride (NaCl)

ละลาย sodium chloride (NaCl) 300 กรัม ในน้ำกลั่นเจือจางให้เป็น 1000 มิลลิลิตร



ภาคผนวก ข  
ขั้นตอนและวิธีการวิเคราะห์

## 5. การวิเคราะห์ colony forming unit โดยวิธี spread plate method

### 5.1 การวิเคราะห์

5.1.1 เจือจางตัวอย่างลำดับส่วน 10 เท่า เมื่อถึงความเจือจาง  $1:10^5$  ใช้ pipette ดูดตัวอย่างน้ำที่ผสมกันดี จำนวน 0.1 ml ใส่ลงในอาหาร LB agar

5.1.2 ใช้ sterile spreader รูปตัว L เกลี่ยตัวอย่างบนผิวหน้าอาหาร LB agar ให้กระจายทั่วทั้งจานก่อนนำไปบ่มที่อุณหภูมิห้องเป็นเวลา 24 ชั่วโมง

5.1.3 คูณผลปฏิบัติการโดยสังเกตการเจริญลักษณะของ colony และนับจำนวน colony บนอาหาร LB agar ด้วยเครื่องมือนับ colony (colony counter)

### 5.2 การคำนวณหาจำนวนเชื้อจุลินทรีย์ต่อมิลลิลิตรของตัวอย่าง

ตรวจนับจำนวนเชื้อจุลินทรีย์บนจานอาหารเลี้ยงที่มีเชื้อจุลินทรีย์ อยู่ระหว่าง 30-300 โคโลนี หากค่าเฉลี่ยของจำนวนเชื้อจุลินทรีย์จากทั้ง จานเพาะเชื้อรายงานเป็น CFU (colony forming unit) ต่อกรัม หรือต่อ มิลลิลิตร (APHA, 2005) ดังสมการ.

$$N = \frac{\sum c}{v(n_1 + 0.1n_2)d}$$

N = จำนวนเชื้อจุลินทรีย์ต่อมิลลิลิตรของตัวอย่าง (หน่วย CFU/mL)

V = ปริมาตรของสารละลายที่ใช้ในการเพาะเชื้อ

$n_1$  = จำนวน plate ของ dilution แรกที่มีจำนวนแบคทีเรีย  
อยู่ในช่วง 30-300 โคโลนี

$n_2$  = จำนวน plate ของ dilution ถัดมาที่มีจำนวนแบคทีเรีย  
อยู่ในช่วง 30-300 โคโลนี

c = ผลรวมโคโลนีที่นับได้ทั้งหมดอยู่ในช่วง 30-300 โคโลนี

d = dilution แรกที่สามารถนับโคโลนีในช่วงที่กำหนดได้

## 6. การวิเคราะห์ Arsenite โดยวิธี silver diethyl dithiocarbamate assay

### 6.1 Preparation of scrubber and absorber

6.1.1 เตรียม sodium borohydride (NaBH<sub>4</sub>) ทุกวันที่วิเคราะห์

6.1.2 ซุบไยแก้วใน lead acetate บีบและนำมาซับที่กระดาษกรอง นำไยแก้วไปใส่ใน scrubber tube

6.1.3 เติม silver diethyl dithiocarbamate 4 ml ใน scrubber tube

### 6.2 Loading of arsine generator

6.2.1 ตัวอย่าง 70 ml (ใน flask)

6.2.2 เติม acetate buffer 10 ml

6.2.3 ปล่อง nitrogen gas เข้าเครื่องที่ความเร็ว 60 ml/min

### 6.3 Arsine generation and measurement

6.3.1 ฉีดสาร sodium borohydride 15 ml

6.3.2 ปล่อง nitrogen gas เข้าเครื่องเป็นเวลา 15 นาที(สังเกตสีและการเดินของน้ำ)

6.3.3 วัด OD ด้วยเครื่อง Spectrophotometry OD<sub>length 520</sub>

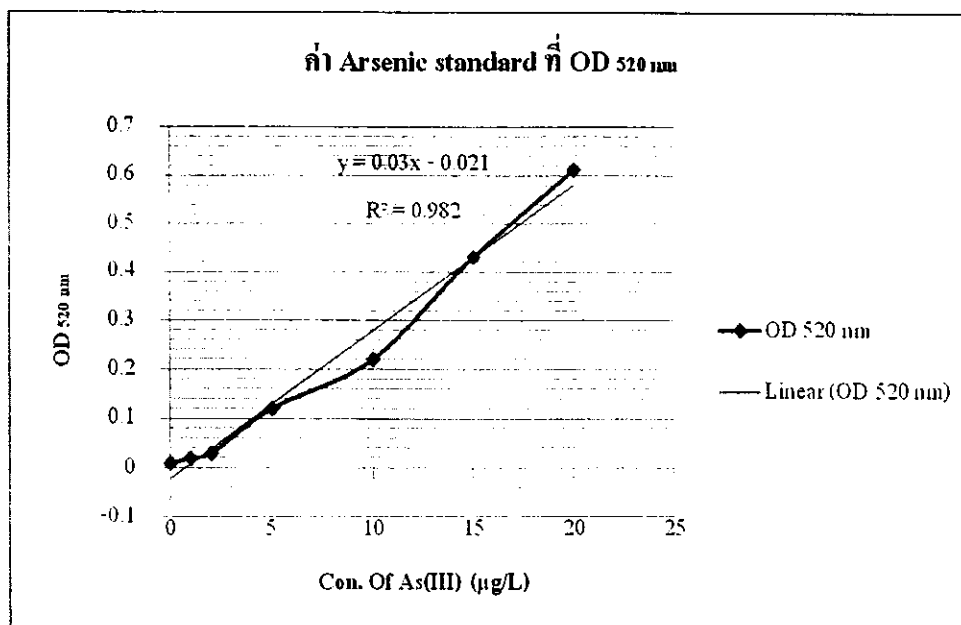
### 6.4 Preparation of standard curves

สารละลายมาตรฐาน arsenite ที่ระดับความเข้มข้นเท่ากับ 1, 2, 5, 10, 15 และ 20 µg/ml

### 6.5 วิธีการคำนวณและกราฟมาตรฐานของอาร์ซีนีไนท์

ตารางที่ 1 ปริมาณความเข้มข้น Arsenic ( $\mu\text{g/L}$ ) ที่ค่าการดูดกลืนแสง  $\text{OD}_{520 \text{ nm}}$

ปริมาณความ เข้มข้น Arsenic( $\mu\text{g/L}$ )	ค่าการดูดกลืนแสง วัดด้วย เครื่อง spectrophotometer ที่ $\text{OD}_{520 \text{ nm}}$			
	หลอด 1	หลอด2	ค่าเฉลี่ย X	$\text{OD}_{520 \text{ nm}}$
0	0.006	0.006	0.006	0.01
1	0.019	0.018	0.019	0.02
2	0.036	0.027	0.032	0.03
5	0.126	0.108	0.117	0.12
10	0.216	0.231	0.224	0.22
15	0.414	0.452	0.433	0.43
20	0.595	0.617	0.606	0.61



ภาพที่ 1 ค่า arsenic standard ที่ค่าการดูดกลืนแสง  $\text{OD}_{520 \text{ nm}}$

## 7 การวิเคราะห์ Manganese โดยวิธี digestion method

- 7.1. ตวงน้ำตัวอย่างด้วย slander 100 ml ลงในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 ml
- 7.2. ตั้งเครื่องย่อย Hot plate stirrer
- 7.3. เติมกรดไนตริกเข้มข้น ( $\text{HNO}_3$ ) 5 ml
- 7.4. ใส่ลูกแก้ว 3-4 ลูกป้องกันการฟุ้งของน้ำ
- 7.5. ต้มให้ละลาย เหลือ ประมาณ 2-5 ml ลักษณะมีควันขาวลอย ยกออกและปล่อยให้เย็น
- 7.6. นำไปเทใส่ขวดวัดปริมาตรขนาด 50 ml ที่ประกอบด้วยชุดกรวยกรองด้วยกระดาษกรองพร้อมล้างและปรับปริมาตรด้วยน้ำ DI
- 7.7. นำไปวิเคราะห์หาค่าแมงกานีสด้วย เครื่อง AAS (Atomic absorption spectrophotometer) ต่อไป

## 8. การวิเคราะห์ Ammonium-nitrogen โดยวิธี Nesslerization Method

### 8.1 การวิเคราะห์

8.1 ตวงน้ำตัวอย่าง 50 ml ลงในขวดรูปชมพูนขนาด 250 ml

8.2 เติม EDTA 1-2 หยด กรณีที่เกิดความขุ่น จากปฏิกิริยาระหว่าง Ca ; Mn กับน้ำยาเนส

เลอร์

8.3 เติมน้ำยาเนสเลอร์ 2 ml ปิดด้วยจุกยางและคนให้เข้ากัน ทิ้งไว้ 15 นาที

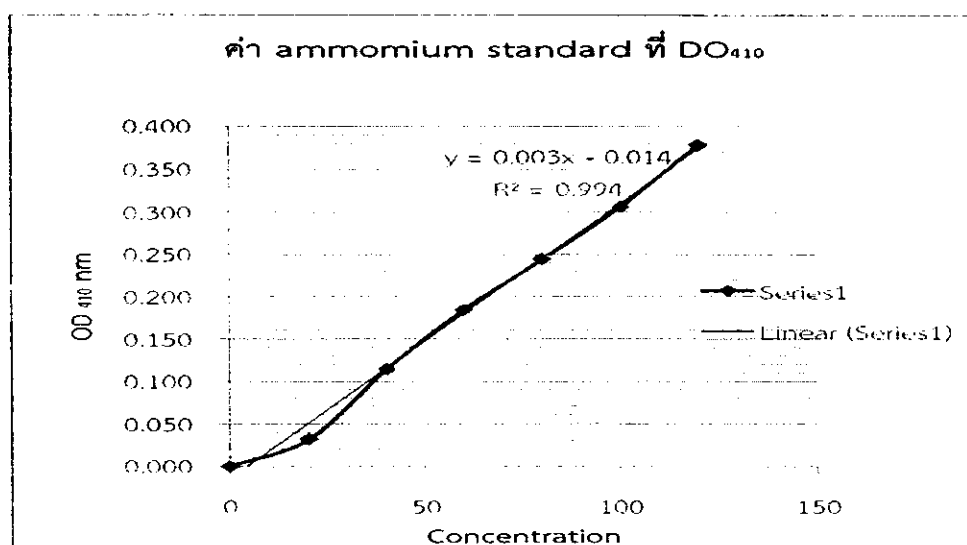
8.4 นำไปวัดค่า absorbance ที่ 410 nanometer ในเครื่อง spectrophotometer

## 8.2 วิธีการคำนวณและกราฟมาตรฐานของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน

เตรียมสารละลายมาตรฐาน แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ให้มีความเข้มข้นเท่ากับ 0, 1, 2, 4, 7 และ 10 ไมโครกรัม โดย pipette สารละลายมาตรฐาน standard ammonia solution มา 0, 1, 2, 4, 7 และ 10 มิลลิลิตร ใส่หลอดตามลำดับ แล้วเติมน้ำกลั่นให้ครบ 10 มิลลิลิตร ในทุกๆหลอด แล้วทำให้เกิดสีเช่นเดียวกับการวิเคราะห์ตัวอย่าง นำไปวัดค่า Absorbance ที่ 410 นาโนเมตร นำค่าที่ได้มาพล็อตกราฟระหว่างความเข้มข้นเป็นไมโครกรัม

ตารางที่ 2 ปริมาณความเข้มข้น Arsenic ( $\mu\text{g/L}$ ) ที่ค่าการดูดกลืนแสง  $\text{OD}_{520 \text{ nm}}$

ปริมาณความเข้มข้น Ammonium( $\mu\text{g/L}$ )	ค่าการดูดกลืนแสง วัดด้วย เครื่อง spectrophotometer ที่ $\text{OD}_{410 \text{ nm}}$			Average
	1	2	3	
0	0	0	0	0
20	0.029	0.035	0.032	0.032
40	0.108	0.117	0.116	0.114
60	0.186	0.185	0.183	0.185
80	0.242	0.249	0.241	0.244
100	0.308	0.301	0.308	0.306
120	0.369	0.378	0.387	0.378



ภาพที่ 2 ค่า ammonium standard ที่ค่าการดูดกลืนแสง  $\text{OD}_{410 \text{ nm}}$

## 9. การวิเคราะห์ Nitrate-nitrogen $\text{NO}_3^-$ โดยวิธี Brucine method

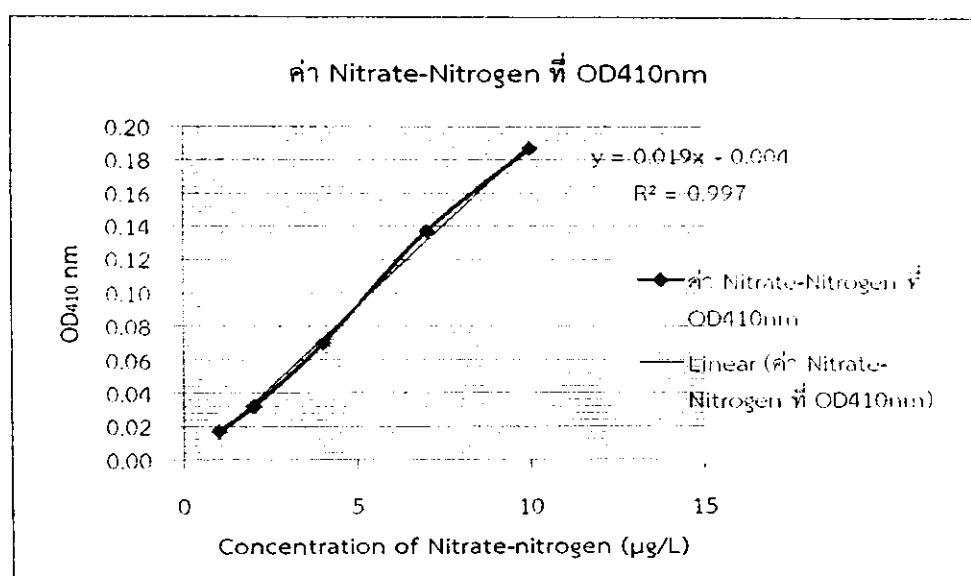
### 9.1 การวิเคราะห์

- 9.1.1 ตวง น้ำตัวอย่าง 10 ml ลงในหลอดแก้วขนาด 50 ml
- 9.1.2 เติม สารละลาย NaCl 2 ml พร้อมคนให้เข้ากัน
- 9.1.3 เติมสารละลายกรดซัลฟูริก (4+1) 10 ml คนให้เข้ากัน และนำไปแช่น้ำเพื่อทำให้เย็น
- 9.1.4 เติมสารละลาย Brucine-sulfanilic acid solution 0.5 ml คนให้เข้ากัน
- 9.1.5 นำไปแช่ที่เครื่องอังน้ำที่อุณหภูมิ  $95^\circ\text{C}$  เป็นเวลา 20 นาทีทำให้เย็น
- 9.1.6 นำไปวัด absorbance ที่  $\text{OD}_{410}$  nanometer

### 9.2 วิธีการคำนวณและกราฟมาตรฐานของไนเตรท

ตารางที่ 3 ปริมาณความเข้มข้น ไนเตรท ( $\mu\text{g/L}$ ) ที่ค่าการดูดกลืนแสง  $\text{OD}_{410 \text{ nm}}$

ปริมาณความ เข้มข้นไนเตรท ( $\mu\text{g/L}$ )	ค่าการดูดกลืนแสง วัดด้วย เครื่อง spectrophotometer ที่ $\text{OD}_{410 \text{ nm}}$			Average
	1	2	3	
0	0	0	0	0
1	0.016	0.011	0.023	0.02
2	0.035	0.029	0.032	0.03
4	0.074	0.071	0.065	0.07
7	0.134	0.132	0.144	0.14
10	0.189	0.192	0.180	0.19



ภาพที่ 3 ค่า nitrate standard ที่ค่าการดูดกลืนแสง  $\text{OD}_{410 \text{ nm}}$



ภาคผนวก ค  
ภาพระบบบำบัดและเครื่องมือทดลอง

10. อุปกรณ์ขัดขนาด anthracite และ sand

(ก) เครื่อง sieve

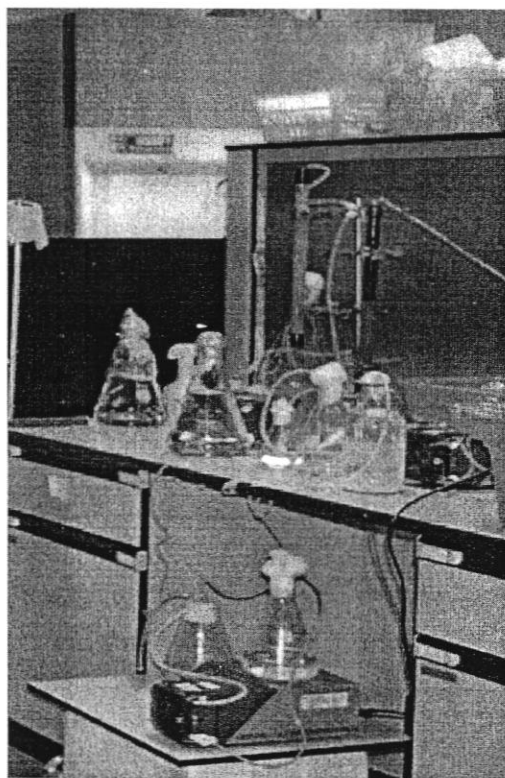


(ข) ตะแกรงร่อน



ภาพที่ 4 อุปกรณ์ขัดขนาด (ก) เครื่อง sieve และ (ข) ตะแกรงร่อน

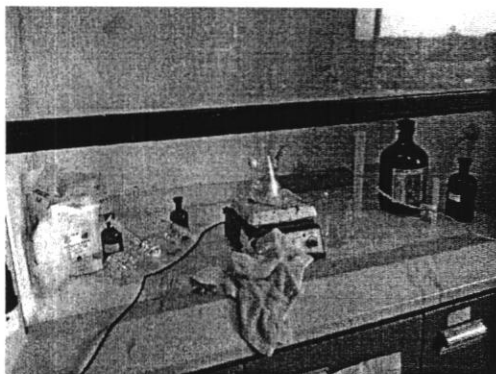
11. ระบบบำบัดถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ packed-bed แบบต่อเนื่อง



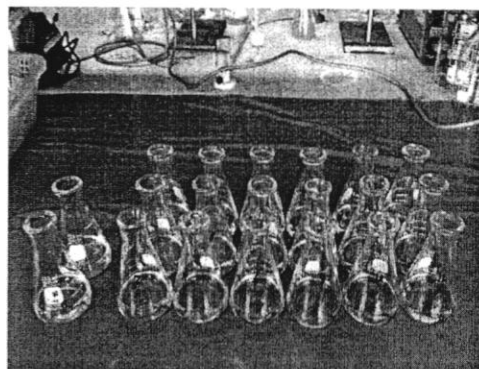
ภาพที่ 5 ระบบบำบัดถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ packed-bed แบบต่อเนื่อง

12. อุปกรณ์วิเคราะห์ อาร์ซีไนท์, แมงกานีส, และ แอมโมเนียม-ไนโตรเจน

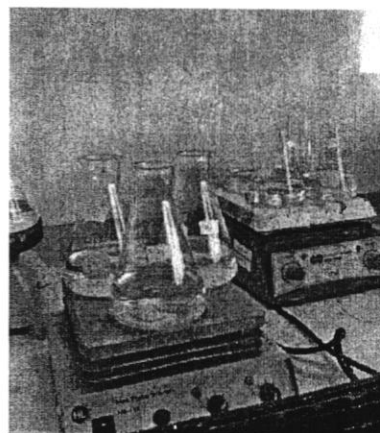
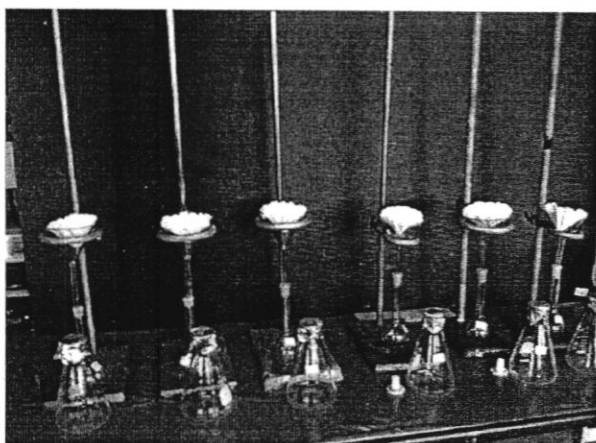
(ก) การวิเคราะห์อาร์ซีไนท์



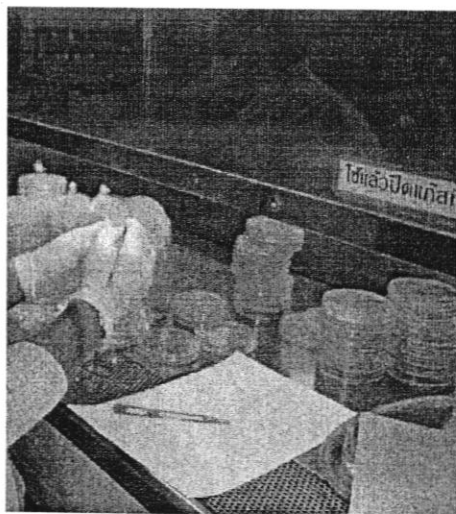
(ข) การวิเคราะห์แอมโมเนียม-ไนโตรเจน



(ค) การวิเคราะห์แอมโมเนียม-ไนโตรเจน



(ง) การนับจำนวนจุลินทรีย์



ภาคผนวก ง  
Conference

**13. Conference**

สมหวัง ฤทธิ์ทวงศ์ และ ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล. การประชุมวิชาการเสนอผลงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษาแห่งชาติ ครั้งที่ 36, การกำจัด As(III) และ Mn(II) ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์โดยถังปฏิกรณ์แบบ packed-bed ; Removal of As(III) and Mn(II) from synthetic groundwater Using packed-bed reactor. 29-31 ตุลาคม 2558 ณ มหาวิทยาลัยแม่โจ้ จังหวัดเชียงใหม่

The 36<sup>th</sup> National Graduate Research Conference

การประชุมวิชาการเสนอผลงานวิจัย  
ระดับบัณฑิตศึกษาแห่งชาติ ครั้งที่ 36

วันที่ 29-31 ตุลาคม 2558

ณ ศูนย์การศึกษาและฝึกอบรมนานาชาติ  
มหาวิทยาลัยแม่โจ้ จังหวัดเชียงใหม่



โดย

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยแม่โจ้

ผลจากการทำสมมูลไดนามิกของเพลลาและไบพัตที่มีต่อสมรรถนะของเครื่องสูบน้ำดับเพลิงชนิดหยอชิง วรรษ วงษ์พันธ์ และ สุรัชย์ รดาการ	159
Evaluation of Antioxidant Activity of Kombucha Tea Mattiko Junlue, Kanokporn Saenphet and Supap Saenphet	168
Inhibitory Effects of Herbal Tea on Some Enzymes Associated with Hyperglycemia and Hyperlipidemia Anawat Tilokwattanothai, Kanokporn Saenphet and Supap Saenphet	177
Effects of Atonik and Plant Growth Regulators on Berry Quality of 'Beauty Seedless' Grape Quang Thanh Lo, Pornpan Pooprompan, Siriwat Sakhonwasee and Chinapan Thanarut *	184
การวิเคราะห์พื้นที่ที่เหมาะสมสำหรับการปลูกไม้จันทร์ทองเทศในเขตพื้นที่โครงการหลวง จังหวัดเชียงใหม่ ภาติยะ พัฒนาศักดิ์, วาทีนีย์ สวณภกา, นิพนธ์ ตั้งธรรม และ วีระเกษตร สวณภกา	195
ผลกระทบของการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศต่อวงจรชีวิตของกบป่า ดวงภา ลากใหญ่, ชาคริต ไซตอมรศักดิ์ และ อริศรา เจริญปัญญาเนตร	209
การเพิ่มชุดโครโมโซมมัลเบอร์รี่ด้วยสารละลายโคลชิซิน ขวัญภรณ์ ชบสูงเนิน, ชินพันธ์ ธนารุ่ง, นเรศ ศรีเกษร และ อรพินธุ์ สฤชต์บัว	220
อิทธิพลของสารควบคุมการเจริญเติบโตต่อปริมาณและคุณภาพผลผลิตของพันธุ์ 'บัวดี ซีตเลสส์' วารการ รามะรุ่ง, ชินพันธ์ ธนารุ่ง, เสกสันต์ อุสสทนานนท์ และ วรินทร์ สุพนธ์	226
Design and Implementation of an Active Boom Sprayer Suspension System Mollika Thang and Chaiyakorn Jansuwan**	234
ความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะทางสัณฐานวิทยาของปากใบและดัชนีที่เกี่ยวข้องกับการแลกเปลี่ยนก๊าซ ในพืชเนื้อหยาบพันธุ์ กิตติภูมิ ธรรมชัย และ สิริวัฒน์ สวรรวาสี	240
การจำลองเครื่องเติมอากาศแบบโร้ไบพัตสำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย จารุจันทร์ บัวภา, สุเทพ ลิ่ววิทยาปกรณ์ และ ทิรภาณดี บรรเจิดกิจ	249
การกำจัด As(III) และ Mn(II) ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์โดยถังปฏิกรณ์แบบ packed-bed สมหวัง อุทธิทวงศ์ และ ปราณีย์ พัฒนพิพิธไพศาล	255

การกำจัด As(III) และ Mn(II) ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์โดยดั่งปฏิกรณ์แบบ packed-bed  
Removal of As(III) and Mn(II) from Synthetic Groundwater using  
Packed-bed Reactor

สมหวัง ฤทธิทวงศ์ (Somvang Litthavong)\*

ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล (Pranee Pattanapitpaisal)\*\*

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้ศึกษาประสิทธิภาพของแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 โครงสร้างเป็นไบโอฟิล์มบนเม็ด Polyethylene บรรจุในถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ packed-bed และถังปฏิกรณ์แบบ filtration ที่มี anthracite และ sand เป็นวัสดุตัวกรอง เพื่อการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน โซเดียมอาร์ซิไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ ที่ระดับความเข้มข้น 40 และ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ อัตราการไหลเข้าระบบเท่ากับ 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที ที่อุณหภูมิห้อง เก็บตัวอย่างทุกๆ 24 ชั่วโมง เป็นเวลา 42 วัน ผลการทดลองพบว่า ในช่วง 25 วันแรกของการทดลอง ถังปฏิกรณ์แบบไบโอฟิล์ม และถังปฏิกรณ์แบบ filtration สามารถบำบัด As(III) และ Mn(II) ได้เท่ากับ 89.08 และ 90.08 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ในวันที่ 26 ของการทดลอง ได้เติมแมงกานีสคลอไรด์ลงในตัวอย่างน้ำใต้ดินสังเคราะห์ พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดโซเดียมอาร์ซิไนท์มีค่าเท่ากับ 87.33 และ 69.59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และประสิทธิภาพการบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ มีค่าเท่ากับ 84.48 และ 93.70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าการบำบัด As(III) และ Mn(II) ด้วยถังปฏิกรณ์แบบไบโอฟิล์ม และถังปฏิกรณ์แบบ filtration มีประสิทธิภาพในการนำมาประยุกต์ใช้และขยายขนาดเพื่อการบำบัดในภาคสนามต่อไป

ABSTRACT

This research studied an effectiveness of *Bacillus megaterium* PNKP-S2 biofilm on polyethylene bead in packed-bed reactor and filtration reactor with anthracite and sand as a filter in order to removal As(III) and Mn(II). The synthetic groundwater supplemented with sodium-arsenite (40µg/L) and manganese chloride (100 µg/L) fed continuously via biofilm reactor and filtration reactor, respectively, at a flow rate 0.5 milliliter per minute at room temperature. Samples were collected every 24 hours for 42 days. The result show that in the first 25 days of the experiments, the biofilm reactor and filtration reactor effectively removed As(III) at 89.08% and 90.08%, respectively. In the 26<sup>th</sup> day of experiment, manganese chloride was fed into the reactor and it showed that the percentage of As(III) removal by biofilm reactor and filtration reactor was 87.33% and 69.59%, respectively. While Mn(II) removal were to 84.48% and 93.70%, respectively. It is indicated that biofilm and filtration reactor could be applied and scale up to use in the fieldwork..

**คำที่สำคัญ :** การกำจัด, อาร์ซิไนท์, แมงกานีส, ถังปฏิกรณ์แบบ packed-bed, ไบโอฟิล์ม

**Key Words :** Removal, Arsenite, Manganese, Packed-bed reactor and Biofilm

\* นักศึกษาหลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

\*\* รองศาสตราจารย์ ดร. อาจารย์ที่ปรึกษา, ภาควิชาวิทยาศาสตร์ชีวภาพ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี



### บทนำ

การปนเปื้อนของอาร์จีนินและแมงกานีส ในน้ำใต้ดินมีผลทำให้คุณภาพน้ำเสื่อมโทรม ส่งผลกระทบต่อการใช้ น้ำอุปโภคบริโภคและต่อสุขภาพของมนุษย์ โดยองค์การ WHO (World Health Organization) กำหนดมาตรฐาน น้ำดื่มให้มีอาร์จีนินไม่เกิน 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร และ แมงกานีส 0.4 มิลลิกรัมต่อลิตร (ปราณี, 2554) ปริมาณ ความเข้มข้นการปนเปื้อนอาร์จีนินมากกว่า 50 ไมโครกรัม ต่อลิตร เมื่อสะสมในร่างกายเป็นเวลา 10-15 ปี จะเกิด ปัญหาต่อสุขภาพมนุษย์ เกิดโรคมะเร็งผิวหนัง และปอด โรคมะเร็งประสาท และมีผลต่อสิ่งมีชีวิตในสิ่งแวดล้อม (Desesso et al. 1998) ส่วนแมงกานีสมีพิษต่อระบบ ประสาทโดยทำให้สมองและประสาทพิการ ผู้คนแมงกานีสที่ เข้าไปอยู่ในเนื้อเยื่อของปอดจะทำให้ความต้านทานต่อเชื้อ โรคลดลงและเกิดภาวะการอักเสบแทรกซ้อน (ยุภาพันธ์, 2552)

กระบวนการบำบัดอาร์จีนินและแมงกานีส สามารถทำได้โดยใช้กระบวนการทางกายภาพ กระบวนการทางเคมี และกระบวนการทางชีวภาพ ได้แก่ การตกตะกอน การดูดซับ การดูดซึม การออกซิเดชัน การ กรอง การใช้เยื่อเมมเบรน (กรณิการ์, 2544) การบำบัด ด้วยการใช้พืชและจุลินทรีย์โดยอาศัยการดูดซับและ ปฏิกริยาออกซิเดชัน (Michel et al., 2007) ซึ่งการบำบัด ทางเคมีจะมีค่าใช้จ่ายด้านสารเคมีค่อนข้างสูงและมักเกิด ผลลัพท์ที่ผลพลอยได้ที่เป็นอันตราย ดังนั้น กระบวนการ บำบัดทางชีวภาพจึงเป็นทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจเนื่องจาก เป็นกระบวนการบำบัดที่มีราคาถูกและเป็นมิตรกับ สิ่งแวดล้อม สำหรับงานวิจัยนี้จะศึกษาวิจัยถึงความเป็นไป ได้ในการใช้กระบวนการบำบัดทางชีวภาพร่วมกับ กระบวนการทางกายภาพโดยใช้ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไบ โอฟิล์ม (biofilm) ร่วมกับถึงปฏิกรณ์แบบการกรอง (filtration) ในการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนอาร์ จิน [As(III)] และแมงกานีส Mn(II)

### วัตถุประสงค์การวิจัย

เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด As(III) และ Mn(II) ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 ตรึงรูปบนเม็ด polyethylene เป็นไบโอฟิล์มในถึงปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับถึงปฏิกรณ์แบบ การกรอง (filtration) ที่มี anthracite และ sand เป็น วัสดุตัวกรอง

### วิธีการวิจัย

#### การเตรียมหัวเชื้อแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2

นำเชื้อแบคทีเรียเพาะเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อ Luria Bertani broth (LB) ปริมาตร 10 มิลลิลิตร และบ่ม เชย้า 150 รอบต่อนาที ที่อุณหภูมิห้อง (30 องศา เซลเซียส) เป็นเวลา 18 ชั่วโมง จากนั้นถ่ายเชื้อปริมาตร 5 เปอร์เซ็นต์ (ซึ่งปรับความเข้มข้น  $OD_{600} = 0.5$ ) ลงใน อาหารเลี้ยงเชื้อ LB broth ปริมาตร 150 มิลลิลิตร บ่ม เชย้าที่อัตรา 150 รอบต่อนาที ที่อุณหภูมิห้อง เป็นเวลา 36 ชั่วโมง

#### การเตรียมถึงปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

เตรียมคอลัมน์แก้วขนาด 39 เซนติเมตร เส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร ปริมาตร 150 ลูกบาศก์ เซนติเมตร นำไปทำให้ปลอดเชื้อด้วยการนึ่งฆ่าเชื้อ บรรจุ เม็ด polyethylene และก้อนหินกรวดที่ปลอดเชื้อด้วย แคลเซียมไฮโปคลอไรด์ 65 เปอร์เซ็นต์ แชเป็นเวลา 3 วัน จากนั้นทำการถ่ายเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ด้วยการไหลผ่านเข้าคอลัมน์ ด้วยอัตราการไหลเข้า 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที บ่มเป็นเวลา 48 ชั่วโมง เพื่อให้เกิด การเกาะติดของแบคทีเรียจากนั้นจึงทำการถ่ายอาหารเลี้ยง เชื้อ LB broth ไหลเข้าและออกทุกๆ 48 ชั่วโมง เป็นเวลา 30 วัน

#### การเตรียมถึงปฏิกรณ์แบบ filtration

เตรียมคอลัมน์แก้วขนาด 39 เซนติเมตร เส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร ปริมาตร 150 ลูกบาศก์ เซนติเมตร นำไปทำให้ปลอดเชื้อด้วยการนึ่งฆ่าเชื้อ จากนั้น นำเม็ด anthracite ขนาด 0.8-1.6 mm และ sand ขนาด

0.4-0.8 mm ล้างด้วยน้ำสะอาด แล้วนำไปทำให้ปลอดเชื้อด้วยการนึ่งฆ่าเชื้อก่อนบรรจุลงในคอสิรม์แก้วต่อไป

#### การเตรียมน้ำใต้ดินสังเคราะห์

ทำการเตรียมน้ำใต้ดินสังเคราะห์ดังส่วนประกอบในตารางที่ 1 ปรับ pH เท่ากับ 6.5 นำไปทำให้ปลอดเชื้อด้วยการนึ่งฆ่าเชื้อที่อุณหภูมิที่ 110 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 20 นาที (Son Van Dang, 2008)

#### ตารางที่ 1 ส่วนประกอบของน้ำใต้ดินสังเคราะห์

ลำดับ	สารเคมี	ปริมาณ	หน่วย
1	Calcium Chloride CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0.23	กรัม/ลิตร
2	Sodium Sulphate NaSO <sub>4</sub>	1.20	กรัม/ลิตร
3	Sodium Hydrogen Carbonate NaHCO <sub>3</sub>	0.37	กรัม/ลิตร
4	Magnesium Chloride MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	1.35	กรัม/ลิตร
5	Sodium Anhydrous Acetate CH <sub>3</sub> COONa	0.00123	กรัม/ลิตร
6	Arsenite [Sodium(meta) arsenite AsNaO <sub>2</sub>	40	ไมโครกรัม/ ลิตร
7	Manganese chloride	100	ไมโครกรัม/ ลิตร
8	น้ำกลั่น (DI water)	1000	มิลลิลิตร

#### ระบบการทำงานของถังปฏิกรณ์แบบ packed-bed

น้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์และแมงกานีสคลอไรด์ที่ระดับความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 40 และ 100 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ จะไหลผ่านเข้า

สู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ที่มีเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 เจริญเป็นไบโอฟิล์มเกาะอยู่บนเม็ด polyethylene (ดังภาพที่ 1; ส่วนที่ 1) จากนั้นจะไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบ filtration ซึ่งมี anthracite และ sand เป็นตัวกรอง (ดังภาพที่ 1; ส่วนที่ 2) จากนั้นน้ำใต้ดินสังเคราะห์จะไหลเข้าถังฆ่าเชื้อ disinfection ซึ่งมีแคลเซียมไฮโปคลอไรด์ 65 เปอร์เซ็นต์ (ดังภาพที่ 1; ส่วนที่ 3)

ทำการทดลองชุดควบคุม (abiotic experiment) ประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่ปราศจากไบโอฟิล์ม ถังปฏิกรณ์แบบ filtration และถังฆ่าเชื้อ ทำการทดลองเช่นเดียวกับการทดลองข้างต้น

#### การเก็บตัวอย่างน้ำและการวิเคราะห์

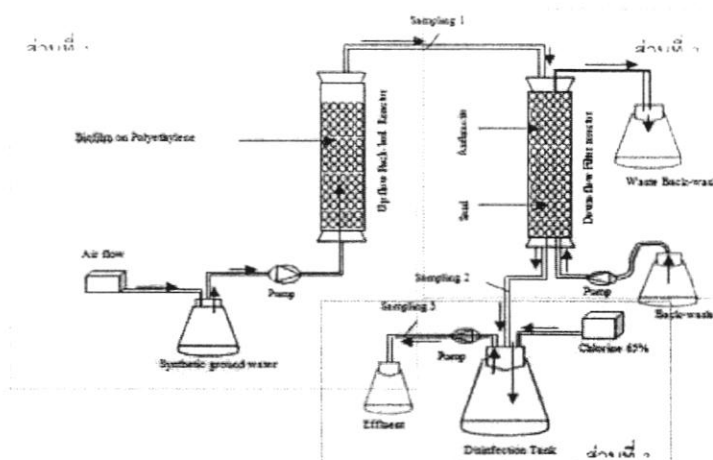
เก็บตัวอย่างน้ำเมื่อผ่านการบำบัด ทุกๆ 24 ชั่วโมงเป็นระยะเวลา 42 วัน ทำการเก็บตัวอย่างทั้งหมด 3 จุด

จุดที่ 1 ส่วนที่ไหลผ่านในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ลักษณะการไหลผ่านแบบ upflow

จุดที่ 2 ส่วนที่ไหลต่อเนื่องผ่านถังปฏิกรณ์แบบ Filtration ลักษณะการไหลผ่านแบบ downflow

จุดที่ 3 ตัวอย่างน้ำในถังฆ่าเชื้อ disinfection

การวิเคราะห์ ความเข้มข้นของอาร์ซิไนท์ (ในวันที่ 1 - 42 จากจุดที่ 1 และ 2) ด้วยวิธี silver diethyldithiocarbamate assay; วิเคราะห์ความเข้มข้นของแมงกานีส (ในวันที่ 26-42 จากจุดที่ 1 และ 2) ด้วยวิธี Net digestion และวิเคราะห์ปริมาณเชื้อแบคทีเรีย (ในวันที่ 26-42 จากจุดที่ 1 2 และ 3) ด้วยวิธี spread plate method (AHPA, 1995)



ภาพที่ 1 แผนภูมิระบบการบำบัด As(III) และ Mn(II) ด้วยถังปฏิกรณ์แบบ packed-bed แบบต่อเนื่อง

#### ผลการวิจัย

##### การบำบัดโซเดียมอาร์ซิไนท์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

เมื่อนำได้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) โหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำได้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์และแมงกานีสคลอไรด์ ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดจะสูงขึ้นเรื่อยๆ และมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดในวันที่ 11 ของการทดลองคือเท่ากับ 89.1 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในช่วงวันที่ 12-25 ของการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดค่อนข้างคงที่คือเฉลี่ยเท่ากับ 88.9 เปอร์เซ็นต์ อย่างไรก็ตามในวันที่ 26 ของการทดลองได้นำน้ำได้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ Mn(II) โหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบไบโอฟิล์ม ผลการทดลองพบว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III) เท่ากับ 86.6 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 26 ของการทดลอง และมีประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 87.3 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 27-31 และพบว่าประสิทธิภาพการบำบัด As(III) จะลดลงอย่างต่อเนื่อง โดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III) เท่ากับ 5.17 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 42 ของการทดลอง (ภาพที่ 2)

##### การบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ในถังปฏิกรณ์

##### ชีวภาพไบโอฟิล์ม

นำได้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ Mn(II) โหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มในวันที่ 26 ของการทดลอง ผลการทดลองพบว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด Mn(II) เท่ากับ 41.4 เปอร์เซ็นต์ และความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์มีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่องในวันที่ 27-42 ของการทดลอง โดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด Mn(II) เท่ากับ 83.4 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 42 ของการทดลอง (ภาพที่ 2)

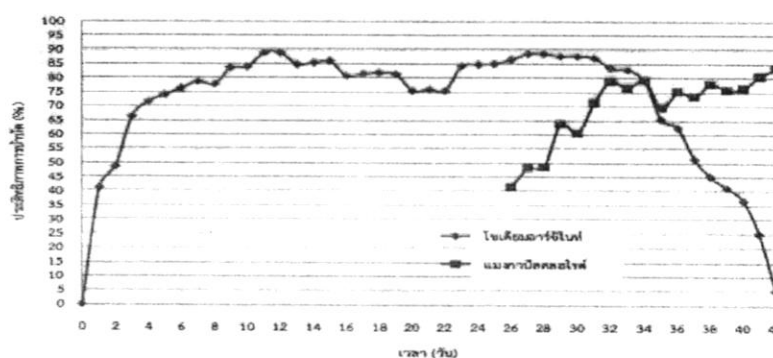
##### การบำบัดโซเดียมอาร์ซิไนท์ในถังปฏิกรณ์แบบ filtration

หลังจากนำได้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) ได้ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มแล้วจะโหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบการกรอง (filtration) โดยนำได้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มซึ่งมีความเข้มข้นของ As(III) เหลืออยู่เท่ากับ 25.20 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อโหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบการกรอง (filtration) พบว่าถังปฏิกรณ์แบบการกรอง ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดให้ความเข้มข้นของ As(III) ลดลงเหลือเท่ากับ 3.83 ไมโครกรัมต่อลิตร นั่นคือมีประสิทธิภาพ

การบำบัดโดยรวมเท่ากับ 90.4 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 13 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด และมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเฉลี่ยเท่ากับ 86.8 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 14-25 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด

เมื่อนำได้ตินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ Mn(II) โหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มในวันที่ 26 ของการทดลอง พบว่าถังปฏิกรณ์แบบการกรอง มีประสิทธิภาพในการบำบัดให้ความเข้มข้นของ As(III) ลดลงเหลือเท่ากับ 3.80 ไมโครกรัมต่อลิตร นั่นคือมีประสิทธิภาพการบำบัด

โดยรวมเท่ากับ 90.5 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมลดลงเหลือเท่ากับ 88.8 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 27-35 ของการทดลอง และมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมลดลงเหลือเท่ากับ 69.59 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 36-41 ของการทดลอง โดยในวันที่ 42 ของการทดลอง มีประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 54.5 เปอร์เซ็นต์เมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด (ภาพที่ 3)

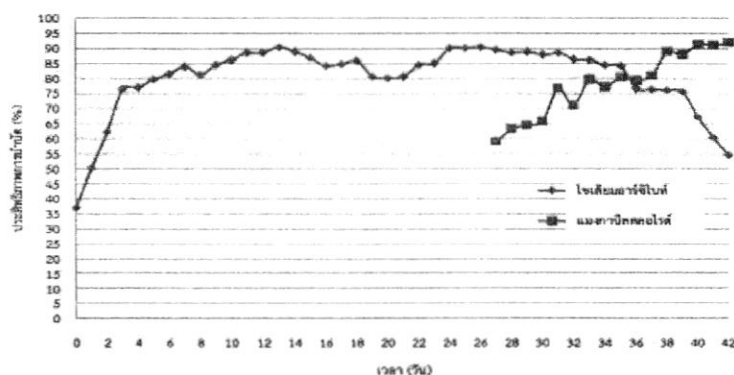


ภาพที่ 2 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำได้ตินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์และแมงกานีสคลอไรด์ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม

การบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ด้วยถังปฏิกรณ์แบบการกรอง (filtration)

นำได้ตินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ Mn(II) โหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มในวันที่ 26 ของการทดลองแล้วจะไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์กายภาพแบบการกรอง (filtration) โดยนำได้ตินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มซึ่งมีความเข้มข้นของ Mn(II) เหลืออยู่เท่ากับ 56.6 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อโหลเข้า

ถังปฏิกรณ์แบบการกรอง (filtration) พบว่าประสิทธิภาพการบำบัด Mn(II) โดยรวมเท่ากับ 59.0 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด และพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัด Mn(II) เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง โดยในวันที่ 42 ของการทดลอง ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมมีค่าเท่ากับ 93.7 เปอร์เซ็นต์หรือความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์ต่ำสุด 6.1 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด (ภาพที่ 3)



ภาพที่ 3 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์และแมงกานีสคลอไรด์ด้วยถังปฏิกรณ์แบบการกรอง (filtration)

#### ปริมาณของแบคทีเรีย

การศึกษาปริมาณแบคทีเรียด้วยวิธี spread plate method เพื่อตรวจสอบปริมาณแบคทีเรียที่หลุดลอกจากถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม โดยทำการวิเคราะห์ปริมาณแบคทีเรียหลุดออกมากับตัวอย่างน้ำใต้ดินสังเคราะห์ ในวันที่ 26-42 ของการทดลอง ผลการทดลองพบว่า มีการหลุดลอกของแบคทีเรียออกจากถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม โดยปริมาณแบคทีเรียจะลดลงเมื่อเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบ filtration และถังฆ่าเชื้อตามลำดับ ดังสรุปในตารางที่ 2

#### อภิปรายและสรุปผลการวิจัย

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มพบว่าในช่วง 25 วันแรกของการทดลอง ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพในการบำบัดอยู่ในช่วง 75.5-89.1 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบการกรอง (filtration) พบว่ามี การบำบัดเพิ่มขึ้นโดยรวมเท่ากับ 90.4 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 26 ของการทดลองได้เติมน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ Mn(II) ให้ไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มต่อเนื่องด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบการกรอง พบว่า ถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III)

ตารางที่ 2 ปริมาณแบคทีเรียในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม ถังปฏิกรณ์แบบ การกรอง (filtration) และถังฆ่าเชื้อ disinfection

วันที่ (ของ การ ทดลอง)	ปริมาณของแบคทีเรีย (CFU/ml)		
	ถังปฏิกรณ์ ชีวภาพ ไบโอฟิล์ม	ถังปฏิกรณ์ แบบการกรอง filtration	ถังฆ่าเชื้อ disinfection
26	$2.1 \times 10^8$	$9.5 \times 10^7$	$3.3 \times 10^4$
27	$1.8 \times 10^8$	$7.6 \times 10^7$	$2.8 \times 10^4$
28	$1.9 \times 10^8$	$8.2 \times 10^7$	$2.1 \times 10^4$
29	$1.9 \times 10^8$	$8.3 \times 10^7$	$1.3 \times 10^4$
30	$1.9 \times 10^8$	$7.4 \times 10^7$	$1.0 \times 10^4$
31	$1.6 \times 10^8$	$7.2 \times 10^7$	$1.1 \times 10^4$
32	$1.5 \times 10^8$	$5.6 \times 10^7$	$5.0 \times 10^3$
33	$7.4 \times 10^7$	$4.7 \times 10^7$	$3.0 \times 10^3$
34	$8.8 \times 10^7$	$6.3 \times 10^7$	$4.0 \times 10^3$
35	$1.1 \times 10^8$	$3.5 \times 10^7$	$2.5 \times 10^3$
36	$1.2 \times 10^8$	$5.1 \times 10^7$	$2.5 \times 10^3$
37	$5.2 \times 10^7$	$6.0 \times 10^7$	$4.0 \times 10^3$
38	$4.8 \times 10^7$	$4.9 \times 10^7$	$3.5 \times 10^3$
39	$7.0 \times 10^7$	$2.8 \times 10^7$	$2.5 \times 10^3$
40	$1.2 \times 10^8$	$2.3 \times 10^7$	$1.5 \times 10^3$
41	$8.8 \times 10^7$	$3.9 \times 10^7$	$2.0 \times 10^3$
42	$8.0 \times 10^7$	$3.6 \times 10^7$	$1.0 \times 10^3$

ใกล้เคียงกับสภาวะที่ไม่มี Mn(II) คือเฉลี่ยเท่ากับ 85.9 เปอร์เซ็นต์ ตลอดช่วงเวลา 8 วัน (ในวันที่ 26-34 ของการทดลอง) หลังจากนั้นประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มจะลดลงเรื่อยๆ โดยถังปฏิกรณ์มีประสิทธิภาพการบำบัด As(III) เท่ากับ 5.17 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 42 ของการทดลอง และเมื่อนำได้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบ การกรอง (filtration) พบว่ามีการบำบัด As เพิ่มขึ้นโดยรวมเท่ากับ 54.5 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 42 ของการทดลอง นอกจากนี้ยังพบว่าในถังปฏิกรณ์ควบคุมไม่พบการบำบัด As(III) แสดงให้เห็นว่าการบำบัด As(III) ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มเกิดจากการที่ไบโอฟิล์มของ *B. megaterium* PNKP-S2 สามารถออกซิไดส์และต้านทานต่อความเป็นพิษของอาร์ซีนิก โดยแบคทีเรียจะสร้างเอนไซม์ arsenite oxidase มาออกซิไดส์อาร์ซีนิกที่มีความเป็นพิษสูงให้อยู่ในรูปของอาร์ซีนินซึ่งมีความเป็นพิษน้อยกว่า (Michel et al., 2007; ปราณี, 2554; Pranee et al., 2015), Philips และ Taylor (1976) รายงานการบำบัดอาร์ซีนิกโดยวิธีทางชีวภาพ โดยใช้ *Alcaligenes faecalis* พบว่าการเปลี่ยนแปลงของอาร์ซีนิกเป็นอาร์ซีนินเป็นการเปลี่ยนแปลงโดยเอนไซม์ arsenite oxidase โดยจะออกซิไดส์ด้วยอัตราค่าที่ประมาณ 3.1  $\mu\text{mol}/\text{mg protein}/\text{hr}$  และสามารถออกซิไดส์อาร์ซีนิกทั้งหมดภายในเวลา 6 ชั่วโมง สอดคล้องกับงานวิจัยของ พิทยา และ ปราณี (2557) รายงานว่า แบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซีนิก PNKP-S2 มีประสิทธิภาพบำบัด 97.5 ในระยะเวลา 21 วัน เนื่องจากแบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซีนิก PNKP-S2 สามารถเจริญและออกซิไดส์ได้ดีที่ระดับความเข้มข้น 40 ไมโครกรัมต่อลิตร ซึ่งเป็นค่าความสามารถในการต้านทานความเข้มข้นอาร์ซีนิกสูงสุดของแบคทีเรีย อย่างไรก็ตาม Ito et al. (2012) ได้รายงานว่าแบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซีนิกในถังปฏิกรณ์ชีวภาพมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสารประกอบอาร์ซีนิกโดยอาศัยกิจกรรมของแบคทีเรียในการเกิดปฏิกิริยาการออกซิไดส์อาร์ซีนิก เพื่อลดความเป็นพิษของอาร์ซีนิก

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ Mn(II) ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์ม พบว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด Mn(II) เท่ากับ 83.4 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อนำได้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบการกรอง (filtration) พบว่ามี ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 93.7 เปอร์เซ็นต์ สอดคล้องกับงานวิจัยของ Hasan et al. (2012) ได้รายงานว่าแบคทีเรีย *B. cereus* สามารถกำจัด  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  และ  $\text{Mn}^{2+}$  ไปพร้อมๆ กันประมาณ 95 เปอร์เซ็นต์ ในถังปฏิกรณ์แบบ biological aerated filter นอกจากนี้ Pokhrel and Viraghavan (2009) ทำการปรับปริมาณความเข้มข้น ในอัตราส่วนของ Fe(II):AS (10:1 20:1 30:1 40:1) ผ่านการกรองด้วยทราย อัตราส่วน 40:1 สามารถบำบัด As ให้เท่ากับ 5 ไมโครกรัมต่อลิตร หรือต่ำกว่า และ Katsoyannis et al. (2008) ได้ศึกษาน้ำใต้ดินในท้องที่อำเภอมาลาการ์ราในเขตเทศบาลเมืองแอ็กซ์อส ตอนเหนือของกรีซ ที่ประชาชนใช้เพื่อการอุปโภคบริโภค มีการปนเปื้อนอาร์ซีนิก 20 ไมโครกรัมต่อลิตร แมงกานีส 235 ไมโครกรัมต่อลิตร โดยที่อาร์ซีนิก และแมงกานีส มีการปนเปื้อนเกินค่ามาตรฐานของ EC 98/83. คณะผู้วิจัยได้ทำการบำบัดตั้งแต่ ปี 2005 ระบบบำบัดประกอบด้วย การให้อากาศ และการกรองแบบอัทโฟลเพื่อ การออกซิเดชันทางชีวภาพของแมงกานีส และอาร์ซีนิก พบว่า Mn(II) จะถูกออกซิไดส์ทางชีวภาพและเกิดเป็นตะกอน manganese oxide ที่ถูกกำจัดโดยการกรอง As(III) จะถูกออกซิไดส์แต่ไม่ถูกกำจัดในช่วงการกรองแบบชีวภาพ อาร์ซีนิกจะถูกกำจัดให้เหลือน้อยกว่า 10 ไมโครกรัมต่อลิตร ในช่วงของการตกตะกอนและการกรอง ความเข้มข้นสุดท้ายทั้งหมดของ Mn(II) ต่ำกว่า ค่ามาตรฐาน EC คือ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร

จากผลการทดลองชี้ให้เห็นว่าการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) อย่างเดียวและปนเปื้อน As(III) ร่วมกับ Mn(II) ด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไบโอฟิล์ม ต่อเนื่องด้วยถังปฏิกรณ์กายภาพแบบการกรองสามารถใช้เป็นแนวทางในการบำบัดอาร์ซีนิกและแมงกานีสในน้ำใต้ดิน

และ/หรือน้ำเสีย และเพื่อให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดมากขึ้นจำเป็นต้องเพิ่มขนาดของถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไบโอฟิล์มและตัวกรองให้มากขึ้น

#### ข้อเสนอแนะ

ผลการวิจัยนี้ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 และการบำบัดของ anthracite และ sand ในถังปฏิกรณ์แบบ packed-bed ภายในห้องปฏิบัติการ หากจะนำไปประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำใต้ดินในธรรมชาติทั่วไป ควรมีการศึกษาเพิ่มเติมด้านความเป็นไปได้ทางเศรษฐศาสตร์ในการนำระบบมาใช้จริง

#### เอกสารอ้างอิง

กรณีการ์ สิริสิงห์. (2544). เคมีของน้ำ น้ำโสโครกและการวิเคราะห์ (พิมพ์ครั้งที่ 2). กรุงเทพมหานคร  
ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล และ พิชยาตา สุรารักษ์. (2554). arsenic contamination and groundwater quality in Amphor Khammarat and Amphor Khong Chiam, Ubon Ratchathani province. วารสารวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี, 1, 48-56.  
ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล. (2551). Arsenic contamination in groundwater of the lower Mekong basin. วารสารวิชาการ มอ.บ, 10: 27-39.  
พิชยา วามะพันธ์ และ ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล. (2557). การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนอาร์ซีนิดด้วยแบคทีเรียออกซิไดส์อาร์ซีนีในถังรูป. (วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต) มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี. จังหวัดอุบลราชธานี  
อุภาพันธ์ ทองไทย. (2552). การกำจัดเหล็กและแมงกานีสออกจากน้ำผิวดินโดยวิธีจาร์เรสดีในห้องปฏิบัติการ ด้วยปูนขาว และแมกนีเซียมคาร์บอเนต (วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต). มหาวิทยาลัยราชภัฏพระนคร. กรุงเทพมหานคร

American Public Health Association (APHA). (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th ed. Washington, DC.

Dang, S. V., J. Kawasaki, L.C. Abella, J.A. Auresenia, H. Habaki, P.D. Gaspillo, and H. Kosuge. (2008). Removal of arsenic from synthetic groundwater by adsorption using the combination of laterite and iron modified activated carbon. Water and environmental technology, 6(1): 43-54

Desesso, J.M., Jacobson. C.F., Scialli. A. R., Farr. C.H., and Holson. J.F. (1998). An assessment of the developmental toxicity of inorganic arsenic. Reprod Toxicol, 12(4): 385-433

Hasan, H.A., S. R. S. Abdulah, N. T. K. Fli, and S. K. Kamarudin. (2012). Effective microbes for simultaneous bio-oxidation of ammonia and manganese in biological aerated filter system. Bioresearch Technology, 124: 355-363.

Ito, A., J. Miura., N. Ishikawa., and T. Umita. (2012). Biological oxidation of arsenite in synthetic groundwater using immobilised bacteria. Water research, 1-7.

Katsoyiannis, I.A., A. Zikoudi, and S.J.Hug. (2008). Arsenic removal from groundwater containing iron, ammonium, manganese and phosphate: A case study from a treatment unit in northern Greece. Desalination, 224: 330-339.

Michel, C., M. Jean., S. Coulon., M.C. Dictor., F. Delorme., and F. Garrido. (2007). Biofilms of As(III)-oxidising bacteria:

- formation and activity studies for bioremediation process development. *Environmental Biotechnology*, 77: 457-467.
- Pattanapitpaisal, P., Natanong, Y., Rungpha, S. and Phittahaya, W. (2015). Arsenite Oxidation and Arsenite Resistance by *Bacillus* sp. PNKP-S2. *Environmental Asia*, 8(1): 9-15
- Philips, SE. and Taylor ML. (1976). Oxidation of arsenite to arsenate by *Alcaligenes faecalis*. *Apple Environ Microbial*. 32: 392-399.
- Pokhrel, D. and T.Viraraghavan. (2009). Biological filtration for removal of arsenic from drinking water. *Journal of Environmental Management*, 90: 1956-1961.





# การประชุมเสนอผลงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษาแห่งชาติ ครั้งที่ ๓๒

๒๔-๓๑ ตุลาคม ๒๕๕๘

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยแม่โจ้



(รองศาสตราจารย์ ดร.เอกชัย แสงอินทร์)  
คณบดีบัณฑิตวิทยาลัยเชียงใหม่  
ประธาน กคปส.

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.จาดพงษ์ วาฑุทธิ์)  
คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย  
มหาวิทยาลัยแม่โจ้

## ประวัติผู้วิจัย

ชื่อ นายสมหวัง ฤทธิ์ทองศ์  
ประวัติการศึกษา พ.ศ. 2543-2548 มหาวิทยาลัยแห่งชาติลาว  
สาขาวิชาครูชีวะวิทยา คณะศึกษาศาสตร์  
ประวัติการทำงาน พ.ศ. 2549 - ปัจจุบัน  
มหาวิทยาลัยสุภานุวงศ์ แขวงหลวงพระบาง สาธารณรัฐ ประชาธิปไตย  
ประชาชนลาว  
ตำแหน่ง ข้าราชการครู  
สถานที่ทำงานปัจจุบัน มหาวิทยาลัยสุภานุวงศ์ แขวงหลวงพระบาง สาธารณรัฐ ประชาธิปไตย  
ประชาชนลาว โทรศัพท์ +856 71 252357, +856 20 22359459

